

BIA-Report 3/2001

Berechnungsverfahren
und Modellbildung
in der Arbeitsbereichsanalyse



HVBG

Hauptverband der
gewerblichen
Berufsgenossenschaften

Zusammengestellt von: Udo Eickmann, Berufsgenossenschaft für Gesundheitsdienst und Wohlfahrtspflege (Bereich Gefahrstoffe), Köln

Unter Mitarbeit von: Margret Böckler, Berufsgenossenschaft der Feinmechanik und Elektrotechnik; Dirk Dahmann, Bergbau-Berufsgenossenschaft, Institut für Gefahrstoff-Forschung (IGF); Michael Fehlauer, Berufsgenossenschaft Nahrungsmittel und Gaststätten; Hans-Georg Fries, Edel- und Unedelmetall-Berufsgenossenschaft; Ulrich Goergens, Bau-Berufsgenossenschaft Rheinland und Westfalen, Technische Abteilung; Horst Kleine, Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit – BIA; Bernhard Küter, Berufsgenossenschaft Druck und Papierverarbeitung; Wolfgang Pfeiffer, Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit – BIA; Oliver Polanz, Bau-Berufsgenossenschaft Rheinland und Westfalen, Technische Abteilung; Max Seitz, Bayerischer GUV; Reinhard Stockmann, Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit – BIA; Claudia Waldinger, Bau-Berufsgenossenschaft Rheinland und Westfalen, Technische Abteilung; Wolfgang Werner, Bergbau-Berufsgenossenschaft, Institut für Gefahrstoff-Forschung (IGF); Valerie Wilms, Berufsgenossenschaft der Straßen-, U-Bahnen und Eisenbahnen; Berndt Zier, Berufsgenossenschaft Druck und Papierverarbeitung

Herausgeber: Hauptverband der gewerblichen
Berufsgenossenschaften (HVBG)
Alte Heerstraße 111, D – 53754 Sankt Augustin
Telefon: 0 22 41 / 2 31 - 01
Telefax: 0 22 41 / 2 31 - 13 33
Internet: www.hvbg.de
– August 2001 –

Satz und Layout: HVBG, Öffentlichkeitsarbeit

Druck: Druckerei Plump, Rheinbreitbach

ISBN: 3-88383-588-9

ISSN: 0173-0387

Kurzfassung

Die Ermittlung und Beurteilung der Gefahrstoffexposition am Arbeitsplatz erfolgt heute in der Regel auf der Grundlage von Expositionsmessungen. Der vorliegende BIA-Report stellt als Alternativen für Expositionsmessungen Berechnungsmethoden und Modelluntersuchungen vor.

Expositionsmessungen gelten allgemein als aufwändig und sind in vielen Fällen auch durch die Arbeitsumgebungsbedingungen erschwert. Als Beispiel für besonders erschwerte Bedingungen können ständig wechselnde Umgebungs- und Arbeitsbedingungen wie etwa auf Baustellen genannt werden. In der Praxis der Unfallversicherungsträger treten auch regelmäßig Fälle auf, in denen Messungen an konkreten Arbeitsplätzen nicht nur erschwert, sondern sogar ausgeschlossen sind, z.B. bei Ermittlungen im Rahmen von Berufskrankheitenanzeigen an nicht mehr bestehenden Arbeitsplätzen.

Nach einer Ableitung der Berechnungsgrundlagen wird anhand ausgewählter Beispiele gezeigt, wie Berechnungsverfahren in der Praxis angewendet werden. Wenn auch Berechnungen niemals ein vollständiger Ersatz für Messungen sein können, belegen die Beispiele aber doch, dass Berechnungsverfahren eine sehr wichtige Ergänzung zu messtechnischen Ermittlungsmethoden sein können.

Der Report soll dem einzelnen Anwender in der Praxis Anregungen zur Anwendung von Berechnungsverfahren bei seiner täglichen Arbeit geben. Er soll darüber hinaus aber auch die Diskussion in den Fachgremien für eine stärkere Verankerung von Berechnungsmethoden in den Vorschriften unterstützen.

Abstract

Establishing and assessing the exposure to dangerous materials at work is usually done today on the basis of exposure measurements. The present Institute for Occupational Safety (BIA) report presents calculation methods and model investigations as alternatives to exposure measurement.

Exposure measurements are generally considered to be costly and in many cases to be made more difficult because of conditions in the working environment. The situation on construction sites with their constantly changing environmental and working conditions could be cited as an example of especially problematic conditions. In the practical experience of the institutions for statutory accident insurance and prevention cases regularly occur where the making of measurements at tangible places of work are not only made more difficult, but are completely ruled out, e.g. for investigations into a notification of an occupational disease at a workplace that no longer exists

From a derivation of the basis of the calculation it can be shown from selected examples how calculation procedures can be applied in practice. Although calculations can never fully replace measurements, the examples none-the-less prove that calculation procedures can be a very important addition to measuring investigative methods.

The report should provide the individual user with the impetus to use calculation methods in his / her daily work. In addition to this it should also support in the discussions of the specialist bodies, a stronger anchoring of calculation methods in the regulations.

Résumé

L'appréciation et l'évaluation concernant l'exposition aux substances dangereuses sur le lieu de travail se fait aujourd'hui, en règle générale, à l'aide de mesures d'exposition. Le rapport BIA suivant présente une alternative à ces mesures d'exposition: à savoir des méthodes d'évaluation et des expertises modèles.

Les mesures d'exposition sont considérées en règle générale comme étant difficiles à réaliser et dans de nombreux cas, les conditions représentées par l'environnement du travail les rendent encore plus compliquées. Pour donner un exemple de conditions particulièrement difficiles, on peut nommer des conditions de travail et d'environnement qui changent sans cesse, comme sur les chantiers. Dans la pratique, les organismes d'assurance et de prévention des risques professionnels rencontrent régulièrement des cas où les mesures ne sont pas seulement difficiles à réaliser sur les lieux de travail, mais sont même impossibles. C'est le cas, par exemple, d'enquêtes réalisées, dans le cadre de déclarations de maladies professionnelles, sur des lieux de travail n'existant plus.

Après avoir mis en évidence des bases de calculs, on montre à l'aide d'exemples choisis comment les procédés d'évaluation sont utilisés dans la pratique. Même si les évaluations ne remplaceront jamais entièrement les mesures, les exemples montrent que les procédés d'évaluation représentent un complément important pour les méthodes d'enquêtes basées sur la technique des mesures.

Ce rapport a pour objectif d'inciter les utilisateurs à utiliser dans la pratique des procédés d'évaluation dans leur travail quotidien. Il doit aussi encourager la discussion dans les comités spécialisés pour donner une place plus importante aux méthodes d'évaluations dans les directives.

Resumen

La determinación y la evaluación de la exposición a sustancias peligrosas en el puesto de trabajo suele realizarse en base a mediciones de exposición. El presente informe BIA ofrece métodos de cálculo y estudios modelo como una alternativa a la medición de la exposición.

Las mediciones de la exposición se consideran generalmente como laboriosas y en muchos casos las mismas se ven dificultadas por las condiciones ambientales reinantes en el puesto de trabajo. Como un ejemplo de condiciones especialmente difíciles se pueden nombrar las condiciones ambientales y de trabajo existentes p. ej. en obras que se caracterizan por estar sujetas a cambios continuos. En la práctica de los organismos del seguro y prevención de riesgos profesionales se suelen presentar casos en los que las mediciones realizadas en puestos de trabajo concretos no solamente se ven dificultadas sino que resultan imposibles, por ejemplo, en las investigaciones que se precisan cuando se notifique una enfermedad profesional que supuestamente se haya producido en un puesto de trabajo que ya no existe.

Tras realizar una deducción de las bases de cálculo se muestra con ejemplos seleccionados la aplicación de los procedimientos de cálculo en la práctica. Aunque los cálculos jamás podrán sustituir por completo las mediciones, los ejemplos, sin embargo, demuestran que los procedimientos de cálculo pueden ser un complemento muy útil a los métodos metronómicos de la determinación.

El informe pretende proporcionar ideas al usuario individual de cómo deben ser aplicados los procedimientos de cálculo en su trabajo cotidiano. Además, pretende ayudar a que los métodos de cálculo se consoliden más en las normativas que se discuten en los órganos de las ramas afectadas.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
	17
Vorwort	17
1 Einleitung	19
1.1 Literaturverzeichnis.....	21
2 Berechnungsverfahren	23
2.1 Bilanz ohne Lüftung	23
2.2 Stationäre Bilanzen	25
2.3 Instationäre Bilanzen.....	28
2.4 Differenzierte Expositionsanalyse	28
2.4.1 Herleitung praktischer Berechnungsgleichungen	30
2.4.2 Weiterentwicklung der Berechnungsgleichungen	37
2.4.3 Einflüsse auf die Schadstoffkonzentration	42
2.4.4 Arbeitsorganisation.....	46
2.4.5 Systematik der Berechnung	47
2.4.6 Berechnungsbeispiel.....	49
2.5 Literaturverzeichnis.....	54

	Seite
3	Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen 57
3.1	Empirische Ermittlung 57
3.1.1	Emissionsmessungen 57
3.1.1.1	Schadstoffemission flüssiggasbetriebener LötKolben 57
3.1.1.2	Leckagebestimmung von (Lach)-Gasleitungen 59
3.1.2	Massenbilanzen 60
3.1.2.1	Lösungsmittlemission in Druckereien 60
3.1.2.2	Ausbringung von Beschichtungsstoffen 62
3.2	Ermittlung aus der Literatur 63
3.2.1	Geräte-Emissionen 63
3.2.2	Emission aus Baumaterialien 63
3.3	Ermittlung aus physikalisch/chemischen Zusammenhängen 65
3.4	Semi-empirische Ermittlungen 71
3.5	Literaturverzeichnis 78
4	Bewertung von Raumlüftung 81
4.1	Grundlagen der Lüftungstechnik 81
4.1.1	Freie Lüftung 82
4.1.2	Maschinelle Lüftung 83
4.1.3	Erfassungstechnik 84

4.2	Die Luftwechselzahl als Kenngröße für die Lüftungstechnik	86
4.2.1	Planung der Raumlüftung	87
4.2.2	Örtliche Lüftungsverhältnisse	91
4.3	Beschaffung der Kenngrößen.....	92
4.3.1	Luftstrom bei freier Lüftung	92
4.3.1.1	Industriehallen	92
4.3.1.2	Sonstige Räume	94
4.3.2	Luftstrom bei maschineller Lüftung.....	95
4.3.2.1	Hallen mit inneren Wärmequellen	96
4.3.2.2	Nachführung der Absaugluft an der Erfassungsstelle.....	97
4.3.2.3	Gefahrstoffe und Lasten werden nur teilweise erfasst	97
4.3.2.4	Raumlüftung ohne innere Wärmequelle	97
4.3.2.5	Ausführungsbeispiele	98
4.4	Tracergasmesstechnik zur Ermittlung von Kenngrößen	99
4.4.1	Allgemeines zur Tracergasmesstechnik	99
4.4.2	Übersicht über die Einsatzgebiete der Tracergasmesstechnik.....	100
4.4.3	Messsysteme für Tracergasuntersuchungen	101
4.4.4	Tracergasmesssystem des BIA.....	102
4.4.5	Messungen des Luftwechsels	103

	Seite
4.4.6 Durchführung von Luftwechselfmessungen	104
4.4.6.1 Messplanung	104
4.4.6.2 Durchführung der Messungen	105
4.4.6.3 Auswertung und Dokumentation	106
4.4.6.4 Fehlerbetrachtung	108
4.4.6.5 Beurteilungsgrenzen	110
4.4.7 Abschätzung von Luftströmen	111
4.4.8 Literaturverzeichnis	114
5 Praktische Beispiele	115
5.1 Überschlüssiges Berechnungsverfahren zur Beurteilung der Lösungsmittlexposition in Offset-Druckereien	115
5.1.1 Zusammenfassung	115
5.1.2 Problemstellung	115
5.1.3 Das Offset-Druckverfahren	116
5.1.4 Gefahrstoffe im Offset-Druck	116
5.1.5 Arbeitsplatzverhältnisse und Lüftungssituation	117
5.1.6 Beurteilungskriterien	118
5.1.7 Das Berechnungsverfahren	119
5.1.7.1 Berechnungsbeispiel	121
5.1.8 Vergleich mit Messwerten	122

5.1.9	Diskussion.....	125
5.1.10	Ausblick.....	126
5.1.11	Literaturverzeichnis.....	127
5.2	Dieselmotoremissionen	129
5.2.1	Problemstellung.....	129
5.2.2	Gefahrstoffe.....	129
5.2.3	Beschreibung der Gefahrstoffquelle	130
5.2.3.1	Partikelemission beim Einsatz von Diesel-Gabelstaplern.....	130
5.2.3.2	Partikelemission von Dieselmotoren im Bergbau unter Tage.....	134
5.2.4	Beschreibung der Lüftungssituation	134
5.2.4.1	Einsatz von Gabelstaplern in Hallen	134
5.2.4.2	Bergbau unter Tage.....	138
5.2.5	Arbeitsumfeld und Arbeitsorganisation.....	138
5.2.6	Beurteilungskriterien	139
5.2.7	Berechnung	140
5.2.7.1	Beschreibung des Rechenalgorithmus.....	140
5.2.7.2	Beispiele zum Einsatz von Gabelstaplern in Hallen	143
5.2.8	Vergleich mit Messwerten	148
5.2.9	Literaturverzeichnis.....	151
5.3	Staubförmige Gefahrstoffe (Gefahrstoffe im Staub).....	152
5.3.1	Problemstellung – Allgemeines	152

	Seite
5.3.2	Grenzwerte und messtechnische Überwachung 154
5.3.3	Besondere Verhältnisse in Bergbaubetrieben unter Tage 156
5.3.4	Bewertungsgrundlagen 157
5.3.5	Berechnung 160
5.3.6	Messtechnische Überwachung 165
5.3.7	Literaturverzeichnis 166
5.4	Retrospektive Expositionsermittlung: Berechnung der Benzolexposition beim Einsatz von Lösungsmitteln 174
5.4.1	Problemstellung 174
5.4.2	Berechnung 174
5.4.3	Diskussion der Ergebnisse 176
5.4.4	Zusammenfassung 177
5.5	Einsatz aldehydhaltiger Desinfektionsmittel bei der Flächendesinfektion 177
5.5.1	Problemstellung 177
5.5.2	Angaben zu den Schadstoffen 178
5.5.3	Beschreibung der Schadstoffquelle 182
5.5.4	Beschreibung der Lüftungssituation 182
5.5.5	Angaben zum Raum (Arbeitsumfeld) und zur Arbeitsorganisation (Arbeitszeit, parallele Belastungen) 183
5.5.6	Beurteilungskriterien 183

5.5.7	Berechnung	184
5.5.7.1	Beschreibung des Rechenalgorithmus	184
5.5.7.2	Beispielhafte Berechnung und Beurteilung	185
5.5.8	Vergleich mit Messwerten	189
5.5.9	Literaturverzeichnis.....	190
5.6	Narkosegas-Arbeitsplätze	191
5.6.1	Problemstellung.....	191
5.6.2	Angaben zu den Schadstoffen.....	192
5.6.3	Beschreibung der Schadstoffquelle	198
5.6.4	Beschreibung der Lüftungssituation	199
5.6.5	Angaben zum Raum (Arbeitsumfeld) und zur Arbeitsorganisation (Arbeitszeit, parallele Belastungen)	201
5.6.6	Beurteilungskriterien	201
5.6.7	Berechnung	201
5.6.7.1	Beschreibung des Rechenalgorithmus	201
5.6.7.2	Berechnungsbeispiel	204
5.6.8	Vergleich mit Messwerten	207
5.6.9	Literaturverzeichnis.....	210
5.7	Entfettung.....	213
5.7.1	Problemstellung.....	213
5.7.2	Angaben zu den Schadstoffen.....	213

	Seite
5.7.3	Beschreibung der Schadstoffquelle 214
5.7.4	Beschreibung der Lüftungssituation 214
5.7.5	Angaben zum Raum (Arbeitsumfeld) und zur Arbeitsorganisation (Arbeitszeit, parallele Belastungen) 215
5.7.6	Beurteilungskriterien 215
5.7.7	Berechnung 216
5.7.7.1	Beschreibung des Rechenalgorithmus 216
5.7.7.2	Beispielhafte Berechnung und Beurteilung 217
5.7.8	Vergleich mit Messwerten 217
5.7.9	Literaturverzeichnis 218
6	Modellbildung 219
6.1	Grundlagen 219
6.2	Modelluntersuchungen im Betrieb 221
6.3	Modelluntersuchungen im Labor 221
7	Beispiele für Modelluntersuchungen 223
7.1	Staubungsverhalten von Isolierstoffen (Mineralfaserprodukte) 223
7.2	Friseurarbeiten 225

7.3	Gefahrstoffe unter Tage	228
7.3.1	Problemstellung	228
7.3.2	Modellbildung	230
7.3.3	Zusammenfassung	237
7.3.4	Literaturverzeichnis	238
7.4	Benzolbelastungen bei Anstricharbeiten	240
7.4.1	Modelluntersuchungen	240
7.4.1.1	Problemstellung	240
7.4.1.2	Angaben zum Schadstoff	241
7.4.1.3	Beschreibung der Schadstoffquelle	242
7.4.1.4	Messstrategie	242
7.4.1.5	Ergebnisse der Simulationsmessungen	242
7.4.1.6	Beurteilungskriterien	246
7.4.2	Expositionsabschätzung für Tätigkeiten mit benzolhaltigen Zubereitungen anhand von Berechnungsverfahren	248
7.4.2.1	Problemstellung	248
7.4.2.2	Emissionsverhalten von Benzol	248
7.4.2.2.1	Grundlagen	251
7.4.2.2.2	Lösungsmittelgemische	252
7.4.2.2.3	Beschichtungsstoffe (Lacke/Farben)	253

	Seite
7.4.2.3 Belastungen am Arbeitsplatz	255
7.4.2.3.1 Arbeiten an offenen Behältern	256
7.4.2.3.2 Malerarbeiten in geschlossenen Räumen	257
7.4.2.3.3 Betrachtung verschiedener Arbeitssituationen	259
7.4.3 Literaturverzeichnis	261
8 Ausblick	263

Die Ermittlung und Beurteilung der Gefahrstoffexposition am Arbeitsplatz erfolgen in der Regel auf der Grundlage von Expositionsmessungen. Diese haben den Nachteil, dass sie zumeist mit hohem apparativen und personellen Aufwand verbunden und deshalb in der betrieblichen Praxis häufig nur erschwert durchführbar sind. Der vorliegende BIA-Report stellt Berechnungsmethoden und Modelluntersuchungen als Alternativen für Expositionsmessungen an betrieblichen Arbeitsplätzen vor.

Als Beispiel für besonders erschwerte Messbedingungen können ständig wechselnde Umgebungs- und Arbeitsbedingungen wie etwa auf Baustellen genannt werden. In der Praxis der Unfallversicherungsträger treten auch immer wieder Fälle auf, in denen Messungen an konkreten Arbeitsplätzen nicht nur erschwert, sondern sogar ausgeschlossen sind, z.B. bei Ermittlungen im Rahmen von Berufskrankheitenanzeigen an nicht mehr bestehenden Arbeitsplätzen. Untersuchungen der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA) haben ergeben, dass der Vollzug einschlägiger Vorschriften der Gefahrstoffverordnung in der betrieblichen Praxis, insbesondere in kleinen und mittleren Betrieben, große Defizite aufweist und dass Expositionsmessungen an Arbeitsplätzen nicht in dem erforderlichen Umfang durchgeführt werden. Als Folge der Untersuchungsergebnisse wurde in zahlreichen Fachgremien und Fachveranstaltungen darüber beraten, wie diese Defizite durch neue Konzepte der Arbeitsplatzbeurteilung abzubauen wären. Ein „Patentrezept“ zur Lösung des Problems wurde bisher nicht gefunden.

Einer von vielen möglichen Ansätzen für neue Konzepte der Arbeitsplatzbeurteilung besteht darin, verstärkt Berechnungsmethoden als Alternative zu herkömmlichen messtechnischen Beurteilungsmethoden einzusetzen. Eine weitere Möglichkeit ist die Durchführung von Expositionsmessungen unter nachgestellten Bedingungen entweder im Betrieb unter definierten Rahmenbedingungen oder an einem speziell eingerichteten Modellarbeitsplatz im Labor.

Beide Methoden lassen auf den ersten Blick keinerlei Ähnlichkeiten erkennen. Bei näherem Hinsehen zeigt sich aber, dass Expositionsberechnungen und Modelluntersuchungen trotz aller Unterschiede eine entscheidende Gemeinsamkeit besitzen, die Modellbildung. Bei beiden Methoden ist vor der Anwendung ein geeignetes Modell zur Beschreibung der Expositionssituation am Arbeitsplatz aufzustellen. Das Modell kennzeichnet die wesentlichen Randbedingungen der Exposition am Arbeitsplatz und gewährleistet insofern die Übertragbarkeit auf die betriebliche Praxis. Bei Berechnungen wird das Modell theoretisch, bei Modellunter-

suchungen technisch gebildet. Berechnungsmethoden und Modelluntersuchungen werden deshalb in diesem BIA-Report zusammen behandelt.

In den Kapiteln 1 bis 5 werden wichtige Berechnungsverfahren vorgestellt und anhand ausgewählter Beispiele wird gezeigt, wie die Verfahren angewendet werden. Die Beispiele belegen, dass Berechnungsverfahren eine sehr wichtige Ergänzung zu messtechnischen Ermittlungsmethoden darstellen und helfen können, Messkapazitäten sinnvoll einzusetzen und auf die wirklich schwierigen Arbeitsplätze zu konzentrieren. Sie ermöglichen folglich, bei vorhandener Messkapazität mehr Arbeitsplätze zu beurteilen. Berechnungen können aber kein genereller Ersatz für Messungen sein. Durch den Report sollen lediglich Anregungen zur stärkeren Anwendung von Berechnungsverfahren in der täglichen betrieblichen Praxis gegeben werden.

In den Kapiteln 6 und 7 werden anhand ausgewählter Beispiele Modelluntersuchungen als weiteres Instrument zur Ermittlung von Expositionen vorgestellt. Dadurch sollen Anregungen für die Lösung von Fragestellungen zur Exposition, die sich weder durch betriebliche Messungen noch durch Berechnungen lösen lassen, gegeben werden.

Wegen des hohen Aufwandes bei Modelluntersuchungen werden in Fällen der retrospektiven Expositionsermittlung vorzugsweise Berechnungen vorgenommen. Ein wesentlicher Unterschied zu Modelluntersuchungen besteht darin, dass Rechenmodelle in der Regel sehr viel preisgünstiger sind; insbesondere die Variation der Parameter für ein einmal entwickeltes Modell gelingt angesichts leistungsfähiger Rechner mit minimalem Aufwand.

1 Einleitung

Wenn Berechnungsverfahren der Gefahrstoffexposition heute im Vergleich zu Messverfahren eine sehr untergeordnete Bedeutung besitzen, dann werden Kritiker den Grund hierfür ganz selbstverständlich in der Unzulänglichkeit von Berechnungsverfahren sehen. Die Situation spiegelt sich auch in den Technischen Regeln für Gefahrstoffe „Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen“ (TRGS 402) [1] wider. Diese Technische Regel mit den maßgeblichen Vorgaben für die Ermittlung und die Beurteilung von Gefahrstoffkonzentrationen legt einen deutlichen Schwerpunkt auf die messtechnische Überwachung. Andere Ermittlungsmethoden werden erwähnt, jedoch praktisch nicht behandelt und kommen deshalb im Vergleich viel zu kurz.

Eine der hier besonders hervorzuhebenden anderen Ermittlungsmethoden zur Feststellung der Einhaltung oder auch der Nichteinhaltung von Luftgrenzwerten sind „zuverlässige Berechnungen“. Was jedoch unter zuverlässigen Berechnungen zu verstehen ist, bleibt in der TRGS 402 offen. Nicht zuletzt deshalb finden heute Berechnungen in der Praxis nur begrenzt Anwendung und es überwiegen auch in der Fachwelt Unsicherheit und Skepsis gegenüber Berechnungsmethoden.

Es ist nicht zu bestreiten, dass Berechnungen mit erheblichen Fehlern behaftet sein können. Kein Geringerer als *Carl Friedrich Gauß* gab aber bereits Folgendes zu bedenken:

„Der Mangel an mathematischer Bildung gibt sich durch nichts so auffallend zu erkennen, wie durch maßlose Schärfe im Zahlenrechnen“.

Diese Erkenntnis sollte auch bei Berechnungen der Gefahrstoffexposition im Arbeitsschutz stets bedacht werden. Berechnungen werden hier in der Regel durchgeführt, um Entscheidungen über weitere Maßnahmen treffen zu können: Sind Schutzmaßnahmen erforderlich? Muss ich die Gefahrstoffkonzentration messen? So oder ähnlich lauten die Fragen. Dafür muss man z.B. wissen, ob der Grenzwert eingehalten oder überschritten ist und nicht, ob der ermittelte Bewertungsindex 0,53 oder 0,68 beträgt.

Wir hegen somit in der Regel falsche Erwartungen an Berechnungsverfahren, wenn wir verlangen, dass Berechnungen „richtig“ sein müssen. Im Sinne des Arbeitsschutzes [2] ist es praktisch unerheblich, mit welcher Genauigkeit ein Berechnungsergebnis im Bereich der Stellen nach dem Komma ausgewiesen wird. Viel wichtiger ist es, dass die Randbedingungen der

1 Einleitung

Berechnung und das eigentliche Berechnungsmodell hinreichend zuverlässig beschrieben werden. Im Hinblick auf die zu treffenden Entscheidungen über weitere Maßnahmen können normale Rechenfehler akzeptiert werden, so lange die Tendenz stimmt. Unsicherheiten von Berechnungsergebnissen, die sich aus der notwendigen Bandbreite der in das Rechenmodell einzusetzenden Randparameter ergeben, sollten daher nicht als untragbarer Mangel dem Rechenmodell angelastet und als Beweis seiner Untauglichkeit gewertet werden.

Dieser BIA-Report nähert sich den Problemen von Berechnungsverfahren sowohl theoretisch als auch praktisch. Nach einer für die Akzeptanz unter Fachleuten sicherlich unumgänglichen theoretischen Herleitung von Berechnungsgleichungen für die Arbeitsbereichsanalyse beschreiben Experten aus unterschiedlichen Branchen, wie sie Berechnungsverfahren angewendet haben, und stellen Praxisbeispiele vor.

Zwei wesentliche Elemente jedes Berechnungsmodells sind die Schadstoffquellen und die Lüftung; beide müssen für das Modell genau definiert sein. Es werden daher zahlreiche Beispiele und Tipps für die Ermittlung, Beschreibung und Dokumentation der Kennzahlen von Schadstoffquellen sowie von Lüftungssituationen in Arbeitsbereichen gegeben. Dem Leser soll dadurch vermittelt werden, dass Berechnungsverfahren und klassische Messverfahren sich sehr positiv ergänzen können:

- Messverfahren liefern wertvolle Hinweise zur Ermittlung der Intensität einer Schadstoffquelle.
- Messverfahren liefern in schwierigen Arbeitssituationen sinnvolle Informationen über Schadstoffbelastungen.
- Berechnungsverfahren ermöglichen die Voraussage, wie sich Änderungen von Arbeitssituationen auf die Arbeitsplatzbelastung auswirken werden.
- Die Auswahl von Leitkomponenten für die Messungen lässt sich über Berechnungsgleichungen sinnvoll begründen.
- Messergebnisse lassen sich im Einzelfall mit Berechnungsverfahren auf ihre Plausibilität überprüfen.
- Berechnungsverfahren können somit helfen, die vorhandene Messkapazität auf die wirklich schwierigen Arbeitsplätze zu konzentrieren, und ermöglichen folglich, mehr Arbeitsplätze bei vorhandener Messkapazität zu beurteilen.

Die Autoren des vorliegenden Reportes weichen in der Interpretation ihrer Berechnungsergebnisse und der Forderung von Konsequenzen (z.B. weitere Messungen nötig/nicht nötig) durchaus voneinander ab. Hier herrscht Diskussions- und Regelungsbedarf, da sich einzelne Aussagen der TRGS 402 nicht auf Berechnungsverfahren übertragen lassen. Mehrfache Messungen an einem Arbeitsplatz erhöhen z.B. die Aussagekraft der Messergebnisse, dies trifft für die mehrfache Berechnung der gleichen Arbeitssituation nicht zu. Der Report will hier kein fertiges Konzept, sondern Diskussionsbeiträge und verschiedene Lösungsmöglichkeiten anbieten, die jedoch in anderen Fachgremien beurteilt werden müssen.

Die Beiträge und Praxisbeispiele sind von verschiedenen Autoren fachlich verantwortlich erarbeitet worden. Der Report verzichtet auf eine Angleichung der Variablenbezeichnung der verschiedenen Berechnungsverfahren, obwohl es für den Leser wünschenswert wäre, eine einheitliche Parametrisierung vorzufinden. Da an dieser Stelle jedoch der Stand des berufsgenossenschaftlichen Wissens zusammengefasst wird und einzelne Berechnungsverfahren bereits veröffentlicht sind, soll von den schon in Fachkreisen üblichen Bezeichnungen nicht abgewichen werden. Dies betrifft z.B. die Arbeiten zu Lösungsmitteln in Offset-Druckereien (Abschnitt 5.1), zu Dieselmotoremissionen (Abschnitt 5.2) und zu Gefahrstoffen unter Tage (Abschnitte 5.3 und 7.3).

Es soll an dieser Stelle auch nicht verschwiegen werden, dass die vorgestellten Berechnungsverfahren einen unterschiedlichen normativen Stellenwert aufweisen: er reicht von unverbindlichen Vorschlägen zur Berechnung bis hin zu normativ anerkannten Berechnungen (z.B. Dieselmotoremissionen [Abschnitt 5.2] in TRGS 554 „Dieselmotoremissionen (DME)“ [3]) und verbindlichen Berechnungen (z.B. Gefahrstoffemissionen unter Tage [Abschnitt 7.3] in der Gesundheitsschutz-Bergverordnung [4]).

1.1 Literaturverzeichnis

[1] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen (TRGS 402). B ArbBl. (1997) Nr. 11, S. 27

[2] Gesetz über die Durchführung von Maßnahmen des Arbeitsschutzes zur Verbesserung der Sicherheit und des Gesundheitsschutzes der Beschäftigten bei der Arbeit (Arbeitsschutzgesetz – ArbSchG) vom 7. August 1996. BGBl. I (1996), S. 1246, geändert BGBl. I (1996), S. 1461

1 Einleitung

[3] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Dieselmotoremissionen (DME) (TRGS 554). BArbBl. (1999) Nr. 3, S. 54

[4] Bergverordnung zum gesundheitlichen Schutz der Beschäftigten (Gesundheitsschutz-Bergverordnung – GesBergV) vom 31. Juli 1991. BGBl. I (1991), S. 1751

2 Berechnungsverfahren

Die Konzentrationen chemischer Substanzen in der Luft werden oft mit dem gesunden Menschenverstand ermittelt. Für die Beurteilung der Lösungsmittelbelastung durch Korrekturflüssigkeiten oder Filzstifte erstellt niemand eine aufwändige Gefährdungsermittlung, sondern man entscheidet nach kurzer Kopfrechnung (so wenig Lösungsmittel in einem so großen Büroraum), dass keine nennenswerte Belastung vorliegen wird. In der Regel wird dem Beurteilenden nicht bewusst, dass er eine Massenbilanz aufgestellt und eine Luftkonzentration berechnet hat.

Massenbilanzen können, je nach Vielzahl der Parameter, einfach oder kompliziert sein. In der Literatur findet sich daher eine Vielzahl von verschiedenen Berechnungsmodellen [1 bis 7].

Im Folgenden werden verschiedene Ansätze für Massenbilanzen beschrieben und das System der Differenzierten Expositionsanalyse, einer Gefährdungsermittlung für luftgetragene Gefahrstoffe, ausführlich dargestellt.

2.1 Bilanz ohne Lüftung

Die Konzentration eines Gefahrstoffes in der Luft wird als Quotient von Gefahrstoff und Volumen in den Einheiten mg/m^3 massenbezogen oder ml/m^3 volumenbezogen ausgedrückt.

Für orientierende Abschätzungen bietet es sich folglich an, die sich maximal einstellende Konzentration eines Gefahrstoffes in einem Raum zu berechnen, indem man gedanklich den gesamten vorhandenen Stoff m_D auf den gesamten Bilanzraum V_R verteilt (siehe Abbildung 1 auf Seite 24).

Mit den Annahmen

- kein Luftaustausch im Bilanzraum V_R ,
- homogene Verteilung des Schadstoffes m_D im Bilanzraum V_R ,
- keine Quellen und Senken im Bilanzraum (z.B. keine chemischen Reaktionen des Schadstoffes)

berechnet sich die Konzentration zu:

2 Berechnungsverfahren

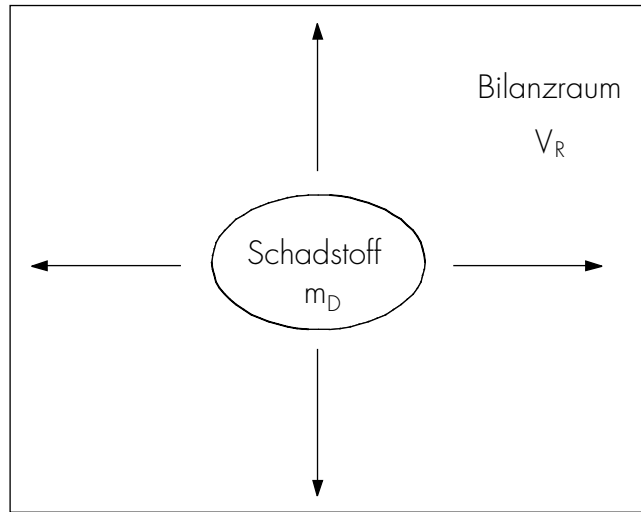


Abbildung 1:
Bilanz ohne Lüftung

$$x_m = \frac{m_D}{V_R} \quad \text{oder} \quad x_v = \frac{V_D}{V_R} \quad (2.1)$$

mit

x_m = massenbezogene Konzentration (kg/m^3 , mg/m^3)

x_v = volumenbezogene Konzentration (m^3/m^3 , ml/m^3)

m_D = Masse des Schadstoffes (kg , mg)
= $\rho_D \cdot V_D$

V_D = Schadstoffvolumen in der Luft (m^3 , ml)

V_R = Raumgröße (m^3)

ρ_D = Dichte des Schadstoffes, gasförmig (kg/m^3)

Gleichung 2.1 eignet sich insbesondere für grobe Worst-case-Abschätzungen bei kurzzeitigen Arbeiten, wenn man annimmt, dass die Masse des im Bilanzraum kurzzeitig verarbeiteten Schadstoffes für eine Grenzwertüberschreitung viel zu gering ist. Da Gleichung 2.1 jeden Luftaustausch unberücksichtigt lässt und auch den Stofftransport in die Luft vernachlässigt, wird die berechnete Konzentration höher als die reale sein, sofern die Inhomogenität der Schadstoffkonzentration nicht zu groß ist. Dies gilt bei kleinen Bilanzräumen ($V_R \leq 200 \text{ m}^3$), nicht aber bei großen Hallen.

Ebenso können Belastungen durch kleine Schadensereignisse abgeschätzt werden.

Beispiel:

In einem Laborraum von 35 m^2 Grundfläche und ca. 3 m Höhe zerbricht eine Flasche mit 70 g (ca. 80 ml) Methanol. Nach Gleichung 2.1 stellt sich eine maximale Konzentration von

$$x_m = \frac{m_D}{V_R} = \frac{70 \text{ g Methanol}}{35 \text{ m}^2 \cdot 3 \text{ m}} = 0,666 \text{ g Methanol/m}^3$$

ein.

Ein Vergleich mit dem Luftgrenzwert für Methanol (200 ml/m^3 ; 260 mg/m^3 ; Spitzenbegrenzung: Überschreitungsfaktor 4) zeigt, dass der Grenzwert – als Schichtmittelwert – deutlich überschritten wird, sofern im Bilanzraum keinerlei Lüftung existiert.

2.2 Stationäre Bilanzen

Sobald Arbeitsstoffe relativ kontinuierlich verarbeitet werden und die Lüftung im Arbeitsraum nicht vernachlässigt werden kann, macht die Anwendung von Gleichung 2.1 zur Bestimmung der Schadstoffkonzentration in der Luft keinen Sinn. Dann ist es besser, zur Konzentrationsberechnung den Quotienten aus dem Schadstoffstrom und dem Frischluftstrom zu bilden (siehe Abbildung 2 auf Seite 26).

2 Berechnungsverfahren

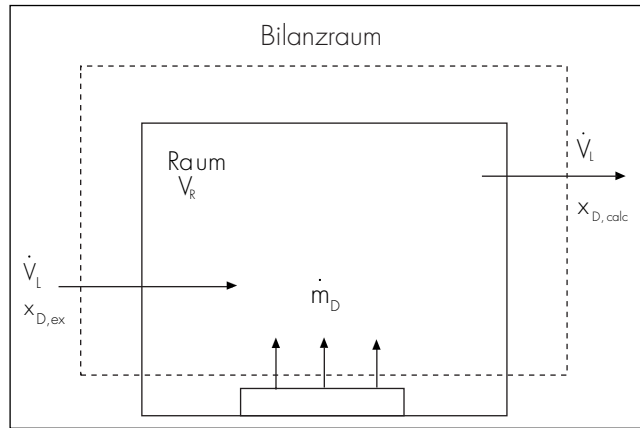


Abbildung 2:
Bilanz mit Lüftung

Mit den Annahmen

- der Schadstoffstrom ist konstant,
- der Frischluftstrom ist konstant,
- der Schadstoff ist homogen im Bilanzraum verteilt

berechnet sich die Konzentration des Schadstoffes in der Luft zu:

$$x_m = \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}} \text{ oder } x_v = \frac{\dot{V}_D}{\dot{V}_L} \quad (2.2)$$

mit

x_m = massenbezogene Konzentration (kg/m^3 ; mg/m^3)

x_v = volumenbezogene Konzentration (m^3/m^3 , ml/m^3)

\dot{m}_D = Schadstoffmassenstrom (kg/s)

\dot{V}_D = Schadstoffvolumenstrom (m³/s)

\dot{V}_L = Frischluftvolumenstrom (m³/s)

Gleichung 2.2 ist die wichtigste Gleichung zur Berechnung von Schadstoffkonzentrationen. Sie wird auch zur Auslegung von technischen Schutzmaßnahmen angewendet, z.B. zur Dimensionierung von Lüftungsanlagen [8] oder von raumlufttechnischen Anlagen für Schweißwerkstätten [9]. Die Komplexität der Beschreibung des Schadstoffstromes bzw. des Frischluftstromes führt aber dazu, dass der Anwender nicht mehr den Zusammenhang mit Gleichung 2.2 erkennt, insbesondere bei der Verwendung anderer Formelzeichen.

Da staubförmige Schadstoffe am Arbeitsplatz in der Regel dazu neigen, sich auf dem Boden oder auf anderen Arbeitsflächen abzulagern, kann die Anwendung von Gleichung 2.2 für Staub emittierende Prozesse derzeit nur mit Einschränkungen empfohlen werden.

Stationäre Bilanzen werden bei quasi kontinuierlichen Arbeitsprozessen angewendet, z.B. bei der Berechnung von Dieselmotoremissionen in Hallen gemäß TRGS 554 [10] (siehe Abschnitt 5.2) oder bei der Bestimmung von Lösungsmittelbelastungen in Druckereien (siehe Abschnitt 5.1).

Beispiel:

In einem technisch belüfteten Raum werden Beschichtungsarbeiten ausgeführt. Dabei werden 1,5 kg Lack pro Stunde verarbeitet. Der Lack besitzt einen Lösungsmittelanteil von 45 Gew.-% und der relevante Luftgrenzwert beträgt 200 mg/m³ (Kohlenwasserstoffgemisch). Dem Raum werden stündlich 1200 m³ Frischluft zugeführt.

Nach Gleichung 2.2 gilt:

$$x_m = \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}_L} = \frac{0,45 \cdot 1500 \text{ g/h}}{1200 \text{ m}^3/\text{h}} = 0,562 \text{ g/m}^3$$

2 Berechnungsverfahren

Bei Annahme einer vollständigen Verdampfung der Lösungsmittel in den Arbeitsraum wird der Grenzwert von $200 \text{ mg/m}^3 = 0,200 \text{ g/m}^3$ deutlich überschritten.

2.3 Instationäre Bilanzen

Unterliegen die Gefahrstoffemissionen in einem Raum großen zeitlichen Schwankungen oder werden nur kurzzeitig Gefahrstoffe ausgebracht, so liefert die Annahme stationärer Arbeitsbedingungen häufig keine sinnvollen Aussagen über die Exposition. Gleichung 2.2 erhält dann besser die Form:

$$x_m = \frac{\dot{m}_D(t)}{\dot{V}_L(t)} = f(t) \quad (2.3)$$

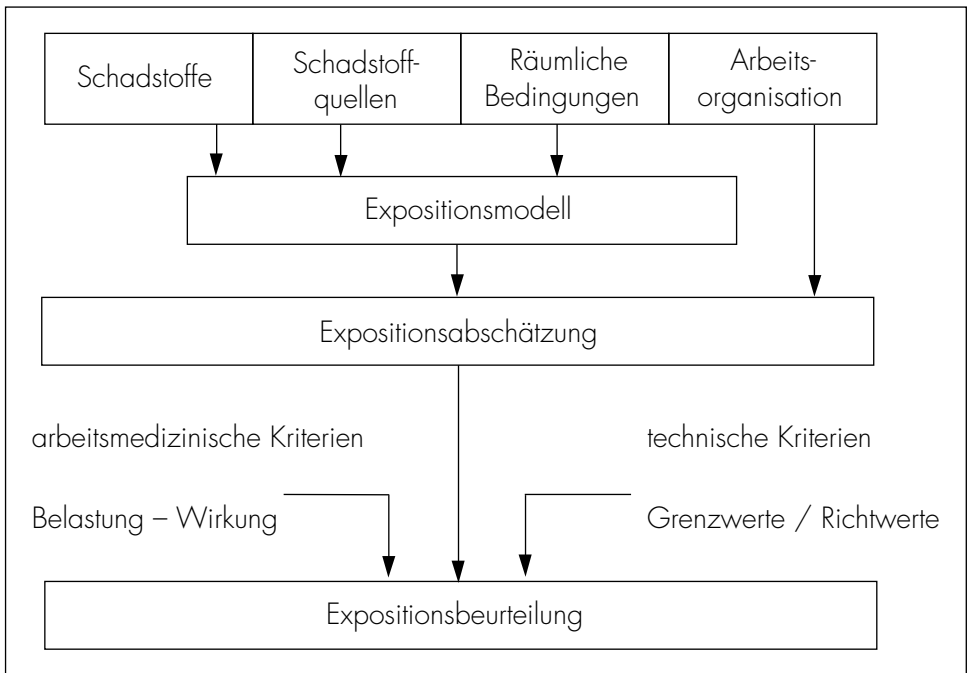
Alle Einflussgrößen können somit zeitabhängig sein und auch die Zeit t selbst wird ein unabhängiger Parameter. Will man Gleichung 2.3 berechnen, benötigt man folglich eine genaue Kenntnis des zeitlichen Verlaufes der Gefahrstoffemission und der zeitlichen Abhängigkeit der Lüftungsverhältnisse sowie die Funktion $f(t)$, die weitere Einflussgrößen (z.B. die Expositionsdauer Δt und das Raumvolumen V_R) enthält. In der Praxis sind diese Größen nur grob bekannt. Häufig ist man mit der Angabe eines Durchschnitts- oder Maximalwertes für die Gefahrstoffemission oder die Frischluftzufuhr zufrieden, auf eine Ermittlung einer Zeitabhängigkeit verzichtet man völlig. Eine unter wissenschaftlichen Aspekten interessante und reizvolle exakte Ermittlung des Konzentrationsverlaufes scheidet daher an fehlenden Daten aus der Praxis [11].

Um zu sinnvollen Berechnungsgleichungen zu kommen, wurden im Rahmen des Berechnungsverfahrens der Differenzierten Expositionsanalyse einige vereinfachende Annahmen getroffen, die einerseits stationäre Werte für \dot{m}_D und \dot{V}_L vorsehen, andererseits aber den Zeiteinfluss auf die Konzentration x_m zu berechnen erlauben [12].

2.4 Differenzierte Expositionsanalyse

Unter Differenzierter Expositionsanalyse (Abbildung 3) wird die systematische Sammlung und Auswertung der Daten verstanden, die die Expositionsverhältnisse am Arbeitsplatz bestimmen. Bei der Analyse einer Schadstoffbelastung am Arbeitsplatz kann danach differenziert werden nach

Abbildung 3:
Schema der Differenzierten Expositionsanalyse



- ❑ stofflichen Eigenschaften des Schadstoffes,
- ❑ Analyse der Schadstoffquelle,
- ❑ Einflüssen des Raumes um die Schadstoffquelle und die betroffenen Menschen,
- ❑ Aspekten der Arbeitsorganisation.

Gelingt es, die genannten vier Bereiche mathematisch, semi-empirisch oder rein empirisch zu beschreiben und über Modellgleichungen zu verknüpfen, erhält man ein Expositionsmodell,

2 Berechnungsverfahren

das die Belastung durch Gefahrstoffe am Arbeitsplatz in Abhängigkeit von den wesentlichen Parametern beschreibt. Somit werden Abschätzungen der Arbeitsplatzbelastung unter Variation der Arbeitsbedingungen möglich, die sonst nur mit großem Messaufwand zu erhalten sind.

In den Abschnitten 2.4.1 und 2.4.2 werden die Berechnungsgleichungen für die differenzierte Expositionsanalyse ausführlich hergeleitet. Wenn auch der Umgang mit Gleichungen für viele Praktiker ungewohnt ist, so ist es doch zur Begründung eines Rechenmodells unumgänglich, die theoretischen Grundlagen ausführlich darzulegen.

2.4.1 Herleitung praktischer Berechnungsgleichungen

Geht man davon aus, dass ein Schadstoff in einen Raum gelangt (auf welche Weise auch immer), so lässt sich anhand einer Massenbilanz der zeitliche Verlauf der Schadstoffkonzentration beschreiben. Die Bilanz stellt fest, dass die zeitliche Änderung einer Stoffkonzentration in einem Bilanzraum (dx_D/dt) durch die Summe der in den Bilanzraum ein- und austretenden Stoffströme beschrieben werden kann (vgl. auch Abbildung 2). Der Index „calc“ verdeutlicht dabei, dass es sich um die berechnete Konzentration im Bilanzraum handelt.

Somit gilt:

$$\dot{m}_D + \dot{V}_L \cdot x_{D,ex} - \dot{V}_L \cdot x_{D,calc} = V_R \cdot \frac{dx_{D,calc}}{dt} \quad (2.4)$$

Gleichung 2.4 geht von folgenden Annahmen aus:

- Der Schadstoffmassenstrom \dot{m}_D und der Frischluftvolumenstrom \dot{V}_L sind zeitlich konstant.
- Die einzige zeitabhängige Variable im Bilanzzeitraum ist $x_{D,calc}$. Sie ist im Bilanzraum homogen.
- Es befinden sich keine weiteren Quellen und Senken des Schadstoffes im Bilanzraum.

Die Integration von Gleichung 2.4 ergibt mit den weiteren Annahmen:

□ Der Schadstoff ist in der Frischluft nicht vorhanden: $x_{D,ex} = 0$

□ Der Schadstoff ist zu Beginn der Berechnung nicht im Bilanzraum vorhanden: $x_{D,0} = 0$

$$x_{D,calc} = x_{D,st} \cdot (1 - F_1) \quad (2.5)$$

mit

$$x_{D,st} = \frac{\dot{V}_D}{\dot{V}_L} \text{ oder } \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}_L} \quad (2.6)$$

und

$$F_1 = e^{-\lambda \cdot (t_1 - t_0)} \quad (2.7)$$

sowie

$$\lambda = \frac{\dot{V}_L}{V_R} \quad (2.8)$$

$$\dot{m}_D = \dot{V}_D \cdot \rho_D \quad (2.9)$$

Tabelle 1 (siehe Seite 32) enthält Erläuterungen zu den einzelnen Parametern.

Die Einheiten der Parameter sind in den SI-Einheiten angegeben, aber:

□ Grenzwerte und Konzentrationsangaben werden in der Regel in mg/m^3 bzw. ml/m^3 veröffentlicht.

□ Der Luftwechsel λ wird in der Praxis die Einheit $1/\text{h}$ tragen.

□ Der Frischluftvolumenstrom wird die Einheit m^3/h aufweisen.

Die Einheiten lassen sich umrechnen wie in Tabelle 2 (siehe Seite 33) aufgeführt.

2 Berechnungsverfahren

Tabelle 1:
Einflussgrößen bei der Berechnung von $x_{D,calc}$

Parameter	Bezeichnung	Einheit
\dot{m}_D	Massenstrom des emittierten Schadstoffes	[kg/s]
\dot{V}_D	Volumenstrom des emittierten Schadstoffes	[m ³ /s]
ρ_D	Dichte des Schadstoffes	[kg/s]
\dot{V}_L	Volumenstrom der Frischluft	[m ³ /s]
$x_{D,0}$	Konzentration des Schadstoffes in der Raumluft zu Beginn der Berechnung (Masse/Volumen oder Volumen/Volumen)	[kg/m ³] oder [m ³ /m ³]
$x_{D,ex}$	Konzentration des Schadstoffes in der Frischluft (Masse/Volumen oder Volumen/Volumen)	[kg/m ³] oder [m ³ /m ³]
V_R	Raumvolumen	[m ³]
$t_1 - t_0$	Zeitraum der Berechnung	[h] oder [s]
λ	Luftwechselrate \dot{V}_L/V_R	[1/h] oder [1/s]
$x_{D,st}$	Konzentration des Schadstoffes D unter stationären Bedingungen = \dot{m}_D/\dot{V}_L oder \dot{V}_D/\dot{V}_L	[kg/m ³] oder [m ³ /m ³]

Für die Beurteilung der Belastung eines Beschäftigten über die Schichtlänge ist es notwendig, die mittlere Schadstoffbelastung am Arbeitsplatz zu ermitteln. Erst wenn diese mittlere Belastung $\bar{x}_{D,calc}$ bekannt ist, kann sie mit eventuell vorhandenen Grenzwerten verglichen werden, die in der Regel Schichtmittelwerte darstellen. $\bar{x}_{D,calc}$ errechnet sich aus dem Integral der aktuellen Konzentration für den Zeitraum $t_1 - t_0$ zu:

$$\bar{x}_{D,calc} = \frac{1}{t_1 - t_0} \int_{t_0}^{t_1} x_{D,calc} \cdot dt \quad (2.10)$$

Die Berechnung führt mit Gleichung 2.5 zu:

$$\bar{x}_{D,calc} = x_{D,st} \cdot (1 - F_2) \quad (2.11)$$

mit

$$F_2 = \frac{1 - e^{-\lambda(t_1 - t_0)}}{\lambda \cdot (t_1 - t_0)} \quad (2.12)$$

Die Gleichungen für die aktuelle Konzentration in der Luft sowie die mittlere Konzentration setzen sich jeweils aus einem zeitunabhängigen Faktor $x_{D,st}$ und einem zeitabhängigen Faktor $(1 - F_1)$ bzw. $(1 - F_2)$ zusammen.

$x_{D,st}$ ist identisch mit Gleichung 2.2 und beschreibt somit die Konzentration, die sich im stationären Fall im Raum einstellt. Die zeitabhängigen Faktoren beschreiben den Konzentrationsverlauf bis zum Erreichen des stationären Zustandes (vgl. Abbildungen 4 und 5 auf Seite 34).

Einheit 1	Umrechnungsfaktor von 1 auf 2	Einheit 2
$\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$	$1\,000\,000 = 10^6$	$\frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$
$\frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$	$\frac{1}{1\,000\,000} = 10^{-6}$	$\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$
$\frac{\text{m}^3}{\text{m}^3}$	$1\,000\,000 = 10^6$	$\frac{\text{ml}}{\text{m}^3}$
$\frac{\text{ml}}{\text{m}^3}$	$\frac{1}{1\,000\,000} = 10^{-6}$	$\frac{\text{m}^3}{\text{m}^3}$
$\frac{1}{\text{h}}$	$\frac{1}{3600} = 0,0028$	$\frac{1}{\text{s}}$
$\frac{1}{\text{s}}$	3600	$\frac{1}{\text{h}}$

Tabelle 2:
Umrechnung der
Parametereinheiten

2 Berechnungsverfahren

Abbildung 4:
Verlauf der zeitabhängigen
Faktoren F_1 und $1 - F_1$
zur Bestimmung der
aktuellen Konzentration

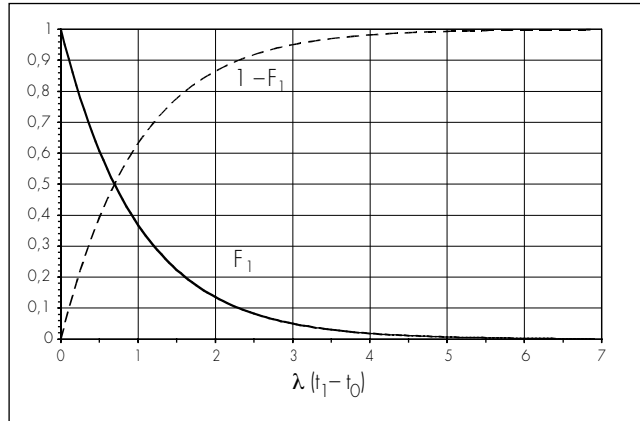
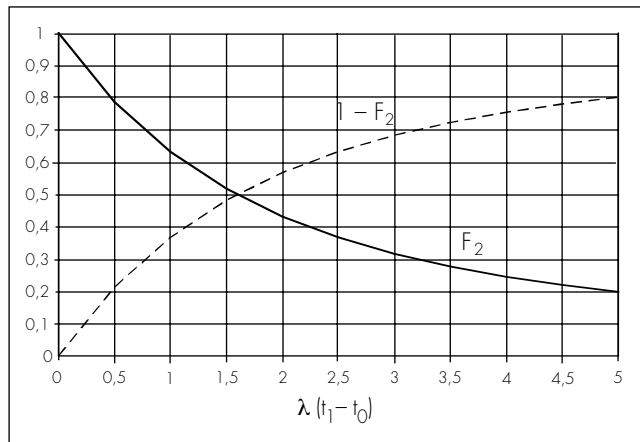


Abbildung 5:
Verlauf der zeitabhängigen
Faktoren F_2 und $1 - F_2$
zur Bestimmung der
mittleren Konzentration



Beispiel:

In einem Raum (Werkstatt, Laboratorium) befindet sich ein Lösungsmittelbecken, das täglich mit 1,5 Liter Xylol aufgefüllt werden muss, um die verbrauchte/verdunstete Menge auszugleichen. Es ist zu prüfen, ob der Grenzwert von Xylol im Raum eingehalten ist.

I Rahmenbedingungen

I.1 Angaben zum Stoff

Dichte von Xylol ($T = 20\text{ °C}$): $\rho_D = 874\text{ kg/m}^3 = 0,874\text{ g/cm}^3$

I.2 Angaben zur Schadstoffquelle

Das Lösungsmittel verdunstet und wird im Arbeitsprozess verbraucht. Unabhängig vom Austragungsmechanismus wird angenommen, dass der ausgetragene Stoff vollständig in die Luft des Arbeitsbereiches gelangt.

I.3 Angaben zum Raum

Raumvolumen = 175 m^3 ($50\text{ m}^2 \cdot 3,5\text{ m}$)

Es wird eine typische Lüftung in einem modern ausgestatteten Raum mit entsprechend dichten Fenstern und Türen angenommen. Aus vorliegenden Lüftungsmessungen weiß man, dass in solchen Räumen bei geschlossenen Fenstern mit Luftwechseln von ca. 0,2 Raumvolumen pro Stunde zu rechnen ist.

$\dot{V}_L = 0,2\text{ Raumvolumen/Stunde} = 0,2 \cdot 175\text{ m}^3/\text{h} = 35\text{ m}^3/\text{h}$

I.4 Angaben zur Arbeitsorganisation

Die Arbeitszeit im Raum beträgt acht Stunden täglich. Es existiert kein ständiger Arbeitsplatz unmittelbar am Lösungsmittelbecken. Nach Schichtende wird das Lösungsmittelbecken abgedeckt.

2 Berechnungsverfahren

1.5 Beurteilungskriterium

Der MAK-Wert von Xylol beträgt

$$\text{MAK}_{\text{Xylol}} = 100 \text{ ml/m}^3 = 440 \text{ mg/m}^3$$

II Berechnung

Aus Gleichung 2.5 folgt für die aktuelle Konzentration nach acht Stunden Verdunstung:

$$x_{D,\text{calc}} = \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}_L} \cdot (1 - F_1) = \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}_L} \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot (t_1 - t_0)})$$

Der verdunstende Massenstrom an Xylol beträgt:

$$\dot{m}_D = \dot{V}_D \cdot \rho_D = \frac{1,5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3}{8 \text{ h}} \cdot 874 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 0,164 \frac{\text{kg}}{\text{h}}$$

Die stationäre Konzentration $x_{D,\text{st}}$ wird somit:

$$x_{D,\text{st}} = \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}_L} = \frac{164000 \text{ mg/h}}{35 \text{ m}^3} = 4686 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

Der zeitabhängige Faktor $(1 - F_1)$ ergibt sich zu:

$$(1 - F_1) = 1 - e^{-\lambda \cdot (t_1 - t_0)} = 1 - e^{-0,2(\text{h}^{-1}) \cdot 8(\text{h})} = 0,798$$

Die aktuelle Konzentration am Schichtende beträgt somit:

$$x_{D,\text{calc}} = x_{D,\text{st}} \cdot (1 - F_1) = 4686 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot 0,798 = 3739 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

Die mittlere Konzentration $\bar{x}_{D,\text{calc}}$ berechnet sich zu:

$$\bar{x}_{D,calc} = x_{D,st} \cdot (1 - F_2) = 4686 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot \left[1 - \frac{1 - e^{-0,2 \cdot 8}}{0,2 \cdot 8} \right] = 2349 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

Ein Vergleich mit dem MAK-Wert von 440 mg/m^3 belegt, dass die mittlere Xylol-Konzentration von 2349 mg/m^3 in der Werkstatt um ein Vielfaches über dem zulässigen Schichtmittelwert liegt.

2.4.2 Weiterentwicklung der Berechnungsgleichungen

Die in Abschnitt 2.4.1 getroffenen Annahmen zur Herleitung der Gleichungen 2.5 bzw. 2.11 sind für verschiedene Praxisfälle nicht zutreffend und müssen dann entsprechend angepasst werden.

1. Fall: Der Schadstoff ist in dem Frischluftstrom \dot{V}_L enthalten.

In diesem Fall wird sich eine höhere Konzentration $x_{D,calc}$ ergeben:

$$x_{D,calc} = x_{D,st} (1 - F_1)$$

mit

$$x_{D,st} = x_{D,ex} + \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}_L} \quad (2.13)$$

oder

$$x_{D,st} = x_{D,ex} + \frac{\dot{V}_D}{\dot{V}_L} \quad (2.14)$$

Dabei ist $x_{D,ex}$ die Konzentration des Schadstoffes in der Frischluft, entweder massenbezogen (z.B. mg/m^3) oder volumenbezogen (z.B. ml/m^3).

Die mittlere Konzentration $\bar{x}_{D,calc}$ ergibt sich weiterhin aus

2 Berechnungsverfahren

$$\bar{x}_{D, \text{calc}} = x_{D, \text{st}} \cdot (1 - F_2)$$

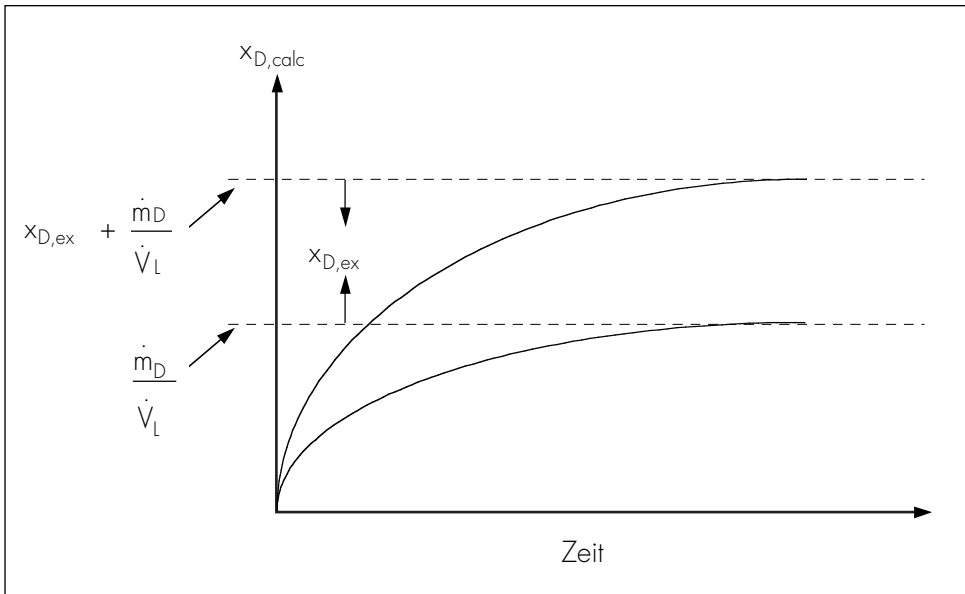
mit $x_{D, \text{st}}$ gemäß Gleichung 2.13 und 2.14.

Der Konzentrationsverlauf wird durch die externe Zufuhr des Schadstoffes über die Frischluft qualitativ beeinflusst (siehe Abbildung 6).

2. Fall: Der Schadstoff ist zu Beginn der Berechnung/Arbeit in der Raumluft vorhanden.

In manchen Arbeitssituationen ist es wichtig, die schon vorhandene Raumluftbelastung zu berücksichtigen. Dazu wird als weitere Größe innerhalb des Berechnungssystems die Konzen-

Abbildung 6:
Einfluss von $x_{D, \text{ex}}$ auf den Konzentrationsverlauf $x_{D, \text{calc}}$



tration $x_{D,0}$ eingeführt, die die Schadstoffkonzentration zu Beginn der Berechnung beschreibt (entweder massen- oder volumenbezogen).

Die aktuelle Konzentration x_D berechnet sich dann zu:

$$x_{D,calc} = x_{D,st} (1 - F_1) + x_{D,0} \cdot F_1 \quad (2.15)$$

mit $x_{D,st}$ entsprechend Gleichung 2.6 oder Gleichung 2.13/2.14.

Die mittlere Konzentration $\bar{x}_{D,calc}$ ergibt sich analog zu:

$$\bar{x}_{D,calc} = x_{D,st} (1 - F_2) + x_{D,0} \cdot F_2 \quad (2.15a)$$

Die Konzentration x_D wird somit aus zwei Termen berechnet, die sich addieren. Der erste Term beschreibt den Einfluss der Schadstoffquelle und wächst entsprechend Abbildung 4 bzw. 5 an. Der zweite Term beschreibt den Einfluss der anfänglich vorhandenen Schadstoffkonzentration, der aufgrund der Vermischung mit dem Frischluftstrom \dot{V}_L immer geringer werden muss. Daher verlaufen die Faktoren F_1 und F_2 für größere Zeiten gegen null (vgl. Abbildungen 4 und 5).

Sonderfall: $\dot{m}_D = 0$

Sofern ein Schadstoff in die Raumluft gelangt ist, momentan aber keine Emission mehr stattfindet (weil z.B. die Schadstoffquelle nur kurzfristig aktiv ist oder wegen eines Schadensereignisses), kann über Gleichung 2.15 das Abklingen der Konzentration in der Raumluft berechnet werden. Sofern $\dot{m}_D = 0$ und $x_{D,ex} = 0$ sind, ist $x_{D,st}$ ebenfalls 0 und der erste Term in Gleichung 2.15 entfällt.

Dann gilt:

$$x_{D,calc} = x_{D,0} \cdot F_1 \quad (2.16)$$

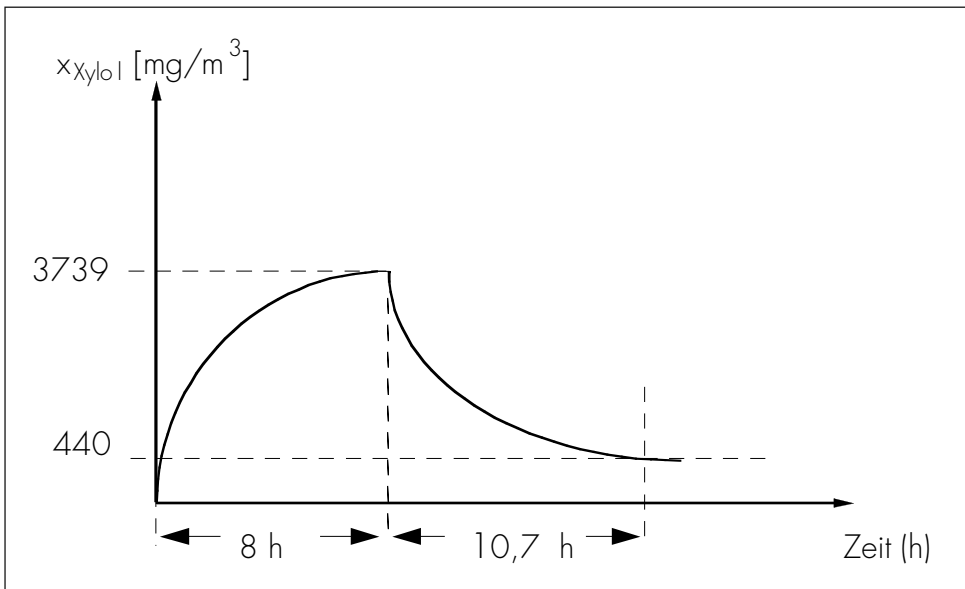
2 Berechnungsverfahren

Beispiel (siehe auch Abbildung 7):

In dem Beispiel „Xylol“ wurde nach acht Stunden Arbeitszeit eine aktuelle Konzentration von 3739 mg/m^3 Xylol in einem schlecht belüfteten Arbeitsraum berechnet ($\lambda = 0,2 \text{ [h}^{-1}\text{]}$). Wie lange muss man am Arbeitsende nach der Abdeckung des Lösungsmittelbeckens warten, bis die Raumlufkonzentration unter den MAK-Wert von 440 mg/m^3 gefallen ist?

Anhand von Gleichung 2.16 kann die notwendige Wartezeit auf zweierlei Art bestimmt werden:

Abbildung 7:
Konzentrationsverlauf von Xylol



a) durch Nutzung von Abbildung 4:

Umstellen von Gleichung 2.16 ergibt

$$\frac{x_{D,calc}}{x_{D,0}} = F_1$$

In dieser Gleichung ist $x_{D,calc}$ die gewünschte Xylol-Konzentration 440 mg/m^3 und $x_{D,0}$ die Xylol-Konzentration am Arbeitsende 3739 mg/m^3 , also am Anfang des Abklingens.

Somit gilt:

$$\frac{440 \text{ mg/m}^3}{3739 \text{ mg/m}^3} = 0,12 = F_1$$

Ein Blick auf Abbildung 4 ergibt für $F_1 = 0,12$ einen Wert von ca. 2,2 für $\lambda \cdot (t_1 - t_0)$.

$$\lambda \cdot (t_1 - t_0) = 2,2$$

Der Luftwechsel λ beträgt im Arbeitsraum ca. $0,2 \text{ [h}^{-1}\text{]}$, somit folgt:

$$t_1 - t_0 = \frac{2,2}{0,2} \text{ h} = 11,0 \text{ h}$$

Erst nach elf Stunden ist die Xylol-Konzentration im Arbeitsraum auf die Höhe des MAK-Wertes abgesunken.

b) durch Berechnung:

Gleichung 2.16 kann umgeformt und nach $(t_1 - t_0)$ aufgelöst werden

$$x_{D,calc} = x_{D,0} \cdot F_1 = x_{D,0} \cdot e^{-\lambda \cdot (t_1 - t_0)}$$

2 Berechnungsverfahren

Umformung nach $(t_1 - t_0)$

$$(t_1 - t_0) = -\frac{1}{\lambda} \cdot \ln \frac{x_{D,calc}}{x_{D,0}} = \left[-\frac{1}{0,2} \cdot \ln \frac{440}{3739} \right] \text{ h} = 10,70 \text{ h} \quad (2.17)$$

Die Anwendung der Gleichung 2.16 ergibt mit 10,70 h nahezu das gleiche Ergebnis wie die Nutzung von Abbildung 4.

3. Fall: Der Schadstoff ist inhomogen im Raum verteilt.

Die bisher abgeleiteten Berechnungsgleichungen berücksichtigen nicht die räumliche Inhomogenität der Schadstoffkonzentration im Raum. Erfahrungsgemäß ist in der Nähe einer Stoff-Quelle (z.B. Lösungsmittelbecken) mit höheren Konzentrationen als an anderen Stellen des Raumes zu rechnen. Da jedoch die Berücksichtigung der räumlichen Inhomogenität bei der Aufstellung von Bilanzgleichungen zu einem in der Arbeitspraxis nicht mehr handhabbaren Rechenaufwand führt, werden die Gleichungen der Differenzierten Expositionsanalyse um einen Faktor OF (Ortsfaktor) erweitert, der die berechneten Konzentrationen an die realen Konzentrationen in der Atemluft des Beschäftigten anpassen muss.

Somit gilt:

$$x_D = x_{D,calc} \cdot OF \quad (2.18)$$

bzw.

$$\bar{x}_D = \bar{x}_{D,calc} \cdot OF \quad (2.19)$$

Der Ortsfaktor OF muss empirisch bestimmt werden. Dies bedeutet nicht, dass er im Einzelfall durch Messungen zu bestimmen ist. OF ist bei Gasen und Dämpfen unabhängig vom individuellen Stoff (mit wenigen Ausnahmen) und nur von den Gegebenheiten des Raumes und der Quelle abhängig.

2.4.3 Einflüsse auf die Schadstoffkonzentration

Auf der Grundlage der oben hergeleiteten Berechnungsgleichungen ergeben sich sieben Einflussgrößen auf die Konzentration eines Schadstoffes in der Luft:

1. der Schadstoffstrom \dot{m}_D oder \dot{V}_D
2. der Frischluftstrom \dot{V}_L
3. die Anfangskonzentration $x_{D,0}$
4. die Schadstoffkonzentration in der Frischluft $x_{D,ex}$
5. das Raumvolumen V_R
6. der Berechnungszeitraum $t_1 - t_0 = \Delta t$
7. der Ortsfaktor OF

Häufig können die Konzentrationen $x_{D,0}$ und $x_{D,ex}$ vernachlässigt werden, sodass nur noch fünf Einflussgrößen verbleiben. Die Kenntnis des emittierenden **Schadstoffstromes** \dot{m}_D bzw. \dot{V}_D ist für die Anwendung der Berechnungsgleichungen von fundamentaler Bedeutung und wird daher in Kapitel 3 und den Beispielen in Kapitel 5 ausführlich behandelt.

Ebenso wichtig sind Informationen über die Lüftungssituation am Arbeitsplatz, da der Schadstoff im **Frischlufstrom** „verdünnt“ wird. Daher widmet sich Kapitel 4 diesem Thema.

Das **Raumvolumen** V_R und der **Berechnungszeitraum** $t_1 - t_0$ sind leichter zu ermitteln: bei Raumvolumen bis ca. 200 m^3 kann das gesamte Volumen für die Bilanzierung genutzt werden, bei größeren Räumen (Hallen) sind zusätzlich Informationen zum Luftwechsel notwendig (siehe Kapitel 4).

Der **Berechnungszeitraum** $\Delta t = (t_1 - t_0)$ ist so zu wählen, dass die Annahmen zur Herleitung der Berechnungsgleichungen noch gültig sind. Ändern sich während der Arbeitszeit zum Beispiel die Schadstoffquellen oder die Lüftungsbedingungen gravierend, kann die Berechnung in mehreren Abschnitten erfolgen, in denen jeweils konstante Bedingungen herrschen.

Beispiel:

In einem Operationssaal eines Krankenhauses werden Narkosen mit Lachgas durchgeführt. Dies bedeutet beispielsweise, dass an einem Arbeitstag vier Narkosen mit Lachgasemissionen stattfinden. Die Höhe der Lachgasleckagen ist aufgrund vieler (teilweise messtechnischer) Vorinformationen bekannt (siehe Tabelle 3 auf Seite 44):

2 Berechnungsverfahren

Tabelle 3:
Lachgasemissionen bei Narkosen

Operation	Dauer (h)	Lachgasemission $\left[\frac{10^{-3} \text{ m}^3}{\text{h}} \right]$	Bemerkung
1	1,5	22,7	Intubation
2	0,7	36,0	Maskennarkose
3	0,5	–	intravenöse Narkose
4	1,1	22,7	Intubation
5	0,25	–	Pause
6	2,5	22,7	Intubation

Für eine genaue Berechnung der Lachgaskonzentration wird nun der Berechnungszeitraum $(t_1 - t_0) = 1,5 \text{ h}$ entsprechend der Dauer der ersten Operation gewählt. Da sich die Emission in der zweiten OP ändert (andere Narkosetechnik), muss in einem zweiten Berechnungsschritt der Zeitraum $(t_2 - t_1) = 0,7 \text{ h}$ entsprechend der zweiten Operation gewählt werden.

Man erhält somit eine Reihe von einzelnen Konzentrationen, vergleichbar mit einer Reihe verschiedener Messwerte, die anschließend zu einer mittleren Konzentration über die Arbeitszeit umgeformt werden müssen (siehe Abbildung 8).

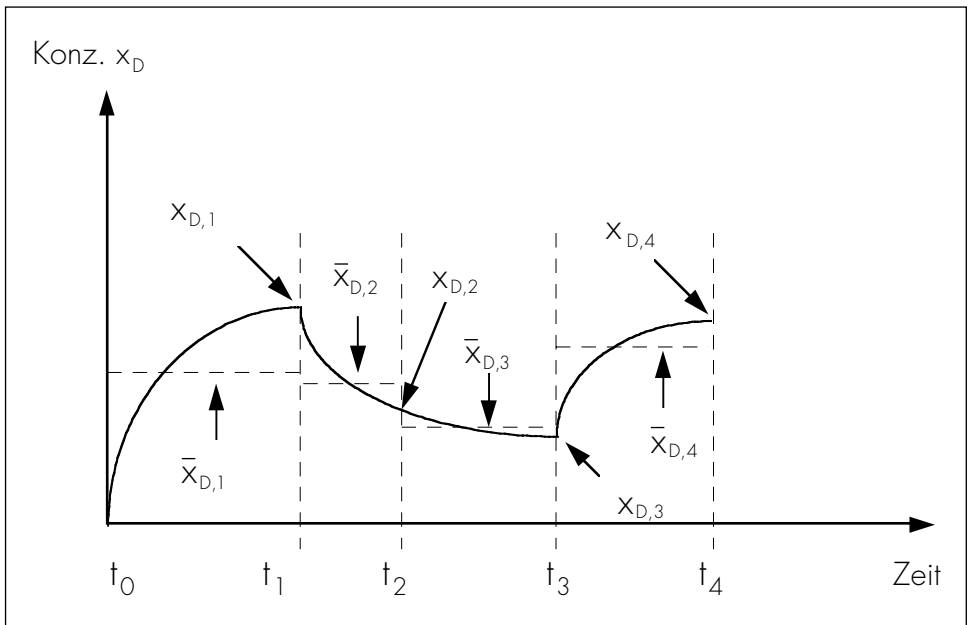
Analog zur Auswertung von Messdaten erhält man das Konzentrationsmittel über die Zeitgewichtung:

$$\bar{x}_{D,(t_4-t_0)} = \frac{1}{t_4-t_0} \cdot \{ \bar{x}_{D,1} \cdot (t_1-t_0) + \bar{x}_{D,2} \cdot (t_2-t_1) + \bar{x}_{D,3} \cdot (t_3-t_2) + \bar{x}_{D,4} \cdot (t_4-t_3) \} \quad (2.20)$$

oder, allgemein ausgedrückt:

$$\bar{x}_{D,(t_n-t_0)} = \frac{1}{t_n-t_0} \sum_{i=1}^n \bar{x}_{D,i} \cdot (t_i-t_{(i-1)}) \quad (2.21)$$

Abbildung 8:
 Aufteilung der Arbeitszeit in Abschnitte konstanter Rahmenbedingungen



Der Ortsfaktor OF muss aus dem vorliegenden Erfahrungsschatz über die Konzentrationsunterschiede im Arbeitsbereich abgeleitet werden. Für das genannte Beispiel der Narkosegasbelastung in Operationsräumen konnte z.B. gezeigt werden, dass die Belastung für patientennahes Personal (Anästhesist, Chirurg etc.) nicht mehr als doppelt so hoch ist wie für das patientenferne Personal im OP [13]. Der Ortsfaktor OF kann in diesem Fall mit $OF = 2$ angenommen werden. Gleiche Ergebnisse werden auch bei der Instrumentendesinfektion ermittelt [14]. Für Beschäftigte, die sich nicht permanent an Schadstoffquellen aufhalten, sondern an verschiedenen Stellen des Arbeitsbereiches, kann ein Wert von $OF = 1$ (homogene Vermischung) angesetzt werden.

2 Berechnungsverfahren

Informationen zum Ortsfaktor liefern

- schon vorliegende Messdaten aus dem Arbeitsbereich,
- Informationen aus ähnlichen Arbeitsbereichen, auch aus der Literatur, oder
- die Analyse der Lüftungssituation vor Ort.

2.4.4 Arbeitsorganisation

Die mit den beschriebenen Verfahren bestimmten Raumlufkonzentrationen werden in vielen Fällen einen Vergleich mit Luftgrenzwerten nötig machen. Die individuelle Belastung der Beschäftigten hängt dabei von der Dauer der schädigenden Einwirkung und von zusätzlich auftretenden parallelen Expositionen (evtl. von benachbarten Arbeitsplätzen) ab.

Die Berücksichtigung dieser Einflussgrößen unterscheidet sich bei Berechnungsverfahren in nichts von derjenigen bei Messverfahren: Die Höhe der ermittelten Raumlufkonzentrationen muss rechnerisch an die vorliegende Arbeitszeit und an Parallelbelastungen angepasst werden.

Entsprechend den Regeln TRGS 402 und 900 sind die Belastungen von Beschäftigten als Schichtmittelwerte mit den Luftgrenzwerten (MAK, TRK) zu vergleichen [15, 16].

Dies bedeutet also:

$$\frac{\bar{x}_D}{GW_D} = \frac{1}{GW_D} \cdot \frac{\bar{x}_D(\Delta t) \cdot \Delta t}{\Delta t_{\text{Schicht}}} \leq 1 \quad (2.22)$$

mit

\bar{x}_D = Schadstoffkonzentration (Schichtmittelwert) [mg/m^3]

GW_D = Grenzwert der Komponente_D [mg/m^3]

$\bar{x}(\Delta t)$ = mittlere Schadstoffkonzentration während der täglichen Expositionszeit [mg/m^3]

Δt = tägliche Expositionszeit [h]

$\Delta t_{\text{Schicht}}$ = Schichtlänge = 8 h [h]

Beispiel:

tägliche Expositionszeit Δt = 4 h

Schichtlänge = 8 h

mittlere Exposition $\bar{x}_D(\Delta t)$ = 300 [mg/m³]

Grenzwert GW = 200 [mg/m³]

Anwendung von Gleichung 2.22 führt dann zu:

$$\frac{\bar{x}_D}{GW} = \frac{1}{200 \text{ [mg/m}^3\text{]}} \cdot \frac{300 \text{ [mg/m}^3\text{]} \cdot 4 \text{ h}}{8 \text{ h}} = 0,75$$

Parallele Belastungen werden in Deutschland – sofern Luftgrenzwerte existieren – durch Summenbildung nach TRGS 403 [17] beurteilt. Der Bewertungsindex BI ergibt sich aus:

$$BI = \sum_{i=1}^n \frac{\bar{x}_{D,i}}{GW_{D,i}} \leq 1 \quad (2.23)$$

Die Luftgrenzwerte gelten als eingehalten, sofern $BI \leq 1$ ist.

2.4.5 Systematik der Berechnung

Die vorgestellten Berechnungsgleichungen lassen sich in folgendes Ablaufschema (siehe Tabelle 4 auf Seite 48) einbringen:

A Soll eine vereinfachte Übersichtsrechnung vorgenommen werden?

Unter Vernachlässigung der Lüftung: → Gleichung 2.1

Unter Berücksichtigung von stationären Bedingungen: → Gleichung 2.2

B Könnte die Zeit einen wesentlichen Einfluss auf den Konzentrationsverlauf haben?

2 Berechnungsverfahren

Tabelle 4:
Ablaufschema für die Konzentrationsberechnung

Schritt	Beschreibung	Berechnung
I	Schadstoffquelle	$\dot{V}_D [\text{m}^3/\text{h}]$ oder $\dot{m}_D = [\text{kg}/\text{h}]$
II	Lüftungssituation	$\dot{V}_L [\text{m}^3/\text{h}]$ oder $\lambda = \dot{V}_L/V_R$
III	stationäre Schadstoffkonzentration	$x_{D, \text{st}} = \frac{\dot{V}_D [\text{m}^3]}{\dot{V}_L [\text{m}^3]}$ oder $x_{D, \text{st}} = \frac{\dot{m}_D [\text{kg}]}{\dot{V}_L [\text{m}^3]}$
III a	Berücksichtigung von $x_{D, \text{ex}}$ (falls $x_{D, \text{ex}} > 0$)	$x_{D, \text{st}} = x_{D, \text{ex}} + \frac{\dot{V}_D [\text{m}^3]}{\dot{V}_L [\text{m}^3]}$ oder $x_{D, \text{st}} = x_{D, \text{ex}} + \frac{\dot{m}_D [\text{kg}]}{\dot{V}_L [\text{m}^3]}$
IV	Einfluss der Expositionszeit	$F_1 = \exp(-\lambda \cdot \Delta t)$ $F_2 = \frac{1 - \exp(-\lambda \cdot \Delta t)}{\lambda \cdot \Delta t}$
V	aktuelle Schadstoffkonzentration ($x_{D, 0} = 0$)	$x_D = x_{D, \text{st}} \cdot (1 - F_1)$
VI	mittlere Schadstoffkonzentration ($x_{D, 0} = 0$)	$\bar{x}_D = x_{D, \text{st}} \cdot (1 - F_2)$
VII	Berücksichtigung einer anfänglichen Schadstoffbelastung im Raum ($x_{D, 0} \neq 0$)	$x_D = x_{D, \text{st}} \cdot (1 - F_1) + x_{D, 0} \cdot F_1$ $\bar{x}_D = x_{D, \text{st}} \cdot (1 - F_2) + x_{D, 0} \cdot F_2$
VIII	Beurteilung der Schadstoffbelastung	Berücksichtigung <ul style="list-style-type: none"> - der Expositionszeit (Gl. 2.22) - paralleler Belastungen (Gl. 2.23) - der Grenzwerte

2.4.6 Berechnungsbeispiel

In einem medizinischen Behandlungsraum steht ein Desinfektionsmittelbecken zur Instrumentendesinfektion.

Das Desinfektionsmittelkonzentrat enthält Formaldehyd und Glutaraldehyd als flüchtige Komponenten. Können die Grenzwerte für Formaldehyd und Glutaraldehyd unter den folgenden Rahmenbedingungen überschritten sein?

I Schadstoffquelle:

Das Desinfektionsmittelkonzentrat enthält in 100 g

- 11,1 g Formaldehyd
- 3,75 g Glutaraldehyd

Die 1,5%ige Anwendungslösung wird täglich neu angesetzt und steht täglich fünf Stunden offen im Raum.

Größe der Lösungswanne: 1,5 m²

Die Schadstoffquelle beträgt (vgl. Abschnitt 3.3):

$$\dot{m}_{\text{Formaldehyd}} = 52,3 \text{ mg/h}$$

$$\dot{m}_{\text{Glutaraldehyd}} = 10,1 \text{ mg/h}$$

II Lüftungssituation:

Das Desinfektionsmittelbecken steht in einem Raum von ca. 90 m³ Raumvolumen mit natürlicher Lüftung über Fenster und Türen. Da im Winter erfahrungsgemäß weniger gelüftet wird, wird für die vorliegende Berechnung ein stündlicher Luftaustausch von 0,2 Raumvolumen zugrunde gelegt ($\lambda \approx 0,2 \text{ h}^{-1}$). Der Frischluftvolumenstrom beträgt somit:

$$\dot{V}_L = \lambda \cdot V_R = 0,2 \cdot 90 \text{ m}^3/\text{h} = 18 \text{ m}^3/\text{h}$$

2 Berechnungsverfahren

III Stationäre Schadstoffkonzentration:

Mit den Daten zu \dot{m}_D und \dot{V}_L kann nun die stationäre Schadstoffkonzentration bestimmt werden, die sich maximal im Raum einstellen kann.

$$x_{\text{Formaldehyd, st}} = \frac{\dot{m}_{\text{Formaldehyd}}}{\dot{V}_L} = \frac{52,3 \text{ mg Formaldehyd}}{18 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}} = 2,9 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Formaldehyd}$$

Für beide Desinfektionsmittelwirkstoffe gilt, dass sie nicht in der Frischluft vorkommen ($x_{D, \text{ex}} = 0$) und zu Beginn der Betrachtung im Arbeitsraum nicht vorhanden sind ($x_{D, 0} = 0$).

IV Einfluss der Expositionszeit:

Die Beschäftigten halten sich ca. acht Stunden im Arbeitsraum auf. Dabei ist das Desinfektionsmittelbecken fünf Stunden lang geöffnet. Anschließend wird es abgedeckt und über einen Schlauch in den Abfluss entleert. Die Schadstoffquelle ist somit nur fünf Stunden aktiv. Es gilt:

$$F_1 = e^{-\lambda \cdot (t_1 - t_0)} = e^{-0,2 \cdot 5} = 0,37$$

$$F_2 = \frac{1 - e^{-\lambda \cdot (t_1 - t_0)}}{\lambda \cdot (t_1 - t_0)} = \frac{1 - e^{-0,2 \cdot 5}}{0,2 \cdot 5} = 0,63$$

V Aktuelle Schadstoffkonzentration:

Die Faktoren $(1 - F_1) = 0,63$ und $(1 - F_2) = 0,37$ weichen deutlich von 1 ab. Die stationären Konzentrationen der Desinfektionsmittelwirkstoffe sind somit noch nicht erreicht und die Berücksichtigung des instationären Konzentrationsverlaufes ist grundsätzlich noch sinnvoll.

$$\begin{aligned} x_{\text{Formaldehyd}} &= x_{\text{Formaldehyd, st}} \cdot (1 - F_1) = 2,9 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Formaldehyd} \cdot 0,63 \\ &= 1,8 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Formaldehyd} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 x_{\text{Glutaraldehyd}} &= x_{\text{Glutaraldehyd,st}} \cdot (1 - F_1) = 0,56 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Glutaraldehyd} \cdot 0,63 \\
 &= 0,35 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Glutaraldehyd}
 \end{aligned}$$

VI Mittlere Schadstoffkonzentration:

Die über die fünfständige Emission gemittelten Konzentrationen lassen sich analog bestimmen:

$$\begin{aligned}
 \bar{x}_{\text{Formaldehyd}} &= x_{\text{Formaldehyd,st}} \cdot (1 - F_2) = 2,9 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Formaldehyd} \cdot 0,37 \\
 &= 1,1 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Formaldehyd}
 \end{aligned}$$

$$\bar{x}_{\text{Glutaraldehyd}} = 0,56 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Glutaraldehyd} \cdot 0,37 = 0,21 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Glutaraldehyd}$$

VII Beurteilung einer anfänglichen Schadstoffbelastung im Raum:

Zu Beginn der Arbeit ($t = 0$) konnte davon ausgegangen werden, dass die Raumlufte nicht mit den Desinfektionsmittelkomponenten belastet war. Nach fünf Stunden jedoch sind diese Stoffe auch dann noch in der Luft vorhanden, wenn das Desinfektionsmittelbecken längst geleert ist. Die Konzentrationen verlaufen dann in den verbleibenden drei Stunden der Arbeitszeit folgendermaßen (siehe Abbildung 9 auf Seite 53):

$$x_{\text{Formaldehyd}} = x_{\text{Formaldehyd,st}} \cdot (1 - F_1) + x_{\text{Formaldehyd,0}} \cdot F_1$$

Da nun:

$$x_{\text{Formaldehyd,st}} = \dot{m}_{\text{Formaldehyd}} / \dot{V}_L = 0$$

und

2 Berechnungsverfahren

$$x_{\text{Formaldehyd},0} = 1,8 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Formaldehyd}$$

folgt:

$$\begin{aligned} x_{\text{Formaldehyd}} &= 1,8 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Formaldehyd} \cdot e^{-\lambda \cdot (t_2 - t_1)} \\ &= 1,8 \cdot e^{-0,2 \cdot 3} \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Formaldehyd} = 0,99 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Formaldehyd} \end{aligned}$$

und analog:

$$x_{\text{Glutaraldehyd}} = 0,35 \cdot e^{-0,2 \cdot 3} \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Glutaraldehyd} = 0,19 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Glutaraldehyd}$$

Die mittleren Schadstoffkonzentrationen in den letzten drei Stunden der Schicht betragen:

$$\begin{aligned} \bar{x}_{\text{Formaldehyd}} &= 1,8 \cdot \frac{1 - e^{-\lambda(t_2 - t_1)}}{\lambda \cdot (t_2 - t_1)} = 1,8 \cdot \frac{1 - e^{-0,2 \cdot 3}}{0,2 \cdot 3} \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Formaldehyd} \\ &= 1,35 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Formaldehyd} \end{aligned}$$

$$\bar{x}_{\text{Glutaraldehyd}} = 0,35 \cdot 0,75 = 0,26 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{Glutaraldehyd}$$

VIII Beurteilung der Schadstoffbelastung:

Die Expositionszeit beträgt in diesem Beispiel für die im Raum tätigen Personen $5 + 3 = 8$ Stunden. Die berechneten und zeitgewichteten Stoffkonzentrationen können somit unmittelbar mit den gültigen Luftgrenzwerten, die ja Schichtmittelwerte sind, verglichen werden (siehe Tabelle 5):

Abbildung 9:
Konzentrationsverläufe von Desinfektionsmitteln im Raum

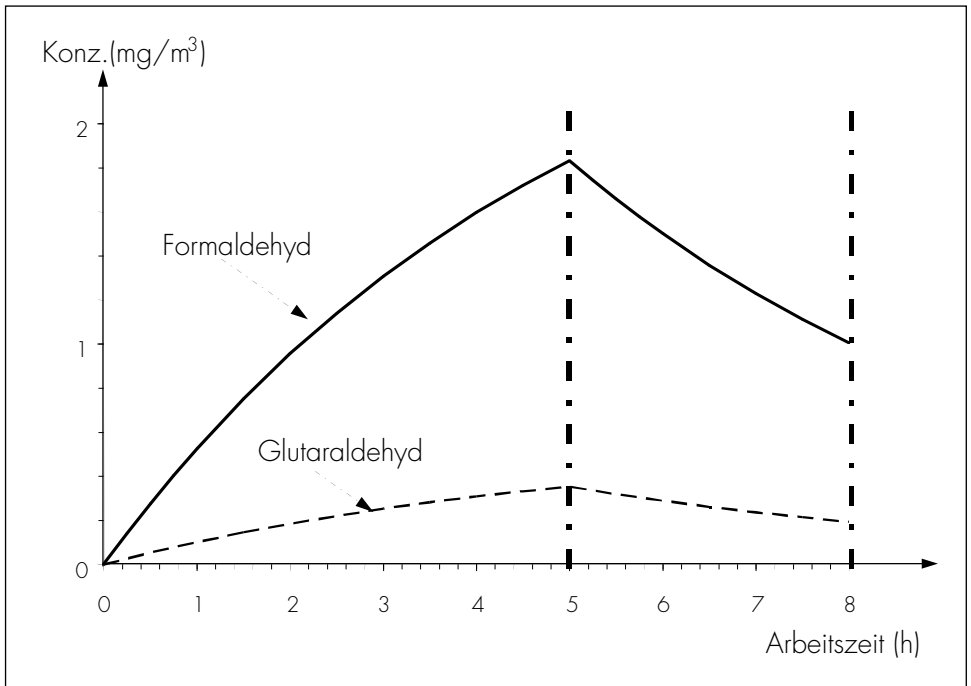


Tabelle 5:
Grenzwerte mit Überschreitungsfaktoren

	Luftgrenzwert 1999 (Schichtmittelwert)		Überschreitungsfaktor
	mg/m ³	ml/m ³	
Formaldehyd	0,6	0,5	= 1 =
Glutaraldehyd	0,4	0,1	= 1 =

2 Berechnungsverfahren

Anwendung von Gleichung 2.20 liefert:

$$\overset{\text{-Schicht}}{x}_{\text{Formaldehyd}} = \frac{1}{8 \text{ h}} \cdot \left[1,1 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot 5 \text{ h} + 1,35 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot 3 \text{ h} \right] = 1,19 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Formaldehyd}$$

$$\overset{\text{-Schicht}}{x}_{\text{Glutaraldehyd}} = \frac{1}{8 \text{ h}} \cdot \left[0,21 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot 5 \text{ h} + 0,26 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot 3 \text{ h} \right] = 0,23 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Glutaraldehyd}$$

Der Vergleich mit den Luftgrenzwerten führt zum Bewertungsindex:

$$\text{BI} = \frac{\overset{\text{-Schicht}}{x}_{\text{Formaldehyd}}}{\text{GW}_{\text{Formaldehyd}}} + \frac{\overset{\text{-Schicht}}{x}_{\text{Glutaraldehyd}}}{\text{GW}_{\text{Glutaraldehyd}}} = \frac{1,19}{0,6} + \frac{0,23}{0,40} = 1,98 + 0,57 = 2,55$$

Der Luftgrenzwert für Formaldehyd wird somit über die Schichtlänge deutlich überschritten. Die Belastung durch Glutaraldehyd liegt unterhalb des Grenzwertes, durch die Addition der Belastungen im Bewertungsindex steigt allerdings BI auf ca. 2,5. Die Kurzzeitwerte für Formaldehyd und Glutaraldehyd sind ebenfalls deutlich überschritten.

2.5 Literaturverzeichnis

- [1] *Burning, E.; Lanting, R.W.:* Models predicting airborne concentrations in workplaces. Staub – Reinhalt. Luft Nr. 51 (1991) Nr. 3, S. 97-104
- [2] *Reinke, P.H.; Brosseau, L.M.:* Development of a model to predict air contaminant concentrations following indoor spills of volatile liquids. Ann. Occup. Hyg. 41 (1997) Nr. 4, S. 415-435
- [3] *Battermann, S.A.; Luoma, M.:* Characterisation of Emmision Sources in Building and HVAC Systems: Qualification and Uncertainty. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 56 (1995), S. 1083-1089
- [4] *Jayjock, M.A.:* Back Pressure modelling of Indoor Air Concentrations From Volatilizing Sources. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 55 (1994), S. 230-235

- [5] *Chen, Q.; Jiang, Z.; Moser, A.*: Control of Airborne Particle Concentration and Draught Risk in an Operating Room. *Indoor Air* (1992) Nr. 2, S. 154-167
- [6] *Pfeiffer, W.*: Berechnung der Schadstoffkonzentration bei instationärem Emissionsverlauf in be- und entlüfteten Räumen. *Staub – Reinhalt. Luft* 42 (1982) Nr. 3, S. 108-111
- [7] *Gmehling, J.; Weidlich, U.; Lehmann, E.; Fröhlich, N.*: Verfahren zur Berechnung von Luftkonzentrationen bei Freisetzung von Stoffen aus flüssigen Produktgemischen. *Staub – Reinhalt. Luft* 49 (1989) Nr. 7/8, S. 227-230
- [8] VDI-Richtlinie 2262 Blatt 3: Luftbeschaffenheit am Arbeitsplatz; Minderung der Exposition durch luftfremde Stoffe; Lufttechnische Maßnahmen (05.94). Beuth, Berlin 1994
- [9] VDI-Richtlinie 2084: Raumluftechnische Anlagen für Schweißwerkstätten (05.93). Beuth, Berlin 1993
- [10] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Dieselmotoremissionen (DME) (TRGS 554). B ArbBl. (1999) Nr. 3, S. 54
- [11] *Eickmann, U.*: Narkosegasbelastung im Gesundheitsdienst. *Staub – Reinhalt. Luft* 55 (1995) Nr. 12, S. 451-461
- [12] *Eickmann, U.; Kleine, H.*: Berechnungsverfahren zur Abschätzung der luftgetragenen Gefahrstoffbelastungen am Arbeitsplatz. *Gefahrstoffe – Reinhalt. Luft* 56 (1996) Nr. 12, S. 457-464
- [13] *Pothmann, W.; Shimada, K.; Goerig, M.; Fühlrott, M.; Schulte am Esch, J.*: Belastungen des Arbeitsplatzes durch Narkosegase. *Anästhesist* (1991) Nr. 40, S. 629-637
- [14] Aldehyd-Belastung bei der Instrumentendesinfektion. Schwerpunkt-Messprogramm der Berufsgenossenschaft für Gesundheitsdienst und Wohlfahrtspflege, Hamburg 1999
- [15] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen (TRGS 402). B ArbBl. (1997) Nr. 11, S. 27

2 Berechnungsverfahren

[16] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz, Luftgrenzwerte (TRGS 900). Stand April 1999. BArbBl. (1996) Nr. 10, S. 106, zuletzt geändert BArbBl. (1999) Nr. 6, S. 87

[17] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz (TRGS 403). BArbBl. (1989) Nr. 10, S. 71

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Eine Berechnung von Schadstoffkonzentrationen in der Luft ist ohne detaillierte Kenntnisse über die Schadstoffquelle unmöglich. Dabei ist neben der grundsätzlichen Kenntnis der Stärke der Emission eine Information über deren Schwankung während der Arbeitszeit oder auch der Jahreszeit erforderlich.

Grundsätzlich werden die Informationen über die Schwankungen auch für die Beurteilung von Gefahrstoffmessungen benötigt, da ein Messergebnis nur dann repräsentativ sein kann, wenn mögliche arbeitsbedingte Varianzen berücksichtigt wurden.

Die Ermittlung der Emissionsrate einer Schadstoffquelle kann nach verschiedenen Methoden erfolgen, mit großen Unterschieden in der Genauigkeit und im Arbeitsaufwand. Im vorliegenden Kapitel soll anhand von diversen Quellenbeschreibungen aufgezeigt werden, welche Methoden der Ermittlung möglich sind. Der Leser muss anschließend entscheiden, welchen Weg er gehen will, um die Schadstoffquelle im Einzelfall zu beschreiben.

3.1 Empirische Ermittlung

Die empirische Bestimmung von Quellstärken ist sicherlich die für einen konkreten Arbeitsplatz exakteste Methode. Dabei kann die Bestimmung messtechnisch erfolgen, indem man die Schadstoffkonzentration in einem Stoffstrom ermittelt, oder sie kann durch Leckagetests (bei Gasen), Verbrauchszahlenbestimmung (bei Lösungsmitteln, Beschichtungsstoffen etc.) oder Modellversuche (siehe Kapitel 7) realisiert werden.

3.1.1 Emissionsmessungen

3.1.1.1 Schadstoffemission flüssiggasbetriebener Lötkolben

Mit Propangas beheizte Feinlötkolben einer speziellen geschlossenen Bauart können hohe Kohlenmonoxidemissionen verursachen und unter ungünstigen Arbeitsbedingungen zu einer akuten Lebensgefahr für Personen führen. An Arbeitsplätzen im Freien, für die solche Lötkolben eigentlich gedacht sind, sind dagegen keine Gefährdungen zu erwarten, da Abtransport mit der Luftströmung und hohe Verdünnung der Emissionen sofort eintreten.

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Aufgrund eines Unfallereignisses mit tödlichem Ausgang innerhalb eines ausgemauerten Schachtes wurden in einem vergleichbaren Raum Messungen der Kohlenmonoxidkonzentration beim Betrieb des beim Unfall eingesetzten FeinlötKolbens vorgenommen. Dabei zeigte sich, dass bei normalem Betrieb des Brenners innerhalb von 20 bis 30 Minuten CO-Konzentrationen bis zu 1000 ml/m^3 und darüber hinaus erreicht werden.

Kohlenmonoxidkonzentrationen können je nach Einwirkungsdauer ab ca. 300 ml/m^3 zu Bewusstlosigkeit, ab ca. 600 ml/m^3 zum Tode führen.

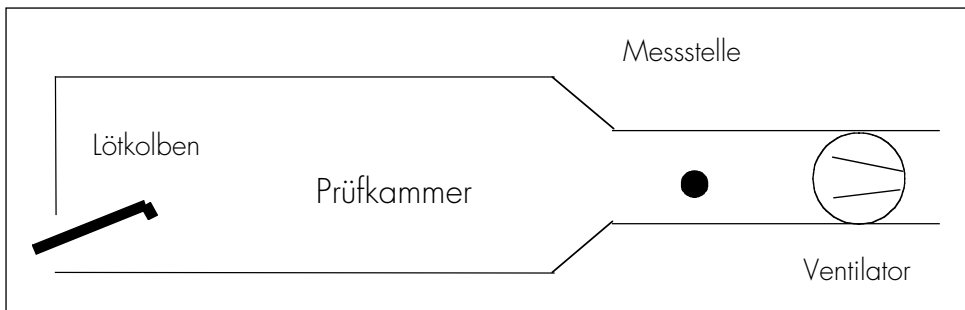
Die nachgestellten Untersuchungen wurden unter Einbeziehung von weiteren am Markt erhältlichen Lötbrennern ergänzt durch Prüfstanduntersuchungen zur Bestimmung der Kohlenmonoxidemissionsrate.

Die gasbetriebenen LötKolben werden dazu in einer abgesaugten Prüfkammer betrieben (siehe Abbildung 10). Die CO-Emissionsrate ergibt sich als Produkt aus der Absaugluftmenge und der in der Absaugluft gemessenen CO-Konzentration.

Dabei zeigte sich, dass auch andere Lötbrenner zum Teil erhebliche Emissionsraten aufweisen. Die CO-Emissionsrate lag bei

$$\dot{m}_{\text{CO, max}} > 45,000 \text{ mg/h}$$

Abbildung 10:
Schema einer Prüfkammer



3.1.1.2 Leckagebestimmung von (Lach)-Gasleitungen

Gasführende Apparate und Leitungssysteme werden fast immer Leckagen aufweisen, die zu einer Emission des gasförmigen Stoffes in den Arbeitsbereich führen. Anhand von Dichtheitsprüfungen kann die austretende Gasmenge bestimmt werden. Sperrt man eine gasführende Anlage ab und beobachtet den Druckabfall über einen definierten Zeitraum, ergibt sich die Emissionsrate folgendermaßen:

Das Volumen V einer bestimmten Gasmenge ist bei konstanter Temperatur umgekehrt proportional zum Druck p (*Boyle-Mariottesches Gesetz*)

$$p_1 \cdot V_1 = p_2 \cdot V_2 = \text{const.} \quad (3.1)$$

Eine Druckänderung im abgesperrten Volumen ergibt daher zwangsläufig eine Massenänderung, wenn die Temperatur konstant bleibt.

Beispiel:

Eine Lachgasleitung mit einem freien Volumen $V_1 = 5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3$ zeigt bei einem Prüfdruck $p_1 = 30 \text{ cm Wassersäule} = 300 \text{ Pa}$ eine Druckänderung von 30 Pa/h . Nach Gleichung (3.1) gilt nach einer Stunde:

$$p_1 \cdot V_1 = p_2 \cdot V_2 = p_2 \cdot (V_1 + \Delta V)$$

$$p_1 \cdot V_1 - p_2 \cdot V_1 = p_2 \cdot \Delta V$$

$$V_1(p_1 - p_2) = p_2 \cdot \Delta V$$

$$\begin{aligned} \Delta V &= V_1 \cdot \frac{p_1 - p_2}{p_2} = 5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \frac{103\,000 - 102\,700}{102\,700} \cdot \frac{\text{Pa}}{\text{Pa}} \\ &= 14,6 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ bei } p_2 = 102\,700 \text{ Pa} \end{aligned}$$

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Die Leckage beträgt $\Delta V = 14,6 \text{ ml/h}$ bei $p_2 = 102\,700 \text{ Pa}$. Die Umrechnung auf Umgebungsdruck $p_0 = 10^5 \text{ Pa}$ führt zu:

$$\Delta V \cdot p = \Delta V_0 \cdot p_0$$

$$\Delta V_0 = \Delta V \cdot \frac{p}{p_0} = 14,6 \text{ ml} \cdot \frac{102\,700 \text{ Pa}}{100\,000 \text{ Pa}} = 15 \text{ ml}$$

Die Volumenänderung beträgt $\Delta V_0/h = 15 \text{ ml/h}$. Nach Multiplikation mit der Gasdichte ρ_0 entspricht dies einer Massenänderung von

$$\Delta m_0 = \Delta V_0 \cdot \rho_0 = 15 \text{ ml} \cdot 1,81 \frac{\text{mg}}{\text{ml}} = 27,2 \text{ mg N}_2\text{O}$$

pro Stunde. Die Leckage der Leitungen beträgt somit ca. 30 mg Lachgas je Stunde bei Prüfbedingungen.

3.1.2 Massenbilanzen

Bei einem regelmäßigen Einsatz von Arbeitsstoffen, die im Arbeitsprozess vollständig verdunsten, kann schon die reine Bilanzierung des Verbrauches im Arbeitsbereich hilfreich sein, um die Schadstoffquelle zu charakterisieren.

3.1.2.1 Lösungsmittlemission in Druckereien (vgl. Abschnitt 5.1)

Die Berufsgenossenschaft Druck und Papierverarbeitung hat die mittlere Emissionsrate von Kohlenwasserstoffen in Druckereien über den Jahresverbrauch ermittelt.

Beispiel:

Eine kleine Bogenoffsetdruckerei verbraucht im Jahr

- 60 Liter Plattengummierung (Flammpunkt 38 °C)
- 100 Liter Walzenwaschmittel (Flammpunkt 62 °C)
- 160 Liter Formenwaschmittel (Flammpunkt < 0 °C)
- 180 Liter Gummituchwaschmittel (Flammpunkt 40 °C)
- 290 Liter Isopropylalkohol (Flammpunkt 12 °C)

Die Auswertung der Herstellerinformationen zu den Produkten führt zu den Angaben in Tabelle 6.

Tabelle 6:
Ermittelte Verbrauchsmengen innerhalb eines Jahres (Einschichtbetrieb 7,5 h/Tag)

Arbeitsstoff	Dichte [g/cm ³]	Jahres- verbrauch [l]	Ver- brauch pro Tag [kg]	Anteil am Gesamt- verbrauch [%]	Emissions- rate [g/h]
Gummierung	0,862	60	0,21	8,5	28,0
Walzenwaschmittel	0,795	100	0,32	13,0	42,7
Formenwaschmittel	0,718	160	0,46	18,6	61,3
Gummituchwaschmittel	0,790	180	0,57	23,1	76,0
Summe der Kohlenwasserstoffe	–	500	1,56	63,2	208,0
Isopropylalkohol	0,787	290	0,91	36,8	121,3
Gesamt	–	790	2,47	100,0	329,3

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

3.1.2.2 Ausbringung von Beschichtungsstoffen

Die Ermittlung der Lösungsmittlemission bei Beschichtungsarbeiten kann näherungsweise nach dem gleichen Prinzip ablaufen wie im o.g. Beispiel der Druckereien. Da die Beschichtungsstoffe (Lacke etc.) nur teilweise aus Lösungsmitteln bestehen, muss jedoch der Lösungsmittelgehalt bei der Emissionsbestimmung berücksichtigt werden.

Beispiel:

In einem Arbeitsraum werden Holzprodukte mit diversen Produkten zur Oberflächenbehandlung bearbeitet. Die Arbeitszeit beträgt drei Stunden pro Tag. Folgende Produkte der Firma X kommen zur Anwendung (siehe Tabelle 7):

Tabelle 7:
Einsatzprodukte zur Oberflächenbehandlung

	Produktverbrauch [Liter/Tag]	Lösungsmittelgehalt [Gew.-%]	Lösungsmittlemission [g/h]
G-Bienenwachs Nr. 315	0,2	60	40
D-Möbellasur Nr. 295	0,15	40 - 45	22
K-Holzlasur Nr. 270	0,15	45	23
L-Intensivreiniger Nr. 551	0,03	0	-
L-Korkkleber Nr. 510	0,23	15	12
L-Firnis Nr. 260	0,05	0	-
D-Grundieröl Nr. 261	1,0	50	167
A-Holzöl Nr. 266	0,05	45	8
B-Fußbodenwachs Nr. 303	0,05	< 50	8
Summe	1,91	Ø 43,8	280

3.2 Ermittlung aus der Literatur

Die Umsetzung der Überwachungspflicht nach § 18 GefStoffV [1] erfolgt bei luftgetragenen Gefahrstoffen nach TRGS 402 „Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen“ [2]. Dabei können Feststellungen über die Grenzwerteinhalten aus vorherigen Messungen und vergleichbaren Anlagen oder Tätigkeiten sowie zuverlässigen Berechnungen erfolgen.

In der Literatur findet man eine Fülle an Daten über Emissionen aus Geräten, Anlagen, Materialien etc. Die Ermittlung von Schadstoffquellen kann daher auch über eine Literaturrecherche erfolgen. Allerdings sollte man bei Literaturlauswertungen die Aktualität der Daten und die Vergleichbarkeit der Schadstoffquellen im Auge behalten. Einige Beispiele für Informationen zu Quellstärken sind:

3.2.1 Geräte-Emissionen

Technische Geräte können – auch bei ordnungsgemäßem Betrieb – Gase, Dämpfe und Stäube emittieren. Zur Ozonemission bei Laserdruckern findet man beispielsweise die in Tabelle 9 auf Seite 66 f. aufgeführten Angaben.

3.2.2 Emission aus Baumaterialien

Aufgrund der schon länger andauernden Diskussion über die Belastung der Innenraumluft mit chemischen Substanzen liegen viele Informationen über entsprechende Emissionsquellen aus Bauteilen oder Einrichtungen vor (z.B. in [4] und [5], siehe Tabelle 8 auf Seite 64).

Bei einer Recherche sollten technische Normen und Richtlinien nicht vergessen werden! DIN/EN-Normen, VDI-Richtlinien und vergleichbare Veröffentlichungen geben oft Hinweise auf die Emissionen der von ihnen beschriebenen Geräte.

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Tabelle 8:
Beispiele zur Emission aus Baumaterialien (Quellen-Nachweise in [5], angepasst an SIEinheiten)

Emissionsquellen	Autoren	Substanz	emittierender Massenstrom [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]
Mineralfaser-Dämmplatten		Formaldehyd	2,1 – 21
PUR-Schaumkunststoffe		Trichlorfluor- methan (R 11)	45 – 135
Plattenförmige Werkstoffe, Baustoffe: Holzwerkstoffe	<i>Mason und Tichenor</i> (1986) [6]	Formaldehyd	90 – 240
		Aceton	30 – 50
		Hexanol	10 – 30
		Benzaldehyd	10 – 20
		2-Propanol	3 – 10
		Benzol	3 – 8
		Butanon	1 – 4
	<i>Sheldon, Thomas und Jungers</i> (1986) [7]	α -Pinen	25
		C ₃ -Benzole	0,15 – 0,6
		n-Dodecan	1,8
Anorganische Baustoffe: Bodenbeläge/Linoleum	<i>Sheldon, Thomas und Jungers</i> (1986)	Trichlorethan	3,6
		Ethylbenzol	1,2
		m-Xylol	2,6
		Styrol	1,1
		o-Xylol	3,3
		Isopropylbenzol	1,4

3.3 Ermittlung aus physikalisch/chemischen Zusammenhängen

Der Stofftransport in die Luft stellt in vielen Fällen keinen unerwünschten, sondern den gezielt gewollten Effekt dar, etwa bei der Verdampfung von Stoffgemischen, der Destillation, der Rektifikation oder der Sublimation. Technische Anlagen, die auf der Grundlage dieser Stofftransportvorgänge mit z.T. erheblichen Investitionen errichtet werden, müssen projektiert und ihre Leistung vorausberechnet werden. Daher liegt in den Ingenieurwissenschaften eine große Menge an Fachwissen zur Stofftransportermittlung vor, bei der die Bestimmung der Quellstärke einer Schadstoffquelle nur ein Sonderfall ist. Die Stofftransportmodelle verlangen allerdings erhebliche Erfahrung und Routine. Hier besteht noch ein großer Bedarf, die komplizierten, allgemein gültigen Modelle auf praxisnahe, auf wenige Anwendungen beschränkte Gebrauchsgleichungen für den Betriebspraktiker umzuwandeln.

Am Beispiel der Verdunstung von Stoffen (z.B. Lösungsmittel, Desinfektionsmittel) soll das soeben Gesagte verdeutlicht werden.

Die Verdunstung von Flüssigkeiten gehorcht komplexen Stofftransportmechanismen, die sich z.B. nach [8] an ebenen Flüssigkeitsoberflächen beschreiben lassen als:

$$\dot{n}_i = x_i \cdot \gamma_i \cdot \frac{p_{i,s}}{R \cdot T_V} \cdot \beta_{G,i} \cdot A \quad (3.2)$$

mit

$$\beta_{G,i} = 0,111 \frac{v_L^{0,96} \cdot D_{G,i}^{0,19}}{u^{0,14} \cdot X^{0,04}} \quad (3.3)$$

sowie

$$\dot{m}_i = \dot{n}_i \cdot M_i \quad (3.4)$$

In Tabelle 10 sind die Parameter zur Verdunstung von Flüssigkeiten an Oberflächen mit den Daten für Diethylether als Referenzsubstanz zusammengestellt.

Die Anwendung der Gleichungen 3.2 und 3.3 verlangt eine gewisse Routine, in thermodynamischen Zusammenhängen zu denken und die physikalischen Einheiten (mol, Pa, K) anzuwenden. Auch benötigt die Ermittlung der Parameter in den Gleichungen (z.B. γ_i , $D_{G,i}$)

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Tabelle 9:
Ozonemission bei Laserdruckern (Quelle [3])

Nr.	Laserdrucker	Zustand	Seiten/ min.	Volumenstrom [m ³ /min]		Ozon- filter
				Standby	Print	
1	MT 908	nw	8	0,07	0,15	ja
2	MT 904 plus	nw	4	0,05	0,12	ja
3	Olivetti PG 408	n	8	0,07	0,16	ja
4	Olivetti PG 404	n	4	0,1	0,15	ja
5	Facit P 8085 S	n	8	0,05	0,12	ja
6	TI micro Winter PS 65	n	4	0,35	0,34	ja
7	TI micro Laser Turbo	n	8	0,33	0,32	ja
8	star LS-5EX	n	4	0,45	0,46	nein
9	digital DEC Laser 1152	nw	2	0,43	0,55	nein
10	hp Laser Jet 4	nw	8	0,54	0,71	nein
11	hp Laser Jet 4L	nw	3	zu kurz	0,2	nein
12	LEXMARK (IBM 4039) Laser printer 16L	nw	13	0,09	0,13	nein
13	Xerox 4010	n	4	zu klein	0,04	ja
14	Epson EPL-5200	n	6	0,61	0,84	nein
15	Epson EPL-5000	n	6	0,61	0,85	nein
16	Minolta SP 1500 Win Laser	n	6	0,65	0,9	nein
17	Minolta SP 1000	n	6	0,74	1,02	nein
18	Xerox 4030	n	11	0,65	0,9	Auskl.
19	Canon LBP-4 Plus	n	4	0,51	0,72	nein
20	Canon LBP-8 IV	n	8	0,36	0,49	nein
21	Xerox 401 1	nw	6	zu klein	0,06	ja
22	Canon LBP-8 II	1988	8	zu klein	0,36	ja
23	Canon LBP-8 III	1988	8	0,29	0,46	ja

n: neu, originalverpackt; nw: neuwertig; Auskl.: Auskleidung mit Aktivkohle;
Δ: Temperaturdifferenz der Abluft gegenüber der Raumtemperatur

Emissionskonzentration [ppb]		Emissionsrate [µg/min]		Emissionsrate [µg/Seite]		Abluft [°C]	Δt
mit Filter	ohne Filter	mit Filter	ohne Filter	mit Filter	ohne Filter		
49	224	14	110	2	14	32	10
65	266	15	184	4	46	31	8
72	247	22	239	3	30	29	6
69	251	20	169	5	42	32	10
75	24	17	205	2	26	31	8,5
335	355	214	382	53	95	34	12,5
266	532	160	476	20	60	34	12,5
8	–	7	–	2	–	27	5
9	–	10	–	5	–	29	7,5
12	–	17	–	2	–	32	10
16	–	6	–	2	–	26	4,5
23	–	6	–	0,4	–	33	11
68	364	5	245	1	61	31	8,5
16	–	25	–	4	–	29	6,5
14	–	22	–	4	–	29	7
13	–	22	–	4	–	30	8,5
17	–	32	–	5	–	31	10
88	–	150	–	14	–	33	10,5
9	–	13	–	3	–	30	8
17	–	16	–	2	–	32	10
98	260	11	191	2	32	34	13
337	679	230	769	29	96	36	14,5
123	774	107	860	13	108	33	10,5

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Zugriffsmöglichkeiten auf Spezialdatenbanken und Algorithmen. Daher wundert es nicht, dass Berechnungsmodelle zur Schadstoffbelastung an Arbeitsplätzen auf der Grundlage dieser Stofftransportmechanismen [9] keine praktische Relevanz erhielten, obwohl die Modellbildung für den Fachmann große Vorteile besitzt.

Die Verdunstungsgleichungen lassen sich unterschiedlich anwenden:

1. Die Gleichungen werden exakt berechnet. Dazu muss der Molenbruch der zu betrachtenden Komponente und der Aktivitätskoeffizient bestimmt werden. Hilfsmittel sind

- die Originalliteratur [8],
- der VDI-Wärmeatlas [10],
- Datenbanken.

Da Diethylether wegen seiner hohen Verdunstungsrate bei der Bestimmung von „Verdunstungszahlen“ (siehe Abschnitt 3.4) als Referenzstoff verwendet wird, werden im Folgenden die Verdunstungsgleichungen 3.2 bis 3.4 auf diesen Stoff angewendet: zusammen mit den obigen Vorgaben errechnet sich eine Verdunstung von $53,7 \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bzw. ca. $4000 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$:

Bestimmung des Stoffübergangskoeffizienten (Gleichung 3.3):

$$\beta_{G,i} = 0,0111 \cdot \frac{360^{0,96} \cdot 0,0252^{0,19}}{0,055^{0,14} \cdot 1^{0,04}} = 2,35 \frac{\text{m}}{\text{h}}$$

Berechnung des Molenstromes (Gleichung 3.2):

$$\dot{n}_i = 1 \cdot 1 \cdot \frac{0,5558 \cdot 10^5}{8,3143 \cdot 293,15} \cdot 2,35 \cdot 1 = 53,7 \frac{\text{mol}}{\text{h}}$$

Berechnung des Massenstromes (Gleichung 3.4):

$$\dot{m}_i = \dot{n}_i \left[\frac{\text{mol}}{\text{h}} \right] \cdot M_i \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]$$

Tabelle 10:
Parameter der Verdunstung an Oberflächen (Beispiel Diethylether)

Parameter	Bezeichnung	Einheit	Diethylether
x_i	Molenbruch der Komponente i	[-]	1
γ_i	Aktivitätskoeffizient der Komponente i in der flüssigen Phase	[-]	1
$p_{i,s}$	Sättigungsdampfdruck der Komponente i	[Pa]	55 600
R	allgemeine Gaskonstante = 8,3143	[[Pa · m ³ /mol · K]]	8,3143
T_v	Verdampfungstemperatur	[K]	293,15
$\beta_{G,i}$	Stoffübergangskoeffizient der Komponente i in die Gasphase	[m/h]	-
A	Phasengrenzfläche	[m ²]	1
\dot{n}_i	Massenstrom der Komponente i	[mol/h]	-
v_L	Luftgeschwindigkeit über der Flüssigkeitsoberfläche	[m/h]	360
$D_{G,i}$	Diffusionskoeffizient der Komponente i in der Luft	[m ² /h]	0,0252
X	Länge der überströmten Flüssigkeitsfläche	[m]	1
ν	kinematische Viskosität der Luft	[m ² /h]	0,055
\dot{m}_i	Massenstrom der Komponente i	[g/h]	-
M_i	Molekulargewicht der Komponente i	[g/mol]	74,12

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Das Molekulargewicht von Diethylether beträgt $74,12 \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]$

$$\dot{m}_i = 53,7 \left[\frac{\text{mol}}{\text{h}} \right] \cdot 74,12 \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right] = 3\,978 \left[\frac{\text{g}}{\text{h}} \right]$$

Da der Massenstrom für eine Verdunstungsfläche von 1 m^2 berechnet wurde, ist das Ergebnis identisch mit der Einheit $[\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})]$.

Dieser Wert setzt eine isotherme Verdunstung voraus bei einer Raumtemperatur von ca. $20 \text{ }^\circ\text{C}$, Umgebungsdruck und einer Luftgeschwindigkeit an der Grenzfläche Flüssigkeit/Luft von ca. $0,1 \text{ m/s}$. In der Praxis wird wegen der Temperaturabsenkung bei der Verdampfung die Menge des verdunstenden Diethylethers geringer sein (worst-case).

II. Die Gleichungen werden von Fachleuten auf praktische Gebrauchsformeln reduziert.

Unter den gleichen Rahmenbedingungen wie der eben bestimmten Verdunstung von Diethylether lässt sich aus den Stofftransportgleichungen für Desinfektionsmittelwirkstoffe wie z.B. Formaldehyd und Glutaraldehyd folgender Zusammenhang für die Verdunstung aldehydischer Desinfektionsmittelwirkstoffe aus Gebrauchslösungen herleiten:

$$\dot{m}_{\text{Formaldehyd}} = 2,1 \cdot \text{Konz} \cdot \text{Dos} \cdot A \quad (3.5)$$

$$\dot{m}_{\text{Glutaraldehyd}} = 1,2 \cdot \text{Konz} \cdot \text{Dos} \cdot A \quad (3.6)$$

mit

$$\dot{m}_{\text{Formaldehyd}} = \text{verdunstende Menge an Formaldehyd [mg/h]}$$

$$\dot{m}_{\text{Glutaraldehyd}} = \text{verdunstende Menge an Glutaraldehyd [mg/h]}$$

$$\text{Konz} = \text{Konzentration des Schadstoffes im Konzentrat des Desinfektionsmittels [g/100 g]}$$

$$\text{Dos} = \text{Dosierung des Konzentrates in der Anwendungslösung [\%]}$$

$$A = \text{mit dem Desinfektionsmittel benetzte Fläche [m}^2\text{]}$$

Die Gebrauchsformeln enthalten für den Praktiker nur noch Größen, die er leicht von der Kennzeichnung des Desinfektionsmittelbehälters und der Gebrauchsanweisung ablesen kann.

Die Bedeutung der einzelnen Parameter verdeutlicht das folgende Beispiel:

Beispiel:

Ein Desinfektionsmittel enthält in 100 g Konzentrat:

Formaldehyd = 11,1 g

Glutaraldehyd = 3,75 g

Die Dosierung der Gebrauchslösung beträgt 1,5 %. Die offene Flüssigkeitsfläche in der Wanne der Gebrauchslösung beträgt 0,122 m².

Die verdunstenden Mengen an Formaldehyd und Glutaraldehyd berechnen sich somit überschlägig:

$$\dot{m}_{\text{Formaldehyd}} = 2,1 \cdot 11,1 \cdot 1,5 \cdot 0,122 \text{ mg/h} = 4,27 \text{ mg/h}$$

$$\dot{m}_{\text{Glutaraldehyd}} = 1,2 \cdot 3,75 \cdot 1,5 \cdot 0,122 \text{ mg/h} = 0,82 \text{ mg/h}$$

- III. Die Gleichungen werden für spezielle Stoffe angewendet und anschließend anhand von semi-empirischen Methoden auf andere Stoffe umgerechnet (vgl. Abschnitt 3.4).

3.4 Semi-empirische Ermittlungen

Natürlich kann eine Synthese aus messtechnischen Ermittlungen und theoretischen Herleitungen erstellt werden, indem vorliegende empirische Daten anhand der theoretischen Kenntnisse zu einem Anwendungsfall modifiziert werden oder theoretische Modelle um gezielte Messdaten ergänzt werden.

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Verdunstungszahlen

Um die Verdunstungsgeschwindigkeit von Lösungsmitteln ohne aufwändige theoretische Betrachtungen vergleichen zu können, kann man sich der Verdunstungszahlen nach DIN 53 170 [11] bedienen.

Nach DIN 53 170 wird die Verdunstungszeit t_v einer zu prüfenden Flüssigkeit und die Verdunstungszeit einer Vergleichsflüssigkeit (Diethylether) bestimmt.

Das Verhältnis aus beiden Verdunstungszeiten ergibt die Verdunstungszahl VD . Die Prüfung erfolgt bei einer Temperatur von 23 ± 2 °C und einer relativen Luftfeuchte von 50 ± 6 % in ruhender Luft.

Es werden gleiche Volumina (0,3 ml), nicht aber gleiche Massen verdunstet.

Tabelle 11 (siehe Seite 74 f.) enthält eine Liste von Verdunstungszahlen für gängige Lösungsmittel. Toluol besitzt die Verdunstungszahl $VD = 6,1$. Somit gilt:

$$VD = \frac{t_{v, \text{Toluol}}}{t_{v, \text{Diethylether}}} = 6,1$$

Das gleiche Volumen an Toluol benötigt 6,1-mal mehr Zeit zur Verdunstung als das Volumen an Diethylether. Im Vergleich zu den Massen bedeutet dies:

$$\frac{\dot{m}_{\text{Toluol}}}{\rho_{\text{Toluol}}} = \dot{V}_{\text{Toluol}} = \dot{V}_{\text{Diethylether}} = \frac{\dot{m}_{\text{Diethylether}}}{\rho_{\text{Diethylether}}}$$

Umformung führt zu

$$\dot{m}_{\text{Toluol}} = \frac{\rho_{\text{Toluol}}}{\rho_{\text{Diethylether}}} \cdot \dot{m}_{\text{Diethylether}} \quad (3.7)$$

Will man wissen, welche Menge an Lösungsmittel in gleicher Zeit verdunstet ist, erhält man

$$\dot{V}_{\text{Lösungsmittel}} = \frac{1}{VD} \cdot \dot{V}_{\text{Diethylether}} \quad (3.8)$$

oder massenbezogen

$$\dot{m}_{\text{Lösungsmittel}} = \frac{1}{\sqrt{D}} \cdot \frac{\rho_{\text{Lösungsmittel}}}{\rho_{\text{Diethylether}}} \cdot \dot{m}_{\text{Diethylether}} \quad (3.9)$$

Für das Beispiel Toluol ergibt sich:

$$\sqrt{D}_{\text{Toluol}} = 0,1$$

$$\rho_{\text{Toluol}} = 0,863 \text{ [g/cm}^3\text{]} \text{ bei } T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$$

$$\rho_{\text{Diethylether}} = 0,714 \text{ [g/cm}^3\text{]} \text{ bei } T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$$

$$\dot{m}_{\text{Diethylether}} = 3978 \text{ [g/(m}^2 \cdot \text{h)]} \text{ (vgl. Abschnitt 3.3)}$$

Somit liegt die Verdunstungsrate von Toluol bei

$$\dot{m}_{\text{Toluol}} = \frac{1}{0,1} \cdot \frac{0,863}{0,714} \cdot 3978 \cdot \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right] = 788 \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right]$$

bzw. volumenbezogen:

$$\dot{V}_{\text{Toluol}} = \frac{1}{0,1} \cdot \frac{3978 \text{ [g/(m}^2 \cdot \text{h)]}}{0,714 \text{ [g/cm}^3\text{]}} = 913 \frac{\text{cm}^3 \text{ Toluol}}{\text{m}^2 \text{ Flaeche} \cdot \text{h}}$$

Der berechnete Wert wird zu hoch liegen, wenn es sich um sehr hohe Verdunstungsraten handelt, da dann der Temperatureffekt (Abkühlung durch Verdunstung) einen deutlichen Einfluss haben wird. Bei geringeren Verdunstungsraten nimmt dieser systematische Fehler ab.

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Tabelle 11:
Verdunstungszahlen VD von Lösungsmitteln
(nach Ullmann [12]) VD (Diethylether) = 1

Lösungsmittel	VD
n-Pentan	< 1
n-Hexan	1,4
n-Heptan	3,0
Cyclohexan	3,4
Terpentinöl	38
Tetrahydronaphthalin	200
Toluol	6,1
Xylol	13,5
Ethylbenzol	8,8
Styrol	16
Dichlormethan	1,8
1,1,1-Trichlorethan	2,6
Trichlorethylen	3,1
Perchlorethylen	6,0
Methanol	6,3
Ethanol	8,3
Isopropylalkohol	11

Tabelle 11:
(Fortsetzung)

Lösungsmittel	VD
Butanol	33
Isobutanol	25
Isoamylalkohol	62
Methylisobutylcarbinol	66
2-Ethylhexanol	690
Cyclohexanol	150
Methylcyclohexanol	800
Diacetonalkohol	150
Aceton	2,0
Methylethylketon	3,3
Methylpropylketon	4,8
Methylbutylketon	13
Diisobutylketon	7
Cyclohexanon	41
Methylcyclohexanon	53
Mesityloxid	8,2
Isophoron	330

Tabelle 11:
(Fortsetzung)

Lösungsmittel	VD
Methylacetat	2,1
Ethylacetat	3
Propylacetat	4,8
Butylacetat	12
Isobutylacetat	5,8
Amylacetat	15
Methylglycolacetat	21
Ethylglycolacetat	57
Ethylidiglycolacetat	> 1200
Butylglycolacetat	137
Butylidiglycolacetat	> 3000
Methoxypropylacetat	34
Ethoxypropylacetat	70
Butyrolactat	> 1000
Ethylactat	80
Dibasicester	4800
Methylglykol	34

Tabelle 11:
(Fortsetzung)

Lösungsmittel	VD
Ethylglykol	43
Propylglykol	75
Butylglykol	119
Ethylidiglykol	1200
Butylidiglykol	3750
1-Methoxy-2-propanol	22
Ethoxypropanol	33
Diethylether	1
Diisopropylether	1,6
Methyl-tert-butylether	1,6
Tetrahydrofuran	2,2
Dioxan	7,3
Dimethylformamid	120
Dimethylacetamid	172
Schwefelkohlenstoff	1,8
Furfurol	75
Nitroethan	21
2-Nitropropan	10

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Übertragung von Messdaten der Schadstoffbestimmung auf andere Komponenten

Legt man die in Kapitel 2 hergeleiteten Zusammenhänge zur Konzentrationsberechnung zugrunde, erhält man im Vergleich zweier Komponenten (Gleichung 2.5 und Gleichung 2.11):

$$\frac{x_{D1, \text{calc}}}{x_{D2, \text{calc}}} = \frac{x_{D1, \text{st}} (1 - F_1)}{x_{D2, \text{st}} (1 - F_1)} = \frac{\dot{m}_{D1} \cdot \dot{V}_L \cdot (1 - F_1)}{\dot{m}_{D2} \cdot \dot{V}_L \cdot (1 - F_1)} = \frac{\dot{m}_{D1}}{\dot{m}_{D2}}$$

Da die zeitabhängigen Faktoren F_1 bzw. F_2 nicht vom Schadstoff abhängen, ergibt sich als Zusammenhang zwischen den aktuellen und mittleren Konzentrationen in einem Raum ($x_{D,0} = 0$ und $x_{D,\text{ex}} = 0$):

$$\frac{x_{D1, \text{calc}}}{x_{D2, \text{calc}}} = \frac{\dot{m}_{D1}}{\dot{m}_{D2}} = \frac{\bar{x}_{D1, \text{calc}}}{\bar{x}_{D2, \text{calc}}} \quad (3.10)$$

Hat man theoretische Informationen über die physikalisch/chemischen Zusammenhänge der Stoffquelle, kann man ein vorliegendes Messergebnis einer Luftkonzentration auf andere Schadstoffe umrechnen.

Beim vorgestellten Beispiel der Lösungsmittelverdunstung (Gleichungen 3.2 bis 3.4) gilt:

$$\frac{\dot{m}_{D1}}{\dot{m}_{D2}} = \frac{x_1 \cdot \gamma_1 \cdot \frac{p_{S,1}}{R \cdot T_V} \cdot \beta_{G,1} \cdot A \cdot M_1}{x_2 \cdot \gamma_2 \cdot \frac{p_{S,2}}{R \cdot T_V} \cdot \beta_{G,2} \cdot A \cdot M_2} = \frac{x_1 \cdot \gamma_1 \cdot p_{S,1} \cdot D_{G,1}^{0,19} \cdot M_1}{x_2 \cdot \gamma_2 \cdot p_{S,2} \cdot D_{G,2}^{0,19} \cdot M_2} \quad (3.11)$$

Das Verhältnis der Schadstoffströme ist somit nur noch von fünf Faktoren abhängig:

- dem Molenbruch x
- dem Aktivitätskoeffizienten γ
- dem Dampfdruck p_S
- dem Diffusionskoeffizienten D_G
- dem Molekulargewicht M

Da die Diffusionskoeffizienten in Luft nur in begrenzter Größenordnung schwanken und in obige Gleichung mit dem Exponenten 0,19 (≤ 5 . Wurzel) eingehen, können sie in erster Näherung vernachlässigt werden. x_i und γ_i müssen nur bei Stoffgemischen, nicht aber bei Reinstoffen, berücksichtigt werden, da dann $x_i = 1$ und $\gamma_i = 1$ sind. Die Gleichung lässt sich somit reduzieren auf:

$$\frac{\dot{m}_{D1}}{\dot{m}_{D2}} = \frac{p_{S,1} \cdot M_1}{p_{S,2} \cdot M_2} \quad (\text{bei reinen Stoffen}) \quad (3.12)$$

und

$$\frac{\dot{m}_{D1}}{\dot{m}_{D2}} = \frac{x_1 \cdot \gamma_1 \cdot p_{S,1} \cdot M_1}{x_2 \cdot \gamma_2 \cdot p_{S,2} \cdot M_2} \quad (\text{bei Stoffgemischen}) \quad (3.13)$$

Beispiel:

In einem Labor wird Toluol als Lösungsmittel eingesetzt. Eine Messung hatte eine Konzentration in der Luft von 200 mg/m^3 ergeben (Luftgrenzwert = 190 mg/m^3). Kann der Austausch von Toluol durch Xylol oder Cyclohexan zu einer Einhaltung der Grenzwerte führen?

Es gilt nach Gleichungen 3.10 und 3.12:

$$\frac{\bar{x}_{D1,calc}}{x_{D2,calc}} = \frac{\dot{m}_{D1}}{\dot{m}_{D2}} = \frac{p_{S,1} \cdot M_1}{p_{S,2} \cdot M_2}$$

Die Daten für die genannten Lösungsmittel lauten:

	M [g/mol]	p_S [mbar] 20 °C	Luftgrenzwert [mg/m ³]
Toluol	92,14	27,8	190
Xylol	106,17	8,2	440
Cyclohexan	84,16	103	700

3 Methoden der Emissionsermittlung aus Schadstoffquellen

Mit diesen Werten ergeben sich zu erwartende Konzentrationen von:

$$\bar{x}_{\text{Xylol}} = \frac{P_{S,\text{Xylol}} \cdot M_{\text{Xylol}}}{P_{S,\text{Toluol}} \cdot M_{\text{Toluol}}} \cdot \bar{x}_{\text{Toluol}} = \frac{8,2 \cdot 106,17}{27,8 \cdot 92,14} \cdot 200 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} = 68 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

$$\bar{x}_{\text{Cyclohexan}} = \frac{103 \cdot 84,16}{27,8 \cdot 92,14} \cdot 200 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} = 677 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

Eine Umstellung des Labors auf Cyclohexan ist nicht empfehlenswert, da sich voraussichtlich wieder eine Lösungsmittelkonzentration in der Größenordnung des Luftgrenzwertes (700 mg/m^3) einstellen wird.

Es empfiehlt sich eine Umstellung auf Xylol, da dann die Konzentration in der Luft deutlich unterhalb des Luftgrenzwertes (440 mg/m^3) liegen wird.

3.5 Literaturverzeichnis

[1] Verordnung zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Gefahrstoffverordnung – GefStoffV) vom 26. Oktober 1993. BGBl. I (1993), S. 1782, 2049

[2] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen (TRGS 402). BArbBl. (1997) Nr. 11, S. 27

[3] Ozon. BIA-Report 8/95. Hrsg.: Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (HVBG), Sankt Augustin 1995

[4] Luftverunreinigungen in Innenräumen. Tagung Mannheim, 19.-21. April 1994. VDI-Bericht 1122. VDI-Verlag, Düsseldorf 1994

[5] Schriever, E.; Marutzky, R.: Geruchs- und Schadstoffbelastung durch Baustoffe in Innenräumen. Eine Literaturstudie. WKI-Bericht Nr. 24. Wilhelm-Klauditz-Institut (WKI), Fraunhofer-Arbeitsgruppe für Holzforschung, Braunschweig 1991

- [6] *Mason, M.A.; Tichenor, B.A.*: Characterization of organic emissions from selected materials in indoor use. Proceedings: 79th Annual Meeting APCA, Minneapolis, Minnesota, 86-16.5
- [7] *Sheldon, L.S.; Thomas, K.W.; Jungers, R.H.*: Volatile organic emissions from building materials. 79th Annual Meeting APCA, Minneapolis, Minnesota, 86-52.03
- [8] *Weidlich, U.; Gmehling, J.*: Expositionsabschätzung – Ein Methodenvergleich mit Hinweisen für die praktische Anwendung. FB 488. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz, Dortmund 1986
- [9] *Gmehling, J.; Weidlich, U.; Lehmann, E.; Fröhlich, N.*: Verfahren zur Berechnung von Luftkonzentrationen bei Freisetzung von Stoffen aus flüssigen Produktgemischen. Staub – Reinhalt. Luft 49 (1989), S. 227-239 [Teil 1], und 49 (1989), S. 295-299 [Teil 2]
- [10] VDI-Wärmeatlas. 8. Aufl. Springer, Berlin 1998
- [11] DIN 53 170: Bestimmung der Verdunstungszahl (08.91). Beuth, Berlin 1991
- [12] Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. 6. Aufl. Wiley-VCH, Weinheim 1999

4 Bewertung von Raumlüftung

Für die Berechnung von Gefahrstoffkonzentrationen sind Informationen zu den Lüftungsverhältnissen im Arbeitsbereich der Beschäftigten von grundlegender Bedeutung. Die Raumlüftung und insbesondere die Luftführung im Raum bzw. die örtlichen Lüftungsverhältnisse haben einen Einfluss auf

- die Ausbreitung der Gefahrstoffe von der Emissionsquelle im Arbeitsraum und
- den Abtransport von Gefahrstoffen aus dem Arbeitsbereich und Arbeitsraum.

In die Berechnungsgleichung für die Gefahrstoffkonzentration gehen die Lüftungsverhältnisse nur als Zahlenwert ein, bezeichnet als Luftwechselzahl.

Bei der Festlegung der Luftwechselzahl sind die vorliegenden betriebstechnischen, räumlichen und lüftungstechnischen Verhältnisse zu berücksichtigen. In diesem Abschnitt werden daher die Merkmale unterschiedlicher Raumlüftungsarten in Bezug auf die Auswirkungen der Lüftungsbedingungen in den Arbeitsbereichen beschrieben. Weiterhin werden Hinweise zur Abschätzung der Luftwechselzahlen bei unterschiedlichen Verhältnissen in der Praxis gegeben.

Durch bestimmte Verfahren lassen sich Luftwechselzahlen messtechnisch ermitteln. Dies geschieht u.a. mithilfe der Tracergasmesstechnik, auf die ebenfalls in diesem Abschnitt näher eingegangen wird.

4.1 Grundlagen der Lüftungstechnik

Zu den lufttechnischen Maßnahmen zählen die Erfassung (Absaugung) entstehender Emissionen an der Entstehungs- oder Austrittsstelle, die Raumlüftung und die Abscheidung der Emissionen aus der Abluft.

Man unterscheidet zwei Arten der Raumlüftung [1], und zwar

- die freie Lüftung und
- die maschinelle Lüftung.

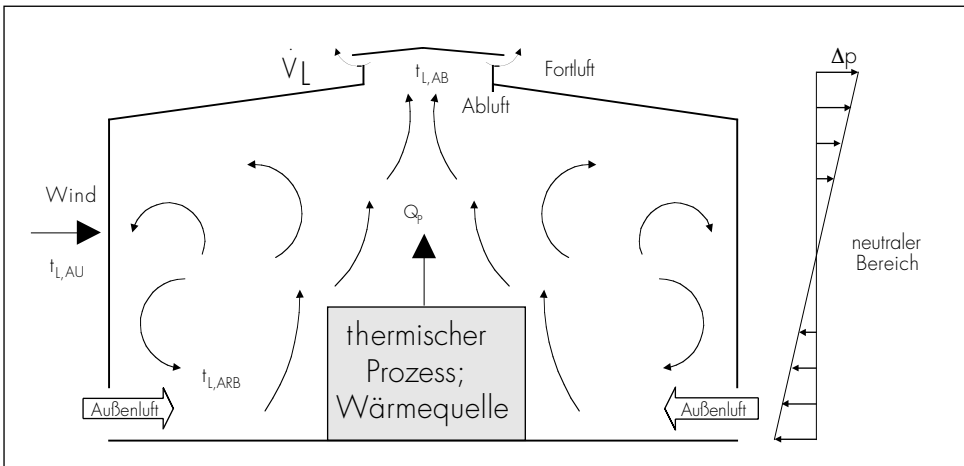
4 Bewertung von Raumlüftung

4.1.1 Freie Lüftung

Bei der freien Lüftung erfolgt der Luftaustausch zwischen Innen- und Außenluft über Öffnungen in Außenwänden oder im Dach. Maßgebend hierfür sind Dichteunterschiede zwischen Innen- und Außenluft und gegebenenfalls durch entstehende Druckdifferenzen am Gebäude durch Windanfall (Abbildung 11). Der Luftaustausch hängt im Wesentlichen von den Temperaturverhältnissen zwischen Innen- und Außenluft ab. Der Einfluss des Windes bleibt unberücksichtigt, da ein Luftaustausch bei Windstille allein über die Dichteunterschiede erfolgt. Eine gleich bleibende Lüftung über die gesamte Jahreszeit hinweg ist bei der freien Lüftung jedoch nicht gewährleistet (z.B. bei geringen Unterschieden zwischen der Innen- und Außentemperatur, Inversionswetterlagen). Freie Lüftung ist unter gewissen Umständen einsetzbar, wenn z.B.

- ❑ hohe Wärmelasten deutliche Temperaturunterschiede zwischen Innen- und Außenluft über das ganze Jahr hinweg gewährleisten,
- ❑ entstehende Gefahrstoffe weitestgehend über Erfassungseinrichtungen abgeführt werden,

Abbildung 11:
Prinzip der freien Lüftung



- die Gefahrstoffemissionen so gering sind, dass ein gesundheitliches Risiko auszuschließen ist,
- der Luftaustausch nur zwischen Innen- und Außenluft und nicht aus gefahrstoffbelasteten Nebenräumen erfolgt,
- bauliche Einrichtungen wie Lüftungsgitter, Dachreiter usw. eine ausreichende Wirkung der freien Lüftung gewährleisten.

Bei der freien Lüftung ist mit folgenden Nachteilen zu rechnen:

- Der Außenluftstrom ist nur begrenzt kontrollier- und einstellbar.
- Zu- und Abluft können nicht gereinigt (gefiltert) werden.
- In der Abluft enthaltene Wärme kann nicht zurückgewonnen werden.
- Es entstehen unkontrollierbare Luftströmungen im Raum, die ggf. die Wirksamkeit von Erfassungseinrichtungen erheblich stören können.
- Nicht erfasste Gefahrstoffe werden unkontrolliert im gesamten Arbeitsraum verteilt.

Gelegentlich ist eine freie Lüftung ausreichend, z.B. in Besprechungsräumen oder Büros. Im Allgemeinen muss man jedoch der maschinellen Lüftung den Vorrang geben. Dies gilt besonders dann, wenn mit Gefahrstoffen umgegangen wird.

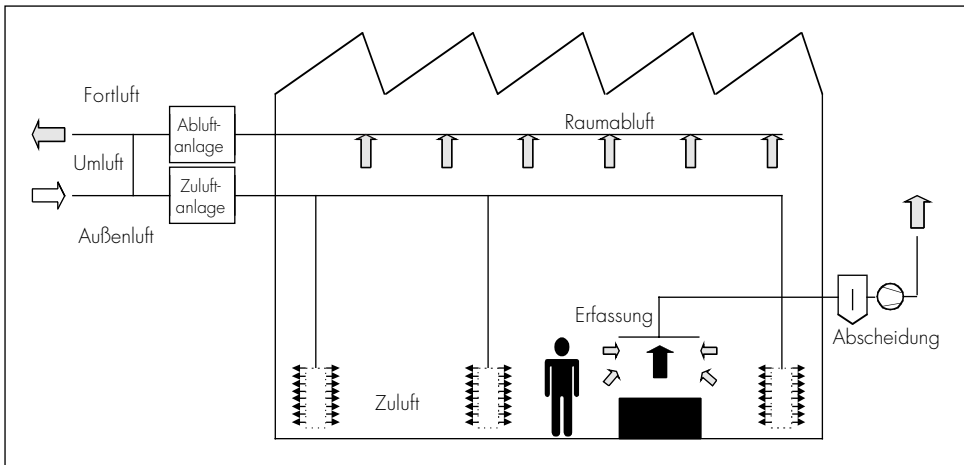
4.1.2 Maschinelle Lüftung

In Abbildung 12 (siehe Seite 84) ist das Prinzip der maschinellen Lüftung [2] dargestellt. Es besteht im Wesentlichen aus der

- direkten, möglichst vollständigen Erfassung der Gefahrstoffe an der Entstehungs- oder Austrittsstelle (Erfassungstechnik);
- Verdrängung bzw. Verdünnung der Gefahrstoffe (d.h. Herabsetzung der Stoffkonzentration) in den Arbeitsbereichen durch Zufuhr gefahrstofffreier (-armer) Luft (Raumlufttechnik).

4 Bewertung von Raumlüftung

Abbildung 12:
Prinzip der maschinellen Lüftung



Bei der maschinellen Lüftung lässt sich nicht nur ein vorgegebener Luftaustausch einstellen, sondern auch eine auf die räumlichen oder produktionstechnischen Belange abgestimmte Luftführung gewährleisten. Neben dem Luftstrom ist die Luftführung im Raum das entscheidende Merkmal für die Wirksamkeit einer Raumlüftung. Das Prinzip der Luftführung ist in Abbildung 12 dargestellt. Man bezeichnet die dargestellte Lüftung allgemein als „Schichtlüftung“, da nur der untere Raumbereich – Aufenthaltsbereich der Beschäftigten – belüftet wird. Die Art der Luftzuführung wird als Quelllüftung bezeichnet (Näheres hierzu siehe [1, 2] und Abschnitt 4.3.2.1 „Hallen mit inneren Wärmequellen“).

4.1.3 Erfassungstechnik

Für die Erfassung der Gefahrstoffe stehen in ihrer Wirksamkeit recht unterschiedliche Möglichkeiten zur Verfügung. Abbildung 13 zeigt eine Übersicht über die drei Grundarten von Erfassungseinrichtungen, die je nach den technischen Voraussetzungen in der Praxis anzuwenden sind [3].

Je nach Größe und Bauart dieser Erfassungseinrichtungen können in einer Industriehalle recht hohe Absaugvolumenströme vorliegen, die in jedem Fall bei der Luftbilanzierung (Zu- und Abluft) zu berücksichtigen sind.

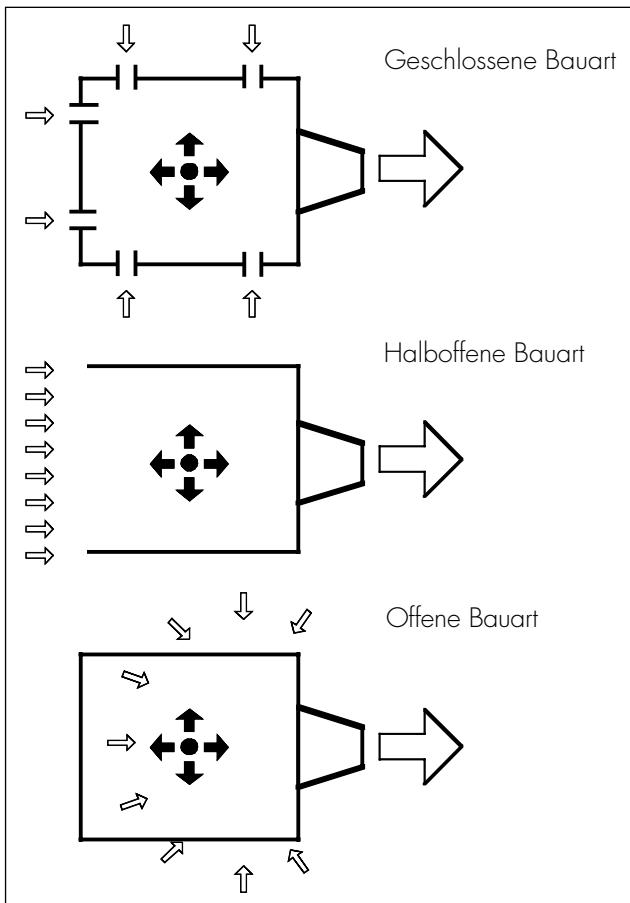


Abbildung 13:
Grundtypen von Erfassungseinrichtungen [3]

4.2 Die Luftwechselzahl als Kenngröße für die Lüftungstechnik

Die Luftwechselzahl ist eine Rechengröße, die sich aus dem Quotienten aus zugeführter Frischluft zur Raumgröße ergibt (siehe Gleichung 2.8). Diese Zahl beschreibt somit nur den zeitbezogenen Luftaustausch zwischen Frischluft und Raumluft, der auf den gesamten Raum oder auf bestimmte Raumzonen bezogen werden kann [4].

Das grundsätzliche Problem bei der Berechnung eines Zuluftstromes ist die Beschreibung der Strömungsformen in einem Raum. In der Vergangenheit ging man häufig von der Annahme aus, dass sich die Zuluft ideal mit der Raumluft durchmischt. Das bedeutet gleichzeitig, dass sich emittierte Stoffströme gleichfalls im Raum ideal (gleichmäßig) verteilen. Daher war es üblich, den Zuluftstrom auf den stündlichen Luftaustausch (Luftwechsel) des gesamten Raumes zu beziehen. Für kleine Räume (z.B. Büros, Lager, Toiletten, Labors) kann dies weitgehend zutreffend sein, für größere Räume und Industriehallen sind andere Ansätze für Berechnungsverfahren zu wählen. Es existierten zahlreiche Tabellen, in denen auf Produktionsstätten bezogene Luftwechselzahlen angegeben wurden [4]. Der Luftwechsel berücksichtigt jedoch nicht die räumlichen Strömungsformen der Zuluft und gibt keine Hinweise auf die Effizienz der Raumlüftung in den Aufenthaltszonen der Beschäftigten. Ebenfalls bleiben Stoffausbreitungsvorgänge bei Zugrundelegung des Luftwechsels unberücksichtigt. Luftwechselzahlen, wie sie bisher verwendet wurden, stellen daher für die Auslegung von industriellen Lüftungsanlagen keine geeignete Grundlage dar. Da die Luftwechselzahlen jedoch als Rechengröße in die Berechnungsverfahren (siehe Kapitel 2) eingehen, müssen Zahlenwerte gefunden werden, die in Bezug auf die Luftführung die örtlichen Luftwechselzahlen im Bereich der Aufenthaltszonen der Beschäftigten berücksichtigen.

Der örtliche Luftwechsel unterscheidet sich in der Regel vom Raumlüftungswechsel. Der Raumlüftungswechsel ergibt sich rechnerisch aus zugeführter Frischluft (Zuluft) bezogen auf die Raumgröße. Je nach Luftführung ergeben sich unterschiedliche Strömungsbedingungen im Raum, die durch fertigungstechnische Einrichtungen ebenfalls beeinflusst werden. Es ergeben sich also inhomogene Strömungsverhältnisse im gesamten Raum. Dies führt auch dazu, dass über den gesamten Aufenthaltsbereich unterschiedliche Luftwechselzahlen festzustellen sind. Solche Werte für Luftwechselzahlen können daher exakt nur messtechnisch ermittelt werden (siehe Abschnitt 4.4). Da aber der messtechnische Aufwand hierfür sehr groß ist, werden Methoden gesucht, anhand der mathematischen Beschreibung der Strömungsvorgänge im Raum die Luft-

wechselzahlen rechnerisch abschätzen zu können. Nur bei in etwa idealen Zuluftverteilungen können näherungsweise konstante Luftwechselzahlen angenommen werden.

Bezüglich der Anwendung von Luftwechselzahlen muss man daher zwischen zwei Betrachtungsweisen unterscheiden:

- Planung von raumluftechnischen Anlagen
 - Die Luftwechselzahl wird auf den gesamten Raum bezogen.
- Berechnung der örtlichen Konzentrationen
 - Die Luftwechselzahl wird auf bestimmte Raumbereiche (Zonen) bezogen. Nur in kleineren Räumen (Büros, Sitzungsräume usw.) kann die Luftwechselzahl auch auf den gesamten Raum bezogen werden.

4.2.1 Planung der Raumlüftung

Das Planungskonzept einer Raumlüftung in Industriehallen hat sich zunächst an zwei Forderungen zu orientieren:

1. Die Zuluft (Außenluft) soll möglichst vollständig in den Aufenthaltsbereich der Beschäftigten gelangen.
2. Durch die Lüfführung sollen Gefahrstoffe und sonstige abzuführende Lasten unbehindert und schnellstmöglich in die Abluft (Fortluft) gelangen.

Diese Forderungen lassen sich nur dann erfüllen, wenn eine stabile und auf die räumlichen sowie produktionstechnischen Verhältnisse abgestimmte Lüfführung erreicht wird.

Werden in Produktionshallen und Werkstätten Maschinen betrieben, deren Oberflächen im Vergleich zur umgebenden Luft eine erhöhte Temperatur aufweisen, führt dies zu aufwärts gerichteten Luftströmungen (Thermikströme). Ohne Raumlüftung bildet sich durch die Thermikströme eine Zirkulationsströmung aus, die dazu führt, dass ein großer Anteil der in Thermik-

4 Bewertung von Raumlüftung

strömen aufwärts strömenden Lasten wieder nach unten in den Arbeitsbereich geführt wird (Abbildung 14). Eine Abführung der Thermikströme im Deckenbereich verhindert in der Regel diese Zirkulationsströmung nicht, da im bodennahen Bereich durch den Thermikstrom ein Luftdefizit entsteht und sich dadurch eine Zirkulationsströmung im unteren Raumbereich einstellt. Eine ungeeignete Luftführung kann sogar die Rückströmung von Lasten begünstigen, wenn z.B. die Zuluft von der Decke (Abbildung 15) oder von der Seite her (Abbildung 16) in den Raum eingebracht wird.

Diese Zirkulationsströmung (Rückströmung) lässt sich verhindern, indem der aufsteigende Luftstrom im Bodenbereich durch Zuluft ersetzt wird (siehe Abbildungen 17 bis 19 auf Seite 90 f.). Im Allgemeinen wird diese Art der Luftführung als Schichtlüftung bezeichnet. Der dadurch erreichte Luftausgleich im bodennahen Bereich führt gleichfalls zu einem Druckausgleich und es wird eine Rückströmung in den Arbeitsbereich verhindert.

In der Industrie lassen sich in der Regel Luftdurchlässe im Boden nicht einrichten (Abbildung 17). Verbreitet sind Anordnungen von Luftdurchlässen im Arbeitsbereich (Bodennähe). Diese Anordnung wird allgemein als Quelläftung bezeichnet (siehe Abbildung 18). In der

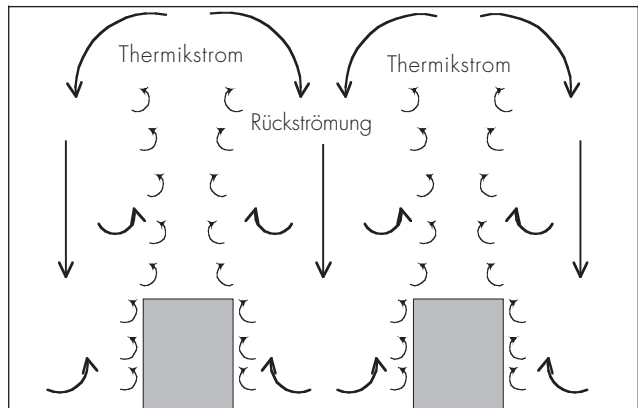


Abbildung 14:
Thermikströme an warmen
Oberflächen

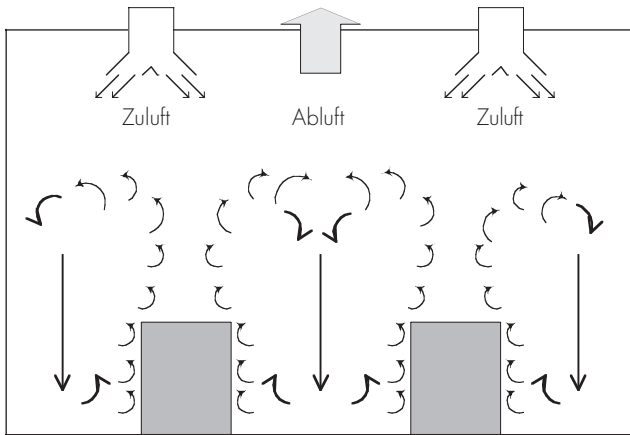


Abbildung 15:
Störung des Thermikstromes
bei Zuluft von der Decke

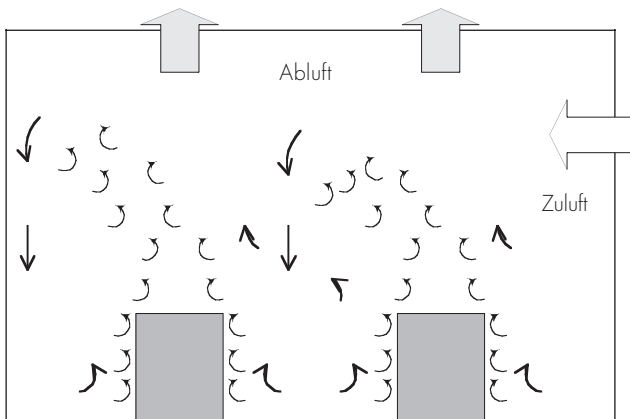


Abbildung 16:
Störung des Thermikstromes
bei Zuluft von der Seite

4 Bewertung von Raumlüftung

Abbildung 17:
Zuluft vom Boden aus

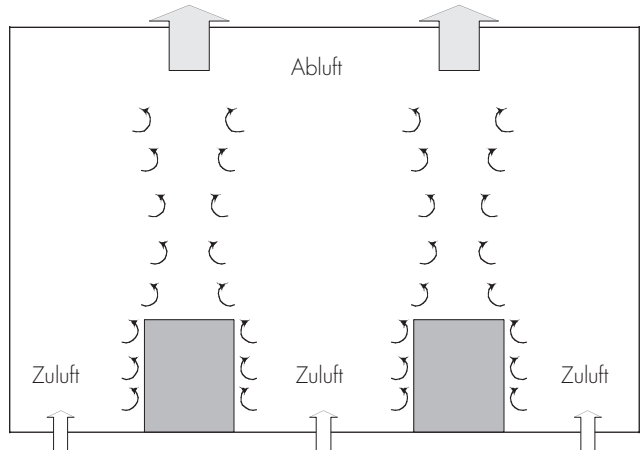
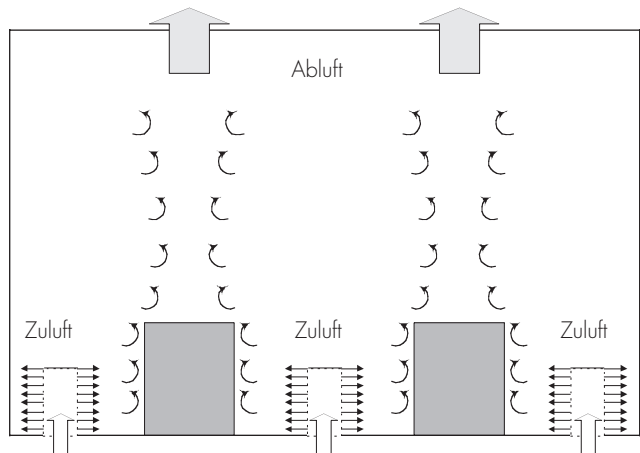


Abbildung 18:
Zuluft im Bodenbereich
(Quelllüftung)



Regel lassen sich die sog. Quellluftdurchlässe in Arbeitsbereichen auch nachträglich einbauen. Innerhalb von Hallen mit freitragenden Dächern oder bei sehr dichter Maschinenbelegung können Quellluftdurchlässe nicht oder nur teilweise im Arbeitsbereich angeordnet werden. Alternativ hierzu werden die Luftdurchlässe unmittelbar oberhalb der Arbeitsbereiche installiert (i.d.R. nicht über drei Meter hinausgehend, Abbildung 19). Die Zuluft sollte aus den Luftdurchlässen möglichst impulsarm ausströmen. Die Luftdurchlässe sollten so angeordnet sein, dass Thermikströme nicht gestört werden. Die Quelllüftung ist jedoch vorzugsweise anzuwenden.

4.2.2 Örtliche Lüftungsverhältnisse

Nach der Planung der Raumlüftung schließt sich die Frage an, wie sich die getroffenen Maßnahmen auf die örtlichen Verhältnisse auswirken:

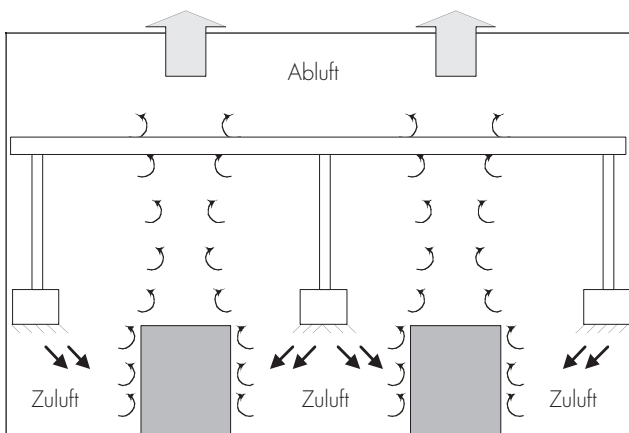


Abbildung 19:
Zuluft oberhalb des
Arbeitsbereiches

4 Bewertung von Raumlüftung

- Wie effektiv ist die Luftverteilung in den zu belüftenden Raumbereichen?
- Wie hoch ist der tatsächliche Anteil an Frischluft?
- Wie stabil ist die Luftführung oder treten Querströmungen auf?

Alle diese Fragen lassen sich mit einer Angabe zu Luftwechselzahlen ohne Weiteres nicht beantworten. Da aber allein die Luftwechselzahl in die Berechnung der Konzentrationen eingeht, müssen Kennzahlen gefunden werden, die diese Rechengröße entsprechend korrigieren.

4.3 Beschaffung der Kenngrößen

4.3.1 Luftstrom bei freier Lüftung

4.3.1.1 Industriehallen

Die Funktion der freien Lüftung wird durch Winddruck von außen und durch innere thermische Auftriebskräfte aufgrund der unterschiedlichen Temperaturen der Innen- und Außenluft bestimmt (siehe Abbildung 11). Da sich die Witterungsbedingungen sehr häufig ändern, lässt sich die Gebäudedurchströmung aufgrund des Winddruckes über das Jahr hinweg nicht definieren. Daher bleiben die Windeinflüsse bei der Bestimmung des Luftstroms unberücksichtigt. Weiterhin ist der Luftstrom von der Temperaturdifferenz zwischen Innenraum und der Außenluft abhängig. Je höher diese Temperaturdifferenz ist, umso größer wird der Luftstrom zur Gebäudeentlüftung, z.B. im Winter bei hoher innerer Wärmelast. Diese Temperaturdifferenz ist im Sommer immer am niedrigsten, sodass bei der Berechnung des Luftstromes \dot{V}_L sommerliche Außentemperaturen zugrunde gelegt werden, um auch außerhalb der kalten Jahreszeiten eine ausreichende Gebäudelüftung zu gewährleisten. Abschätzend lässt sich der Luftstrom wie folgt berechnen:

$$\dot{V}_L = \frac{\dot{Q}_p}{\rho_L \cdot c_L (t_{L,AB} - t_{L,AU})} \quad (4.1)$$

Bezeichnungen siehe Abbildung 11

\dot{Q}_p = Summe der Wärmeströme innerhalb der Halle

$t_{L,AB}$ = Temperatur der Abluft

$t_{L,AU}$ = Temperatur der Außenluft

ρ_L = Dichte der Luft

c_L = spezifische Wärmekapazität der Luft

Damit die freie Lüftung gewährleistet ist, sind bestimmte bauliche Anforderungen erforderlich (siehe Tabelle 12).

Je nach Betriebssituation (innere Wärmelasten, Gebäudelage, Lüftungsöffnungen usw.) sind die Berechnungsmethoden sehr aufwändig. Es sind umfangreiche Untersuchungen veröffentlicht, die eine mehr oder weniger genaue Abschätzung der Luftströme ermöglichen. Eine meist ausreichende überschlägige Auslegungsmethode enthält die VDI-Richtlinie 3802 [2]. Zur Abschätzung der Luftströme können auch die in Abschnitt 4.4.7 aufgeführten Luftaustauschzahlen verwendet werden.

Tabelle 12:
Bauliche Anforderungen bei freier Lüftung [5]

Anforderungen	Hinweise zur Ausführung
Verhältnis von Hallenbreite B zur Hallenhöhe H	$B \leq 4 \cdot H$ bei Zuströmung der Außenluft auf beiden Hallenlängswänden; $B \leq 2 \cdot H$ bei einseitiger Zuströmung
Zuluftöffnungen am Gebäude möglichst tief	ca. 0,5 bis 1,0 m über dem Boden
Abluftöffnungen am Gebäude möglichst hoch	üblicherweise im Dach (Dachreiter usw.)
im Winterbetrieb sind zusätzliche Zuluftöffnungen in größerer Höhe zweckmäßig	Fläche der Zusatzöffnungen ca. 20 % der unteren Öffnungsflächen

4 Bewertung von Raumlüftung

4.3.1.2 Sonstige Räume

Die Bestimmung der Luftwechselzahlen in Wohnräumen, Büros, Laboratorien etc., also in Räumen, die aufgrund ihrer Größe eine ausreichend ideale Vermischung zulassen, kann einerseits durch Analogieschlüsse aus der Literatur oder aus publizierten Berechnungsmethoden erfolgen. Die Arbeitsstättenrichtlinie ASR 5 „Lüftung“ [6] gibt für verschiedene Lüftungssituationen in Räumen unterschiedliche Luftgeschwindigkeiten in den Lüftungsquerschnitten an:

- I. einseitige Lüftung mit Öffnungen in einer Außenwand (Zu- und Abluftöffnungen); gemeinsame Öffnungen sind zulässig; Zu- und Abluftquerschnitte sind zu addieren; angenommene Luftgeschwindigkeit im Querschnitt $v_L = 0,08 \text{ m/s}$
- II. Querlüftung mit Öffnungen in gegenüberliegenden Außenwänden oder in einer Außenwand und der Dachfläche; angenommene Luftgeschwindigkeit im Querschnitt $v_L = 0,14 \text{ m/s}$
- III. Querlüftung mit Öffnungen in einer Außenwand und bei gegenüberliegendem Schacht (Schachtlüftung); die angegebenen Querschnitte beziehen sich auf einen Schacht von 80 cm^2 freiem Querschnitt und 4 m Höhe; von der Höhe sind 3 m gegen Auskühlung geschützt; angenommene Luftgeschwindigkeit im Querschnitt $v_L = 0,21 \text{ m/s}$
- IV. Querlüftung mit Dachaufsätzen (Dachaufsatzlüftung) wie z.B. Kuppel, Laterne, Deflektor und Öffnungen in einer Außenwand oder gegenüberliegenden Außenwänden; angenommene Luftgeschwindigkeit im Querschnitt $v_L = 0,21 \text{ m/s}$

In Verwaltungsräumen (Raumvolumen $V_R < 200$ bis 300 m^3) überwiegen die Lüftungssysteme I und II.

Sofern ein freier Lüftungsquerschnitt von $A = 1 \text{ m}^2$ im Raum vorhanden ist (z.B. in Form geöffneter oder gekippter Fenster), ergibt sich nach obiger Auflistung (System I) ein Frischluftstrom \dot{V}_L von

$$\dot{V}_L = A \cdot v_L = 1 \text{ m}^2 \cdot 0,08 \text{ m/s} = 0,08 \text{ m}^3/\text{s} = 288 \text{ m}^3/\text{h}$$

Falls der Raum ein Raumvolumen von z.B. $V_R = 100 \text{ m}^3$ besitzt, ergibt sich ein Luftwechsel λ von

$$\lambda = \frac{\dot{V}_L}{V_R} = \frac{288 [\text{m}^3/\text{h}]}{100 [\text{m}^3]} = 2,88 \text{ [1/h]}$$

Literaturdaten zu Luftwechselzahlen in Büros, Wohnräumen etc. enthält Tabelle 13.

Tabelle 13:

Ergebnisse ausgewählter Luftwechselratenmessungen in Deutschland in Büros, Wohnräumen u.Ä. [7]

Raumart	Luftwechselzahl [1/h]
Wohnräume	0,36
Räume mit Kastendoppelfenster ohne Dichtung	0,65
Räume mit Isolierverglasung mit Dichtung	0,78
Räume mit hochschallgedämpften Fenstern	0,35
Büroräume ca. 50 m ² , 2 Fenster, 1 Tür	0,36
Büroräume ca. 50 m ² , 1 Fenster, 3 Türen	0,27
Büroräume ca. 30 m ² , 1 Fenster, 1 Tür	0,50
größere Räume, ca. 130 m ² , 6 Fenster, 1 Tür	0,28

4.3.2 Luftstrom bei maschineller Lüftung

Bei der Berechnung des Zu- und Abluftstromes sind grundsätzlich vier Fälle zu unterscheiden:

1. Im Raum sind Wärmequellen vorhanden, die dabei entstehenden Thermikströme können sich frei ausbreiten.

4 Bewertung von Raumlüftung

2. Die an Verfahrensprozessen entstehenden Lasten werden über Erfassungseinrichtungen vollständig abgesaugt (erfasst).
3. Die Lasten werden nur zum Teil erfasst.
4. Im Raum sind keine Wärmequellen vorhanden.

4.3.2.1 Hallen mit inneren Wärmequellen

Die Berechnung der Luftströme ist abhängig von den vorliegenden Verhältnissen (Zu- und Abluft). In der VDI 3802 [2] sind einige Berechnungsmethoden angegeben. Sie beziehen sich ausschließlich auf die Berechnung bzw. Abschätzung der Thermikströme, die an den jeweiligen Entstehungsorten durch Zuluft zu ersetzen sind. Es können daher im Raum örtlich unterschiedliche Zuluftströme erforderlich werden. Die Abluft ergibt sich jedoch aus der Summe der Thermikströme. Für die Planung von Produktionsstätten ist es häufig wichtig, vorab zu wissen, mit welchen Luftströmen zu rechnen ist. Hierzu können Erfahrungswerte nach Tabelle 14 (aus VDI 3802 [2]) zugrunde gelegt werden.

Tabelle 14:
Erfahrungswerte für flächenbezogene Zuluftströme*)

Produktionsbereich	Flächenbezogene Zuluftströme in $\text{m}^3/(\text{h} \cdot \text{m}^2)$
Gießerei	
Sandaufbereitung	50 - 60
Kernherstellung und -lagerung	60 - 80
Schmelzbetrieb	90 - 140
Abguss- und Gusskühlung	
Formguss	100 - 200
Druckguss	60 - 80
Mechanische Fertigung	20 - 75
Umformtechnik	
Kaltverformen	20 - 30
Warmverformen	30 - 50
Montage	20 - 30

*) Es ist die zu belüftende Fläche innerhalb der Halle festzulegen.

4.3.2.2 Nachführung der Absaugluft an der Erfassungsstelle

Die Absaugluft muss an den einzelnen Erfassungsstellen zugfrei ersetzt werden. Je nach Anzahl der Erfassungsstellen und je nach ihrer Wirksamkeit kann es sein, dass damit die Zuluft für die Hallenlüftung ausreichend bemessen ist. Für die Berechnung der Erfassungsluftströme siehe VDI 2262 Blatt 3 [1], VDI 3802 [2], VDI 3929 [3].

Ein gegenüber der Summe der Erfassungsluftströme höherer Zuluftstrom kann erforderlich sein, wenn zusätzliche Gefahrstoffemissionen (z.B. aus diffusen Quellen oder bei unzureichender Erfassung; siehe auch nächster Abschnitt) oder weitere Lasten abzuführen sind.

4.3.2.3 Gefahrstoffe und Lasten werden nur teilweise erfasst

Im Prinzip gelten auch hier die Ausführungen nach Abschnitt 4.3.2.2.

Generell sollte jedoch angestrebt werden, die entstehenden Gefahrstoffe oder sonstigen Lasten möglichst vollständig zu erfassen. Gegebenenfalls sind Nachbesserungen an vorhandenen Erfassungseinrichtungen durchzuführen. Über die Raumlüftung abzuführende Gefahrstoffe und sonstige Lasten verursachen einen höheren technischen und finanziellen Aufwand. Lässt sich jedoch dieser Aufwand nicht vermeiden, sind zusätzliche Zuluftströme in die betroffenen Bereiche einzubringen. Dabei ist zu beachten, dass die Druckverhältnisse innerhalb der Halle ausgeglichen sind, sodass Querströmungen und somit Verschleppungen von Gefahrstoffen sowie sonstige Lasten vermieden werden.

4.3.2.4 Raumlüftung ohne innere Wärmequelle

Sind in Arbeitsbereichen keine Wärmequellen vorhanden, kann das Prinzip der Schichtlüftung nur eingeschränkt zur Anwendung kommen. In diesen Fällen sind Mischlüftungssysteme zu berücksichtigen.

Das Prinzip der Mischlüftung beruht darauf, dass in die zu belüftenden Arbeitsbereiche die Zuluft (Frischluft) mit erhöhtem Impuls eingebracht wird. Anders als bei der Schichtlüftung ist in diesen Fällen eine Durchmischung der Zuluft mit der Luft im Arbeitsbereich notwendig.

4 Bewertung von Raumlüftung

In Bezug auf die Luftführung ergeben sich jedoch keine Änderungen. Die Zuluft muss auch in diesem Fall im unteren Raumbereich eingebracht werden. Eine Zulufführung von der Decke oder von der Seite aus (Abbildungen 15 und 16) ist in jedem Fall zu vermeiden.

4.3.2.5 Ausführungsbeispiele

Die Abbildungen 20 und 21 zeigen Beispiele für die maschinelle Lüftung.

Abbildung 20:
Luftströmung aus einem Quellluftdurchlass im Heizfall (links durch Rauch gekennzeichnet, rechts Schema der Luftströmung)

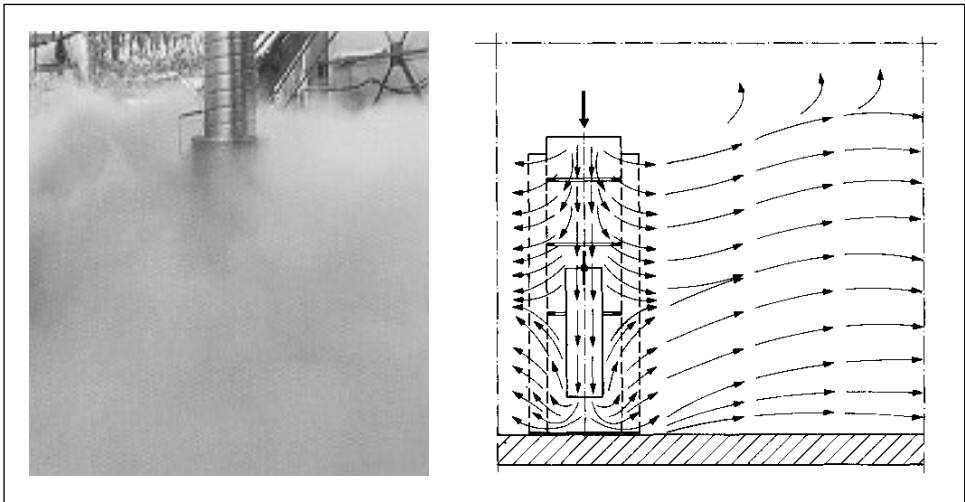
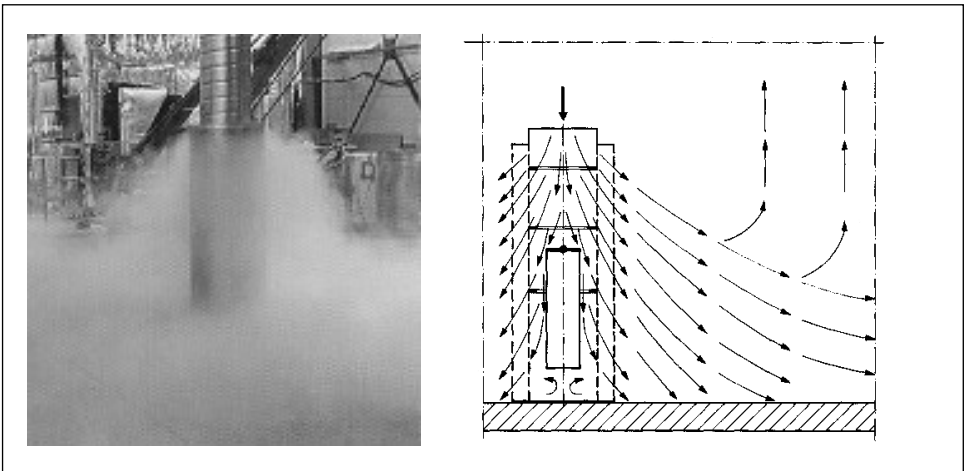


Abbildung 21:
Luftströmung aus einem Quellluftdurchlass im Kühlfall (links durch Rauch gekennzeichnet, rechts Schema der Luftströmung)



4.4 Tracergasmesstechnik zur Ermittlung von Kenngrößen

4.4.1 Allgemeines zur Tracergasmesstechnik

Die Anwendung von Indikatoren zur Identifikation von Bewegungen ist in der Forschung eine seit langem bewährte Technik. Beispielsweise werden Flüssigkeiten oder sogar Flüsse mit speziellen (z.B. fluoreszierenden) Stoffen versetzt, um ihre Strömungen untersuchen zu können. Ein anderes Beispiel ist das Beringen von Vögeln, um deren Wanderungszüge zu untersuchen.

4 Bewertung von Raumlüftung

Zur Überprüfung von Raumlüftströmungen gibt man ein Indikatorgas z.B. in die Zuluft ein und detektiert dieses Indikatorgas an verschiedenen Stellen im Raum. Dabei werden sowohl die Konzentrationshöhe als auch der zeitliche Verlauf der Konzentration registriert und man erhält daraus Informationen über die Luftströmung in dem zu untersuchenden Raum oder in bestimmten Raumbereichen.

Die Indikatorgase werden auch Tracergase genannt. Dieser Begriff leitet sich aus dem englischen Wort „trace“ oder „to trace“ ab, das mit „Spur“ oder „etwas aufspüren“ übersetzt werden kann.

Für Tracergasmessungen in Innenräumen sind besondere Anforderungen an das Indikatorgas zu stellen. Insbesondere muss es

- ungiftig im verwendeten Konzentrationsbereich sein,
- chemisch inert, geruch- und geschmacklos sein,
- nicht brennbar sein,
- sich leicht und gut mit Luft vermischen,
- einfach und mit großer Genauigkeit messbar sein,
- in der normalen Außenluft nicht vorhanden sein.

In der Vergangenheit wurden Helium, Wasserstoff, Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Lachgas und auch radioaktiv markierte Gase verwendet. In neuerer Zeit werden im Wesentlichen Schwefelhexafluorid (SF_6), Helium sowie auch Perfluorocarbontracer verwendet.

4.4.2 Übersicht über die Einsatzgebiete der Tracergasmesstechnik

Die Tracergasmesstechnik lässt sich vielfältig einsetzen. Beispielhaft seien folgende Bereiche genannt:

- Beurteilung der Wirksamkeit einer Raumlüftung
- Ausbreitungsuntersuchungen zur Abschätzung der Verteilung von Gefahrstoffen in Arbeitsbereichen

- Beurteilung des Erfassungsgrades von Erfassungseinrichtungen (Absaugeinrichtungen)
- Dichtigkeitsuntersuchungen

Für jede der o.g. Möglichkeiten ist eine besondere Messstrategie erforderlich.

4.4.3 Messsysteme für Tracergasuntersuchungen

Die einzelnen Messsysteme unterscheiden sich in ihrer Art der Zudosierung von Tracergas sowie in der Messung der Tracergaskonzentration.

Die Dosierung von Tracergas kann auf folgende Weise durchgeführt werden:

- Dosierung aus einer Gasflasche über Druckminderer und evtl. Durchflussmesser
- manuelle Dosierung aus gefüllten Gasbehältern wie z.B. Gassäcken, Gasmäusen o.Ä.
- durch kontinuierliches Austreten von Tracergasen aus Diffusionsröhrchen

Zur Probenahme und Messung der Tracergaskonzentration stehen ebenfalls mehrere Methoden zur Auswahl:

- Probenahme über Sammelröhrchen und analytische Auswertung im Labor
- manuelle Probenahme über Gasmaus, Spritze oder Beutel und anschließende analytische Auswertung im Labor
- Probenahme an einer oder verschiedenen Stellen über Schläuche und Messung der Konzentration mit einem Analysator; sind mehrere Messstellen vorhanden, kann ein Messstellenumschalter eingesetzt werden
- Probenahme und Analysengerät direkt am Messpunkt und Übermittlung der Daten zur weiteren Verarbeitung der Messdaten an eine Zentralsteuereinheit.

Zur analytischen Auswertung werden vorzugsweise Infrarot(IR)-Spektrometer oder Gaschromatographen eingesetzt.

4 Bewertung von Raumlüftung

4.4.4 Tracergasmesssystem des BIA

Mit dem im BIA vorhandenen Messsystem können alle unter Abschnitt 4.4.2 aufgeführten Möglichkeiten abgedeckt werden.

Das Messsystem des BIA arbeitet mit Schwefelhexafluorid als Tracergas. Bei besonderen Anforderungen an die Dichtegleichheit mit Luft kann auch ein Gemisch aus Helium und Schwefelhexafluorid eingesetzt werden.

Schwefelhexafluorid (SF_6) ist ein farb- und geruchloses Gas. Seine Dichte beträgt bei 20 °C und 1 Bar 6,08 g/l. Es ist demnach etwa fünfmal dichter als Luft. Einmal mit Raumluft vermisches Schwefelhexafluorid entmischt sich nicht mehr. Damit die Dichteunterschiede zur Luft nicht zu groß werden, sollte die maximale Konzentration an SF_6 80 ppm (ml/m^3) betragen.

Schwefelhexafluorid ist chemisch inert und reagiert erst oberhalb von 500 °C mit einigen Metallen und Legierungen. Unter Einwirkung elektrischer Entladungen zerfällt SF_6 . Die Zersetzungsprodukte von SF_6 sind von unterschiedlicher Giftigkeit, sie können Reizungen von Haut, Augen und Schleimhäuten verursachen. In größeren Mengen eingeatmet verursachen sie Übelkeit, Schwindel und Lungenödeme. Glücklicherweise rufen jedoch bereits geringe Mengen einiger Zersetzungsprodukte innerhalb von Sekunden, ehe eine Vergiftungsgefahr besteht, bestimmte Warnmerkmale hervor wie z.B. unangenehm stechenden Geruch, Reizung von Nase, Mund und Augen.

Reines Schwefelhexafluorid ist ungiftig und der MAK-Wert für SF_6 in der TRGS 900 [8] beträgt 1 000 ppm ($6\,000\text{ mg}/\text{m}^3$). Dieser MAK-Wert stellt keine Toxizitätsgrenze dar. Er ist lediglich als obere analytisch noch beherrschbare Begrenzung für toxikologisch nicht unmittelbar wirksame Gase angesetzt. Es besteht somit ein weiterer „Sicherheitsspielraum“.

Das Messsystem detektiert SF_6 im Konzentrationsbereich von 0 bis 10 ppm, sodass im zu beurteilenden Raum die maximale Konzentration nur geringfügig über diesen Wert steigt, wenn Rezirkulationen auftreten. Kurzfristig kann im zu beurteilenden Raum eine Konzentration von ca. 20 bis 30 ppm auftreten.

Von einer Basisstation aus wird die Dosierung von Schwefelhexafluorid sowie die gesamte Messung gesteuert, dazu gehören auch der Datenempfang von den einzelnen Messstationen und die Darstellung der Daten auf einem Rechner, der diese auch abspeichert. Von der Dosierstation aus, die aus einer Gasflasche mit reinem SF_6 und einer Dosiereinheit mit

drei Massendurchflusskontrollern besteht, kann das Gas in Mengenbereichen von 0 bis 50 ml/min, 0 bis 500 ml/min und 0 bis 5 000 ml/min zudosiert werden. Die Signale des verwendeten Massendurchflusskontrollers werden über eine Datenleitung in den Rechner gespeichert. Die Vorgabe der Massendurchflussmenge erfolgt aus Sicherheitsgründen manuell.

Weiterhin ist in der Basisstation ein Kompressor eingebaut, der einen einstellbaren Luftstrom von 0 bis 5 m³/h bei maximal 800 mbar liefert, in dem SF₆ zudosiert werden kann. Dieses Luft-SF₆-Gemisch kann dann über Flächendurchlässe an bestimmten Punkten im Raum in die Raumluft dosiert werden, z.B. rund um Maschinen mit Erfassungseinrichtungen zur Ermittlung des Erfassungsgrades. Die Daten der einzelnen Messstellen werden per Datenfunk (Telemetrie) zur Basisstation übermittelt, ein Empfänger dafür ist ebenfalls in der Basisstation eingebaut. Die empfangenen Daten werden zum Rechner weitergeleitet.

Jede der sechs Messstationen besteht aus einem Einstrahl-IR-Analysator, einem Datenlogger mit der Möglichkeit, weitere Sensoren anzuschließen, und einem Sender, der die vom Datenlogger kommenden digitalen Signale an den Empfänger in der Basisstation übermittelt. Zurzeit sind an jedem Datenlogger außer dem IR-Analysator noch Sensoren für Temperatur und relative Luftfeuchte angeschlossen.

Der IR-Analysator vom Typ Foxboro-SapphIRe 5E bzw. 100E hat einen Messbereich von 50 bis 10 000 ppb bei langem Strahlweg. Die Auflösung ist besser als 50 ppb und die Genauigkeit beträgt 50 ppb im Messbereich von 0 bis 1 000 ppb und 300 ppb im Messbereich von 1 000 bis 10 000 ppb.

Der Analysator hat eine Feuchte- und Temperaturkompensation und die Datenrate beträgt bei dieser Einstellung 30 sec. Ohne Kompensation ist ein kürzeres Zeitintervall möglich.

Der vom Analysator angesaugte Luftvolumenstrom beträgt bei ungehinderter Ansaugung ca. 22 l/min. Das Messzellenvolumen beträgt 2 l.

4.4.5 Messungen des Luftwechsels

Folgende Verfahren zur Luftwechselformung sind bekannt:

4 Bewertung von Raumlüftung

a) Konzentrationsabklingsmethode

Hierbei wird das Tracergas in die zu untersuchende Zone eingebracht. Das Tracergas soll homogen in der gesamten Zone verteilt sein. Anschließend wird der zeitliche Konzentrationsabfall in der Zone messtechnisch erfasst.

b) Konstant-Injektionsmethode

Hierbei wird das Tracergas zeitlich konstant in die betreffende Raumzone eingebracht und die Tracergaskonzentration an den zu betrachtenden Punkten gemessen. Es wird die Raumluftwechselzahl nicht direkt gemessen, sondern über den in die Raumzone eingebrachten Tracergasstrom bestimmt.

c) Konstant-Konzentrationsmethode

Die Konstant-Konzentrationsmethode verlangt einen sehr hohen technischen Aufwand, da in dem zu betrachtenden Raumvolumen die Tracergaskonzentration konstant gehalten werden muss und die Zudosierung ständig nachgeregelt werden muss. Diese Methode findet hauptsächlich in der Forschung Anwendung.

4.4.6 Durchführung von Luftwechselfmessungen

4.4.6.1 Messplanung

Folgende Aufgabenstellungen können sich ergeben:

- Untersuchungen zu Änderungen der Gefahrstoffkonzentration im Zusammenhang mit unterschiedlichen Luftwechselzahlen; parallele Bestimmung von Luftwechselzahlen und Gefahrstoffkonzentrationen, um Korrelationen zwischen Luftwechsel und Gefahrstoffkonzentration zu ermitteln.
- Ermittlungen von Luftwechselzahlen bei vorgegebenen Bedingungen (Fenster offen oder geschlossen, bestimmte Wetterlagen, Verwendung spezieller Zu- und Ablufteinrichtungen usw.).

- ❑ Parallele Bestimmung der Luftwechselzahlen an mehreren Messstellen, um eine Aussage zu erhalten, wie sich die Zuluft im gesamten Raum verteilt (Lüftungseffektivität).

4.4.6.2 Durchführung der Messungen

Folgende Aufzeichnungen sind durchzuführen:

- ❑ Beschreibung des Raumes und der Lüftungstechnischen Einrichtungen
- ❑ Zustand der Lüftungstechnischen Einrichtungen
- ❑ Einstellung der Lüftungs- und Absauganlagen
- ❑ Messung der Volumenströme
- ❑ Wetter (Außendruck, Windgeschwindigkeit und -richtung)
- ❑ Klimaverhältnisse in der Messzone (Temperaturen, relative Luftfeuchten, Luftgeschwindigkeiten)

Die Injektion des Tracergases kann auf zwei verschiedenen Wegen erfolgen:

- ❑ Injektion direkt aus der Gasflasche über Druckminderer und Entnahmeventil
- ❑ Injektion aus der Gasflasche über die Dosiereinheit in den Zuluftkanal zur Messzone

Während der Messungen wird das Tracergas so dosiert, dass die Konzentration in der zu beurteilenden Messzone im Messbereich der Analysengeräte liegt.

Es können Messungen sowohl nach der Konstant-Injektionsmethode als auch nach der Konzentrationsabklingmethode durchgeführt werden.

Tracergas wird in die Zone zudosiert, bis die Maximalkonzentration erreicht ist, d.h., bis ein Gleichgewicht zwischen Zu- und Abfuhr von Tracergas besteht. Danach wird die Dosierung abgeschaltet, sodass sich die Tracergaskonzentration abbauen kann.

In den einzelnen Messzonen wird sowohl der Aufbau als auch der Abbau der Konzentration gemessen. Der Gleichgewichtszustand bzw. die maximale Konzentration sollte im oberen

4 Bewertung von Raumlüftung

Messbereich der Analysengeräte liegen, damit der Abfall der Konzentration über einen möglichst großen Messbereich verfolgt werden kann.

In der zu beurteilenden Messzone sollte die Tracergaskonzentration homogen verteilt sein. Dies kann durch Messungen an verschiedenen Stellen in der Messzone kontrolliert werden. Bei dem Vorhandensein von Inhomogenitäten ist die Beurteilungszone kleiner zu wählen, evtl. muss der zu beurteilende Raum in mehrere Beurteilungszonen eingeteilt werden. Ab dem Messbeginn der Konzentrationsabklümmethode (Tracergaskonzentration in der Beurteilungszone im oberen Messbereich der Analysengeräte) sollte in der Beurteilungszone eine Konzentrationsabweichung von weniger als 5 % auftreten.

Die Messung nach der Konzentrationsabklümmethode ist beendet, wenn die Tracergaskonzentration auf mindestens 10 % der ab Start der eigentlichen Messung vorliegenden Konzentration gesunken ist.

4.4.6.3 Auswertung und Dokumentation

Die Auswertung der einzelnen Messgrößen erfolgt rechnergestützt. Die Ableitung des Berechnungsverfahrens erfolgt aus der Bilanzierung der Stoff- und Volumenströme im folgenden Bilanzraum (siehe Abbildung 22).

Die Bilanzgleichung für den Bilanzraum kann durch die zeitliche Änderung der Tracergaskonzentration c_T wie folgt dargestellt werden:

$$\frac{dc_T}{dt} V_R = \dot{m}_T + \dot{V}_{ZU} \cdot x_{ZU} - \dot{V}_{AB} \cdot x_{AB} \quad (4.2)$$

c_T = zeitlich veränderliche Tracergaskonzentration im Bilanzraum [mg/m^3]

\dot{m}_T = Tracergasmassenstrom [mg/s]

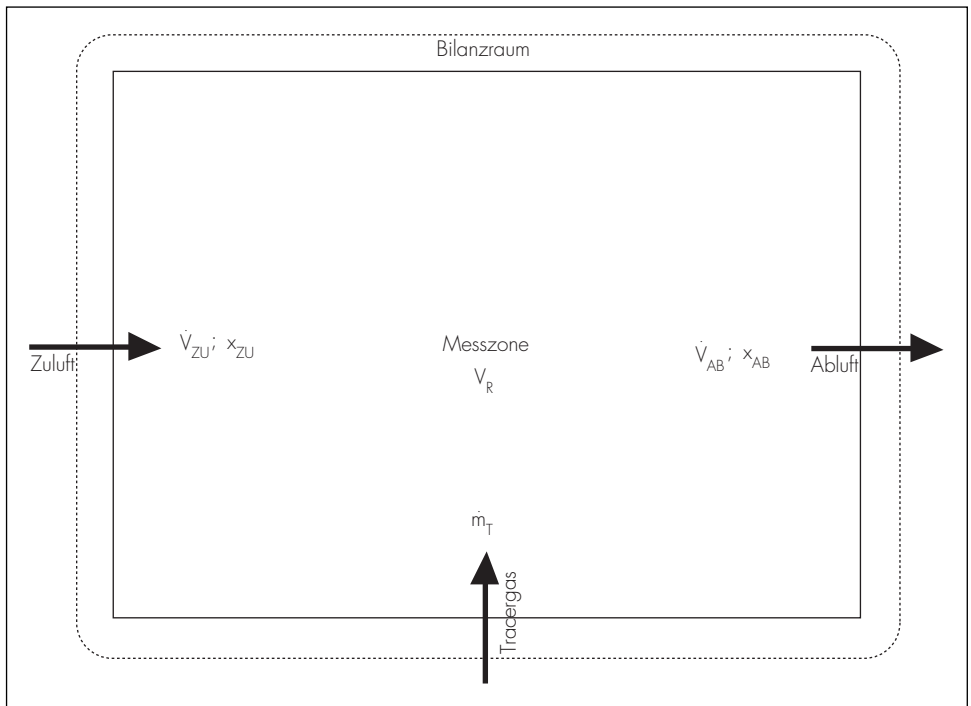
x = Tracergaskonzentration; ZU = dem Bilanzraum zuströmend, AB = aus dem Bilanzraum abströmend [mg/m^3]

V_R = Raumvolumen [m^3]

\dot{V} = Volumenströme; ZU = dem Bilanzraum zuströmende Luft, AB = dem Bilanzraum abströmende Luft [m^3/s]

t = Zeit [s]

Abbildung 22:
Modell für eine Messzone und ein Tracergas



Für Tracergasmessungen nach der Konzentrationsabklümmethode ergeben sich folgende Bedingungen:

- ❑ Vor Beginn der Messung wird die Zufuhr des Tracergases abgestellt; $\dot{m}_T = 0$.
- ❑ Es wird sichergestellt, dass über die Zuluft kein Tracergas in den Bilanzraum eingebracht wird; $x_{ZU}=0$.

4 Bewertung von Raumlüftung

- Die Konzentration in der abströmenden Luft entspricht der Tracergaskonzentration im Bilanzraum; $c_T = x_{AB}$.
- Die Abluft entspricht der Zuluft; $\dot{V}_{AB} = \dot{V}_{ZU}$.

Aus der Gleichung (4.2) folgt:

$$\frac{dc_T}{dt} V_R = \dot{V}_{ZU} \cdot c_T \quad (4.3)$$

mit der Lösung:

$$c_T = c_{T_0} \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (4.4)$$

mit der Luftwechselzahl $\lambda = \frac{\dot{V}_{ZU}}{V_R}$ ergibt sich

$$\ln(c_T) = \ln(c_{T_0}) - \lambda \cdot t \quad (4.5)$$

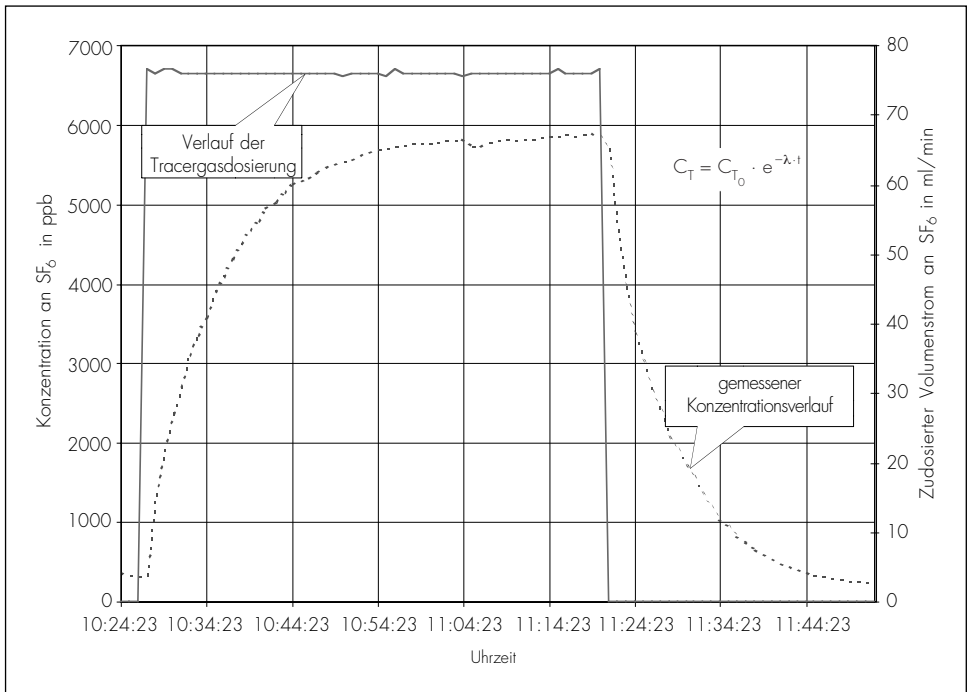
Die Angleichung der Kurven der gemessenen Tracergaskonzentrationen erfolgt mithilfe einer Regressionsrechnung (siehe Abbildung 23).

4.4.6.4 Fehlerbetrachtung

Bei der Bilanzgleichung wird von folgenden Voraussetzungen ausgegangen:

- Keine sehr großen Unterschiede in den Dichten der einzelnen Luftströme
- Die Tracergaskonzentration ist in der zu beurteilenden Zone sowie in allen austretenden Luftströmen gleich (homogene Verteilung des Tracergases im Raum).
- Die Veränderung der Tracergaskonzentration in der zu beurteilenden Messzone ist nur von der Zu- bzw. Abfuhr über die Lüftung abhängig sowie von der Dosierung. Es werden keine Tracergase durch Reaktionen bzw. durch Adsorption abgebaut.

Abbildung 23:
Beispiel der Tracergasmessungen zur Bestimmung der Luftwechselzahl



Fehler können auch dann auftreten, wenn in der Messzone Hohlräume wie z.B. Schränke etc. vorhanden sind, in die während der Messungen Tracergas gelangen und bei Folgemessungen wieder austreten kann.

Neben den oben genannten prinzipiellen Fehlermöglichkeiten sind Fehler der verwendeten Messgeräte zu berücksichtigen.

Die eingesetzten Massendurchflusskontroller weisen einen Fehler von 1 % vom Messbereichsendwert auf.

4 Bewertung von Raumlüftung

Da der Analysator in zwei Messbereichen arbeitet, ist die Genauigkeit für jeden Messbereich wie folgt angegeben:

Messbereich	Genauigkeit
0 bis 1 000 ppb	50 ppb
1 000 bis 10 000 ppb	300 ppb

Aufgrund der prinzipiellen Fehlermöglichkeiten, die nur sehr schwer quantifiziert werden können, ist eine Berechnung des Gesamtfehlers bei einer Feldmessung nur dann möglich, wenn mehrere Versuche durchgeführt werden. Im Bereich von Prüfstandsuntersuchungen wurden Gesamtfehler von kleiner 10 %, in Einzelfällen kleiner 5 % festgestellt. In Feldversuchen kann mit einem Fehler von 20 % bis 30 % gerechnet werden.

4.4.6.5 Beurteilungsgrenzen

Die Messung der Luftwechselzahl nach der Konzentrationsabklümmethode liefert nur dann verwertbare Ergebnisse, wenn die genannten prinzipiellen Fehlermöglichkeiten minimiert werden können.

Es muss versucht werden, Zonen für die Messungen zu finden, in denen die o.g. Bedingungen eingehalten werden können. In hohen Hallen ist in jedem Fall mit einer horizontalen Konzentrations-Schichtung zu rechnen, sodass man über die gesamte Raumhöhe keine homogen mit Tracergas durchmischte Zone annehmen kann. Hier ist es erforderlich, mehrere Zonen zu bilden, die den Messaufwand erhöhen.

Ebenso sind große Industriehallen mit vielen Öffnungen und ausgeprägten Strömungsfeldern nur sehr schwer beurteilbar, da die Anzahl der zu untersuchenden Zonen sehr groß werden kann und damit in einem vernünftigen Zeit- und Messaufwand eine Beurteilung nicht mehr möglich wird.

Bei Räumen, die im Umluftbetrieb maschinell belüftet werden können, wird der Gesamtluftaustausch ermittelt. Der Frischluftanteil ist durch Messung im Kanalsystem zu bestimmen.

4.4.7 Abschätzung von Luftströmen

Aufgrund des hohen messtechnischen Aufwandes bleiben Tracergasuntersuchungen zur Ermittlung von Lüftungsverhältnissen auf Ausnahmen beschränkt. Im Normalfall wird man sich daher bei Berechnungen auf Erfahrungs- und Schätzwerte stützen müssen. Die mittels Tracergasmessungen hierzu gewonnenen Erfahrungen sind im Folgenden zusammengestellt.

Die maßgebliche Größe zur Kennzeichnung einer Lüftung ist der Luftaustauschgrad L .

Der Luftaustauschgrad L beschreibt die örtliche Lüftungseffizienz. Er basiert auf der Luftwechselzahl L_W und einem Korrekturfaktor „Luftaustauschzahl L_A “, der die räumlichen und lufttechnischen Bedingungen berücksichtigt.

$$L = \text{Luftwechselzahl}(L_W) \cdot \text{Luftaustauschzahl}(L_A)$$

$$L = L_W \cdot L_A \quad \left[\frac{1}{h} \right]$$

Die Luftwechselzahl L_W gibt den stündlichen Austausch der Raumlufte durch Außenluft (Frischlufte) an. Sie ist alleine kein Kriterium für die Beurteilung der Wirksamkeit einer Raumlüftung (siehe Abschnitt 4.3).

Die Luftaustauschzahl L_A gibt an, wie sich die örtlichen und räumlichen Bedingungen sowie die Art der Raumlüftung und hier insbesondere die Lüfführung auf eine Konzentrationsverteilung auswirken.

1. Luftaustauschgrad bei freier Lüftung

Bei der freien Lüftung erfolgt der Luftaustausch aufgrund der Dichteunterschiede der unterschiedlich temperierten Luft (Innen- und Außenluft) und durch Winddruck auf das Gebäude. Die Luftwechselzahl lässt sich i.A. daher nur abschätzen.

Die Tabelle 15 (siehe Seite 112) enthält Werte für Luftwechselzahlen und Luftaustauschzahlen, bezogen auf die Lage und Art der Hallen sowie auf die betriebliche Situation (Tore geschlossen, Lüftungseinrichtung für freie Lüftung vorhanden usw.).

4 Bewertung von Raumlüftung

Tabelle 1.5:
Luftwechselzahl L_W und Luftaustauschzahl L_A bei freier Lüftung

Raumart		Luftwechsel- zahl L_W	Luftaustauschzahl L_A	
Gebäude	Lage		Situation	Wert
offene Hallen	–	10	–	1
geschlossene Hallen mit häufigen Transport- vorgängen (z.B. Lagerhallen)	freistehendes Gebäude	8	Durchfahrten (Tore) ständig geöffnet	1
			Durchfahrten (Tore) nur zur Ein- und Ausfahrt geöffnet	0,8
	nicht freistehendes Gebäude (grenzt an andere Gebäude an)	3	Durchfahrten (Tore) ständig geöffnet	1
			Durchfahrten (Tore) nur zur Ein- und Ausfahrt geöffnet	0,5
geschlossene Hallen mit gelegentlichen Transportvorgängen (z.B. Fertigungshallen)	freistehendes Gebäude	1	ohne Einrichtungen zur freien Lüftung (Dach- reiter usw.)	0,3
			mit Einrichtungen zur freien Lüftung	1
	nicht freistehendes Gebäude (grenzt an andere Gebäude)	0,5	ohne Einrichtungen zur freien Lüftung (Dach- reiter usw.)	0,3
			mit Einrichtungen zur freien Lüftung	0,8

2. Luftaustauschgrad L bei maschineller Lüftung

Bei der maschinellen Lüftung lässt sich die Luftwechselzahl aus dem Zuluftstrom bezogen auf die Raumgröße errechnen.

$$L_W = \frac{\dot{V}_{ZU}}{V_R} \left[\frac{1}{h} \right]$$

\dot{V}_{ZU} = Zuluftstrom (ohne Umluftanteil)

V_R = Raumvolumen

Für die Luftaustauschzahl L_A sind die Werte nach Tabelle 16 zu berücksichtigen.

Tabelle 16:
Luftaustauschzahl L_A bei maschineller Lüftung

Lufführung	Luftaustauschzahl L_A	Bemerkung
Zuluft von der Decke (Deckenlüftung)	0,2	im Deckenbereich angesammelte Lasten werden wieder in den Arbeitsbereich zurückgeführt (ungünstigste Fälle der Raumlüftung)
Zuluft von der Seite (Tangenziallüftung)	0,2	
Zuluft in mittlerer Raumhöhe (mit hoher Strömungsgeschwindigkeit)	0,3	
Zuluft in mittlerer Raumhöhe (mit geringer Strömungsgeschwindigkeit)	0,5	
Zuluft in Kopfhöhe (mit hoher Strömungsgeschwindigkeit)	0,8	
Zuluft in Kopfhöhe (mit geringer Strömungsgeschwindigkeit)	1,2	
Zuluft in Bodennähe (Quelllüftung)	1,5	günstigster Fall der Raumlüftung

4 Bewertung von Raumlüftung

4.4.8 Literaturverzeichnis

[1] VDI-Richtlinie 2262 Blatt 1: Luftbeschaffenheit am Arbeitsplatz; Minderung der Exposition durch luftfremde Stoffe; Allgemeine Anforderungen (04.93). Beuth, Berlin 1993; Blatt 2: Luftbeschaffenheit am Arbeitsplatz; Minderung der Exposition durch luftfremde Stoffe; Verfahrenstechnische und organisatorische Maßnahmen (12.98). Beuth, Berlin 1998; Blatt 3: Luftbeschaffenheit am Arbeitsplatz; Minderung der Exposition durch luftfremde Stoffe; Lufttechnische Maßnahmen (05.94). Beuth, Berlin 1994

[2] VDI-Richtlinie 3802: Raumluftechnische Anlagen für Fertigungsstätten (12.98). Beuth, Berlin 1998

[3] VDI-Richtlinie 3929: Erfassen luftfremder Stoffe (08.92). Beuth, Berlin 1992

[4] *Brunk, M.F.; Dittes, W.; Pfeiffer, W.*: RLT-Auslegung für Produktionshallen. Ist der Luftwechsel eine Auslegungsgröße für RLT-Anlagen in schadstoffbelasteten Produktionshallen? HLH 43 (1992) Nr. 3, S. 118-126

[5] *Dietze, L.*: Freie Lüftung von Industriegebäuden. Verlag für Bauwesen, Berlin 1987

[6] Arbeitsstättenrichtlinie ASR 5: Lüftung. BArbBl. (1979) Nr. 10, S. 103; (1984) Nr. 12, S. 85

[7] *Krooß, J.; Siemers, U.; Stolz, P.; Weis, N.; Clausnitzer, K.-D.*: Luftwechselraten in Wohn- und Arbeitsräumen. Gefahrstoffe – Reinhalt. Luft 57 (1997) Nr. 9, S. 357-362

[8] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz – Luftgrenzwerte (TRGS 900). BArbBl. (1996) Nr. 10, S. 106, zuletzt geändert BArbBl. (1999) Nr. 6, S. 87

5 Praktische Beispiele

5.1 Überschlüssiges Berechnungsverfahren zur Beurteilung der Lösungsmittlexposition in Offset-Druckereien

5.1.1 Zusammenfassung

Aufgrund vergleichbarer Betriebsbedingungen und sich wiederholender Betriebszustände ist der Offset-Druck für eine branchenspezifische Regelung gut geeignet. Für die Anwendung in der Praxis wurde ein einfaches und anschauliches Verfahren entwickelt, um die Luftkonzentrationen eines der wichtigsten Druckhilfsstoffe (2-Propanol) annähernd zu berechnen. Die Zuverlässigkeit des Rechenmodells konnte durch die systematische Durchführung vergleichender Messungen und Berechnungen nachgewiesen werden. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen für 2-Propanol eine erfreuliche Übereinstimmung zwischen dem praxisnahen Modell und den gemäß TRGS 402 [1] durchgeführten Luftmessungen. Die durchschnittliche Abweichung der berechneten von den gemessenen Ergebnissen beträgt 21 %.

5.1.2 Problemstellung

Im Offset-Druck kommen mengenmäßig als wesentliche Gefahrstoffe der Feuchtmittelzusatz 2-Propanol (Isopropanol, Isopropylalkohol, IPA) und Kohlenwasserstoff-Gemische für Reinigungsarbeiten zum Einsatz. Gemäß Gefahrstoffverordnung sind die Gefährdungen, die hieraus resultieren, zu ermitteln und zu beurteilen [2]. Die Einhaltung der Grenzwerte ist in einer Arbeitsbereichsanalyse nachzuweisen. Bisher wurde versucht, diese Forderung, wenn überhaupt, mit der Durchführung von Luftmessungen zu erfüllen, obwohl es auch andere Möglichkeiten gibt, z.B. zuverlässige Berechnungen oder BG/BIA-Empfehlungen [3]. Doch der hohe finanzielle und fachliche Aufwand hat, wie auch in allen anderen Branchen, zu einer Überforderung der Betriebe geführt. Gesetze, Verordnungen und Technische Regeln sind schwer in die Praxis umzusetzen und zudem nicht immer leicht verständlich formuliert. Mit dem vorliegenden Rechenmodell wurde die jahrelange Forderung, insbesondere kleiner Unternehmen, nach verständlichen und anschaulichen Verfahren zur Einhaltung gesetzlicher Regelungen erfüllt. Mit einer Anleitung aus der und für die Praxis soll ein Meister, ein Schichtführer, eine Fachkraft oder der Inhaber eines kleinen Betriebes in die Lage versetzt werden, die Forderung nach der Ermittlung und Überwachung von Gefährdungen erfüllen zu können. Der Offset-Druck bietet sich für diesen Weg an. Technologie und Betriebsbedingungen sind trotz der großen Anzahl von Betrieben ähnlich, die Betriebszustände wiederholen sich regelmäßig.

5 Praktische Beispiele

Das Modell beschränkt sich zunächst auf den Bogen-Offset-Druck, wenn IPA als Feuchtmittelzusatz und Kohlenwasserstoff-Gemische für Reinigungsarbeiten zur Anwendung kommen.

Durch die Absenkung des Grenzwertes für IPA zum 31. März 1999 von 980 auf 500 mg/m³ hat dieses Rechenmodell als Mittel zur Gefahrstoffbewertung zusätzlich an Aktualität und Gewicht gewonnen. Gerade vor diesem Hintergrund ist in einigen Betrieben eine Neubewertung der Schadstoffsituation notwendig geworden.

5.1.3 Das Offset-Druckverfahren

Der Offset-Druck ist neben dem Tiefdruck, dem Hochdruck und dem Siebdruck eines der vier wichtigsten Druckverfahren. Die Bedeutung hat seit 1970 stetig zugenommen, er ist heute das am weitesten verbreitete Druckverfahren. Der Offset-Druck ist im Gegensatz zum Tiefdruck oder Hochdruck ein indirektes Druckverfahren. Eine wichtige Rolle spielt dabei die Druckplatte. Durch farbannehmende Bereiche sorgt sie dafür, dass nur bestimmte Stellen des Papierbogens bedruckt werden. Aus einem Farbkasten wird die Druckfarbe über ein komplexes Walzensystem zunächst auf die Druckplatte gebracht. Von der Druckplatte wird die Farbe auf einen Gummituchzylinder und von diesem auf das Papier übertragen. Auf die Stellen der Druckplatte, die nicht mit Farbe benetzt werden sollen, also nicht drucken sollen, kommt mithilfe von so genannten Feuchtwalzen ein Feuchtmittel. Zur Optimierung und Stabilisierung des Druckprozesses wird in den meisten Fällen dem Feuchtmittel IPA zugesetzt. Dies geschieht in unterschiedlichen Konzentrationen, angestrebt sind 2 bis maximal 10 %. IPA erniedrigt die Oberflächenspannung des Feuchtwassers und fördert damit die Filmbildung im Feuchtwerk, wodurch eine gleichmäßige Befeuchtung bewirkt wird. Durch die schnelle Verdunstung beeinflusst IPA die Trocknung der Farbe positiv und wirkt dabei kühlend. Nicht alle Einflüsse von IPA auf den Druckprozess sind bis ins letzte Detail aufgeklärt. Das Ergebnis einer hohen und gleich bleibenden Qualität spricht für sich.

5.1.4 Gefahrstoffe im Offset-Druck

Im Offset-Druck kommt eine Reihe von Produkten zum Einsatz. Sie werden z.B. als Gummituchwaschmittel, Walzenwaschmittel, Farblöser, Farben, Lacke, Farbauffrischer, Feuchtwas-

serzusatz oder Trockenstoff verwendet. Bei näherer Betrachtung reduziert sich die Zahl der Gefahrstoffe, die relevant im Hinblick auf Luftgrenzwerte sind, erheblich. Viele Rezepturbestandteile gelangen aufgrund ihrer Schwerflüchtigkeit, der Verbrauchsmenge, der Anwendungshäufigkeit oder des Verfahrens nur in unwesentlichem Umfang in die Umgebungsluft. Im Hinblick auf Luftgrenzwerte sind als wesentliche Gefahrstoffe beim Bogen-Offset-Druck vor allem Kohlenwasserstoff-Gemische in Reinigungsmitteln und Feuchtmittelzusätze, meist IPA, zu nennen.

Den bereits beschriebenen positiven Auswirkungen von IPA auf die Druckqualität stehen einige Nachteile gegenüber. Neben Brand- und Explosionsgefahren sind dies vor allem Gefahren für Umwelt und Gesundheit. Das heißt für die Arbeitssicherheit: IPA wird kontinuierlich aus dem Feuchtwasser abgegeben und verdunstet in die Atemluft der Beschäftigten im Drucksaal. Eine gleichwertige Alternative ist jedoch für viele Anwendungen derzeit nicht verfügbar.

Zur Reinigung der Maschine werden meist Kohlenwasserstoff-Gemische unterschiedlicher Siedebereiche mit aliphatischen, cyclischen, naphthenischen oder aromatischen Anteilen verwendet. Sie kommen meist nach Beendigung eines Druckauftrages, aber auch für Zwischenreinigungsschritte zum Einsatz. Typischerweise werden Farbreste oder andere Verschmutzungen mithilfe eines benetzten Lappens angelöst und abgewischt. Viele, vor allem neuere Druckmaschinen sind mit automatischen Reinigungsanlagen für Gummitücher und/oder Farbwalzen ausgestattet. Die Brancheninitiative in der Druckindustrie hat seit 1995 das Ziel, die Lösungsmittlemissionen im Offset-Druck zu vermindern [4]. Sie ist eine Branchenvereinbarung zwischen den Druckmaschinen- und Lösungsmittelherstellern und der Berufsgenossenschaft Druck und Papierverarbeitung unter Beteiligung des Bundesverbandes Druck und der IG Medien. Lösungsmittel der VbF-Gefahrklassen A I und A II werden seitdem nach und nach durch Lösungsmittel der VbF-Gefahrklassen A III, Hochsieder (Flammpunkt > 100 °C) und Reinigungsole auf Pflanzenbasis ersetzt. Weitere Kriterien der Brancheninitiative sind z.B. veringertes Aromaten- und Hexangehalt.

5.1.5 Arbeitsplatzverhältnisse und Lüftungssituation

Die Ähnlichkeit von Technologie, Betriebsbedingungen, Betriebszuständen und Arbeitsabläufen hat häufig zur Folge, dass sich in modernen Betrieben gleicher Branchen sehr ähnliche Produktionsbedingungen ergeben, so auch im Bogen-Offset-Druck. Nicht untypisch sind Hal-

len mit Flachdach, worin sich eine oder mehrere Bogen-Offset-Druckmaschinen mit jeweils ein bis acht Druckwerken befinden. Es gibt üblicherweise einen Durchgang zum Bürotrakt und ein Tor oder einen Durchgang zum Lager, zur Weiterverarbeitung oder ins Freie. Die Hallen werden entweder natürlich über Fenster, Türen, Tore oder Dachluken oder eine raumluftechnische Anlage be- und entlüftet. Bei der beschriebenen natürlichen Belüftung wird für die Berechnung eine stündliche Luftwechselrate von 2 eingesetzt. Dies entspricht erfahrungsgemäß in etwa den Lüftungsverhältnissen auch anderer Offset-Druckereien, wenn Fenster und Türen mehr oder minder regelmäßig geöffnet sind bzw. werden. Bei Luftwechsellmessungen mit dem Tracergas Schwefelhexafluorid (SF_6) in einzelnen Büroräumen wurden bei gekippten Fenstern stündliche Luftwechselraten zwischen 1,5 und 2,5 gemessen [5]. Bei technischer Lüftung werden für die Berechnung die Angaben zur raumluftechnischen Anlage verwendet.

Die Arbeitsorganisation kann sich hingegen von Betrieb zu Betrieb deutlich unterscheiden. Möglich sind z.B. Einschichtbetrieb mit Schichtlängen von sieben bis acht Stunden oder Zweischichtbetrieb, aber auch ein Dreischichtbetrieb über 24 Stunden mit Samstagsarbeit. Durch die Einbeziehung der täglichen Produktionszeit in die Rechnung wird dieser Faktor berücksichtigt. Die Offset-Druckmaschinen werden je nach Anzahl der Druckwerke (ein- bis achtfarbig) und Formatgröße von ein bis drei Personen bedient. Die Drucker und Druckhelfer halten sich in der Regel fast ausschließlich im Bereich der Druckmaschine auf, ausgenommen zu Pausenzeiten. Die Expositionszeit ist daher mit der Schichtlänge fast identisch. Parallele Belastungen sind dann möglich, wenn andere Abteilungen wie z.B. eine Buchbinderei oder eine Weiterverarbeitung unmittelbar an den Offset-Druck angrenzen. Eine wesentliche Zusatzbelastung durch Einwirkung von Luftschadstoffen resultiert hieraus üblicherweise nicht.

5.1.6 Beurteilungskriterien

Was sich schon seit einigen Jahren andeutete, ist durch die Bekanntmachung des BMA vom 31. März 1999 realisiert worden. In der TRGS 900 „Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz – Luftgrenzwerte“ [6] wurde der Grenzwert für IPA von 980 mg/m^3 auf 500 mg/m^3 abgesenkt und damit nahezu halbiert. Der Überschreitungsfaktor beträgt nach wie vor 4, d.h., in einem 15-Minuten-Zeitraum soll die vierfache Grenzwertkonzentration nicht überschritten werden.

Als Reinigungsmittel werden manuell bzw. maschinell in der Regel Kohlenwasserstoff-Gemische eingesetzt. Die Kriterien der Brancheninitiative haben inzwischen dazu geführt, dass von den Herstellern verstärkt aromaten- und hexanarme Produkte angeboten werden. Somit handelt es sich hauptsächlich um Produkte mit Kohlenwasserstoff-Gemischen der Gruppe 1, also aromatenfrei oder entaromatisiert mit einem Gehalt an Aromaten von kleiner 1 %. Der n-Hexan-Gehalt liegt in der Regel deutlich unter 1 %, der an Cyclo-/Isohexanen deutlich unter 25 %. Für diese Gruppe von Kohlenwasserstoff-Gemischen gilt gemäß TRGS 900 ein Grenzwert von 1000 mg/m^3 mit einem Überschreitungsfaktor von 4.

5.1.7 Das Berechnungsverfahren

Für die mathematische Abschätzung im Offset-Druck wurde aus komplexen Betrachtungen eine einfache stationäre Grundgleichung abgeleitet, um dem Anwender das Prinzip verständlich zu machen, nach dem Motto, was verstanden ist, wird auch verwendet. Demnach errechnet sich näherungsweise die Luftkonzentration aus der Menge eines Arbeitsstoffes und dem Luftvolumen in einer vorgegebenen Zeitspanne, z.B. einem Arbeitstag oder einer Schicht:

$$\text{Konzentration } K = \frac{\text{Tagesverbrauch } M}{\text{Gesamtvolumen } V_{\text{ges}}} \text{ [mg/m}^3\text{]} \quad (5.1.1)$$

Diese fast schon klassische Formel wurde auf die betriebliche Praxis übertragen und umgesetzt. Die Besonderheit an diesem Verfahren ist nicht die Berechnungsformel, sondern ihre Umsetzung. Die Grundlage der Berechnung ist der durchschnittliche Tagesverbrauch. Der Verbrauch wird über einen längeren Zeitraum, mindestens einige Monate, besser ein ganzes Jahr, ermittelt. Für den Tagesverbrauch gilt dann:

$$\text{Tagesverbrauch } M = \frac{\text{Jahresverbrauch } J \text{ [l]}}{\text{Zahl der Arbeitstage } n} \cdot \text{Dichte [kg/l]} \cdot 10^6 \text{ [mg/Tag]} \quad (5.1.2)$$

Durch die Berücksichtigung eines langen Zeitraums für die Verbrauchsermittlung werden auftrags- und produktionsbedingte Schwankungen ausgeglichen. Der Jahresverbrauch ist wesentlich einfacher zu ermitteln als der Tagesverbrauch. Die Verbrauchsmengen der Arbeitsstoffe werden den vorhandenen Lieferscheinen entnommen und addiert. Auf diese Weise wird eine

5 Praktische Beispiele

der größten Fehlerquellen für die Berechnung, nämlich die Festlegung des Verbrauchs, minimiert. Der Tagesverbrauch wird anschließend mit der Dichte und dem Faktor 10^6 in die für den späteren Grenzwertvergleich notwendige Einheit $[\text{mg}/\text{m}^3]$ umgerechnet. Die Dichte ist dem Punkt 9 des Sicherheitsdatenblattes (Physikalische und chemische Eigenschaften) zu entnehmen, für IPA ist die Dichte $0,785 \text{ kg/l}$.

Es wurden weitere Rahmenbedingungen festgelegt, die bei dieser Art Rechenverfahren, beispielsweise bei überschlägigen Abschätzungen von Luftkonzentrationen, längst üblich sind:

1. Es wird davon ausgegangen, dass alle leichtflüchtigen Arbeitsstoffe vollständig in die Raumluft verdunsten. Vollständig bedeutet, dass auch Anteile, die eigentlich über Putzlappen oder Abfallbehälter entsorgt werden, mit eingerechnet werden.
2. Es findet eine gleichmäßige Verteilung der Stoffe im Arbeitsbereich statt, eventuell auftretende Konzentrationsgefälle werden vernachlässigt.
3. Selbstverständlich werden nur Offset-Druckereien betrachtet, in denen ausschließlich Kohlenwasserstoff-Gemische und IPA verwendet werden, was allerdings für fast alle Betriebe zutrifft.

Für den Nenner der Grundformel (5.1.1), das Gesamtluftvolumen, gilt:

$$V_{\text{ges}} = V_{\text{AR}} \cdot t \cdot \text{LWR} \quad (5.1.3)$$

V_{ges} = Gesamtluftvolumen

V_{AR} = Raumvolumen

t = Produktionszeit

LWR = Luftwechselrate (entspricht der Luftwechselzahl λ)

Das Raumvolumen wird durch Multiplikation von Länge, Breite und Höhe des Raumes ermittelt:

$$\text{Raumvolumen } V_{AR} = \text{Laenge}_{AR} \cdot \text{Breite}_{AR} \cdot \text{Hoehe}_{AR} \quad (5.1.4)$$

Bei der Produktionszeit muss der Schichtrhythmus berücksichtigt werden (z.B. 7,5 Stunden bei Einschichtbetrieb oder 24 Stunden bei Dreischichtbetrieb). Für die Luftwechselrate werden bei technischer Lüftung die Daten zur raumluftechnischen Anlage verwendet. Bei natürlicher Belüftung durch Fenster, Türen, Dachluken oder Tore wird der Faktor 2 eingesetzt.

5.1.7.1 Berechnungsbeispiel

Zur Veranschaulichung wird an einer typischen Druckerei die Verfahrensweise erläutert:

Es handelt sich um eine kleine Offset-Druckerei, in der einige kleinere Bogen-Offset-Druckmaschinen meist im Wechsel betrieben werden. Der Arbeitsbereich hat eine Grundfläche von $19 \cdot 8 \text{ m}^2$ bei einer Höhe von 3 m. Die Lüftung erfolgt natürlich über Fenster und Türen (Luftwechselrate 2). Der Betrieb arbeitet fünf Tage in der Woche einschichtig bei 7,5 h/Schicht, insgesamt 250 Tage im Jahr.

Der Beispielbetrieb verbraucht ca. 0,27 kg IPA und in der Summe ca. 2,45 kg Kohlenwasserstoff-Gemische pro Tag (siehe Tabelle 17 auf Seite 122).

Die Berechnung wird dann weiter wie folgt durchgeführt:

Volumen des Arbeitsraumes:

$$V_{AR} = L_{AR} \cdot B_{AR} \cdot H_{AR} = 19 \text{ m} \cdot 8 \text{ m} \cdot 3 \text{ m} = 456 \text{ m}^3$$

Gesamtluftvolumen:

$$V_{ges} = V_{AR} \cdot t \cdot \text{LWR} = 456 \text{ m}^3 \cdot 7,5 \text{ h/d} \cdot 2/\text{h} = 6840 \text{ m}^3/\text{d}$$

5 Praktische Beispiele

Berechnung der Luftkonzentrationen:

$$K_{KW} = 2454 \text{ mg/d} \cdot 6840 \text{ m}^3/\text{d} = 359 \text{ mg/m}^3$$

$$K_{KW} = 274\,750 \text{ mg/d} \cdot 6840 \text{ m}^3/\text{d} = 40 \text{ mg/m}^3$$

Die Beurteilung erfolgt durch Vergleich mit dem jeweiligen Grenzwert durch Bildung des Bewertungsindex $I = K_i/\text{GW}_i$. Sowohl für Kohlenwasserstoff-Gemische ($I = 0,36$) als auch für IPA ($I = 0,08$) ergibt die Berechnung eine Einhaltung der Grenzwerte.

5.1.8 Vergleich mit Messwerten

In einigen typischen Mitgliedsbetrieben der Berufsgenossenschaft Druck und Papierverarbeitung wurden berechnete Ergebnisse systematisch mit gemessenen Luftkonzentrationen verglichen. Die Betriebe führten die erforderlichen Ermittlungen durch und trugen die Daten in das

Tabelle 17:
Arbeitsstoffe und Verbrauchsangaben des Beispielbetriebes

Arbeitsstoff	Flammpunkt [°C]	Dichte [kg/l]	Verbrauch [l/Jahr]	Tagesverbrauch [mg/d]
IPA	12	0,785	87,5	274 750
				IPA 274 750
Walzenwaschmittel	> 62	0,795	150	477 000
Gummituchwaschmittel	28	0,760	250	760 000
Geowash MX	> 80	0,840	250	840 000
Gummi Frisch Reg	< 0	0,755	125	377 500
				KW 2 454 500

Formblatt ein (Anhang 1 auf Seite 128). Durch Mitarbeiter des Messtechnischen Dienstes wurden in den Betrieben mindestens vier Luftprobenahmen gemäß TRGS 402 [1] durchgeführt. Es erfolgten sowohl personenbezogene (p) als auch stationäre (o) Probenahmen mit Probenahmezeiten zwischen zwei und sechs Stunden. In Tabelle 18 sind die berechneten Werte des Beispielbetriebes mit den gemessenen Werten verglichen worden.

Das beschriebene Beispiel ergibt im Fall der Kohlenwasserstoff-Gemische einen großen Unterschied zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen. Die gemessenen Luftkonzentrationen wurden bisher in sechs Betrieben mit den Ergebnissen der Berechnungen verglichen. Dabei wurden ca. 100 Einzelprobenahmen durchgeführt. Der Trend bei den Kohlenwasserstoff-Gemischen bestätigte sich in allen sechs Betrieben. Die berechneten Konzentrationen liegen zum Teil deutlich über den gemessenen. In einem Fall lag die rechnerisch ermittelte Konzentration fast zwanzigmal über der gemessenen. Als Ursache für diese nicht unerwarteten Ergebnisse sind die Auswirkungen der seit 1995 immer stärker greifenden Brancheninitiative Offset-Druck zu sehen. Die Annahme einer vollständigen Verdunstung in die Raumluft kann näherungsweise für Lösungsmittel der VbF-Gefahrklasse A I getroffen werden.

Tabelle 18:
Gemessene und berechnete Luftkonzentrationen von IPA und Kohlenwasserstoffen im Beispielbetrieb; für den Vergleich wurde der arithmetische Mittelwert der Luftmessungen herangezogen und ggf. die halbe Nachweisgrenze berücksichtigt

Messung Nr.	Probenahmedauer [h]	Probenahme o/p	Konzentration _{IPA} [mg/m ³]	Konzentration _{KW} [mg/m ³]
1	5,583	p	19	< 36
2	6	p	26	42
3	2	o	32	< 20
4	2	o	43	33
gemittelte Messwerte			30	33
Rechnung			40	359

5 Praktische Beispiele

Entsprechend der Brancheninitiative sollen Reinigungsmittel mit niedrigen Flammpunkten durch solche mit höheren ersetzt werden. In den untersuchten Betrieben wurden meist Stoffe der VbF-Gefahrklassen A II und höher zu Reinigungszwecken benutzt. Mit höher werdenden Flammpunkten trifft die Annahme einer vollständigen Verdunstung in immer geringerem Umfang zu. So können Lösungsmittel mit einem Flammpunkt $> 55\text{ °C}$ bei der Berechnung unberücksichtigt bleiben.

Ganz anders stellt sich die Situation für IPA dar. In allen sechs untersuchten Betrieben ergab sich eine gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Luftkonzentrationen (Tabelle 19). Auch hier wurden die arithmetischen Mittelwerte personenbezogener und ortsgebundener Einzelmessungen mit den berechneten Luftkonzentrationen verglichen. Die Abweichung berechneter und gemessener Werte betrug im Mittel ca. 21, im ungünstigsten Fall 44 %.

Die Betriebe Nr. 4 und 6 verfügten über raumluftechnische Anlagen, die für 4,8- bzw. 13,5-fachen stündlichen Luftwechsel sorgten. In allen anderen Betrieben wurde natürlich über Fenster und Türen be- und entlüftet.

Tabelle 19:

Berechnete und gemessene Luftkonzentrationen für IPA in sechs verschiedenen Offset-Druckereien; für den Vergleich wurde der arithmetische Mittelwert der gemessenen Konzentrationen herangezogen, in Klammern sind die Konzentrationsbereiche angegeben

Betrieb Nr.	Anzahl der Luftmessungen	Messung _{IPA} [mg/m ³]	Berechnung _{IPA} [mg/m ³]	Abweichung [%]
1	4	30 (19 - 43)	40	33
2	7	64 (37 - 91)	63	2
3	10	202 (122 - 382)	228	13
4	12	118 (90 - 141)	104	12
5	10	143 (89 - 247)	175	22
6	5	94 (53 - 132)	135	44

5.1.9 Diskussion

Die Folgerungen aus dieser Pilot-Studie sind für den Offset-Druck insgesamt positiv. Zum einen wurde festgestellt, dass die Brancheninitiative zur Verringerung der Lösungsmittel-emissionen Früchte trägt. Für die Offset-Branche ist dies eine gute Entwicklung, denn bei Verwendung von Kohlenwasserstoff-Gemischen gemäß Brancheninitiative wird der Luftgrenzwert deutlich unterschritten. Zum anderen sind die für den Feuchtmittelzusatz IPA vorliegenden Ergebnisse mit einer durchschnittlichen Abweichung von 21 % erfreulich. Dies gilt für Arbeitsbereiche mit technischer und natürlicher Belüftung in gleichem Maße. Entscheidender Faktor bei diesem Verfahren ist die Art und Weise der Verbrauchsermittlung der eingesetzten Arbeitsstoffe. Durch einen langen Beurteilungszeitraum werden Schwankungen, die jahreszeitlich oder auftragsbedingt sind, ausgeglichen.

Die zentrale Frage ist auch hier wie bei allen Berechnungen, inwieweit dieses Verfahren im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse einsetzbar ist. Diese Art der Expositionsermittlung ist inzwischen bei allen am Gesundheitsschutz Beteiligten auf breite Zustimmung gestoßen. Aufgrund seiner Praktikabilität ist dieses Modell richtungsweisend. Im Sinne der TRGS 402, mit der Messverfahren mit bis zu 30 % Unsicherheit als geeignet anzusehen sind, wäre dieses Rechenverfahren ebenso geeignet. Dieser Eindruck wird durch die Erfahrung verstärkt, dass die Fehler bei Messungen, vor allem bei Einzelmessungen, in gleicher Größenordnung liegen können.

Die dargestellten ersten Ergebnisse zeigen, dass die durchschnittliche Abweichung bei den gemessenen Luftkonzentrationen für Probenahmedauern von zwei bis sechs Stunden bei ca. 30 % liegt. Aufgrund des kontinuierlich ablaufenden technischen Prozesses sind keine Konzentrationsspitzen für IPA zu erwarten. Dies bestätigte sich auch bei Parallelmessungen mit einem mobilen Photoionisationsdetektor. Auch bei sehr vorsichtiger Interpretation ist nicht zu erwarten, dass eine systematisch durchgeführte Rechnung für IPA im Offset-Druck um mehr als den Faktor 2 von Messergebnissen abweicht.

Die berechneten Werte können im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse zur Beurteilung der IPA-Luftkonzentrationen herangezogen werden. So weit die errechnete Konzentration kleiner als der halbe Grenzwert (250 mg/m^3) ist, kann eine Einhaltung des Schichtmittel-

5 Praktische Beispiele

wertes festgestellt werden. Eine Überprüfung ist jährlich oder bei Verfahrensänderungen erforderlich.

Ergibt das Modell Werte größer als 250 mg/m^3 , so sollten umgehend technische und/oder organisatorische Maßnahmen eingeleitet werden, die zur Absenkung geeignet sind, z.B. Verringerung des IPA-Zusatzes, Veränderung der Lüftung oder Maschinenteknik. Nach der Durchführung der Maßnahmen ist eine Neuberechnung erforderlich.

Sind die berechneten Luftkonzentrationen dann größer als 250 mg/m^3 , ist eine Arbeitsbereichsanalyse mit Luftmessungen erforderlich.

Bei der Prüfung dieses Verfahrens unter Praxisbedingungen hat sich zudem gezeigt, dass die Betriebe durchaus bereit sind, ihren Beitrag für den Gesundheitsschutz zu leisten, wenn die Anforderungen, die erfüllt werden müssen, und die Wege dorthin verständlich sind. Das ist das eigentlich erfreuliche Resultat.

5.1.10 Ausblick

Derzeit wird das Rechenmodell in Form von Infomaterial, Rechenblättern (Anhang 1), auf Disketten und im Internet den Mitgliedsbetrieben angeboten. Die Anwendung von Datenträgern bietet die Möglichkeit, bei sich verändernden Arbeitsbedingungen die Bewertung ohne großen Aufwand zu wiederholen. Zudem wird gleichzeitig die Pflicht zur Dokumentation der Arbeitsbereichsanalyse unterstützt.

Auf der Grundlage einer breiteren Datenbasis soll das Modell verfeinert und ausgeweitet werden. Dabei sollen weitere Aspekte untersucht werden, wie etwa jahreszeitliche Schwankungen. Auch die Frage, ob die Berücksichtigung individueller Luftwechselraten zu einer Verbesserung des Modells führt, ist zu prüfen. Weiterhin wird die Bedeutung weiterer Einflussfaktoren geprüft, z.B. die Flüchtigkeit des Lösungsmittels in Form von Flammpunkt, Dampfdruck oder Verdunstungszahl, bzw. Oberflächen- und Raumtemperaturen. Neben der Verfeinerung des Modells steht weiterhin die Verständlichkeit des Verfahrens für die Betriebe im Mittelpunkt.

5.1.11 Literaturverzeichnis

[1] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Arbeitsstoffe in der Luft in Arbeitsbereichen (TRGS 402). BArbBl. (1997) Nr. 11, S. 27

[2] Verordnung zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Gefahrstoffverordnung – GefStoffV) vom 26. Oktober 1993. BGBl. I (1993), S. 1782, S. 2049, in der Fassung vom Mai 1998 (BGBl. I (1998), S. 1286). Letzte Änderung trat am 1. Januar 2000 in Kraft.

[3] BG/BIA-Empfehlungen zur Überwachung von Arbeitsbereichen (Kennzahl 1000 ff). In: BIA-Arbeitsmappe Messung von Gefahrstoffen. Hrsg.: Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit – BIA, Sankt Augustin. Erich Schmidt, Bielefeld 1989 – Losebl.-Ausg.

[4] Brancheninitiative zur Vermeidung von Lösungsmittlemissionen im Offset-Druck. Broschüre Nr. 228. Berufsgenossenschaft Druck und Papierverarbeitung, Wiesbaden

[5] Fachgespräch Gefahrstoffe 12/98, Vortrag von Herrn R. Stockmann (Pkt. 8.3), unveröffentlicht

[6] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz, Luftgrenzwerte (TRGS 900). Stand April 1999. BArbBl. (1996) Nr. 10, S. 106, zuletzt geändert BArbBl. (1999) Nr. 6, S. 87

Anhang 1

Berufsgenossenschaft Druck und Papierverarbeitung



Beurteilung der IPA – Exposition im Offsetdruck

Die fett umrahmten, leicht unterlegten Zellen müssen beschriftet werden
Die Angabe der Kohlenwasserstoffe ist für die Gesamtbewertung erforderlich

Datum:	08.09.1999	K - Nr.:	12345678
Name des Betriebes:	Musterdruck GmbH		
Adresse:	Offsetstraße 1, 12345 Bodendorf		
Bearbeiter:	Herr /Meister		

1. Angaben zur Arbeitsraumgröße

Länge	19	[m]	Länge		[m]	Länge		[m]
Breite	8	[m]	Breite		[m]	Breite		[m]
Höhe	3	[m]	Höhe		[m]	Höhe		[m]
Volumen	456	[m ³]	Volumen		[m ³]	Volumen		[m ³]
Gesamtvolumen	456	[m ³]						

2. Angaben zur Raumlufteinrichtung (RLT)

tägliche Produktionszeit in Stunden	7,5	[Stunden]
Leistung der RLT-Anlage (0, wenn nicht vorhanden)		[m ³ /Stunde]
Frischlufanteil bei Teilumluf		in %
Luftwechselrate (wenn keine RLT, dann natürliche Lüftung)	2,00	[1/Stunde]
Gesamtluftvolumen	6840	[m ³ /Tag]
Arbeitstage im Jahr	250	

3. Verbrauch von Lösungsmitteln

Arbeitsstoffe	Flammpkt. (°C)	Dichte (g/cm ³)	Verbrauch (Liter/Jahr)	Stoff enth. (x % IPA)	Verbrauch kg KW/Tag	Verbrauch kg IPA/Tag
Walzenwaschmittel	> 62	0,795	150		0,48	
Gummituchwaschmittel	28	0,76	250		0,76	
Geowash MX	> 80	0,84	250		0,84	
Gummi Frisch Reg	< 0	0,755	125		0,38	
Mischung aus Ethanol mit Isopropanol						
Isopropanol	12	0,785	87,5	100		0,27
Summe Kohlenwasserstoffe (KW)					2,45	
Summe Isopropanol (IPA)						0,27

4. Abschätzung der Konzentration in mg/m³

Isopropanol 40,17 mg/m³
Kohlenwasserstoffe 385,85 mg/m³ (nur eine orientierende Aussage möglich)

5. Vergleich mit dem Grenzwert (GW)

Isopropanol Grenzwert = 500 mg/m³: Es werden 8,03 % des Grenzwertes erreicht

5.2 Dieselmotoremissionen

5.2.1 Problemstellung

In der TRGS 554 [1] sind für zwei typische Arbeitsbereiche, in denen Dieselmotoren eingesetzt werden, Verfahren zur Berechnung der Konzentration an Dieselmotoremissionen (DME) im Arbeitsbereich beschrieben. Es handelt sich um die Berechnung der DME-Konzentration beim Einsatz von Diesel-Gabelstaplern in Hallen (TRGS 554 Nr. 5.4.1 mit Anhang 4) und die Berechnung der Konzentration an Dieselmotoremissionen bzw. der Mindest-Frischwettermenge im untertägigen Bergbau (TRGS 554 Nr. 5.3.7 und 5.4.2 mit Anhang 5).

Diese Verfahren sind im Abschnitt 5 der TRGS 554 enthalten, in dem Empfehlungen zur Ermittlung der Belastungssituation an typischen Arbeitsbereichen gegeben werden. Die Empfehlungen können von den Betrieben im Rahmen ihrer Arbeitsbereichsanalyse nach TRGS 402 direkt angewendet werden, wenn sie einen entsprechenden Arbeitsbereich betreiben. Für andere Arbeitsbereiche, die den beschriebenen typischen Arbeitsbereichen ähneln, ist eine angepasste Anwendung zulässig, da Analogieschlüsse bei Anwendung einer TRGS erlaubt sind. Es muss dann vom Betrieb dokumentiert werden, dass damit die gleiche Sicherheit für die Arbeitnehmer gewährleistet ist.

5.2.2 Gefahrstoffe

Emissionen des Dieselmotors stellen ein komplexes Gemisch verschiedener Substanzen dar, das überwiegend aus gasförmigen (z.B. Formaldehyd, Stickoxide, Kohlenmonoxid), aber auch aus partikelförmigen Anteilen besteht. Die Situation am Arbeitsplatz wird sehr komplex durch die hohe Variationsbreite der emittierten Verbindungen in Abhängigkeit vom eingesetzten Motortyp, vom Kraftstoff und insbesondere von der Betriebsweise (Lastzustand, Wartungszustand, Fahrverhalten u.a.).

Für die Beurteilung der Gefährdungssituation durch Emissionen des Dieselmotors am Arbeitsplatz ist, wie umfangreiche Ermittlungen gezeigt haben, nur die krebserzeugende Wirkung maßgeblich. Als Dieselmotoremission wird daher nur der elementare Kohlenstoff aus dem Partikelanteil des gesamten Abgasgemisches eines Dieselmotors betrachtet, der sich bei Anwen-

5 Praktische Beispiele

dung des anerkannten Analysenverfahrens 2 nach BGI 505-44 (früher ZH 1/120.44) [2] ergibt.

Beide Berechnungsverfahren ermitteln nur die Konzentration an Dieselmotoremissionen im Arbeitsbereich. Zeigt die Arbeitsbereichsanalyse, dass dort noch weitere Gefahrstoffe auftreten, z.B. durch Produktionsprozesse, ist deren Konzentration zusätzlich zu ermitteln und ggf. in eine Gesamtbewertung nach TRGS 403 [3] mit einzubringen.

5.2.3 Beschreibung der Gefahrstoffquelle

Gefahrstoffquelle sind die in den Arbeitsbereich eingebrachten Dieselmotoren. Beim Berechnungsverfahren für den Staplereinsatz in Hallen werden nur die Dieselmotoremissionen, die durch die Diesel-Gabelstapler in den Arbeitsbereich eingebracht werden, berücksichtigt. Nur für diese Motoren liegen Informationen über die Menge der emittierten Partikel in Abhängigkeit vom Belastungszustand vor. Das Berechnungsverfahren lässt sich daher nur anwenden, wenn keine weiteren Quellen für Dieselmotoremissionen, z.B. Fahrverkehr durch LKW, in den Hallen vorhanden ist.

Da aufgrund von Bauartzulassungen oder gesetzlich vorgeschriebenen Typprüfungen für alle in den Arbeitsbereichen unter Tage eingesetzten Dieselmotoren Angaben über die Menge der emittierten Partikel vorliegen, sind in das Berechnungsverfahren für den Bergbau unter Tage alle dort eingesetzten Dieselmotoren einzubeziehen.

5.2.3.1 Partikelemission beim Einsatz von Diesel-Gabelstaplern

Die Partikelemission E_{EC} [mg/h] hängt ab von

- den Einsatzbedingungen,
- der Partikelemission E_{EC} pro Gabelstapler,
- der Partikelabscheiderate A des ggf. eingesetzten Partikelfilters,

- der Anzahl der Gabelstapler im Arbeitsbereich und
- dem Einsatzzeitanteil t_E der Gabelstapler.

Gemäß VDI 2695 [4] wird bei den Einsatzbedingungen zwischen leichter, normaler und schwerer Beanspruchung unterschieden.

- Eine **leichte Beanspruchung** liegt z.B. vor, wenn glatte, ebene Fahrwege ohne wesentliche Steigungen (bis 3 %) vorhanden sind. Ein Indiz für eine leichte Beanspruchung ist es, wenn der Kraftstoffverbrauch um etwa 15 % niedriger als die in der Typenblattangabe des Herstellers des Gabelstaplers enthaltene Kraftstoffverbrauchsangabe liegt.
- Eine **normale Beanspruchung** liegt z.B. vor, wenn Wege befestigt sind, aber auch zusätzlicher Betrieb auf unebener Fahrbahn (Kleinpflaster, Schienenübergänge, Steigungen bis zu 6 %) erfolgt. Ein Indiz für die normale Beanspruchung ist es, wenn der Kraftstoffverbrauch in etwa den Werten der Typenblattangabe des Herstellers des Gabelstaplers entspricht.
- Eine **schwere Beanspruchung** liegt z.B. vor, wenn die Fahrbahn schlecht ist oder unwegsames Gelände (Steigungen > 6 %) vorhanden ist. Ein Indiz für die schwere Beanspruchung ist es, wenn der Kraftstoffverbrauch um etwa 25 % oberhalb des Wertes der in der Typenblattangabe des Herstellers des Gabelstaplers enthaltenen Kraftstoffverbrauchsangabe liegt.

Eine charakteristische Größe für die Qualität des Emissionsverhaltens von Motoren ist der im C_1 -Testzyklus ermittelte Wert der spezifischen Partikelemission des Motors ($E_{Pt, C1}$ -Wert). Aufgrund gesetzlicher Vorgaben [1] sind Motorenhersteller verpflichtet, diese Werte für neuere Motoren zu ermitteln und anzugeben. Die $E_{Pt, C1}$ -Werte können daher beim Motorenhersteller bzw. beim Lieferanten des Gabelstaplers erfragt werden. Vorzugsweise sind hierbei die Ergebnisse von Zertifizierungsmessungen zu verwenden. Solange diese noch nicht vorliegen, können auch andere Messergebnisse des Motorenherstellers herangezogen werden. Falls gar keine Herstellerangaben vorliegen, ist mit den schlechtesten Werten der Tabelle zu rechnen (entsprechend 1,0 g/kWh im C_1 -Test).

5 Praktische Beispiele

Die nennleistungsbezogene Partikelemission des Staplers $E_{EC, Nenn}$ [mg/kWh] ist aus der Partikelemission im C_1 -Testzyklus (E_{Pt, C_1} -Herstellerangabe) und den Einsatzbedingungen anhand der Tabelle 20 zu ermitteln:

Tabelle 20:
Partikelemission von Dieselmotoren

spezifische Partikelemission im C_1 -Test E_{Pt, C_1} [g/kWh]	nennleistungsbezogene Partikelemission (EC) $E_{EC, Nenn}$ [mg/kWh]*)		
	Einsatzbedingungen/Beanspruchung		
	leicht	normal	schwer
0,1	11	13	16
0,15	16	19	23
0,2	22	25	31
0,25	27	32	39
0,3	32	38	47
0,4	43	50	62
0,5	54	63	78
0,6	65	76	94
0,7	76	88	109
0,8	86	101	125
0,9	97	113	140
1,0	108	126	156

*) Die Tabellenwerte wurden mit folgender Formel berechnet:

$$E_{EC, Nenn} \text{ [mg/kWh]} = E_{Pt, C_1} \text{ [g/kWh]} \cdot P_r \cdot 1000 \cdot 0,6$$

P_r relative Motorauslastung im realen Staplerbetrieb, d.h. Verhältnis von Leistung im Staplerbetrieb zu Nennleistung

$P_r = 0,18$ für leichte Beanspruchung

$P_r = 0,21$ für normale Beanspruchung

$P_r = 0,26$ für schwere Beanspruchung

1000 Faktor zur Umrechnung von g auf mg

0,6 empirischer Faktor zur Umrechnung von Partikeln (gravimetrische Bewertung) auf elementaren Kohlenstoff (coulometrische Bewertung)

Durch Multiplikation des aus der Tabelle ermittelten Wertes $E_{EC, Nenn}$ [mg/kWh] mit der Nennleistung des Motors P_N [kW] ergibt sich die Partikelemission E_{EC} [mg/h] des Staplers in der Halle.

$$E_{EC} \text{ [mg/h]} = E_{EC, Nenn} \text{ [mg/kWh]} \cdot P_N \text{ [kW]} \quad (5.2.1)$$

Werden Partikelfilter eingesetzt, reduziert sich die Partikelemission des Dieselmotors deutlich. Dies muss bei der Berechnung über die Abscheiderate A berücksichtigt werden. Die Abscheiderate eines Partikelfilters ist abhängig vom gewählten Abscheidesystem. Bei Verwendung von Keramikmonolithen bzw. Keramikwickelfiltern kann mit einer Abscheiderate von 0,95 gerechnet werden. Bei der Verwendung von Partikelfiltern mit niedrigerer Abscheiderate ist die niedrigere Herstellerangabe zu verwenden. Die Abscheiderate eines Partikelfilters darf aber gemäß TRGS 554 Nr. 4.2.2 Abs. 1 den Wert von 0,7 bezogen auf den Mess- und Beladungszyklus des Umweltbundesamtes (UBA) nicht unterschreiten. Wird kein Partikelfilter verwendet, ist in der Berechnung eine Abscheiderate von 0 zu verwenden.

Da die Gabelstapler nicht kontinuierlich in den Hallen eingesetzt werden, ist der zeitliche Anteil der Motorlaufzeiten mit einem Korrekturfaktor, dem Einsatzzeitanteil t_E , bei der Ermittlung der Partikelemission zu berücksichtigen. Der Einsatzzeitanteil t_E ist der Quotient der Staplereinsatzzeit im Raum zur Schichtzeit inklusive der Pausen:

$$t_E = \frac{\text{Staplereinsatz im Raum [min]}}{\text{Schichtzeit inkl. Pausen [min]}} \quad (5.2.2)$$

Beim Einsatz mehrerer Gabelstapler in der Halle sind zur Ermittlung der gesamten Emissionsmenge in die Halle folgende Grundsätze zu berücksichtigen:

- ❑ Werden mehrere Gabelstapler des gleichen Typs bei gleichen Einsatzbedingungen und gleichem Einsatzzeitanteil eingesetzt, so kann die für einen Gabelstapler ermittelte Partikelemission einfach mit der Zahl der Gabelstapler multipliziert werden, um die gesamte Emission in die Halle zu erhalten.
- ❑ Werden mehrere Gabelstapler des gleichen Typs bei gleichen Einsatzbedingungen mit unterschiedlichen Einsatzzeitanteilen betrieben, so können im Berechnungsverfahren die Einsatzzeitanteile addiert werden.

5 Praktische Beispiele

- Werden mehrere Gabelstapler unterschiedlicher Typen bzw. mit unterschiedlichen Einsatzbedingungen oder Einsatzzeitanteilen betrieben, so müssen für jeden einzelnen Gabelstapler eine eigene Berechnung der Partikelemission durchgeführt und die Ergebnisse dann addiert werden.

5.2.3.2 Partikelemission von Dieselmotoren im Bergbau unter Tage

Die Partikelemission E_{EC} [mg/h] der unter Tage eingesetzten Motoren ist aus den für jeden Motor vorhandenen Messergebnissen der Bauartzulassung oder bei neueren Motoren der Typprüfung nach der EG-Richtlinie [5] (C_1 -Testzyklus) zu ermitteln. Bei diesen Messungen wird die gesamte Partikelmenge im Abgas bestimmt, bestehend aus dem elementaren Kohlenstoff und dem organischen Kohlenstoff. Der elementare Kohlenstoff wird näherungsweise ermittelt mit einem Korrekturfaktor K_{EC} aus dem gemessenen Gesamtpartikelwert $E_{Test, Pt}$ [g/kWh]. Da der Anteil an elementarem Kohlenstoff etwa 60 % der Gesamtpartikelmasse beträgt, wird ein Wert von 0,6 als empirischer Korrekturfaktor K_{EC} verwendet. Außerdem muss die im Testzyklus gemessene Partikelemission des Testmotors noch auf die tatsächliche Nennleistung des betrachteten Motors P_{Nenn} [kW] umgerechnet werden, unter Berücksichtigung der gemittelten Leistung des Motors im C_1 -Testzyklus P_{Test} [kW].

$$E_{EC} \text{ [mg/h]} = E_{Test, Pt} \cdot 1000 \cdot \frac{P_{Test}}{P_{Nenn}} \cdot K_{EC} \quad (5.2.3)$$

oder

$$E_{EC} \text{ [mg/min]} = E_{Test, Pt} \cdot \frac{1000}{60} \cdot \frac{P_{Test}}{P_{Nenn}} \cdot K_{EC} \quad (5.2.4)$$

5.2.4 Beschreibung der Lüftungssituation (vgl. Kapitel 4)

5.2.4.1 Einsatz von Gabelstaplern in Hallen

Die Lüftungssituation in Hallen mit Einsatz von Gabelstaplern kann extrem vielfältig sein. Es treten sowohl technische Lüftungen mit definiertem Zu- und Abluftstrom als auch unterschied-

liche natürliche Belüftungssysteme (freie Lüftung) auf, wie z.B. geöffnete Hallentore, Dachreiter. Die tatsächliche örtliche Lüftungseffizienz wird über den Luftaustauschgrad L berücksichtigt. Dieser basiert auf der Luftwechselzahl L_W und dem Korrekturwert Luftaustauschgrad L_A , der die räumlichen und lufttechnischen Bedingungen berücksichtigt.

$$L [1/h] = L_W [1/h] \cdot L_A [-] \quad (5.2.5)$$

Die Luftwechselzahl L_W gibt den stündlichen Austausch der Raumluft durch Außenluft (Frischluft) an. Sie ist alleine kein Kriterium für die Beurteilung der Wirksamkeit einer Raumlüftung. Der Luftaustauschfaktor L_A gibt an, wie sich die örtlichen und räumlichen Bedingungen sowie die Art der Raumlüftung und hier insbesondere die Luftführung auf eine Konzentrationsverteilung auswirken. Die betrieblichen Verhältnisse sind anhand der nachfolgenden beiden Tabellen 21 und 22 (siehe Seite 136 f.) zu charakterisieren. Mithilfe der jeweiligen Faktoren lässt sich dann der Luftaustauschgrad ermitteln.

Zur Ermittlung der Konzentration im Raum wird auch noch das Raumvolumen V benötigt. Es ist anhand der Raummaße Länge, Breite und Höhe zu ermitteln. In Hallen sind üblicherweise Einbauten vorhanden, die das zum Luftaustausch verfügbare Raumvolumen reduzieren. So sind in Fertigungshallen häufig Büroeinbauten oder voluminöse Maschinen vorzufinden, in Lagerhallen immer Lagergut und ggf. Regale. Der durch die Halleneinbauten in Anspruch genommene Raum ist bei der Ermittlung des Raumvolumens abzuziehen, um die Berechnung einer zu geringen Konzentration zu vermeiden.

Luftaustauschgrad bei freier Lüftung

Bei der freien Lüftung erfolgt der Luftaustausch aufgrund der Dichteunterschiede der unterschiedlich temperierten Luft (Innen- und Außenluft) und durch Winddruck auf die Gebäude. Die Luftwechselzahl lässt sich i.A. daher nur abschätzen. Tabelle 21 enthält Werte für Luftwechselzahlen und Luftaustauschfaktoren bezogen auf die Lage und Art der Hallen sowie auf die betriebliche Situation (Tore geschlossen, Lüftungseinrichtung für freie Lüftung vorhanden usw.)¹⁾.

¹⁾ Nach Vorliegen der Ergebnisse von Tracer-Untersuchungen aus typischen Hallen mit freier Lüftung ist eine Anpassung der Faktoren vorgesehen.

5 Praktische Beispiele

Tabelle 21:
Luftwechselzahl L_W und Luftaustauschfaktor L_A bei freier Lüftung

Raumart		Luftwechselzahl L_W [1/h]	Luftaustauschfaktor L_A [-]	
Gebäude	Lage		Situation	Wert
offene Hallen	–	10	–	1
geschlossene Hallen mit häufigen Transportvorgängen (z.B. Lagerhallen)	freistehendes Gebäude	8	Durchfahrten (Tore) ständig geöffnet	1
			Durchfahrten (Tore) nur zur Ein- und Ausfahrt geöffnet	0,8
	nicht freistehendes Gebäude (grenzt an andere Gebäude)	3	Durchfahrten (Tore) ständig geöffnet	1
			Durchfahrten (Tore) nur zur Ein- und Ausfahrt geöffnet	0,5
geschlossene Hallen mit gelegentlichen Transportvorgängen (z.B. Fertigungshallen)	freistehendes Gebäude	1	ohne Einrichtungen zur freien Lüftung (Dachreiter usw.)	0,3
			mit Einrichtungen zur freien Lüftung	1
	nicht freistehendes Gebäude (grenzt an andere Gebäude)	0,5	ohne Einrichtungen zur freien Lüftung (Dachreiter usw.)	0,3
			mit Einrichtungen zur freien Lüftung	0,8

Tabelle 22:
Luftaustauschfaktor L_A bei maschineller Lüftung

Lufführung	Luftaustauschfaktor L_A [-]	Bemerkung
Zuluft von der Decke (Deckenlüftung)	0,2	im Deckenbereich angesammelte DME werden wieder in den Arbeitsbereich zurückgeführt (ungünstigste Fälle der Raumlüftung)
Zuluft von der Seite (Tangentiallüftung)	0,2	
Zuluft in mittlerer Raumhöhe (mit hoher Strömungsgeschwindigkeit)	0,3	
Zuluft in mittlerer Raumhöhe (mit geringer Strömungsgeschwindigkeit)	0,5	
Zuluft in Kopfhöhe (mit hoher Strömungsgeschwindigkeit)	0,8	
Zuluft in Kopfhöhe (mit geringer Strömungsgeschwindigkeit)	1,2	
Zuluft in Bodennähe (Quelllüftung)	1,5	günstigster Fall der Raumlüftung

Damit können bei freier Lüftung Luftaustauschgrade von 0,15 in Fertigungshallen eines nicht freistehenden Gebäudes ohne Dachreiter und bis zu 10 in offenen Hallen auftreten.

Luftaustauschgrad bei maschineller Lüftung

Bei der maschinellen Lüftung lässt sich die Luftwechselzahl L_W aus dem Zuluftstrom ohne Umluftanteil \dot{V}_{ZU} bezogen auf das Raumvolumen V errechnen. Das Raumvolumen der Halle

5 Praktische Beispiele

ist anhand der Raummaße Länge, Breite und Höhe zu ermitteln. Das durch Halleneinbauten (z.B. Büros), voluminöse Maschinen, Lagergut oder Regale in Anspruch genommene Volumen ist hiervon abzuziehen.

$$L_W [1/h] = \frac{\dot{V}_{ZU} [m^3/h]}{V [m^3]} \quad (5.2.6)$$

Für den Luftaustauschfaktor L_A sind die Werte nach der Tabelle 22 zu berücksichtigen.

Bei der Luftführung mit Zuluft von der Decke (Deckenlüftung) werden im oberen Raumbereich zur Decke hin aufsteigende DME-Emissionen wieder in den Arbeitsbereich zurückgeführt. Hierdurch wird der Luftaustauschgrad erheblich gemindert (ungeeignete Luftführung). Das gleiche gilt für die Einbringung der Zuluft von der Seite (Tangentillüftung). Durch Zuführung der Zuluft im bodennahen Bereich (Quelllüftung) wird die Abströmung der DME-Emission zur Decke hin unterstützt und somit der Luftaustauschgrad bezogen auf den Arbeitsbereich erhöht.

5.2.4.2 Bergbau unter Tage

Arbeitsbereiche unter Tage müssen aufgrund der bergrechtlichen Vorschriften [6] technisch belüftet sein (Bewetterung). Mithilfe des Berechnungsverfahrens kann entweder bei bekannter Anzahl der eingesetzten Dieselmotoren die notwendige Mindest-Frischwettermenge im Arbeitsbereich oder bei bekannter Mindest-Frischwettermenge die zu erwartende Konzentration an Dieselmotoremissionen berechnet werden.

5.2.5 Arbeitsumfeld und Arbeitsorganisation

Bei beiden Berechnungsverfahren werden nur die Konzentrationen an Dieselmotoremissionen berechnet. Die Konzentrationen anderer Gefahrstoffe in der Luft im Arbeitsbereich werden in der Berechnung nicht betrachtet. Sie müssen aber in der Arbeitsbereichsanalyse nach TRGS 402 [7] für den gesamten Arbeitsbereich mit ermittelt werden und ggf. einer Gesamtbeurteilung nach TRGS 403 [3] unterzogen werden. Außerdem berücksichtigen die Berech-

nungsverfahren nur den Beharrungszustand im System. Es kann daher eine Abschätzung des Schichtmittelwertes für die DME-Konzentration errechnet werden.

5.2.6 Beurteilungskriterien

Die TRGS 554 betrachtet die Berechnungsverfahren als Hilfestellung im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse nach TRGS 402, die vom Arbeitgeber zur Ermittlung der Gefährdungssituation durchzuführen ist. Sie kann nur eine Abschätzung der tatsächlichen Konzentration im Arbeitsbereich darstellen. Wird die Berechnung angewendet, ist nach TRGS 554 im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse nur noch eine einzige DME-Expositionsmessung im Arbeitsbereich erforderlich. Damit soll überprüft werden, ob die bei der Berechnung angewandten Randbedingungen nicht zu einer zu niedrigen errechneten Konzentration geführt haben.

Wird beim Einsatz von Diesel-Gabelstaplern in Hallen eine Konzentration von weniger als der halben Technischen Richtkonzentration, d.h. weniger als $0,05 \text{ mg/m}^3$, errechnet, und wird dies mit einer Messung bestätigt, kann auf weitere DME-Expositionsmessungen im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse verzichtet werden. Außerdem können dann die Kontrollmessungen nach TRGS 402 durch regelmäßige, mindestens jährlich durchzuführende Kontrollen der Randbedingungen, die der Berechnung zugrunde liegen, ersetzt werden. Diese Kontrollen sind schriftlich zu dokumentieren (TRGS 554 Nr. 5.4.1). Ändern sich die Randbedingungen z.B. durch Einsatz neuer oder weiterer Gabelstapler, Einbau von Partikelfiltern oder Änderungen an der Lüftung, ist erneut eine Arbeitsbereichsanalyse nach TRGS 402 durchzuführen. Dabei kann dann wieder das Berechnungsverfahren herangezogen werden.

Gleiches gilt grundsätzlich auch beim Einsatz des Berechnungsverfahrens für den Bergbau, um die Mindest-Frischwettermenge in untertägigen Arbeitsbereichen im Nicht-Kohlebergbau zu ermitteln. Auf weitere DME-Expositionsmessungen kann aber abweichend von der Situation beim Staplereinsatz in Hallen verzichtet werden, wenn die Messung zur Überprüfung der Berechnung eine Konzentration unterhalb der Technischen Richtkonzentration von $0,3 \text{ mg/m}^3$ ergibt (TRGS 554 Nr. 5.4.2).

Im Kohlebergbau ist aufgrund der Querempfindlichkeit des Messverfahrens für Kohlenstoff aus anderen Quellen eine DME-Expositionsmessung nicht möglich. Wird jedoch bei der Anwen-

5 Praktische Beispiele

dung des Berechnungsverfahrens eine DME-Konzentration unterhalb der Technischen Richtkonzentration von $0,3 \text{ mg/m}^3$ berechnet, kann auf weitere Ermittlungen im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse nach TRGS 402 verzichtet werden. Dies gilt unter der Bedingung, dass nur zugelassene Dieselmotoren eingesetzt werden, die regelmäßig gemäß dem Wartungskonzept in TRGS 554 Nr. 4.2.4 gewartet werden, und wenn die der Berechnung zugrunde liegenden Wettermengen gewährleistet werden. Als Kontrollmessungen gemäß TRGS 402 sind die erforderlichen Wettermengen monatlich zu überprüfen. Dies ist schriftlich zu dokumentieren (TRGS 554 Nr. 5.3.7).

5.2.7 Berechnung

5.2.7.1 Beschreibung des Rechenalgorithmus

Einsatz von Gabelstaplern in Hallen

Die mittlere DME-Konzentration in der Halle kann nach folgender Formel aus den Partikelemissionen näherungsweise berechnet werden:

$$C_{\text{DME}} [\text{mg/m}^3] = \frac{\text{Partikelemissionen}_{\text{EC}} [\text{mg/h}]}{\text{Raumvolumen } V [\text{m}^3] \cdot \text{Luftaustauschgrad } L [1/\text{h}]} \quad (5.2.7)$$

Die einzelnen Parameter der Gleichung sind in den vorhergehenden Abschnitten dargestellt unter Anwendung der Beschreibung des Berechnungsverfahrens im Anhang 4 der TRGS 554. Außerdem ist in der TRGS ein Formblatt für die Durchführung der Berechnung aufgeführt (siehe Abbildung 24). Mittlerweile hat das BIA ein Windows-Programm für die Durchführung der Berechnung entsprechend den Vorgaben der TRGS 554 erstellt. Es kann vom Server des Hauptverbandes der gewerblichen Berufsgenossenschaften (HVBG) unter der Adresse <http://www.hvbg.de/bia> in der Rubrik Fachinformationen heruntergeladen werden.

Bergbau unter Tage

Die Mindest-Frischwettermenge zur dauerhaft sicheren Einhaltung des TRK-Wertes für Dieselmotoremissionen kann aus der Partikelemission der Motoren nach folgender Formel berechnet werden. Die einzelnen Parameter der Gleichung sind in den vorhergehenden

Abbildung 24:
Formblatt für die Berechnung der DME-Konzentration nach TRGS 554

Berechnungsblatt für die Abschätzung der DME-Konzentration beim Einsatz von Gabelstaplern in Hallen			
Betrieb:		
Einsatzort/Halle:		
Gabelstapler:		
Typ/Baureihe:		
Einsatzbedingungen (leicht, normal, schwer)		
spezifische Partikelemission im C ₁ -Test	E _{Pt,C₁}	[g/kWh]
nennleistungsbezogene Partikelemissionen	E _{EC,Nenn}	[mg/kWh]
Nennleistung	P _N	[kW]
Partikelemission pro Gabelstapler in mg/h bei den Einsatzbedingungen E _{EC} = E _{EC,Nenn} · P _N		[mg/h]
Partikelfilter-Abscheiderate	A	
Anzahl der Gabelstapler des gleichen Typs	Z	
Einsatzzeitanteil	t _E	
Raumvolumen	V	[m ³]
Luftwechselzahl	L _W	[1/h]
Luftaustauschfaktor	L _A	
Luftaustauschgrad	L = L _W · L _A	[1/h]
DME-Konzentration in der Raumluft			
$C_{DME} = \frac{E_{EC} \cdot Z \cdot t_E \cdot (1 - A)}{V \cdot L}$	C _{DME}	[mg/m ³]

5 Praktische Beispiele

Abschnitten unter Anwendung der Beschreibung des Berechnungsverfahrens im Anhang 5 der TRGS 554 dargestellt. Werden mehrere Dieselmotoren in einem Arbeitsbereich eingesetzt, so ist die Berechnung für jeden Dieselmotor einzeln durchzuführen. Die errechneten einzelnen Mindest-Frischwettermengen sind dann zur Gesamt-Mindest-Frischwettermenge zu addieren.

$$Q_{\text{Wetter, min}} = \frac{E_{\text{Test, Pt}}}{\text{TRK-Wert}} \cdot \frac{1000}{60} \cdot \frac{P_{\text{Test}}}{P_{\text{Nenn}}} \cdot K_{\text{EC}} \quad (5.2.8)$$

$Q_{\text{Wetter, min}}$ = spezifische Mindest-Frischwettermenge, bezogen auf die Motor-Nennleistung [$\text{m}^3/\text{kW min}$]

$E_{\text{Test, Pt}}$ = spezifische Emission der Komponente Partikel aus dem Prüfbericht nach Testzyklus C_1 [g/kWh]

P_{Nenn} = Nennleistung des Motors [kW]

P_{Test} = gemittelte Leistung im Testzyklus C_1 [kW]

K_{EC} = empirischer Faktor zur näherungsweise Berechnung des elementaren Kohlenstoffes aus dem im C_1 -Testzyklus gemessenen Gesamtpartikelwert, $K_{\text{EC}} = 0,6$

Alternativ kann die DME-Konzentration im Arbeitsbereich berechnet werden. In der Berechnung werden zunächst die Partikelemissionen des Dieselmotors/der Dieselmotoren den jeweiligen Wettermengen am Ort der Emission zugeordnet. Davon ausgehend werden auf Grundlage der am Berechnungsort ankommenden Teilwettermengen die anteiligen Emissionen berechnet, aufsummiert und der Gesamtwettermenge zugeordnet. Die Berechnung erfolgt gemäß TRGS 554 Anhang 5 mit folgender Formel:

$$C_{\text{DME}} = \frac{\sum_i \left(\frac{E_{\text{Test, i}}}{Q_{\text{spez, i}}} \cdot Q_{\text{spez B, i}} \right)}{Q} \cdot K_{\text{EC}} \quad (5.2.9)$$

C_{DME} = DME-Konzentration am Berechnungsort [mg/m^3]

E_{Test} = Partikelemission des Motors bzw. der Motoren berechnet aus den Daten des C_1 -Testzyklus [mg/min]

Q_{spez} = Wettermenge am Ort der jeweiligen Emission [m^3/min]

$Q_{\text{spez B}}$ = Teilwettermenge von Q_{spez} am Berechnungsort [m^3/min]

Q = Gesamt-Wettermenge am Berechnungsort [m^3/min]

K_{EC} = empirischer Faktor zur näherungsweisen Berechnung des elementaren Kohlenstoffes aus dem im C_1 -Testzyklus gemessenen Partikelemissionswert, $K_{EC} = 0,6$

5.2.7.2 Beispiele zum Einsatz von Gabelstaplern in Hallen

Im Folgenden wird an drei Beispielen die Durchführung der Berechnung im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse für den Einsatz von Diesel-Gabelstaplern in Hallen gezeigt.

Beispiel 1:

Fertigungshalle eines Betonwerkes

- Fertigungshalle eines Betonwerkes mit freier Lüftung im freistehenden Gebäude mit Dachreitern
- Hallenlänge 40 m, Hallenbreite 10 m, Hallenhöhe 8 m, keine großen Einbauten durch Lagereinrichtungen oder Fertigungsmaschinen
- 1 Gabelstapler Typ 1 mit 40 kW Leistung ohne Partikelfilter, keine Herstellerangabe für spezifische Partikelemission im C_1 -Test
- 1 h Einsatzzeit pro Schicht, Schichtlänge 7,5 h plus 0,5 h Pause
- befestigte und unbefestigte Wege, Schienenübergänge, nur flache und kurze Rampen < 6 % Steigung, d.h. normale Einsatzbedingungen

Ergebnis:

Die berechnete Konzentration an Dieselmotoremissionen (siehe Abbildung 25 auf Seite 144) beträgt $0,246 \text{ mg}/\text{m}^3$. Sie liegt deutlich über der halben Technischen Richtkonzentration von $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$, sie übersteigt die Technische Richtkonzentration sogar um das 2,46-fache. Die

5 Praktische Beispiele

Abbildung 25:
Berechnungsblatt zu Beispiel 1

Berechnungsblatt für die Abschätzung der DME-Konzentration beim Einsatz von Gabelstaplern in Hallen			
Betrieb:	Beispiel 1 – Betonwerk		
Einsatzort/Halle:	Fertigungshalle		
Gabelstapler:	Beispiel 1		
Typ/Baureihe:	Typ 1, 40 kW		
Einsatzbedingungen (leicht, normal, schwer)	normal		
spezifische Partikelemission im C ₁ -Test	E_{Pt,C_1}	1,0	[g/kWh]
nennleistungsbezogene Partikelemissionen	$E_{EC,Nenn}$	126	[mg/kWh]
Nennleistung	P_N	50	[kW]
Partikelemission pro Gabelstapler in mg/h bei den Einsatzbedingungen	$E_{EC} = E_{EC,Nenn} \cdot P_N$	6300	[mg/h]
Partikelfilter-Abscheiderate	A	0	
Anzahl der Gabelstapler des gleichen Typs	Z	1	
Einsatzzeitanteil	t_E	$\frac{1}{(7,5 + 0,5)} = 0,125$	
Raumvolumen	V	3200	[m³]
Luftwechselzahl	L_W	1	[1/h]
Luftaustauschfaktor	L_A	1	
Luftaustauschgrad	$L = L_W \cdot L_A$	1	[1/h]
DME-Konzentration in der Raumluft			
$C_{DME} = \frac{E_{EC} \cdot Z \cdot t_E \cdot (1 - A)}{V \cdot L}$	C_{DME}	0,246	[mg/m³]

in der TRGS 554 vorgesehenen Erleichterungen in der Arbeitsbereichsanalyse und im Kontrollmessplan können daher für diesen Arbeitsbereich nicht angewendet werden. Die Arbeitsbereichsanalyse ist mit repräsentativen DME-Expositionsmessungen fortzusetzen.

Beispiel 2:

Lagerhalle eines Fertigungsbetriebes

- ❑ Lagerhalle mit Lagerregalen eines Fertigungsbetriebes mit freier Lüftung im an die Fertigungshalle angrenzenden Gebäude mit nur zur Ein- und Ausfahrt geöffneten Toren
- ❑ Hallenlänge 30 m, Hallenbreite 16,5 m, Hallenhöhe 8 m, die Lagerregale reichen bis unter die Decke und sind fast vollständig gefüllt, frei sind nur die drei Wege mit jeweils 3 m Breite, das freie Raumvolumen beträgt daher $30 \text{ m} \cdot 8 \text{ m} \cdot 3 \text{ m} \cdot 3 = x \text{ m}^3$
- ❑ Zwei Gabelstapler Typ 2 mit je 20 kW Leistung, jeweils ausgerüstet mit Partikelfilter mit Abscheidegrad 95 %, keine Herstellerangabe für spezifische Partikelemission im C₁-Test
- ❑ 2 h Einsatzzeit für jeden Stapler pro Schicht, Schichtlänge 7,5 h plus 0,5 h Pause
- ❑ nur befestigte Wege ohne Rampen, d.h. leichte Einsatzbedingungen

Ergebnis:

Die berechnete Konzentration an Dieselmotoremissionen (siehe Abbildung 26 auf Seite 146) beträgt $0,017 \text{ mg/m}^3$. Sie liegt deutlich unter der halben Technischen Richtkonzentration von $0,05 \text{ mg/m}^3$. Die in der TRGS 554 vorgesehenen Erleichterungen in der Arbeitsbereichsanalyse und im Kontrollmessplan können daher für diesen Arbeitsbereich angewendet werden. In der Arbeitsbereichsanalyse ist nur noch durch eine Expositionsmessung festzustellen, dass die Berechnung zutrifft. Liegt die gemessene Konzentration dann auch unter der halben Technischen Richtkonzentration, kann auf weitere DME-Expositionsmessungen im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse verzichtet werden. Die Kontrollmessungen können dann durch eine

5 Praktische Beispiele

Abbildung 26:
Berechnungsblatt zu Beispiel 2

Berechnungsblatt für die Abschätzung der DME-Konzentration beim Einsatz von Gabelstaplern in Hallen			
Betrieb:	Beispiel 2 – Fertigungsbetrieb B		
Einsatzort/Halle:	Lagerhalle mit Regalen		
Gabelstapler:	Beispiel 2, 2 Stück		
Typ/Baureihe:	Typ 2, 20 kW, Partikelfilter		
Einsatzbedingungen (leicht, normal, schwer)	leicht		
spezifische Partikelemission im C ₁ -Test	E_{Pt,C_1}	1,0	[g/kWh]
nennleistungsbezogene Partikelemissionen	$E_{EC,Nenn}$	108	[mg/kWh]
Nennleistung	P_N	20	[kW]
Partikelemission pro Gabelstapler in mg/h bei den Einsatzbedingungen	$E_{EC} = E_{EC,Nenn} \cdot P_N$	2160	[mg/h]
Partikelfilter-Abscheiderate	A	0,95	
Anzahl der Gabelstapler des gleichen Typs	Z	2	
Einsatzzeitanteil	t_E	$\frac{2}{(7,5 + 0,5)} = 0,25$	
Raumvolumen	V	2160	[m³]
Luftwechselzahl	L_W	3	[1/h]
Luftaustauschfaktor	L_A	0,5	
Luftaustauschgrad	$L = L_W \cdot L_A$	1,5	[1/h]
DME-Konzentration in der Raumluft			
$C_{DME} = \frac{E_{EC} \cdot Z \cdot t_E \cdot (1 - A)}{V \cdot L}$	C_{DME}	0,017	[mg/m ³]

regelmäßig jährlich durchzuführende und schriftlich zu dokumentierende Kontrolle der der Berechnung zugrunde liegenden Bedingungen ersetzt werden. Das Wartungskonzept nach TRGS 554 Nr. 4.2.4 ist ebenfalls durchzuführen.

Beispiel 3: Lagerhalle eines Fertigungsbetriebes

- ❑ dieselbe Lagerhalle wie im Beispiel 2: Lagerhalle mit Lagerregalen eines Fertigungsbetriebes mit freier Lüftung im an die Fertigungshalle angrenzenden Gebäude mit nur zur Ein- und Ausfahrt geöffneten Toren
- ❑ Hallenlänge 30 m, Hallenbreite 16,5 m, Hallenhöhe 8 m, die Lagerregale reichen bis unter die Decke und sind fast vollständig gefüllt, frei sind nur die drei Wege mit jeweils 3 m Breite, das freie Raumvolumen beträgt daher $30 \text{ m} \cdot 8 \text{ m} \cdot 3 \text{ m} \cdot 3 = 2160 \text{ m}^3$
- ❑ nur befestigte Wege ohne Rampen, d.h. leichte Einsatzbedingungen
- ❑ anstelle von zwei modernen Gabelstaplern mit Partikelfilter werden folgende Staplertypen eingesetzt:
 - ein Gabelstapler Typ 2 mit 20 kW Leistung, ausgerüstet mit Partikelfilter mit Abscheidegrad 95 %, keine Herstellerangabe für spezifische Partikelemission im C₁-Test, 3 h Einsatzzeit pro Schicht, Schichtlänge 7,5 h plus 0,5 h Pause
 - ein Gabelstapler Typ 3 mit 20 kW Leistung, kein Partikelfilter, keine Herstellerangabe für spezifische Partikelemission im C₁-Test, 1 h Einsatzzeit pro Schicht, Schichtlänge 7,5 h plus 0,5 h Pause

Ergebnis:

Vom modernen Stapler mit Partikelfilter wird in der Arbeitsschicht eine DME-Konzentration von $0,0125 \text{ mg/m}^3$ erzeugt (siehe Abbildung 27 auf Seite 149), vom alten Stapler ohne

5 Praktische Beispiele

Partikelfilter von $0,083 \text{ mg/m}^3$ (siehe Abbildung 28 auf Seite 150). Insgesamt beträgt die berechnete Konzentration an Dieselmotoremissionen damit $0,0955 \text{ mg/m}^3$. Diese liegt deutlich über der halben Technischen Richtkonzentration von $0,05 \text{ mg/m}^3$ aber noch gerade unter der Technischen Richtkonzentration von $0,1 \text{ mg/m}^3$. Die in der TRGS 554 vorgesehenen Erleichterungen in der Arbeitsbereichsanalyse und im Kontrollmessplan können daher für diesen Arbeitsbereich nicht angewendet werden. Die Arbeitsbereichsanalyse ist mit repräsentativen DME-Expositionsmessungen fortzusetzen.

5.2.8 Vergleich mit Messwerten

Die bisher durchgeführten Überprüfungen des Berechnungsverfahrens für den Einsatz von Gabelstaplern in Hallen durch parallel durchgeführte DME-Expositionsmessungen mit dem anerkannten Messverfahren haben gezeigt, dass bei korrekter Anwendung der Parameter des Berechnungsverfahrens nur falsch positive Konzentrationen berechnet werden. Die berechneten Konzentrationen konnten dabei sehr deutlich über den gemessenen Konzentrationen liegen, insbesondere bei Hallen mit freier Lüftung. Bei diesem Hallentyp gibt es eine große Bandbreite (0,15 bis 10) für den in der Berechnung anzusetzenden Luftaustauschgrad. Hier wird versucht, die Werte für den Luftaustauschgrad durch Tracer-Untersuchungen in den einzelnen Hallentypen präziser zu bestimmen.

Messungen in untertägigen Arbeitsbereichen des Nicht-Kohlebergbaus haben gezeigt, dass bei Einhaltung der berechneten Mindest-Frischwettermenge die gemessenen DME-Konzentrationen unterhalb der Technischen Richtkonzentration lagen.

In untertägigen Arbeitsbereichen des Kohlebergbaus ist wegen der Querempfindlichkeit des anerkannten Messverfahrens auf Kohlenstaub aus anderen Quellen eine direkte Überprüfung der Berechnungsergebnisse nicht möglich. Repräsentative Berechnungen der DME-Konzentrationen für die Bergwerke des Kohlebergbaus haben ergeben, dass bei Worst-case-Betrachtung ein Schichtmittelwert von $0,3 \text{ mg/m}^3$ unterschritten wird [8]. Konzentrationen oberhalb $0,3 \text{ mg/m}^3$ treten im Kohlebergbau höchstens bis zu 60 Minuten pro Schicht auf. Dabei zeigen die Berechnungen, dass der Kurzzeitwert von $1,2 \text{ mg/m}^3$ nicht überschritten wird.

Abbildung 27:
Berechnungsblatt 1 zu Beispiel 3

Berechnungsblatt für die Abschätzung der DME-Konzentration beim Einsatz von Gabelstaplern in Hallen			
Betrieb:	Beispiel 3 – Fertigungsbetrieb B		
Einsatzort/Halle:	Lagerhalle 1 mit Regalen		
Gabelstapler:	Beispiel 2		
Typ/Baureihe:	Typ 2, 20 kW mit Partikelfilter		
Einsatzbedingungen (leicht, normal, schwer)	leicht		
spezifische Partikelemission im C ₁ -Test	E _{Pt,C1}	1,0	[g/kWh]
nennleistungsbezogene Partikelemissionen	E _{EC,Nenn}	108	[mg/kWh]
Nennleistung	P _N	20	[kW]
Partikelemission pro Gabelstapler in mg/h bei den Einsatzbedingungen	$E_{EC} = E_{EC,Nenn} \cdot P_N$	2160	[mg/h]
Partikelfilter-Abscheiderate	A	0,95	
Anzahl der Gabelstapler des gleichen Typs	Z	1	
Einsatzzeitanteil	t _E	$\frac{3}{(7,5 + 0,5)} = 0,5$	
Raumvolumen	V	2160	[m³]
Luftwechselzahl	L _W	3	[1/h]
Luftaustauschfaktor	L _A	0,5	
Luftaustauschgrad	$L = L_W \cdot L_A$	1,5	[1/h]
DME-Konzentration in der Raumluft			
$C_{DME} = \frac{E_{EC} \cdot Z \cdot t_E \cdot (1 - A)}{V \cdot L}$	C _{DME}	0,0125	[mg/m³]

5 Praktische Beispiele

Abbildung 28:
Berechnungsblatt 2 zu Beispiel 3

Berechnungsblatt für die Abschätzung der DME-Konzentration beim Einsatz von Gabelstaplern in Hallen			
Betrieb:	Beispiel 3 – Fertigungsbetrieb B		
Einsatzort/Halle:	Lagerhalle 1 mit Regalen		
Gabelstapler:	Beispiel 3		
Typ/Baureihe:	Typ 3, 20 kW ohne Partikelfilter		
Einsatzbedingungen (leicht, normal, schwer)	leicht		
spezifische Partikelemission im C ₁ -Test	E_{Pt,C_1}	1,0	[g/kWh]
nennleistungsbezogene Partikelemissionen	$E_{EC,Nenn}$	108	[mg/kWh]
Nennleistung	P_N	20	[kW]
Partikelemission pro Gabelstapler in mg/h bei den Einsatzbedingungen	$E_{EC} = E_{EC,Nenn} \cdot P_N$	2160	[mg/h]
Partikelfilter-Abscheiderate	A	0	
Anzahl der Gabelstapler des gleichen Typs	Z	1	
Einsatzzeitanteil	t_E	$\frac{1}{(7,5 + 0,5)} = 0,125$	
Raumvolumen	V	2160	[m³]
Luftwechselzahl	L_W	3	[1/h]
Luftaustauschfaktor	L_A	0,5	
Luftaustauschgrad	$L = L_W \cdot L_A$	1,5	[1/h]
DME-Konzentration in der Raumluft			
$C_{DME} = \frac{E_{EC} \cdot Z \cdot t_E \cdot (1 - A)}{V \cdot L}$	C_{DME}	0,083	[mg/m³]

5.2.9 Literaturverzeichnis

[1] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Dieselmotoremissionen (DME) (TRGS 554).
BArbBl. (1999) Nr. 3, S. 54

[2] Verfahren zur Bestimmung von Kohlenstoff im Feinstaub anwendbar für partikelförmige Dieselmotor-Emissionen in Arbeitsbereichen (BGI 505-44, früher ZH 1/120.44) (06.95).
Carl Heymanns, Köln 1995

[3] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz (TRGS 403). BArbBl. (1989) Nr. 10, S. 71

[4] VDI-Richtlinie 2695: Ermittlung der Kosten für Flurförderzeuge – Gabelstapler (11.94).
Beuth, Berlin 1994

[5] Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft. Mitteilungen und Bekanntmachungen C 328 vom 7. Dezember 1995. Maßnahmen zur Bekämpfung der Emission von gasförmigen Schadstoffen und luftverunreinigenden Partikeln aus Verbrennungsmotoren, die für den Einbau in andere mobile Maschinen und Geräte als Kraftfahrzeuge bestimmt sind (95/C 328/01)

[6] Bergverordnung für alle bergbaulichen Bereiche (Allgemeine Bundesbergverordnung – ABergV) vom 23. Oktober 1995. BGBl. I (1995), S. 1466

[7] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen (TRGS 402).). BArbBl. (1997) Nr. 11, S. 27

[8] *Prinz, F.; Forster, E.; Dahmann, D.*: Ermittlung der Belastung der Grubenwetter durch Dieselmotoremissionen in Steinkohlebergwerken unter Tage. Gefahrstoffe – Reinhalt. Luft 58 (1998) Nr. 11/12, S. 447-450

5.3 Staubförmige Gefahrstoffe (Gefahrstoffe im Staub)

5.3.1 Problemstellung – Allgemeines

Stäube sind disperse Verteilungen fester Stoffe in Luft, entstanden durch mechanische Prozesse oder Aufwirbelungen (TRGS 900) [1].

Als **Stoffe** definiert das Chemikaliengesetz (ChemG) [2] in § 3:

„chemische Elemente oder chemische Verbindungen, wie sie natürlich vorkommen oder hergestellt werden, einschließlich der zur Wahrung der Stabilität notwendigen Hilfsstoffe und der durch das Herstellungsverfahren bedingten Verunreinigungen, mit Ausnahme von Lösungsmitteln, die von dem Stoff ohne Beeinträchtigung seiner Stabilität und ohne Änderung seiner Zusammensetzung abgetrennt werden können.“

Neben die Stoffe werden **Zubereitungen**

„aus zwei oder mehreren Stoffen bestehende Gemenge, Gemische oder Lösungen“

und **Erzeugnisse**

„Stoffe oder Zubereitungen, die bei der Herstellung eine spezifische Gestalt, Oberfläche oder Form erhalten haben, die deren Funktion mehr bestimmen als ihre chemische Zusammensetzung, als solche oder in zusammengefügter Form“

gestellt. Von Stoffen, Zubereitungen und Erzeugnissen können Gefahren ausgehen, die nach § 3a ChemG eine Zuordnung erforderlich machen

zu **gefährlichen Stoffen** und **Zubereitungen**

- explosionsgefährlich
- brandfördernd
- hochentzündlich
- leicht entzündlich

- entzündlich
- sehr giftig
- giftig
- gesundheitsschädlich
- ätzend
- reizend
- sensibilisierend
- krebserzeugend
- fortpflanzungsgefährdend
- erbgutverändernd oder
- umweltgefährlich (§ 3a ChemG)

und/oder zu **Gefahrstoffen**

- gefährliche Stoffe und Zubereitungen nach § 3a sowie Stoffe und Zubereitungen, die sonstige chronisch schädigende Eigenschaften besitzen
- Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse, die explosionsfähig sind
- Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse, aus denen bei der Herstellung oder Verwendung Stoffe oder Zubereitungen nach Nummer 1 oder 2 entstehen oder freigesetzt werden können

Stäube können also gefährliche Stoffe und/oder Gefahrstoffe enthalten bzw. darstellen.

Die Aufnahme von Stäuben in den Körper erfolgt vorwiegend über die Atmungsorgane, wobei Transport und Ablagerung im Atemtrakt von Form, Größe und Dichte der Staubpartikel abhängen. Eine Vergleichbarkeit von Partikeln unterschiedlicher Form, Größe und Dichte wurde durch die Definition des aerodynamischen Durchmessers d_{ae} hergestellt:

Aerodynamischer Durchmesser eines Partikels beliebiger Form und Dichte ist der Durchmesser einer Kugel mit der Dichte 1 g/cm^3 , die in ruhender oder laminar strömender Luft die gleiche Sinkgeschwindigkeit besitzt. [3]

Durch die Atmung aufgenommene und im Atemtrakt abgelagerte Stäube können zu Erkrankungen führen, die wiederum von deren Form, Größe, Oberfläche und Dichte, vor allem aber

5 Praktische Beispiele

der chemischen oder biologischen Zusammensetzung, Biobeständigkeit und evtl. hygroskopischen Eigenschaften bestimmt werden. Der Ort der Ablagerung ist im Wesentlichen abhängig vom aerodynamischen Durchmesser der Staubpartikel. Vereinfachend gesagt: je feiner ein Partikel ist, desto tiefer kann es in den Atemtrakt eindringen und dort bis hin zu den Alveolen deponiert werden. Um diesem Verhalten des Staubes bei Einatmung auch messtechnisch Rechnung zu tragen, wurden in der DIN EN 481 [4] Konventionen zur Festlegung von Trennkurven für

- eine einatembare Fraktion (früher Gesamtstaub), als E-Staub bezeichnet,
- eine thorakale Fraktion,
- eine alveolengängige Fraktion (früher Feinstaub), als A-Staub bezeichnet,

getroffen und zusätzlich eine extrathorakale sowie eine tracheobronchiale Fraktion als Differenzen zwischen einatembarer und thorakaler bzw. thorakaler und alveolengängiger Fraktion definiert.

5.3.2 Grenzwerte und messtechnische Überwachung

Für jede dieser Fraktionen können aus verschiedenen Gründen Grenzwerte (= Grenzkonzentrationen in mg/m^3) festgelegt werden.

Aus Gründen des Arbeits- und Gesundheitsschutzes werden derartige Werte im Sinne der Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) [5] aufgestellt und durch das Bundesministerium für Arbeit und Sozialordnung verbindlich gemacht. Dabei wird nach

Technischen Richtkonzentrationen (TRK)

und

Maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK)

unterschieden (TRK ist die Konzentration eines Stoffes in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem Stand der Technik erreicht werden kann (§ 3 Abs. 7 GefStoffV); MAK ist die Konzentra-

tion eines Stoffes in der Luft am Arbeitsplatz, bei der im Allgemeinen die Gesundheit der Arbeitnehmer nicht beeinträchtigt wird (§ 3 Abs. 5 GefStoffV)). TRK-Werte und MAK-Werte wurden bisher sowohl für Stoffe im A-Staub als auch im E-Staub aufgestellt und in den Technischen Regeln für Gefahrstoffe „Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz – Luftgrenzwerte“ (TRGS 900 [1]) verbindlich gemacht.

Hinsichtlich der Ermittlung von Gefahrstoffen in der Luft am Arbeitsplatz und einer Überwachung der Einhaltung von Grenzwerten gibt die GefStoffV im fünften und sechsten Abschnitt Umgangsvorschriften vor, die im nachgeschalteten Regelwerk

TRGS 400:

„Ermitteln und Beurteilen der Gefährdungen durch Gefahrstoffe am Arbeitsplatz: Anforderungen“ [6];

TRGS 402:

„Ermittlung und Beurteilung der Konzentration gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen“ [7];

TRGS 403:

„Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz“ [8];

TRGS 440:

„Ermitteln und Beurteilen von Gefährdungen durch Gefahrstoffe am Arbeitsplatz: Vorgehensweise (Ermittlungspflichten)“ [9]

spezifiziert werden.

Als Grundlage der Ermittlung ist die sog. Arbeitsbereichsanalyse anzusehen, die sich aus den Schritten

- Erfassung der Gefahrstoffe,
- Beschaffung des Grundwissens,
- Beschaffung der Vorinformation,
- Festlegung des Messverfahrens

5 Praktische Beispiele

zusammensetzt und bei Abschluss mit dem Befund „Grenzwert eingehalten“ in einen sog. Kontrollmessplan mündet, in dem die Überwachung des Ergebnisses der Arbeitsbereichsanalyse erfolgt.

Wesentliche Voraussetzung für das in Anlage 1 der TRGS 402 beschriebene Beurteilungsverfahren aufgrund von Messungen am Arbeitsplatz sind

- sich regelmäßig wiederholende Betriebszustände im Arbeitsbereich,
- sich langfristig nur wenig ändernde Expositionsbedingungen,
- typische Erfassung der Exposition durch Schichtmittelwerte.

An einer Vielzahl von Arbeitsplätzen wie z.B. bei der Altlastensanierung, Arbeiten in kontaminierten Bereichen, bei Außenarbeiten in Steinbrüchen, Forstbetrieben, Straßenbaustellen liegen diese Voraussetzungen jedoch nicht vor, sodass alles, was Einfluss auf die Höhe der Exposition besitzt, ständigen Änderungen unterworfen sein kann. Dies trifft auch auf die meisten Arbeitsplätze unter Tage im Kali-, Salz-, Erz-/Mineral- und Steinkohlenbergbau zu, wo zwar ständig gleiche oder ähnliche Tätigkeiten verrichtet werden, jedoch unter täglich wechselnden, allerdings immer genau bekannten Umgebungsbedingungen. Hier erscheinen deshalb Messungen im Rahmen von Arbeitsbereichsanalysen und Kontrollmessplänen nicht sinnvoll, zumal gefährliche Stoffe aufgrund der vorliegenden Zwangsbelüftung (Wetterführung) auch nachgeschaltete Betriebspunkte belasten können und daher einem bergbehördlichen Zulassungsverfahren nach der Gesundheitsschutz-Bergverordnung (GesBergV) [10] zu unterziehen sind.

5.3.3 Besondere Verhältnisse in Bergbaubetrieben unter Tage

Neben den im Untertagebetrieb durch Gewinnung, Umschlag und Transport freigesetzten Stäuben, deren Messung, Bewertung und Zuordnung zu Beschäftigten in der Gesundheitsschutz-Bergverordnung geregelt sind, können Stäube von in die Gruben eingebrachten Fremdmaterialien, z.B. von Bau-, Versatz- und Deponiestoffen, auftreten, deren Ausbreitung infolge der Zwangsbelüftung in gleicher Weise wie die der durch Gewinnungsarbeiten freigesetzten Stäube erfolgt.

Während die sog. „grubenechten“ Stäube außer Quarz im Allgemeinen keine weiteren Gefahrstoffe in konzentrationsbegrenzenden Gehalten aufweisen, können die Fremdmaterialien

lien je nach Herkunft durch eine Vielzahl von Gefahrstoffen kontaminiert sein, insbesondere wenn es sich um Abfälle i.S. des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) [11] zur Verwertung oder zur Beseitigung handelt. Da diese Fremdmaterialien im Allgemeinen Körnungen zwischen pulverig und grobstückig aufweisen, ist ein Freisetzen kontaminierter Stäube, vor allem bei offenem Umgang mit den Materialien nicht auszuschließen. Ihre Konzentrationen sind dann zu überwachen und so zu begrenzen, dass die in der Gefahrstoffverordnung, der Gesundheitsschutz-Bergverordnung sowie den diesen nachgeschalteten Regelwerken vorgegebenen Grenzwerte eingehalten werden. Daneben sind weitere stoffspezifische Eigenschaften, die z.B. Haut- oder Augenschutz erforderlich machen, zu beachten.

Als kontaminierende Stoffe sind vorwiegend Schwermetalle zu nennen, die sowohl in Baustoffen als auch in Versatz- und Deponiematerialien angereichert sein können. Daneben treten insbesondere bei Rückständen von Verbrennungsprodukten polychlorierte Dioxine und Furane in Erscheinung. Auch fibrogene Bestandteile, vor allem die verschiedenen Modifikationen von freier kristalliner Kieselsäure sind beim Vorhandensein mineralischer Bestandteile nicht auszuschließen.

Wegen der Vielfalt der im Untertagebetrieb verwendeten Baustoffe sowie der breit streuenden Herkunft eingesetzter Versatz- und Deponiematerialien und damit ihrer Inhaltsstoffe ist eine messtechnische Überwachung der beim Umgang mit diesen Materialien freigesetzten Stäube sowohl von der erforderlichen Messhäufigkeit her als auch aufgrund der analytischen Notwendigkeiten sehr aufwändig und kaum zu realisieren. Stattdessen erschien es sinnvoller, das Gefahrenpotenzial der verwendeten Materialien vor ihrem Einsatz abzuschätzen und dieses dann der betrieblichen Situation (Wettermengen und -geschwindigkeiten, Maschinenausrüstung und -einsatz, Transport- und Umschlagmöglichkeiten) zuzuordnen. Dieser Verfahrensweise kommt entgegen, dass in bergbaulichen Betrieben das sog. Betriebsplanverfahren vorgeschrieben ist, d.h., die Aufsichtsbehörde (Bergbehörde) ist gleichzeitig Genehmigungsbehörde für in unmittelbarem Zusammenhang mit Aufsuchen, Gewinnen, Aufbereiten und Wiedernutzbarmachen der Oberfläche stehende Arbeiten und Verfahren.

5.3.4 Bewertungsgrundlagen

In Zusammenarbeit zwischen Behörden, Fachstellen und betroffenen Unternehmen wurden daher Regelwerke zur Bewertung von Bau- und Versatzstoffen erarbeitet, die auch auf Deponiematerialien anwendbar sind, und als

5 Praktische Beispiele

- Prüfbestimmungen des Landesoberbergamtes Nordrhein-Westfalen für allgemeine Zulassungen nach § 4 in Verbindung mit Anlage 5 der Bergverordnung zum gesundheitlichen Schutz der Beschäftigten (Gesundheitsschutz-Bergverordnung – GesBergV) [12] bzw.
- Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Abfällen als Versatz des Länderausschusses Bergbau [13]

verbindlich gemacht.

Zu bewerten sind grundsätzlich die Gefahrstoffgehalte in der einatembaren Fraktion (E-Staub) sowie in der alveolengängigen Fraktion (A-Staub) gemäß DIN EN 481 [4], da für Gefahrstoffe in diesen Fraktionen Grenzwerte aufgestellt sind.

Da die Gewinnung der E-Staub-Fraktion in ausreichenden Mengen aus Materialproben einen erheblichen zeitlichen und materiellen Aufwand darstellt, wurde die Konvention getroffen, als Bewertungsgrundlage die Siebfraktion $\leq 125 \mu\text{m}$ zu verwenden, die zwar den geforderten Parametern der DIN EN 481 nicht vollständig gehorcht, jedoch leicht und reproduzierbar zu gewinnen ist und das einatembare Kornspektrum vollständig enthält. Eine Unterbewertung relevanter Gefahrstoffanteile kann somit ausgeschlossen werden.

Die Gewinnung einer A-Staubprobe aus einem pulverförmigen Material erfolgt auf einfache Weise durch Anblasen der Materialprobe, d.h. Aufwirbeln von Staub in einer Probenkammer, sowie Ansaugen der Staubprobe durch ein der A-Staub-Definition entsprechend ausgelegtes fraktionierendes Probenahmegerät mit Niederschlagung des Feinstaubes auf einem Filter. In den zitierten Prüfbestimmungen wurde dementsprechend diese Feinstaubfraktion ebenfalls zur Bewertung vorgegeben.

Sowohl an Baustoffe als auch an Versatz- und Deponiematerialien werden vielfach Anforderungen gestellt, die ein bestimmtes Abbindeverhalten beinhalten. Reststoffe aus Verbrennungsanlagen besitzen häufig puzzolanische Eigenschaften und sind in dieser Hinsicht zementhaltigen Baustoffen, wenn auch mit geringeren zu erwartenden Festigkeiten, ähnlich. In diesen Materialien sind fast sämtliche der in Verbrennungsanlagen nicht flüchtigen Schwermetalle und auch polychlorierte Dioxine und Furane in allerdings stark schwankenden Gehalten zu finden. Daneben können aber auch hohe Gehalte an freier kristalliner Kieselsäure erwartet

werden, insbesondere dann, wenn Aschen von kohlegefeuerten Kraftwerken mit Brenntemperaturen < ca. 1100 °C verwendet werden. Abgänge und Reststoffe anderer industrieller Prozesse, z.B. Galvanikschlämme oder Stäube aus metallverarbeitenden Betrieben, können die gleichen Komponenten, jedoch vielfach mit erheblicher Schwerpunktverschiebung aufweisen, sodass die Kenntnis des Prozesses vor Einstieg in die Analytik unbedingt erforderlich ist.

Aus der Vielzahl der Schwermetalle und sonstigen Inhaltsstoffe haben sich nach dem derzeitigen Wissensstand folgende als analysierungsnotwendig, wenn auch nicht in allen Fällen als konzentrationsbegrenzend herausgestellt:

Stoffe mit TRK-Werten im E-Staub

- Beryllium Be
- Arsen As
- Chromtrioxid CrO₃
- Nickel Ni
- Cadmium Cd
- polychlorierte Dioxine und Furane

Stoffe mit MAK-Werten im E-Staub

- Silber Ag
- Cobalt Co
- Antimon Sb
- Blei Pb
- Quecksilber Hg
- Thallium Tl
- Barium Ba
- Kupfer Cu
- Mangan Mn
- Zinn Sn

Stoffe mit MAK-Werten im A-Staub

- Aluminium Al
- Eisen Fe
- Magnesium Mg

5 Praktische Beispiele

- Zink Zn
- Vanadium V
- Quarz (Cristobalit, Tridymit)

5.3.5 Berechnung

Bei Staub- und Gefahrstoffmessungen am Arbeitsplatz wird die Konzentration C des luftgetragenen Staubes in mg/m^3 durch Wägung der aufgefangenen Staubmasse und Zuordnung des durch das Messgerät angesaugten Volumenstroms ermittelt. Der Gefahrstoffinhalt s der Probe wird analytisch bestimmt und z.B. in Massen-% oder mg/kg angegeben. Durch Multiplikation dieser beiden Parameter erhält man die Gefahrstoffkonzentration C_s in mg/m^3 .

$$C [\text{mg}/\text{m}^3] \cdot s [-] = C_s [\text{mg}/\text{m}^3] \quad (5.3.1)$$

Beispiel:

Ermittelte Konzentration $C = 3,5 \text{ mg}/\text{m}^3$

Ermittelter Gefahrstoffinhalt $s = 150 \text{ mg}/\text{kg} = 0,00015 \text{ „-“}$

Errechnete Gefahrstoffkonzentration $C \cdot s = C_s$

$$3,5 \text{ mg}/\text{m}^3 \cdot 0,00015 [-] = 0,000525 \text{ mg}/\text{m}^3$$

Die errechnete Gefahrstoffkonzentration wird dann mit dem für den Gefahrstoff vorgegebenen Grenzwert C_G verglichen und daraus das Gefährdungspotenzial eingeschätzt. Ist z.B. C_G mit $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ vorgegeben, so errechnet sich

$$\frac{C_s}{C_G} = \frac{0,000525}{0,01} = 0,0525 \quad (5.3.2)$$

Die Gefahrstoffkonzentration beträgt also 5,25 % vom Grenzwert.

Zur Einschätzung des Gefährdungspotenzials von in Grubenbetriebe zu verbringenden Fremdmaterialien – Baustoffe, Versatz- und Deponiematerial – wird zunächst, wie schon ausgeführt, die Fraktion < 125 µm herangezogen und aus ihr der Gefahrstoffinhalt s analytisch bestimmt. Unter Verwendung des für diesen Gefahrstoff gültigen Grenzwertes – TRK oder MAK – kann dann errechnet werden, welche E-Staub-Konzentration am Arbeitsplatz maximal ohne Grenzwertüberschreitung auftreten darf. Zur Berechnung kommt die schon genannte, jedoch umgestellte Formel zur Anwendung

$$C = \frac{C_s}{s} \text{ in mg/m}^3 \quad (5.3.3)$$

Hier stellt dann C_s den Grenzwert für den ermittelten Gefahrstoff – TRK oder MAK – in mg/m^3 und C die auf diesen bezogene E-Staub-Grenzkonzentration dar.

Beispiel:

Ermittelter Gefahrstoffinhalt in der Fraktion < 125 µm:

$$s = 150 \text{ mg/kg} = 0,00015 \text{ „-“}$$

Als MAK-/TRK-Wert vorgegebener Grenzwert $C_s = 0,01 \text{ mg/m}^3$

E-Staub-Grenzkonzentration

$$C = \frac{0,01}{0,00015} = 66,66 \text{ mg/m}^3$$

Die in Grubenbetriebe zu verbringenden Versatz- und Deponiematerialien wie auch die verwendeten Baustoffe können, wie schon ausgeführt, herkunftsbedingt nicht nur mit einem, sondern einer Vielzahl von mit TRK-/MAK-Werten belegten Gefahrstoffen kontaminiert sein, sodass eine Summenbewertung des Gefährdungspotenzials erforderlich wird. Die zitierten Prüfbestimmungen [12] und Technischen Regeln [13] geben vor, auf welche Einzelgefahrstoffe regelmäßig zu analysieren ist. Es sind dies:

5 Praktische Beispiele

☐ in der Fraktion < 125 µm:

- freie kristalline Kieselsäure
- mit TRK-Werten belegte Gefahrstoffe:
Be, Cd, CrO₃, As, Ni, polychlorierte Dioxine/Furane
- mit MAK-Werten belegte Gefahrstoffe: Sb, Co, Pb, Hg, Tl

☐ im A-Staub:

- freie kristalline Kieselsäure

Höhere Gehalte weiterer Gefahrstoffe, z.B. Ag, Cu u.a., können deren Einbezug in die Bewertung erforderlich machen.

Für die Summenbewertung von **luftgetragenen** Stoffgemischen gibt die TRGS 403 ein Bewertungsverfahren nach folgendem Schema vor

$$I_{\text{MAK}} = \frac{C_1}{\text{MAK}_1} + \frac{C_2}{\text{MAK}_2} + \dots + \frac{C_N}{\text{MAK}_N} = \sum_{i=1}^N I_i \quad (5.3.4)$$

und

$$I_{\text{TRK}} = \frac{C_1}{\text{TRK}_1} + \frac{C_2}{\text{TRK}_2} + \dots + \frac{C_M}{\text{TRK}_M} = \sum_{i=1}^M I_i \quad (5.3.5)$$

wobei die Einzelsummanden jeweils das Verhältnis von Einzelgefahrstoffkonzentration zu Einzelgrenzwert darstellen.

Bei $I_{\text{MAK}} \leq 1$ und $I_{\text{TRK}} \leq 1$ gelten die Summengrenzwerte als eingehalten.

Für die Bewertung der Stoffgemische in Baustoffen, Versatz- und Deponiematerialien sind die einzelnen Gefahrstoffkonzentrationen C_1, C_2, C_N zunächst nicht bekannt. Setzt man für sie, wie schon bei der Einzelstoffbewertung $C_s = C \cdot s$, so ergibt sich für den konkreten Bewertungsfall der mit TRK-Werten belegten Stoffe folgende Gleichung:

$$I_{\text{TRK}} = \frac{C \cdot s_{\text{Be}}}{\text{TRK}_{\text{Be}}} + \frac{C \cdot s_{\text{Cd}}}{\text{TRK}_{\text{Cd}}} + \frac{C \cdot s_{\text{CrO}_3}}{\text{TRK}_{\text{CrO}_3}} + \frac{C \cdot s_{\text{As}}}{\text{TRK}_{\text{As}}} + \frac{C \cdot s_{\text{Ni}}}{\text{TRK}_{\text{Ni}}} + \frac{C \cdot s_{\text{Diox}}}{\text{TRK}_{\text{Diox}}}$$

Da bei $I_{\text{TRK}} \leq 1$ der Grenzwert als eingehalten gilt, ergibt sich

$$1 \geq C \cdot \sum_{i=1}^M \frac{s_i}{\text{TRK}_i} \quad (5.3.6)$$

C ist dabei als Grenzkonzentration für das Stoffgemisch TRK-Wert-belegter Stoffe anzusehen und ergibt sich zu

$$C \leq \frac{1}{\sum_{i=1}^M \frac{s_i}{\text{TRK}_i}} \quad (5.3.7)$$

Bei Berechnung der Grenzkonzentration für MAK-Wert-belegte Stoffe wird in gleicher Weise vorgegangen, wobei sich dann für C eine andere Grenzkonzentration als die für die TRK-Stoffe ergibt. Da sich beide Rechnungen auf das gleiche Ausgangskollektiv beziehen – hier die Fraktion < 125 µm –, können die Grenzkonzentrationen miteinander verglichen werden. Die Einbeziehung anderer Fraktionen, z.B. der A-Staub-Fraktion, ist hingegen nicht möglich, sodass dann eine weitere Bewertung, evtl. in gleichartiger Summenform, erforderlich wird.

Im Anhang 2 (siehe Seite 169) ist ein Berechnungsbeispiel für TRK-Wert-belegte Stoffe mit konkreten Zahlen zusammengestellt. In Zeile 1 sind zunächst die TRK-Werte für die zu bewertenden Gefahrstoffe Be, Cd, CrO₃, As, Ni, Dioxine/Furane angegeben und in Zeile 2 die Summenformel zur Bewertung der TRK-Stoffe gemäß TRGS 403

$$I_{\text{TRK}} = I_{\text{Be}} + I_{\text{Cd}} + I_{\text{CrO}_3} + I_{\text{As}} + I_{\text{Ni}} + I_{\text{Diox}} \leq 1$$

aufgeführt. In Zeile 3 sind die ermittelten Massengehalte für die einzelnen TRK-Stoffe mit der Dimension „mg/kg“ bzw. in Zeile 4 dimensionslos „–“ eingetragen.

Für die **Einzelstoffe** wird dann in Zeile 5 die Grenzkonzentration errechnet, wobei der Einzel-TRK-Wert zum ermittelten dimensionslosen Gehalt in Zeile 4 ins Verhältnis gesetzt wird. Aus

5 Praktische Beispiele

den unterschiedlichen Gehalten der verschiedenen Gefahrstoffe sowie deren im Bereich zwischen $0,5$ und $50 \cdot 10^{-9}$ I-TE mg/m^3 sieben Zehnerpotenzen überdeckenden TRK-Werten errechnen sich Einzelstoffgrenzkonzentrationen zwischen $8,17$ (Dioxine/Furane) und $1014 \text{ mg}/\text{m}^3$ (Nickel), die schon einen ersten Hinweis liefern, welche Parameter, nämlich die mit den niedrigsten Einzelgrenzkonzentrationen, in einer Summenbewertung dominieren.

Zur Errechnung der Grenzkonzentration für die Summe der Einzelstoffe nach Zeile 8 ist die Bildung der Reziprokwerte der Grenzkonzentrationen für die Einzelstoffe von Zeile 5 in Zeile 6 sowie deren Aufsummierung erforderlich – siehe Zeile 7 –, deren Reziprokwert dann die Grenzkonzentration für die **Summenbewertung** – Zeile 8 – mit $6,92 \text{ mg}/\text{m}^3$ darstellt.

In Zeile 9 werden die Werte der Zeile 6 durch Verhältnisbildung zu Zeile 7 normiert, sodass ihre Summe – Zeile 10 – den Wert „1“ ergibt und die Einzelwerte der Zeile 9 den jeweiligen Anteil an dieser Summe darstellen. Den höchsten Anteil besitzen demnach die Dioxine/Furane mit $0,847$ entsprechend $84,7\%$, den niedrigsten Nickel mit $0,00682$ entsprechend $0,682\%$.

Als Leitkomponente in dem Gefahrstoffgemisch sind demnach die Dioxine/Furane anzusehen, wohingegen die anderen Komponenten Anteile von weniger als 10% aufweisen.

Auf MAK-Wert-belegte Stoffe ist das Berechnungsverfahren in gleicher Weise anzuwenden. Im Anhang 3a (siehe Seite 170 f.) ist das Berechnungsbeispiel des Anhangs 2 durch Aufnahme von mit MAK-Werten belegten Gefahrstoffen zu einem routinemäßig verwendeten Auswertebblatt (Anhang 3b auf Seite 172 f.) ergänzt. Dabei sind in den Zeilen 9 bis 13 die regelmäßig zu analysierenden Inhaltsstoffe von Baustoffen, Versatz- und Deponiematerialien mit bestimmten Vorgaben für das bergbehördliche Zulassungsverfahren, in den Zeilen 15 bis 19 evtl. zusätzlich erforderliche Analysen und Bewertungen aufgenommen. In den Zeilen 20 und 21 sind daneben Angaben zum Quarz-(Cristobalit-, Tridimit-)Gehalt zu machen.

Die ausgewiesene Grenzkonzentration für die Summe der MAK-Stoffe beträgt $4,45 \text{ mg}/\text{m}^3$ und ist damit niedriger und begrenzend für das analysierte Material.

Als Leitkomponente ist Blei mit einem Anteil von $60,16\%$ anzusehen; daneben besitzen Kupfer ($15,96\%$) und Antimon ($11,25\%$) einen Anteil $> 10\%$.

Für den A-Staub begrenzt der Gehalt an Quarz (Cristobalit, Tridymit) von 35 500 mg/kg (= 3,55 Massen-%) die A-Staub-Konzentration auf 4,22 mg/m³.

Da sich Umgangsverfahrenstechniken in solche mit geringer und höherer Staubeentwicklung einteilen lassen, ist damit aufgrund der Höhe der Grenzkonzentration auch eine Zuordnung zu bestimmten Verfahrenstechniken möglich. Ist z.B. die Grenzkonzentration des luftgetragenen Gesamtstaubs mit 10 mg/m³ ausgewiesen, so wird sich die Anwendung eines pneumatischen Verfahrens verbieten, da bei diesem eine Überschreitung dieser Grenzkonzentration zu erwarten ist. Wird hingegen die Grenzkonzentration des luftgetragenen Gesamtstaubes mit 100 mg/m³ ausgewiesen, so kann das für den Umgang anzuwendende Verfahren weniger restriktiv ausgewählt werden.

5.3.6 Messtechnische Überwachung

Die bei der Ausgangsbewertung von Baustoffen, Versatz- und Deponiematerialien errechneten Grenzkonzentrationen werden im Zulassungsverfahren festgeschrieben und bilden die Grundlage für eine messtechnische Überwachung der Staubverhältnisse und Gefahrstoffbelastung an den Arbeitsplätzen. Da die eingesetzten Materialien insbesondere bei Deponie- und Versatzarbeiten häufig wechseln und damit auch unterschiedliche Grenzkonzentrationen verbindlich sein können, ist deren richtige Zuordnung zu entsprechenden Verfahrenstechniken besonders wichtig, zumal auch die eingebrachten Mengen erheblich variieren können. Eine messtechnische Überwachung i.S. der TRGS 402/403 ist daher in vielen Fällen nicht möglich, sondern es müssen stichprobenartige Messungen bei Einsatz verschiedener Materialien vorgenommen und gemeinsam beurteilt werden. Primär ist hierbei auf die vorgegebenen Grenzkonzentrationen abzustellen, jedoch sind jeweils auch die Gehalte der Inhalts-Gefahrstoffe zu überprüfen, wobei den sog. Leitkomponenten besondere Bedeutung zukommt.

In der Vergangenheit hat sich gezeigt, dass der beschrittene Weg im Grundsatz richtig ist. Die Grenzkonzentrationen werden im Allgemeinen eingehalten. Wenn erhöhte Konzentrationen vorkommen, sind diese vielfach auf andere, nicht verfahrensspezifische Stäube aus anderen Bereichen des Grubenbetriebes zurückzuführen, die dann zwar die Staub-Konzentrationen am Arbeitsplatz erhöhen, aufgrund ihres geringeren Schadstoffpotenzials jedoch auch einen Verdünnungseffekt erzeugen, der bei Bewertung nach TRGS 403 höhere Grenz-

konzentrationen erlaubt als die Bewertung des Materials vorgegeben hat. Allgemein stellen sich die Gefahrstoffinhalte in den messtechnisch in der Luft am Arbeitsplatz gesammelten Staubproben niedriger dar, als in der Bewertung des Ausgangsmaterials.

5.3.7 Literaturverzeichnis

[1] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz – Luftgrenzwerte (TRGS 900). Stand April 1999. BArbBl. (1996) Nr. 10, S. 106, zuletzt geändert BArbBl. (1999) Nr. 6, S. 87

[2] Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz – ChemG). BGBl. I (1994), S. 1703

[3] DFG: MAK- und BAT-Werte-Liste 1999. WILEY-VCH, Weinheim 1999, S. 158

[4] DIN EN 481: Arbeitsplatzatmosphäre; Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel (09.93). Beuth, Berlin 1993

[5] Verordnung zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Gefahrstoffverordnung – GefStoffV). BGBl. I (1993), S. 1782, zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung zur Umsetzung von EG-Richtlinien über den Schutz der Beschäftigten gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit. BGBl. I (1999), S. 50

[6] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermitteln und Beurteilen der Gefährdungen durch Gefahrstoffe am Arbeitsplatz: Anforderungen (TRGS 400). BArbBl. (1998) Nr. 3, S. 53; (1999) Nr. 3, S. 62

[7] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermittlung und Beurteilung der Konzentration gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen (TRGS 402). BArbBl. (1997) Nr. 11, S.27

[8] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz (TRGS 403). BArbBl. (1989) Nr. 10, S. 71

[9] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermitteln und Beurteilen von Gefährdungen durch Gefahrstoffe am Arbeitsplatz: Vorgehensweise (Ermittlungspflichten) (TRGS 440). BArbBl. (1996) Nr. 10, S. 88; (1999) S. 62

[10] Bergverordnung zum gesundheitlichen Schutz der Beschäftigten (Gesundheitsschutz-Bergverordnung – GesBergV). BGBl. I (1991), S. 1751

[11] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG). BGBl. I (1994), S. 2705

[12] Prüfbestimmungen des Landesoberbergamts Nordrhein-Westfalen für allgemeine Zulassungen nach § 4 in Verbindung mit Anlage 5 der Bergverordnung zum gesundheitlichen Schutz der Beschäftigten (Gesundheitsschutz-Bergverordnung – GesBergV) vom 31. Juli 1991. BGBl. I (1991), S. 1751

[13] Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen als Versatz unter Tage. Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Abfällen als Versatz des Länderausschusses Bergbau; Stand 22. Oktober 1996

Anhang 2

Zeile	Zu bewertende Stoffe	Be	Cd	CrO ₃	As	Ni	Diox/Fur.	
1	TRK in mg/m ³	0,002	0,015	0,05	0,1	0,5	50 x 10 ⁻⁹ ITE	
2	I _{TRK}	$\frac{C \cdot s_{\text{Be}}}{\text{TRK}_{\text{Be}}}$	$+$ $\frac{C \cdot s_{\text{Cd}}}{\text{TRK}_{\text{Cd}}}$	$+$ $\frac{C \cdot s_{\text{CrO}_3}}{\text{TRK}_{\text{CrO}_3}}$	$+$ $\frac{C \cdot s_{\text{As}}}{\text{TRK}_{\text{As}}}$	$+$ $\frac{C \cdot s_{\text{Ni}}}{\text{TRK}_{\text{Ni}}}$	$+$ $\frac{C \cdot s_{\text{Diox}}}{\text{TRK}_{\text{Diox}}}$	≤ 1
3	Analysenwert s (Massengehalt in mg/kg)	2	185	312	155	493	0,00612	
4	Analysenwert s (Massengehalt in „-“)	2 x 10 ⁶	185 x 10 ⁶	312 x 10 ⁶	155 x 10 ⁶	493 x 10 ⁶	0,00612 x 10 ⁶	
5	Grenzkonzentration für den Einzelstoff $C_i = \frac{\text{TRK}_i}{s_i}$ in mg/m ³	1 000	81,0	160	645	1 014	8,17	
6	$\frac{1}{C_i} = \frac{s_i}{\text{TRK}_i}$	0,001	0,01233	0,00624	0,00155	0,00099	0,1224	
7	$\frac{1}{C} = \sum \frac{s_i}{\text{TRK}_i}$							= 0,14451
8	Grenzkonzentration C für die Summenbewertung $C = \left(\sum \frac{s_i}{\text{TRK}_i} \right)^{-1}$ in mg/m ³							= 6,92
9	Das Verhältnis der Einzelwerte in Zeile 6 zum Summenwert in Zeile 7 stellt den Anteil der Einzelkomponenten an der Summengrenzkonzentration dar, sodass deren Summe zu 1 wird							
	$\alpha_i = \frac{s_i}{\text{TRK}_i} \left(\sum \frac{s_i}{\text{TRK}_i} \right)^{-1}$	0,00692	0,08535	0,04318	0,01073	0,00682	0,84700	
10	$\sum \alpha_i$							= 1

Anhang 3 a: Berechnungsbeispiel

Fraktion < 125 µm		TR Versatz (22. Oktober 1996)		
Gefahrstoff		Grenzwert in mg/m ³	Gehalt in mg/kg für Zulassungs-	
		TRK	-Ausschluss	-Einschränkung
1	Beryllium	0,002	100	50
2	Cadmium	0,015	200	30
3	Chromtrioxid	0,05	400	200
4	Arsen	0,1	500	200
5	Nickel	0,5	500	200
6	∑ (1 bis 5)		1 200	400
7	Dioxine/Furane	50 x 10 ⁻⁹ HTE		
8	∑ (6 + 7)			
		MAK		
9	Antimon	0,1	500	200
10	Cobalt	0,1	400	200
11	Blei	0,1	1 000	500
12	Quecksilber	0,1	200	50
13	Thallium	0,1	400	200
14	∑ (9 bis 13)		1 500	800
15	Silber	0,01		
16	Barium	0,5		
17	Mangan	0,5		
18	Kupfer	1,0		
19	∑ (14 bis 18)			
20	fr.krist. SiO ₂	-	-	50 000
21	fr.krist. SiO ₂ (A)	0,15	-	20 000

Analysen-Wert in mg/kg	Einzelstoffbewertung		Summenbewertung nach TRGS 403	
	Mögl. E-Staubkonz. in mg/m ³ bis zum Erreichen		Bewertungs-Index I	
	TRK/MAK	0,25 x TRK/MAK	ohne Diox./Fur.	incl. Diox./Fur.
2	1 000	500	0,04523	0,00692
185	81,0	20,2	0,55783	0,08535
312	160	40,0	0,28223	0,04318
155	645	161	0,07011	0,01073
493	1 014	253	0,04460	0,00682
1 147	45,2	11,3	1,00000	
0,00612	8,17	2,04		0,84700
	6,92	1,73		1,00000
2 528	39,5	9,88	0,15542	0,11252
207	483	120	0,01272	0,00921
13 517	7,39	1,84	0,83101	0,60162
13	7 692	1 923	0,00080	0,00058
0,8	125 000	31 250	0,00005	0,00004
16 265,8	6,14	1,53	1,00000	
111	90,0	22,5		0,04940
2 815	177	44,4		0,02506
4 710	106	26,5		0,04193
35 868	27,8	6,97		0,15964
59 769,8	4,45	1,11		1,00000
45 000				
35 500	4,22	1,05		

Anhang 3 b: Formblatt (leer)

Fraktion < 125 µm		TR Versatz (22. Oktober 1996)		
Gefahrstoff		Grenzwert in mg/m ³	Gehalt in mg/kg für Zulassungs-	
		TRK	Ausschluss	Einschränkung
1	Beryllium	0,002	100	50
2	Cadmium	0,015	200	30
3	Chromtrioxid	0,05	400	200
4	Arsen	0,1	500	200
5	Nickel	0,5	500	200
6	Σ (1 bis 5)		1 200	400
7	Dioxine/Furane	50 x 10 ⁻⁹ I-TE		
8	Σ (6 + 7)			
		MAK		
9	Antimon	0,1	500	200
10	Cobalt	0,1	400	200
11	Blei	0,1	1 000	500
12	Quecksilber	0,1	200	50
13	Thallium	0,1	400	200
14	Σ (9 bis 13)		1 500	800
15	Silber	0,01		
16	Barium	0,5		
17	Mangan	0,5		
18	Kupfer	1,0		
19	Σ (14 bis 18)			
20	fr.krist. SiO ₂	-	-	50 000
21	fr.krist. SiO ₂ (A)	0,15	-	20 000

5.4 Retrospektive Expositionsermittlung: Berechnung der Benzolexposition beim Einsatz von Lösungsmitteln

5.4.1 Problemstellung

Im Rahmen einer Berufskrankheiten(BK)-Ermittlung sollte die Benzolexposition eines Arbeitnehmers ermittelt werden, der in einem Betrieb der Schuhindustrie manuell benzolhaltige Lösungsmittel verarbeitet hatte. Zum Zeitpunkt der Ermittlungen bestand der Betrieb nicht mehr, sodass Expositionsmessungen ausgeschlossen waren. Folgende Randbedingungen zur Exposition wurden vom Technischen Aufsichtsdienst der Berufsgenossenschaft genannt:

- Raumvolumen des Arbeitsraumes: ca. 500 m^3 (Grundfläche 170 m^2 , Höhe 3 m)
- Lösungsmittelverbrauch: 1000 l/Jahr (für gesamte Abteilung/Arbeitsraum)
- Benzolgehalt des Lösungsmittels: 2%
- keine Lüftungstechnischen Einrichtungen oder Absaugungen, natürliche Lüftung über Fenster

Hieraus lassen sich folgende Angaben ableiten:

- Benzolverbrauch
 - im Jahr: 20 l/Jahr (2% im Lösungsmittelgemisch)
 - in der Schicht: $0,083 \text{ l/S}$ (bei $240 \text{ Schichten/Jahr}$)
 - = $83\,000 \text{ } \mu\text{l/S}$
 - = $10\,375 \text{ } \mu\text{l/h}$ (bei 8 h/Schicht)

5.4.2 Berechnung

Die Berechnung erfolgt nach den in Kapitel 2 abgeleiteten Berechnungsgleichungen. Unter der Annahme, dass im vorliegenden Fall die

- Konzentration zu Schichtbeginn gleich Null ist,
- Konzentration in der Frischluft gleich Null ist,
- Konzentrationsverteilung im Raum gleichförmig ist,
- gesamte verarbeitete Lösungsmittelmenge innerhalb des Arbeitsraumes kurzfristig verdampft,

erfolgt die Berechnung nach

$$\bar{x}_B = \frac{\dot{V}_B \cdot \rho_B}{V_R \cdot \lambda} \cdot \left[1 - \frac{1 - e^{-\lambda \cdot (t_1 - t_0)}}{\lambda \cdot (t_1 - t_0)} \right] \quad (5.4.1)$$

Hierin bedeuten:

\bar{x}_B	= Benzol-Konzentration (Schichtmittel)	[mg/m ³]
\dot{V}_B	= Benzol-Emissionsrate	[ml/h]
ρ_B	= Dichte von Benzol	[kg/l]
V_R	= Raumvolumen	[m ³]
λ	= Luftwechszahl	[h ⁻¹]
t_1, t_0	= Anfang/Ende Berechnungs-Intervall	[h]

Bei natürlicher Lüftung in einem Raum kann in erster Näherung der Wert $\lambda = 1$ gesetzt werden.

Eingesetzt ergibt sich:

$$\bar{x}_B = \frac{10 \text{ [ml/h]} \cdot 0,879 \text{ [kg/l]}}{500 \text{ [m}^3\text{]} \cdot 1 \text{ [h}^{-1}\text{]}} \cdot \left[1 - \frac{1 - \exp(-1 \text{ [h}^{-1}\text{]} \cdot (8 \text{ [h]} - 0 \text{ [h]}))}{1 \text{ [h}^{-1}\text{]} \cdot (8 \text{ [h]} - 0 \text{ [h]})} \right]$$

$$\bar{x}_B = 0,0176 \text{ [g/m}^3\text{]} \cdot [1 - 0,125] = 0,0154 \text{ [g/m}^3\text{]} = 15,4 \text{ [mg/m}^3\text{]}$$

5.4.3 Diskussion der Ergebnisse

Es handelt sich bei dem erhaltenen Ergebnis der Berechnung um den Mittelwert der Konzentration über acht Stunden Exposition (Schichtmittelwert) bei gleichförmiger Verteilung der Lösungsmitteldämpfe in der Raumluft. Da es sich bei dem Arbeitsplatz um einen Handarbeitsplatz mit Freisetzung der Lösungsmitteldämpfe unmittelbar im Atembereich gehandelt hat, kann eine gleichförmige Benzolverteilung im Raum nicht unterstellt werden; es ist vielmehr von einer im Atembereich höheren Konzentration auszugehen. Da anzunehmen ist, dass auch an anderen Arbeitsplätzen im Raum das Lösungsmittel zum Einsatz kam (die Angabe zum Verbrauch bezieht sich auf die „gesamte Abteilung“!), ist dieser Einfluss nicht erheblich und wird maximal auf einen Faktor 2 (Ortsfaktor OF) geschätzt; die Konzentration im Atembereich könnte somit max. ca. 10 ml/m^3 betragen haben.

Eine weitere Unsicherheit des Rechenverfahrens betrifft den Luftwechsel. Es ist davon auszugehen, dass sowohl im Sommer als auch im Winter von der Luftwechselrate 1 wesentliche abweichende Luftwechsel vorgelegen haben. Legt man für den Sommer bei geöffneten Fenstern und Türen einen Luftwechsel von $\lambda = 5$ zugrunde, dann errechnet sich eine Benzolkonzentration von ca. 1 ml/m^3 ; bei einem Luftwechsel von $\lambda = 0,2$, der einem Winterbetrieb mit allseits „dicht“ geschlossenen Fenstern und Türen entspricht, beträgt die Benzolkonzentration ca. 14 ml/m^3 .

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle 23 zusammengestellt:

Tabelle 23:
Ergebnisse der retrospektiven Expositionsermittlung (Benzol)

Betriebsweise	Luftwechselrate λ	Benzolkonzentration		Benzolkonzentration korrigiert (OF=2)
	$[\text{h}^{-1}]$	$[\text{mg}/\text{m}^3]$	$[\text{ml}/\text{m}^3]$ (ppm)	$[\text{ml}/\text{m}^3]$ (ppm)
normal	1	15,6	4,8	9,6
Sommer	5	3,5	1,1	2,2
Winter	0,2	45	14	28

5.4.4 Zusammenfassung

Nach den ermittelten Angaben zum Arbeitsplatz und zum Arbeitsverfahren errechnet sich die Benzolkonzentration als Schichtmittelwert mithilfe des angegebenen Rechenmodells zu ca. 10 ml/m^3 . Die Spannweite der Konzentrationsschwankungen zwischen einer sehr günstigen Lüftung im Sommer und einer ungünstigen Lüftung im Winter liegt nach der Berechnung zwischen ca. 2 und ca. 30 ml/m^3 .

5.5 Einsatz aldehydhaltiger Desinfektionsmittel bei der Flächendesinfektion

5.5.1 Problemstellung

Die Flächendesinfektion (Scheuer-/Wischdesinfektion) wird bei der Desinfektion von Fußböden und anderen Oberflächen, z.B. Arbeitsflächen und Oberflächen medizinischen Inventars, eingesetzt. Bei dieser Maßnahme werden durch mechanisches Reiben an Oberflächen haftende Infektionserreger und Verunreinigungen gelöst und gleichzeitig ein Desinfektionsmittel in wässriger Lösung aufgebracht. Es wird durch dieses Verfahren verhindert, dass auf der Oberfläche haftende Verunreinigungen die Desinfektionswirkung beeinträchtigen.

Als Desinfektionsmittel-Wirkstoffe zur Flächendesinfektion kommen unter anderem zur Anwendung:

- Formaldehyd, Glutar(di)aldehyd und sonstige Aldehyde bzw. Derivate
- Phenolderivate
- Quartäre Ammoniumverbindungen
- Biguanide
- Alkylamine/Alkylaminderivate

5 Praktische Beispiele

Beim Umgang mit Desinfektionsmitteln zur Flächendesinfektion besteht die Gefahr von

- allergischen und toxischen Hauterkrankungen,
- allergischen und toxischen Atemwegserkrankungen,
- Verätzungen und Reizungen.

Bei der Anwendung von Desinfektionsmitteln, die die oben genannten Wirkstoffe enthalten, kann eine Exposition in der Luft nur gegeben sein, wenn Dämpfe oder Aerosole auftreten.

Quartäre Ammoniumverbindungen und Biguanide besitzen praktisch keinen Dampfdruck und können deshalb nur als Aerosol einwirken. Arbeitsplatzmessungen brauchen nicht durchgeführt zu werden, wenn keine Aerosolbildung auftritt.

Die Konzentrationen von Alkoholen bei der großflächigen Desinfektion sind so niedrig, dass mit einer Überschreitung der zugehörigen hohen Luftgrenzwerte nicht zu rechnen ist.

Zur Ermittlung der Konzentration an Aldehyden in der Luft wurden von der Bau-Berufsgenossenschaft Rheinland und Westfalen und der Berufsgenossenschaft für Gesundheitsdienst und Wohlfahrtspflege (BGW) Gefahrstoffmessungen durchgeführt und mit einem Expositionsmodell verglichen. Die folgenden Auswertungen und Beurteilungen konzentrieren sich daher ausschließlich auf solche Arbeitsplatzsituationen, zu denen ausreichend messtechnische Daten vorliegen. So konnten aus den gesammelten Informationen die arbeitsorganisatorischen Rahmenbedingungen formuliert werden, die eine Einhaltung der Luftgrenzwerte ermöglichen.

5.5.2 Angaben zu den Schadstoffen

Die Auswertung der Inhaltsstoffe einer Vielzahl von Desinfektionsmitteln führte zu folgenden Aldehyden als Desinfektionsmittel-Wirkstoffe:

- Formaldehyd
- Glutardialdehyd
- Glyoxal
- 2-Ethylhexanal

Die Stoffdaten dieser Wirkstoffe sind in der nachstehenden Tabelle 24 zusammengefasst:

Tabelle 24:
Stoffdaten ausgewählter Desinfektionsmittel-Wirkstoffe

Bezeichnung		Einheit	Formaldehyd	Glutar(di)-aldehyd	Glyoxal	2-Ethylhexanal
EINECS	Registrier-Nr. des „European Inventory of Existing Chemical Substances“	–	200-001-8	203-856-5	203-474-9	204-596-5
CAS	Registrier-Nr. des „Chemical Abstract Service“	–	50-00-0	111-30-8	107-22-2	123-05-7
FORMEL	Summenformel	–	$C_1H_2O_1$	$C_5H_8O_2$	$C_2H_2O_2$	$C_8H_{16}O_1$
M	Molekulargewicht	g/mol	30,03	100,12	58,04	128,21
T_m	Schmelztemperatur	°C	-92	-6	15	< -100
T_b	Siedetemperatur	°C	-21	188	50,4	163,4

5 Praktische Beispiele

Tabelle 24:
(Fortsetzung)

Bezeichnung		Einheit	Formaldehyd	Glutar(di)-aldehyd	Glyoxal	2-Ethylhexanal
T_f	Temperatur des Flammpunktes	°C	60	56	–	52
$p(20)$	Sättigungsdampfdruck [20 °C]	Pa	– [1]	86,8 [2]	28924	236,9
$p(30)$	Sättigungsdampfdruck [30 °C]	Pa	–	–	–	–
$p(50)$	Sättigungsdampfdruck [50 °C]	Pa	–	–	–	–
Z_v	Verdunstungszahl nach DIN 53 170 (Ether = 1)	–	–	–	–	–
$\rho(x,y)$	Dichte im Aggregatzustand x bei Temperatur y (°C)	g/cm ³	0,8153	1,061 [4]	1,200 [4]	0,8205
ρ (Dampf/ Luft)	Dichteverhältnis zu Luft	–	1,04	3,46	2,00	4,43
D_L	Diffusionskoeffizient in Luft	m ² /h	0,054	0,025	0,038	0,021
C_{olf}	Bereich der Geruchsschwelle	mg/m ³	0,047 - 67	–	–	–
Grenzwerte	MAK/TRK TRGS 900 [3]	mg/m ³	$0,6/_{=1} = [5,6]$	$0,4/_{=1} = [5]$	–	–
Einstufung	EU/TRGS 905	–	K3 sensibilisierend	sensibilisierend	M3 sensibilisierend	–

Tabelle 24:
(Fortsetzung)

Bezeichnung		Einheit	Formaldehyd	Glutar(di)-aldehyd	Glyoxal	2-Ethylhexanal
Ex _u	untere Explosionsgrenze mit Luft	Vol.-%	7,0	–	–	–
Ex _o	obere Explosionsgrenze mit Luft	Vol.-%	73	–	–	–
γ [∞]	Aktivitätskoeffizient bei unendlicher Verdünnung	–	2,8	7,601	1,237	724

Erläuterungen zu Tabelle 24:

1. Der Sättigungsdampfdruck von wässrigen Formaldehydlösungen beträgt bei 20° C:

$$p_s = 128 \cdot [1 - \exp\{-0,0469 W_{FO} - 1,5 \cdot 10^{-6} \cdot W_{FO}^4\}]$$

mit p_s [=] Pa

W_{FO} [=] g Formaldehyd/100 g Lösung

und $W_{FO} < 20$

2. Umrechnung über die Clausius-Clapeyronsche Gleichung nach [1]
3. Angaben der Schichtmittelwerte in mg/m³, Kurzzeitwerte (z.B. =1=) werden als Überschreitungsfaktoren gemäß TRGS 900 angegeben
4. flüssig, Bezugstemperatur 20 °C
5. ein Risiko der Fruchtschädigung braucht bei Einhaltung der MAK und des BAT nicht befürchtet zu werden (gemäß TRGS 900)
6. hautresorptiv (gemäß TRGS 900)

5 Praktische Beispiele

5.5.3 Beschreibung der Schadstoffquelle

Die Desinfektionsmittel-Wirkstoffe verdunsten aus den Flüssigkeitsoberflächen nass gereinigter Fußböden, Wände, Möbel etc.

Die Verdunstung von Desinfektionsmittel-Wirkstoffen ist schon in Kapitel 3 beschrieben worden. Dabei stellen die Gleichungen 3.2 bis 3.4 komplexe Stofftransportgleichungen dar, während die Gleichungen 3.5 und 3.6 Gebrauchsformeln für den Praktiker sind.

Da nur Formaldehyd und Glutaraldehyd unter den verwendeten Aldehyden einen Grenzwert besitzen, sollen auch nur diese beiden Stoffe für die Expositionsanalyse herangezogen werden.

$$\dot{m}_{\text{Formaldehyd}} = 2,1 \cdot \text{Konz} \cdot \text{Dos} \cdot A \quad (3.5)$$

$$\dot{m}_{\text{Glutaraldehyd}} = 1,2 \cdot \text{Konz} \cdot \text{Dos} \cdot A \quad (3.6)$$

mit

$\dot{m}_{\text{Formaldehyd}}$ = verdunstende Menge an Formaldehyd [mg/h]

$\dot{m}_{\text{Glutaraldehyd}}$ = verdunstende Menge an Glutaraldehyd [mg/h]

Konz = Konzentration des Schadstoffes im Konzentrat des Desinfektionsmittels [g/100 g]

Dos = Dosierung des Konzentrates in der Anwendungslösung [%]

A = mit dem Desinfektionsmittel benetzte Fläche [m²]

5.5.4 Beschreibung der Lüftungssituation

Da es sich im vorliegenden Fall um Modellrechnungen handelt und nicht um einen konkreten Arbeitsplatz, werden in den Berechnungen die Luftwechselraten in großen Bereichen variiert ($\lambda = 0,2$ bis $10,0$).

Dies entspricht den denkbaren Lüftungssituationen in medizinischen Einrichtungen. In schlecht gelüfteten Stationsräumen ist von einer sehr geringen Lüftungsrate wie z. B. $\lambda = 0,2/h$ auszugehen, während in Operationsräumen Luftwechsel von $10/h$ nicht ungewöhnlich sind.

5.5.5 Angaben zum Raum (Arbeitsumfeld) und zur Arbeitsorganisation (Arbeitszeit, parallele Belastungen)

Reinigungskräfte führen im Krankenhaus Flächendesinfektionen in den Stationen oder im Operations(OP)-Bereich durch. Diese Arbeiten könnten raumbezogen erfolgen, dann wird längerfristig in einem Arbeitsbereich gearbeitet, oder sie erfolgen nicht raumbezogen, dann werden in zeitlich kurzer Folge verschiedene Räume gereinigt, etwa im Stationsbereich.

5.5.6 Beurteilungskriterien

Die Luftgrenzwerte GW für die betrachteten Aldehyde sind in der folgenden Tabelle 25 zusammengestellt:

	Luftgrenzwerte 1999 (Schichtmittelwert)		Überschreitungs- faktor
	mg/m ³	ml/m ³	
Formaldehyd	0,6	0,5	= 1 =
Glutaraldehyd	0,4	0,1	= 1 =

Tabelle 25:
Luftgrenzwerte für Aldehyde
(Stand 1999)

5 Praktische Beispiele

5.5.7 Berechnung

5.5.7.1 Beschreibung des Rechenalgorithmus

Die Berechnung der Desinfektionsmittel-Wirkstoffkonzentration in der Luft erfolgt nach dem Verfahren der Differenzierten Expositionsanalyse (siehe Abschnitt 2.4). Neben den schon beschriebenen Modellannahmen wurden folgende Annahmen getroffen:

- ❑ Die Berechnungen sollen die Erhöhung der Raumluftbelastung durch die Wischdesinfektion beschreiben. Anfängliche Belastungen an Aldehyden in der Raumluft spielen für diese Berechnung keine Rolle. Daher wird der Parameter $x_{D,0} = 0$ gesetzt.
- ❑ Die Konzentration an Aldehyden in der Frischluft des Arbeitsbereiches wird ebenfalls vernachlässigt, $x_{D,ex} = 0$.
- ❑ Der Beschreibung der Verdunstung von Desinfektionsmittel-Wirkstoffen liegen zugrunde:
 - Die Luftgeschwindigkeit an der Flüssigkeitsoberfläche (Phasengrenzfläche) beträgt $v_L = 0,2$ m/s (Worst-case-Annahme).
 - Die Verdunstungstemperatur liegt bei ca. 20 °C.
- ❑ Der Ortsfaktor OF, der die Inhomogenität der Raumluftbelastung berücksichtigt, wird mit $OF = 2$ angesetzt. Dieser Wert liegt ebenfalls auf der sicheren Seite, da an anderen Arbeitsplätzen (Instrumentendesinfektion, OP-Arbeitsplätze) geringere Faktoren gemessen wurden.
- ❑ Das Verhältnis von benetzter Fläche A zu Raumvolumen V_R beträgt $0,4$ m²/m³. Dies entspricht der Situation, dass der komplette Boden eines 2,5 m hohen Raumes gewischt wird oder eine Fläche (Arbeitsflächen, Tische etc.), die maximal die Größe der Bodenfläche erreicht.
- ❑ Die Benetzung der Flächen erfolgt linear über den Betrachtungszeitraum. Somit ist während des Arbeitsvorganges durchschnittlich die Hälfte der behandelten Fläche benetzt.

Das Verhältnis der benetzten Fläche A zum Raumvolumen V_R beträgt daher im Mittel $0,5 \cdot 0,4 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Mit diesen Annahmen wurden die Gleichungen aus Abschnitt 2.4.5 sowie die Gleichungen 3.5 und 3.6 berechnet und der Bewertungsindex $BI = \sum x_i/GW_i$ gebildet. Bei der Berechnung wurden sowohl der Luftwechsel im Arbeitsbereich $\lambda = \dot{V}_L/V_R$ als auch die Expositionszeit Δt variiert.

Die zur Flächendesinfektion eingesetzte Anwendungslösung hat üblicherweise eine Konzentration von 0,5 %. Für die Herstellung einer solchen Lösung werden handelsübliche Konzentrate eingesetzt, die einen Gehalt an Formaldehyd und Glutar(di)aldehyd von bis zu 15 g/100 g Konzentrat haben können. Bei der hier zugrunde gelegten Anwendungslösung wird von einem Gehalt von 5 g Formaldehyd und 5 g Glutar(di)aldehyd in 100 g Konzentrat ausgegangen, das vor Ort auf eine 0,5%ige Lösung verdünnt wird. Die folgende exemplarische Berechnung zeigt den Berechnungsablauf.

5.5.7.2 Beispielhafte Berechnung und Beurteilung (vgl. hierzu Kapitel 2)

I Ermittlung der Schadstoffquelle:

Mit den Vorgaben

- Konzentration an Formaldehyd und Glutaraldehyd im Desinfektionsmittelkonzentrat: jeweils 5 g pro 100 g Konzentrat,
- Verdünnung des Konzentrates auf 0,5 % (1 Teil des Konzentrates auf 200 Teile Wasser),
- je Kubikmeter Raumluft werden $0,4 \text{ m}^2$ Raumfläche mit Desinfektionsmittel benetzt, wegen des Auftragungsvorganges beträgt die benetzte Fläche im Verhältnis zum Raumvolumen daher im Mittel $0,5 \cdot 0,4 \text{ m}^2/\text{m}^3$, das heißt $0,2 \text{ m}^2/\text{m}^3$,

ergeben sich die Verdunstungsraten:

5 Praktische Beispiele

$$\dot{m}_{\text{Formaldehyd}} = 2,1 \cdot 5 \cdot 0,5 \cdot 0,2 \frac{\text{mg}}{\text{h}} = 1,05 \frac{\text{mg}}{\text{h}}$$

$$\dot{m}_{\text{Glutaraldehyd}} = 1,2 \cdot 5 \cdot 0,5 \cdot 0,2 \frac{\text{mg}}{\text{h}} = 0,60 \frac{\text{mg}}{\text{h}}$$

II Ermittlung der Lüftungssituation:

Bei einem exemplarischen Luftwechsel von $\lambda = 0,2$ folgt ein Frischluftstrom

$$\dot{V}_L = 0,2 \text{ m}^3 / [\text{m}^3 \text{ Raumvolumen} \cdot \text{h}]$$

III Stationäre Schadstoffkonzentrationen:

$$x_{\text{Formaldehyd, st}} = \frac{\dot{m}_{\text{Formaldehyd}}}{\dot{V}_L} = \frac{1,05 [\text{mg/h}]}{0,2 [\text{m}^3/\text{h}]} = 5,25 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

$$x_{\text{Glutaraldehyd, st}} = \frac{0,6 [\text{mg/h}]}{0,2 [\text{m}^3/\text{h}]} = 3,00 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

IV Einfluss der Expositionszeit:

Die Expositionszeit wird mit $\Delta t = 0,25 \text{ h}$ angenommen.

$$F_1 = e^{-0,2 \cdot 0,25} = 0,951$$

$$F_2 = \frac{1 - e^{-\lambda \cdot \Delta t}}{\lambda \cdot \Delta t} = 0,975$$

V entfällt

VI mittlere Schadstoffkonzentrationen:

$$\bar{x}_{\text{Formaldehyd}} = x_{\text{Formaldehyd,st}} \cdot (1 - F_2) = 5,25 \cdot (1 - 0,975) = 0,131 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Formaldehyd}$$

$$\bar{x}_{\text{Glutaraldehyd}} = 3,0 \cdot (1 - 0,975) = 0,075 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ Glutaraldehyd}$$

VII entfällt

VIII Beurteilung der Schadstoffbelastung:

Der Bewertungsindex berechnet sich für die beiden Stoffe als:

$$\text{BI} = \frac{\bar{x}_{\text{Formaldehyd}}}{\text{GW}_{\text{Formaldehyd}}} + \frac{\bar{x}_{\text{Glutaraldehyd}}}{\text{GW}_{\text{Glutaraldehyd}}}$$

$$\text{BI} = \frac{0,131}{0,60} + \frac{0,075}{0,40} = 0,41$$

Bei dieser Berechnung wurde der Ortsfaktor OF, der die Inhomogenität der Schadstoffkonzentration berücksichtigt, noch nicht weiter beachtet. Es gilt (vgl. Abschnitt 2.4.3):

$$\text{OF} = 1$$

für Arbeitsplätze, die nicht unmittelbar an einer Schadstoffquelle angesiedelt sind,

$$\text{OF} = 2$$

für Arbeitsplätze, die unmittelbar an der Schadstoffquelle, hier Desinfektionsmittel-Wirkstoffe, liegen.

Für die Reinigungskräfte wird ein Ortsfaktor OF = 2 angenommen, obwohl vorliegende Messungen auf deutlich niedrigere Belastungen hindeuten. Somit ergibt sich:

5 Praktische Beispiele

$$BI = 0,41 \quad OF = 0,41 \cdot 2 = 0,82$$

Die Variation der Parameter λ und Δt führt zu der Ergebnistabelle 26.

Tabelle 26:
Aldehydkonzentrationen in Abhängigkeit verschiedener Parameter

λ	Δt	$1-F_2$	$\bar{x}_{\text{Formaldehyd}} \left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \right]$	$\bar{x}_{\text{Glutaraldehyd}} \left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \right]$	BI (bei OF = 2)
0,2	0,25	0,025	0,26	0,15	0,82
	0,50	0,05	0,53	0,30	1,63
	0,75	0,75	0,79	0,45	2,44
1,0	0,25	0,12	0,25	0,14	0,77
	0,50	0,21	0,45	0,26	1,40
	0,75	0,30	0,62	0,35	1,91
2,0	0,25	0,21	0,22	0,13	0,69
	0,50	0,37	0,39	0,22	1,20
	0,75	0,48	0,50	0,29	1,56
	1,0	0,57	0,60	0,34	1,85
5,0	0,25	0,43	0,18	0,10	0,55
	0,50	0,63	0,26	0,15	0,81
	0,75	0,74	0,31	0,18	0,97
	1,0	0,80	0,34	0,19	1,04
	1,25	0,84	0,38	0,22	1,18
	∞	1	0,42	0,24	1,30
10	0,25	0,63	0,13	0,07	0,39
	0,50	0,80	0,17	0,10	0,53
	0,75	0,87	0,18	0,10	0,55
	1,00	0,90	0,19	0,11	0,59
	2,00	0,95	0,20	0,11	0,61
	∞	1	0,21	0,12	0,61

Beurteilung der Ergebnisse:

Der Berechnung liegen mehrere Worst-case-Annahmen zugrunde:

- Die Luftgeschwindigkeit v_L wird in der Regel kleiner als 0,2 m/s sein.
- Das Verhältnis von $A/V_R = 0,4$ wird in Stationsräumen in der Regel nicht erreicht.
- Der Ortsfaktor OF wird in der Regel kleiner als 2 sein.

Daher kann davon ausgegangen werden, dass die reale Belastung der Beschäftigten geringer ist, als der berechnete Wert vermuten lässt.

5.5.8 Vergleich mit Messwerten

Das beschriebene Berechnungsverfahren wurde mit 72 Messdaten der Bau-Berufsgenossenschaft Rheinland und Westfalen verglichen, die bei Krankenhausreinigungsarbeiten unter Verwendung von Desinfektionsreinigern aufgenommen wurden.

Der Vergleich hatte das Ziel festzustellen, ob die experimentell ermittelten Grenzwertüberschreitungen bzw. -einhaltungen für Formaldehyd bzw. Glutaraldehyd mit dem obigen Berechnungsverfahren eindeutig beschrieben werden können. Dabei wurden fehlende Messdaten für Glutaraldehyd durch die Gleichungen 3.10 und 3.13 ermittelt und ergänzt (siehe Abschnitt 3.4).

Die dadurch gewonnenen Erfahrungen sind in das Merkblatt für den Umgang mit Reinigungs- und Pflegemitteln der Arbeitsgemeinschaft der Bau-Berufsgenossenschaften [2] integriert worden.

Die sichere Einhaltung der Luftgrenzwerte ist danach gewährleistet, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

1. Die Konzentrationen an Formaldehyd und Glutar(di)aldehyd dürfen zusammen 500 mg pro Liter Anwendungslösung nicht überschreiten. Dies ist gewährleistet, wenn ein Konzen-

5 Praktische Beispiele

trat, das nicht mehr als 5 g Formaldehyd und bis zu 5 g Glutar(di)aldehyd enthält, zur Anwendung auf eine 0,5%ige Lösung herunter verdünnt wird. Dies ist auch gewährleistet, wenn ein Konzentrat formaldehydfrei ist, nicht mehr als 10 g Glutar(di)aldehyd enthält und zur Anwendung ebenfalls auf eine 0,5%ige Lösung herunter verdünnt wird.

2. Es darf in einem Raum keine größere Fläche als die Fußbodenfläche bearbeitet werden. Die Einhaltung des Grenzwertes ist nicht gewährleistet, wenn zusätzlich Wände und Türen desinfiziert werden.
3. Bei geschlossenen Fenstern und Türen oder bei offenen Türen und angekippten Fenstern ist die Lüftung nicht ausreichend, sodass die Arbeitszeit in einem solchen Raum nicht mehr als 15 Minuten betragen darf. Bei geöffneten Fenstern oder mäßiger technischer Lüftung darf die Arbeitszeit in einem Raum nicht mehr als 30 Minuten betragen. Über die ganze Schicht darf nur bei effizienter Lüftung (OP-Lüftung) innerhalb eines Raumes mit Desinfektionsreinigern gearbeitet werden.

In der Praxis stellt die Bedingung 3 kein besonderes Problem dar, da sich die Reinigungskräfte nach der Bearbeitung des Fußbodens in einem Raum mit ihrer Mobilette in den nächsten zu reinigenden Raum begeben. Da die Raumluft des neuen Raumes unbelastet ist und die Aldehydkonzentration erst allmählich durch die zunehmend mit Desinfektionsreiniger benetzte Fläche ansteigt, ist die Beschäftigte nie vollschichtig im Grenzwertbereich exponiert. Ist eine der Rahmenbedingungen dieses Worst-case-Modells nicht eingehalten, kann durch technische (hier Lüftungsmaßnahmen) oder organisatorische Maßnahmen (hier Arbeitszeitbegrenzung) die Einhaltung der Luftgrenzwerte (MAK-Werte) erreicht werden. In diesem Fall führt die Arbeitsbereichsanalyse zur Festlegung von Schutzmaßnahmen oder zu weiteren Ermittlungsmaßnahmen (Messungen).

5.5.9 Literaturverzeichnis

[1] Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 6. Aufl. Wiley-VCH, Weinheim 1999

[2] Umgang mit Reinigungs-, Pflege- und Desinfektionsmitteln (BGI 584, früher ZH 1/187) (09.96). Hrsg.: Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (HVBG), Sankt Augustin. Carl Heymanns, Köln 1996

5.6 Narkosegas-Arbeitsplätze

5.6.1 Problemstellung

In medizinischen Einrichtungen (Krankenhäusern, Arztpraxen) gehören Narkosen mit Narkosegasen zur täglichen Routine. Da einige Narkosegase Luftgrenzwerte besitzen, besteht ein Bedarf an Methoden zur Ermittlung der Narkosegaskonzentrationen in der Luft am Arbeitsplatz.

Die berufliche Belastung mit Narkosegasen wurde in den letzten Jahren intensiv untersucht (siehe z.B. [1] bis [23]). Dabei konnte eine Fülle von Einflussgrößen ermittelt werden:

- die Art der Operation
- die Art der Narkoseeinleitung
- verwendete Narkosegase
- Narkoseverfahren
- Narkosegerät
- Narkosegasabsaugung
- Raumgröße
- die Art der Raumlüftung
- Dauer der Operation
- Arbeitszeit im OP
- Arbeitsweise des Anästhesisten
- Patient (Kind/Erwachsener)
- qualitätssichernde Maßnahmen (Funktionskontrollen, Lecksuche, Wartung)

Neben der Art der durchzuführenden Operation haben das Narkoseverfahren, die technischen Geräte und deren Zustand, die Lüftungstechnik und die Arbeitstechnik des Anästhesisten wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Narkosegasbelastung im OP.

Aufgrund der großen Mengen an vorliegenden Messdaten kann heute prognostiziert werden, unter welchen technischen und arbeitsorganisatorischen Rahmenbedingungen von einer Ein-

5 Praktische Beispiele

haltung der Grenzwerte für Narkosegase ausgegangen werden kann und wann mit einer Überschreitung der Grenzwerte gerechnet werden muss.

Die Berufsgenossenschaft für Gesundheitsdienst und Wohlfahrtspflege hat ein Berechnungsverfahren erarbeitet, anhand dessen die Narkosegasbelastung an einem Arbeitsplatz bestimmt werden kann.

Das Berechnungsverfahren basiert auf dem in Kapitel 2 hergeleiteten Verfahren der Differenzierten Expositionsanalyse. Für eine vereinfachte Berechnung wird allerdings nicht der exakte zeitliche Verlauf der Konzentrationen berechnet, sondern man geht in jedem Abschnitt der Rechnung von stationären Bedingungen aus. Wegen dieser Annahme können teilweise zu hohe Schadstoffkonzentrationen berechnet werden.

5.6.2 Angaben zu den Schadstoffen

Narkosen werden mit Lachgas und mit diversen flüchtigen Anästhetika durchgeführt (siehe auch Tabelle 27 auf Seite 192).

Distickstoffmonoxid (Lachgas)

Distickstoffmonoxid (Lachgas) wird schon seit langer Zeit als Inhalationsanästhetikum angewendet, vor allem für Kombinationsanästhesien, wo es in Konzentrationen von 50 bis 70 % eingesetzt wird. Wegen der langen Einsatzzeit liegen schon viele arbeitsmedizinische Erfahrungen vor. Bei einer sehr geringen Metabolisierungsrate treten schädigende Effekte beim OP-Personal offensichtlich erst bei langzeitigen Expositionen gegenüber mehreren Hundert ppm auf. Dies gilt für neuropsychologische und reproduktionstoxische Effekte sowie Schwächung des Immunsystems. Die tiefste Lachgaskonzentration, bei welcher hämatologische Effekte auftreten, scheint im Bereich von 20 % zu liegen. Eine Beeinträchtigung des hämatopoetischen Systems durch die berufliche Lachgasexposition des Personals in Operationssälen ist somit unwahrscheinlich.

Untersuchungsergebnisse lassen vermuten, dass periphere Neuropathien auch mit beruflichen Lachgasexpositionen im Zusammenhang stehen könnten. Eine Studie bei 30 000 Zahnärzten

Tabelle 27:
Schädigung durch Narkosegase bei beruflich bedingten Einwirkungen nach *Ruegger, Jost et. al.* [17]

	Lachgas	Halothan	Enfluran	Isofluran	Sevofluran	Desfluran
Summenformel	N ₂ O	CF ₃ -CHBrCl	CHF ₂ -O-CF ₂ -CHCl	CHF ₂ -O-CHCl-CF ₃	CH ₂ F-O-CH[CF ₃] ₂	CF ₃ -CHF-O-CHF ₂
Luftgrenzwert (mg/m ³)	180	40	150	80	–	–
Schwangerschaftsgruppe	–	R _F 2	Y	–	–	–
Metabolisierungsrate (%)	<<1	~ 20	3-5	~ 0,2	3-10	~ 0,02
Berufliche Schädigung						
<input type="checkbox"/> hämatopoetisches System	≥ 20 %	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<input type="checkbox"/> neuropsychologische Effekte	> mehrere hundert ppm (langzeitig)	> 200 ppm (evtl. > 6 ppm)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<input type="checkbox"/> Immunsystem	> mehrere hundert ppm (langzeitig)	n.b.	Atemwegsallergie (Fallbeschr.)	n.b.	n.b.	n.b.
<input type="checkbox"/> Leber/Nieren	nicht auszuschließen	berufliche Halothan-Hepatitisiden	n.b.	nicht auszuschließen	n.b.	n.b.
<input type="checkbox"/> reproduktionstoxische Effekte	> mehrere hundert ppm (langzeitig)	können nicht ausgeschlossen werden	nicht zu befürchten	n.b.	n.b.	n.b.

n. b. = nicht beobachtet

5 Praktische Beispiele

und 30 000 Zahnarztshelferinnen aus den USA zeigte, dass bei chronischer Lachgasexposition während mehr als sechs Stunden pro Woche und fehlender Gasabsauganlage vermehrt neurologische Beschwerden auftraten. Symptome wie Sensibilitätsstörungen, Parästhesien und Muskelschwäche zeigten sich bei den exponierten Zahnärzten viermal häufiger und bei den exponierten Helferinnen dreimal häufiger als bei Berufskollegen, die keine Lachgasexposition hatten. Fehlt eine Anästhesiegasabsaugung, so liegt die Exposition des Zahnarztpersonals im Bereich von 200 bis 7 000 ppm Lachgas, wobei Anästhesisten im Allgemeinen niedrigeren Konzentrationen ausgesetzt sind, dies jedoch im Vergleich zu den Zahnärzten während längerer Zeit.

In vitro vermag Lachgas (25 % bis 80 %) die Motilität und chemotaktische Reaktion von humanen Monozyten und neutrophilen Granulozyten zu reduzieren. Verschiedene Veränderungen im Immunsystem (v.a. verminderte Anzahl B-Lymphozyten und Anzahl natürlicher Killerzellen) wurden auch bei Anästhesiepersonal festgestellt, das gegenüber hohen Durchschnittskonzentrationen von Lachgas (100 bis 1 500 ppm) und Halothan (1 bis 40 ppm) exponiert war. In einer anderen Studie konnte keine Immunsuppression bei Anästhesisten nachgewiesen werden.

In einigen epidemiologischen Studien wurde eine signifikant erhöhte Inzidenz an chronischen Leberleiden und Nierenstörungen bei beruflich mit Inhalationsanästhetika exponiertem Personal festgestellt. Die Nieren- und Leberleiden traten auch signifikant häufiger auf, wenn lediglich eine Lachgasexposition ohne zusätzliche Einwirkung eines anderen Anästhetikums vorlag.

Außer der psychomotorischen Leistungsverminderung können alle toxischen Effekte, die dem Lachgas bei subanästhetischen Konzentrationen zugeschrieben werden, über den Mechanismus einer Methioninsynthetase-Hemmung erklärt werden.

Wie Studien an Mensch und Tier gezeigt haben, kann sowohl das hämatopoetische wie auch das immunologische, neurologische und reproduktive System durch die Methioninsynthetase-Inaktivierung betroffen sein. Auftreten können die resultierenden Nebenwirkungen nach akuter (Allgemeinanästhesie) oder nach chronischer (beruflicher) Exposition. Beim Menschen konnte jedoch bei Konzentrationen unter 400 ppm keine signifikante Hemmung der Methioninsynthetase nachgewiesen werden. Da diese durch Nahrungsaufnahme oder über andere Stoffwechselwege ausgeglichen wird, kann daraus noch nicht auf einen „no effect level“ geschlossen werden. Lachgas besitzt einen Luftgrenzwert von 200 mg/m³.

Halothan

Halothan wird heute fast nur noch bei Kindern verwendet, und zwar in Konzentrationen von 1 bis 3 % für die Einleitung und von 0,5 bis 1,5 % zur Aufrechterhaltung der Allgemeinanästhesie.

Halothan besitzt eine zentraldepressorische Wirkung. In Konzentrationen von 0,5 bis 1,5 Vol.-% in der Atemluft erzeugt es den Zustand der Allgemeinanästhesie. Der Wirkungseintritt ist relativ rasch, bei Konzentrationen von 1,2 bis 1,5 Vol.-% wird dieser in etwa zehn Minuten erreicht. Bei Beendigung der Halothanzufuhr erfolgt das Erwachen nach etwa zehn Minuten.

Bei Aufnahme narkotischer Dosen werden etwa 20 % des Halothans in der Leber abgebaut. Als Hauptmetabolit entsteht Trifluoressigsäure, die aufgrund ihrer langen Eliminationshalbwertszeit von 60 Stunden eine ausgeprägte Kumulation im Körper aufweist. Ein Gleichgewicht der Trifluoressigsäure-Plasmakonzentration wird bei chronischer Halothanaufnahme erst nach mehreren Tagen erreicht. Die Elimination erfolgt durch Abatmen über die Lunge (60 bis 80 % innerhalb der ersten 24 Stunden).

Neben dem oxidativen Abbau unterliegt Halothan auch einer reduktiven Metabolisierung, die zu einer Reihe hochreaktiver Intermediate führt (u.a. 1,1-Difluor-2-brom-2-chlor-ethylen und freie Radikale), welche kovalent an zelluläre Makromoleküle binden können. Die Bindung des metabolisch aktivierten Halothans an Phospholipide und Proteine kann zu Zytotoxizität und zur Bildung von Neoantigenen an den Zellmembranen führen.

Durch Enzyminduktion (Barbiturate und Halothan selbst) wird die Halothanmetabolisierung deutlich gesteigert. Bei chronischer Exposition gegenüber Konzentrationen, die am Arbeitsplatz vorkommen, ist die Metabolisierungsrate ebenfalls erhöht. Durch die berufliche Exposition gegenüber Halothan scheint eine Beeinträchtigung des Befindens und des Leistungsvermögens aufzutreten. In subanästhetischen Konzentrationen führt Halothan, wie auch die anderen Inhalationsanästhetika, zu einer Verminderung der Aufmerksamkeit (bei 200 ppm) und einer höheren Risikobereitschaft (2500 ppm). Nach mehrjährigen Expositionen von fünf bis sechs Stunden täglich gegenüber Halothankonzentrationen, die im Tagesdurchschnitt zum Teil über 6 ppm lagen, wurden gehäuft Beschwerden wie Ermüdbarkeit, Nervosität, Irritier-

5 Praktische Beispiele

barkeit, Kopfschmerzen, Benommenheit sowie Konzentrations- und Antriebsstörungen festgestellt. Dieser Halothaneffekt konnte allerdings nicht eindeutig vom Einfluss der hohen psychischen Belastung getrennt werden.

Eine Reihe von Fallbeschreibungen von Halothanhepatitiden beim OP-Personal wurde publiziert, wobei die Hepatitis jeweils zwischen drei Monaten und sieben Jahren nach Arbeitsantritt mit Halothanexposition auftrat. Nach Arbeitsunterbrechung und erneuter Arbeitsaufnahme zeigten sich Rückfälle innerhalb von drei Stunden bis zu sieben Wochen. Der Zusammenhang zwischen Exposition und Hepatitis wurde mit Provokationstests nachgeprüft, wobei 0,1 bis 0,2 % Halothan während fünf Minuten zu Rückfällen führte.

Darüber hinaus können reproduktionstoxische Effekte nicht ausgeschlossen werden, was sich auch in der Einstufung von Halothan in der Schwangerschaftsgruppe R_E 2 widerspiegelt.

Der Luftgrenzwert von Halothan beträgt 40 mg/m³.

Enfluran

Enfluran wird in einer Konzentration von ca. 3 % für die Anästhesieeinleitung und in Konzentrationen von 1,0 bis 2,5 % für die Aufrechterhaltung der Anästhesie verwendet.

Mit der Atemluft aufgenommen, verursacht Enfluran im Zentralnervensystem eine dosisabhängige Beseitigung des Schmerzempfindens, eine Ausschaltung des Bewusstseins und der Abwehrreflexe sowie eine schwache Relaxation der Skelettmuskulatur. Enfluran wird nach anästhetischen Dosen zu 3 bis 5 % metabolisiert (oxidative Dehalogenierung). Die hepatische P-450-Aktivität und die Defluorination sind bei chronischer Exposition nicht gesteigert.

Die Metabolisierungsrate von Enfluran ist wesentlich kleiner als diejenige von Halothan (ca. Faktor 10), sodass die geringere Menge entstehender reaktiver Intermediate unter Annahme einer vergleichbaren Wirksamkeit eine geringere Lebertoxizität von Enfluran annehmen lässt.

Als Folge der chronischen Exposition gegenüber subanästhetischen Konzentrationen von Enfluran wurde ein Fall eines schweren Asthmas bei einem Anästhesisten bekannt. Dieser erlitt

beim Einsatz von Enfluran fünf Rückfälle, und ein spezifischer Provokationstest war positiv. Reproduktionstoxische Effekte sind beim Einsatz von Enfluran nicht zu erwarten.

Der Luftgrenzwert von Enfluran beträgt 150 mg/m^3 .

Isofluran

In Kombinationsanästhesien wird Isofluran in einer Konzentration von ca. 3 % zur Einleitung und von 1,0 bis 1,5 % für die Aufrechterhaltung der Anästhesie verwendet.

Mit der Atemluft aufgenommen, verursacht Isofluran im Zentralnervensystem dosisabhängig (1 bis 3 %) eine Beseitigung des Schmerzempfindens, eine Ausschaltung des Bewusstseins und der Abwehrreflexe sowie eine Relaxation der Skelettmuskulatur.

Nach anästhetischen Dosen werden etwa 0,2 % des Isoflurans metabolisiert, wobei neben anderen Substanzen Trifluoressigsäure entsteht. Die hepatische P-450-Aktivität ist bei chronischer Exposition nicht gesteigert.

Die Metabolisierungsrate von Isofluran unterscheidet sich gegenüber derjenigen anderer flüchtiger Inhalationsanästhetika. Im Vergleich zu Halothan ist sie um ca. einen Faktor 100, zu Sevofluran um ca. einen Faktor 15 bis 50 und zu Enfluran um ca. einen Faktor 10 kleiner. Dagegen ist sie etwa zehnmal höher als diejenige des Desflurans. Dadurch ist eine Lebertoxizität durch reaktive Zwischenprodukte weniger zu befürchten als etwa bei Halothan.

Eine günstige Eigenschaft des Isoflurans und zum Teil auch des Enflurans stellt deren niedriger Blut/Gas- und Öl/Blut-Koeffizient dar (schlechte Löslichkeit), was eine schnellere Elimination des nicht metabolisierten Anteils ermöglicht.

Isofluran wurde als nicht hepatotoxisch erachtet, doch lassen mehrere publizierte Fallbeschreibungen (vermutete Hepatitis durch Isofluran) Zweifel am vollständigen Fehlen einer hepatotoxischen Wirkung aufkommen. Wie Halothan und Enfluran kann auch Isofluran durch die beim Abbau entstehenden reaktiven Verbindungen Proteine verändern und dadurch eine Immunantwort auslösen, die unter Umständen eine Leberzellschädigung bewirkt. Reproduktionstoxische Effekte beim Einsatz von Isofluran sind nicht bekannt.

Der Luftgrenzwert von Isofluran beträgt 80 mg/m^3 .

5 Praktische Beispiele

Sevofluran

Sevofluran wird erst seit wenigen Jahren klinisch eingesetzt. Die pharmakokinetischen Effekte des Sevoflurans gleichen denjenigen des Isoflurans. Funktionsstörungen der Leber oder der Nieren wurden nicht beobachtet.

Es gibt keinen Luftgrenzwert für Sevofluran.

Desfluran

Auch Desfluran wird erst seit einigen Jahren klinisch eingesetzt. Zur Anästhesieeinleitung werden im Allgemeinen Konzentrationen von 4 bis 9 % und zur Aufrechterhaltung solche von 1,5 bis 4 % verwendet.

Die pharmakodynamischen Effekte des Desflurans unterscheiden sich nicht wesentlich von denjenigen des Isoflurans, die anästhetische Wirkung des Desflurans ist jedoch fünfmal niedriger als diejenige von Isofluran.

Im Gegensatz zu den anderen volatilen Anästhetika konnte für die beiden Inhalationsanästhetika der jüngsten Generation, Desfluran und Sevofluran, bislang kein gesicherter Nachweis einer Leberschädigung erbracht werden. Die sehr geringe Metabolisierungsrate des Desflurans lässt auf das Fehlen einer leberschädigenden Wirkung hoffen, eine potenzielle Hepatotoxizität durch Kreuzempfindlichkeit mit anderen Inhalationsanästhetika kann allerdings nicht ausgeschlossen werden.

Auch an den Nieren und anderen Organen wurden bisher keine schädigenden Auswirkungen durch Desfluran beobachtet. Funktionstests der Nieren und der Leber von Versuchspersonen und von Patienten zeigten nach Desfluranexposition keine Beeinträchtigungen.

Es gibt keinen Luftgrenzwert für Desfluran.

5.6.3 Beschreibung der Schadstoffquelle

Narkosegase können in Operationssälen aus diversen Leckagepunkten entweichen:

- ❑ aus den Entnahmedosen in der Wand, die Lachgas aus der zentralen Gasstation des Hauses in den OP liefern
- ❑ aus den Anschlussleitungen zwischen Narkosegerät und Patient
- ❑ aus Messgeräten, die Gas aus dem Atemkreislauf des Patienten analysieren und anschließend in die Raumlufte des Operationsraumes abgeben

Während einige Leckagepunkte durch regelmäßige Wartung verhindert (z.B. an den Entnahmedosen) oder durch technische Maßnahmen eliminiert werden können (z.B. durch Rückführung der Messgase aus den Analysegeräten in die Absauganlagen), bleiben andere Emissionsquellen bestehen. Dazu gehören die Leckagen des Narkosegerätes und die Verbindung zum Patienten.

Auf der Grundlage vorliegender Messungen der Berufsgenossenschaften, der Informationen aus technischen Normen und aufgrund von Literaturdaten wurde die Leckagerate auf folgende Werte ermittelt [24]:

- ❑ Leckage eines Narkosesystems bei Verwendung von Intubationsnarkosetechniken (ITN) und bei Larynxmasken: $\dot{V}_{N_2O} = 630 \text{ ml/min}$
- ❑ Leckage eines Narkosesystems bei Einsatz von Maskennarkosen: $\dot{V}_{N_2O} = 1000 \text{ ml/min}$

Bei diesen Leckagewerten handelt es sich nicht um Durchschnitts-, sondern um 95%-Werte aus vorliegenden Messungen (Abbildung 29).

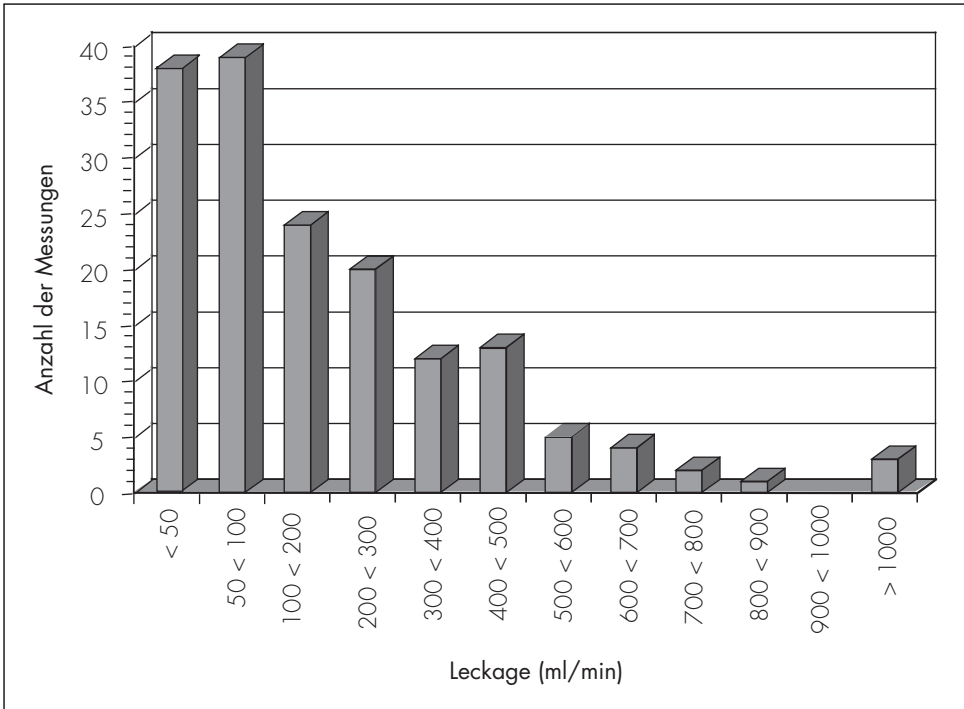
5.6.4 Beschreibung der Lüftungssituation

Die Arbeitsplätze mit Narkosegasumgang weisen sehr unterschiedliche Lüftungssituationen auf.

Neu erbaute Operationssäle besitzen in der Regel Lüftungsanlagen gemäß DIN 1946 Teil 4 [25], die über einen Mindestfrischluftstrom von $1200 \text{ m}^3/\text{h}$ verfügen müssen. Ältere Opera-

5 Praktische Beispiele

Abbildung 29:
Leckage von Narkosesystemen (ITN + Larynx)



tionssäle besitzen geringere Lüftungsraten (ca. vier- bis fünffacher Luftwechsel pro Stunde) oder nur natürliche Lüftung (über Fenster und Türen).

Die Lüftungssituation muss bei Anwendung der Berechnung bekannt sein (vgl. auch Kapitel 4).

5.6.5 Angaben zum Raum (Arbeitsumfeld) und zur Arbeitsorganisation (Arbeitszeit, parallele Belastungen)

Die Raumgröße V_R ist für das Berechnungsverfahren nur dann von Interesse, wenn die Lüftungsinformationen in Form von stündlichen Luftwechsellungen vorliegen, da

$$\lambda = \frac{\dot{V}_L}{V_R}$$

Sonst wird V_R im Berechnungsverfahren nicht benötigt.

Parallele Belastungen können aufgrund der gleichzeitigen Zufuhr von Lachgas und flüchtigen Anästhetika über folgende Gleichung berechnet werden:

Die Konzentration des flüchtigen Anästhetikums in der Raumluft ist, da sie nur aus der Leckage des Narkosegaskreislaufes stammen kann, proportional zur Konzentration im Frischgas, das den Patienten versorgt. Somit gilt:

$$\bar{x}_{v,A.} = \frac{x_{\text{Patient},v,A.}}{x_{\text{Patient},N_2O}} \cdot \bar{x}_{N_2O}$$

Die Konzentrationen im Frischgas (Vol.-%) sind in Abschnitt 5.6.2 beschrieben.

Die Arbeitszeit und der Zeitraum der Exposition werden bei der Wichtung der Schadstoffkonzentrationen berücksichtigt (siehe Abschnitt 5.6.7 Berechnung).

5.6.6 Beurteilungskriterien

In Deutschland besitzen vier Narkosegase Luftgrenzwerte (siehe Tabelle 28).

5.6.7 Berechnung

5.6.7.1 Beschreibung des Rechenalgorithmus

Der Rechenalgorithmus basiert auf den in Kapitel 2 für die Differenzierte Expositionsanalyse hergeleiteten Gleichungen mit folgenden Vereinfachungen:

5 Praktische Beispiele

Tabelle 28:
Deutsche Luftgrenzwerte für Narkosegase (Stand 1999)

	Lachgas	Halothan	Enfluran	Isofluran
Formel	N_2O	$\text{CF}_3\text{-CHBrCl}$	$\text{CHF}_2\text{-O-CF}_2\text{-CHCl}$	$\text{CHF}_2\text{-O-CHCl-CF}_3$
MAK (mg/m^3)	180	40	150	80
mittlere Konzentration im Frischgas (Vol.-%)	60	0,8	1	1

Für jeden Zeitraum der Berechnung werden stationäre Verhältnisse vorausgesetzt. Die Faktoren F_1 und F_2 werden somit vernachlässigt ($F_1 = F_2 = 0$).

- Die Konzentrationen $x_{D,\text{ex}}$ und $x_{D,0}$ werden ebenfalls nicht berücksichtigt ($x_{D,\text{ex}} = 0$ und $x_{D,0} = 0$).

Das folgende Berechnungsschema fasst die in Abschnitt 5.6 beschriebenen Berechnungsabläufe so zusammen, dass an Arbeitsplätzen mit Narkosegasumgang die zu erwartende Belastung der Beschäftigten systematisch abgeschätzt werden kann. Diese Informationen können anschließend in die Arbeitsbereichsanalyse nach TRGS 402 [27] als Vorinformationen einfließen.

Mit diesen Vereinfachungen lässt sich die Berechnung auf das folgende Berechnungsschema reduzieren:

I Verwendete Narkosegase (siehe Tabelle 29):

Tabelle 29:

Dokumentation der mittleren Konzentrationen im Frischgas (Vol.%) und der Verwendungszeit der Gase pro Schicht

	GW [ml/m ³]	Konzentration im Frischgas (Vol.%)	Verwendungszeit pro Schicht Δ t [h]
Lachgas	100		
Halothan	5		
Enfluran	20		
Isofluran	10		

II Bestimmung der Leckagerate (siehe Tabelle 30):

Tabelle 30:

Dokumentation der Anwendung von Intubationsnarkosen bzw. Maskennarkosen (Zeitanteile je Schicht); daraus berechnet sich eine mittlere Lachgas-Leckagerate

	\dot{V}_{N_2O} [ml/h]	Zeitanteil je Schicht Δ t [h]
ITN / Larynxmaske	37 800	Δ t _{ITN} =
Maske	60 000	Δ t _{Maske} =

$$\dot{V}_{N_2O} = \frac{1}{\Delta t_{ITN} + \Delta t_{Maske}} \cdot (37800 \cdot \Delta t_{ITN} + 60000 \cdot \Delta t_{Maske})$$

III Lüftung:

Dokumentation der Frischluftmenge im Arbeitsbereich:

$$\dot{V}_L = \dots\dots\dots [m^3/h]$$

5 Praktische Beispiele

IV Berechnung der mittleren Lachgaskonzentration:

$$\bar{x}_{N_2O} = \frac{\dot{V}_{N_2O}}{\dot{V}_L} [\text{ml}/\text{m}^3]$$

V Berechnung der mittleren Konzentration an volatilen Anästhetika:

$$\bar{x}_{v.A.} = \frac{x_{\text{Patient},v.A.}}{x_{\text{Patient},N_2O}} \cdot \bar{x}_{N_2O} [\text{ml}/\text{m}^3]$$

VI Berechnung des Bewertungsindex BI:

$$BI = \left[\frac{\bar{x}_{N_2O}}{GW_{N_2O}} \cdot \frac{\Delta t_{N_2O}}{t_{\text{Schicht}}} + \frac{\bar{x}_{v.A.(1)}}{GW_{v.A.(1)}} \cdot \frac{\Delta t_{v.A.(1)}}{t_{\text{Schicht}}} + \frac{\bar{x}_{v.A.(2)}}{GW_{v.A.(2)}} \cdot \frac{\Delta t_{v.A.(2)}}{t_{\text{Schicht}}} + \dots \right] \cdot OF$$

In dieser Gleichung ist t_{Schicht} die Zeitspanne, auf die man die Exposition beziehen möchte. Da Luftgrenzwerte in der Regel Schichtmittelwerte sind, wird t_{Schicht} in den meisten Anwendungsfällen acht Stunden betragen.

Der Ortsfaktor beträgt:

OF = 2 für Chirurgen, Anästhesisten und andere Mitarbeiter in der Nähe des OP-Feldes

OF = 1 für das übrige Personal im OP

5.6.7.2 Berechnungsbeispiel

In einem Krankenhaus-OP wird täglich ein ca. sechsstündiges OP-Programm abgearbeitet. Die Operationen dauern etwa 60 Minuten mit ca. 20-minütigen Pausen (Reinigung, Desinfektion, OP-Vorbereitung). Durchschnittlich handelt es sich um fünf Operationen, davon vier als Intubationsnarkose bzw. mit Larynxmaske und eine OP mit Gesichtsmaske.

Ein typisches OP-Programm zeigt Tabelle 31 (Seite 204):

Der Operationssaal ist ca. 100 m^3 groß und besitzt eine Frischluftzufuhr von $1300 \text{ m}^3/\text{h}$.

Tabelle 31:
Exemplarisches OP-Programm (siehe Text)

	Vorgang	Dauer [h]	$\Sigma \Delta t$ [h]	Narkose- technik	verwendete Narkosegase		
					Halothan	Enfluran	Lachgas
1	OP	1,0	1,0	ITN	-	X	X
2	Pause	0,33	1,33	-	-	-	-
3	OP	1,0	2,33	ITN	X	-	X
4	Pause	0,33	2,66	-	-	-	-
5	OP	1,0	3,66	Maske	-	X	X
6	Pause	0,33	4,0	-	-	-	-
7	OP	1,0	5,0	ITN	-	X	X
8	Pause	0,33	5,33	-	-	-	-
9	OP	1,0	6,33	ITN	-	X	X
10	Nachbe- reitung	1,66	8	-	-	-	-

Als Narkosegase kommen zur Anwendung (siehe Tabelle 32):

Tabelle 32:
Verwendete Narkosegase

	GW [ml/m ³]	Konzentration im Frisch- gas (Vol.-%)	Verwendungszeit pro Schicht Δt [h]
Lachgas	100	65	5,0
Halothan	5	1,0	1,0
Enfluran	20	1,0	4,0

5 Praktische Beispiele

Die Leckagerate an Narkosegas beträgt (siehe Tabelle 33):

Tabelle 33:
Leckagerate an Narkosegas

	\dot{V}_{N_2O} [ml/min]	Zeitanteil Δt [h]
ITN/Larynxmaske	37 800	4,0
Gesichtsmaske	60 000	1,0

$$\dot{V}_{N_2O} = \frac{1}{4,0 + 1,0} \cdot [37800 \cdot 4,0 + 60000 \cdot 1,0] = 42240 \left[\frac{\text{ml}}{\text{h}} \right]$$

Da die Frischluftmenge bekannt ist, kann die mittlere Lachgaskonzentration berechnet werden:

$$\bar{x}_{N_2O} = \frac{\dot{V}_{N_2O}}{\dot{V}_L} = \frac{42240}{1300} \left[\frac{\text{ml}}{\text{m}^3} \right] = 32,5 \left[\frac{\text{ml}}{\text{m}^3} \right]$$

Die mittleren Konzentrationen an flüchtigen Anästhetika betragen:

$$\bar{x}_{\text{Halothan}} = \frac{1}{65} \cdot 32,5 \frac{\text{ml}}{\text{m}^3} = 0,50 \left[\frac{\text{ml}}{\text{m}^3} \right]$$

$$\bar{x}_{\text{Enfluran}} = \frac{1}{65} \cdot 32,5 \frac{\text{ml}}{\text{m}^3} = 0,50 \left[\frac{\text{ml}}{\text{m}^3} \right]$$

Nun kann der Bewertungsindex BI berechnet werden:

$$BI = \left[\frac{32,50}{100} \cdot \frac{5,0}{8,0} + \frac{0,5}{5} \cdot \frac{1,0}{8,0} + \frac{0,5}{20} \cdot \frac{4,0}{8,0} \right] \cdot OF = [0,20 + 0,013 + 0,013] \cdot OF = 0,226 \cdot OF$$

Mit den Werten für den Ortsfaktor OF folgt:

BI = 0,452

für Chirurgen, Anästhesisten und andere Mitarbeiter in der Nähe des OP-Feldes

BI = 0,226

für das übrige Personal im OP

Die berechneten Bewertungsindices legen nahe, dass die Grenzwerte für Narkosegase in dem betrachteten OP eingehalten werden. Werden die Rahmenbedingungen der TRGS 525 [26] und der BG/BIA-Empfehlungen „Anästhesiearbeitsplätze – Operationssäle“ [24] eingehalten, kann von einer Einhaltung der Grenzwerte ausgegangen werden.

5.6.8 Vergleich mit Messwerten

Das vorgestellte Berechnungsverfahren ist eine zeitgewichtete Methode, die von stationären Bedingungen innerhalb des Betrachtungszeitraumes ausgeht. Unter den Bedingungen einer ausreichenden Lüftung (z.B. technische Lüftung) ist diese Annahme akzeptabel, da die Konzentrationsanstiege und -abfälle sich in etwa aufheben (siehe Abbildung 30).

So wundert es nicht, dass die Abweichung zwischen der Methode der Differenzierten Expositionsanalyse und dem vereinfachten Berechnungsverfahren im Beispiel (Abschnitt 5.6.7.2) vernachlässigbar ist (BI = 0,337 gegenüber BI = 0,34).

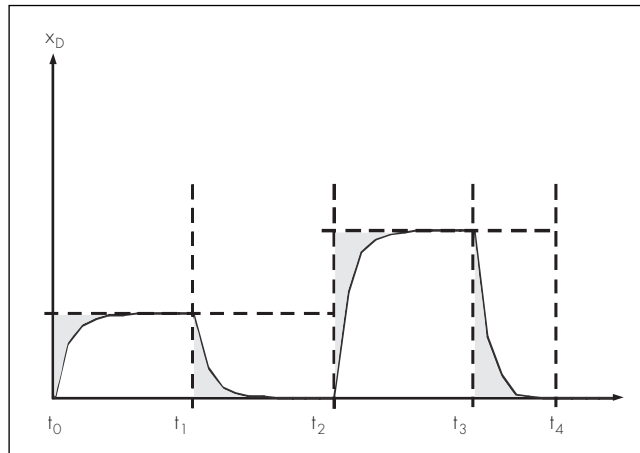
Bei schlechteren Lüftungsbedingungen führt das vereinfachte Verfahren zu höheren Werten als die Differenzierte Expositionsanalyse, ein Verhalten, welches im Sinne des Arbeitsschutzes durchaus wünschenswert ist.

Die Berechnungsergebnisse geben die realen Zustände im Operationsbereich nicht genau wieder, sondern überschätzen die realen Konzentrationen deutlich:

- ❑ Mit der genannten Quellstärke für die Narkosegasleckagen, z.B. 630 ml/min bei Intubationsnarkosen), werden 95 % der vorliegenden Messergebnisse abgedeckt, die mittlere Quellstärke liegt wesentlich niedriger (180 ml/min).

5 Praktische Beispiele

Abbildung 30:
Vergleich des
Konzentrationsanstieges
und -abfalles in
belüfteten Räumen



- ❑ Der Ortsfaktor $OF = 2$ führt ebenfalls zu deutlich höheren Belastungen, als es in der Regel zu erwarten ist.

Dennoch muss betont werden, dass dieses Vorwissen über die Arbeitssituation von entscheidender Bedeutung für das Berechnungsergebnis ist. Das Berechnungsergebnis kann nur so vertrauenswürdig sein, wie die einfließenden Daten (z.B. $\dot{V}_L, \Delta t \dots$) aussagefähig sind.

Anhand eines exemplarischen Beispiels aus einem Messprogramm der BGW (siehe Tabelle 34 auf Seite 208) kann der Vergleich mit Messwerten vorgenommen werden (siehe Tabelle 35 auf Seite 208) [28].

Die Messwerte erreichen nur 46 % des berechneten Bewertungsindex.

Tabelle 34:
Betriebsparameter Operationssäle

Betriebsparameter	Wert
Raumvolumen [m ³]	105
Narkosegerät	Dräger AV1
Narkosetechnik	ITN
Narkoseführung	Lachgas + Isofluran
Anzahl Narkosen	3
mittlere Narkosedauer [h]	1,5
Narkosegaskonzentration [Vol.-%]	Lachgas 50-60; Isofluran 0,6-1,2
Narkosegasabsaugung	vorhanden
Lüftungstechnik	maschinell; Frischluft/Abluft
Lufführung	Frischluft Decke; Abluft Boden
Frischluft [m ³ /h]	3160
Abluft [m ³ /h]	2100
Umluft [m ³ /h]	—

Tabelle 35:
Vergleich der Messwerte und Berechnungen

	Messwerte		Berechnungen	
	\bar{x} [mg/m ³]	Stoffindex SI	\bar{x} [mg/m ³]	Stoffindex SI
Lachgas	22	0,11	43	0,24
Isofluran	< 1	< 0,02	3,0	0,04
Bewertungsindex BI		0,13		0,28

5.6.9 Literaturverzeichnis

- [1] *Neschatrooh, A.*: Untersuchung von Narkosegasbelastungen in Operationseinheiten. *Medizintechnik aktuell* (1993) Nr. 2, S. 6-9
- [2] *Winter, C.G.; Lamprecht, E.; Hamm, G.; Henck, U.; Apel, G.; Fritz, M.; Matthies, J.*: Arbeitstoxikologische Studie zur Einschätzung des expositionellen Risikos des Operationspersonals gegenüber Inhalationsanästhetika. *Z. gesamte Hyg.* 33 (1987) Nr. 12, S. 622-626
- [3] *Wegener, R.; Rincker, B.; Poschadel, B.; Szadowski, D.*: Zur Halothanbelastung von Operationspersonal in Abhängigkeit von raumlufttechnischen Bedingungen. *Arbeitsmed. Sozialmed. Präventivmed.* 25 (1990) Nr. 6, S. 264-270
- [4] *Wood, C.; Ewen, A.; Goresky, G.; Shepard, S.*: Exposure of operating room personnel to nitrous oxide during paediatric anaesthesia. *Can. J. Anaesth.* 39 (1992) Nr. 7, S. 682-686
- [5] *Francourt-Smith, P.F., et al.*: Exposure to N₂O. *Can. J. Anaesth.* 40 (1993), S. 396-397
- [6] *Korn, M.; Drysch, K.; Gfrörer, W.; Ndhlovu, D.; Schmahl, F.W.*: Narkosegasbelastung in Operationssälen und Aufwachräumen unter Berücksichtigung von Lachgas. 31. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin, Berlin 11. bis 14. März 1991, Tagungsband. Deutsche Gesellschaft für Arbeitsmedizin, 1992, S. 545-548
- [7] *Sass-Kortsak, A.M.; Wheeler, J.P.; Purdham, J.T.*: Exposure of Operating Room Personnel to Anaesthetic Agents: an Examination of the Effectiveness of Scavenging Systems and the Importance of Maintenance Programs. *Canad. Anaesth. Soc. J.* 28 (1981) Nr. 1, S. 22-28
- [8] *Borm, P.; Kant, J.; Houben, G.; van Rijsen-Moll, M.; Henderson, P.*: Monitoring of Nitrous Oxide in Operating Rooms: Identification of Sources and Estimation of Occupational Exposure. *J. Occup. Med.* 32 (1990) Nr. 11, S. 1112-1116

- [9] Korn, M.; Geisel, B.; Gfrörer, W.; Wodarz, R.; Schmahl, F.W.: Gaschromatographischer Nachweis von Isofluran in Gegenwart weiterer Inhalationsnarkotika in der Atemluft von Operationspersonal. 28. Wiss. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin gemeinsam mit der Österreich. Gesellschaft für Arbeitsmedizin, Innsbruck, 4.-7. Mai 1988. S. 345-348
- [10] Gilly, H.; Lex, C.; Steinbereithner, K.: Narkosegasbelastung im OP – ein ungelöstes Problem? Ergebnisse eigener Untersuchungen. *Anaesthesist* 40 (1991) Nr. 11, S. 629-637
- [11] Pothmann, W.; Shimada, K.; Goerig, M.; Fuhlrott, M.; Schulte am Esch, J.: Belastungen des Arbeitsplatzes durch Narkosegase. *Anaesthesist* 40 (1991) Nr. 11, S. 339-346
- [12] Füllerkrug, B.; Pothmann, W.; Werner, C.; Schulte am Esch, J.: The Laryngeal Mask Airway; Anesthetic Gas Leakage and Fiberoptic Control of Positioning. *J. Clin. Anesth.* 5 (1993) Nr. 9/10, S. 357-363
- [13] Sarma, V.J.; Leman, J.: Laryngeal Mask and Anaesthetic waste gas concentrations. *Anaesthesia* 45 (1990), S. 791-792
- [14] Lambert-Jensen, P.; Christensen, N.E.; Brynnum, J.: Laryngeal mask and anaesthetic waste gas exposure. *Anaesthesia* 47 (1992), S. 697-700
- [15] Heilmann, J.; Hagemann H., et al.: Probleme der Exposition von Operationsteams durch Narkosegase. 2. Aufl. IADM Duisburg, Rheinhausen 1993
- [16] Bohne-Matusall, R.; Rasmusen, H.-U.: Narkosegase in Krankenhäusern. GA 40. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz, Dortmund 1991
- [17] Ruegger, M.; Jost, M.; Meier, A.; Knutti, R.; Schlatter, C.: Umgang mit Anästhesiegasen, Gefährdung, Schutzmaßnahmen. Schweizerische Unfallversicherungsanstalt –SUVA, Luzern 1996
- [18] Hoerauf, K.H.; Koller, C.; Jakob, W.; Taeger, K.; Hobbhahn, J.: Isoflurane waste gas exposure during general anaesthesia: the laryngeal mask compared with tracheal intubation. *Br. J. Anaesth.* 77 (1996), S. 189-193

5 Praktische Beispiele

- [19] *Hoerauff, K.; Koller, C.; Wiesner, G.; Taeger, K.; Hobbhahn, J.*: Lachgasexposition des OP-Personals bei Intubationsnarkosen. *Gesundh.-Wes.* 57 (1995), S. 92-96
- [20] *Hoerauf, K.; Mayer, T.; Hobbhahn, J.*: Arbeitsplatzbelastung durch Enfluran und Lachgas in Operationsräumen. *Zbl. Hyg.* 198 (1996), S. 265-274
- [21] *Hoerauf, K.; Hosemann, W.; Wild, K.; Hobbhahn, J.*: Belastung des Operationspersonals durch Narkosegase bei HNO-Eingriffen. *HNO* (1996) Nr. 44, S. 567-571
- [22] *Hoerauf, K.H.; Koller, C.; Taeger, K.; Hobbhahn, J.*: Occupational exposure to sevoflurane and nitrous oxide in operating room personnel. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* (1997) Nr. 69, S. 134-138
- [23] *Hoerauff, K.; Funk, W.; Harth, M.; Hobbhahn, J.*: Occupational exposure to sevoflurane, halothane and nitrous oxide during paediatric anaesthesia. *Anaesthesia* (1997) Nr. 52, S. 215-219
- [24] BG/BIA-Empfehlungen für die Überwachung von Arbeitsbereichen: Anästhesiearbeitsplätze – Operationssäle (Kennzahl 1017). In: BIA-Arbeitsmappe Messung von Gefahrstoffen. 24. lfg. III/00. Hrsg.: Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit – BIA, Sankt Augustin. Erich Schmidt, Bielefeld 1989 – Losebl.-Ausg.
- [25] DIN 1946: Raumluftechnik – Teil 4: Raumluftechnische Anlagen in Krankenhäusern (VDH-Lüftungsregeln) (03.99). Beuth, Berlin 1999
- [26] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Umgang mit Gefahrstoffen in Einrichtungen zur humanmedizinischen Versorgung (TRGS 525). *BARbBl.* (1998) Nr. 5, S. 99
- [27] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen (TRGS 402). *BARbBl.* (1997) Nr. 11, S. 27
- [28] Messberichte der Berufsgenossenschaft für Gesundheitsdienst und Wohlfahrtspflege – BGW, Bereich Gefahrstoffe, Messtechnischer Dienst, Köln

5.7 Entfettung

5.7.1 Problemstellung

In der metallverarbeitenden Industrie sind zur Metallentfettung offene und geschlossene Anlagen im Einsatz. Bei den offenen Anlagen sind Absaugungen nicht immer vorhanden.

Die Entfettung erfolgt überwiegend mit Halogenkohlenwasserstoffen. Nach der Zweiten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (2. BImSchV) [1] sind hierzu in Anlagen nur Tetrachlorethen (Per), Trichlorethen (Tri) oder Dichlormethan in technisch reiner Form, das heißt ohne Zusätze krebserzeugender Stoffe, zulässig.

Die Entfettung mit nicht wassermischbaren aliphatischen Kohlenwasserstoffen (KW), z.B. Kaltreiniger, ist allgemein üblich. Auch der Einsatz von Spezialbenzinen ist in der Praxis anzutreffen.

Bei Einsatz von Halogenkohlenwasserstoffen überwiegen die Gesundheitsgefahren und beim Einsatz von aliphatischen Kohlenwasserstoffen steht die Brennbarkeit als Gefahrenquelle im Vordergrund. Um diese Gefahren zu verringern, wird die Entfettung auf alkalischer Basis durchgeführt. Wird die Entfettung mit entsprechenden Gefahrstoffen nicht in geschlossenen Anlagen durchgeführt, so ist ein Verbrauch an Entfettungsmitteln vorhanden, der je nach vorhandenen Räumlichkeiten gewisse Gefahrstoffkonzentrationen verursacht.

Um beurteilen zu können, ob die Grenzwerte eingehalten werden, wird im Folgenden eine rechnerische Abschätzung durchgeführt. Liegt das Ergebnis der Berechnung über dem 0,25-fachen des Grenzwertes, ist eine messtechnische Überprüfung erforderlich.

Bei errechneten Konzentrationen bis zu einem Viertel der Grenzwerte wäre eine messtechnische Überprüfung nicht notwendig.

5.7.2 Angaben zu den Schadstoffen

Sind Halogenkohlenwasserstoffe im Einsatz, so ist auf die Gefahrstoffe Per, Tri oder Dichlormethan zu achten. Die Konzentrationsangaben zu den verwendeten Gefahrstoffen sind im Sicherheitsdatenblatt aufgeführt.

5 Praktische Beispiele

Werden Kaltreiniger oder Spezialbenzine zur Entfettung eingesetzt, so sind die gefährlichen Inhaltsstoffe ebenfalls dem Sicherheitsdatenblatt zu entnehmen. Besonders zu beachten sind die Kohlenwasserstoffe bzw. Kohlenwasserstoffgemische.

Bei der alkalischen Entfettung sind die eingesetzten Gefahrstoffe, z.B. Natriumhydroxid und Tenside, zu beachten, Angaben hierzu sind dem jeweiligen Sicherheitsdatenblatt zu entnehmen.

5.7.3 Beschreibung der Schadstoffquelle

Beim Umgang mit geschlossenen Anlagen zur Entfettung sind nur die Ein- bzw. Ausgabestation als kritische Bereiche anzusehen, an denen Gefahrstoffe in den Arbeitsbereich entweichen können. Im Störfall, bei Wartungs-, Reparatur- und Instandhaltungsarbeiten sind zusätzliche Schadstoffquellen zu beachten.

Werden abdeckbare Behälter oder offene Anlagen zur Entfettung verwendet, so können aus den Öffnungen Schadstoffe in den Arbeitsbereich gelangen.

Daher wird im Folgenden mit dem gesamten Jahresverbrauch als emittiertem Gefahrstoffstrom gerechnet. Im vorliegenden Beispiel lag der Jahresverbrauch bei 120 Litern, es wurde an 240 Arbeitstagen mit der Anlage gearbeitet.

5.7.4 Beschreibung der Lüftungssituation

Die Be- und Entlüftung des Arbeitsbereiches erfolgt in den meisten Fällen durch Öffnen der Fenster und Türen, d.h., eine natürliche Lüftung liegt vor. Weiterhin findet man an Anlagen Randabsaugungen und über den Behältern Absaugstutzen oder -trichter.

Im Bereich der Wände oder Decken können zur Raumlüftung Ventilatoren vorhanden sein; hierbei ist meist keine gezielt wirksame Luftführung vorhanden, da die Zuluftöffnungen im Bodenbereich und die Abluftöffnungen in Deckenbereichen installiert sind.

Im vorliegenden Beispiel ist ein Absaugventilator an der Außenwand in Deckennähe installiert; die zwei Zuluftöffnungen (je 40 x 40 cm) befinden sich in der Wand in Bodennähe.

Die in der Praxis vorliegenden Unzulänglichkeiten einer wirksamen Raumabsaugung bzw. der Absaugung der Anlagen oder Behälter und der Ermittlung der Absaugleistung lassen es bei den folgenden Berechnungen zweckmäßig erscheinen, die Absaugung nicht mit in die Berechnung einzubeziehen.

Die Berechnung wird mit einer Luftwechselrate $L_W = 2$ durchgeführt (vgl. Kapitel 4).

5.7.5 Angaben zum Raum (Arbeitsumfeld) und zur Arbeitsorganisation (Arbeitszeit, parallele Belastungen)

Die Maße des Raumes sind: Länge = 5,5 m, Breite = 4,6 m und Höhe = 4,25 m, daraus ergibt sich eine Raumgröße von $V_R = 107,5 \text{ m}^3$.

Über eine Tür besteht eine Verbindung zum übrigen Arbeitsbereich, in dem Kühlschmierstoffe im Einsatz sind.

Der Mitarbeiter ist pro Schicht etwa eine Stunde im Entfettungsraum, um Teile in die Anlage einzuhängen oder Teile zu entnehmen und in Gitterboxpaletten zu lagern. Hier erfolgt ein weiteres Abtrocknen der Teile nach der Entfettung ohne gezielte Absaugung am Abtrockenplatz.

Die Entfettungsanlage wird im Zwei-Schicht-Betrieb eingesetzt; je Schicht läuft die Anlage fünf Stunden (zehn Stunden pro Tag).

5.7.6 Beurteilungskriterien

Der eingesetzte Kaltreiniger A/715 ist mit Xn gesundheitsschädlich gekennzeichnet.

Inhaltsstoffe sind:

- C 7-9 aliphatische Kohlenwasserstoffe (KW) 75 %
- C 11-13 aliphatische Kohlenwasserstoffe (KW) 25 %

5 Praktische Beispiele

Flammpunkt: + 15 °C
Dichte: 0,736 g/cm³
MAK-Wert: 200 mg/m³ (50 ppm)

Die Ermittlung des Jahresverbrauches hat sich in diesem Fall als sehr problematisch erwiesen. Bei der Entfettung bleiben im Lösungsmittel Rückstände zurück, die den Austausch des Lösungsmittels erforderlich machen. Das verbrauchte, mit Rückständen angereicherte Lösungsmittel wird als Regenerat an den Lieferanten zurückgegeben. Im Nachgang war es schwierig, die eingekaufte Jahresmenge und die Rückgabemenge genau zu ermitteln.

5.7.7 Berechnung

5.7.7.1 Beschreibung des Rechenalgorithmus

$$\text{Raumvolumen} = V_R \text{ [m}^3\text{]}$$

$$\text{Luftwechselrate pro Stunde} = l_W \text{ [1/h]}$$

$$\text{Produktionszeit in Stunden pro Arbeitstag} = t_p \text{ [h/d]}$$

$$\text{Gesamtluftvolumen} = V_{\text{ges}} \text{ [m}^3\text{/d]}$$

$$V_{\text{Ges}} = l_W \text{ [1/h]} \cdot t_p \text{ [h/d]} \cdot V_R \text{ [m}^3\text{]}$$

$$\text{Verbrauch pro Tag} = M \text{ [mg/d]}$$

$$M = \text{Dichte [g/cm}^3\text{]} \cdot \frac{\text{Jahresverbrauch [l]}}{\text{Arbeitstage [d]}} = \frac{\text{Gewicht [kg]}}{\text{Tag [d]}}$$

$$M = \frac{\text{Gewicht}}{\text{Tag}} \cdot \text{Faktor [10}^6 \text{ mg/kg]} = \frac{\text{mg}}{\text{d}}$$

$$\text{Konzentration} = K = \frac{K [\text{mg}/\text{m}^3]}{V_{\text{Ges}}} [\text{mg}/\text{m}^3]$$

$$\text{Grenzwert} = G [\text{mg}/\text{m}^3]$$

$$\text{Konzentrationsindex} = I = \frac{K [\text{mg}/\text{m}^3]}{G [\text{mg}/\text{m}^3]} [-]$$

5.7.7.2 Beispielhafte Berechnung und Beurteilung

$$V_R = 5,5 \cdot 4,6 \cdot 4,25 = 107,525 \text{ m}^3$$

$$L_W = 2$$

$$t_p = 10 \text{ Stunden/d} \\ (\text{Anlage ist 5 Stunden/Schicht im Einsatz})$$

$$V_{\text{Ges}} = 2 \cdot 10 \cdot 107,525 = 2150,5 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$M = 0,736 \cdot \frac{120}{240} \cdot 1 \cdot 10^6 = 368000 \left[\frac{\text{mg}}{\text{d}} \right]$$

$$K = \frac{368000}{2150,5} = 171,1 [\text{mg}/\text{m}^3]$$

$$I = \frac{K}{G} = 0,856$$

Die überschlägige Berechnung ergab einen Konzentrationsindex (Bewertungsindex) von 0,86, der in der Nähe des Grenzwertes liegt; damit ist eine messtechnische Überprüfung der Schadstoffkonzentration geboten.

5.7.8 Vergleich mit Messwerten

Die Messung im Arbeitsbereich der Entfettungsanlage ergab eine Konzentration von $175 \text{ mg}/\text{m}^3$, das entspricht einem Index von 0,875. Es liegt hier eine gute Übereinstimmung

5 Praktische Beispiele

von Berechnung und Messwert vor. Eine Gefährdung für den Versicherten ist nicht gegeben, da er sich nur eine Stunde pro Schicht im Arbeitsraum aufhält. Der Index, der die Gefahrstoffexposition repräsentiert, erreicht in dieser Zeit lediglich den Wert 0,107.

Durch Änderung in der Arbeitsorganisation, z.B. ein längeres Verweilen der Teile in der Anlage zum Trocknen, und Änderung der Luftführung im Raum mit Zuluft oben und Absaugung unten, wäre eine Senkung der Konzentration an Kohlenwasserstoffen im Arbeitsbereich möglich.

Im Betrieb wurde der eingesetzte Kaltreiniger gewechselt. Der jetzt verwendete Kaltreiniger hat einen Grenzwert von 1000 mg/m^3 und damit wäre bei gleichen Bedingungen von einem Index $I = 0,175$ ($0,875 : 5$) auszugehen.

Mit dem vorgestellten Beispiel sollte gezeigt werden, dass mit einfacher Berechnung eine Entscheidungshilfe gegeben ist, im Betrieb eine Veränderung durchzuführen wie z.B. Lösungsmittel mit höheren Grenzwerten einzusetzen, den Verbrauch zu reduzieren, durch längeres Abtropfen in der Anlage die Emission in der Abtrockenphase zu minimieren oder Lüftungstechnische Maßnahmen wirksam einzusetzen.

5.7.9 Literaturverzeichnis

[1] Zweite Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (2. BImSchV) – Verordnung zur Emissionsbegrenzung von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen vom 10. Dezember 1990. BGBl. I (1990), S. 2694; (1991), S. 1218

6.1 Grundlagen

Modelluntersuchungen sind neben Messungen und Berechnungsverfahren eine weitere Möglichkeit, Expositionsdaten für Arbeitsplätze zu ermitteln, an denen Messungen nicht möglich oder nicht sinnvoll sind. Bei Modelluntersuchungen werden Arbeitssituationen und -verfahren in einem technischen Modell mit ihren wesentlichen Randbedingungen nachgebildet. Unter den Randbedingungen sind ein festgelegter Arbeitsablauf („Arbeitsvorschrift“), eine definierte (räumliche) Umgebung sowie definierte Lüftungsbedingungen hervorzuheben.

Für die Durchführung von Modelluntersuchungen gibt es die folgenden grundsätzlichen Möglichkeiten:

- Vorgabe und Einstellung bestimmter Randbedingungen am betrieblichen Arbeitsplatz, z.B. worst-case, oder
- Einrichtung eines Modellarbeitsplatzes außerhalb des Betriebes

Beide Möglichkeiten bieten gegenüber Expositionsmessungen direkt am Arbeitsplatz wesentliche Vorteile, da sie z.B.

- das Nachstellen von Arbeitsbedingungen früherer Zeiten,
- das Schaffen von Arbeitsbedingungen ohne störende Quereinflüsse,
- die Einstellung von Worst-case-Bedingungen oder
- den Einsatz auch aufwändigerer Messtechnik

erlauben. Modellarbeitsplätze, an denen kontrollierte Arbeitsbedingungen eingestellt werden, gewinnen deshalb gerade im Bereich der berufsgenossenschaftlichen Prävention zunehmende Bedeutung. Die Ergebnisse von Modelluntersuchungen lassen sich dann auf das Original übertragen, wenn die Randbedingungen entsprechend festgelegt wurden. Dies kann z.B. bedeuten, dass bei einem der Praxis in jeder Hinsicht gleichenden Modell die Ergebnisse unmittelbar verwendet werden können; bei einem Worst-case-Modell können die Ergebnisse

im Sinne der Prävention („sichere Seite“) auf alle Fälle der Praxis übertragen werden, die gleich oder günstiger ausgelegt sind als das Modell.

Das Prinzip der Durchführung von Modelluntersuchungen ist maßgeblich angelehnt an die bereits seit vielen Jahren bewährte Methode der Bauartprüfung gefahrstoffemittierender Maschinen und Geräte. Auch hier wird in einem dem jeweiligen Arbeitsverfahren hinsichtlich Größe, Lüftung usw. angepassten Raum das Arbeitsverfahren nach einer vorgegebenen Arbeitsvorschrift durchgeführt. Bewährt hat sich auch dabei die Methode, im Vergleich zu den Bedingungen in der Praxis möglichst ungünstige Bedingungen (z.B. besonders hohe Arbeitsleistung, besonders schlechte Lüftung) zu wählen. Bei Bauartprüfungen werden üblicherweise Emissionsraten bestimmt, da sie nicht von der Wahl eines Probenahmeortes im Arbeitsbereich abhängig sind und ein objektives Maß für die Beurteilung sind.

Demgegenüber erfolgt die Gefahrstoffmessung bei Modelluntersuchungen üblicherweise in Form von Expositionsmessungen; dies bedeutet, dass Luftproben mittels personengetragener Systeme oder auch stationär im unmittelbaren Atembereich der Beschäftigten entnommen werden. Hier besteht insofern kein Unterschied zu Expositionsmessungen am Arbeitsplatz, und die Messergebnisse erlauben auch eine unmittelbare Beurteilung der Exposition anhand festgelegter Expositionsgrenzwerte.

Bei entsprechender technischer Ausstattung eines Modellprüfstandes lassen sich durch Messungen in der Abluft des Prüfstandes ebenfalls Emissionsraten für Arbeitsverfahren bestimmen. Emissionsraten kennzeichnen die gesamte Gefahrstoffemission eines Arbeitsverfahrens und sind daher ein Maß für die Gesamtbelastung eines Arbeitsraumes. Emissionsraten können ggf. in Verbindung mit Berechnungen (Ausbreitungsrechnung) zur Beurteilung von Expositionen herangezogen werden.

Ein Nachteil von Modelluntersuchungen ist, dass sie in aller Regel sehr aufwändig und deshalb auch mit hohen Kosten verbunden sind. Insbesondere die Einrichtung von Modellprüfständen erfordert einen großen Aufwand. Ist jedoch ein Prüfstand erst einmal eingerichtet, dann lassen sich die Versuchsparameter in der Regel sehr viel leichter als an betrieblichen Arbeitsplätzen variieren. So lassen sich Erkenntnisse über den Einfluss bestimmter Parameter auf die Höhe der Exposition wesentlich ökonomischer ermitteln als durch Felduntersuchungen.

6.2 Modelluntersuchungen im Betrieb

Häufig kommt es bei Messungen im Betrieb vor, dass die betriebliche Auslastung nicht dafür geeignet ist, repräsentative Messergebnisse zu erhalten. Es kann sich auch die Frage stellen, ob sich in bestimmten Situationen, z.B. bei Ausfall der Lüftung, eine besondere Gefährdung ergibt, oder man trifft bei betrieblichen Messungen auf die Situation, dass benachbarte Arbeitsplätze einen störenden Einfluss auf die Messungen ausüben.

In all diesen Fällen bietet es sich an, die betrieblichen Randbedingungen für die Messungen vorübergehend so zu verändern, dass die störenden Einflüsse ausgeschlossen werden. Das bedeutet dann u.U., dass die Produktion eines Erzeugnisses erhöht oder die Arbeitsleistung angehoben wird, die Lüftung während der Messungen ausgeschaltet oder die Arbeit an benachbarten Arbeitsplätzen eingestellt wird. Solche betrieblichen Messungen unter gegenüber dem „Normalbetrieb“ definierten veränderten Bedingungen gelten als Modelluntersuchungen im Betrieb und sind die einfachste Form von Modelluntersuchungen.

Ein konkretes Beispiel für Modelluntersuchungen im Betrieb sind Expositionsermittlungen in einem Berufskrankheiten(BK)-Fall, bei dem der Betrieb zwar noch vorhanden ist, die für den Eintritt der Berufserkrankung möglicherweise verantwortlichen Arbeitsbedingungen sich aber in der Zwischenzeit wesentlich verändert haben. Hier lassen sich die ehemaligen Arbeitsbedingungen ggf. durch Einsatz veralteter Arbeitsmittel und Produkte oder durch Abschalten neuerer Schutzeinrichtungen nachstellen. Es ist selbstverständlich, dass in solchen Fällen alle Vorkehrungen zum Schutz der Beteiligten zu treffen sind, beispielsweise durch Verwendung geeigneter persönlicher Schutzausrüstung.

6.3 Modelluntersuchungen im Labor

Eine weitere Möglichkeit der Durchführung von Modelluntersuchungen besteht darin, Arbeitsplätze im Labor nachzustellen. Hier kommt es darauf an, die Arbeits- und Umgebungsbedingungen so festzulegen, dass in jedem Fall aussagefähige Ergebnisse erhalten werden. Üblicherweise werden hierbei Test- oder Prüfräume so ausgestattet, dass das jeweilige Arbeitsverfahren in der gleichen Art durchgeführt werden kann, wie es auch in der betrieblichen Praxis vorkommt. Besonderes Augenmerk ist auf die Lüftung zu legen, da die Unter-

suchungsergebnisse durch die Lüftungsbedingungen entscheidend beeinflusst werden. Bewährt haben sich variable Prüfräume, bei denen die Lüftungs- und Klimabedingungen in weiten Bereichen eingestellt werden können. Beispiele für in Prüfräumen durchgeführte Modelluntersuchungen enthält Kapitel 7.

Modelluntersuchungen in Prüfräumen können in entsprechenden Fällen gegenüber Messungen im Betrieb wesentliche Vorteile aufweisen, z.B. dadurch, dass Arbeitsbedingungen ohne störende Quereinflüsse ermöglicht werden. Auch Lüftungsbedingungen lassen sich häufig besser als im Betrieb einstellen. Ein entscheidender Vorteil ist, dass bei Messungen im Prüfstand in der Regel ein höherer messtechnischer Aufwand erbracht werden kann als im Betrieb.

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

7.1 Staubungsverhalten von Isolierstoffen (Mineralfaserprodukte)

Beim Umgang mit Mineralfaserprodukten am Arbeitsplatz werden Faserstäube freigesetzt. Die Eigenschaft von Produkten (Stoffe, Zubereitungen, Erzeugnisse), beim Umgang Staub zu emittieren, wird Staubungsverhalten genannt. Für Untersuchungen des Staubungsverhaltens von Mineralfaserprodukten haben sich u.a. begehbare Prüfkammern im Maßstab 1 : 1 (Vollmaßstab) bewährt, bei denen durch Simulation der Arbeitsverfahren arbeitshygienisch relevante Daten zum Staubungsverhalten von Produkten abgeleitet werden, z.B. bei Isolierarbeiten, dem Hauptanwendungsgebiet von Mineralfaserprodukten.

Zur Untersuchung des Staubungsverhaltens von Mineralwollgedämmstoffen im Vollmaßstab stehen, meist bei den Herstellerbetrieben von Glas- und Steinwolle, verschiedene Prüfräume zur Verfügung. Der Aufbau solcher Prüfräume ist schematisch in Abbildung 31 (siehe Seite 224) wiedergegeben. In den Prüfräumen sind entsprechende Attrappen (Dummys) aufgebaut, bei denen die Dämmstoffe eingesetzt werden. Zur Simulation typischer Isolierarbeiten im Hochbau werden z.B. (Holz-) Rahmengestelle, für die Technische Isolierung hingegen Rohratrappen angewendet.

Die Erfahrungen der Hersteller zeigen, dass hier noch erheblicher Entwicklungs- und Harmonisierungsbedarf besteht, denn trotz vergleichbarer Handhabung weichen die ermittelten Faserstaubkonzentrationen für denselben Dämmstoff in den einzelnen Prüfräumen stark voneinander ab. Verantwortlich werden dafür die unterschiedlichen Prüfbedingungen gemacht, u.a. bezüglich der Raumdimensionen, der eingebrachten Materialmenge oder der Lüftungsverhältnisse. So besitzt z.B. ein relativ großer Prüfraum eine sehr effektive Raumlüftung, während ein kleiner Prüfraum nicht be- und entlüftet wird. Die Untersuchungen in den unterschiedlich großen Prüfräumen ergeben aber vergleichbare Ergebnisse, wenn das Verhältnis der Dämmmaterialmenge (m^2) zur Kammergröße (m^3) [entspricht dem Beladungsfaktor] feststeht. Bei einem konstanten Beladungsfaktor von $0,7 \text{ m}^{-1}$ erhält man in allen Prüfräumen in erster Näherung vergleichbare Ergebnisse.

Ideal wäre ein standardisierter Prüfraum mit vorgegebenen Raumabmessungen und definierten Lüftungs- und Klimabedingungen. Es ist bekannt, dass die Vorgabe eines bestimmten Luftwechsels oder gar die Umrechnung unterschiedlicher Luftwechsel zum Erzielen vergleichbarer Ergebnisse zum Staubungsverhalten nicht ausreicht; zu berücksichtigen ist vielmehr auch die Art der Luftführung.

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

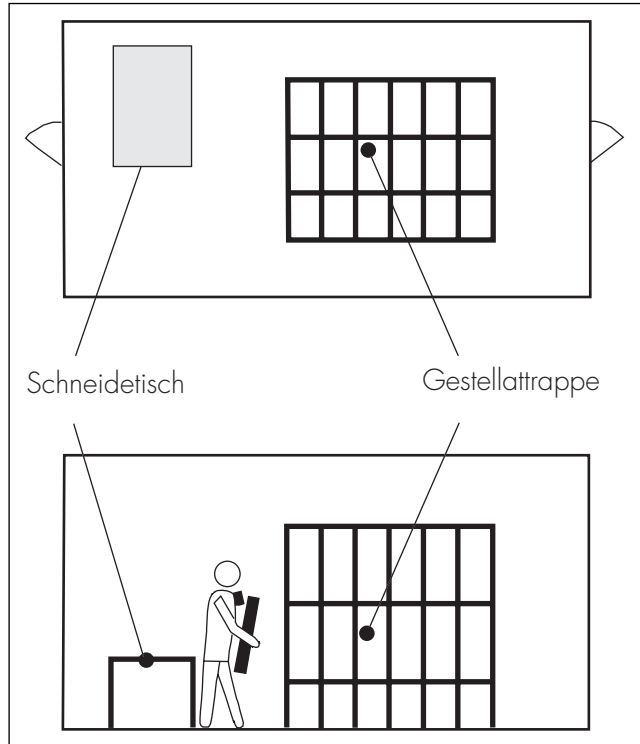


Abbildung 31:
Prüfraum zur Bestimmung der
Exposition bei Isolierarbeiten

Bekannt ist außerdem der große Einfluss der Handhabung der Mineralwollgedämmstoffe auf die Faserstaubkonzentration. Die exakte Vorgabe jedes einzelnen Schrittes für die Durchführung der Isolierarbeiten ist deshalb unumgänglich. Eine weitere Einflussgröße des Staubungsverhaltens sind die Klimabedingungen. Dabei ist der Einfluss der Temperatur im üblichen Temperaturbereich von Prüfräumen zumeist vernachlässigbar, während die Feuchtigkeit die Staubfreisetzung wesentlich beeinflussen kann. Erfahrungsgemäß hat die Materialfeuchte einen größeren Einfluss als die Luftfeuchtigkeit.

Der Testablauf für Mineralwollgedämmstoffe sieht – wie an realen Arbeitsplätzen – das Zuschneiden der Materialien vor. Auch die dabei eingesetzten Werkzeuge beeinflussen die Faserstaubfreisetzung. Als Ziel der Untersuchungen sollte die Schaffung europäisch harmonisierter Normen zur Bestimmung des Staubungsverhaltens angestrebt werden.

7.2 Friseurarbeiten

Die messtechnische Untersuchung der Gefahrstoffbelastung von Friseuren an ihrem Arbeitsplatz ist im Friseursalon mit einer Reihe von Schwierigkeiten verbunden. So werden dort üblicherweise alle anfallenden Arbeiten in zufälliger Folge entsprechend den Kundenwünschen ausgeführt, sodass unterschiedliche Arbeiten in nicht reproduzierbarer Weise an benachbarten Arbeitsplätzen anfallen. Dadurch leidet auch die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse und die Messergebnisse verfälschende Quereinflüsse können nicht ausgeschlossen werden. Eine weitere Schwierigkeit ist darin zu sehen, dass unvorbereitete Kunden in einem Salon durch die aufwändigen Messeinrichtungen verunsichert werden könnten.

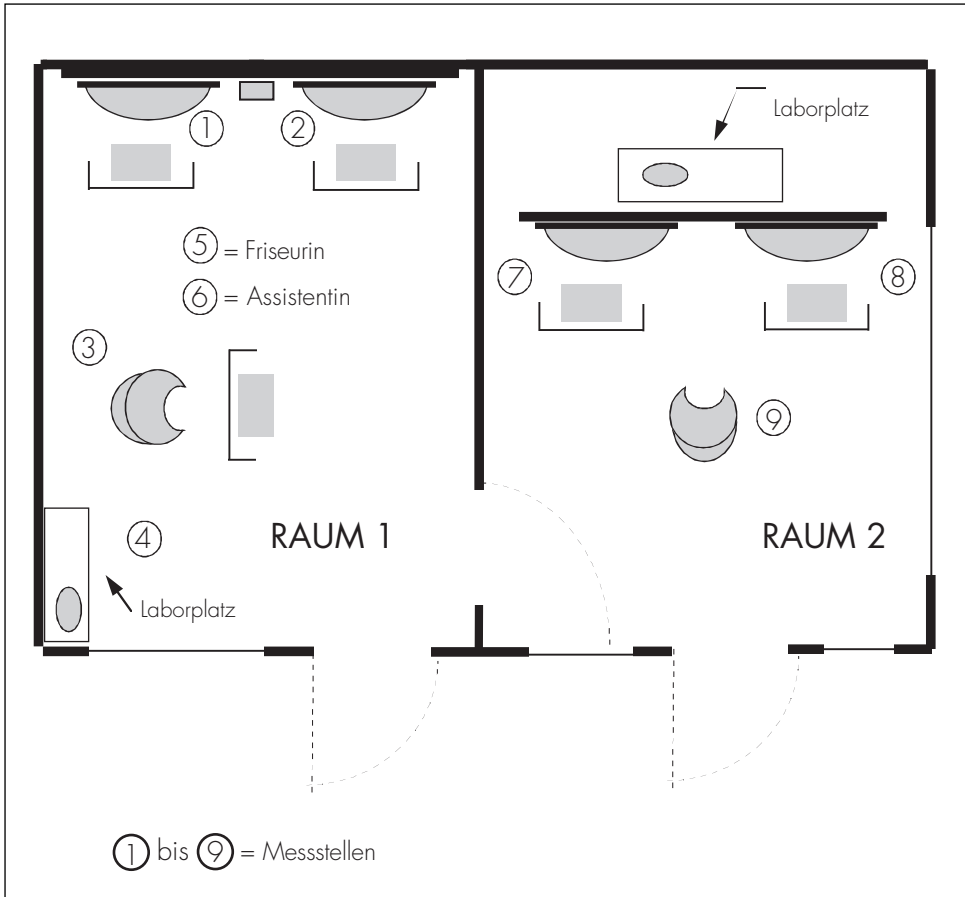
Die BGW und das Berufsgenossenschaftliche Institut für Arbeitssicherheit – BIA haben im Rahmen eines gemeinsamen Projektes die Atemwegsbelastung am Friseurarbeitsplatz untersucht. Die Ergebnisse des Projektes sollten im Wesentlichen Aufschluss darüber geben, welchen Gefahrstoffen die Friseure bei den einzelnen Arbeitsschritten ausgesetzt sind. Außerdem sollten die Ergebnisse zur Erstellung von Handlungsanleitungen für die Betriebe herangezogen werden und bei Bedarf zur Festlegung geeigneter Lüftungs- und Schutzmaßnahmen dienen.

Für das Projekt wurde deshalb im BIA ein Friseurprüfstand eingerichtet, in dem unter genau definierten Bedingungen gearbeitet werden kann. Mithilfe des Prüfstandes war es möglich, Menge und Zusammensetzung atemwegsbelastender Stoffe in der Luft unter definierten Bedingungen und ohne störende Einflüsse zu ermitteln. Für die Ausführung der Friseurarbeiten stand qualifiziertes Fachpersonal eines ortsansässigen Fachbetriebes zur Verfügung.

Der im BIA eingerichtete Friseurprüfstand besteht aus zwei nebeneinander liegenden Räumen. Beide Räume sind je 4,7 m lang, 3,5 m breit und 2,5 m hoch und über eine Tür miteinander verbunden. Die Grundrisszeichnung zeigt beide Räume mit Einrichtung (Abbildung 32, siehe Seite 226). Raum 1 dient als der eigentliche Messraum, in dem jeweils nur die zu einer Mes-

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Abbildung 32:
Friseurprüfstand des BIA (Grundriss)



sung gehörenden Arbeiten ausgeführt werden; die Standardmessstellen sind in der Grundrisszeichnung eingetragen. Die sonstigen zu einer kompletten Friseurdienstleistung gehörenden Arbeiten werden davon getrennt in Raum 2 ausgeführt, damit sie nicht zu einer Verfälschung

der Messergebnisse führen können. In einigen Fällen wurden auch in Raum 2 Expositionsmessungen vorgenommen.

An die Räume wurden bei ihrer Herstellung bzw. Einrichtung im Hinblick auf eine mögliche Verfälschung von Messergebnissen insbesondere folgende Anforderungen gestellt:

- keine Adsorption von Stoffen an Oberflächen
- keine Ausgasung von Stoffen aus Materialien
- Durchbrüche im unteren Wandbereich, in denen nach Bedarf Lüftungsgitter, Kabel- und Schlauchführungen oder Blindstopfen angebracht werden können

Für die Reproduzierbarkeit von Messergebnissen ist es auch erforderlich, definierte Lüftungs- und Klimabedingungen einzuhalten. Die Raumluft wird deshalb mithilfe einer Klimaanlage auf vorgegebene Werte der Lufttemperatur und der Luftfeuchte konditioniert. An die Klimaanlage wurden folgende Anforderungen gestellt:

- Temperatur regelbar von 20 bis 24 °C
- Temperaturkonstanz ± 1 °C
- Luftfeuchte regelbar von 45 bis 75 % relative Feuchtigkeit
- Luftfeuchtekonzanz ± 5 % relative Feuchtigkeit
- Luftwechsel bis ca. 5 h^{-1}

Die Untersuchungen wurden so geplant, dass während eines Arbeitstages die jeweiligen Friseurarbeiten wie Blondieren oder Dauerwellen entsprechend der vollen Auslastung einer Friseurin anfielen. Dabei stand der Friseurin wie in einem normalen Friseursalon für Nebentätigkeiten ständig eine Assistentin zur Verfügung.

Die Untersuchungsergebnisse der Versuchsreihe Blondieren (siehe Abbildung 33 auf Seite 228) zeigen, dass bei Einsatz neu entwickelter Blondierpulver in Form von Granulaten oder mikroverkapselten Pulvern die Staubfreisetzung der als atemwegssensibilisierend geltenden Blondierpulver mit dem Wirkstoff Ammoniumperoxodisulfat reduziert wird. Damit wird auch die Atemwegsbelastung der Friseure erheblich herabgesetzt.

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Abbildung 33:
Expositions-messung beim
Blondieren: Friseurin beim
Auftragen des Blondiermittels;
Probenahmeeinrichtungen an der
Person sowie stationär in
Atemhöhe oberhalb der Kundin



Die beim „Färben“ und „Dauerwellen“ eingesetzten Wirkstoffe wie *p*-Phenylendiamin und Thioglycolat konnten in keinem Fall in der Atemluft nachgewiesen werden.

Auch für Wasserstoffperoxid und Ammoniak ist bei den oben genannten Friseurarbeiten unter normaler Auslastung in einem Friseursalon von der sicheren Einhaltung der Grenzwerte auszugehen. Technische Schutzmaßnahmen zur Verringerung der Atemwegsbelastung sind in der Regel nicht erforderlich.

7.3 Gefahrstoffe unter Tage

7.3.1 Problemstellung

In untertägigen Arbeitsbereichen werden vielfach Gefahrstoffe verwendet. Der Umgang selbst ist in der Gesundheitsschutz-Bergverordnung [1] geregelt. Danach darf mit kennzeichnungspflichtigen krebserzeugenden, erbgutverändernden, fruchtschädigenden, sehr giftigen und giftigen Gefahrstoffen unter Tage überhaupt nicht umgegangen werden. Mit anderen kenn-

zeichnungspflichtigen Gefahrstoffen darf nur dann umgegangen werden, wenn sie nach einer stoffspezifischen Prüfung durch Fachinstitute bergbehördlich allgemein zugelassen worden sind. Die Vorgehensweise bei der Prüfung ist in den Prüfbestimmungen des Landesoberbergamtes Nordrhein-Westfalen [2] festgeschrieben und wird bundeseinheitlich angewandt. Für bestimmte Gefahrstoffe, die bei dem bestimmungsgemäßen Umgang in die Grubenwetter übertreten, ist dort bereits ein Prüfverfahren mit Modellierung der möglichen Expositionssituation angegeben, das im Wesentlichen dem entspricht, das im Folgenden kurz dargelegt werden soll. Im Gegensatz zur überragigen Vorgehensweise weist das im Weiteren beschriebene Verfahren somit bereits einen erheblichen Grad von Verbreitung und behördlicher Anerkennung auf.

Abweichend zu überragigen Arbeitsbereichen ist der typische Arbeitsplatz unter Tage immer durch das Vorhandensein einer künstlichen oder natürlichen Bewetterung gekennzeichnet. Sie wird in aller Regel vorgegeben und kann immer verhältnismäßig genau gemessen werden. Ein besonders bedeutsames Problem der rechnerischen Expositionsermittlung sind die örtlichen und zeitlichen Inhomogenitäten in der Verteilung des Gefahrstoffes in der Atemluft der Beschäftigten respektive im Raum zwischen Quelle und Atembereich. Infolge der gerichteten Belüftung und der somit mehr oder weniger stark ausgeprägten Verwirbelung der austretenden Gefahrstoffe kann dieser Effekt minimiert bzw. eliminiert werden. Im Folgenden soll als spezieller Fall das Verhalten von aus nahezu punktförmigen Quellen austretenden Gefahrstoffen in den gerichteten Wetterstrom betrachtet werden. Dabei wird zunächst außer Acht gelassen, ob es sich um durchgehende oder Sonderbewetterung handelt. In erster Näherung kann davon ausgegangen werden, dass der mit einer konstanten Emissionsrate E in die luftgetragene Phase übertretende Stoff durch den mit konstanter Wettergeschwindigkeit v verlaufenden Wetterstrom zu einer konstanten Konzentration C verdünnt wird. Bei bekannter Emissionsrate und (immer) bekannten Wettermengen Q_W lässt sich diese Expositionskonzentration leicht errechnen:

$$C \text{ [mg/m}^3\text{]} = \frac{E \text{ [mg/min]}}{Q_W \text{ [m}^3\text{/min]}} \quad (7.3.1)$$

Einige Probleme dieses Ansatzes seien nicht verschwiegen. Zum einen ist die korrekte Ermittlung der Emissionsrate nicht immer ganz unproblematisch. Ein spezielles Beispiel, die Emissionen von Dieselmotoren, wurde in einem europäisch geförderten Forschungsvorhaben inten-

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

siv untersucht. Es konnte nachgewiesen werden, dass bei genügend hohem Aufwand bei der Ermittlung der Emissionsraten die gemessenen Expositionskonzentrationen und die errechneten erstaunlich gut übereinstimmen. Der Aufwand ist in aller Regel für die Praxis zu hoch. Doch lassen sich die bei der Typprüfung der Motoren erhaltenen Expositionsdaten ebenfalls zum Ansatz bringen. Das so resultierende Verfahren ist beispielsweise in der TRGS 554 „Dieselmotoremissionen“ [3] enthalten und wird in Abschnitt 5.2 ebenfalls dargelegt.

Eine andere Schwierigkeit des Modells liegt darin begründet, dass die ideale Durchmischung des Gefahrstoffes in den Wettern erst nach einer bestimmten Strecke erreicht ist. Bei „normalem“ Verhalten des Bergmannes, das heißt bei Annahme einer bestimmten räumlichen Entfernung seines Atembereiches von der Quelle, die immer unterstellt werden kann, führt dieses Phänomen allerdings immer zu einer rechnerischen Überschätzung der Expositionskonzentration, was im Folgenden darzulegen sein wird.

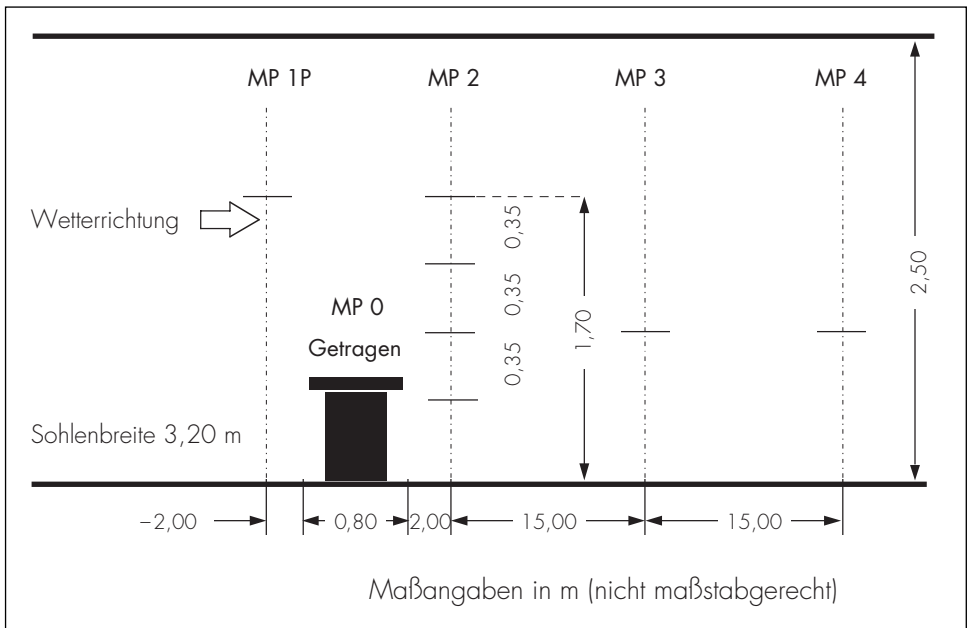
Ein Sonderfall des oben angeführten Modells liegt dann vor, wenn der Gefahrstoff während eines bestimmten expositionsrelevanten Zeitraumes (zum Beispiel innerhalb der Zeitbasis der Kurzzeitwerte, also derzeit innerhalb einer Viertelstunde) **bestimmungsgemäß quantitativ** in die Wetter übertritt. Dies ist zum Beispiel bei der Durchführung von Bandklebearbeiten mit Klebern auf der Basis von schwerentflammbar (Brandschutzvorschriften im Steinkohlebergbau!) Lösungsmitteln wie etwa Trichlorethen der Fall. Der Kleber, der etwa 80 % Lösungsmittel enthält, wird in kurzer Zeit (etwa zehn Minuten) aufgetragen, das Lösungsmittel verdunstet rasch und quantitativ und es resultiert eine Konzentration der gesamten Lösungsmittelmasse M geteilt durch das während des Bemessungszeitraumes durch den Arbeitsbereich wandernde Wettervolumen V in m^3 . Zu bestimmen wären in diesem Fall lediglich diese beiden Größen, was besonders einfach und vor Ort immer durchführbar ist.

Dass diese Annahmen richtig sind, wurde vom Institut für Gefahrstoff-Forschung (IGF) in einer Reihe von Versuchen bewiesen [4, 5].

7.3.2 Modellbildung

In umfangreichen Versuchen, teils auf dem Prüfstand [6], teils in der Versuchsrube Tremonia, Dortmund, wurden derartige Arbeiten modellhaft nachgestellt. In Abbildung 34 wird der Ver-

Abbildung 34:
 Versuchsaufbau Trichlorethen beim Bandkleben: Anordnung der Messpunkte in der Strecke – Vertikalschnitt



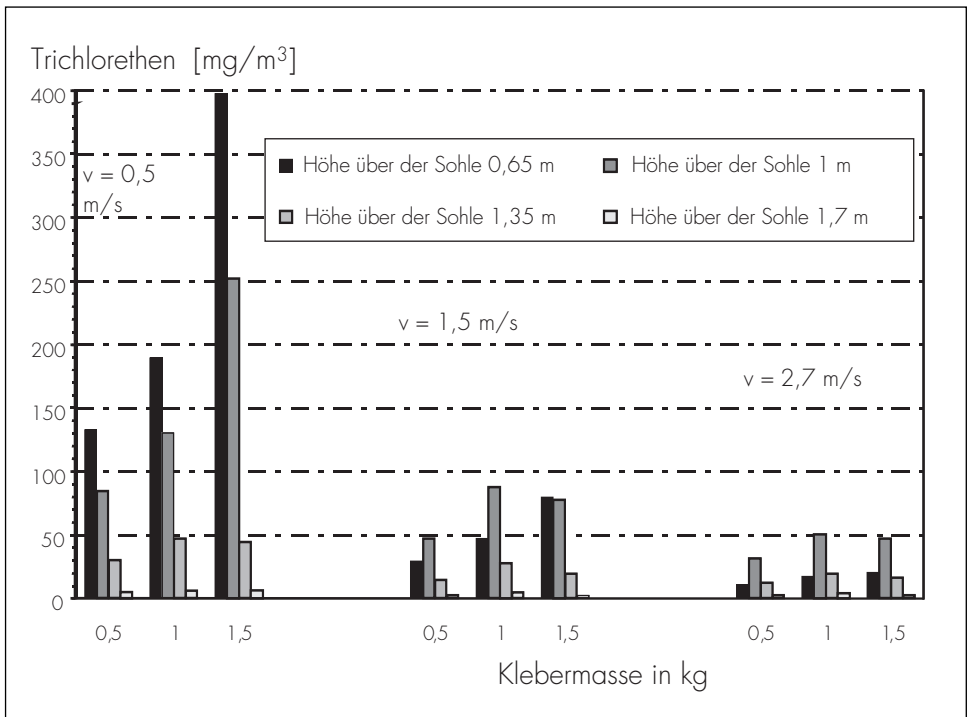
suchsaufbau dargestellt. In einer Strecke von 3,20 m Sohlenbreite und 2,50 m Höhe (Querschnitt 8 m^2) wurde ein Bandklebearbeitsplatz nachgebaut. Ein einzelner Beschäftigter trug dabei am Messpunkt 0 (MP 0) Kleber auf. Der spezifische Kleberauftrag wurde während der Versuche konstant gehalten und betrug ca. 1 kg/m^2 Klebefläche. Im Rahmen des Versuches wurden die Wettergeschwindigkeit (0,5, 1,5 und $2,7 \text{ m/s}$) und die aufgetragene Klebermenge (0,5, 1 und $1,5 \text{ kg}$) variiert. Der Auftrag des Klebers dauerte jeweils ca. 7 bis 10 Minuten. Die Messdauer betrug jeweils eine halbe Stunde. Zum Zeitpunkt der Messungen betrug die Zeitbasis für den Kurzzeitwert 30 Minuten. Grundsätzlich lassen sich die Ausführungen jedoch auch auf andere Expositionszeiten (1,5 Minuten) übertragen. Nach dieser Zeit waren mit einem direkt anzeigenden Gerät (Photoionisationsdetektor PID) keine

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Lösungsmittel in den Wettern mehr nachzuweisen. Der Beschäftigte selbst trug ein Probenahmegerät (MP 0). Unmittelbar abwetterseitig der Arbeitsstelle (2 m) wurden vier Geräte übereinander angeordnet. In jeweils zweimal weiteren 15 Metern erfolgte die Aufstellung zusätzlicher Geräte in ca. 1 m Höhe (in einem Teil der Versuche auch mit einer weiteren Horizontalschichtung wie am MP 2). Zum Einsatz kamen Aktivkohlesammelröhrchen (Luftdurchsatz 0,5 l/min). Die Analyse wurde mittels Gaschromatographie durchgeführt. Zur Kontrolle der Bedingungen wurde 2 m frischwetterseitig die Belastung der Frischwetter auf Trichlorethen (MP 1) gemessen, in allen Fällen lag diese unterhalb der Nachweisgrenze.

Zunächst wurde der vertikale Konzentrationsverlauf im Streckenquerschnitt der Trichlorethenkonzentrationen am Messpunkt 2 bei unterschiedlichen Wettergeschwindigkeiten und unterschiedlichen Klebermassen untersucht. Die entsprechenden Ergebnisse zeigt Abbildung 35 (Trichlorethenkonzentration Vertikalschnitt an MP 2). In Abhängigkeit von den verwendeten Klebermassen und den vorliegenden Wettergeschwindigkeiten ergaben sich dabei sehr unterschiedliche Konzentrationshöhen, obwohl, wie ausgeführt, die spezifische Klebermenge in allen Fällen gleich war. Es ist darauf hinzuweisen, dass insbesondere bei der niedrigsten Wettergeschwindigkeit von 0,5 m/s der schwere Lösungsmitteldampf laminar vom Tisch auf die Sohle geführt wird. Daher werden an den tiefer liegenden Messstellen die größeren Konzentrationen ausgewiesen. Bei den höheren Wettergeschwindigkeiten liegt dagegen offensichtlich eine Strahlenbildung in Tischhöhe vor. Das Konzentrationsmaximum liegt hier bei ca. 1 m Höhe über der Sohle. Je nach Anordnung des jeweiligen Messgerätes betragen bei dem Versuch mit 1,5 kg verarbeitetem Kleber die Konzentrationen zwischen 400 und 40 mg/m³ Trichlorethen. Im Anschluss an die Vertikalschichtung der Konzentrationen unmittelbar hinter dem Arbeitsplatz soll nun deren Verteilung über die Länge der Strecke dargestellt werden. Bei zwei Wettergeschwindigkeiten (0,5 und 1,5 m/s) wurde jeweils eine Masse von 1 kg Kleber verbraucht. Bei beiden Versuchen wurde eine identische Vertikalschichtung von Probenahmegeräten wie zuvor für den Messpunkt 2 beschrieben auch an den Messpunkten 3 und 4, also 17 bzw. 32 Meter hinter dem betreffenden Arbeitsplatz, vorgenommen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 36 (siehe Seite 234) dargestellt (Trichlorethenkonzentration, Verteilung in der Strecke [Klebermasse 1,0 kg]). Erneut wird hier das Absinken der Lösungsmitteldämpfe bei 0,5 m/s auf die Sohle am Messpunkt 2 und die Strahlenbildung bei 1 m Höhe und 1,5 m/s Wettergeschwindigkeit deutlich. Bemerkenswert ist, dass sich bei der niedrigen Wettergeschwindigkeit erst nach ca. 32 m eine homogene Verteilung über dem Streckenquerschnitt einstellt. Bedingt durch die bei hohen Wettergeschwindigkeiten verstärk-

Abbildung 35:
Trichlorethenkonzentration an MP 2

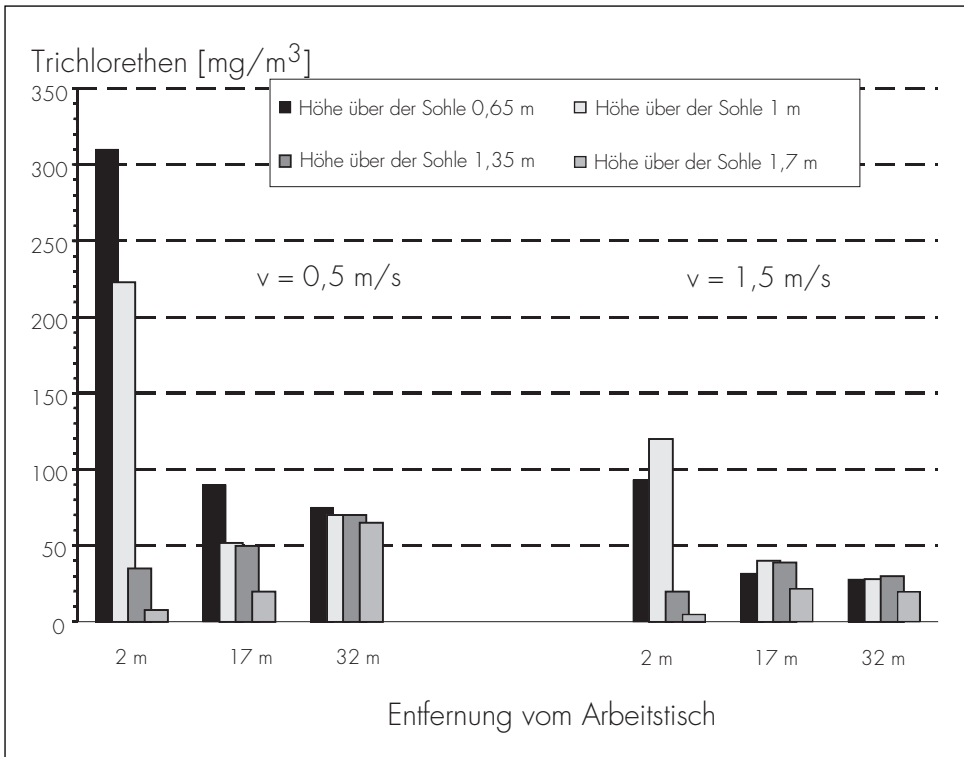


ten Turbulenzen erfolgt bei der Wettergeschwindigkeit von 1,5 m/s die Durchmischung offensichtlich schneller. Somit ist festzuhalten, dass erst an der 17-m-Messstelle im Falle von 1,5 m/s Wettergeschwindigkeit bzw. bei 32 m im Falle von 0,5 m/s Wettergeschwindigkeit hinter dem Arbeitsplatz die Anordnung der Geräte im Streckenquerschnitt keine Rolle mehr spielt.

Die entscheidende Frage für die Beurteilung der geeigneten Messstrategie ist letztlich jedoch die nach der Vergleichbarkeit der personenbezogenen Messergebnisse an der Person (Mess-

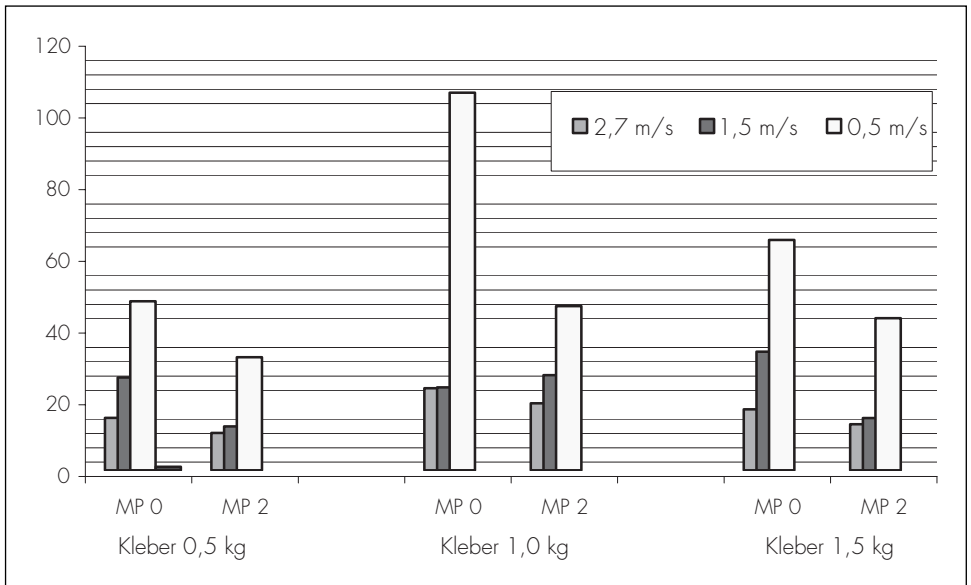
7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Abbildung 36:
Trichlorethenkonzentration, Verteilung in der Strecke (Klebermasse 1,0 kg)



punkt 0) und den stationären Worst-case-Messungen emissionsnah in 1,35 m Höhe (Messpunkt 2). Eine solche Worst-case-Messung würde näherungsweise bei der messtechnischen Ermittlung der Lösungsmittelkonzentration in den Wettern dann herangezogen werden, wenn für eine personenbezogene Messung, z.B. aufgrund fehlender geeigneter Pumpen, keine Möglichkeit besteht. Wie aus Abbildung 37 (Vergleich personenbezogener Daten mit Worst-case-Daten) hervorgeht, führt der letztere Weg, die Probenahme unmittelbar hinter der Arbeits-

Abbildung 37:
Vergleich personenbezogener Daten mit Worst-case-Daten

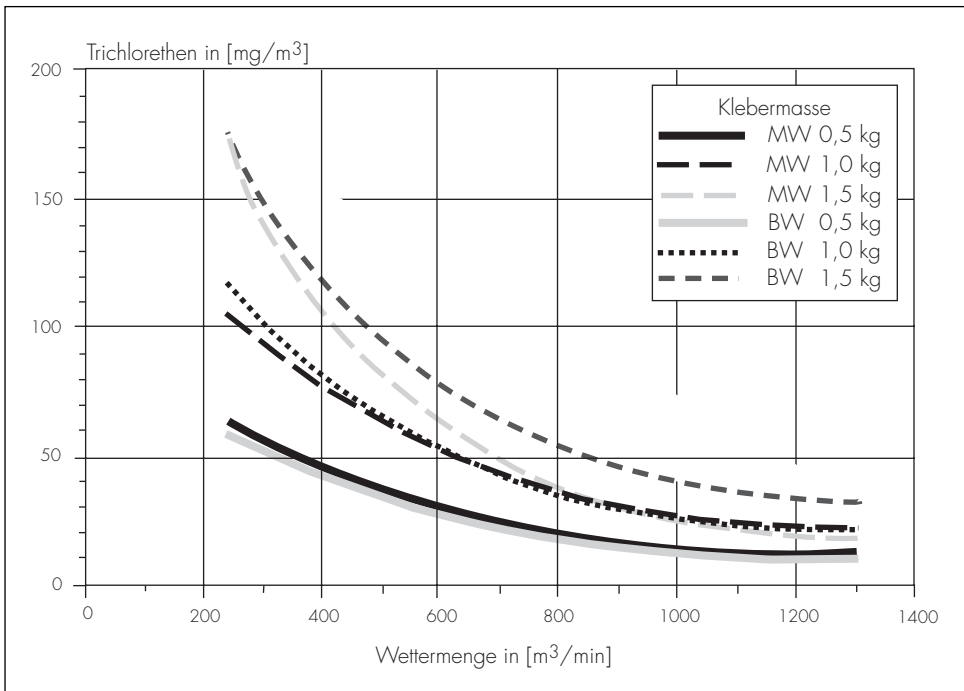


stelle durchzuführen, zumindest im vorliegendem Fall nicht zum Ziel. Nahezu in jedem Einzelfall liegt die personenbezogen ermittelte Konzentration höher als die stationär ermittelte, eine Folge der Schwere der Trichlorethendämpfe und der Position des Beschäftigten bei der Arbeit unmittelbar über dem Werkstück. Klar erkennbar ist ebenfalls, dass bei höheren Wettergeschwindigkeiten die Belastung des Bergmanns deutlich absinkt.

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

In der Abbildung 38 findet sich nun der entscheidende Vergleich des oben dargelegten Modells mit den real erhaltenen Messwerten. Zu diesem Zweck wurden am Messpunkt 2 die dort erhaltenen Gefahrstoffkonzentrationen gemittelt. Diese Mittelung ist unbedingt erforderlich, um eine repräsentative Konzentration unmittelbar hinter der Emissionsquelle zu erhalten. Dargestellt ist in der Abbildung 38 (Tri-Konzentration in Abhängigkeit von der Wettermenge an MP 2) der Vergleich der gemessenen (MW) zur berechneten (BW) Konzentration. Die

Abbildung 38:
TRI-Konzentration in Abhängigkeit von der Wettermenge an MP 2:
Vergleich der gemessenen (MW) zur berechneten (BW) Konzentration



Übereinstimmung der Kurvenverläufe ist überzeugend. Es ist festzustellen, dass lediglich bei der höchsten verarbeiteten Klebermasse von 1,5 kg das Rechenmodell zu einer geringfügigen Überschätzung der Gefahrstoffkonzentration kommt.

7.3.3 Zusammenfassung

Bei bekannter mittlerer Emissionsrate eines Gefahrstoffes und bei bekannten Wettermengen lassen sich mit dem vorgestellten Modell gut übereinstimmende Daten mit gemessenen Werten erhalten. An die genaue Erfassung der Parameter des betroffenen Arbeitsplatzes sind dabei jedoch hohe Anforderungen zu stellen, um Fehlschlüsse zu vermeiden. Wichtige Einzelfaktoren sind dabei z.B. das aerodynamische Verhalten der emittierten Stoffe (ist das emittierte Gas leichter oder schwerer als Luft?), das Kurzzeitverhalten der Substanzen (Zeitbasis der Messungen), die Emissionscharakteristik der Quelle (Flächenquellen, Punktquellen; stationär oder beweglich). Das Modell hat außer seiner einfachen Anwendbarkeit den Vorteil, Expositionsdaten vor Aufnahme der Arbeiten abschätzen zu können.

Durch die Messungen wurde ferner erneut nachgewiesen, dass die messtechnische Überwachung von Arbeitsbereichen mit Gefahrstoffemissionen in untertägigen Arbeitsbereichen hohe Anforderungen an das Messpersonal stellt. Abhängig von der Quelle ist die geeignete Anordnung der Messgeräte in jedem Einzelfall genau zu überprüfen und zu dokumentieren. Die o.a. Faktoren für die richtige Beurteilung von Arbeitsbereichen sind hier in gleicher Weise heranzuziehen. Gefahrstoffmessungen unter Tage stellen andere Anforderungen als vergleichbare Messungen in übertägigen Bereichen.

Es bleibt festzuhalten, dass durch die vorgestellten Untersuchungen weitere Argumente dafür vorgelegt werden konnten, dass Gefahrstoffmessungen, wie sie z.B. in TRGS 402 [7] und 403 [8] vorgesehen sind, in untertägigen Arbeitsbereichen nicht die Regel sein sollten. Das vorgestellte Ermittlungsmodell ist in der Mehrzahl der Fälle gut geeignet, Gefahrstoffmessungen zu ersetzen. Dort, wo dennoch Messungen durchgeführt werden müssen, hat dies mit gebotener Sorgfalt und Sachkenntnis zu geschehen.

Abschließend sei noch die bedeutsamste Anwendung des Modells als Grundlage der stoffspezifischen Prüfungen zur Allgemeinen Zulassung neuer Stoffe/Zubereitungen für den Umgang unter Tage gemäß GesBergV [1] genannt.

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

In den Prüfbestimmungen des Landesoberbergamtes Dortmund werden geeignete Prüfstände und ein Rechenverfahren beschrieben, die hierzu einsetzbar sind. Es wird aber auch darauf hingewiesen, dass im Zweifelsfall „weitergehende Prüfungen“ in Versuchsgruben oder Ähnlichem erforderlich sein können.

Dabei wird zunächst außer Acht gelassen, ob es sich um durchgehende oder Sonderbewertung handelt.

Zum Zeitpunkt der Messungen betrug die Zeitbasis für den Kurzzeitwert 30 Minuten. Grundsätzlich lassen sich die Ausführungen jedoch auch auf andere Expositionszeiten (15 Minuten) übertragen.

7.3.4 Literaturverzeichnis

[1] Bergverordnung zum gesundheitlichen Schutz der Beschäftigten (Gesundheitsschutz-Bergverordnung – GesBergV) vom 31. Juli 1991. BGBl. I (1991), S. 1751

[2] Prüfbestimmungen des Landesoberbergamtes Nordrhein-Westfalen für allgemeine Zulassungen nach § 4 in Verbindung mit Anlage 5 der Bergverordnung zum gesundheitlichen Schutz der Beschäftigten vom 5. März 1999. Sammelblatt des Landesoberbergamtes Nordrhein-Westfalen, Abschnitt A 2.4. Glückauf, Essen 1999

[3] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Dieselmotoremissionen (DME) (TRGS 554). BArbBl. (1999) Nr. 3, S. 54

[4] *Dahmann, D.; Bauer, H.-D.; Beckmann, U.; Stoyke, G.; Wuff, Th.*: Rechnerische Ermittlung von Gefahrstoffkonzentrationen in untertägigen Arbeitsbereichen. Gefahrstoffe – Reinhalt. Luft 56 (1996) Nr. 12, S. 465-469

[5] Untersuchungen zur Gefahrstoffbelastung von Arbeitsplätzen beim Heiß- und Kaltvulkanisieren von Fördergurten. Wissenschaftlicher Abschlussbericht des Forschungsvorhabens Nr. 7263/02/090 der Kommission der Europäischen Gemeinschaft, Generaldirektion Beschäftigung, Soziale Angelegenheiten und Bildung, Bochum 1993

[6] *Bauer, H.-D.; Dahmann, D.; Fricke, H.-H.; Herwald, S.; Neidhardt, B.*: Qualitätssicherung von Messverfahren durch Vergleichsmessungen – Chrom(VI)-Verbindungen in Schweißrauchen. *Staub – Reinhalt. Luft* 51 (1991) Nr. 4, S. 125-128

[7] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ermittlung und Beurteilung der Konzentrationen gefährlicher Stoffe in der Luft in Arbeitsbereichen (TRGS 402). *BArbBl.* (1997) Nr. 11, S.27

[8] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz (TRGS 403). *BArbBl.* (1989) Nr. 10, S. 71

7.4 Benzolbelastungen bei Anstricharbeiten

7.4.1 Modelluntersuchungen

7.4.1.1 Problemstellung

Im Zuge der Ermittlungen in Berufskrankheitenverfahren ist zu prüfen, welchen Einwirkungen ein Versicherter bei seiner versicherten Tätigkeit ausgesetzt war. Insbesondere sind Art, Intensität und Dauer der gefährdenden Einwirkung nachzuweisen (Vollbeweis) und es ist festzustellen, ob die nachgewiesenen gefährdenden Einwirkungen einen BK-Tatbestand der Anlage zur Berufskrankheiten-Verordnung (BKV) [1] erfüllen. Der Vollbeweis einer gefährdenden Einwirkung bereitet in der Praxis häufig Probleme, insbesondere dann, wenn in Fällen von Erkrankungen, die mit langen Latenzzeiten einhergehen, Expositionssituationen aus weit zurückliegenden Zeiträumen zu beurteilen sind. Liegen Ergebnisse von Arbeitsplatzmessungen aus dem fraglichen Expositionszeitraum nicht vor oder lassen sich neuere Messergebnisse von ähnlichen Arbeitsplätzen nicht auf den zu beurteilenden „historischen“ Arbeitsplatz übertragen, müssen weitergehende Ermittlungen angestellt werden. Zielführend kann hierbei eine Arbeitsplatznachstellung oder eine rechnerische Expositionsabschätzung sein. Bei den Bau-Berufsgenossenschaften traten die Probleme einer retrograden Expositionsbeurteilung besonders im Zusammenhang mit Erkrankungen, die der BK-Ziffer 1303 (Erkrankungen durch Benzol, seine Homologe oder Styrol) zuzuordnen sind, auf. Zu einem erheblichen Anteil handelt es sich bei den angezeigten Fällen um langjährig als Maler und Lackierer tätige Beschäftigte, die an einer Leukämie oder einem Non-Hodgkin-Lymphom erkrankt sind. Da von den Berufs-genossenschaften Benzolmessungen an Malerarbeitsplätzen erst ab Beginn der 80er-Jahre durchgeführt worden sind und auch aus der Literatur für weiter zurückliegende Zeiträume keine validen Expositionsangaben zu entnehmen sind, lagen keine Daten vor, die eine Abschätzung der Benzolexposition für den Zeitraum vor 1980 ermöglicht hätten. 1998 wurden deshalb von der Bau-Berufsgenossenschaft Rheinland und Westfalen in Zusammenarbeit mit dem Institut für Gefahrstoff-Forschung (IGF) und dem Berufsgenossenschaftlichen Institut für Arbeitssicherheit – BIA Simulationsmessungen an nachgestellten Malerarbeitsplätzen in einer Expositions-kammer durchgeführt. Die Bedingungen (verwendete Produkte, Arbeitstechnik, Benzolgehalt in den verarbeiteten Produkten u.Ä.) wurden hierbei so gewählt, dass auf der Grundlage der Messdaten künftig retrospektive Abschätzungen zur Benzolbelastung an üblichen Malerarbeitsplätzen vorgenommen werden können.

Da die durchgeführten Messungen unter genau definierten Randbedingungen durchgeführt wurden, lassen sich die gewonnenen Daten auch zur Validierung rechnerischer Modellierungsverfahren heranziehen.

7.4.1.2 Angaben zum Schadstoff

Benzol als Lösungsmittel war in Reinsubstanz in den seit Ende der 50er-/Anfang der 60er-Jahre verfügbaren, industriell hergestellten Fertigfarben (Alkydharzlacke) nicht mehr enthalten.

Bevor diese Fertigfarben auf den Markt kamen, wurden die benötigten Beschichtungsmaterialien in den Malerbetrieben aus den benötigten Bindemitteln, Pigmenten und Lösungsmitteln nach werkstatteigenen Rezepturen hergestellt. Es ist nicht auszuschließen, dass auch Benzol oder Gemische mit hohen Benzolgehalten als Lösungsmittel verwendet wurden. Je nach Verfügbarkeit der benötigten Bestandteile und regionalen Besonderheiten konnten Beschichtungsmaterialien mit sehr unterschiedlichem Benzolgehalt zur Anwendung kommen. Eine allgemein gültige Aussage zum Benzolgehalt in Beschichtungsstoffen für den Zeitraum vor 1960 ist daher nicht möglich.

Obwohl die ab den 60er-Jahren zunehmend verwendeten, industriell hergestellten Beschichtungsstoffe Benzol nicht als eigenen Rezepturbestandteil enthielten, waren in den Produkten geringe Mengen an Benzol enthalten, die aus Benzolverunreinigungen in den eingesetzten carbostämmigen oder petrostämmigen Kohlenwasserstoff-Lösungsmitteln herrührten.

Im Verlauf der Jahre konnte der Benzolgehalt in den Kohlenwasserstoffen durch Einführung spezieller Verfahrensschritte bei der Lösungsmittelproduktion (Extraktion bzw. Hydrierung der Aromaten) erheblich abgesenkt werden und liegt seit den 80er-Jahren unter 0,1 %, meist unter 0,01 %.

Trägt man alle verfügbaren Angaben zusammen, lässt sich der Benzolgehalt in den industriell hergestellten, lösungsmittelhaltigen Beschichtungsstoffen abschätzen. Für die verschiedenen Zeiträume ergibt sich folgendes Bild:

Ab 1955 bis ca. 1969 bis zu 0,5 % Benzol

1970 bis ca. 1981 bis zu 0,1 % Benzol

nach 1981 < 0,1 %, meist < 0,01 % Benzol

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

7.4.1.3 Beschreibung der Schadstoffquelle

Bei den in einer $20,8 \text{ m}^3$ großen Expositions-kammer durchgeführten Simulationsmessungen wurden unter definierten Lüftungsbedingungen (Luftwechselrate $5,3 \text{ h}^{-1}$ und $23,7 \text{ h}^{-1}$) jeweils $1 \times 2 \text{ m}$ große Holzplatten mit einem konventionellen Voranstrich und einem Decklack auf Alkydharzbasis, denen definierte Mengen an Benzol im Konzentrationsbereich von $0,05$ bis $0,5 \%$ zugegeben worden waren, lackiert.

Die Beschichtungsmaterialien wurden von Hand mit dem Pinsel auf die auf Böcken aufliegenden Platten aufgetragen.

Nach dem Anstrich von zwei Platten wurden die noch feuchten Platten umgesetzt und zum Abtrocknen an die Wand der Kammer gelehnt. Anschließend wurden die restlichen beiden Platten auf die Böcke aufgelegt und lackiert.

7.4.1.4 Messstrategie

Zur Erfassung der Benzolbelastung im Arbeitsbereich der Lackierarbeiten erfolgten

- a) eine personenbezogene Probenahme während des Lackauftrages (P 5) und
- b) stationäre Probenahmen während des Lackauftrages (P 2) und während der nachfolgenden Abtrocknungsphase der Platten (P 3, P 4).

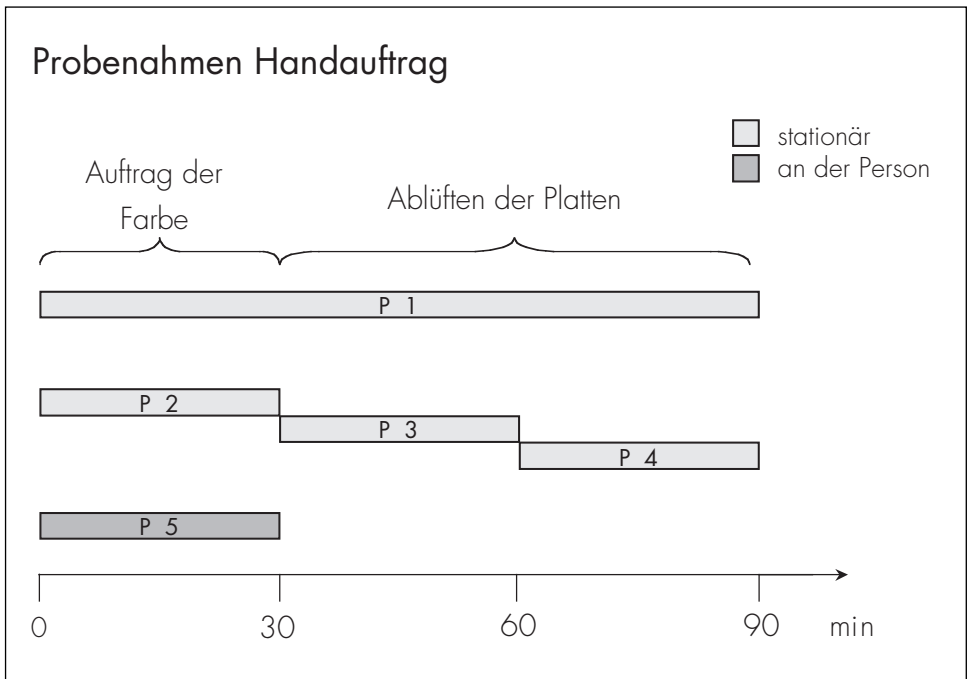
Zusätzlich erfolgte eine stationäre Probenahme (P 1) zur Erfassung der Gesamtbelastung während der Auftrags- und Abtrocknungsphase. Die einzelnen Probenahmezeiträume sind schematisch in Abbildung 39 dargestellt.

Die Analytik der beaufschlagten Aktivkohleröhrchen erfolgte nach Standardverfahren im Labor des IGF.

7.4.1.5 Ergebnisse der Simulationsmessungen

Abbildung 40 (siehe Seite 244) zeigt für eine Versuchsdurchführung den Verlauf der Benzolkonzentration in der Auftrags- und Ablüftphase. Wie der Abbildung zu entnehmen ist, wird der überwiegende Teil des im Beschichtungsmaterial enthaltenen Benzols unmittelbar

Abbildung 39:
Probenahmen bei den Simulationsmessungen



nach dem Auftragen der Beschichtung, d.h. innerhalb der Probennahmephase P 2, aus dem Lackfilm freigesetzt. In den ersten 30 Minuten der Trocknungsphase (Probennahmephase P 3) beträgt die Benzolkonzentration unter den gewählten Randbedingungen in allen Fällen nur noch weniger als 5 % der Konzentration während des Lackauftrages.

In den Tabellen 36 und 37 (siehe Seite 244 ff.) sind daher die Einzelergebnisse lediglich für die Probennahmephasen P 1, P 2 und P 5 aufgeführt.

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Abbildung 40:
Höhe der Benzolkonzentration während der einzelnen Probenahmephasen

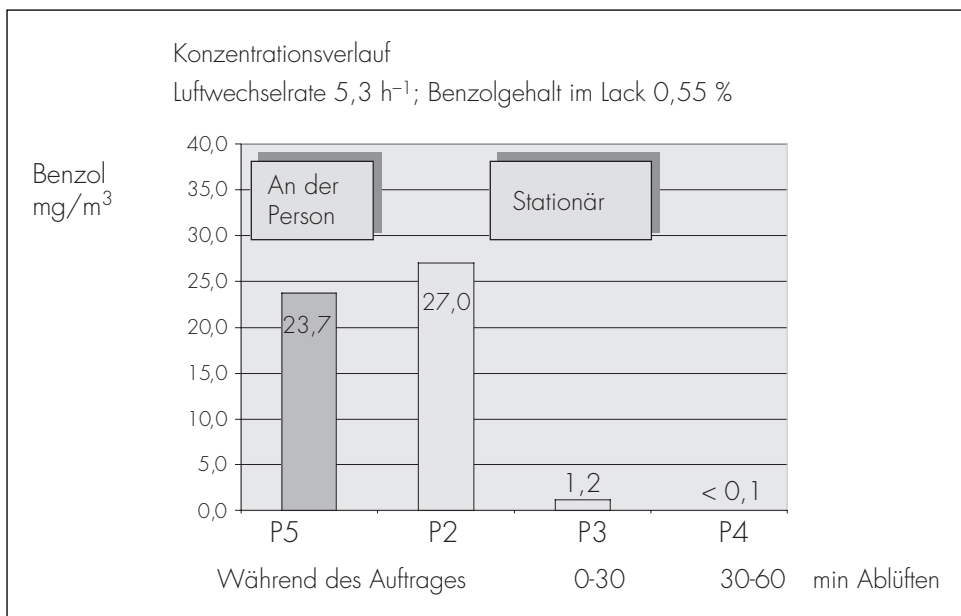


Tabelle 36:
Ergebnis Simulationsmessungen (Luftwechselrate $5,3 \text{ h}^{-1}$)

PN-Ort	Messzeit [min]	Lack	Luftwechselrate $[\text{h}^{-1}]$	Benzolgehalt [%]	Lackverbrauch [g]	Benzol $[\text{mg}/\text{m}^3]$
P1	95	Vorstrich	5,3	0,05	407	1,46
P2	31	Vorstrich	5,3	0,05	407	3,76
P5	31	Vorstrich	5,3	0,05	407	2,97

Tabelle 36:
(Fortsetzung)

PN-Ort	Messzeit [min]	Lack	Luftwechselrate [h ⁻¹]	Benzolgehalt [%]	Lackverbrauch [g]	Benzol [mg/m ³]
P1	101	Decklack	5,3	0,05	456	0,77
P2	38	Decklack	5,3	0,05	456	2,34
P5	38	Decklack	5,3	0,05	456	1,27
P1	93	Vorstrich	5,3	0,10	479	1,15
P2	28	Vorstrich	5,3	0,10	479	3,51
P5	28	Vorstrich	5,3	0,10	479	4,96
P1	99	Decklack	5,3	0,10	408	1,37
P2	40	Decklack	5,3	0,10	408	4,57
P5	40	Decklack	5,3	0,10	408	2,77
P1	96	Vorstrich	5,3	0,30	360	5,36
P2	28	Vorstrich	5,3	0,30	360	11,40
P5	28	Vorstrich	5,3	0,30	360	14,84
P1	104	Decklack	5,3	0,33	464	7,15
P2	40	Decklack	5,3	0,33	464	18,92
P5	40	Decklack	5,3	0,33	464	12,24
P1	91	Vorstrich	5,3	0,50	430	14,29
P2	def.	Vorstrich	5,3	0,50	430	Pumpe defekt
P5	33	Vorstrich	5,3	0,50	430	26,75
P1	104	Decklack	5,3	0,55	449	11,48
P2	37	Decklack	5,3	0,55	449	26,96
P5	37	Decklack	5,3	0,55	449	23,72

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Tabelle 37:
Ergebnis Simulationsmessungen (Luftwechselrate 23,7 h⁻¹)

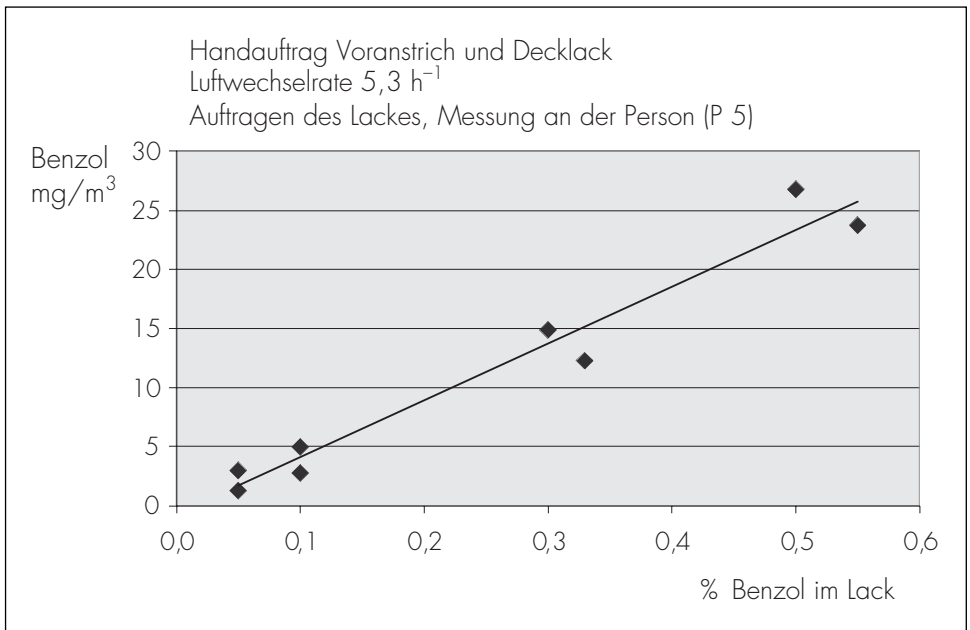
PN-Ort	Messzeit [min]	Lack	Luftwechselrate [h ⁻¹]	Gehalt [%]	Verbrauch [g]	Benzol [mg/m ³]
P1	96	Vorstrich	23,7	0,30	500	3,98
P2	30	Vorstrich	23,7	0,30	500	12,34
P5	30	Vorstrich	23,7	0,30	500	6,27
P1	103	Decklack	23,7	0,30	371	2,68
P2	35	Decklack	23,7	0,30	371	5,59
P5	35	Decklack	23,7	0,30	371	4,52
P1	94	Vorstrich	23,7	0,50	371	6,59
P2	30	Vorstrich	23,7	0,50	371	16,69
P5	30	Vorstrich	23,7	0,50	371	11,51
P1	102	Decklack	23,7	0,50	480	5,05
P2	39	Decklack	23,7	0,50	480	14,44
P5	39	Decklack	23,7	0,50	480	8,20

7.4.1.6 Beurteilungskriterien

Benzol ist als krebserzeugend, Kategorie K 1, und erbgutverändernd, Kategorie M 2, eingestuft. Für Benzol wurde ein gesplitteter TRK-Wert (8 mg/m³ und 3,2 mg/m³) festgelegt. Für den Kurzzeitwert gilt der Überschreitungsfaktor 4.

In Abbildung 41 ist die Höhe der Benzolkonzentrationen der personenbezogenen Probenahme in Abhängigkeit vom Benzolgehalt im Beschichtungstoff für die Simulationsmessungen mit der Luftwechselrate 5,3 h⁻¹ aufgetragen.

Abbildung 41:
Höhe der Benzolkonzentration in Abhängigkeit vom Benzolgehalt des Beschichtungstoffes



Durch lineare Regression erhält man für die Ausgleichsgerade folgende Parameter:

$$\text{Benzolkonzentration [mg/m}^3\text{]} = -0,8 + 50,8 \cdot \text{Benzolgehalt [\%]}$$

Der Korrelationskoeffizient R^2 beträgt 0,981.

Daraus folgt, dass bei der Verarbeitung von lösungsmittelhaltigen Farben und Lacken unter Lüftungsverhältnissen, die einer Luftwechselrate von ca. 5 h^{-1} entsprechen, bereits bei Benzolgehalten im Beschichtungstoff von mehr als 0,08 % von einer Benzolbelastung in Höhe des heutigen TRK-Wertes im Atembereich des Verarbeiters ausgegangen werden muss.

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

7.4.2 Expositionsabschätzung für Tätigkeiten mit benzolhaltigen Zubereitungen anhand von Berechnungsverfahren

7.4.2.1 Problemstellung

Obwohl die Verwendung von Benzol schon seit vielen Jahren massiv eingeschränkt wurde, werden die Unfallversicherungsträger mit Verdachtsmeldungen auf Vorliegen einer Berufskrankheit BK 1303 „Erkrankungen durch Benzol, seine Homologe oder durch Styrol“ konfrontiert. Aufgrund der langen Latenzzeit zwischen einer Benzol-Exposition und dem Ausbruch von Krebserkrankungen werden dabei Informationen über die Exposition bei Arbeiten verlangt, die schon längst nicht mehr mit Benzol durchgeführt werden.

Im Folgenden wird versucht, auf der Grundlage von physikalischen Informationen über Benzol und vorliegenden Daten über das Emissionsverhalten dieses Stoffes aus Lösungsmittelgemischen grundsätzliche Aussagen über die Exposition Beschäftigter an benzolbelasteten Arbeitsplätzen zu treffen.

7.4.2.2 Emissionsverhalten von Benzol

Sicherheitsrelevante Stoffdaten zu Benzol sind an vielen Stellen veröffentlicht (z.B. [2 bis 5]). Liegt Benzol als Gemisch in anderen Lösungsmitteln vor, ist erst im Vergleich der Stoffdaten mit denjenigen anderer Stoffe zu erkennen, wie hoch die Belastung wirklich einzuschätzen ist.

Daher werden in den Tabellen 38 und 39 (siehe Seite 250) zunächst die wesentlichen Daten von Benzol und anschließend Vergleichsdaten anderer Stoffe aufgeführt. Dabei fällt der Quotient aus Sättigungskonzentration und Grenzwert (die Gefährdungszahl) (siehe Tabelle 40 auf Seite 250) auf, der mit 100 000 mehrere hundertmal höher ist als derjenige anderer (aromatischer) Lösungsmittel. Je höher die Gefährdungszahl ist, desto höher ist die treibende Kraft zur Überschreitung des Grenzwertes.

Die physikalischen Daten von Benzol lassen eine schnelle Grenzwertüberschreitung beim Umgang vermuten, sie lassen aber noch keine Quantifizierung der Emission und erst recht nicht der Belastung der Beschäftigten zu. Dazu ist es notwendig, die Verdunstung von Benzol und Benzolgemischen detaillierter zu betrachten.

Tabelle 38:
Stoffdaten von Benzol

	Einheit	Bemerkung	Benzol
Stoffbezeichnung	-		Benzol
Registrier-Nr. des European Inventory of Existing Chemical Substances			2007537
Registrier-Nr. des Chemical Abstract Service	-		71-43-2
Summenformel	-		C ₆ H ₆
Molekulargewicht	g/mol		78,11
Schmelz-Temperatur	°C	bei Umgebungsdruck	5,533
Siede-Temperatur	°C	bei Umgebungsdruck	80,103
Temperatur des Flammpunktes	°C	bei Umgebungsdruck	-11
Sättigungsdampfdruck	Pa	bei T = 20 °C	9 970
Sättigungsdampfdruck	Pa	bei T = 30 °C	15 780
Sättigungsdampfdruck	Pa	bei T = 50 °C	35 820
Verdunstungszahl nach DIN 53170 (Ether = 1)	-		3
Dichte	g/cm ³	flüssig, T = 20 °C	0,8788
Dichteverhältnis zu Luft	-		2,70
Diffusionskoeffizient in Luft	m ² /h		0,03204
Grenzwert (TRK)	GW _{Benzol}	TRGS 900/905	2,5 ppm/ 8 mg/m ³ 1,0 ppm/ 3,2 mg/m ³ KZW: 4
Einstufung	-	TRGS 905	K 1/M 2
Gefährdungszahl p _s /TRK	-	bei T = 20 °C	100 000/ 40 000

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Tabelle 39:
Vergleich mit anderen reinen Stoffen

Stoff	M [g]	p_s [Pa]	GW [mg/m ³]
Benzol	78,11	9 970	3,2
Toluol	92,14	2 780	190
o-Xylol	106,17	800	400
m-Xylol	106,17	670	400
p-Xylol	106,17	820	400
n-Octan	114,23	1 390	2 350
Testbenzin	ca. 140	900	1 000

Tabelle 40:
Gefährdungszahlen bei T = 20 °C

Stoff	p_s [mg/m ³]	GW [mg/m ³]	Gef. Zahl
Benzol	320 000	3,2/8	100 000/40 000
Toluol	105 000	190	553
Xylol, o- m- p-	29 000	400	72,5
	35 000	400	87,5
	36 000	400	90
n-Octan	65 000	2 350	27,7
Testbenzin	–	1 000	–
Ethanol	122 000	1 900	64,2

7.4.2.2.1 Grundlagen

Die Verdunstung von Flüssigkeiten gehorcht komplexen Stofftransportmechanismen, die sich z.B. nach [6] beschreiben lassen als:

$$\dot{n}_i = x_i \cdot \gamma_i \cdot \frac{p_{s,i}}{R \cdot T_V} \cdot \beta_{G,i} \cdot A \quad (7.4.1)$$

mit

$$\beta_{G,i} = 0,0111 \cdot \frac{v_L^{0,96} \cdot D_{G,i}^{0,19}}{v^{0,14} \cdot X^{0,04}} \quad (7.4.2)$$

Dabei bedeuten:

x_i = Molenbruch der Komponente i [-]

γ_i = Aktivitätskoeffizient der Komponente i in der flüssigen Phase [-]

$p_{s,i}$ = Sättigungsdampfdruck der Komponente i [Pa]

R = Gaskonstante = 8,3143 [(Pa · m³/mol · K)]

T_V = Verdunstungstemperatur [K]

$\beta_{G,i}$ = Stoffübergangskoeffizient der Komponente i [m/h]

A = Phasengrenzfläche [m²]

\dot{n}_i = Massenstrom der Komponenten [mol/h]

v_L = Luftgeschwindigkeit über Flüssigkeitsoberfläche [m/h]

$D_{G,i}$ = Diffusionskoeffizient der Komponente i in Luft [m²/h]

X = Länge der überströmten Flüssigkeitsfläche [m]

v = kinematische Viskosität der Luft [m²/h]

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Bei reinen Stoffen sind x_i und g_i jeweils 1.

Die Anwendung der Gleichungen 7.4.1 und 7.4.2 führt zu einem Orientierungswert für die Verdunstung von Benzol von $10,1 \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bzw. ca. $790 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Dieser Wert setzt eine isotherme Verdunstung voraus bei einer Raumtemperatur von ca. $20 \text{ }^\circ\text{C}$, Umgebungsdruck und einer Luftgeschwindigkeit an der Grenzfläche Flüssigkeit/Luft von ca. $0,1 \text{ m/s}$.

Weidlich und Gmehling [6] bestimmten experimentell Verdunstungsraten von Benzol von ca. $2300 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bei einer Luftgeschwindigkeit von ca. $0,2 \text{ m/s}$ und einer Temperatur von $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Dies entspricht bei obigen Bedingungen einer Verdunstungsrate von ca. $890 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$.

7.4.2.2 Lösungsmittelgemische

Bei Stoffgemischen kann Gleichung 7.4.1 ebenfalls verwendet werden. Wegen der guten Mischungseigenschaften verwundert es nicht, dass sich Benzol quasi ideal verhält und der Aktivitätskoeffizient für Benzol, welches in der Größenordnung von wenigen Massenprozenten anderen Lösungsmitteln beigemischt wurde, etwa 1 beträgt (z.B. im Gemisch n-Octan/Benzol).

Durch Quotientenbildung aus Gleichung 7.4.1 lässt sich das Verhältnis verdunstender Massenströme verschiedener Stoffe eines Lösungsmittelgemisches ermitteln:

$$\frac{\dot{m}_1}{\dot{m}_2} = \frac{\dot{n}_1 \cdot M_1}{\dot{n}_2 \cdot M_2} = \frac{M_1 x_1 p_{s,1}}{M_2 x_2 p_{s,2}} \cdot \left(\frac{D_{G,1}}{D_{G,2}} \right)^{0,19} \quad (7.4.3)$$

Das Verhältnis der Massenströme verdunstender Stoffe wird somit bestimmt aus dem Verhältnis der Massenkonzentrationen $M_i \cdot x_i$ in der Flüssigkeit und der Sättigungsdampfdrücke $p_{s,i}$. Die Diffusionskoeffizienten $D_{G,i}$ spielen nur eine untergeordnete Rolle, da ihr Verhältnis nur mit der fünften Wurzel eingeht. Aus Lösungsmittelgemischen verdunstet Benzol somit zuerst (z.B. elfmal schneller als Testbenzin und siebenmal schneller als n-Octan).

Als Faustformel kann gelten:

$$\dot{m}_{\text{Benzol}} = 900000 \cdot \Delta m_{\text{Benzol}} \quad (7.4.4)$$

mit Δm_{Benzol} als dem aktuellen Massenanteil an Benzol im Lösungsmittel und \dot{m}_{Benzol} als dem emittierenden Benzolstrom in $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bei Umgebungsdruck, 20 °C und einer Luftgeschwindigkeit $v_L \leq 0,1 \text{ m/s}$.

Bei einem dünnen Lösungsmittelfilm, der schnell an Benzol verarmt, muss die Zeitabhängigkeit der Benzol-Konzentration berücksichtigt werden.

Gleichung 7.4.4 erhält dann die Form:

$$\dot{m}_{\text{Benzol}} = K_1 \cdot \Delta m_{\text{Benzol},0} \cdot e^{-K_2 \cdot \Delta t} \quad (7.4.5)$$

mit den in Tabelle 41 angegebenen Werten und mit $\Delta m_{\text{Benzol},0}$ als dem Massenanteil an Benzol im Lösungsmittel zu Beginn der Verdunstung ($\Delta t = 0$).

Tabelle 41:
Daten zur Berechnung der Verdunstung von Benzol

Einheit \dot{m}_{Benzol}	K_1	K_2	Einheit Δt
$\frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}}$	250	$3,45 \cdot 10^{-3}$	s
$\frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{min}}$	15000	0,207	min
$\frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}}$	900000	12,42	h

7.4.2.2.3 Beschichtungsstoffe (Lacke/Farben)

Die Messungen der Bau-BG Rheinland und Westfalen zur retrospektiven Betrachtung der Belastung von Malern durch Benzol in Lacken und Farben belegen, dass Benzol sehr schnell

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

verdunstet. Bei Auftragszeiten von ca. 30 Minuten und einer ebenso langen Messdauer konnte quasi das gesamte, durch die Beschichtungsstoffe aufgebraachte Benzol in der Luft wiedergefunden werden.

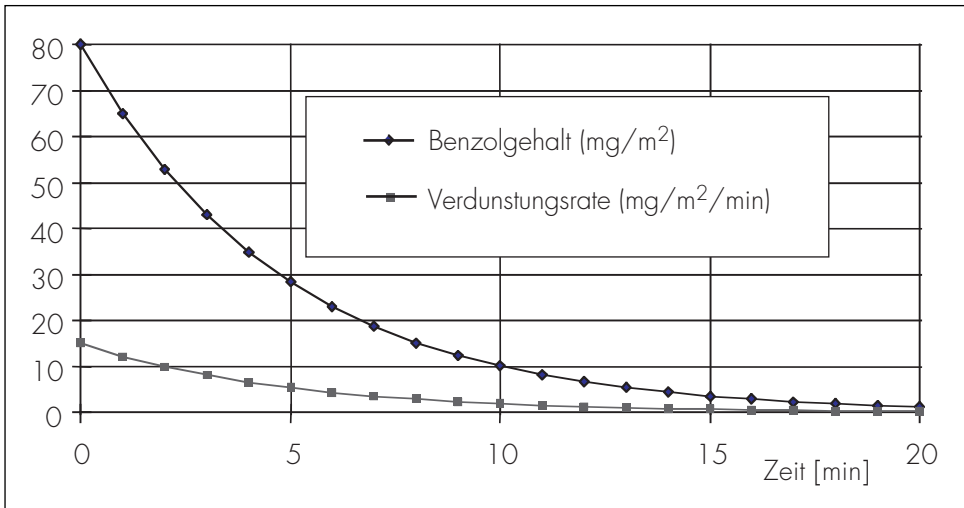
Die Messungen, die über den gesamten Beschichtungsvorgang vorgenommen wurden, lassen folgenden Zusammenhang erkennen:

$$\dot{m}_{\text{Benzol}} = 180\,000 \cdot \Delta m_{\text{Benzol}} \text{ [mg/(m} \cdot \text{h)]} \quad (7.4.6)$$

Die Herleitung von Gleichung 7.4.6 setzt voraus, dass das Benzol mit konstanter Verdunstungsrate linear über die Zeit (30 Minuten) verdunstet. Dies ist natürlich nicht der Fall. Eine lackierte Fläche ist mit einem Film von ca. 100 μm Dicke überzogen, aus dem sofort Benzol verdunstet, entsprechend verarmt, und der in kürzester Zeit kein Benzol mehr besitzt.

Abbildung 42 verdeutlicht den Zusammenhang, der in diesem Beispiel (Benzolgehalt 0,1 %) zeigt, dass schon nach 10 Minuten 90 % des Benzols verdunstet sind.

Abbildung 42:
Verdunstung von Benzol aus Lacken (Beschichtungsmenge = 80 g/m^2 ; Benzolgehalt = 0,1 Gew.-%)



Gleichungen 7.4.4 und 7.4.6 widersprechen sich nicht. Gleichung 7.4.4 beschreibt den Verdunstungsvorgang für kurze Zeiten oder Vorgänge ohne eine signifikante Verarmung der Flüssigkeit an Benzol während des Verdunstungsvorganges. Gleichung 7.4.6 beschreibt die Verdunstung, gemittelt über den gesamten Beschichtungsvorgang.

7.4.2.3 Belastungen am Arbeitsplatz

Kennt man den emittierenden Massenstrom an Benzol, kann anhand einfacher Arbeitsplatzmodelle die Belastung der Beschäftigten an den Arbeitsplätzen abgeschätzt werden.

Das Verfahren der Differenzierten Expositionsanalyse (vgl. Kapitel 2) liefert als Bestimmungsgleichung für die über die Expositionszeit gemittelte Raumlufkonzentration im Arbeitsbereich:

$$\bar{x}_{\text{Benzol}} = \frac{\dot{m}_{\text{Benzol}}}{\dot{V}_L} \cdot (1 - F_2) \cdot OF \quad (7.4.7)$$

mit

$$(1 - F_2) = 1 - \frac{1 - e^{-\lambda \cdot \Delta t}}{\lambda \cdot \Delta t} \quad (7.4.8)$$

Dabei bedeuten:

$$\bar{x}_{\text{Benzol}} = \text{mittlere Raumlufkonzentration an Benzol} \quad [\text{mg}/\text{m}^3]$$

$$\dot{V}_L = \text{Frischlufvolumenstrom im Arbeitsbereich} \quad [\text{m}^3/\text{h}]$$

$$(1 - F_2) = \text{Funktion gem. Gleichung 7.4.8} \quad -$$

$$\lambda = \text{Luftwechsel} = \dot{V}_L / \text{Raumvolumen} \quad [1/\text{h}]$$

$$\Delta t = \text{Zeitraum der Emission} \quad [\text{h}]$$

$$OF = \text{Ortsfaktor} \quad [-]$$

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

Der Stoffindex für Benzol ergibt sich aus den einzelnen Expositionszeiträumen Δt_i pro Schicht:

$$SI_{\text{Benzol}} = \frac{1}{GW_{\text{Benzol}}} \cdot \frac{1}{\Delta t_{\text{Schicht}}} \cdot \sum_{i=1}^n \bar{x}_{\text{Benzol},i} \cdot \Delta t_i \quad (7.4.9)$$

Die Berechnungsgleichungen ermöglichen eine Abschätzung der Exposition gegenüber Benzol bei typischen Malerarbeiten.

7.4.2.3.1 Arbeiten an offenen Behältern

Beispielhafte Annahmen zur Arbeitssituation:

In vielen Werkstätten stehen offene Lösungsmittelbehälter mit eingeweichten Pinseln. Bei zehn Pinseltöpfen mit einem Durchmesser von 8 cm liegt eine offene Phasengrenzfläche von $5,03 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2$ vor. Weitere Annahmen: Benzolgehalt im Lösungsmittel = 0,3 Gew.-%, Raumvolumen der Werkstatt 75 m^3 , Arbeitszeit im Raum = 8 h.

Bestimmung von \dot{m}_{Benzol} anhand Gleichung 7.4.4:

$$\dot{m}_{\text{Benzol}} = 900000 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \cdot 0,003 \cdot 5,03 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2 = 135,8 \frac{\text{mg}}{\text{h}}$$

Bestimmung der Lüftungsrate:

Je nach Jahreszeit und Arbeitsbedingung kann die Lüftung sehr unterschiedlich sein. Ein Luftwechsel von $\lambda = 0,05 \text{ [1/h]}$ entspricht völlig dichten Fenstern und Türen, $\lambda = 1,0 \text{ [1/h]}$ entspricht undichten Fenstern und Türen, bei $\lambda = 5 \text{ [1/h]}$ sind Fenster schon gekippt oder teilweise geöffnet.

Wegen der ständigen Tätigkeiten im Arbeitsraum, die nichts mit Pinselreinigung zu tun haben müssen, wurde der Ortsfaktor $OF = 1$ gewählt.

Auf der Grundlage von Gleichung 7.4.7 ergibt sich eine mittlere Benzolkonzentration \bar{x}_{Benzol} von:

λ	$\lambda \cdot \Delta t$	$(1 - F_2)$	\bar{x}_{Benzol} [mg/m ³]
0,05	0,40	0,176	6,374
0,2	1,60	0,501	4,536
1,0	8,00	0,875	1,584
5,0	40,00	0,975	0,353

7.4.2.3.2 Malerarbeiten in geschlossenen Räumen

Hier ist an übliche Beschichtungsmaßnahmen (Pinsel) gedacht.

Annahmen	
Arbeitszeit (ca. 30 % der Schicht)	2,4 h
Arbeitsgeschwindigkeit	~ 12 m ² /h
Benzolkonzentration im Lack	~ 0,1 %
Beschichtungsmenge	~ 80 g/m ²
Raumvolumen V_R	75 m ³
Ortsfaktor OF	2

Es erfolgt die Bestimmung von \dot{m}_{Benzol} anhand von Gleichung 7.4.5 über einen Zeitraum von $(t_1 - t_0) = 10$ Minuten.

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

$$\begin{aligned} \dot{m}_{\text{Benzol}} &= 15000 \cdot 0,001 \cdot \left[\frac{1}{t_1 - t_0} \cdot \int_{t_0}^{t_1} e^{-0,207 \cdot (t - t_0)} dt \right] \\ &= 15000 \cdot 0,001 \cdot \frac{1}{10} \cdot \frac{1}{0,207} \cdot (1 - e^{-0,207 \cdot 10}) = 6,3 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{min}} \end{aligned}$$

Dieser Wert ist über 10 Minuten gemittelt, da dann schon fast das gesamte Benzol (~ 94 %) verdunstet ist und somit angenommen werden kann, dass während der beschriebenen Arbeitssituation bei einer Beschichtungsgeschwindigkeit von 12 m²/h permanent aus ca. 2 m² frisch beschichteter Fläche Benzol verdunstet. Somit wird der absolute Massenstrom an Benzol:

$$\dot{m}_{\text{Benzol}} = 6,3 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{min}} \cdot 2 \text{ m}^2 = 12,6 \frac{\text{mg}}{\text{min}} = 756 \frac{\text{mg}}{\text{h}}$$

Berechnung der mittleren Benzolkonzentration \bar{x}_{Benzol} unter Variation der Lüftungsbedingungen:

$\lambda [1/h]$	$\lambda \cdot \Delta t$	$(1 - F_2)$	$\bar{x}_{\text{Benzol}_3}$ [mg/m ³]
0,05	0,12	0,058	23,4
0,2	0,48	0,206	20,7
1,0	2,40	0,621	12,5
5,0	12,0	0,917	3,7
10,0	24,0	0,958	1,9

7.4.2.3.3 Betrachtung verschiedener Arbeitssituationen

Aus den berechneten Benzolkonzentrationen lassen sich nun Szenarien für die typische Arbeitsbelastung von Beschäftigten formulieren (siehe Tabelle 42). In Abhängigkeit von der Lüftungssituation sind dies im Folgenden:

- Arbeiten bei guter Lüftung (Sommer)
- Arbeiten bei schlechter Lüftung (Winter)
- Arbeiten unter sehr schlechten Bedingungen (worst-case):

Mit der exemplarischen Arbeitszeit- und Lüftungsverteilung:

Werkstatt	=	2 h/Tag
Malerarbeiten	=	2,4 h/Tag
Sommerarbeiten	=	45 %
Winterarbeiten	=	45 %
worst-case	=	10 %

folgt aus Gleichung 7.4.9 der Stoffindex für die soeben beschriebene Arbeitsverteilung:

Tabelle 42:
Szenarien für typische Arbeitsbelastungen

		Werkstatt		Malerarbeiten	
		λ [1/h]	\bar{x}_{Benzol} $\left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3}\right]$	λ [1/h]	\bar{x}_{Benzol} $\left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3}\right]$
I.	Sommerarbeiten	1	1,58	5	3,7
II.	Winterarbeiten	0,2	4,54	0,2	20,7
III.	worst-case	0,05	6,37	0,05	23,4

7 Beispiele für Modelluntersuchungen

$$SI_{\text{Benzol}} = \frac{1}{3,2 \text{ mg/m}^3} \cdot \frac{1}{8 \text{ h}} \cdot \text{Summe}$$

mit

$$\text{Summe} = 2 \text{ h} (0,45 \cdot 1,58 + 0,45 \cdot 4,54 + 0,1 \cdot 6,374) + 2,4 \text{ h} (0,45 \cdot 3,7 + 0,45 \cdot 20,7 + 0,1 \cdot 23,4)$$

$$= \frac{1}{25,6} \cdot [3,391 \cdot 2 + 13,3 \cdot 2,4] = \frac{38,7}{25,6} = 1,51$$

Unter den geschilderten Bedingungen wird der schichtbezogene Grenzwert für Benzol deutlich überschritten.

Je nach dem Anteil an Benzol in den Lösungsmitteln bzw. Lacken und Farben ergeben sich unterschiedlich hohe Belastungen für die Beschäftigten. Wird in dem vorgestellten Szenario der Anteil an Benzol zwischen 0,1 und 5,0 Gew.-% variiert, ändert sich der Stoffindex von 1,4 bis 71,5.

Benzol [%]	SI
0,1	1,4
0,3	4,3
1,0	14,3
5,0	71,5

7.4.3 Literaturverzeichnis

[1] Berufskrankheiten-Verordnung (BKV) vom 31. Oktober 1997. BGBl. I (1997) Nr. 73, S. 2623

[2] Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 6. Aufl. Wiley-VCH, Weinheim 1999

[3] Benzol, Merkblatt M 025 (Stand 4/87). Berufsgenossenschaft der chemischen Industrie, Heidelberg

[4] Arbeitsumweltdossier Benzol. BIA-Report 3/93. Hrsg.: Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (HVBG), Sankt Augustin 1993

[5] Auer-Technikum. 12. Ausg. Auer Gesellschaft, Berlin 1988

[6] *Weidlich, U.; Gmehling, J.*: Expositionsabschätzung. Forschungsbericht Fb 488. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz, Dortmund 1986

8 Ausblick

Der vorliegende BIA-Report fasst eine Fülle verschiedener Berechnungsverfahren und praktischer Beispiele zusammen. Berechnungen sind – ganz im Sinne der TRGS 402 – ein Beurteilungsverfahren neben mehreren anderen. Dem Leser kann sich nach der Lektüre der einzelnen Fallbeispiele dennoch eine Reihe anwendungsorientierter Fragen stellen:

- Kann jedes Berechnungsverfahren, auch wenn selbst entworfen, einen relevanten Stellenwert im Sinne der TRGS 402 einnehmen?
- Wie valide muss das Verfahren sein und wie muss die Validität nachgewiesen sein?
- Wie muss die Dokumentation von Berechnungen aussehen? Ein Notizzettel wird sicherlich nicht ausreichen. Kann man sich an den Dokumentationsschemata von Messungen orientieren?
- Wie sind die Aussagen der Berechnungen zu beurteilen? Welcher Befund bezüglich der Einhaltung/Überschreitung von Grenzwerten ist verantwortlich?
- Welche Konsequenzen hat das Berechnungsergebnis auf Kontrollmaßnahmen nach TRGS 402?

Viele dieser Fragen müssen in den Fachgremien des Ausschusses für Gefahrstoffe (AGS) entschieden werden. Aus Sicht der Autoren sind folgende Überlegungen wichtig:

Die notwendigen Vorinformationen für Berechnungen entsprechen in etwa denjenigen von Messungen. Eine Anwendung der gleichen Anforderungen an die Dokumentation ist somit konsequent. Der Dokumentation des Berechnungsverfahrens muss man entnehmen können,

- wer die Berechnung durchgeführt hat,
- die Beschreibung des Arbeitsbereiches,
- das Berechnungsverfahren (evtl. durch Verweise auf Quellen),
- die Arbeitsbereichsbedingungen zurzeit der Berechnungen,

8 Ausblick

- die Variation von Einflussgrößen (z.B. Sicherheit),
- die Berechnungsergebnisse,
- der abgeleitete Befund und ggf. Maßnahmen.

Vor dem Hintergrund des normativen Stellenwertes und der rechtlichen Verbindlichkeit wäre es aus der Sicht der Autoren sehr wichtig, ein anerkanntes Prozedere festzulegen, um die Validität eines Berechnungsverfahrens und eines Berechnungsergebnisses zu ermitteln und somit einen verbindlichen Maßstab für die darauf aufbauenden Aussagen (z.B. Grenzwert eingehalten/nicht eingehalten) zu bekommen.

Da in der Diskussion der Berechnungen deren Einsatz im Rahmen der Aufgaben der TRGS 402 im Vordergrund steht, soll hier auf diesen Punkt näher eingegangen werden, nicht aber auf den Einsatz von Berechnungen z.B. in Berufskrankheitenverfahren, wenn evtl. der Arbeitsplatz nicht mehr existiert und dennoch eine Aussage zur Expositionshöhe benötigt wird. Für letzteren Fall erscheint eine Prüfung der Anwendbarkeit aber auch sinnvoll.

Die Beurteilung müsste folgende Aspekte berücksichtigen:

1. Was ist das Ziel der Berechnung?

- Handelt es sich um Berechnungen zur Feststellung der Einhaltung von Grenzwerten im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse nach TRGS 402?
- Ist nur eine überschlägige Berechnung (z.B. im Worst-case-Sinne) gewünscht, um z.B. orientierende Aussagen für die Arbeitsbereichsanalyse zu erhalten?

2. Sind im Rahmen der Erfassung der Gefahrstoffe am Arbeitsplatz die expositionsrelevanten Stoffe ermittelt worden?

Dabei kann es sich um den Stoff selber, eine sinnvolle Leitkomponente oder eine Stoffgruppe (z.B. eine Lösungsmittelgruppe) handeln, die mit allen wesentlichen Informationen (Einstufungen, Grenzwerte etc.) bekannt sein müssen.

Sofern nicht einmal der Gefahrstoff bekannt ist, kann keine Expositionsermittlung durchgeführt werden.

3. Ist das Grundwissen zum Arbeitsbereich und Arbeitsverfahren beschafft worden? Dies umfasst entsprechend TRGS 402 z.B. Daten
 - zur Stoffquelle,
 - zur Lüftung im Arbeitsbereich,
 - zur täglichen Expositionszeit,
 - zur Arbeitsposition des Beschäftigten,
 - zur Tätigkeit und zum Arbeitsablauf,
 - zum Arbeitsraum.

4. Welche Vorinformationen im Sinne der TRGS 402 liegen vor?
 - Existieren vergleichbare Expositionsmessungen, die für die Rechenalgorithmen ausgewertet werden konnten?
 - Liegen sonstige Messungen vor, z.B. zur Bestimmung der Stoffquelle, zum Dampfdruck einzelner Komponenten, thermodynamische Daten oder zur Lüftung?
 - Gibt es verwendbare Berechnungsalgorithmen, z.B. für die Stoffquelle, die Lüftung etc.?

5. Kann das Berechnungsverfahren beurteilt werden?
 - Wie valide sind die Berechnungsgrundlagen?
 - Sind die wesentlichen Einflussgrößen auf die Exposition, also
 - die Stärke der Stoffquelle,
 - die Größe des Arbeitsraumes,
 - die Stärke der Lüftung,
 - die tägliche Expositionszeit,
 - die Position des/der Beschäftigten zur Stoffquelle,ausreichend berücksichtigt worden?

- ❑ Sind einzelne Größen evtl. aus anderen vorliegenden Messungen ableitbar, z.B.
 - die Stärke der Lüftung,
 - die Stärke der Stoffquelle?

6. Kann das Berechnungsergebnis beurteilt werden?

- ❑ Mit welcher Sicherheit („Zuschläge“) sind die Berechnungen durchgeführt worden?
- ❑ Ist das Berechnungsergebnis im Sinne der Berechnungssicherheit höher als der zu erwartende Wert am Arbeitsplatz?

7. Existiert ein Kontrollmechanismus?

- ❑ Kann sichergestellt werden, dass am betrachteten Arbeitsplatz zu einem späteren Zeitpunkt ebenfalls sicher gearbeitet werden kann?
- ❑ Werden die Voraussetzungen für das Berechnungsergebnis, die Vorgaben zum Arbeitsverfahren, regelmäßig kontrolliert, um sicherzustellen, dass das Arbeitsverfahren mit dem Berechnungsverfahren noch übereinstimmt?

Die Beurteilung eines Berechnungsverfahrens nach einem formalen Bewertungsschema erscheint noch verfrüht, da die Spannweite der möglichen Auswirkungen einer Einflussgröße noch nicht übersehen werden kann.

Weder ist die relative Wertigkeit einer Einflussgröße im Vergleich zu einer anderen ausreichend überprüft, noch ist es algorithmisch fassbar, welche Bedeutung ausreichende Vorinformationen (z.B. Messungen an repräsentativen Arbeitsplätzen) haben.

Daher erscheint es sinnvoll, ein fachkundiges Gremium mit der Beurteilung exemplarisch vorgenommener Berechnungen zu betrauen. Dieses Gremium kann alle oben beschriebenen Einflussgrößen prüfen und unter Würdigung aller Rahmenbedingungen (z.B. Vorinformationen, Zweck der Berechnung) zu einem Gesamturteil kommen, welche Anforderungen zuverlässige Berechnungen erfüllen müssen.

Die Arbeitsgruppe, die diesen Report erstellt hat, ist gerne bereit, Anregungen für eine Weiterentwicklung und weitere Anwendungsbereiche zu prüfen und der Fachöffentlichkeit zur Verfügung zu stellen.