

Die Verteilung der Messwerte von Staubmessungen und ihre Bedeutung für die Grenzwertableitung

Lösungsvorschläge und kritische Diskussion

F. Bochmann, P. Morfeld

Zusammenfassung Aufgrund der Schwankungen von Schadstoffkonzentrationen in der Zeit hat die Messdauer bzw. die Mittelungsdauer einen wesentlichen Einfluss auf den ermittelten Wert. Langzeitkonzentrationen oder Langzeitexpositionsangaben sind somit nicht im Verhältnis 1 : 1 direkt auf Schichtdauern zu beziehen. Zur notwendigen Umrechnung von mittleren Konzentrationsangaben aus Langzeitstudien auf einen Schichtgrenzwert stellt dieser Beitrag die Ableitung eines geeigneten Faktors vor. Der Faktor beruht auf der Annahme einer Lognormalverteilung der Messwerte und auf deren empirisch geschätzten geometrischen Standardabweichungen. Für ein 97,5-Perzentil resultierten Umrechnungsfaktoren zwischen 2,5 und 7. Liegen keine Kenntnisse zur Messwertverteilung vor, so ist bei konservativer Voraussetzung eines 97,5-Perzentils von einem Faktor von mindestens 2 bis 3 auszugehen. Diese Überlegungen sind in ein entsprechendes Dokument der MAK-Kommission eingegangen.

Distribution of particle measurement values and their importance for the derivation of limit values – proposed solutions and critical discussion

Abstract Owing to fluctuations in pollutant concentrations over time, measurement and averaging time has a key effect on the value obtained. Long-term concentrations and long-term exposure data cannot therefore be applied directly 1:1 to shift durations. For the necessary conversion of mean concentration data from long-term studies to a shift limit value, this article describes how to derive a suitable factor. The factor is based on the assumption of a log-normal distribution of measured values and on their empirically estimated geometrical standard deviations. Conversion factors between 2.5 and 7 have been obtained for a 97.5 percentile. If there is no knowledge of the measured value distribution, a factor of at least 2 to 3 can be assumed with a conservative presupposition of a 97.5 percentile. These considerations have been incorporated in a MAK Commission document on this subject.

Dr. phil. Frank Bochmann,

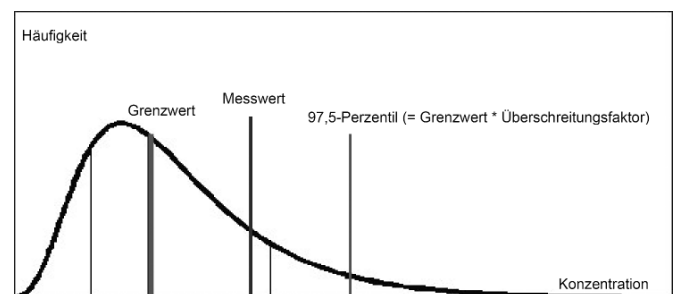
Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (IFA), Sankt Augustin.

Priv.-Doz. Dr. rer. medic. Peter Morfeld,

Institut für Epidemiologie und Risikobewertung in der Arbeitswelt (IERA) der Evonik Industries AG, Essen, und Institut und Poliklinik für Arbeitsmedizin, Umweltmedizin und Präventionsforschung der Universität zu Köln.

1 Einleitung

Messwerte der Konzentration eines Gefahrstoffes am Arbeitsplatz zeigen eine hohe Variabilität über die Zeit (Woche, Monat, Jahr), da am gleichen Arbeitsplatz oder bei der gleichen Tätigkeit zu verschiedenen Zeitpunkten unterschiedliche Konzentrationen einer Substanz in der Luft gemessen werden. Diese Variabilität führt in der Zusammenfassung von Messwerten zu einer Häufigkeitsverteilung. Da die Konzentrationswerte nicht negativ sein können, sind diese Verteilungen nach unten durch Null beschränkt, was zu einer linkssteilen Werteverteilung mit ausgeprägter Flanke nach rechts führt (rechtsschiefe Verteilung). Bis auf wenige Ausnahmen kann diese als näherungsweise log-normal angesehen werden, d. h. nach Logarithmierung der Messwerte wird aus der rechtsschiefen eine weitgehend symmetrische Verteilung, die durch eine Normalverteilung (Glockenkurve der Gaussverteilung) approximiert werden kann (**Bild**).



Rechtsschiefe Häufigkeitsverteilung von Messwertkonzentrationen (log-normal). Der arithmetische Langzeitmittelwert ist als Grenzwert eingetragen, wie üblicherweise aus Langzeitstudien ermittelt. Das 97,5-Perzentil der Einzelwerte fungiert als konservative obere Grenze für den Bereich der zulässigen Expositionen. Das Verhältnis aus 97,5-Perzentil und Grenzwert definiert den zulässigen Überschreitungsfaktor. Der eingetragene Messwert liegt oberhalb des Langzeitmittelwertes, ist aber dennoch zulässig.

Die geometrischen Standardabweichungen dieser rechtsschiefen Messwertverteilung liegen für Stäube bzw. Quarzstaub, gemessen als alveolengängige Fraktion (A-Fraktion), zwischen 2 und 5. Zu Begriff und Bedeutung der geometrischen Standardabweichung siehe Abschnitt 3.1.

Die Höhe eines Messwertes ist somit vom Zeitpunkt der Messung und deshalb die Höhe eines Mittelwertes der Konzentrationen von der Lage und Länge der Mittelungszeiträume abhängig. Dies ist erstens relevant für die epidemiologische Ableitung von Arbeitsplatzgrenzwerten, da geklärt werden muss, wie repräsentativ vorhandene Messwerte für die Expositionsbeurteilung sind. Zweitens ist die Variabilität der Exposition bei der Überprüfung der Grenzwerteinhalten zu berücksichtigen.

2 Langzeitgrenzwerte und Grenzwerte mit Schichtbezug

Für Gefahrstoffe mit Langzeitwirkung, wie z. B. biobeständige Stäube, ist nicht die momentane Belastung für die Gesundheitswirkung ausschlaggebend, sondern die Langzeitbelastung über viele Jahre, die in der Epidemiologie meist über die kumulierte Exposition gemessen wird [1]. Auf der Basis solcher Langzeitstudien abgeleitete Grenzwertkonzentrationen sind also stets auf lange Zeiträume bezogen, oft auf ein gesamtes Arbeitsleben von ca. 35 Jahren. Sie stellen somit Grenzwerte für arithmetische Mittelwerte der Konzentrationen über diese langen Zeiträume dar. Dies gilt auch, wenn sich die Ableitung auf tierexperimentelle Daten aus einer toxikologischen Untersuchung bezieht, die die Wirkung einer chronischen Exposition über z. B. zwei Jahre im Rattenexperiment untersucht und die Ergebnisse auf die Arbeitsbedingungen des Menschen am Arbeitsplatz übertragen werden. Diese auf einer Langzeitbasis ermittelten Grenzwerte werden im Folgenden als Langzeitgrenzwerte bezeichnet.

In der Anwendung werden Grenzwerte aber nur im Ausnahmefall als Langzeitgrenzwerte definiert – ein Ausnahmefall ist der Steinkohlenbergbau [2] –, sondern üblicherweise als Schichtgrenzwerte (Kurzzeitüberschreitungen innerhalb der Schicht sind nicht Thema dieser Arbeit). Der Mittelungszeitraum für einen Schichtgrenzwert beträgt üblicherweise 8 h. Wird der Grenzwert nicht als Langzeit-, sondern als scharfer Schichtgrenzwert, d. h. ohne Überschreitung definiert, so dürfen die über die Schicht arithmetisch gemittelten Konzentrationen diesen Grenzwert in keiner – oder nur sehr wenigen – Schichten überschreiten.

Vordergründig erscheint es unproblematisch, den aus Langzeitstudien ermittelten Langzeitgrenzwert als scharfen Schichtgrenzwert anzusetzen. Insbesondere ist eine solche Vorgehensweise unauffällig aus Sicht eines toxikologischen Experiments: Dort werden die Tageskonzentrationen über den gesamten Versuchszeitraum möglichst konstant gehalten und entsprechen dadurch weitgehend den Langzeitmittelwerten der Konzentrationen. Wie oben dargelegt, gilt dies jedoch nicht für die Arbeitswelt.

Die Identifikation von Langzeitgrenzwerten mit scharfen Schichtgrenzwerten führt allerdings zu Problemen, wie an einem einfachen theoretischen Beispiel dargelegt werden soll. Angenommen, eine epidemiologische Studie soll untersuchen, ob die Zeit, die täglich mit Bildschirmarbeit bei Anwendung eines Textsystems verbracht wird (Exposition), über die lange Einwirkungsdauer eines Arbeitslebens einen Einfluss auf den Grad der Farbfehlsichtigkeit hat (Zielgröße). Diese Untersuchung werde an vielen repräsentativen Büroarbeitsplätzen über 35 Jahre durchgeführt, wobei täglich die Bildschirmarbeitszeit in Stunden für jede Person dokumentiert werde. Zudem werde für jede Person sowohl zu Beginn als auch am Ende des Follow-up die Ausprägung der Farbfehlsichtigkeit gemessen. Weiterhin seien in dieser idealen Studie alle relevanten Kovariablen erhoben und das Follow-up sei vollständig. Angenommen schließlich, diese hochwertige Kohortenstudie ergäbe – was nicht unplausibel ist –, dass die Dauer der Bildschirmarbeit keinen Einfluss auf die Ausprägung der Farbfehlsichtigkeit hat. Weil keine nachteiligen Einflüsse der Exposition auf die Zielgröße festgestellt wurden, kann der Langzeitmittelwert der Exposition konservativ zur Abschätzung einer Wirkungsschwelle angesetzt werden. Wird aber nun der in der Studie ermittelte

Langzeitmittelwert als scharfer Schichtgrenzwert für die Bildschirmarbeitszeit pro Tag empfohlen, entsteht ein Problem. Tatsächlich schwanken die Arbeitszeiten eines Beschäftigten am Bildschirm von Tag zu Tag erheblich, und der personenbezogene Langzeitmittelwert liegt deutlich unterhalb des Maximums, aber auch unterhalb des 97,5-Perzents der Expositionsverteilung dieser Person. Die Begrenzung aller Dauern pro Tag auf maximal den Langzeitmittelwert führt somit zu einem erheblichen Eingriff in den Arbeitsalltag – und dies, obwohl die Studie keine nachteilige Wirkung der Exposition auf die Zielgröße fand. Diese absurde Konsequenz entsteht durch die ungerechtfertigte Identifizierung von Langzeitgrenzwerten mit scharfen Schichtgrenzwerten.

Das erläuternde Beispiel wurde auch gewählt, um zu zeigen, dass die Problematik sich nicht auf Expositionen gegenüber Stäuben oder bestimmten Stoffen am Arbeitsplatz beschränkt, sondern von allgemeiner Bedeutung ist.

Zur Prüfung, ob der Messwert einer 8-stündigen Exposition den Grenzwert, der in der Regel mit einem Bezug auf die Lebensarbeitszeit abgeleitet wurde, überschreitet, reicht also ein einfacher Vergleich des Messwerts mit dem Langzeitgrenzwert nicht aus.

Da das gesundheitliche Risiko auf der Basis der Langzeitverteilung der Messwerte abgeleitet wurde, muss stattdessen geprüft werden, ob der gemessene Wert signifikant von der auf die Lebensarbeitszeit bezogenen Verteilung der Konzentrationen am Arbeitsplatz abweicht (Bild): Der Messwert überschreitet das 97,5-Perzentil der Verteilung nicht, aber den Langzeitgrenzwert. Wir unterstellen hier und im Folgenden, dass Messwerte unterhalb des 97,5-Perzents der Verteilung im zulässigen Expositionsbereich liegen [5]. Dann ist der zulässige Überschreitungsfaktor K_{AM} für Einzelmesswerte von Interesse, d. h. das Verhältnis von 97,5-Perzentil zu arithmetischem Langzeitmittelwert. Die nachfolgenden Überlegungen lassen sich jedoch auch zu anderen Fraktile, z. B. zu einem 99-Perzentil durchführen. Der Überschreitungsfaktor K_{AM} läge dann entsprechend höher. Die Annahme eines 97,5-Perzents ist konservativ (siehe auch Abschnitt 5.2).

Zwei äquivalente Lösungen bieten sich an:

- 1) Der Schichtgrenzwert wird auf den Zahlenwert des Langzeitgrenzwertes, d. h. des arithmetischen Langzeitmittelwertes AM gesetzt, gilt aber nicht scharf, sondern darf um einen Faktor K_{AM} vom Einzelschichtmesswert überschritten werden.
- 2) Der Schichtgrenzwert gilt scharf für alle Einzelschichtmesswerte, wird aber nicht auf den Zahlenwert des Langzeitgrenzwert, d. h. auf den arithmetischen Langzeitmittelwert AM gesetzt, sondern auf $K_{AM} \cdot AM$.

In beiden Fällen muss der Überschreitungsfaktor K_{AM} ermittelt werden. Die nachfolgenden Überlegungen brachten die Autoren in ein entsprechendes Dokument der MAK-Kommission ein [4; 5].

3 Ableitung von Überschreitungsfaktoren

Um Überschreitungsfaktoren K_{AM} abzuschätzen, kann man das entsprechende Perzentil der empirischen Häufigkeitsverteilung bestimmen und dessen Wert durch den arithmetischen Mittelwert der Verteilung teilen. Jedoch ist eine präzise Bestimmung hoher Perzentile sehr schwierig, häufig aufgrund unzureichender Messumfänge sogar nahezu unmög-

lich. Alternativ bietet sich Folgendes an: Unter Annahme einer Lognormalverteilung wird zunächst der Zusammenhang von Perzentilen der Verteilung zur geometrischen Standardabweichung theoretisch ermittelt. Aus der empirischen Messwertverteilung wird dann im nächsten Schritt kein hohes Perzentil, sondern die geometrische Standardabweichung geschätzt. Der gesuchte Überschreitungsfaktor wird schließlich aus dem Schätzwert der geometrischen Standardabweichung errechnet. Der Vorteil dieses zweiten Weges liegt darin, dass sich die Standardabweichung deutlich präziser aus empirischen Messreihen bestimmen lässt als hohe Perzentile. Der Nachteil besteht darin, dass eine Lognormalverteilung der Messwerte unterstellt werden muss. Der zuvor genannte Vorteil überwiegt aus Sicht der Autoren in der praktischen Anwendung. Im Folgenden wird daher der zweite Weg einer Ermittlung des Überschreitungsfaktors über die Schätzung der geometrischen Standardabweichung gezeigt.

3.1 Zusammenhang von Perzentilen und geometrischer Standardabweichung bei Lognormalverteilung

Unter Annahme einer Lognormalverteilung der Messwerte kann der Überschreitungsfaktor K_{AM} wie folgt abgeleitet werden.

In einer Lognormalverteilung besitzen die logarithmierten Konzentrationswerte annähernd die Wahrscheinlichkeitsdichte einer Normalverteilung. Die Wahrscheinlichkeitsdichte der Konzentrationswerte selbst weist bei niedrigen Konzentrationen eine linkssteile und bei hohen Konzentrationen eine eher flach auslaufende Form auf. Beschreibende Parameter für die Lognormalverteilung sind der geometrische Mittelwert (GM) und die geometrische Standardabweichung (GS). Während GM die Dimension einer Konzentration besitzt, handelt es sich bei GS um eine dimensionslose Zahl.

Der Zahlenwert eines Perzentils C_p der Lognormalverteilung ergibt sich aus dem entsprechenden Perzentil, z. B. $P = 0,975$, für die Verteilungsfunktion der Standardnormalverteilung $\Phi(u)$ mit $u = 1,96$ nach der Formel (z. B. [6]):

$$C_p = GM \cdot GS^u \quad (1)$$

Beispiel: Gesucht sei der Zahlenwert für das 95-Perzentil eine Lognormalverteilung von Messwerten mit einem GM von 4 und einer GS von 2,7. In Gl. (1) eingesetzt erhält man einen Wert von 20,6. Bei einem GM von 4 und einer GS von 2,7 sind demnach 95 % aller Werte < 20,6.

Für einen arithmetischen Mittelwert AM und geometrischen Mittelwert GM gilt bei Annahme einer Lognormalverteilung folgende Beziehung [7]:

$$AM = GM \cdot e^{\frac{1}{2}(\ln GS)^2} = GM \cdot GS^{\frac{1}{2} \ln GS} \quad (2)$$

Somit folgt für das Verhältnis K_{AM} eines P -Perzentils C_p zum arithmetischen Mittelwert

$$K_{AM} = \frac{C_p}{AM} = GS^{u - \frac{1}{2} \ln GS} \quad (3)$$

In **Tabelle 1** sind einige K_{AM} -Werte in Abhängigkeit von der geometrischen Standardabweichung GS und vom Prozentsatz P des Perzentils angegeben.

Anwendungsbeispiele:

- Umgerechnet werden soll ein Langzeitmittelwert in einen scharfen Schichtgrenzwert. Dabei sollen 97,5 % aller Werte nach der Umrechnung unterhalb des errechneten Schichtgrenzwertes und 2,5 % oberhalb davon liegen. Die GS der Werte, aus denen der Langzeitmittelwert berechnet wurde, sei 2,7. Aus der Tabelle erhält man beim 97,5-Perzentil bei einer GS von 2,7 einen Wert K_{AM} von 4,28. Dies bedeutet: Bei einem Schichtgrenzwert vom 4,28-fachen des Langzeitmittelwertes werden 97,5% aller Werte unterhalb dieses Schichtgrenzwertes liegen. Bei einer als Langzeitmittelwert berechneten Staubkonzentration von 4 mg/m³ lägen 2,5 % der Messwerte oberhalb des 97,5-Wertes von 17,12 mg/m³.

- Sollen 99,9 % aller Werte unterhalb des errechneten Schichtgrenzwertes liegen, so erhält man bei einer GS von 2,7 einen Umrechnungsfaktor K_{AM} von 13,1. Das heißt, wenn der Schichtmittelwert das 13,1-fache des Langzeitmittelwertes beträgt, werden 99,9 % aller Werte unterhalb dieses Schichtmittelwertes und nur 0,1 % aller Werte oberhalb dieses Schichtmittelwertes liegen. Bei einer als Langzeitmittelwert ermittelten Staubkonzentration von 4 mg/m³ bedeutet dies, dass 0,1 % aller Messwerte oberhalb des 99,9%-Niveaus von 52,4 mg/m³ liegen.

Dieses Beispiel zeigt, dass die Auswahl eines hohen Perzentils gleichbedeutend mit einem hohen Umrechnungsfaktor K_{AM} und damit gleichbedeutend mit einem hohen Schichtgrenzwert ist. Die Wahl eines hohen Perzentils bedeutet in dieser Ableitung also keine Absicherung von Grenzwerten zur sicheren Seite. Wie bereits oben betont, ist die Annahme eines 97,5-Perzentils somit als konservativ zu bewerten. Entsprechend dem CEN CR 15481 [3] kann das 97,5-Perzentil zudem als eine praxisgerechte Konvention bei den folgenden Ableitungen gelten.

3.2 Ableitung des Überschreitungsfaktors aus empirisch geschätzten geometrischen Standardabweichungen

Um einen Umrechnungsfaktor K_{AM} festlegen zu können, ist die Kenntnis der GS notwendig. Diese Kenntnis kann auf allgemeinen Abschätzungs- und Erfahrungswerten beruhen, aber auch auf bekannten Messwertreihen.

Für einige Betriebe und Branchen sind die GS und Umrechnungsfaktoren im Folgenden ermittelt und zusammengestellt worden. Ziel dieser Auswertungen ist es nicht, für einzelne Bergwerke oder branchenspezifisch Umrechnungsfaktoren K_{AM} zu ermitteln, sondern eine Übersicht über die Höhe der GS und der Umrechnungsfaktoren K_{AM} zu erhalten.

Tabelle 1. Umrechnungsfaktor K_{AM} in Abhängigkeit von geometrischer Standardabweichung GS und Perzentil P bei Annahme einer Lognormalverteilung.

GS \ P (Perzentil)	1,25	1,5	2,0	2,7	3,0
90	1,30	1,55	1,91	2,18	2,24
95	1,41	1,80	2,46	3,13	3,33
97,5	1,51	2,04	3,06	4,28	4,71
99	1,64	2,37	3,94	6,16	7,05
99,9	1,94	3,23	6,70	13,10	16,30

Tabelle 2. Alveolengängiger Kohlenrußstaub im Steinkohlenbergbau.

Studienbereich	Anzahl der Messungen	GS	K_{AM} (nach Gl. 3)
Heinrich Robert	12 027	1,98	3,0
Walsum	12 408	2,21	3,5
Saar	29 517	2,71	4,3
Mittelwert von K_{AM}			3,6

Tabelle 3. Alveolengängiger Quarzstaub im Steinkohlenbergbau.

Studienbereich	Anzahl der Messungen	GS	K_{AM} (nach Gl. 3)
Heinrich Robert	11 924	2,47	3,9
Walsum	12 341	2,71	4,3
Saar	21 310	2,86	4,5
Mittelwert von K_{AM}			4,2

Tabelle 4. Kennzahlen zur Verteilung von branchenbezogenen Staubmessungen (alveolengängige Fraktion) gemäß Expositionsdatenbank MEGA (P = 97,5 %).

Branche	Anzahl der Messungen	GS	K_{AM} (nach Gl. 3)
Kunststoffe	3 664	2,6	4,1
Stahl und Maschinenbau	2 459	2,6	4,1
Elektronik	1 048	2,8	4,4
Holz, Druck	795	2,8	4,4
Metalle	10 971	2,9	4,5
Steine, Erden	6 562	3,0	4,7
Baugewerbe	815	3,1	4,9
Bergbau	611	3,6	5,4
Chemische Industrie	1 851	3,6	5,4

Tabelle 5. Kennzahlen zur Verteilung von branchenbezogenen Quarzstaubmessungen (alveolengängige Fraktion) gemäß Expositionsdatenbank MEGA (P = 97,5 %).

Branche	Anzahl der Messungen	GS	K_{AM} (nach Gl. 3)
Metallbearbeitung und -verarbeitung allgemein	387	2,1	3,3
Eisengießereien	2 762	2,7	4,2
Wandbodenfliesen, Ofenkacheln, Baukeramik, Herstellung	247	2,8	4,4
Stollen-, Tunnel-, Schachtbau, Durchpressungen	343	3,4	5,2
Steinbearbeitung	850	4,1	7,0
Chemische Industrie	255	4,9	6,4

3.2.1 Steinkohlebergwerke (Messwerte zu A-Staub)

Die Tabellen 2 und 3 beziehen sich auf reale GS, die aus Messungen der Staubkonzentration bzw. Messungen der Quarzstaubkonzentration im Steinkohlenbergbau ermittelt wurden. Die Messungen stammen aus dem Ruhr- und Saarbergbau [2; 8]. Sie zeigen den aus dem arithmetischen Langzeitmittelwert und dem 97,5-Perzentil abgeleiteten Umrechnungsfaktor K_{AM} .

In guter Übereinstimmung zu der von *Buringh* und *Lanting* [9] ermittelten GS von 2,7 und einem daraus abgeleiteten Umrechnungsfaktor von 4,5 ergibt sich für den Steinkohlenbergbau im Mittel ein Umrechnungsfaktor von 3,9. In fünf von sechs Messserien lagen die GS > 2 und alle Umrechnungsfaktoren $\geq 3,0$.

Aufgrund des großen Datenumfangs für den Steinkohlenbergbau wurden die Perzentile zum Vergleich auch direkt

geschätzt. Es ergaben sich gleich hohe oder höhere Überschreitungsfaktoren bis 7 (siehe auch [4; 5]).

3.2.2 Expositionsdatenbank MEGA (Messwerte zu A-Staub)

Für eine Probenahmedauer von zwei bis zehn Stunden bei einer Expositionsdauer von sechs bis zehn Stunden liegen ausreichend Messungen vor. Berechnet wurden die Umrechnungsfaktoren, bezogen auf den arithmetischen Mittelwert und das 97,5-Perzentil nach Gl. (3). Die Umrechnung von Jahresmittelwerten auf Schichtmittelwerte erfordert dabei Umrechnungsfaktoren wie in Tabelle 4 genannt.

Die Annahme einer Lognormalverteilung kann für die branchenweise zusammengesetzten Messwerte im Allgemeinen als bestätigt angesehen werden.

3.2.3 Quarzstaubmessungen (Messwerte zu A-Staub)

Ausgewertet wurden Messdaten, bei denen eine Expositionsdauer von sechs bis zehn Stunden bei einer Probenahme von einer bis zehn Stunden und bei allen Messwerten das gleiche Probenahmeverfahren vorlag. Tabelle 5 gibt eine Übersicht über die Teilbetriebsarten, die Anzahl der Messdaten sowie den Umrechnungsfaktor für das 97,5-Perzentil bezogen auf den arithmetischen Mittelwert.

Die Verteilung der Messwerte kann als lognormal angenommen werden. Die Umrechnungsfaktoren liegen branchenspezifisch zwischen 3,3 und 7,0. Je kleiner ein Umrechnungsfaktor ist, desto näher liegt der Schichtmittelwert beim Zahlenwert des Langzeitmittelwertes und desto geringer dürfen die in einer Schicht gemessenen Staubkonzentrationen sein.

4 Verwendung von Umrechnungsfaktoren in der Grenzwertableitung

Aufgrund der Schwankungen von Schadstoffkonzentrationen über die Zeit hat die Messdauer bzw. die Mittelungsdauer einen wesentlichen Einfluss auf den ermittelten Wert. Langzeitkonzentrationen oder Langzeitexpositionsangaben sind somit nicht im Verhältnis 1 : 1 direkt auf Schichtdauern zu beziehen.

Für die Ermittlung eines Faktors K_{AM} zur Umrechnung von mittleren Konzentrationsangaben aus Langzeitstudien auf einen Schichtgrenzwert benötigt man

- eine Formel, die den Zusammenhang von Perzentil und Standardabweichung beschreibt, siehe Gl. (3), und
- Kenntnisse über die Höhe der GS der Verteilung der Messwerte, aus denen der Langzeitmittelwert berechnet wurde.

Die Abschätzung der geometrischen Standardabweichung kann nach Branchen, Tätigkeiten oder übergreifend erfolgen. Die GS liegen branchen- bzw. tätigkeitsabhängig zwischen 2 und 5. Für ein 97,5-Perzentil resultieren hieraus Umrechnungsfaktoren K_{AM} zwischen 2,5 und 7. Liegen keine Kenntnisse zur Messwertverteilung vor, so ist nach den hier angestellten Überlegungen und ermittelten Werten bei konservativer Voraussetzung eines 97,5-Perzentils von einem Überschneidungsfaktor von mindestens 2 bis 3 auszugehen. Die hier ermittelten Überschneidungsfaktoren zur Umrechnung eines Langzeitmittelwertes auf einen scharfen Schichtgrenzwert sind im Unterschied zu anderen „Umrechnungsfaktoren“, wie sie z. B. zur Umrechnung von Daten aus Tierexperimenten auf den Menschen am Arbeitsplatz eingesetzt werden (Interspeziesmodelle), wohl begründet, siehe z. B. die Diskussion zur Unsicherheit der bei REACH benannten „assessment factors“ [10]. Zudem liegen für vorgeschlagene Interspeziesmodelle zur Übertragung der Ergebnisse aus Rattenexperimenten auf den Menschen (vgl. die Beiträge in diesem Themenheft von *Greim* und *Hallier* zur Ableitung des Grenzwertes für granuläre biobeständige Stäube) keine Validierungen in dem Sinne vor, dass die Modelle erfolgreich zu einer Umrechnung zwischen verschiedenen Tierarten – z. B. Ratte auf Hamster, Ratte auf Maus,

Hamster auf Maus – eingesetzt wurden [11]. Die Ausführungen renommierter Toxikologen weisen eher darauf hin, dass dies nicht gelingen mag [12]. Darüber hinaus sind einige der angesetzten Faktoren dadurch unsicher, dass in die Interspeziesmodell eingesetzte Bezugsgrößen nicht überzeugend sind. So wird z. B. die alveoläre Lungenoberfläche des erwachsenen Menschen im Oberflächenmodell (vgl. den Beitrag von *Hallier* zur Ableitung des Grenzwertes für granuläre biobeständige Stäube, S. 415) mit 56,778 m² angesetzt, während nach anatomischen Messungen ein Wert von 150 m² publiziert wurde [13].

Angemerkt sei, dass die Bestimmung von Arbeitsplatzgrenzwerten grundsätzlich schwierig ist. Einige Arbeitsgruppen versuchen dies mithilfe von Statistiken, die jedoch problematisch sind und systematische Fehlweisungen zulassen [14 bis 17].

Unabhängig davon, wie diese grundsätzlicheren Probleme in der Grenzwertermittlung gelöst werden, ergibt sich die Notwendigkeit, die aus epidemiologischen oder toxikologischen Langzeitstudien ermittelten Arbeitsplatzgrenzwertvorschläge auf Grenzwerte mit Schichtbezug umzusetzen – entweder durch Zulassung von Überschreitungen oder durch Umrechnung des Grenzwertes, beides auf der Basis eines geeigneten Überschneidungsfaktors.

Literatur

- [1] *Checkoway, H.; Pearce, N.; Kriebel, D.*: Research methods in occupational epidemiology. 2. Aufl. Oxford University Press 2004.
- [2] *Morfeld, P.; Piekarski, C.*: Epidemiologie der Pneumokoniose und der chronischen Bronchitis im Steinkohlenbergbau: Ableitung von Grenzwerten für Steinkohlengrubenstaub. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin: Sonderschrift S 45. Hrsg.: Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), Dortmund. Bremerhaven: Wirtschaftsverlag NW 1998.
- [3] CEN Report CR 13841: Workplace atmospheres – Scientific basis to describe the influence of the reference period on the presentation of exposure data. Hrsg.: European Committee for Standardization 2000.
- [4] *Greim, H.*: Ableitung von schichtbezogenen MAK-Werten für Stäube aus Langzeitgrenzwerten. Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründungen von MAK-Werten. Bd. 23. S. 1-22. Weinheim: Wiley-VCH 1996.
- [5] *Greim, H.*: Derivation of MAK values for dusts from long-term threshold values. Occupational Toxicants. Bd. 11. S. 281-301. Weinheim: Wiley-VCH 1998.
- [6] *Sachs, L.*: Angewandte Statistik. Berlin: Springer 1974.
- [7] *Rappaport, S. M.*: Assessment of long-term exposures to toxic substances in air. Ann. Occup. Hyg. 35 (1991), S. 61-121.
- [8] *Morfeld, P.; Vautrin, H. J.; Rohleder, F.; Kösters, A.; Lampert, K.; Frese, M.; Kampmann, B.; Piekarski, C.*: Epidemiologische Untersuchungen zur Feinstaubexposition und zur Inzidenz der Bergarbeiterpneumokoniose (Streuungskategorie 1/1, ILO 1980) in untertägigen Betrieben des Ruhr- und Saar-Kohlenbergbaus zwischen 1974 und 1990. Zbl. Arbeitsmed. 42 (1992), S. 92-111.
- [9] *Buringh, E.; Lanting, R.*: Exposure variability in the workplace: Its implication for the assessment of compliance, Report Nr. P 89/048. Hrsg.: TNO Division of technology for science, Delft, Niederlande, 1989.
- [10] *Schenk, L.; Johanson, G. A.*: Quantitative comparison of the safety margins in the European indicative occupational exposure limits and the derived no-effect levels for workers under REACH. Toxicol. Sci. 121 (2011), S. 408-416.
- [11] *Morfeld, P.*: Letter to the editor: lung dosimetry and risk assessment of nanoparticles. Inhal. Toxicol. 19 (2007), S. 195; Antwort der Autoren: S. 197-198.
- [12] *Carter, J. M.; Corson, N.; Driscoll, K. E.; Elder, A.; Finkelstein, J. N.; Harkema, J. N.; Gelein, R.; Wade-Mercer, P.; Nguyen, K.; Oberdorster, G.*: A comparative dose-related response of several key pro- and antiinflammatory mediators in the lungs of rats, mice, and hamsters after subchronic inhalation of carbon black. J. Occup. Environ. Med. 48 (2006), S. 1265-1278.
- [13] *Gehr, P.; Bachofen, M.; Weibel, E. R.*: The normal human lung: ultrastructure and morphometric estimation of diffusion capacity. Respir. Physiol. 32 (1978), S. 121-140.
- [14] *Morfeld, P.*: Kritischer Kommentar zur Verwendung des Exzessrisikos in der Ableitung von gesundheitsbasierten Arbeitsplatzgrenzwerten. Arbeitsmed. Sozialmed. Umweltmed. 45 (2010), S. 480-484.
- [15] *Kalberlah, F.; Bartsch, R.; Behrens, T.; Bochmann, F.; Degen, G. H.; Hecker, D.; Griem, P.; Jäckh, R.; Konietzka, R.; Nies, E.; Pallapies, D.; Roller, M.*: Exzessrisiko oder verlorene Lebensjahre? Arbeitsmed. Sozialmed. Umweltmed. 46 (2011), S. 111-117.
- [16] *Morfeld, P.*: Leserbrief zu *Kalberlah* et al. 2011: Exzessrisiko oder verlorene Lebensjahre? Arbeitsmed. Sozialmed. Umweltmed. 46 (2011), S. 442-443; Antwort der Autoren: S. 445.
- [17] *Spallek, M.*: Leserbrief zu *Kalberlah* et al. 2011: Exzessrisiko oder verlorene Lebensjahre? Arbeitsmed. Sozialmed. Umweltmed. 46 (2011), S. 443-444; Antwort der Autoren: S. 445.