


Alexandra Schieweck | Tunga Salthammer

Schadstoffe in Museen, Bibliotheken und Archiven

2., vollständig überarbeitete Auflage

Fraunhofer IRB  Verlag

Alexandra Schieweck, Tunga Salthammer

Schadstoffe in Museen, Bibliotheken und Archiven

Alexandra Schieweck, Tunga Salthammer

Schadstoffe in Museen, Bibliotheken und Archiven

Raumluft – Baustoffe – Exponate

Fraunhofer IRB Verlag

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der
Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind
im Internet über www.dnb.de abrufbar.

ISBN (Print): 978-3-8167-9010-5
ISBN (E-Book): 978-3-8167-9011-2

Lektorat: Susanne Jakubowski
Umschlaggestaltung: Martin Kjer
Herstellung: Angelika Schmid
Satz: Fotosatz Buck, Kumhausen
Druck: freiburger graphische betriebe GmbH & Co. KG, Freiburg

Umschlagabbildung: Herzog August Bibliothek Wolfenbüttel [Foto: Alexandra Schieweck,
bearbeitet von Manuela Lingnau]

Alle Rechte vorbehalten.

Dieses Werk ist einschließlich aller seiner Teile urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung, die über die engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes hinausgeht, ist ohne schriftliche Zustimmung des Fraunhofer IRB Verlages unzulässig und strafbar. Dies gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen sowie die Speicherung in elektronischen Systemen.

Die Wiedergabe von Warenbezeichnungen und Handelsnamen in diesem Buch berechtigt nicht zu der Annahme, dass solche Bezeichnungen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutz-Gesetzgebung als frei zu betrachten wären und deshalb von jedermann benutzt werden dürften. Sollte in diesem Werk direkt oder indirekt auf Gesetze, Vorschriften oder Richtlinien (z. B. DIN, VDI, VDE) Bezug genommen oder aus ihnen zitiert werden, kann der Verlag keine Gewähr für Richtigkeit, Vollständigkeit oder Aktualität übernehmen. Es empfiehlt sich, gegebenenfalls für die eigenen Arbeiten die vollständigen Vorschriften oder Richtlinien in der jeweils gültigen Fassung hinzuzuziehen.

© by Fraunhofer IRB Verlag, 2014
Fraunhofer-Informationszentrum Raum und Bau IRB
Nobelstraße 12, 70569 Stuttgart
Telefon +49 7 11 9 70-25 00
Telefax +49 7 11 9 70-25 08
irb@irb.fraunhofer.de
www.baufachinformation.de

Inhaltsverzeichnis

Geleitwort	9
Vorwort	11
1 Allgemeine Aspekte des Außen- und Innenklimas	13
1.1 Allgemeine Anforderungen	14
1.2 Raumklima	16
1.2.1 Licht	17
1.2.2 Thermische Behaglichkeit	18
1.2.3 Lufttemperatur	20
1.2.4 Operative Temperatur	20
1.2.5 Luftfeuchte	21
1.2.6 Luftgeschwindigkeit	25
1.2.7 Lüftung	25
1.2.8 Luftwechsel	27
1.3 Raumluftsysteme	27
1.4 Klimatisierung im musealen Umfeld	29
1.4.1 Theoretische Ansätze zur Definition klimatischer Wertebereiche ...	29
1.4.2 Überlegungen zur Klimatisierung von Museumsgebäuden	36
1.4.3 Schadstoffe und raumlufttechnische Anlagen	38
2 Schadstoffe – Vorkommen und Toxizität	41
2.1 Anorganische Verbindungen	46
2.2 Flüchtige organische Verbindungen (VOC)	50
2.3 Schwerflüchtige organische Verbindungen (SVOC)	56
2.4 Schwermetalle	64
2.5 Partikel und Stäube	66
2.6 Pilze und mikrobielle flüchtige organische Verbindungen (MVOC) ...	72
2.7 Markersubstanzen	74
2.8 Radioaktive Stoffe	74
3 Messmethoden	77
3.1 Laboratorische Untersuchungsmethoden	79
3.1.1 Planung von Innenraumlufthuntersuchungen	79
3.1.2 Probenahme- und Analysenverfahren	81
3.1.3 Messtechnische Erfassung ausgewählter Innenraumlufthverunreinigungen	86
3.1.4 Prüfkammern und -zellen	92
3.2 Kommerziell erhältliche Sammelmedien	94
3.2.1 Probenahme-Röhrchen	95
3.2.2 Passivsammler	96

3.2.3	Farbindikatoren	98
3.2.4	Methoden zur Beurteilung der Korrosivität von Schadgasen	99
3.2.5	Mikrochemische Nachweismethoden.	106
4	Bekannte Auswirkungen von Schadstoffexposition auf Kunst- und Kulturgut	113
4.1	Erste Schadensbilder	113
4.2	Entstehung von Materialschäden und beeinflussende Faktoren	114
4.3	Schadstoffinduzierte Schadensbilder an Sammlungsgut	119
4.3.1	Metalle	119
4.4	Kalkhaltige Objektmaterialien (Kalkstein, Kreide, Marmor, Muscheln)	126
4.5	Glas, Email, Keramik, Stein.	127
4.6	Aus Cellulose bestehende Materialien, Textilien, Pergament, Leder	129
4.7	Farbmittel	133
4.8	Fotografische Materialien.	135
4.9	Kunststoffe, Gummi	137
4.9.1	Cellulosenitrat	137
4.9.2	Celluloseacetat.	138
4.9.3	Polyvinylchlorid	140
4.9.4	Gummi.	140
4.10	Auswirkungen von Bioziden	141
4.11	Partikel/Verschmutzung.	143
4.12	Black Magic Dust	144
5	Materialeigenschaften und Materialemissionen	147
5.1	Holz und Holzwerkstoffe	150
5.1.1	Emissionen aus Holz	151
5.1.2	Emissionen aus Klebstoffen für Holzwerkstoffe.	152
5.2	Andere Konstruktionsmaterialien	155
5.3	Beschichtungen, Lacke und Farben	157
5.3.1	Lösemittelbasierte Beschichtungssysteme und High-Solid-Lacke	158
5.3.2	Wasserbasierte Beschichtungssysteme	162
5.3.3	Pulverbeschichtungen	164
5.3.4	Strahlenhärtende Beschichtungen	165
5.3.5	Alternative Beschichtungssysteme	167
5.4	Dichtmassen und Klebstoffe	168
5.4.1	Silikondichtmassen	168
5.4.2	UV-härtende Klebstoffe	171
5.5	Fußbodenbeläge und Textilien	172
5.6	Kunststoffe	173
5.6.1	Gummi, Schäume.	174
5.7	Konservierungs- und Restaurierungsprodukte	174
5.8	Haushaltsmittel und Verbraucherprodukte	176
5.9	Elektrogeräte	179

5.10	Luftqualität in Vitrinen	180
5.11	Personen	183
6	Umgang mit Schadstoffen	185
6.1	Produktkennzeichnungen	185
6.1.1	Nationale Kennzeichnungen	186
6.1.2	Internationale Kennzeichnungen.	198
6.2	Sorbentien.	204
6.2.1	Aktivkohle.	204
6.2.2	Zeolithe.	208
6.2.3	Photokatalytische Materialien	209
6.2.4	Klimasysteme/Sauerstoffabsorber	210
6.2.5	Sperrschichten	211
6.3	Dekontaminationsmöglichkeiten	212
6.3.1	Mechanische und abrasive Verfahren	213
6.3.2	Lösemittelbasierte Reinigungsmethoden	214
6.3.3	Thermische Verfahren	216
6.3.4	Maskierungsmethoden	217
6.3.5	Mikrobielle Methoden	218
6.4	Präventionsstrategien	218
6.4.1	Materialauswahl	219
6.4.2	Identifizierung von Gefahrenpotenzialen	222
6.4.3	Technische und bauliche Vorrichtungen	224
7	Richtwerte für Innenräume und museale Einrichtungen.	227
7.1	Geschichtlicher Überblick.	227
7.2	Methoden zur Ableitung von Richt- und Referenzwerten.	228
7.2.1	Der statistische Ansatz	228
7.2.2	Der toxikologische Ansatz	229
7.2.3	Weitere Kriterien	233
7.3	Gesamtbeurteilung der Innenraumsituation	234
7.4	Richtwertkonzepte für Museen	236
7.5	Das europäische Normungsvorhaben »Conservation of Cultural Property« (CEN/TC 346)	238
	Literaturverzeichnis	241
	Stichwortverzeichnis	273

Geleitwort

Museale Sammlungen sind, anders als man erwarten darf, nicht grundsätzlich vor negativen und vom Menschen verursachten Umwelteinflüssen sicher. Im Gegenteil – mit den besten Absichten zum dauerhaften Erhalt der Objekte haben konservierende und restaurierende Anstrengungen oft erst Probleme geschaffen. Jeweils die aktuellsten Schädlingsbekämpfungsmittel wurden mit Nachdruck in die Museumsarbeit eingebracht, um gerade organische Sammlungen vor schädlichen Einwirkungen zu bewahren. Selten hingegen wurde konservatorische Expertise zur Planung und Ausführung baulicher Maßnahmen sowie von Behältnissen zur Aufbewahrung genutzt. Erste Förderinitiativen zur Behebung von Schäden, die aus der Verwendung ungeeigneter Materialien und Produkte im musealen Umfeld entstanden waren, hatten bereits auf die negative Wirkung der Aufkonzentration von flüchtigen organischen Verbindungen in Vitrinen und Depots verwiesen. Die Verantwortlichen stehen dabei vor dem Problem, dass die meisten Materialien für normale Bauanwendungen als emissionsarm klassifiziert sind. Darüber hinaus wirken viele Objekte durch ihre chemische Behandlung selbst als Emissionsquellen. Werden die Auswirkungen chemischer Verbindungen dann sichtbar, ist eine Korrektur, sofern noch möglich, oft kostenintensiv.

Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt konnte im Jahr 2003 eine vom Fraunhofer WKI in Braunschweig in Zusammenarbeit mit dem Niedersächsischen Landesmuseum Hannover durchgeführte Studie unterstützen, die sich mit der Bewertung des Risikos für Menschen und museales Sammlungsgut durch Luftverunreinigungen beschäftigte. Der Ende 2005 vorgelegte Leitfaden, der die Ergebnisse dieses Projektes zusammenfasst, ist seit 2010 vergriffen.

Es ist sehr erfreulich, dass die Autoren diesem nach wie vor hochaktuellen Thema nunmehr eine deutlich erweiterte Neuauflage des Leitfadens widmen. Denn trotz umfangreicher neuer Erkenntnisse über die oft fatalen Wechselwirkungen zwischen Objekten und Chemikalien in Vitrinen, Ausstellungsräumen, Depots und Archiven wird noch viel zu selten restauratorischer und naturwissenschaftlicher Sachverstand in diesem Zusammenhang abgerufen. Es bleibt zu wünschen, dass der vorliegende Band dazu beitragen kann, das Verständnis für die klar nachgewiesenen Schadensprozesse zu vertiefen, um somit bessere Bedingungen für den Erhalt des kulturellen Erbes zu erreichen.

Osnabrück, im Januar 2013

Dr.-Ing. E. h. Fritz Brickwedde
Generalsekretär der Deutschen
Bundesstiftung Umwelt

Vorwort

Die Identität einer Bevölkerungsgruppe wird durch vorangegangene geschichtliche Ereignisse entscheidend geprägt und spiegelt sich in zeitgenössischen Strömungen wider. Zeugnisse dieser Epochen zu sammeln, durch Forschung zugänglich zu machen, zu bewahren und folgenden Generationen zu übergeben, bilden die Grundlage musealer Einrichtungen und restauratorischen Handelns. In den letzten Jahrzehnten erlangte die Präventive Konservierung zunehmend an Bedeutung. Die Eliminierung negativer Umgebungseinflüsse soll bereits im Vorfeld das Entstehen von Schäden an Kunst- und Kulturgütern vermeiden helfen. Den Schwerpunkt bildete folglich die Auseinandersetzung mit den dominierenden Umgebungsparametern Strahlung, Temperatur und Luftfeuchte. Ihre Auswirkungen auf die Stabilität verschiedener Objektgattungen waren ebenso Gegenstand grundlegender Untersuchungen wie ihre Einflüsse auf das Alterungsverhalten von Konservierungs- und Restaurierungsmaterialien. Die sich daraus ableitende Diskussion über optimale Aufbewahrungsbedingungen kulturhistorisch wertvoller Objekte, insbesondere im Rahmen einer musealen Präsentation, ist aufgrund der kontinuierlichen Entwicklung in der Ausstellungstechnik zu jeder Zeit von hoher Aktualität.

Mit Beginn des industriellen Zeitalters rückte ein weiterer Gefährdungsfaktor in den Blickpunkt. Die Auswirkungen atmosphärischer Schadstoffe waren nicht nur auf frei bewitterten Bauten und Kulturgütern, sondern auch auf Sammlungsgut in Innenräumen offensichtlich. Bereits in der Mitte des 19. Jahrhunderts wurde in der National Gallery in London beobachtet, dass Gemäldeoberflächen durch Rußablagerungen verschmutzten, Bleiweiß verschwärzte und Kupfer durch Einwirkung schwefeliger Gase korrodierte. Seit den 1970er Jahren konnte durch systematische Forschungsarbeiten und Dank fortschrittlicher analytischer Techniken eine Fülle von Erkenntnissen gewonnen werden, die zu einer deutlichen Verbesserung der Raumluftqualität geführt haben. Der museale Sektor nimmt in diesem Kontext allerdings eine Sonderstellung ein: hier gilt es nicht nur, ein gesundes Raumklima für den Menschen zu gewährleisten, sondern auch einen bestmöglichen Schutz für den Erhalt des Sammlungsguts zu erreichen.

Durch Studien auf internationaler Ebene sind potenzielle Emissionsquellen und die Reaktions- bzw. Schädigungspotenziale spezifischer Verbindungen auf Kulturgut teilweise bekannt. Die publizierten Ergebnisse sind allerdings breit gestreut und für die schnelle, praktische Anwendung vor Ort nur bedingt geeignet. Darüber hinaus sind naturwissenschaftliche Fachzeitschriften in restauratorischen Fachbibliotheken nur selten verfügbar, auch die in den wissenschaftlichen Untersuchungen eingesetzten analytischen Methoden stehen den musealen Einrichtungen in der Regel nicht zur Verfügung. Existieren für die eigenverantwortliche Überwachung der Innenraumluftqualität auch eine Reihe einfach zu handhabender Testverfahren, so ermöglichen diese in den meisten Fällen lediglich eine Indikation akuter Probleme. Eine umfassende Beurteilung der Gefährdungssituation lassen sie jedoch nicht zu.

Damit stehen die für die Sammlungsbetreuung Verantwortlichen angesichts der häufig nur eingeschränkt zugänglichen Literatur und schwer durchschaubarer chemisch-/physikalischer Zusammenhänge noch immer vor einer Anzahl von Fragen und Problemen praktischer Art. Zu nennen sind hier primär die Auswahl von geeigneten Werkstoffen und Produkten zur Einrichtung von Ausstellungs- und Depoträumen sowie die Überprüfung der in Vitrinen verwendeten Materialien.

Bereits vor Jahren wurde daher von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) der Bedarf gesehen, die vielerorts publizierten Einzelergebnisse zusammenzufassen und durch systematische, grundlegende Untersuchungen in enger Zusammenarbeit mit Museen zu ergänzen. Der 2006 von uns im WKI-Eigenverlag publizierte Leitfaden zur Thematik der Luftschadstoffe in musealen Sammlungen fand sofort großen Zuspruch. Das vorliegende Werk stellt nun eine aktualisierte und deutlich erweiterte Fassung dieses Leitfadens dar. Es war unser Ziel, mit diesem Buch einen praktikablen Ratgeber und ein Nachschlagewerk zu dem breiten Feld der Luftschadstoffe in Museen, Bibliotheken und Archiven zu schaffen. Es soll dem effektiven Schutz von Museumsmitarbeitern, Besuchern und Exponaten dienen und praxisbezogene Hilfestellungen für die Prävention und Sanierung anbieten, um Schadstoffbelastungen auf Dauer zu minimieren bzw. zu beseitigen. In seiner Konzeption richtet es sich an die für die Betreuung von Sammlungsgut Verantwortlichen und damit primär an Restauratoren und Präparatoren, die häufig in unmittelbarem Kontakt mit den Exponaten stehen und Entscheidungen über die geeignete Aufbewahrung treffen müssen. Aber auch alle im weiteren Umfeld tätigen Personen, wie Sammlungsverwalter, Kuratoren, Museumstechniker und Ausstellungsgestalter sollen ebenso wie die Hersteller und Anbieter von Ausstellungstechnik hilfreiche Informationen finden.

Durch die Zusammenarbeit mit dem Fraunhofer IRB Verlag konnte diese Neuauflage nunmehr in einem professionellen Layout erscheinen. Unser Dank gilt Frau Manuela Lingnau für die Anfertigung und Gestaltung von Abbildungen und Graphiken sowie Frau Anke Harnisch und Frau Simone Peist für die redaktionelle Bearbeitung des Manuskriptes. Herrn Morten Ryhl-Svendsen danken wir für die Bereitstellung von Abbildungsmaterial. Darüber hinaus möchten wir Frau Lea Salthammer, Frau Dr. Claudia Schirp, Herrn Dr. Michael Wensing und Herrn Dr. Andreas Zillessen für formale und inhaltliche Anmerkungen und Diskussionen danken.

Alexandra Schieweck & Tunga Salthammer
Braunschweig

1 Allgemeine Aspekte des Außen- und Innenklimas

Die häufig zitierte Feststellung, dass der Mensch mehr als 90% seiner Zeit in Innenräumen verbringt, ist nicht grundsätzlich falsch, führt jedoch oft zu stark vereinfachten und irreführenden Vorstellungen bezüglich des Wohn-, Arbeits- und Freizeitverhaltens von Personen in einer modernen Industriegesellschaft. Unser Tagesablauf ist in der Regel komplex organisiert und man hält sich, abhängig von der lokalen Infrastruktur, über den Tag meist an mehreren Orten auf. Dieser Umstand wurde bereits frühzeitig von Ott [1985] erkannt, der für die Exposition mit luftverunreinigenden Stoffen ein einfaches Summenmodell vorschlug (Gleichung 1-1).

$$E_i = \sum_{j=1}^n (C_j \cdot t_{ij}) \quad (1-1)$$

E_i beschreibt die Gesamtexposition einer Person i , C_j die Luftkonzentration einer organischen Verbindung am Ort j und t_{ij} den Anteil der von Person i am Ort j verbrachten Tageszeit. Das alters- und geschlechtsabhängige Zeit-Aktivitäts-Verhalten von Personen wurde detailliert untersucht. Aus statistischer Sicht umfassende Datensätze für Kanada, die Vereinigten Staaten [Leech et al., 2002] und Deutschland [Brasche und Bischof, 2005] belegen übereinstimmend, dass Menschen durchschnittlich ca. 15–16 Stunden pro Tag in ihrer Wohnung oder in ihrer häuslichen Umgebung verbringen.

Historisch definiert sich die Wohn- und Innenraumhygiene über die Beeinflussung der Luftqualität in Innenräumen durch Ausdünstungen, die bei menschlichen Aktivitäten freigesetzt wurden. Verbunden mit der Industrialisierung im 19. Jahrhundert begann in den Städten ein Massenwohnungsbau für neu anzuesiedelnde Arbeiter mit einer daraus resultierenden hohen Wohndichte. Zentrales Thema stellte die durch die menschliche Atmung hervorgerufene Kohlendioxidemission dar. Max von Pettenkofer [1858] definierte Mitte des 19. Jahrhunderts erste allgemeine Regeln und Bewertungsmaßstäbe zur Feststellung gesunder raumklimatischer Verhältnisse. Mit seinem Namen verbindet sich die hygienische Anforderung, 0,1 Vol.-% Kohlendioxid (CO_2) in der Raumluft nicht zu überschreiten. Kohlendioxid blieb lange der Leitparameter zur hygienischen Beurteilung von Raumluftverhältnissen.

Nach dem zweiten Weltkrieg geriet durch die Ereignisse des London-Smog und des LA-Smog zunächst die Außenluftatmosphäre mit den Hauptkomponenten Feinstaub, Stickoxid (NO) und Schwefeldioxid (NO_2) in den öffentlichen Fokus. Parallel konnte sich die Stadtklimatologie, die sich mit den Wechselwirkungen zwischen dem urbanen Lebensraum und der Atmosphäre beschäftigt, als eigenständiger Teil der Umweltmeteorologie entwickeln [Hupfer und Kuttler, 2006]. Es ist abzusehen, dass die Stadtklimatologie zunehmend an Bedeutung gewinnen wird, da nach einer Schätzung der Vereinten Nationen im Jahr 2030 von ca. 8,1 Milliarden Menschen mehr als 4,9 Milliarden in sogenannten Megacities leben werden [Gurjar et al., 2008]. Die 1950er und 1960er Jahre waren von verschiedenen Ereignissen geprägt, die

Weschler [2009] in seinem Übersichtsartikel tabellarisch zusammengestellt hat. In den frühen 1970er Jahren wurden in vielen Ländern zum Umweltschutz Behörden ins Leben gerufen, so z. B. die US-amerikanische Umweltbehörde EPA im Jahr 1970 und das deutsche Umweltbundesamt im Jahr 1974. »Innenraumluft« als eigenständiges wissenschaftliches Thema konnte sich ab Mitte der 70er Jahre des 20. Jahrhunderts etablieren. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) hat seit 1979 in mehreren Berichten zum Thema Innenraum Stellung bezogen [WHO, 1983], allerdings erfolgte erst im Jahr 1987 eine grobe Einteilung der organischen Verbindungen nach Siedepunkten [WHO, 1989], vgl. auch Kap. 2.2. Møhlave et al. [1986] hatten kurz zuvor über die Auswirkungen eines Gemisches aus flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) auf die Humanexposition berichtet. Der Begriff des »Sick Building Syndroms« (SBS) wurde im Jahr 1983 von der WHO geprägt, nachdem Kröling et al. [1982] eine Studie über Befindlichkeitsstörungen in klimatisierten Räumen vorgelegt hatten.

In der Mitte des 20. Jahrhunderts wurden Emissionen organischer und anorganischer Stoffe, die bislang nur im Arbeitsstättenbereich untersucht und bewertet wurden, auf die Lufthygiene von Innenräumen bezogen. Ausschlaggebend war die Einführung neuer Techniken und Materialien im Bauwesen in den 1950er Jahren. Gebäude, die zwischen 1950 und 1985 entstanden, gelten heute als Bauten mit dem höchsten Belastungspotenzial baubedingter Schadstoffe. Neben den Emissionen aus den baulichen Einrichtungen tragen auch Reinigungs- und Hygieneartikel, Büro- und Heimwerkermaterialien sowie Farben, Anstrichmittel und synergistische Effekte zur Belastung der Innenraumluft bei [Seifert und Salthammer, 2003; Moriske, 2007]. Verursacht durch die Energiekrise in den 1970er Jahren folgte eine bessere Wärmedämmung der Häuser und eine dichtere Bauweise. Durch einen allgemein geringen Luftaustausch in Innenräumen und dessen zusätzlicher Verringerung durch Dämmmaßnahmen zum Einsparen von Energie, zunächst im Zuge der Wärmeschutzverordnung von 1982 und später der Energieeinsparverordnung (EnEV), kommt es zu einer Akkumulation von Verunreinigungen in der Innenraumluft. Raumlufttechnische Anlagen (RLT-Anlagen) hielten in der Mitte des 20. Jahrhunderts vermehrt Einzug in Büro- und Geschäftshäuser sowie in öffentliche Gebäude. Bei einer künstlichen Lüftung wird die Luft gereinigt und aufbereitet. Durch die Befeuchtungseinrichtungen, die optimale Wachstumsbedingungen für Mikroorganismen bilden, und mangelnde Wartung von Filtersystemen können RLT-Anlagen allerdings zu einer Kontamination der Innenraumluft beitragen [Pluschke, 1996]. Im privaten Bereich werden heute vermehrt mechanische Lüftungssysteme mit Wärmerückgewinnung eingesetzt.

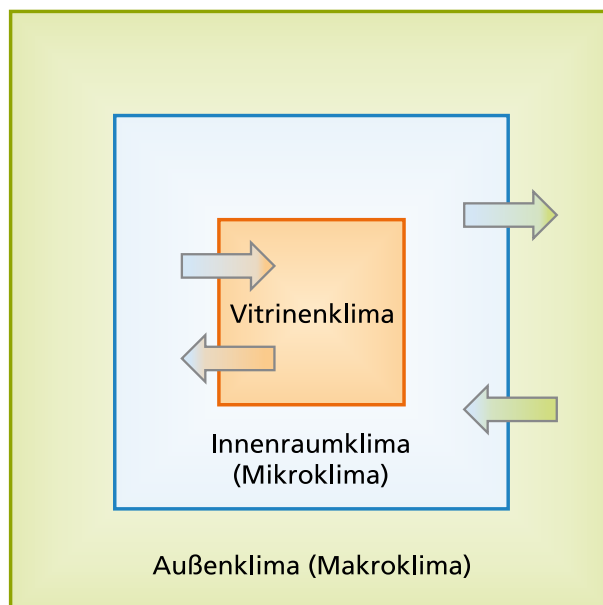
1.1 Allgemeine Anforderungen

Die lufthygienischen Verhältnisse in einem geschlossenen Raum unterscheiden sich von der Situation im umgebenden Außenbereich durch eine individuelle, abgegrenzte Atmosphäre, die man auch als Mikroklima bezeichnet. Mit zunehmendem natürlichen Luftwechsel und dem damit einhergehenden erhöhten Austausch mit der

Außenluft gleichen sich Innen- und Außenklima mehr und mehr an. Die bauliche und Lüftungstechnische Gestaltung eines Innenraums wird wesentlich durch klimatische Faktoren der Region beeinflusst und geprägt. In warmen, nicht tropischen Regionen ist aufgrund einer leichteren Bauweise und eines hohen Luftwechsels mit weniger Unterschieden zwischen Innenraum- und Außenluftqualität zu rechnen als in kalten und gemäßigten Klimazonen. Ebenso differieren die Verhältnisse durch jahreszeitliche Schwankungen, da erfahrungsgemäß die Lüftungsbestrebungen mit fallenden Temperaturen abnehmen. Weitere Einflussfaktoren auf die Raumluftqualität sind Grad und Intensität der Nutzung eines Gebäudes.

Um mobiles Kunst- und Kulturgut vor äußeren klimatischen Einflüssen zu schützen, wird es entweder in eigens dafür errichteten oder umgestalteten Gebäuden aufbewahrt. Oft befindet sich der Kunstgegenstand selbst in einem Behältnis zum zusätzlichen Schutz vor unerwünschten Umfeldeinflüssen. Dabei handelt es sich überwiegend um Vitrinen, Schränke, Schubladen, Boxen oder Rahmen. Prinzipiell lässt sich der Stoff- und Wärmetransport zwischen Außenbereich, Innenraum und Behältnis (hier: Vitrine) durch ein Kompartimentmodell gemäß Abbildung 1-1 beschreiben. Der spezielle Auftrag musealer Institutionen besteht darin, die ihnen anvertrauten Zeugnisse vergangener Epochen und unserer Zeit zu sammeln, zu erforschen, zu dokumentieren und vor allem sie in möglichst unverändertem Zustand nachkommenden Generationen zu übergeben. Dies stellt ggf. besondere Anforderungen an die umgebende Atmosphäre. Es gilt also nicht nur, für das Museumspersonal und die Besucher ein gesundes und angenehmes Raumklima zu schaffen, sondern auch die Exponate vor klimatischen und schadstoffinduzierten Schäden zu schützen. Dabei

Abbildung 1-1:
Wechselwirkung zwischen
Außenbereich, Innenraum
und Vitrine im Komparti-
mentmodell.



müssen gleichzeitig die physiologischen Bedürfnisse des Museumspersonals und der Besucher mit diesen Anforderungen in Einklang gebracht werden.

1.2 Raumklima

Das Mikroklima eines Raumes wird durch die Summe aller Einflüsse, die auf Mensch und Objekt einwirken, definiert. Zu den wesentlichen, das Klima bestimmenden Parametern zählen Strahlungsverteilung, Temperatur, relative Luftfeuchte, Luftgeschwindigkeit, die Zusammensetzung und folglich die Schadstoffbelastung der Luft. Die konservatorischen Aufbewahrungsbedingungen für Kunst- und Kulturgüter umfassen vor allem die nachfolgenden Aspekte [Fitzner und Hilbert, 2002]:

- Möglichst geringe Schwankungen von Temperatur und relativer Luftfeuchte
- Die relative Luftfeuchte ist im Allgemeinen der Materialfeuchte bzw. den Sorptionseigenschaften der Sammlungsgüter anzupassen
- Niedrige Strömungsgeschwindigkeiten der Luft in unmittelbarer Nähe zum Objekt
- Die Umgebungsluft des Exponates sollte frei von luftgetragenen oder partikelgebundenen Schadstoffen sein

Inwieweit diese Anforderungen ohne technische Unterstützung erreicht bzw. aufrechterhalten werden können, hängt im Wesentlichen von der Architektur des Baukörpers ab. Ein Gebäude ist ständig variierenden äußeren Bedingungen ausgesetzt (siehe Abbildung 1-2).

Einflüsse auf das Raumklima werden maßgeblich durch den Wärmeübergang, die Wärmespeicherfähigkeit und den Stofftransport (z. B. Feuchtigkeit) bestimmt. Alte Gebäude mit kompaktem, gegebenenfalls mehrschichtigem Mauerwerk und wenigen Glasflächen können hier ein stabiles Raumklima gewährleisten. Im Gegensatz dazu stehen moderne Bauten, deren zeitgenössisch-ästhetische Ansprüche an den Bau-

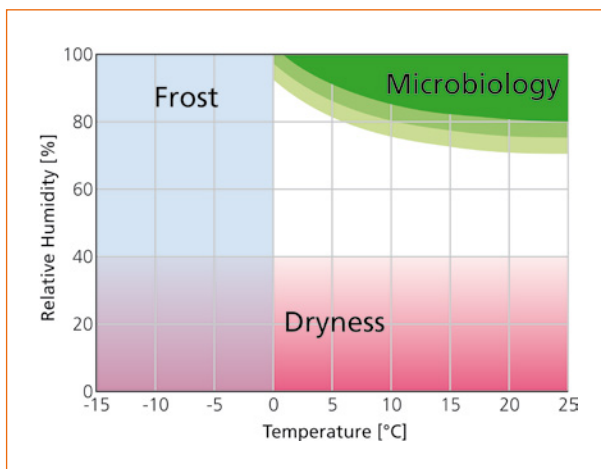


Abbildung 1-2: Einflüsse von Außentemperatur und relativer Luftfeuchte auf ein Gebäude [mit freundlicher Genehmigung von Herrn Dipl.-Rest. Ralf Kilian, Fraunhofer IBP, Holzkirchen].

körper und seine Inneneinrichtung die ohnehin schwer zu bewältigende Divergenz eines adäquaten Raumklimas für Mensch und Objekt zusätzlich verschärfen. Die moderne Architektur schafft bei der Errichtung neuer oder bei der Umgestaltung bzw. Erweiterung vorhandener Museumsbauten bevorzugt lichtdurchflutete Gebäude mit großen Glasflächen bei gleichzeitiger Reduzierung von kompaktem Mauerwerk. Der Wunsch nach Transparenz und Flexibilität der Ausstellungsräume durch verschiebbare Wandelemente ist hier vorherrschend. Ein Beispiel ist das Sainsbury Centre for Visual Arts in Norwich/UK [Brimblecombe et al., 1999]. Das Streben nach einer aufsehenerregenden Architektur, die das Gebäude selbst zum Erlebnis werden lassen soll, kann für das Innenraumklima mit erheblichen negativen Konsequenzen verbunden sein oder erfordert eine aufwendige technische Ausstattung mit entsprechend hohen Folgekosten.

1.2.1 Licht

Das Spektrum des Sonnenlichts entspricht in etwa dem eines Schwarzen Strahlers bei einer Temperatur von 5 900 K. Die auf der Erdoberfläche ankommende Strahlung ist durch atmosphärische Absorptions- und Streuprozesse in ihrer Intensität und spektralen Zusammensetzung verändert. Das Maximum der Sonnenstrahlung liegt im sichtbaren Bereich bei 500 nm. Das zu kürzeren Wellenlängen an den sichtbaren Teil angrenzende Ultraviolett (UV) ist aber ebenso von Bedeutung wie das langwellige Infrarot (IR). In Deutschland schwankt die mittlere Globalstrahlung zwischen ca. 60 W/m² im Dezember und ca. 440 W/m² im Juni [Hupfer und Kuttler, 2006]. Ein potenzielles Problem besteht daher bei ungehindertem Lichteinfall in das Gebäudeinnere. Das Eindringen kurzwelliger Strahlung in den Raum bewirkt eine Erwärmung der Materialien durch Absorption. Nach den physikalischen Gesetzen eines Temperaturstrahlers emittieren die erwärmten Materialien langwelligere Strahlung. Diese vermag Glasflächen nicht mehr zu durchdringen und bewirkt einen »Treibhauseffekt« im Gebäudeinneren [Cassar, 1995]. Unter Umständen werden auch photochemische Reaktionen begünstigt.

Die im Innenraum verwendeten lichttechnischen Begriffe und Einheiten orientieren sich an der spektralen Empfindlichkeit des menschlichen Auges. Ausgehend von der SI-Basiseinheit »Candela (Cd)« für die Lichtstärke, definiert man den Lichtstrom mit der Einheit »Lumen (lm)« und die Beleuchtungsstärke in »Lux (lx)«. Die unter praktischen Gesichtspunkten gebräuchlichste Einheit ist Lux, da sie den Lichtstrom ins Verhältnis zu der beleuchteten Fläche setzt. Die Lux-Skala ist logarithmisch zu betrachten. Bei Vollmond beträgt die Beleuchtungsstärke ca. 0,5 lx, für Arbeitsplätze geht man von 500–1 000 lx aus und Zenit-Sonneneinstrahlung in Mitteleuropa bei klarem Himmel bewirkt ca. 100 000 lx (siehe Abbildung 1-3).

Prinzipiell bieten Außenjalousien einen wirksameren Schutz im Gegensatz zu innen angebrachten Verdunkelungsmöglichkeiten. Bei Letzteren kann sich der Raum zwischen Jalousie und Glas stark erwärmen und somit wiederum zu ansteigenden

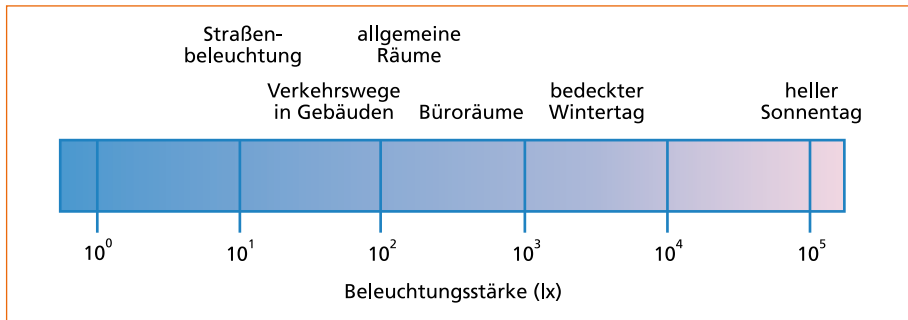


Abbildung 1-3: Typische Beleuchtungsstärken in Lux (lx). Erforderliche Beleuchtungsstärken für Räume und Arbeitsplätze sind bei Lohmeyer [2001] tabelliert.

Temperaturen im Rauminnen beitragen. Häufige Maßnahmen zur Minimierung des Eindringens kurzwelliger Strahlung sind die Doppelverglasung, das Installieren von Schutzvorhängen oder das Anbringen selbstklebender UV-Schutzfolien auf Fenstern von Ausstellungs- oder Depoträumen. Bradley [1996] berichtet, dass zwar auf diese Weise der UV-Anteil im British Museum, London, deutlich verringert werden konnte, während der Sommermonate aber dennoch Lichtstärken von über 5000 lx erreicht wurden. Fragen zur optimalen Raumbeleuchtung werden detailliert von Schmits und Hilbert [2002] sowie von Lutz et al. [2002] behandelt. Bei Lohmeyer [2001] finden sich Tabellen zu Beleuchtungsanforderungen für Räume und Arbeitsplätze. Für museal genutzte Innenräume wurden in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Kunstobjektes Empfehlungen ausgesprochen, die im Bereich von 50 lx (15 000 lx·h/Jahr) bis 200 lx (600 000 lx·h/Jahr) liegen [Bacci und Cucci, 2010]. Eine Handlungshilfe zur Auswahl von Beleuchtungsmitteln in Museen wurde in Zusammenarbeit des Canadian Conservation Institute (CCI) und des Getty Conservation Institute (GCI) publiziert [Druzik und Michalski, 2012].

1.2.2 Thermische Behaglichkeit

Die Human-Biometeorologie untersucht die Wirkungen der atmosphärischen Parameter auf den menschlichen Organismus [Turowski, 1998]. Die für den Menschen maßgebenden atmosphärischen Umweltbedingungen werden als Bioklima bezeichnet. Das Raumklima nimmt Einfluss auf unseren Organismus und auf mögliche gesundheitlich positive wie negative Auswirkungen. Insbesondere die thermischen Faktoren und die stoffliche Zusammensetzung der Luft wirken sich auf die Physiologie des Menschen aus und entscheiden damit teilweise über sein Wohlbefinden [Moriske und Turowski, 1998]. Bezüglich des Innenraumklimas ist der Mensch wenig anpassungsfähig, denn schon geringe Temperaturschwankungen und Luftbewegungen können bei ihm Unbehagen auslösen. Thermische Behaglichkeit oder thermischer Komfort kann allerdings nicht anhand einzelner physikalischer Parameter festgelegt werden. Hier spielen diverse Faktoren eine wichtige Rolle, die in der DIN 1946-6

[2009] unter den Begriffen thermische Behaglichkeit und Raumlufthqualität zusammengefasst sind. Speziell das Wärmeempfinden ist gemäß DIN EN ISO 7730 [2006] abhängig von der körperlichen Aktivität, der Bekleidung, der Lufttemperatur, mittleren Strahlungstemperatur, Luftgeschwindigkeit und von der Luftfeuchte. Ein gut wärmedämmter Raum wird durch ein weitgehend homogenes Temperaturfeld ebenfalls zur thermischen Behaglichkeit beitragen. Hinsichtlich der Raumlufthqualität nennt die DIN 1946-6 [2009] Kohlendioxid, Luftfeuchte, flüchtige organische Komponenten (VOC) und Gerüche als charakteristische Größen für die Beurteilung. Maßgebend für ein behagliches Klima ist das Zusammenwirken dieser Größen. Körperliches Wohlbefinden wurde gemäß DIN 1946-2 (zurückgezogen 2005) wie folgt definiert: »*Thermische Behaglichkeit ist gegeben, wenn der Mensch Lufttemperatur, Luftfeuchte, Luftbewegung und Wärmestrahlung in seiner Umgebung als optimal empfindet und weder wärmere noch kältere, weder trockenere noch feuchtere Raumlufth wünscht.*« Aber auch die Einhaltung aller Behaglichkeitskriterien garantiert nicht automatisch Wohlbefinden. Geschlecht, Alter, psychischer Zustand etc. spielen ebenfalls eine Rolle für die empfundene Luftqualität, die durch Konzentrationen chemischer und biologischer Noxen in der Raumlufth zusätzlich beeinflusst werden kann. Eine einfache Methode zur Bestimmung der Klimasituation für den Menschen ist das in Abbildung 1-4 gezeigte Behaglichkeitsdiagramm, bei dem lediglich die Luftfeuchte und die Lufttemperatur betrachtet werden. In diesem Diagramm finden die personenbezogenen Größen keine Berücksichtigung.

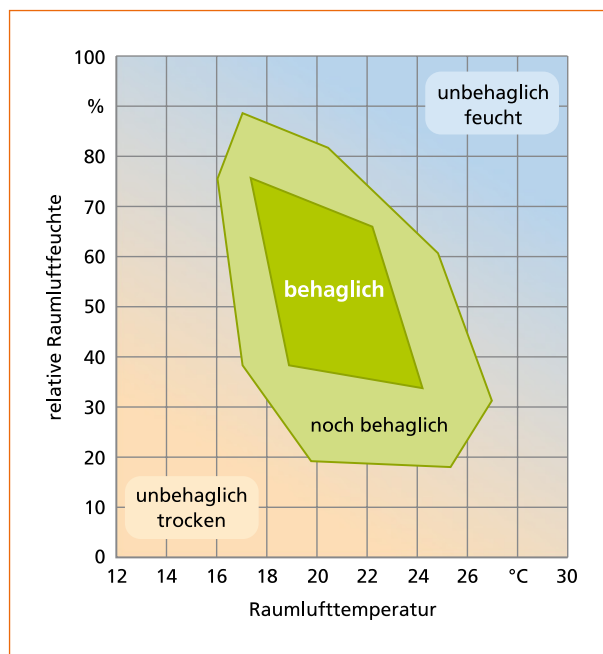


Abbildung 1-4:
Temperatur-Luftfeuchte-
Behaglichkeitsdiagramm.

1.2.3 Lufttemperatur

Durch ein ausgeprägtes Wärme- und Kälteempfinden kann ein Mensch die Lufttemperatur sehr leicht wahrnehmen und beurteilen. Sinkt die Lufttemperatur unter die Körpertemperatur bei gleichzeitiger Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit, wird die Lufttemperatur kälter empfunden als bei gleich bleibender Strömungsgeschwindigkeit. Bei einer erhöhten relativen Luftfeuchte nimmt der Mensch die Lufttemperatur intensiver wahr als bei einer niedrigen relativen Luftfeuchte und gleichbleibender Temperatur. Die Lufttemperatur ist nicht mit der Raumtemperatur zu verwechseln, da sich diese aus der örtlichen Lufttemperatur und der Strahlungstemperatur von umgebenden Oberflächen zusammensetzt.

In Europa wird die Temperatur üblicherweise in der Einheit Grad Celsius (°C) angegeben, in den USA und anderen englischsprachigen Ländern wird die Fahrenheit-Skala verwendet (°F). Die Nullpunkte der Skalen wurden anhand bestimmter chemischer Stoffeigenschaften festgelegt. In den Naturwissenschaften wird mit der thermodynamischen Temperatur in der Einheit Kelvin (K) bezogen auf den absoluten Nullpunkt gerechnet. Die Formeln (1-2) und (1-3) geben die Umrechnung von Grad Celsius in Grad Fahrenheit bzw. Grad Celsius in Kelvin an.

$$T[°C] = \frac{5}{9}(T[°F] + 32) \quad (1-2)$$

$$T[°C] = (T[K] + 273,15K) \quad (1-3)$$

1.2.4 Operative Temperatur

Die operative oder auch empfundene Temperatur wird in der Praxis oft genutzt, um die Behaglichkeitsverhältnisse in einem Innenraum zu überprüfen. Sie wird jeweils als Mittelwert aus der Lufttemperatur und der mittleren Strahlungstemperatur der umgebenden Oberflächen berechnet. Nach DIN EN 13779 [2007] gilt:

$$\theta_o = 0,5 (\theta_a + \overline{\theta_r}) \quad (1-4)$$

mit

- θ_o örtliche operative Temperatur [°C]
- θ_a örtliche Lufttemperatur [°C]
- θ_r örtliche mittlere Strahlungstemperatur [°C]

Die örtliche Strahlungstemperatur berechnet sich mit folgender Formel:

$$\theta_r = \sum_{K=1}^n \varphi_K \theta_K \quad (1-5)$$

mit

φ_K Einstrahlzahl zwischen Raumpunkt und der Fläche K
 θ_K Temperatur der Fläche K [°C]

Die Gleichung (1-4) kann ebenfalls nach DIN EN ISO 7730 [2006] zur Berechnung der operativen Temperatur in einem Büroklima verwendet werden. Allerdings ist diese an Randbedingungen geknüpft. Die Strömungsgeschwindigkeit darf 0,2/s nicht überschreiten. Außerdem sollte die Differenz zwischen der mittleren Strahlungstemperatur und der Lufttemperatur einen Wert von 4 °C unterschreiten. Die operative Temperatur kann durch kurzweilige Strahlung leicht beeinflusst werden und dadurch das Behaglichkeitsempfinden stören. Aus diesem Grund sollten zeitliche und örtliche Schwankungen der operativen Temperatur vermieden werden. Die DIN EN ISO 7730 [2006] empfiehlt Raumtemperaturen bei leichter, sitzender Tätigkeit in der Heizperiode von 22 +/- 2 °C und in der Kühlperiode von 24,5 +/- 1,5 °C.

Neben den physikalischen Raumbedingungen sind ebenfalls die ausgeübte Tätigkeit der Personen sowie ihre Kleidung für die thermische Behaglichkeit relevant. Persönliche Konstitution und Kondition wirken sich ergänzend aus. Der Ruheenergieumsatz eines Menschen beträgt bei 20 °C etwa 58 W/m² Körperoberfläche, dies entspricht bei 75 kg Körpergewicht 100 Watt. Davon werden 46 % als Wärmestrahlung, 33 % als Konvektion, 19 % als Verdampfungswärme über die Haut und 2 % über die Atmung abgegeben. Mit steigender körperlicher Belastung steigt auch der Anteil der Verdampfungswärme. Die Wärmestrahlung und Konvektion wird durch die Temperaturdifferenz zwischen der Körperoberfläche und der Umgebung beeinflusst.

1.2.5 Luftfeuchte

Die Luftfeuchte beeinflusst nicht nur das Wohlbefinden, sondern ist auch von hygienischer Bedeutung. Sie trägt entscheidend zum Wachstum von Mikroorganismen und generell zur Begünstigung biologischer Prozesse bei [Hankammer und Lorenz, 2003]. Trockene Luft besteht aus 78 % Stickstoff, 21 % Sauerstoff und 1 % weiterer Gase. Bei Anreicherung mit Wasserdampf spricht man von feuchter Luft. Die maximale Menge, die an Wasserdampf aufgenommen werden kann, ist von der Lufttemperatur abhängig. Man unterscheidet zwischen absoluter und relativer Luftfeuchte. Die absolute Luftfeuchte ist die Masse des Wasserdampfes in einem bestimmten Luftvolumen. Sie wird üblicherweise in Gramm Wasser pro Kubikmeter Luft angegeben. Nach oben begrenzt wird sie durch die maximale Feuchte im Sättigungszustand. Die absolute Luftfeuchte ist ein direktes Maß für die in einem gegebenen Luftvolumen

enthaltene Wasserdampfmenge. Der Zusammenhang zwischen absoluter Luftfeuchte und Wasserdampf-Partialdruck ist durch Gleichung (1-6) gegeben.

$$\rho_w = \frac{P_d}{R_{H_2O} \cdot T} = \frac{m_d}{V} \quad (1-6)$$

ρ_w = absolute Luftfeuchte, P_d = Partialdruck des Wasserdampfes, R_{H_2O} = Gaskonstante des Wasserdampfes (461,5 J/(kg K)), m_d = Masse des Wasserdampfes, V = Volumen, T = thermodynamische Temperatur.

Die relative Luftfeuchte ist das prozentuale Verhältnis zwischen dem momentanen Wasserdampfdruck P_d und dem Sättigungswasserdampfdruck P_d^s über einer reinen und ebenen Wasseroberfläche (siehe Gleichung (1-7)). Bei einer nichtprozentualen Angabe, also im Wertebereich 0 bis 1, spricht man auch vom Sättigungsverhältnis. Die relative Luftfeuchte gibt unmittelbar an, zu welchem Grad die Luft mit Wasserdampf gesättigt ist.

$$r.F.(%) = \frac{P_d}{P_d^s} \cdot 100 \quad (1-7)$$

Tabelle 1-1 zeigt den Bezug zwischen absoluter und relativer Luftfeuchte bei verschiedenen Temperaturen.

Tabelle 1-1: Wasserdampfgehalt der Luft (g/m³) bei 1013,25 Pa in Abhängigkeit von Temperatur und relativer Luftfeuchte.

Temperatur °C	Relative Luftfeuchte in %			
	30	50	60	100
0	1,5	2,4	2,9	4,9
5	2,0	3,4	4,1	6,8
10	2,8	4,7	5,7	9,4
15	3,8	6,4	7,7	12,8
20	5,2	8,6	10,3	17,2
25	6,9	11,5	13,8	23,0
30	9,1	15,1	18,2	30,3

Bei Abkühlung wasserdampfgesättigter Luft wird der Taupunkt unterschritten, es kommt zur Auskondensation des Wassers. Die Kondensate schlagen sich an Wänden nieder oder werden als Nebel sichtbar. Die in Abbildung 1-5 gezeigte Taupunktkurve stellt einen direkten Zusammenhang zwischen Sättigungsfeuchte und Temperatur dar.

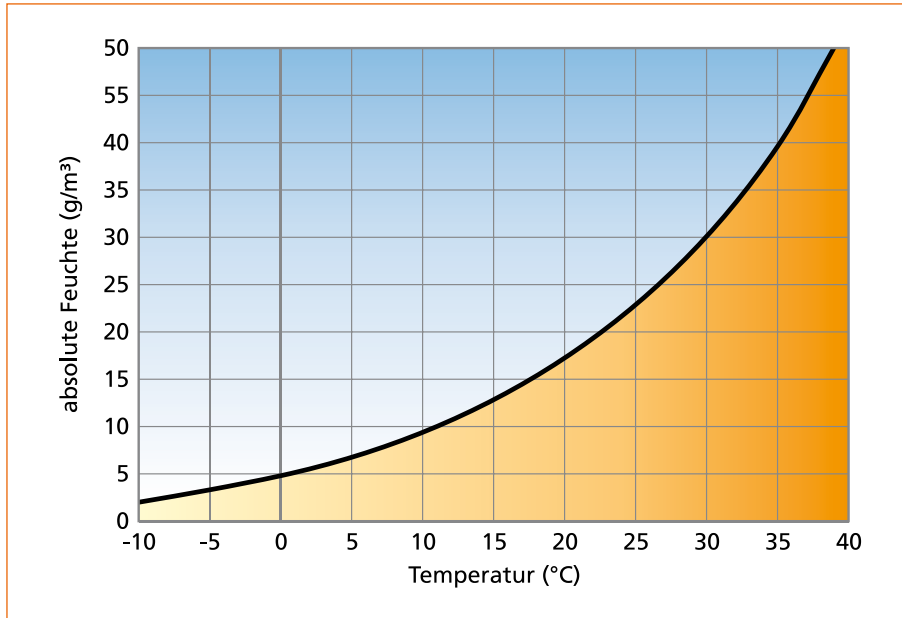


Abbildung 1-5: Taupunktkurve von Wasser.

Der Feuchteeintrag in Gebäude vollzieht sich größtenteils über die folgenden Pfade:

- Aktiver Eintrag über Feuchtequellen, wie z. B. Bad, Küche und Außenluft
- Absorption bzw. Freisetzung aus Bau- und Ausstattungsmaterialien
- Aktivität der Bewohner
- Raumluftechnische Anlagen

Arbeits- und Lebensgewohnheiten der Raumnutzer haben Einfluss auf die relative Luftfeuchte im Gebäude. In Tabelle 1-2 sind Wasserdampf-Emissionsraten für verschiedene Quellen nach VDI 4300 Blatt 7 [2001] angegeben.

Tabelle 1-2: Feuchteproduktion in Räumen und Gebäuden [Quelle: VDI 4300 Blatt 7, 2001].

Ursache, Aktivität	Produktionsrate in g/h
Person, schlafend	ca. 40
Person, durchschnittlich aktiv	ca. 90
Topfpflanze	bis 15
Freie Wasseroberfläche (pro m ²)	bis 100
Kochen, Nassreinigung	ca. 1000
Trocknende Wäsche (4,5 kg)	ca. 300

Viele Einrichtungs- und Baumaterialien können Feuchtigkeit speichern. Während offenporige und poröse, unbehandelte Materialien, wie beispielsweise Naturholz, die Feuchtigkeit gut aufnehmen, tendieren Materialien mit glatter, geschlossener Oberfläche, wie Fliesen, Metall und Glas, nicht zur Feuchtigkeitsaufnahme. Überschüssige Raumluftfeuchte kann durch geeignete Materialien kompensiert werden, die die absorbierte Feuchte bei sehr trockener Luft auch rasch wieder freisetzen. Tabelle 1-3 stellt die Feuchteabsorptionseigenschaften verschiedener Materialien dar, die in Gebäuden als Bau- und Ausstattungsmaterialien verwendet werden [Moriske, 2007].

Tabelle 1-3: Feuchtigkeitsaufnahme verschiedener Bau- und Ausstattungsmaterialien
[Quelle: Moriske, 2007].

Feuchtigkeitsaufnahme	Baumaterialien	Ausstattung und Mobiliar
Sehr gut	Naturholz, unbehandelt (Tanne, Fichte) Poröse Holzfaserplatte, unbehandelt oder mit Papiertapete	Teppichböden aus Sisal, Haargarn und Kokos Woll- bzw. Seidenstoffe
Gut	Leichter Gipsputz Gipskartonplatte, auch mit Papiertapete Naturholz, unbehandelt (Kiefer, Buche, Eiche, Nussbaum) Naturholz, lasiert (Tanne, Fichte) Durchlässige Filz- und Naturkorkplatte	Vorhänge, entsprechend der Stoffdichte und -art Leinenstoffe, Betten, Polstermöbel
Mittelmäßig	Kalkputz und üblicher Gipsputz mit Papiertapete oder durchlässigem Anstrich Leichter Gipsputz, Gipskartonplatte mit durchlässigem Anstrich Naturholz, zweimal lasiert (Kiefer, Buche, Eiche, Nussbaum)	Teppiche aus synthetischen Fasern Holzmöbel je nach Holzart und Oberflächenbehandlung Polstermöbel mit Lederbezügen
Gering	Beton-, Ziegel-, Kalksandsteinmauerwerk, unbehandelt oder geschlämmt Holzfußboden, versiegelt	Marmorplatten, unversiegelt Holzwerkstoffe mit sehr dünner Kunststoffbeschichtung Stoffe aus Glasfasern
Keine Feuchte-speicherfähigkeit	Putze mit Lack- oder Ölfarbenanstrich Fliesen und Plattenbeläge Glas, Metall, einige Kunststoffe	Mobiliar aus Glas oder Metall, Plexiglas u.ä. Marmorplatten, versiegelt Holzwerkstoffe mit Hartkunststoff beschichtet

1.2.6 Luftgeschwindigkeit

Zugluft wird von vielen Menschen als ein unangenehmes Kältegefühl empfunden. Luftbewegung in Räumen wird durch die Zirkulations- und Strömungsart (laminare und turbulente Strömung) charakterisiert. Die Luftbewegung führt zu einer erhöhten Wärmeabgabe des Körpers an die Umgebung. Wird diese Wärmeabgabe nicht durch höhere Raumtemperaturen kompensiert, fühlt sich der Mensch unbehaglich. Je nach Konstitution und Bekleidung der Personen werden Zugerscheinungen unterschiedlich empfunden und verkraftet. Das Zugempfinden ist damit subjektiv bedingt. Aus dieser Erkenntnis entwickelte Fanger [1982, 1988] das Konzept, die thermische Behaglichkeit anhand des Prozentsatzes unzufriedener Personen eines Probandenkollektivs zu beurteilen. Tabelle 1-4 zeigt den Anteil unzufriedener Versuchspersonen in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit der Raumluft bei verschiedenen Lufttemperaturen. Um möglichst vielen Personen das Raumklima behaglich zu gestalten, sollte nach Fitzner und Hilbert [2002] die Luftgeschwindigkeit in Aufenthaltsräumen bei 0,15 m/s liegen.

Tabelle 1-4: Prozentsatz unzufriedener Personen bei verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten und Lufttemperaturen [Quelle: Fanger et al., 1988].

Strömungsgeschwindigkeit der Luft [m/s]	Prozentsatz Unzufriedener bei einer Lufttemperatur von	
	20 °C	23 °C
0,30	50	35
0,25	40	26
0,20	30	19
0,15	20	11
0,10	9	4

1.2.7 Lüftung

Das Lüftungsverhalten hat eine besondere Bedeutung für die Innenraumluftqualität, da sich durch unzureichende Lüftungstätigkeit im Innenraum generierte Verbindungen anreichern können. Der durch Lüften herbeigeführte Luftwechsel führt zum Austausch mit der Außenluft, wodurch eine Verdünnung der in der Innenraumluft enthaltenen Stoffe erreicht werden kann. Andererseits kann es aber auch zu einem Eintrag von Verbindungen mit der Außenluft kommen, die bis dahin nicht oder nicht in erhöhten Konzentrationen im Innenraum vorlagen. Erkannt wurde dies bereits im Zeitalter der industriellen Revolution durch ein 1824 erschienenes Werk des Briten Thomas Tredgold zu Fragen der Lüftung. Nach Max von Pettenkofer und dem Amerikaner Billings waren es im 20. Jahrhundert Yaglou et al. [1936], die den Einfluss

von Ausdünstungen auf die wahrgenommene Luftqualität untersuchten und daraus Richtlinien für die Lüftung ableiteten.

Aus bauphysikalischer wie wohnhygienischer Sicht ist regelmäßiger Luftaustausch notwendig. Die gesetzlichen Vorgaben der Energieeinsparverordnung (EnEV) führten zur raschen Entwicklung wärmedämmender Materialien, effizienter Heizungsanlagen und neuer baulicher Konzepte, brachten allerdings auch eine Reihe von Problemen mit sich. Plötzlich waren der Wärme- und Feuchtehaushalt in Gebäuden wichtige Parameter, die nicht mehr durch ein einfaches »Fenster auf – Fenster zu« geregelt werden konnten. Mit zunehmender Dichtigkeit der Gebäude, z. B. durch den Austausch von Fenstern, und die durch den Willen zur Energieeinsparung reduzierte manuelle Lüftung, steigt die Gefahr von Feuchte- und Schimmelpilzschäden besonders bei nicht wärmedämmten Altbauten deutlich an. Besonders drastisch wirkt sich mangelnde Lüftung in Räumen mit hoher Personenbelegung aus. Oft ist pro Stunde ein mehrfacher Luftwechsel notwendig, um das beim Ausatmen produzierte Kohlendioxid abzuführen. Insgesamt ist aber seitens der Bauplaner wie auch der Benutzer ein Umdenkprozess bezüglich des Wohnverhaltens erkennbar, der gleichzeitig Wohnqualität und Energieeffizienz berücksichtigt. Heizen und Lüften werden nicht mehr als unabhängig voneinander betrachtet, da die Bewohner durch ihr Lüftungsverhalten einen wesentlichen Einfluss auf den Heizwärmeverbrauch des Gebäudes haben [Künzel, 2009].

Hinsichtlich hygienischer Aspekte dient die Kohlendioxidkonzentration in der Raumluft als Indikator für eine durch menschliche Tätigkeit verursachte Luftverschlechterung. In Abhängigkeit von der Tätigkeit und damit von der Stoffwechselaktivität, produziert der menschliche Organismus Kohlendioxid (CO_2) in unterschiedlichen Konzentrationen, dargestellt in Tabelle 1-5. Zusätzlich wird die Kohlendioxidkonzentration durch Luftaustausch und CO_2 -Außenluftkonzentration variiert. Im Jahr 2008 wurde von einer Kommission des deutschen Umweltbundesamtes ein abgestuftes Richtwertkonzept für die CO_2 -Konzentration in Innenräumen präsentiert [Ad hoc AG, 2008b].

Tabelle 1-5: Humane Wärmeproduktion und CO_2 -Emission bei verschiedenen hoher Stoffwechselaktivität [Quelle: VDI 4300 Blatt 7, 2001].

Aktivität	Wärmeleistung in W	CO_2 -Produktionsrate in l/h
Sitzende Tätigkeit	100	15–20
Leichte Arbeit	100–300	20–40
Mittelschwere Arbeit	300–500	40–70
Schwere Arbeit	500–700	70–110

Museale Institutionen müssen in ihren Sammlungsräumen für möglichst konstante klimatische Bedingungen sorgen und somit zwangsläufig die Luftwechselrate in

den Räumlichkeiten gering halten. Durch einen geringen Luftwechsel wird auch der Eintrag von Substanzen aus der Außenluft vermindert. Dies darf sich allerdings nicht negativ auf die Raumluftqualität und damit auf das Wohlbefinden des Museumspersonals und der Besucher auswirken. Aufgrund ihrer divergierenden Anforderungen an das Raumklima sind Lüftungsfragen von speziellem Interesse. Die konträre Situation ist in jeder musealen Einrichtung nahezu alltäglich und fordert Restauratoren immer wieder dazu auf, Lösungsansätze zu entwickeln.

1.2.8 Luftwechsel

Die Luftwechselzahl n ist gemäß Gleichung (1-8) als der Quotient aus Zuluftvolumenstrom (in m^3/h) zu Raumvolumen (in m^3) definiert.

$$n[\text{h}^{-1}] = \frac{\text{Zuluftvolumenstrom} \left[\frac{\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{\text{m}^3} \right]}{\text{Raumvolumen}} \quad (1-8)$$

Um Aussagen über den Luftaustausch in einem Innenraum treffen zu können, ist eine Bestimmung der Luftwechselzahl erforderlich. In natürlich belüfteten Räumen wird der Raumluft üblicherweise ein Indikatorgas zugegeben (z. B. Lachgas (N_2O) oder Schwefelhexafluorid (SF_6)) und die Abnahme der Konzentration des Indikatorgases mit einem Infrarot- oder Photoakustikdetektor kontinuierlich aufgezeichnet. Die Berechnung der Luftwechselzahl erfolgt aus der exponentiellen Abklingkurve.

Bei der Konstant-Injektions-Methode wird ein zeitlich konstanter Indikatorgasvolumenstrom in den Raum injiziert. In Abhängigkeit vom Luftwechsel stellt sich mit exponentiell ansteigendem Verlauf eine konstante Indikatorgaskonzentration ein. Einzelheiten zur Planung und Durchführung von Luftwechselmessungen sind der VDI-Richtlinie 4300 Blatt 7 [2001] zu entnehmen. Die VDI-Richtlinie 4300 Blatt 9 [2005] gibt Anleitungen zur Messstrategie zu Kohlendioxid in Innenräumen und zur Berechnung des notwendigen Luftwechsels in Abhängigkeit der Raumgröße und Aktivität anwesender Personen.

1.3 Raumluftsysteme

Wenn eine natürliche Lüftung über Fenster und Türen nicht möglich oder nicht gewünscht ist, kommen Systeme zur künstlichen Belüftung zum Einsatz. Zu den raumlufttechnischen Anlagen (RLT-Anlagen) gehören auch mobile Geräte, die neben der natürlichen Belüftung die Luftqualität durch Befeuchtungs- und Reinigungsaggregate ergänzen. Ursprünglich fanden RLT-Anlagen ihren Einsatz in Bereichen, in denen besondere Anforderungen an die Raumluftqualität und Luftführung gestellt wurden, wie z. B. in Krankenhäusern. Auch Museen stellen aus konservatorischen Gründen spezielle Anforderungen an das Raumklima und versuchen, diese mit

Hilfe von raumluftechnischen Geräten umzusetzen. Mobile Geräte können flexibel eingesetzt werden und das Raumklima gezielt beeinflussen. Zu unterscheiden sind Lüftungsgeräte, Raumklimageräte und Luftbefeuchter. Eine gute Übersicht hinsichtlich des musealen Bereichs geben Fitzner und Hilbert [2002], bei McDowall [2007] finden sich Grundlagen zur künstlichen Belüftung und Raumlufqualität.

Lüftungsgeräte werden eingesetzt, um ausreichende Luftbewegung für eine möglichst homogene Temperatur- und Feuchteverteilung im Raum zu schaffen oder diese aufrecht zu erhalten. Zuluftgeräte dienen der Lufterneuerung und werden meist mit einer Filtereinheit betrieben. Die DIN EN 13779 [2007] definiert Regeln für den Betrieb von Lüftungsanlagen in Nichtwohngebäuden, die für den Aufenthalt von Menschen bestimmt sind. Prinzipiell wird eine gut konzipierte, moderne Lüftungsanlage mit Wärmerückgewinnung Energieverluste verringern und die Raumlufqualität verbessern. Kohlendioxid, Wasserdampf und VOC werden abtransportiert, Partikel und Pollen werden gefiltert. Allerdings weist die kontrollierte Lüftung auch eine Reihe möglicher Nachteile auf. Je nach Ausführung der Anlage, speziell der Zu- und Abluftkanäle, ist ggf. mit Zugserscheinungen und Hintergrundgeräuschen zu rechnen. Ein wesentlicher Aspekt betrifft die notwendige regelmäßige Wartung des Systems. Wird diese vernachlässigt, so ist mittelfristig mit einer deutlichen Verschlechterung der raumlufthygienischen Situation zu rechnen, da schlecht gewartete Anlagen oft mehr luftverunreinigende Stoffe freisetzen als filtern.

Raumklimageräte werden zur Erwärmung oder Kühlung der Luft verwendet. Sie sind mit den Kältemaschinenaggregaten Luftkühler und Luftherhitzer ausgerüstet. Die Temperaturübertragung erfolgt je nach Bauweise an die Medien Wasser oder Luft. Man spricht dann von wasser- oder luftgekühlten Geräten. Bei der Temperaturübertragung an die Luft muss diese außerhalb angesaugt und wieder ausgeblasen werden. Aus diesem Grund werden die Geräte in Wanddurchbrüchen eingebaut [Fitzner und Hilbert, 2002].

Luftentfeuchter dienen der Reduzierung hoher relativer Luftfeuchten, wie sie sich insbesondere in Kellerräumen und in Übergangsjahreszeiten einstellen können. Der Mechanismus nutzt das Taupunktprinzip. In einem geschlossenen Kühlkreislauf wird die angesaugte Raumluf abgekühlt, die Luftfeuchte kondensiert aus und die Luft wird in einem nachgeschalteten Kondensator wieder erwärmt. Das Kondenswasser muss regelmäßig entfernt werden. Der Einsatz von Luftentfeuchtern erfolgt primär in Gebäuden ohne RLT-Anlage.

Luftbefeuchter finden ihren Einsatz in nicht klimatisierten Räumen, in denen eine erwünschte oder vorgeschriebene Luftfeuchte erreicht werden soll. Prinzipiell wird die Raumluf angesaugt, definiert befeuchtet und wieder in den Raum zurückgeführt. Der Befeuchtungsprozess selbst erfolgt mittels Verdunstung oder Verdampfung, wobei die Dampfbefeuchtung bereits desinfizierend wirkt. Die Verdampfung ist effektiver, birgt aber auch die Gefahr von Kondensatniederschlag und Aerosolbildung. Um ein Bakterien- und Pilzwachstum im Befeuchtungswasser zu vermeiden, werden in der Regel Biozide zugesetzt, die jedoch von den nachfolgenden Filtern

kaum zurückgehalten werden und somit in die Raumluft gelangen können. Sinnvoller ist eine regelmäßige Wartung der Luftbefeuchter, um die Vermehrung von Mikroorganismen zu vermeiden.

Die Luftbefeuchtung stellt auch bei konventionellen RLT-Anlagen ein hygienisches Risiko dar. Aufmerksamkeit erlangte dieses Problem nach erstmaligem Auftreten der Legionärskrankheit. Ende der 1970er Jahre erkrankten bzw. starben in den USA bei einem Veteranentreffen in einem Hotel mehrere Menschen. Ursächlich an der Lungenerkrankung waren Trinkwasserbakterien der Gattung Legionellaceae, die über die RLT-Anlagen verteilt wurden. Neben der möglichen Gefährdung durch unzureichend gewartete RLT-Anlagen können Schadstoffe aus der Außenluft angesaugt werden. Die Ansaugvorrichtung sollte folglich nicht neben Emissionsquellen (z. B. in oder an einer Tiefgarage) platziert werden.

1.4 Klimatisierung im musealen Umfeld

Die richtige Klimatisierung von Räumen und Behältnissen, in denen Kulturerbe aufbewahrt wird, ist von jeher eine Kernthematik. Objektmaterialien reagieren auf ungeeignete Parameter durch Änderungen in Größe und Gestalt, chemische Reaktionen können ausgelöst bzw. beschleunigt und biologischer Befall hervorgerufen werden. Besonders die Volumenänderungen hygroskopischer Materialien können zu Spannungsrissen führen. Das unterschiedliche Verhalten von Verbundobjekten, die aus organischen und anorganischen Werkstoffen wie beispielsweise aus Holz und Metall bestehen, kann daher zu Schwierigkeiten bei der Definition klimatischer Sollwerte führen.

1.4.1 Theoretische Ansätze zur Definition klimatischer Wertebereiche

Bei der Ableitung klimatischer Bereiche für Temperatur und relative Luftfeuchte wurde sich ursprünglich mehr an den technischen Möglichkeiten und dem lokalen Klima orientiert als an Forschungen, die der Festlegung von Feuchtwerten zur Verringerung des Schadenspotenzials gedient hätten [Michalski, 1993]. In der Literatur zu findende Richtwerte bzw. Empfehlungen orientieren sich primär an den Feuchteigenschaften der jeweiligen Materialkategorie, aber auch an dem menschlichen Wohlbefinden [La Gennusa et al., 2008]. Damit sind Temperaturschwankungen von mehr als 5–10 °C zu vermeiden [Erhardt und Mecklenburg, 1994]. Empfehlungen zu Bereichen der Temperatur und der relativen Luftfeuchte wurden erstmals von Thomson [1986] publiziert, auf dessen empfohlenen Wert der relativen Luftfeuchte von 55% sich die meisten Museen noch immer beziehen. Nachfolgend wurden Werte von Stow [1988], der ASHRAE [2011], UNI 10829 [1999] und Burmester [2000] vorgeschlagen, die Tabelle 1-6 zusammenfasst. Dabei findet sich der binäre Ansatz (a) Materialfeuchte der spezifischen Materialgattungen und (b) möglichst geringe

Schwankungen über einen definierten Zeitraum, d. h. eine gezielte Klimatisierung in engen Intervallen, die üblicherweise von Restauratoren angestrebt wird. Diese Werte liegen für viele organische Sammlungsgüter zwischen 50–60 % relativer Luftfeuchte und können für anorganische Werkstoffe, wie Stein, Keramik und Metalle, deutlich niedriger definiert werden. Aus konservatorischer Sicht sind feste Sollwerte mit geringen Schwankungsbreiten von max. $\pm 3\text{--}5\%$ erforderlich. Zur Erfüllung dieser Anforderungen werden in vielen Museumsgebäuden technisch aufwendige Klimatisierungsanlagen installiert. Trotzdem lassen sich die erwünschten klimatischen Bereiche leider häufig kaum einhalten, gerade in Neubauten. Dies gilt insbesondere in der Winterperiode mit der üblicherweise trockenen Luft. Die Installation entsprechender Klimatisierungsanlagen in Altbauten ist darüber hinaus mit der Gefahr einer Schädigung der historischen Gebäudehülle verbunden.

Tabelle 1-6: In der Literatur vorgeschlagene Richtwerte von Temperatur und relativer Luftfeuchte in Museen.

Materialien	Temperatur [°C]	Relative Luft- feuchte [%]	Anmerkungen	Quelle
Allgemein	17–18	48–65	In gemäßigten Klimazonen	Plenderleith und Philippot [1960]
Leder		55–65		
		≤ 65		
Leim		≤ 65		
Allgemein	19±1 (Winter) 24±1 (Som- mer)	40–65	Wenn Angaben nicht eingehalten werden können, dann Tempera- turintervall ausreichend konstant, um relative Feuchte zu stabi- lisieren	Thomson [1986]
Gemälde	–	50; 55±5	Alternativ: 40–70 %	
Gemischte Sammlungen	–	45–60	Alternativ: 40–70 %	
			Bevorzugt > 45 %, keinesfalls < 40 %; bei internationalen Leihga- ben und Ausstellungen gibt es die Tendenz zu 50–55 % Einmal gewählte Parameter sollten im Tages- und Jahreszeitenzyk- lus eingehalten werden	
Leinwandgemälde		40–55	Teils sehr differenzierte Materialunterscheidung, teils Verein- fachung mit weiten Feuchtespannen	Stolow [1988]
Holztafelgemälde		45–60		
Elfenbein, Lackarbeiten		50–60		
Pergament		55–60		
Papier		≤ 40–50		

Fortsetzung von Tabelle 1-6

Materialien	Temperatur [°C]	Relative Luft- feuchte [%]	Anmerkungen	Quelle
Photographisches Material		30–45	Teils sehr differenzierte Materialunterscheidung, teils Vereinfachung mit weiten Feuchtespannen	Stolow [1988]
Kostüme, Textilien		30–50		
Möbel, Intarsien		40–60		
Archäolog., ethnolog., botan. Material (Holz, Leder, Faserstoffe, getrocknete Pflanzen)		40–60		
Glas		~ 40		
Keramik, Ziegel, Stein (abhängig vom Salz- gehalt)		20–60	Saisonales Gleiten zulässig Während des Transportes Organische Materialien werden bei $\leq 40\%$ brüchig und erweichen bei $\geq 70\%$	Erhardt und Mecklenburg [1994]
Waffen, Rüstungen, Münzen		15–40		
Allgemein	-	45–70		
Allgemein	-	> 40		
Leim	-	$\geq 40, \leq 70$		

Metalle (insb. vorge-schädigte Bronzen)	-		≤ 46	Erhardt und Mecklenburg [1994]
	-		≤ 45	
	-		25–50	
	-		25–40	
	-		≥ 25	
	-		≤ 50	
Kollagen enthaltene Materialien	-		35–65	Weintraub [1996]
	-			
	-			
	-			
Archivalien	-			Michalski [1999] ANSI/ASHRAE [2007]
	-			
	-			
Mineralien	-			Michalski [1999] ANSI/ASHRAE [2007]
	-			
	-			
-	-			Aufgeweitete Spanne für die meisten Objektmateri- alien, nur bei speziellem Bedarf gesonderte Klimabedingungen; je enger die Spanne der relativen Luftfeuchte und je geringer Frequenz und Größe der Fluktuationen, desto geringer das Objektrisiko
	-			
	-			
	-			
-	-			Differenzierung von 5 Gefährdungsstufen (AA–D)
	-			
	-			
-	-			AA: Keine mit den Jahreszeiten gleitende relative Feuchte, Temperatur darf um ± 5 °C variieren Kein Risiko von mechanischen Schäden für Objektma- terialien
	-			
	-			
-	-			A: Kurzzeitschwankung, keine saisonal gleitende relative Feuchte, Temperatur darf um ± 5–10 °C variieren; oder:
	-			
	-			

Fortsetzung von Tabelle 1-6

Materialien	Temperatur [°C]	Relative Luft- feuchte [%]	Anmerkungen	Quelle
-	± 2	± 5	Kurzzeitschwankung, saisonal gleitende relative Feuchte von ± 10 %, Temperatur darf um ± 5–10 °C variieren Risiko mechanischer Schäden für sehr empfindliche Materialien als gering erachtet, für andere Objektgruppen nicht vorhanden	Michalski [1999] ANSI/ASHRAE [2007]
	-	-	B: wie A, Temperatur kann analog zu den Außenwerten unbe- grenzt abgesenkt werden	
	< 30 (im Sommer)	25–75	C: hohes Risiko von mechanischen Schäden an empfindlichem Sammlungsgut; moderates Risiko für die meisten Gemälde, Pho- tographien, Bücher; geringes Risiko für die meisten Objekte und Bücher	
	-	< 75	D: hohes Risiko für unvorhergesehene und akkumulierte Schäden für die meisten Objekte und Gemälde aufgrund geringer relativer Luftfeuchte; vermeidet Verformungen aufgrund zu hoher relativer Luftfeuchte, insb. für Furnier, Malereien, Papier und Photogra- phien; mikrobieller Wachstum und schnelle Korrosion werden vermieden	
Fotografien	≤ 15	-	-	UNI 10829 [1999]
Bücher	≤ 19	-	-	

Holz	-	55–60	Wahl der Innenraumtemperatur sollte sich am durchschnittlichen monatlichen Außenwert orientieren, Differenz sollte möglichst klein sein; Temperaturen von 24–28 °C in max. 150 Std./Jahr; max. Änderung der Temperatur ± 1 °C/Std. Relative Feuchte: Kurzzeitschwankungen von $\pm 2,5\%$, Schwankungen innerhalb eines Tages von $\pm 5\%$; Änderungen und Schwankungen sollten möglichst gering bzw. möglichst klein gehalten werden. Das gemeinsame Aufbewahren von Objekten mit unterschiedlichen Bedürfnissen ist ein Kompromiss. Klimaintervalle können sich an der Objektgeschichte, baulichen Gegebenheiten und regionalen Besonderheiten orientieren.	Burmester [2000]
Organische Materialien	-	45–55 (Winter) ≤ 60 (Sommer)	Möglichst homogene Temperatur- und Feuchteverteilung; keine täglichen Kurzzeitschwankungen, langsames Gleiten innerhalb der mittleren Monatstemperatur; Mikro- und Makroklima möglichst ohne Differenz; klimastabile und kondensatfreie Bauhülle	Ranacher [2000]
-	18–25	35–65	Temperatur weitgehend konstant halten, regelungsbedingtes Pendeln von ± 2 °C; Übernahme der Feuchteintervalle von Stalow [1988]; geringste Luftströmungsgeschwindigkeiten am Objekt, Staubfreiheit der Raumluft	Fitzner und Hilbert [2002]
-	-	45–60	Für Kunstmuseen mit Objekten aus unterschiedlichsten Materialien; saisonales Gleiten zulässig; Änderungen innerhalb von 1 Std. möglichst gering, Schwankungshäufigkeit möglichst klein, max. Änderung: 2,5 %/Stunde bzw. 5 %/Tag	Leimer und Bode [2002]
-	21 \pm 2	45 \pm 8	am Smithsonian Institute angewendet	Erhardt et al. [2007]

1.4.2 Überlegungen zur Klimatisierung von Museumsgebäuden

Die Vor- und Nachteile eines natürlich klimatisierten Baukörpers werden im Vergleich zu einem teil- oder vollklimatisierten Baukörper immer wieder abgewogen und diskutiert. Lange Zeit wurde der Einbau von raumluftechnischen Anlagen als »einfache« und allumfassende Lösung hinsichtlich der Klimatisierung museal genutzter Innenräume angesehen, durch die die von Restauratoren geforderten Klimabereiche eingehalten werden könnten. Zu den Aufgaben einer RLT-Anlage zählt die Regulierung der durch das Außenklima und die Nutzungsbedingungen des Innenraums verursachten Störgrößen. Eine klimaregulierende Komponente ist allerdings bereits der Baukörper selbst. Unter bauphysikalischen Gesichtspunkten gilt es, den Anteil der freien Klimatisierung möglichst groß und den anlagentechnischen Aufwand möglichst klein zu halten. So können nicht nur Investitions- und Betriebskosten eingespart, sondern auch das Schadensrisiko für die Exponate angesichts technischer Ausfälle oder Störungen gering gehalten werden. Nach Leimer und Bode [2002] führen die von Restauratoren gewünschten Bedingungen zwangsläufig zu einem großen anlagen- und regelungstechnischen Aufwand, wobei der gewünschte enge Klimabereich ein kontinuierliches Regeln der Klimaanlage provoziert (Zweipunktverhalten).

Gegenüber diesen postulierten, strengen klimatischen Begrenzungen für spezifische Objektgruppen gewinnt derzeit die Überlegung an Bedeutung, ob nicht ein größeres, die Anforderungen verschiedener Materialgattungen umfassendes Klimaintervall stabile Bedingungen gewährleisten könnte. Vorgeschlagen werden Bereiche von 35–65 % relativer Luftfeuchte sowie 15–30 °C. Häuser mit historischer Bausubstanz können ihrerseits bereits als ausgleichender Puffer zwischen dem Außen- und dem Innenklima wirken.

Nach Weintraub [1996] basiert die konservatorisch bedingte Fokussierung auf enge Klimawerte und geringe Abweichungstoleranzen auf der Annahme, dass geringe Schwankungen in Temperatur und relativer Luftfeuchte auch nur ein geringes Gefahrenpotenzial auf museale Sammlungen ausüben. Das Zulassen einer saisonalen Schwankung würde einem jährlich zu akzeptierenden Toleranzbereich von 40–55 % relativer Luftfeuchte entsprechen und ist derzeit schwer mit den konservatorischen Anforderungen zu vereinen. Nach Erhardt et al. [1995] führt nicht ein bestimmter Wert der relativen Luftfeuchte zu einer Schädigung, sondern deren Schwankungen. Die Feststellung, dass das Erreichen einer konstanten relativen Luftfeuchte in Innenräumen meistens mit deutlich höheren Kosten verbunden ist als das Zulassen einer gewissen Schwankungsbreite, hat zu vielfachen Überlegungen und Diskussionen geführt, ob ein gewisser materialabhängiger Schwellwert existiert, unterhalb dessen keine Materialschädigung eintritt und wie groß solch ein zulässiger Schwankungsbereich sein könnte. In Antwort auf diese Frage formulierte das Conservation Analytical Laboratory (CAL) des Smithsonian Institute, Washington D.C./USA, ein dreistufiges Entscheidungskonzept zur Klimakontrolle. Nach einer Identifizierung potenzieller Wechselwirkungen zwischen Werkstoffen und Umgebungsfaktoren sowie deren mögliche schädigende Folgen sind die klimatischen Anforderungen für die

jeweilige Sammlung zu definieren und nach ihrer Implementierung zu kontrollieren [Erhardt et al., 1995].

Untersuchungen am Smithsonian Institute zeigten weiterhin, dass sich für jeden Werkstoff ein Bereich zulässiger Volumenänderungen definieren lässt, innerhalb dessen keine Spannungsbelastungen und folglich keine Schäden auftreten [Erhardt und Mecklenburg, 1994]. Dieser Bereich soll für alle Objektgattungen annähernd ähnlich und somit auch auf Verbundobjekte anwendbar sein. Somit ist die Anzahl der Schwankungen in der relativen Luftfeuchte in einem Bereich von 35–65 % als eine nicht kritische Größe zu betrachten, insofern die maximal zulässige Dehnung des jeweiligen Werkstoffes nicht überschritten wird [Erhardt et al., 1995]. Auch scheint das Zulassen eines weiten Bereichs der relativen Luftfeuchte angesichts des zunehmenden Bestrebens, passive Klimatisierungskonzepte umzusetzen, insbesondere vor dem Hintergrund der Energieeinsparung, einfacher zu realisieren.

Aus konservatorischer Sicht bestehen Bedenken, dass sich diese theoretischen, naturwissenschaftlichen Modelle nicht ohne Gefahr in die Praxis übertragen lassen. Weiterhin besteht die Furcht, dass das Aufweiten von klimatischen Sollwerten in museal genutzten Innenräumen zu einem bedenkenlosen Umgang mit der Innenraumklimatisierung führen könnte und folglich zu fahrlässigen Auslegungen von Klimatisierungssystemen mit den zu befürchtenden Folgeschäden am Sammlungsgut. Weiterhin stellt sich die Frage nach den Risiken. Wie sind sie zu definieren und für welche Objekte einer Sammlung gelten sie? Einblick in die kontrovers geführte Diskussion geben vor allem Online-Publikationen, u. a. Appelbaum [1996], Tumosa et al. [1996], Weintraub [1996], IIC [2010].

Nach Oreszczyn et al. [1994] ist der Einsatz von Klimaanlage grundlegend zu überdenken. Untersuchungen dieser Autoren von natürlich belüfteten bis hin zu vollkommen klimatisierten Museumsgebäuden zeigten keinen effektiven Vorteil der klimatisierten Gebäude. Die Schwierigkeit einer optimalen Klimatisierung, die die Ansprüche an ein museales Raumklima erfüllt, liegt ihrer Meinung nach primär in den engen Anforderungen an die relative Luftfeuchte von 5 %, die rein apparativ kaum zu erfüllen ist. Darüber hinaus werden die meisten Geräte auf das menschliche Wohlbefinden eingestellt. Menschen reagieren aber im Gegensatz zu Exponaten empfindlicher auf Änderungen der Temperatur als auf Änderungen der relativen Luftfeuchte [Camuffo, 1998]. Darüber hinaus werden nur in den seltensten Fällen die Folgekosten sowie die baulichen Voraussetzungen beachtet. Gerade historische Gebäude erfüllen diese nicht, so dass eine zentral gesteuerte Klimatisierung aufwendig in einen dafür nicht vorgesehenen historischen Baukörper integriert werden muss [Bradley, 1996]. Statt auf das »Allheilmittel« Klimaanlage zu setzen, sollte über alternative Klimatisierungsmöglichkeiten nachgedacht werden, die die individuellen Anforderungen an einzelne Sammlungsbereiche bzw. -räume berücksichtigen [Oreszczyn et al., 1994]. Zu beachten ist auch der kostenintensive Eingriff in die Installationssysteme des Gebäudes [Bradley, 1996]. Aus den genannten Gründen sollten Klimaanlage nicht erstes Mittel der Wahl sein [Moriske, 1998]. Der aktuelle

Trend, vor allem bei Archibauten, geht daher zu massiven Gebäudehüllen, die den Luftaustausch mit der Außenluft gering halten und somit das Innenklima vor starken Schwankungen bewahren [BS 5454, 2000; Ryhl-Svendsen et al., 2011].

Die Norm DIN EN 15757 [2010] spricht hier von dem sogenannten »historischen Klima«. Sie empfiehlt zur Festlegung von erwünschten Werten der Temperatur und relativen Luftfeuchte die Herangehensweise über die Bewertung der Empfindlichkeit der Sammlung gegenüber bestimmten Bereichen bzw. Schwankungen und über die Analyse des historischen Klimas, in welchem das Sammlungsgut über lange Zeiträume aufbewahrt wurde und an das es sich akklimatisiert hat. Ist dieses für den Erhalt der Sammlung als nicht schädigend zu bewerten, so ist dessen Aufrechterhaltung, einschließlich jahreszeitlicher Zyklen, Schwankungen und Änderungsgeschwindigkeiten beizubehalten. Als zulässige Änderungen werden Verbesserungen gesehen, die einer Minderung der Schwankungsbreite dienen. Sollten dennoch Änderungen der klimatischen Umgebung notwendig sein, so sind diese langsam und unter dauerhafter Beobachtung der Sammlung vorzunehmen. Des Weiteren liefert die Norm eine Empfehlung zur Definition von Zielbereichen der relativen Luftfeuchte.

Eine ausführliche Darstellung über mikroklimatische Bedingungen, Parameter und deren messtechnische Erfassung in kulturhistorischen oder museal genutzten Innenräumen liefert Camuffo [1998]. Demzufolge ist ein natürliches Mikroklima künstlichen Bedingungen, die publizierten Empfehlungen oder Richtlinien entsprechen und nur mit Hilfe technischen Aufwands erzielt werden können, vorzuziehen. Dieses natürliche Mikroklima kann den lokalen natürlichen Klimawerten entsprechen.

1.4.3 Schadstoffe und raumlufthtechnische Anlagen

Auch hinsichtlich der Minderung von luftgetragenen Schadstoffen in musealen Innenräumen stellt sich die Frage, ob diesen eher durch das Installieren einer RLT-Anlage oder durch ein natürlich belüftetes, nichtklimatisiertes Gebäude entgegengewirkt wird. Untersuchungen zu dieser Fragestellung wurden in England durchgeführt. Cassar et al. [1999] ermittelten die Konzentrationen von Stickstoffdioxid (NO_2), Schwefeldioxid (SO_2) und Schwefelwasserstoff (H_2S) in der äußeren Umgebung und in der Innenraumluft eines klimatisierten und eines nichtklimatisierten Londoner Museumsgebäude. Die Ergebnisse zeigten, dass ein klimatisiertes Gebäude mit gefilterter Außenluftzufuhr nicht alle fokussierten Schadstoffe abfangen kann. Hinsichtlich NO_2 und SO_2 konnte eine effektive Minderung des Schadstoffeintrages erreicht werden, er betrug jeweils 19 % der Belastung der Außenluft. Entsprechend lag die Innenraumkonzentration in dem natürlich belüfteten Gebäude bei 84 % bzw. 16 %, das trotz fehlender Klimatisierung eine ausreichende Pufferwirkung von Oberflächen im Innenraum (z. B. Böden, Wände) gegenüber reaktivem SO_2 zeigte. Trotz Filterung von Frisch- und Umluft über Aktivkohle überstieg die H_2S -Konzentration im Gebäudeinneren die der Außenluft, vermutlich aufgrund von Emissionsquellen im Innenraum. Die partikuläre Innenraumluftbelastung war in beiden Fällen von

der Besucherdichte abhängig. Die dadurch bedingten Schwankungen konnten auch nicht durch die Klimaanlage gemindert werden. Nach Hatchfield [2002] konnten auch in Häusern traditioneller Bauweise, die zum Teil klimatisiert waren, trotz absorbierender Oberflächen (Wände, Böden, Textilien etc.) nur unwesentlich geringere Konzentrationen von NO_2 , Peroxyacetylnitrat (PAN) und chlorierten Kohlenwasserstoffen im Vergleich zur Außenluft festgestellt werden. Der Einbau und Umfang einer Klimaanlage ist somit immer von dem Gebäude und den zu erreichenden Zielwerten abhängig. Weniger stark frequentierte Räume und solche mit »Publikumsmagneten« sollten daher in der Klimatisierung differenziert werden.

2 Schadstoffe – Vorkommen und Toxizität

Die Verunreinigung der Innenraumluft mit Fremdstoffen kann verschiedene Ursachen haben. Substanzen, wie z. B. Ozon, Stickoxide und Schwefeldioxid, werden meist über die Außenluft eingetragen. Als wesentliche Quelle von Luftverunreinigungen im Innenraum selbst sind jedoch, unabhängig von der spezifischen Raumnutzung, die Vielfalt an Bau- und Einrichtungsmaterialien anzusehen. Deren Emissionsverhalten ist stark vom Alter abhängig und wird von klimatischen Parametern beeinflusst, die unter normalen Nutzungsbedingungen ständig wechseln. Zur Akkumulation trägt neben den heute meist sehr luftdichten Räumen (als Konsequenz der Wärmeschutzverordnung von 1982) ein schlechtes Lüftungsverhalten bei. In musealen Einrichtungen sind die hohen Anforderungen an konstante Klimaverhältnisse für einen stark eingeschränkten Luftaustausch verantwortlich. Dazu kommen die Eigenemissionen von Kunst- und Kulturgut. Viele Objekte sind aus organischen Verbindungen gefertigt, die natürlichen Reaktionen und Zersetzungsprozessen unterliegen [Mills und White, 1999]. Die Kenntnis entsprechender Emissionsquellen und ihres Schädigungspotenzials auf das Sammlungsgut sind ebenso wie ihre Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit von Bedeutung. Entsprechende Einflüsse und Wechselwirkungen zeigt Abbildung 2-1.

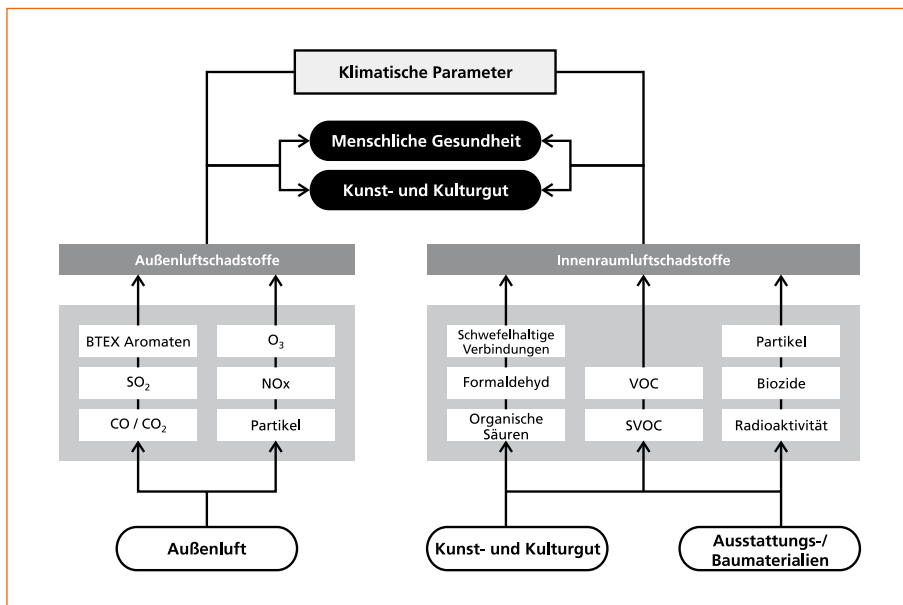


Abbildung 2-1: Einflüsse und Wechselwirkungen verschiedener Emissionsquellen in der Innenraumluft auf die menschliche Gesundheit und auf den Erhaltungszustand von Sammlungsgut [Quelle: Schieweck et al., 2005].

Der Begriff Schadstoff ist nach dem Römpp Lexikon Umwelt [Hulpke et al., 1999] eine »Allgemeine Bezeichnung für in der Umwelt vorkommende Stoffe oder Stoffgemische ..., die bei Eintrag in Ökosysteme oder Aufnahme durch lebende Organismen oder an Sachgütern nachteilige Veränderungen hervorrufen können ... Diejenigen Schadstoffe, die als Folge menschlicher (anthropogener) Aktivitäten in der Umwelt vorhanden sind, werden auch Umweltchemikalien ... genannt.«

Die wesentlichen flüchtigen Substanzgruppen sind neben den anorganischen Schadgasen vor allem Lösemittel (Alkohole, Ketone, aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe, Ester), aber auch Terpene und Aldehyde, organische Säuren sowie schwerflüchtige Substanzen, z. B. Flammschutzmittel und Weichmacher. Die genannten Verbindungen sind heute in den meisten Innenraumprodukten und Einrichtungsgegenständen enthalten. Besondere Bedeutung besitzen großflächig an Wand, Decke und Boden verarbeitete Materialien. Das Produktspektrum reicht von Holz und Holzwerkstoffen, Gipskartonplatten und Wandfarben über Linoleum und Polyvinylchlorid (PVC) bis hin zu textilen Vorhängen, Verkleidungen und Belägen sowie der Vielfalt an eingesetzten Dicht- und Klebstoffen. Gleiches gilt für wandfeste und mobile Ausstattungstücke, z. B. Schränke und Vitrinen. Darüber hinaus kann das zu schützende Sammlungsgut selbst signifikant zur Innenraumbelastung beitragen. Neben den objektimmanenten Materialien können auch die bei Konservierungs- und Restaurierungsmaßnahmen eingebrachten Substanzen noch Jahre nach dem Eingriff Verbindungen abspalten und in die Raumluft abgeben. Insbesondere frühere Behandlungen mit bioziden Wirkstoffen und Holzschutzmitteln sind hier relevant. Vor allem in den 1950er und 1960er Jahren handelte es sich um nahezu routinierte Arbeitsvorgänge [Schieweck, 2005], so dass viele Objekte heutzutage »entrestauriert« werden müssen. Diese in nahezu allen musealen Sammlungen vorzufindenden »Altlasten« sind hinsichtlich ihres Emissionsverhaltens und ihrer gesundheitlichen Auswirkungen als äußerst problematisch einzustufen. Da viele Substanzen niedrige Geruchsschwellen haben, muss bei Überschreitung bestimmter Raumluftkonzentrationen zusätzlich mit einer Geruchsbelästigung gerechnet werden (z. B. Campher und 1,4-Dichlorbenzol) [Mücke und Lemmen, 2010]. Es wird heute immer wieder über Geruchsprobleme berichtet, die oft auch auf natürliche Inhaltsstoffe von Materialien zurückzuführen sind. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen hat daher ausdrücklich auch die Stoffe natürlichen Ursprungs, die sich infolge eines unzureichenden Luftaustausches in Innenräumen anreichern, in seine Definition von Luftverunreinigungen eingeschlossen. Ein weiteres Problem in Innenräumen ist die Belastung von Raumluft und Staub mit biologischen Kontaminationen. Typische Ursachen sind feuchte, wenig belüftete Räume oder ungenügend gewartete Klimaanlage. Mikroorganismen und deren Stoffwechselprodukte machen sich nicht nur durch unangenehme Gerüche bemerkbar, sondern können neben Sachschäden auch massive Gesundheitsbeeinträchtigungen hervorrufen [Mücke und Lemmen, 2004].

Kategorisierung

Luftschadstoffe können sowohl mit der Außenluft eingetragen als auch im Inneren eines Gebäudes emittiert bzw. generiert werden. Die Quellen lassen sich allgemein vier Kategorien zuordnen und werden hinsichtlich museal genutzter Innenräume durch eine spezifische fünfte Kategorie ergänzt:

- Umgebungseinflüsse (Außenluft, Erdreich)
- Menschliche Aktivitäten (Atmung, Transpiration, körperliche Betätigungen)
- Bauprodukte und Einrichtungsgegenstände
- Chemische Reaktionen
- Exponate (objektimmanente Materialien, Konservierungs-/Restaurierungsprodukte)

Es ist zwischen anorganischen und organischen Verbindungen zu unterscheiden, die gasförmig, partikelförmig und partikelgebunden auftreten können. Darüber hinaus ist eine weitere Kategorisierung in primäre und sekundäre Verbindungen möglich. Während primäre Verbindungen originär in einem Produkt vorhanden sind, werden Sekundärverbindungen erst im Innenraum gebildet. Möglich sind z.B. typische atmosphärische Gasphasenreaktionen zwischen ungesättigten Kohlenwasserstoffen, Schwefelwasserstoff (H_2S), Stickoxiden (NO_x), Ozon (O_3), Kohlenmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO_2) und Hydroxyl-Radikalen ($\text{OH}\cdot$) [Finlayson-Pitts und Pitts, 2000], aber auch einfache Esterhydrolysen unter Bildung von Säuren und Alkoholen [Uhde und Salthammer, 2007]. Ein Schema zur Bildung von primären und sekundären Verbindungen in der Raumluft zeigt Abbildung 2-2.

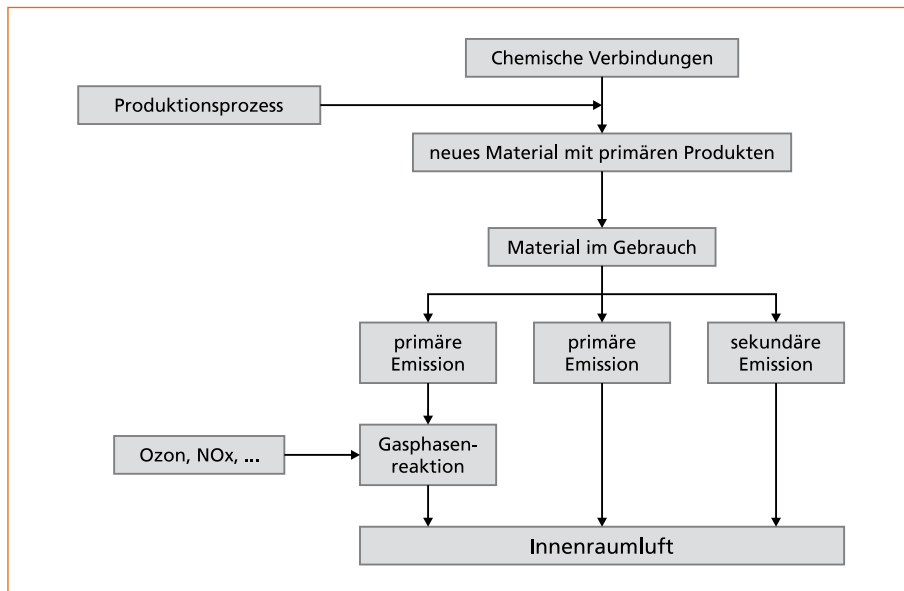


Abbildung 2-2: Freisetzung von primären und sekundären Verbindungen aus Materialinhaltsstoffen in die Raumluft [Quelle: Uhde und Salthammer, 2007].

Fortsetzung von Tabelle 2-1

Im folgenden Kapitel werden die für museale Einrichtungen relevanten Stoffgruppen vorgestellt und hinsichtlich ihres Vorkommens, ihres Reaktionsverhaltens und ihrer Toxizität charakterisiert. Allgemeine Gefahrenhinweise, Kennzeichnungen und toxikologische Eigenschaften lassen sich z. B. über das Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (GESTIS) und über das europäische System »Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals« (REACH) recherchieren.

Es gilt zu beachten, dass eine Auflistung der in der Innenraumluft vorliegenden Verbindungen, wie in Tabelle 2-1 dargestellt, immer unvollständig ist, da durch neue Produktentwicklungen kontinuierlich weitere Quellen und Substanzen dazukommen.

Tabelle 2-1: Potenzielle Innenraumluftverunreinigungen und mögliche Quellen.

Verbindungen	Quellen
Acrylate	Farben, Lacke
Aliphatische Aldehyde ($> C_4$)	Ungesättigte Fettsäuren (z. B. Linoleum, Anstrichstoffe)
Aliphatische und isoaliphatische Kohlenwasserstoffe	Anstrichstoffe, Teppichböden, Tapeten
Alkylierte Benzole	Farben, Kleber, Lacke
Amine	Lacke, Teppichböden
Asbest	Bauprodukte, Außenluft
Benzaldehydderivate	Spaltprodukte von Photoinitiatoren
Benzol	Benzin, Verbrennungsgase
Diisocyanate	Lacke, PUR-Schäume
DDT	Holzschutzmittel (z. B. Hylotox in der ehemaligen DDR)
Formaldehyd	Holzwerkstoffe, Harnstoff-Formaldehyd (UF)-Schäume, chemische Reaktionen
Halogenkohlenwasserstoffe	Abbeizmittel
Kohlendioxid (CO_2)	Verbrennungsprozesse, menschlicher Stoffwechsel
Kohlenmonoxid (CO)	Außenluft, Tabakrauch, Verbrennungsprozesse
Künstliche Mineralfasern (KMF)	Dämmstoffe
Luftgetragene Partikel	Außenluft, Bautätigkeit, Tabakrauch, Verbrennungsprozesse, atmosphärische Reaktionen, Sprayanwendungen, elektrische Geräte

Verbindungen	Quellen
Mikrobielle Verunreinigungen	Feuchteschäden, menschliche Aktivitäten, Luftbefeuchter, raumluftechnische Anlagen, Außenluft
Organische Lösemittel	Farben, Kleber, Lacke, Reinigungsmittel
Ameisensäure und Essigsäure	Holz, Holzwerkstoffe
PAK	Verbrennungsprozesse, teerhaltige Produkte (Carbolineum®)
Pentachlorphenol (PCP), Lindan	Holzschutzmittel (Xylamon®, Xyladecor® bis 1989)
Phenol	Kleber, Korkprodukte
Polychlorierte Biphenyle (PCB)	Dichtmassen, Farben, Leuchtstoffröhren, Transformatoren
Phthalsäureester (Weichmacher)	Farben, Kunststoffe, Kosmetika
Pyrethroide	Schädlingsbekämpfungsmittel, Wollteppiche
Quecksilber	Energiesparlampen
Radon	Gesteinsschichten (regional), Baustoffe
Schwermetalle	Farben, Lacke, Außenluft, Tabakrauch
Schwefeldioxid (SO ₂)	Außenluft, Textilentfärber, Verbrennungsprozesse
Stickoxide (NO _x)	Außenluft, Verbrennungsprozesse
Styrol	Lacke, Teppichböden, Dämmstoffe
Terpene	Holz, Holzwerkstoffe, Reinigungsmittel, Duftstoffe
Vinylacetat	Fußbodenbeläge
»Sonstige Verunreinigungen« (Elektrosmog)	Mobilfunkanlagen, Elektroinstallationen, elektrische und elektronische Geräte

Einheiten

Stoffkonzentrationen werden in verschiedenen Maßeinheiten angegeben. Für die Matrix Luft sind stoffmengenbezogene (z. B. ppm und ppb) sowie massebezogene (z. B. µg/m³) Einheiten üblich. In der Partikelmesstechnik findet man auch anzahlbezogene Angaben (z. B. Partikel/cm³). In Tabelle 2-2 sind gebräuchliche Einheiten zusammengestellt und hinsichtlich ihrer Bedeutung und Verwendung erläutert.

Tabelle 2-2: Einheiten und ihre Verwendung. Die Umrechnungsfaktoren beziehen sich auf 1 atm (1013,25 mbar) und 25 °C.

Einheit	Bedeutung	Verwendung	Umrechnung
ppm	1 Teil pro Millionen (z. B. Volumenanteil: 1 ppm entspricht 1 cm ³ in einem Gesamtvolumen von 1 m ³ *)	Substanzen in der Gasphase	1 ppm = 10 ³ ppb
ppb	1 Teil pro Milliarde (eng. billion) (z. B. Volumenanteil: 1 ppb entspricht 1 mm ³ in einem Gesamtvolumen von 1 m ³ *)	Substanzen in der Gasphase	1 ppb = 10 ⁻³ ppm ppb = µg/m ³ · $\frac{24,04}{MW^{**}}$
µg/m ³	Massenkonzentration Masse pro Volumeneinheit	Substanzen in der Gasphase, atmosphärische Schwebstoffe, Aerosole, Partikel	µg/m ³ = ppm · 40,9 (MW) = ppb · 0,0409 (MW)
#/cm ³	Anzahlkonzentration	Aerosole, Nanopartikel	
mg/kg	Masse pro Gewichtseinheit	Staubgebundene Substanzen	1 mg/kg ≅ 1 ppm
<p>*) Da die Anzahl von Molekülen nach dem idealen Gasgesetz ($P \cdot V = n \cdot R \cdot T$) proportional zum Volumen ist, können volumenbezogene ppm- und ppb-Angaben auch als Stoffmengenanteil aufgefasst werden (Finlayson-Pitts und Pitts, 2000).</p> <p>**) MW: Molekulargewicht der Verbindung</p>			

2.1 Anorganische Verbindungen

Ozon (O₃)

Ozon (O₃) entsteht in der Atmosphäre als photochemisches Reaktionsprodukt von Stickoxiden aus Kfz-Abgasen und Kohlenwasserstoffen. Für Museen ist der Eintrag von Ozon in den Sommermonaten, in denen es verstärkt gebildet wird, von größerer Relevanz. Insbesondere das Aufsichtspersonal äußert in dieser Jahreszeit einen zunehmenden Frischluftbedarf, so dass in Häusern ohne RLT-Anlagen ein hinsichtlich der Klimastabilität kontrolliertes Öffnen der Fenster und Türen notwendig werden kann. Neben dem Eintragspfad über die Außenluft können aber auch im Innenraum selbst Ozonquellen vorhanden sein [Jakobi und Fabian, 1997; Weschler, 2000]. In früheren Jahren wurde Ozon meist von elektronischen Geräten, wie Kopierern und

Laserdruckern, generiert. Durch den Einbau von Ozonabsorbern (Gerätetypen ab circa 1992) kommt diesen Quellen allerdings nur noch eine untergeordnete Bedeutung zu. Heute sind elektrostatisch arbeitende Luftreinigungsgeräte die wesentlichen Ozonquellen im Innenraum.

Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel mit stechendem Geruch und starker Reizwirkung. Aufgrund seiner hohen Reaktivität wird es in Innenräumen allgemein schnell abgebaut und liegt daher in geringeren Konzentrationen als in der Außenluft vor. Die Geschwindigkeit des Ozon-Abbaus steht dabei in Abhängigkeit von den im Innenraum vorhandenen Bauprodukten und Ausstattungsmaterialien. Unter Normalbedingungen gilt für Ozon eine Halbwertszeit von 1 h–4 h, bei einer Erhöhung der relativen Luftfeuchte über 80 % kann sich die Halbwertszeit bis auf 15 min verringern [Pluschke, 1996]. Der Ozon-Abbau in Innenräumen kann sowohl durch die Gasphasenreaktion mit ungesättigten Kohlenwasserstoffen als auch durch Oberflächenreaktionen verursacht werden [Morrison und Nazaroff, 2002]. Die bei der Reaktion entstehenden Abbauprodukte, wie Aldehyde, organische Säuren und Ketone, tragen wiederum zur Luftbelastung bei [Weschler et al., 1992]. Diese Verbindungen können eine weitere Gefahr für das Sammlungsgut darstellen und als Reizstoffe gesundheitliche Beschwerden auslösen. Darüber hinaus können Ozon-/Terpen-Reaktionen auch im Innenraum ultrafeine Partikel generieren [Coleman et al., 2008; Toftum et al., 2008].

Kohlendioxid (CO₂)

Wesentliche Quellen von Kohlendioxid sind Verbrennungsprozesse, so dass es als Verbrennungsprodukt fossiler Brennstoffe über die Außenluft eingetragen oder im Innenraum selbst erzeugt werden kann. In öffentlich zugänglichen Gebäuden, zu denen auch Museen, Bibliotheken und Archive gehören, ist die Hauptquelle von Kohlendioxid (CO₂) anthropogener Art. Personal und Besucher setzen durch ihre Atmung CO₂ frei. In der Außenluft herrscht eine natürliche CO₂-Konzentration von circa 0,03–0,04 Vol.-%, die nur unwesentlich durch Ausatmungsprozesse beeinflusst wird. In Innenräumen kann es dagegen bei längerem Aufenthalt von mehreren Personen in einem Raum zu erheblichen CO₂-Anreicherungen kommen. In museal genutzten Innenräumen hängt dies, wie in allen öffentlichen Gebäuden, im Wesentlichen von der Luftwechselrate, der Besucherdichte und der Aktivität der anwesenden Personen ab.

Da Kohlendioxid erst bei höheren Temperaturen mit Stoffen reagiert, ist es primär in Bezug auf das physiologische Wohlbefinden relevant. Bereits in der Mitte des 19. Jahrhunderts wies der deutsche Hygieniker Max von Pettenkofer auf Kohlendioxid als Quelle für »schlechte« Luft bei längerem Aufenthalt in geschlossenen Räumen hin und machte den Vorschlag, die CO₂-Konzentration in der Innenraumluft auf 0,1 Vol.-% (1000 ppm) zu begrenzen. Mit diesem Wert, der sogenannten »Pettenkofer-Zahl«, sollte die Innenraumluftverunreinigung durch Bioeffluenzien auf ein hygienisch unbedenkliches Maß begrenzt werden. Während dieser Wert

lange Zeit als Richtwert herangezogen wurde, gilt heute ein abgestuftes Konzept [Ad hoc AG, 2008b].

Kohlenmonoxid (CO)

Kohlenmonoxid wird bei der unvollständigen Oxidation kohlenstoffhaltiger Substanzen, z. B. bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe, freigesetzt. In Innenräume gelangt es primär durch die Außenluft. Dies gilt insbesondere für Ballungsgebiete und Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen. Eine Quelle in Innenräumen ist neben Ofenheizungen, Durchlauferhitzern und Gasherden vor allem Tabakrauch, der aber in musealen Einrichtungen aufgrund des herrschenden Rauchverbotes zu vernachlässigen sein dürfte. Dennoch ist Vorsicht hinsichtlich integrierter Museumscafés oder -restaurants geboten. Bei mangelnder Abgrenzung von den Sammlungsräumen oder über umluftgesteuerte Klimaanlage kann Tabakrauch eingebracht werden.

Kohlenmonoxid ist ein farb-, geruch- und geschmackloses Gas, das leichter als Luft und nur wenig wasserlöslich ist. Es zählt zu den am weitesten verbreiteten Luftverunreinigungen. Unter normalen Bedingungen ist es relativ reaktionsträge, im Vergleich mit dem gesättigten Kohlendioxid (CO₂) allerdings viel reaktionsfähiger, weshalb es in der organischen Synthese von Bedeutung ist. Mit fein verteiltem Eisen oder Nickel bildet es das giftige Eisenpenta- oder Nickeltetracarbonyl. Bei Druckerhöhung oder erhöhter Temperatur ist CO ein starkes Reduktionsmittel. Es bindet sich deutlich besser als Sauerstoff an das Hämoglobin des Blutes [Englert, 1997].

Stick(stoff)oxide (NO_x)

Der Begriff Stickstoffoxide (auch: Stickoxide) bezeichnet im Wesentlichen Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂). Hauptquelle im Außenraum sind Verbrennungsprozesse von Automobilen (Kfz-Abgase) und Antriebssystemen. NO₂ ist von größerer Bedeutung als Ozon, da es im Gegensatz zu diesem weniger schnell an Innenraumbereichen abgebaut wird und nur schwer mit den gängigen Luftfiltersystemen zu kontrollieren ist. Die Hauptquelle in Innenräumen ist die Gasverbrennung (Gasherde, -thermen, Bunsenbrenner in Labors) [Seifert und Salthammer, 2003] und damit im musealen Umfeld zu vernachlässigen. In unmittelbarer Nähe zu den Sammlungsräumen lokalisierte Museumscafés bzw. -restaurants können bei mangelnder Abgrenzung jedoch erhöhte NO₂-Konzentrationen verursachen.

NO wird in der Atmosphäre leicht zu NO₂ oxidiert. Mit Wasser bildet NO₂ Salpetrige Säure (HNO₂) und Salpetersäure (HNO₃) (Gleichung 2-1). Weiterhin bildet NO₂ in der Troposphäre mit Sauerstoff unter dem Einfluss von Sonnenstrahlung Ozon (Gleichungen 2-2 und 2-3) [Finlayson-Pitts und Pitts, 2000]. Salpetersäure ist gemeinsam mit Schwefelsäure (H₂SO₄) im Wesentlichen für Bauwerksschädigungen durch die Absenkung des pH-Wertes von Niederschlägen verantwortlich [Brimblecombe, 1996].

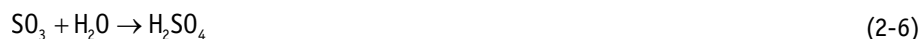




Stickstoffdioxid ist korrosiv und stark oxidierend, jedoch weniger reaktiv als Ozon. Unter den Stickoxiden hat insbesondere Stickstoffdioxid eine negative Auswirkung auf die menschliche Gesundheit durch Reizung und Schädigung der Atemorgane.

Schweflige Gase (SO_2 , H_2S)

Schwefeldioxid (SO_2) wird durch Verbrennung fossiler Brennstoffe (besonders Kohle und Öl) und durch natürliche Vorgänge an die Umgebung abgegeben. Seit dem »London Smog« von 1952 ist die Freisetzung von SO_2 aus industriellen Prozessen allerdings stark zurückgegangen [Watt et al., 2009]. Die Reaktion von SO_2 mit Luftsauerstoff und Feuchtigkeit führt gemäß der Gleichungen (2-4), (2-5) und (2-6) über Schwefeltrioxid (SO_3) und Schweflige Säure (H_2SO_3) letztlich zur Schwefelsäure (H_2SO_4).



Organische Schwefelverbindungen, insbesondere die den Alkoholen analogen Thiole (Mercaptane und Schwefelwasserstoff), sind typische Metaboliten von Mikroorganismen [Mücke und Lemmen, 2004]. In wenigen Fällen können Mercaptane auch als Produkte chemischer Reaktionen in Innenräumen auftreten. Eine der Hauptquellen reduzierter Schwefelgase im Innenraum sind menschliche Ausdünstungen. So tragen beispielsweise Verbindungen wie Methanthiol ($\text{H}_3\text{C-SH}$), Dimethylsulfid ($\text{S}(\text{CH}_3)_2$) und Schwefelwasserstoff (H_2S) zum Entstehen von »schlechtem Atem« bei [Rodríguez-Fernández et al., 2002].

Ankersmit et al. [2005] detektierten in verschiedenen Museen H_2S -Konzentrationen zwischen 40 ppt und 1000 ppt und konnten leichte, allerdings nicht statistisch signifikante Abweichungen der Konzentrationen in Abhängigkeit von der Lage des Gebäudes, der Jahreszeit sowie des Messortes (Außenluft/Innenraumluft) feststellen. Konzentrationen von Carbonylsulfid (COS) lagen in den Museen in einem Intervall von 400–850 ppt und damit doppelt so hoch wie die H_2S -Werte, wobei sich die Außenluft- und Innenraumluftkonzentrationen nahezu entsprachen. COS wird in Verbrennungsprozessen freigesetzt und ist ein beständiges Gas mit einer durchschnittlichen Verweilzeit von einem Jahr.

Ammoniak (NH₃)

Gemäß Moriske [2007] stellt Ammoniak in Innenräumen im Allgemeinen kein Problem dar. Primäre Quellen sind Inhaltsstoffe von Reinigungsmitteln, aber auch Tierhaltung und biologische Prozesse. Harnstoff wird in Gegenwart von Feuchtigkeit durch Mikroorganismen zu Ammoniak und Kohlendioxid zersetzt (siehe Gleichung 2-7).



Unter atmosphärischen Bedingungen neutralisiert Ammoniak saure Aerosole. Dabei werden die korrosiv wirkenden Verbindungen Ammoniumnitrat (Gleichung 2-8) und Ammoniumhydrogensulfat (Gleichung 2-9) gebildet [Hatchfield, 2002].



2.2 Flüchtige organische Verbindungen (VOC)

Die flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) bilden den wichtigsten Bestandteil der Innenraumluftverunreinigungen und sind Hauptgegenstand innenraumhygienischer Untersuchungen. Die Weltgesundheitsorganisation [WHO, 1989] klassifiziert organische Luftschadstoffe nach den Siedepunktbereichen der einzelnen Verbindungen (siehe Abbildung 2-3). Die Gruppe der VOC umfasst demnach Substanzen mit einer Siedetemperatur von circa 60 °C bis 290 °C. Die Europäische Union dagegen folgt in ihrer Klassifizierung den Retentionszeiten in der Gaschromatographie [CEC, 1997]. Als Referenzsubstanzen dienen Hexan (C₆) und Hexadecan (C₁₆). Die aus dem Englischen stammenden Abkürzungen der jeweiligen Gruppen sind auch im deutschen Sprachraum gebräuchlich.

Hauptemissionsquellen der in Innenräumen auftretenden VOC sind in Tabelle 2-1 genannt. In museal genutzten Innenräumen sind zusätzlich Emissionen aus objektimmanenten Materialien und/oder konservatorisch-restauratorischen Behandlungen der Exponate zu berücksichtigen.

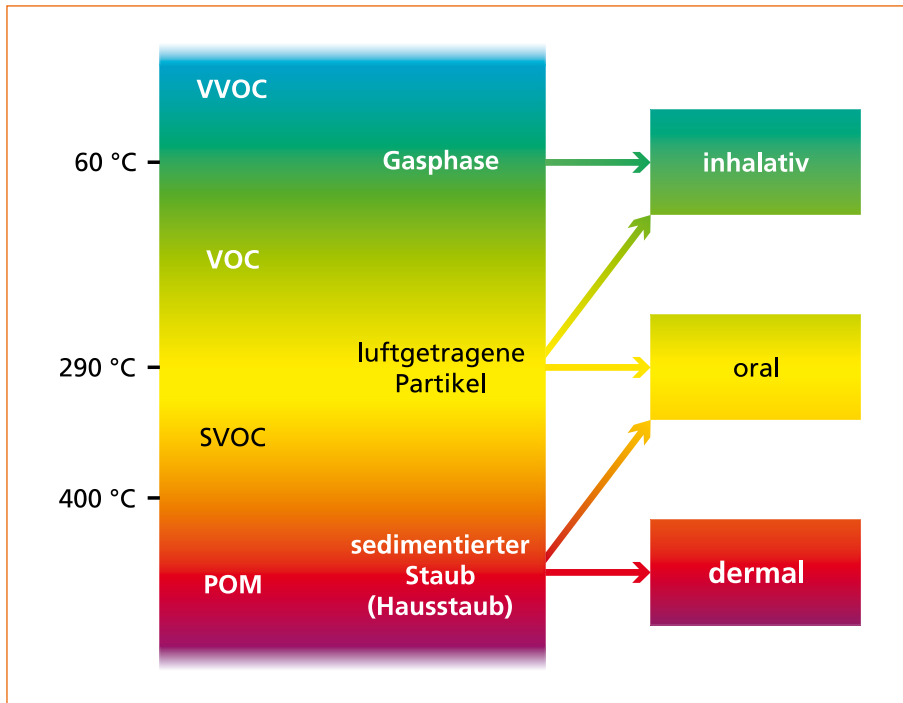


Abbildung 2-3: Klassifizierung organischer Verbindungen anhand ihrer Siedepunkte, Anreicherung in Innenraumkompartimenten und Expositionspfade [Quelle: Tunga Salthammer].

Aliphatische, isoaliphatische und cyclische Kohlenwasserstoffe

Kohlenwasserstoffe sind Bestandteile des Erdöls und daher in einer Vielzahl von Erdölprodukten enthalten, u. a. in Benzin, Heizöl oder Lösemitteln. Eine Quelle von n- und iso-Alkanen von Propan (C_3) bis Hexan (C_6) ebenso wie von leichtflüchtigen Alkanen von Methan (C_1) bis Butan (C_4) ist die Außenluft. Im Innenraum sind höhere Alkane und Isoaliphaten primär als Bestandteil von Löse- und Reinigungsmitteln (z. B. Terpentinersatz) vorhanden und insbesondere nach Neubau- und Renovierungsmaßnahmen in erhöhten Konzentrationen nachzuweisen. Die niederen Alkane Propan (C_3) und Butan (C_4) sind auch als Treibgas in der Schaumstoffproduktion und in Spraydosen von Bedeutung. In musealen Sammlungen werden aliphatische Kohlenwasserstoffe bevorzugt in Farben, Überzügen und Klebemitteln auf Öl- bzw. Alkydharzbasis gefunden. Gesättigte Cycloalkane wie Cyclohexan und Methylcyclohexan werden in Lacken und Anstrichmitteln, aber auch in Löse- oder Reinigungsmitteln verwendet.

Niedere Alkane und Alkene sind gasförmig und haben keinen oder nur einen schwachen Geruch. Die physiologische Bedeutung aliphatischer und cyclischer Kohlenwasserstoffe wird aufgrund ihrer Reaktionsträgheit als gering eingestuft. Ausnahmen

bilden das laut MAK- und BAT-Werte-Liste [DFG, 2012] als kanzerogen (Gruppe 1) eingestufte 1,3-Butadien und das als neurotoxisch geltende n-Hexan.

Aromatische Kohlenwasserstoffe

Aromatische Kohlenwasserstoffe werden durch Destillation von Erdöl oder Steinkohleteer gewonnen und in einer Vielzahl von Industrieprodukten eingesetzt. Die sogenannten BTEX-Aromaten (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol) gehörten bis vor wenigen Jahren zu den am häufigsten produzierten Lösemitteln. Hauptanwendungsgebiete waren lange Zeit Lacke und Klebstoffe. Benzol als Grundsubstanz der aromatischen Verbindungen ist als kanzerogen (Gruppe 1) eingestuft. Es wird daher nicht mehr industriell verwendet, ist aber z. B. Bestandteil des Tabakrauchs. Nach der Chemikalienverbotsverordnung dürfen in Deutschland Produkte mit einem Massegehalt an Benzol gleich oder über 0,1 % nicht in Verkehr gebracht werden. Toluol wird als wichtiger Grundstoff in der chemischen Industrie weiterhin genutzt. Alternativ finden die sogenannten C2-Benzole (Ethylbenzol, ortho-, meta-, para-Xylol) und C3-Benzole (Trimethylbenzole, Isopropylbenzol, n-Propylbenzol) Anwendung. Darüber hinaus ist Ethylbenzol ein wichtiges Ausgangsprodukt für die Synthese von Styrol.

Alkohole

Mehrwertige Alkohole und gemischte Ether-Ester/Alkohole sind vermehrt als organische Lösemittel in wasserverdünnbaren Produkten (Reinigungs- und Pflegemittel, Lacke und Farben) zu finden. Ihr Raumlufanteil ist dementsprechend nach einer Renovierung bzw. Reinigung erhöht. In Innenräumen sind häufig Fußbodenbeläge aus Polyvinylchlorid (PVC) oder Linoleum als Emissionsquelle zu identifizieren. 2-Ethyl-1-hexanol und n-Butanol sind typische Hydrolyseprodukte verschiedener Ester [Uhde und Salthammer, 2007].

Aldehyde

Vorläufersubstanzen von Aldehyden im Innenraum sind insbesondere ungesättigte Fettsäuren als Bestandteile von Linoleum, Alkydharzen und -lacken sowie Lacke, Öle und Klebstoffe auf Naturstoffbasis. Gesättigte und ungesättigte Aldehyde mit Kettenlängen von Pentanal (C₅) bis Undecanal (C₁₁) gehören aufgrund ihrer Geruchseigenschaften zu den problematischen und unerwünschten Substanzen. Als besonders geruchsintensiv gelten ungesättigte Aldehyde [Belitz et al., 2009]. Acrolein (2-Propenal) als einfachster ungesättigter Aldehyd entsteht beim Erhitzen von Fetten und ist Bestandteil des Zigarettenrauchs. Durch die kontinuierliche, langsame Zersetzung von Fettsäuren unter Wohnbedingungen kann eine Quelle hohe Emissionsraten an Aldehyden über Monate bis Jahre aufweisen. Unter Umständen werden oxidative Prozesse nach Eindringen von Luftsauerstoff durch Mikrorisse in der Oberfläche erst nach mehreren Gebrauchsjahren hervorgerufen.

Bei der Verwendung von Korkprodukten und Holzwerkstoffen kann Furfural, ein cyclischer Aldehyd, in die Luft gelangen. Bei Kork korrespondiert die Freisetzung in der Regel mit der von Essigsäure [Horn et al., 1998]. Die Emission von Furfural ist auf die thermische Zersetzung der im Material enthaltenen Hemicellulosen, die Freisetzung von Essigsäure dagegen auf die Abspaltung von Acetylgruppen zurückzuführen [Salthammer und Fuhrmann, 2000].

Die sensorische Wahrnehmung der sehr geruchsintensiven aliphatischen Aldehyde wird allgemein als unangenehm »fettig« oder »ranzig« beschrieben. Die Wahrnehmung von aliphatischen Aldehyden kann in hohen Konzentrationen oder bei sensiblen Personen zu Übelkeit führen. Langkettige Aldehyde können zu den korrespondierenden Carbonsäuren oxidiert werden.

Formaldehyd (HCHO)

In den vergangenen Jahren hat in der Innenraumluftanalytik besonders Formaldehyd eine bedeutende Rolle gespielt. Im Gegensatz zu den anderen Aldehyden gehört diese Verbindung nicht zu den VOC, sondern zu den VVOC. Formaldehyd ist der bekannteste und wahrscheinlich am besten erforschte Luftschadstoff. Durch seine vielfache industrielle Anwendung ist Formaldehyd nahezu ubiquitär in Innenräumen vorhanden und zählt zu den wichtigsten Luftschadstoffen. Eine große Bedeutung hat Formaldehyd als Bestandteil von Bindemitteln, insbesondere von Harnstoff-, Phenol- und Melaminharzen bei der Herstellung von Holzwerkstoffplatten und findet auch als Grundstoff zahlreiche Anwendungen. Für die Produktion von Holzwerkstoffplatten werden vornehmlich Harnstoff-Formaldehydharz-Leime (UF-Leime), Melamin-Formaldehydleime (MF-Leime) und Aminoplastmischharzleime (MUF-Leime) eingesetzt. Die nachträgliche Formaldehyd-Emission von Harnstoff-Formaldehyd gebundenen Spanplatten ist bekannt und auf die Hydrolyseempfindlichkeit des Harzes, insbesondere der freien Methylolgruppen bei unvollständiger Vernetzung zurückzuführen. Dagegen weisen Phenol-Formaldehyd-Harze aufgrund ihrer hohen Bindungsstabilität und ihres Vernetzungsgrades ein deutlich geringeres Potenzial zur Formaldehydabgabe auf [Salthammer et al., 2010]. Auch in Vollholz lässt sich Formaldehyd in Spuren nachweisen [Meyer und Boehme, 1996].

Durch die zunehmende Bestrebung, Spanplatten unter Verwendung formaldehyd- armer Klebstoffe zu produzieren, ist die durchschnittliche Belastung von Innenräumen mit Formaldehyd in den letzten Jahren rückläufig [Salthammer et al., 2010]. Formaldehydfreie Klebstoffe werden für die Verleimung Diisocyanate und werden besonders zur Herstellung von Oriented Strand Boards (OSB) verwendet. Neben seiner industriellen Verwendung in der Holzwerkstoffindustrie werden formaldehyd- abspaltende Substanzen auch als Konservierungsmittel eingesetzt, u. a. in Farben, Lacken und Beschichtungen. Weiterhin findet es sich im Gewebe- und Papier-Finish sowie in Dämmstoffen (UF-Ortsschäume, Dämm-, Glas- und Steinwolle). Seit dem 19. Jahrhundert ist es als Formalin zur Konservierung gebräuchlich. Bei Formalin handelt es sich um eine 30–40 %ige wässrige Formaldehyd-Lösung. Durch die Lagerung

formalinkonservierter Präparate ist die Formaldehydkonzentration in Präparaten in naturkundlichen Sammlungen von Museen oft erhöht [Schieweck et al., 2005].

Formaldehyd hat eine große Affinität zu Wasser und ist aufgrund seiner Polarität ein starkes Reduktionsmittel. Im Jahr 2004 wurde es von der Internationalen Kommission für Krebsforschung (IARC) der Weltgesundheitsorganisation (WHO) als »krebserregend für den Menschen« eingestuft. Die WHO [2010] hat zum Vorkommen von Formaldehyd in Innenräumen Stellung bezogen und Richtwerte für Kurz- und Langzeitexpositionen definiert [Nielsen und Wolkoff, 2010; Wolkoff und Nielsen, 2010]. Die Auswirkungen von Formaldehyd auf Sammlungsgut sind nicht eindeutig geklärt. Es wird angenommen, dass es lediglich als Vorstufe von Ameisensäure eine Relevanz besitzt. In Kapitel 4.3.1 wird dieser Sachverhalt näher erläutert.

Diisocyanate

Diisocyanate sind organische Verbindungen, die chemisch durch die $-N=C=O$ -Gruppe charakterisiert sind. Zu den wichtigsten Verbindungen dieser Klasse zählen Toluylendiisocyanat (TDI) und Diphenylmethyldiisocyanat (MDI), das als Präpolymer (PMDI) in der Holzwerkstoffproduktion anstelle von Formaldehydharzen eingesetzt wird. Hauptverwendungszweck ist allerdings die Herstellung von Polyurethan durch die Reaktion von Diisocyanaten mit Polyolen und anderen Komponenten. Diisocyanate finden sich daher in einer breiten Produktpalette, u. a. in Zweikomponentenklebern, PU-Lacken, Verpackungsmaterialien, Ortsschäumen, Schaumstoffen und Materialien zur Wärmedämmung. MDI besteht vornehmlich aus dem 4,4'-MDI-Monomer mit geringen Anteilen von 2,4'-MDI- und 2,2'-MDI-Isomeren. TDI findet als 2,4- oder als 2,6-Isomer Anwendung. Diisocyanate sind sehr reaktive Stoffe. Sie wirken reizend auf die Schleimhäute der Atemwege und der Augen, allergische Reaktionen sind ebenfalls möglich [Wolff und Stirn, 2000]. Durch Hydrolyse werden aus Diisocyanaten entsprechende Amine gebildet.

Ketone

Carbonylverbindungen wie Aceton, Methylethylketon (MEK), Methylisobutylketon (MIBK) und Cyclohexanon sind als Lösemittel in Lacken, Farben und Klebstoffen enthalten und werden daher häufig in der Raumluft detektiert. Einzelne Verbindungen wie z. B. Cyclohexanon können durch chemische Reaktion aus UV-härtenden Beschichtungen freigesetzt werden [Salthammer et al., 2002]. Speziell bei Acetophenon ist Aufmerksamkeit geboten, da es sich bei Probenahme auf Tenax TA® leicht um ein analytisches Artefakt handeln kann [Clausen und Wolkoff, 1997]. Einfache niedermolekulare Ketone sind stabile, farblose, leicht flüchtige Flüssigkeiten von meist angenehmem Geruch.

Ester

Bei Estern handelt es sich um Kondensationsprodukte aus einer Säure und einem mono- oder polyfunktionellen Alkohol. Die zu den VOC zählenden Ester wie z. B.

Ethylacetat, n-Butylacetat und Butylglykolacetat werden häufig als Lösemittel eingesetzt und können nach Renovierungs- oder Umbaumaßnahmen in erhöhten Konzentrationen in der Raumluft vorliegen. Überzüge, Farbschichten, Firnisse und harzhaltige Materialien, wie sie häufig an Kunst- und Kulturgut nachzuweisen sind, können durch Ester leicht angelöst werden [Hatchfield, 2002]. Schwerflüchtige Ester (siehe SVOC) finden bevorzugt als Weichmacher und Flammschutzmittel Verwendung.

Eine charakteristische Eigenschaft der Ester ist die Hydrolyse, d. h. die Rückreaktion zur Säure und zum Alkohol in Gegenwart von Wasser. In Innenräumen tritt diese unerwünschte Reaktion vor allem im Fußbodenbereich in Verbindung mit zu feuchtem Estrich auf. In modernen Museumsvitrinen wurde die Esterhydrolyse als eine der Hauptquellen für Essigsäure identifiziert [Schieweck und Salthammer, 2009, 2011], vgl. auch Kap. 5.3.1 und Kap. 5.10. Als Beispiel wird in Gleichung (2-10) die Zersetzung von n-Butylacetat in Essigsäure und n-Butanol gezeigt.



Säuren

In Innenräumen sind insbesondere die organischen Säuren Ameisensäure (HCOOH) und Essigsäure (CH_3COOH) nachzuweisen. Primäre Quellen sind Hölzer und Holzwerkstoffe, die daneben auch Formaldehyd emittieren können. Essigsäure wird thermisch oder durch Hydrolyse der Acetylgruppen der Hemicellulose bzw. von Seitenketten des Lignins abgespalten. Insbesondere Eiche ist für die Emission hoher Essigsäurekonzentrationen bekannt, die zu charakteristischen Schadensbildern an Sammlungsgut führt. Formaldehyd kann in der Raumluft oder an Oberflächen zu Ameisensäure oxidiert werden. Weitere Emissionsquellen sind neben Holz und Holzwerkstoffen Verarbeitungsprodukte wie Papiere, Pappen und Kartonagen, aber auch Farben, Lacke, Kleb- und Dichtmittel (u. a. Polyvinylacetate, essigsäureabspaltende Silikone) sowie Haushaltsreiniger. Darüber hinaus ist Essigsäure ein häufiges Sekundärprodukt bei chemischen Reaktionen im Innenraum [Uhde und Salthammer, 2007].

Essigsäure ist eine schwache Säure, die, auch als verdünnte Essigsäure-Lösung, Kalk und verschiedene Metalle unter Bildung von Acetaten zersetzt. Sehr bekannt ist im musealen Umfeld die Korrosion von bleihaltigem Sammlungsgut unter Bildung weißer Bleiacetatkristalle. Ameisensäure ist eine stärkere Säure als Essigsäure und greift bevorzugt Metalle unter Bildung von Formiaten an.

Halogenierte organische Verbindungen

Chlorierte organische Verbindungen werden in museal genutzten Innenräumen häufig durch das Sammlungsgut selbst freigesetzt. Methylenchlorid ist auch heute noch Bestandteil von Abbeizern, Trichlorethen ist in Flecken- und Fettentfernern enthalten. In der chemischen Reinigung wurde früher mit Perchlorethylen (»PER«) gearbeitet, das heute vermehrt durch Kohlenwasserstoff-Lösemittel ersetzt wird.

Para-Dichlorbenzol wurde lange Zeit als Geruchsstoff im Sanitärbereich verwendet. Durch seinen früheren Einsatz als Insektizid findet es sich primär in zoologischen und ethnologischen Sammlungen. Methylbromid ist ein gasförmiger Stoff, der zur Bekämpfung von Schädlingen in Schiffscontainern und im Bauwesen dient. Seit den 1960er Jahren wurde es auch zur Begasung in museal genutzten oder denkmalgeschützten Gebäuden und von Holzobjekten eingesetzt. Nach Unger et al. [2001] kann die Behandlung zu einer Verschwärzung von Bleipigmenten führen. Auch kann Methylbromid mit ggf. in der Bausubstanz vorhandenem Schwefel Methylmercaptan bilden, das anschließend zu Dimethyldisulfid weiterreagiert [Obeloer et al., 1998]. Beide Substanzen verursachen äußerst unangenehme Geruchseindrücke. Auf die Eigenschaften und Verwendung von halogenierten organischen Verbindungen als Biozide und Flammschutzmittel wird in Kap. 2.3 gesondert eingegangen.

Terpene

Terpene gehören zu den Isoprenoiden und stellen aus heutiger Sicht eine wichtige Substanzgruppe dar [Breitmaier, 2006]. Unter diesen meist geruchsintensiven Naturstoffen sind für den Innenraum die Monoterpene Limonen, α - und β -Pinen sowie 3-Caren relevant. Starke Emissionsquellen sind Hölzer und Holzwerkstoffe, insbesondere harzreiche Nadelhölzer wie Kiefer, aber auch Farben, Lacke, Öle, Duftstoffe, Kosmetika und Reinigungsmittel. Ebenfalls von Bedeutung ist auch der Einsatz »natürlicher« Lösemittel in diversen Produkten (u.a. Farben, Lacke, Holzpflegemittel) durch den Trend des »biologischen« Bauens unter Verwendung ökologisch verträglicher Bauprodukte. In Restaurierungswerkstätten kommt als weitere Quelle das hier als Lösemittel eingesetzte Terpentinöl hinzu. Campher, Bestandteil ätherischer Öle von Lippenblütlern, Lorbeer- und Korbblütengewächsen, wurde bis in die jüngere Zeit als Natur- oder synthetisches Produkt gegen Insektenbefall eingesetzt (»kampfern«) und ist auch in Mottenkugeln enthalten.

Aufgrund ihres charakteristischen, sensorisch gut wahrnehmbaren Geruchs sind terpenoide Ausdünstungen schnell wahrnehmbar. Einige Terpene stehen im Verdacht einer allergisierenden Wirkung. Durch Ozon-/Terpen-Reaktionen kann es in Innenräumen zu einer Erhöhung der Anzahl an lungengängigen Partikeln kommen [Finlayson-Pitts und Pitts, 2000; Coleman et al., 2008; Toftum et al., 2008].

2.3 Schwerflüchtige organische Verbindungen (SVOC)

Unter die Kategorie der schwerflüchtigen organischen Verbindungen (SVOC) fallen organische Stoffe und Substanzgruppen mit einem Siedepunkt oberhalb von 290 °C. Sie befinden sich aufgrund ihres niedrigen Dampfdrucks nur zu einem geringen Teil in der Gasphase und lagern sich bevorzugt an luftgetragene Partikel, Hausstaub und andere Oberflächen an [Weschler und Nazaroff, 2008, 2010]. Unter die Kategorie der SVOC fallen insbesondere Flammschutzmittel, Weichmacher und Biozide.

In musealen Sammlungen wurden noch bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts Biozide wiederholt zur vorbeugenden Behandlung von Sammlungsgut und Aufbewahrungsbedingungen gegen Befall durch Insekten oder gegen Mikroorganismen eingesetzt. Eine erhöhte Belastung weisen insbesondere Objekte aus organischen Materialien auf, wie beispielsweise Tierpräparate, Federobjekte, Textilien und Holzobjekte. Die häufig mehrfach mit Bioziden und Holzschutzmitteln behandelten Exponate können beträchtliche Wirkstoffmengen enthalten. Durch ihr langsames Ausgasen lassen sich Raumluftbelastungen noch Jahre nach der Anwendung feststellen. Die Konzentrationen variieren dabei in Abhängigkeit von der verarbeiteten Menge, der Zeitspanne, die seit der Anwendung vergangen ist, und der Flüchtigkeit der Komponenten. Präparatoren und Restauratoren berichten häufig über gesundheitliche Beeinträchtigungen während oder nach der Arbeit an mit Bioziden behandelten Exponaten. Die Beschwerden reichen dabei von leichten Kopfschmerzen bis hin zu Übelkeit, Schwindel und Hautirritationen. Eine sehr ausführliche, umfassende und vertiefende Darstellung dieser für Restauratoren stets aktuellen Thematik geben Unger et al. [2001]. Anwendungszeiträume verschiedener Biozide sind in Abbildung 2-4 gezeigt.

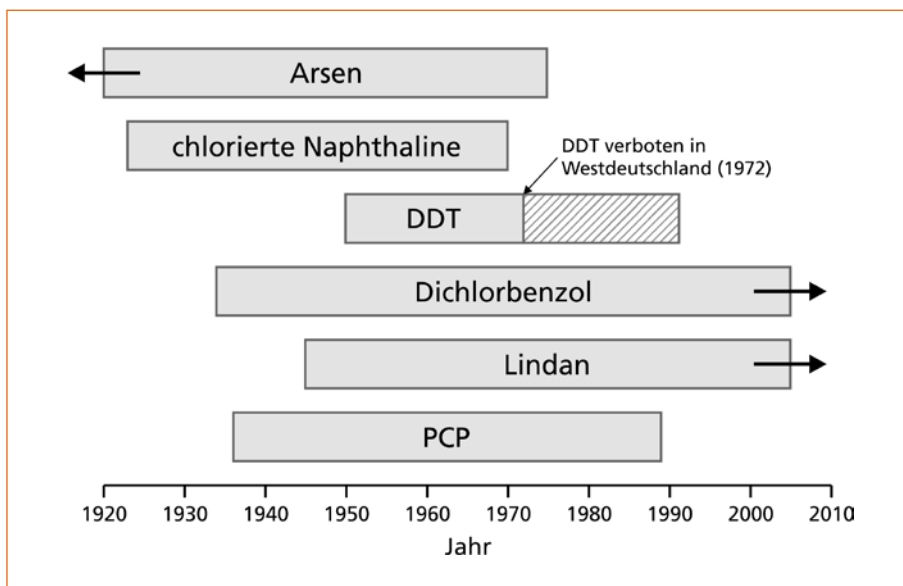


Abbildung 2-4: Mögliche Anwendungszeiträume von Bioziden in Museen
[Quelle: Schieweck et al., 2007].

Flammschutzmittel

Bei musealen Einrichtungen handelt es sich in der Regel um öffentliche Gebäude, so dass gemäß Bauordnung hohe Anforderungen an den Brandschutz zu erfüllen sind. Die Wirkungsmechanismen von Flammschutzmitteln sind sehr unterschiedlich.

Im einfachsten Fall wird der Gehalt an brennbaren Komponenten durch die Zugabe nichtbrennbarer Füllstoffe vermindert. Einige anorganische Verbindungen enthalten zudem Kristallwasser, das bei erhöhten Temperaturen freigesetzt wird und dem Brand entgegenwirkt. Die organischen Flammenschutzmittel wirken meist reaktiv und vermindern die freien Hydroxyradikale unter Bildung von Halogenradikalen [Volland, 2012a]. Entsprechend ihrer chemischen Zusammensetzung lassen sich organische Flammenschutzmittel in verschiedene Gruppen einteilen.

- Organische Flammenschutzmittel auf Phosphorsäurebasis – halogenfrei (z. B. Triisobutylphosphat, Triphenylphosphat, Tris(butoxyethyl)phosphat, Trikresylphosphat)
- Organische Flammenschutzmittel auf Phosphorsäurebasis – halogenhaltig (z. B. Tris(2-chlorethyl)phosphat, Tris(2-chlor-1-propyl)phosphat)
- Polybromierte Biphenylether (z. B. Deca-, Octa-, Hexa-, Penta-Brombiphenylether)
- Andere halogenorganische Verbindungen – nicht phosphorbasiert (z. B. Chlorparaffine, Tetrabrombisphenol A, Hexabromcyclododecan).

Volland [2012a] bietet eine übersichtliche Darstellung der verschiedenen Flammenschutzmittel und ihrer Anwendung in elektronischen Geräten, Lacken, Farben, Textilien, Tapeten, Möbeln, Dämmstoffen, Montageschäumen und anderen Bauprodukten. Daten zum Vorkommen von Flammenschutzmitteln in Raumluft und Hausstaub finden sich bei Wensing et al. [2005].

Dioxine

Polyhalogenierte Dibenzodioxine und -furane wurden im Gegensatz zu anderen halogenierten Verbindungen nicht gezielt für den Einsatz in technischen Produkten hergestellt. Sie entstehen als unerwünschtes Nebenprodukt bei thermischen Prozessen und bestimmten chemischen Umsetzungen [Ballschmiter und Bacher, 1996]. Allgemein bekannt wurden Dioxine im Zusammenhang mit dem Chemie-Unfall von Seveso im Jahr 1976. Als hochsiedende Verbindungen mit sehr kleinem Dampfdruck gehören sie zu den partikelgebundenen Stoffen (POM). Kontaminationsfälle von polychlorierten Dioxinen (PCDD) und -furanen (PCDF) in Innenräumen sind in engem Zusammenhang mit der Verwendung von pentachlorphenol- oder lindanhaltigen Holzschutzmitteln zu sehen [Pluschke, 1996; Seifert und Salthammer, 2003]. Bromierte Dioxine (PBDD) und -furane (PBDF) werden z. B. bei der thermischen Belastung von bromierten Flammenschutzmitteln gebildet [Ebert und Bahadir, 2003].

Weichmacher

Weichmacher werden Bauprodukten wie z. B. Kunststoffen und Farben zur Elastizitätserhöhung beigelegt. Es handelt sich dabei meist um höhersiedende Ester mit geringer Flüchtigkeit [Volland, 2012b]. In der Vergangenheit wurden fast ausschließlich Ester der Phthalsäure (Phthalate) verwendet, wobei von Di-n-butylphthalat (DBP) über Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) bis zu Diisononylphthalat (DINP) ein Trend zu Verbindungen mit immer geringerer Flüchtigkeit zu beobachten war [Wensing et al., 2005]. Diverse Phthalate wie DEHP werden zu den endokrin wirksamen

Substanzen gerechnet und heute nicht mehr eingesetzt. Zudem spaltet DEHP durch alkalische Hydrolyse das flüchtige und geruchsintensive 2-Ethyl-1-hexanol ab. Die Reaktion tritt bevorzugt bei Fußbodenbelägen im Zusammenhang mit frischem Estrich auf, der beim Verlegen des Fußbodenbelags häufig einen zu hohen Feuchtegehalt aufweist. Durch die Zersetzung des DEHP kommt es sowohl zu mechanischen Problemen (Blasenbildung, Ablösung des Belags) als auch zu meist sanierungsbedürftigen Langzeitemissionsquellen von 2-Ethyl-1-hexanol und weiteren organischen Verbindungen. Ein vielversprechendes Ersatzprodukt für DEHP und DINP ist Diisononyl-cyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH). Diese Substanz zeigt im Vergleich zu den Phthalaten deutlich günstigere toxikologische Eigenschaften. Darüber hinaus ist DINCH extrem schwerflüchtig, was einer Versprödung des Kunststoffes entgegenwirkt. Freigesetztes DINCH reichert sich im Hausstaub an [Nagorka et al., 2011], in der Raumluft sind dagegen nur sehr geringe Konzentrationen nachzuweisen [Schossler et al., 2011]. Bei anderen »modernen« Weichmachern handelt es sich um Terephthalate, Phosphate, Trimellitate, Citrate, Sebacate, Adipate, Glutarate und Succinate. Vertreter der drei letztgenannten Substanzgruppen wurden von Schossler et al. [2011] auch in Künstlerfarben identifiziert.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Unter polychlorierten Biphenylen sind Gemische unterschiedlich chlorierter Einzelverbindungen mit dem Grundgerüst Biphenyl zu verstehen. Insgesamt existieren 209 Kongenere, die durch die sogenannte Ballschmied-Nomenklatur unterschieden werden [Erickson, 1997]. Bei normalen Temperaturbedingungen liegen die Gemische als farb- und geruchlose, ölige Flüssigkeiten vor, deren Viskosität je nach Grad der Chlorierung variiert. PCBs wurden ausschließlich industriell hergestellt und fanden unter den Namen Clophen und Arochlor u. a. Verwendung als Hydraulik-Flüssigkeiten, in Polymersystemen (Flammschutzmittel, Weichmacher) und als Kondensatoren in Leuchtstoffröhren. Bis in die 1970er Jahre wurden sie im offenen Einsatz besonders in elastischen Fugendichtungsmassen, in Spachtel- und Vergussmassen und als Weichmacher in Kunststoffen und Farben verwendet [Moriske, 2007]. Auch museale Objekte wurden in der Vergangenheit mit PCB-haltigen Produkten behandelt [Kroß und Stolz, 1993; Schieweck et al., 2005].

PCBs sind persistent und lipophil, wodurch sie sich in der Nahrungskette anreichern können. Die akute Toxizität von PCBs ist gering, die gesundheitlichen Auswirkungen sind in erster Linie durch ihre chronische Toxizität bedingt. Den coplanaren PCB-Kongenere werden dioxinähnliche Eigenschaften zugeschrieben. In der Bundesrepublik Deutschland wurde die Produktion von PCBs 1983 eingestellt, das Verbot zur Verwendung erfolgte 1989. Seitdem dürfen Produkte, die mehr als 50 mg PCB/kg enthalten, in Deutschland nicht mehr in den Verkehr gebracht werden. Durch die Stockholmer Konvention von 2001 wurden PCBs weltweit geächtet.

Die Raumluftkonzentrationen an PCBs sind abhängig von der Menge und Beschaffenheit der PCB-haltigen Produkte im Raum, den in den Gemischen enthaltenen

PCBs sowie von den raumklimatischen Bedingungen. Fugendichtungsmassen stellen kontinuierliche Langzeitemissionsquellen dar. Daneben können allerdings auch adsorptive Materialien wie Textilien, Decken, Wände und Ausstattungsgegenstände, welche selbst PCB-frei sind und durch PCB-haltige Stoffe kontaminiert wurden, als Sekundärquelle fungieren. Besonders hohe Konzentrationen treten durch die plötzliche Freisetzung von PCBs aus undichten Kondensatoren in Leuchtstoffröhren auf. Für PCB-Sanierungen wurde die »Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCB-Richtlinie)« von der Projektgruppe »Schadstoffe« der Fachkommission Baunormung der Arbeitsgemeinschaft der für das Bau-, Wohnungs- und Siedlungswesen zuständigen Minister der Länder (ARGEBAU) als technische Regel erarbeitet.

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe bestehen aus kondensierten Benzolringen mit dem Grundgerüst Naphthalin ($C_{10}H_8$) [Zander, 1995]. PAKs sind Bestandteil von Erdöl, Bitumen und Teer. Sie entstehen bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe und anderer organischer Materialien. Anthropogene PAK-Quellen sind insbesondere der Autoverkehr (Dieselruß), Zigarettenkonsum sowie bestimmte Tätigkeiten zur Nahrungszubereitung (Grillen etc.). Da es hunderte von Einzelkomponenten und Isomeren gibt, werden nach einem Vorschlag der US-amerikanischen Umweltbehörde EPA insgesamt 17 ausgesuchte Verbindungen analytisch bestimmt und repräsentativ für die Stoffgruppe PAK angegeben. Leitsubstanz ist das toxikologisch relevante Benzo[a]pyren. Seit der Antike sind PAK-haltige Produkte wie Teer und Pech beliebte Holzschutzmittel. Seit dem 19. Jahrhundert wurden Steinkohlenteeröle zur Behandlung von Bahnschwellen und Telefonmasten verwendet. Im Innenraum gelten insbesondere mit teerhaltigen Klebemitteln verlegte Parkett- und (in Einzelfällen) Linoleumböden als bauseitige PAK-Quellen. Durch die jahrelange Nutzung und Versprödung der bis in die 1950er und 1960er Jahre auf diese Weise verklebten Fußbodenbeläge kann teerhaltiger Klebstoff an die Oberfläche gelangen. Das Umweltbundesamt hat 1998 in einem vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) herausgegebenen Bericht Empfehlungen für betroffene Wohnräume formuliert [Moriske, 2007].

Polychlorierte Naphthaline (PCN)

Chlorierte Naphthaline gehören in der Konservierung zu den bekanntesten Verbindungen, da sie über viele Jahre Bestandteil von Mitteln gegen Insektenbefall und Mikroorganismen waren. Durch ihren großzügigen und periodischen Einsatz sind noch heute beträchtliche Mengen im musealen Umfeld nachweisbar [Schieweck et al., 2007]. Besonders zum Schutz von Kunst- und Kulturgut aus Holz wurden PCN verstärkt eingesetzt. Insgesamt sind 75 verschiedene Kongenere bzw. Isomere möglich. In Imprägnierungs- und Holzschutzmitteln wie Perna®, Nibren®, Halowax® und Basileum® kamen bevorzugt die mono- und dichlorierten Naphthaline zum Einsatz. Bis in die 1970er Jahre wurden PCN als Holzschutzmittel bei der Herstellung von

Holzwerkstoffen für Fußboden-, Wand- und Deckenplatten im Innenraum verwendet. Da sie aber bereits in geringen Konzentrationen einen unangenehmen Geruchseindruck verursachen, wurden PCN in Schutzmitteln für Innenraumanwendungen durch andere Wirkstoffe substituiert.

Höhere Chlornaphthaline sind dafür bekannt, krankhafte Hautveränderungen, die sogenannte »Perna-Krankheit«, auszulösen. Mono- und Dichlornaphthaline können milde Formen der Perna-Krankheit verursachen und zudem bei Inhalation hepatoxische Effekte begünstigen.

Pentachlorphenol (PCP)

Bis Mitte der 1980er Jahre dienten Pentachlorphenol (PCP) und sein wasserlösliches Natriumsalz (Na-PCP) vorwiegend in den alten Bundesländern als Fungizide zum präventiven Holzschutz in Innenräumen. In technischen Formulierungen wie Xylamon® und Xyladecor® wurde PCP meist in Kombination mit dem Insektizid Lindan eingesetzt. Durch die 1989 in Kraft getretene PCP-Verbotsverordnung wurde bundesweit untersagt, PCP und Na-PCP herzustellen sowie PCP- und Na-PCP-haltige Zubereitungen und Produkte in Verkehr zu bringen. In anderen Ländern ist der Gebrauch von PCP allerdings nach wie vor gestattet. Durch die umfassende und reichhaltige Verwendung PCP-haltiger Holzschutzmittel in früherer Zeit ist die Kontamination von Innenräumen mit PCP auch heute noch ein akutes Problem, obwohl die Umweltbelastung und Grundbelastung der Allgemeinbevölkerung in der Bundesrepublik rückläufig sind. Auch im Rahmen konservatorischer Maßnahmen wurde mobiles Kulturgut aus Holz ebenso intensiv mit PCP behandelt [Schieweck, 2005; Schieweck et al., 2007]. Die Verweilzeit von PCP im behandelten Holz ist lang. Ohne besondere Beanspruchung finden sich nach zehn Jahren schätzungsweise immer noch 50 % der eingesetzten Menge im Material. Andererseits ist der Dampfdruck mit 10^{-2} Pa (20 °C) hoch genug, dass PCP merklich aus der behandelten Oberfläche in die Raumluft emittieren und anschließend auf Oberflächen adsorbieren kann. Dies führt zu einer Exposition von Raumnutzern über inhalative, orale und perkutane Pfade. Hinsichtlich der häufigen Verwendung und der möglichen gesundheitlichen Nebenwirkungen, auch verursacht durch produktionsbedingte Verunreinigungen, kommt der Kontamination von Innenräumen durch PCP eine besondere Bedeutung zu. Aus diesem Grund wurde von der Projektgruppe »Schadstoffe« der Fachkommission Baunormung der Arbeitsgemeinschaft der für das Bau-, Wohnungs- und Siedlungswesen zuständigen Minister der Länder (ARGEBAU) entsprechend den Erkenntnissen in Wissenschaft und Technik und in Übereinstimmung mit den Erfordernissen der Baupraxis im Jahr 1997 die sogenannte PCP-Richtlinie veröffentlicht [Salthammer, 2001]. Die Richtlinie enthält Angaben über die gesundheitliche Bewertung PCP-haltiger Bauprodukte, die Durchführung von Sanierungen und welche Schutzmaßnahmen ggf. für Personen und Umwelt zu ergreifen sind. Die Notwendigkeit von Sanierungen wird anhand eines Ablaufschemas ermittelt, das bezüglich der räumlichen Gegebenheiten Hausstaub, Holz und Luft berücksichtigt.

Die im technischen PCP enthaltenen Verunreinigungen an tetra- und trichlorierten Phenolen führen langfristig zu einem besonderen sensorischen Problem. Durch Methylierung der phenolischen OH-Gruppe entstehen chlorierte Anisole, die bereits in kleinsten Konzentrationen penetrante schimmelartige Gerüche bewirken [Gunschera et al., 2004].

Lindan (γ -HCH)

Lindan wurde nach 1945 als Insektizid auf verschiedenen Gebieten (Land- und Forstwirtschaft, Veterinär- und Humanmedizin) genutzt und war neben PCP bis in die 1980er Jahre Hauptwirkstoff in Holzschutzmitteln. Zur Bekämpfung holzerstörender Insekten in Kunst- und Kulturgut sind Produkte der Bezeichnung Anobitol®, Hylotox®, Xylamon® und Basileum® bekannt, die teilweise auch der Holzfestigung dienen und in denen Lindan auch in Kombination mit anderen Wirkstoffen wie DDT und 1,2-Dichlorbenzol zum Einsatz kam. Auch noch Jahre nach einer Behandlung mit lindanhaltigen Produkten ist der Wirkstoff in Raumluft und Hausstaub nachweisbar. Aufgrund der negativen gesundheitlichen Auswirkungen werden kaum noch lindanhaltige Produkte eingesetzt. Diese sind mittlerweile weitgehend durch andere Formulierungen ersetzt. Nach der EU-Verordnung Nr. 850/2004 sollte die Herstellung und Verwendung von Lindan auf ein Minimum begrenzt und bis spätestens Ende 2007 vollständig eingestellt werden. Seit 2009 gilt für Lindan ein europaweites Verbot der Anwendung in der Landwirtschaft. Im Jahr 2009 erfolgte auch die Aufnahme in die Stockholm-Konvention mit spezifischen zeitbegrenzten Ausnahmen in der Veterinär- und Humanmedizin.

DDT

Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) wurde seit 1940 weltweit im Kampf gegen die Malaria übertragende Anophelesmücke und Agrarschädlinge eingesetzt. Da die Applikation weitgehend im Sprühverfahren erfolgte, konnte sich DDT als persistente und schlecht wasserlösliche Substanz über Boden und Gewässer in der Nahrungskette anreichern. Nachdem die negativen Auswirkungen von DDT und seinen Abbauprodukten auf das Ökosystem bekannt geworden waren, wurde es in vielen Industrieländern nicht mehr angewendet. In der Bundesrepublik Deutschland wurde die Herstellung von DDT 1972 verboten. Im Jahr 2001 wurde DDT durch die Stockholmer Konvention geächtet. In der ehemaligen DDR war DDT allerdings bis zur Wiedervereinigung im Einsatz. Besonders Produkte der Marke Hylotox® waren als Holzschutzmittel weit verbreitet und kamen in Kombination mit anderen Wirkstoffen zur Anwendung. Hylotox® 59 enthielt DDT und Lindan, Hylotox® IP DDT und PCP. Holzschutzmittel der Bezeichnung Anobitol® enthielten neben DDT und Lindan auch 1,2-Dichlorbenzol. Durch die Anwendung in Innenräumen zur Konservierung von Kunst- und Kulturgut ist Hylotox® 59 in der Restaurierung am bekanntesten. Ein charakteristisches Schadensbild in der Restaurierung von mit DDT behandelten Holzobjekten ist die Ausbildung wachsartiger, typisch weißer Kristalle auf der Objektoberfläche in

Folge des geringen Dampfdruckes von DDT. Hylotox® IP kam dagegen bei im Freien befindlichem Holz zur Anwendung.

Pyrethroide

Synthetische Pyrethroide sind chemisch ähnlich zu den in Chrysanthemen enthaltenen Pyrethrinen aufgebaut, die als natürliche Insektizide unter dem Namen Pyrethrum im Handel erhältlich sind. Seit den 1970er Jahren haben Pyrethroide zunächst als Agrarchemikalien und später auch für Innenraumanwendungen weltweit an Bedeutung gewonnen. Die wichtigsten Vertreter sind Permethrin, Cypermethrin, Cyfluthin und Deltamethrin. Es handelt sich um Kontaktgifte, die auf das Nervensystem von Insekten einwirken. Oft wird den Pyrethroiden Piperonylbutoxid als Synergist zugesetzt. Permethrin war bzw. ist in verschiedenen Holzschutzmitteln enthalten, u. a. Deltax® IT (DDR), Xylamon® Holzwurm-Tod und Basileum® Holzwurm BV U 155 (BRD) [Unger et al., 2001]. Verstärkte Anwendung in der Konservierung und Restaurierung finden Pyrethroide primär in naturkundlichen Sammlungen, da sie als vermeintlich ökologisch und biologisch verträglich gelten. Im Innenraumbereich werden Produkte der Marke Eulan® als Ersatz für die toxischen Insektizide der vergangenen Jahrzehnte in Holzschutzmitteln und als Insektizid eingesetzt. Wollteppiche werden zum langanhaltenden Schutz vor Motten und Käfern imprägniert (»Eulanisierung«). Bei den Wirkstoffen kann es sich ebenfalls um Pyrethroide [Berger-Preiß et al., 1997; 2002] oder Chlorphenylid handeln, ein Gemisch aus den Insektiziden Polychlor-2-(chlormethylsulfonamid)-diphenylether (PCSD) und Polychlor-2-aminodiphenylether (PCAD), das unter dem Produktnamen Eulan® WA NEU bzw. Eulan® U33 im Handel ist [Wells und Johnstone, 1981]. Auch in der professionellen aktiven Schädlingsbekämpfung mittels Sprüh- oder Pulververfahren werden Pyrethroide eingesetzt. Wie alle schwerflüchtigen organischen Verbindungen (SVOC) werden Pyrethroide aufgrund ihres sehr geringen Dampfdrucks primär an Hausstaub adsorbiert. Relevante Raumluftkonzentrationen treten nur unmittelbar nach Applikation auf [Leng et al., 2005].

Weitere Biozide

Neben den hier besprochenen Substanzen findet sich in musealen Einrichtungen durch frühere Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen ein breites Spektrum weiterer Biozide mit fungizider und insektizider Wirkung [Glastrup, 1987; Schieweck et al., 2007]. Dazu gehören Organophosphate wie Parathion und Malathion, Carbamate (Propoxur), Triazole (Propiconazol und Tebuconazol) und Methoxychlor. Eine sehr gute Zusammenstellung der für Museen relevanten Biozide und ihrer Einsatzgebiete bietet das bereits erwähnte Buch von Unger et al. [2001].

2.4 Schwermetalle

Die Entwicklung der menschlichen Kultur ist eng mit der Nutzung von Metallen in Handwerk und Kunst verbunden. Bereits 4000 v. Chr. wurden Bronzen zur Herstellung von Gebrauchsgegenständen, Schmuck und Waffen verarbeitet. Der Bronzeguss zählt damit zu den frühesten und am häufigsten eingesetzten Verfahren zur Herstellung von Gebrauchsobjekten, sakralen Gegenständen und Plastiken der bildenden Kunst. Schwermetallhaltige anorganische Pigmente wie Zinnober und Bleiweiß wurden seit der Antike für künstlerische Zwecke genutzt. Ab dem 19. Jahrhundert fanden Farben wie Bleichromat, Cadmiumsulfid und Schweinfurter Grün verbreitete Anwendung in der Malerei. Moderne Beschichtungssysteme enthalten Stoffe wie Blei oder Cobalt als Sikkative. Die Wahl des Metalls kann auch einem bestimmten künstlerischen Zweck dienen. So nutzt beispielsweise der Brunnen von Alexander Calder in der Fundació Joan Miró Quecksilber als flüssiges Medium.

Mit Ausnahme des Quecksilbers sind Metalle schwerflüchtig und akkumulieren an Hausstaub [Butte und Heinzow, 2002]. Eine Staubanalyse gibt daher Auskunft über die Schwermetallbelastung im Innenraum und lässt u. a. Rückschlüsse auf frühere Konservierungs- und Restaurierungsmaßnahmen zu. Metalle in museal genutzten Innenräumen resultieren nicht primär aus handwerklichen und baulichen Tätigkeiten, z. B. Abbrennen und Abschleifen von Farben und Lacken, sondern auch aus Biozidbehandlungen. Damit zählen in Museen die Exponate selbst zu den Hauptquellen für metallische Kontaminationen. Nachfolgend sind die wichtigsten Schwermetalle aufgeführt. Detaillierte Angaben zu den Eigenschaften und zur Verwendung von Metallen bietet Wiberg [2007].

Antimon (Sb): Antimon wird hauptsächlich zu Härtungszwecken in Legierungen verwendet. Antimontrioxid (Sb_2O_3) dient als Synergist für Flammschutzmittel.

Arsen (As): Arsenseifen, wie Diarsentrioxid (As_2O_3 , Arsenik) und Alkaliarsenite, gehörten zu den häufigsten verwendeten Insektiziden und sind daher heute in naturkundlichen Sammlungen, besonders in Sammlungen mit älteren Tierpräparaten, sowohl in der Raumluft als auch im Hausstaub nachweisbar [Leimbrock und Wagner, 1998]. Die Analyse eines Vogelpräparates aus der zoologischen Sammlung des Niedersächsischen Landesmuseums Hannover ergab einen Arsengehalt von 45 mg/kg für das Federkleid und von 3 mg/kg Arsen für das Füllmaterial. Daneben kamen Arsenverbindungen auch in Holzschutzmitteln zur Anwendung. Im Gegensatz zum Außengebrauch von Holz sind sie für den Gebrauch im Innenraum verboten [Unger et al., 2001]. Arsen zeigt eine gute insektizide und fungizide Wirkung, wird aufgrund seiner Toxizität und Umweltgefährdung allerdings zunehmend eliminiert. Es ist ein nachgewiesenes Karzinogen. Arsen ist Bestandteil des Schweinfurter Grüns (Kupfer(II)arsenitacetat: $(\text{Cu}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3 \text{Cu}(\text{AsO}_2)_2$) und des Auri pigments (Arsentrisulfid: As_2S_3).

Barium (Ba): Bariumsulfat (BaSO_4) findet Verwendung als Weißpigment (Permanenteiweiß) und Füllstoff.

Blei (Pb): Bleiweiß ($2 \text{ PbCO}_3 \cdot \text{Pb(OH)}_2$) ist das älteste Weißpigment und wurde seit dem Altertum künstlich aus Blei durch Einwirkung von Essigsäuredämpfen und Kohlendioxid hergestellt [Brachert, 2001]. Bis in das 19. Jahrhundert hinein war es das einzige Weißpigment in der Staffeleimalerei [Schramm und Hering, 1995]. Wie auch andere bleihaltige Pigmente verschwärzt es durch Einwirken reduzierter Schwefelgase (vgl. Kap. 4.3). Blei(II)-chromat (Chromgelb; PbCrO_4) und Blei(II)-oxid (Massikot; PbO) waren lange Zeit als Gelbpigment in Gebrauch. Beide Pigmente haben eine sikkativierende Wirkung und können in Farben den Trocknungsprozess beschleunigen. Chromgelb wurde aufgrund seiner Wetterechtheit auch als Rostschutzmittel verwendet. Gleiches gilt für das Rotpigment Bleimennige (Pb_3O_4). In der Malerei existieren weitere bleihaltige Pigmente. Bleihaltige Stabilisatoren wurden in PVC-Produkten eingesetzt. Blei wurde auch für die Herstellung von Skulpturen und Münzen verwendet.

Cadmium (Cd): Cadmiumsulfid (CdS) ist ein Gelbpigment (Kadmiumgelb). Cadmium diente auch als PVC-Stabilisator.

Chrom (Cr): Das als kanzerogen eingestufte wasserlösliche Chrom(VI) ist Bestandteil des Bleichromats. Chrom(III)-Salze dienen zur Herstellung von Leder (Chromgerbung). Chromverbindungen waren lange Zeit Wirkstoffkomponenten in Holzschutzmitteln. Chrom(III)-Oxidverbindungen werden als Grünpigmente eingesetzt.

Kobalt (Co): Kobaltblau (CoAl_2O_4) ist ein zur Färbung von Glas und Keramiken verwendetes Pigment und kann in den verschiedensten Maltechniken verwendet werden [Schramm und Hering, 1995]. Kobaltoctoat dient als Sikkativ in Lacken und Farben.

Kupfer (Cu): Kupfer und Kupferlegierungen haben seit dem Altertum eine überragende Bedeutung als Werkstoff. Kupferverbindungen werden in der Agrarindustrie zur Schädlingsbekämpfung eingesetzt und sind Wirkstoffkomponenten in Holzschutzmitteln. Kupfer wird auch für die Herstellung von Skulpturen und Münzen verwendet. Es ist Bestandteil von Bronzen. Basisches Kupfercarbonat, vorliegend in den Pigmenten Azurit ($\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$) und Malachit ($\text{Cu}_2(\text{CO}_3)(\text{OH})_2$), wurde bevorzugt seit dem Altertum in der Wandmalerei eingesetzt. Ein weiteres wichtiges Pigment in der Tafelmalerei ist Kupferacetat (Grünspan) [Schramm und Hering, 1995].

Nickel (Ni): Eine Legierung aus Nickel, Kupfer und Zink war bereits im Altertum unter dem Namen »Neusilber« bekannt und wurde bereits damals als Münzmetall verwendet. Später diente Neusilber vor allem zur Herstellung von Essbesteck, Metallbeschlägen und Schmuck.

Quecksilber (Hg): Quecksilber ist das einzige Schwermetall, das durch seinen hohen Dampfdruck nennenswerte Konzentrationen in der Raumluft erreichen kann, so dass entsprechende Richtwerte festgelegt wurden. Es findet sich in vielen innenraumtypischen Produkten wie Energiesparlampen, Thermometern und Quecksilberschaltern. Meist wird es unbeabsichtigt, d.h. durch das Zerschlagen quecksilberhaltiger Gegenstände, in die Raumluft freigesetzt. In der Malerei diente Quecksilbersulfid

(HgS) unter dem Namen Zinnober als Rotpigment und wurde seit dem Altertum in der Wand-, Tafel- und Buchmalerei verwendet [Schramm und Hering, 1995].

Zink (Zn): Ähnlich wie Kupfer ist Zink eines der ältesten und wichtigsten Werkmetalle. Legierungen aus Kupfer und Zink bezeichnet man als Messing. Zinkoxid (ZnO) wird unter dem Namen Zinkweiß als Pigment verwendet. Zinksulfid (ZnS) gemischt mit Bariumsulfat (BaSO_4) wird als Weißpigment (Lithopone) in der Anstrichtechnik eingesetzt. In der Malerei wurde es in Grundierungen, als Füllstoff in Kittungen und als Pigment, auch in Kunststoffdispersionsfarben, verwendet. Cobalt-Zink-Oxid (Kobaltgrün; $\text{CoO} \cdot \text{ZnO}$) ist ein seit dem 19. Jahrhundert gebräuchliches Pigment [Schramm und Hering, 1995].

2.5 Partikel und Stäube

Die Belastung der Allgemeinbevölkerung durch Feinstaub ist seit vielen Jahren als mögliches Gesundheitsproblem bekannt. In den Blickpunkt der Öffentlichkeit ist die Problematik aber erst seit Inkrafttreten einer EU-Richtlinie im Jahr 2005 gerückt, die für Feinstaub in der Außenluft Grenzwerte für Tages- und Jahresmittel vorsieht. Diese Richtlinie beruht auf einer im Jahr 2000 veröffentlichten Risikoabschätzung der WHO. Ein Schwellenwert für die Wirkung von Feinstäuben auf die menschliche Gesundheit konnte bisher nicht gefunden werden [Bruckmann und Eikmann, 2007]. Heute fokussiert sich die Feinstaubdiskussion mehr und mehr auch auf Innenräume. Allerdings ist die Datenlage zur Belastung von Innenräumen mit Feinstaub im Vergleich zur Außenluft noch begrenzt. Dies liegt sowohl an der sehr verschiedenartigen Raumnutzung als auch an der Abhängigkeit der Belastungsmuster von der Art und Stärke der Quellen, den Senken im Raum, der Art und Intensität der Aktivität der Nutzer, den Lüftungsbedingungen, den chemischen Umwandlungsprozessen und der Hintergrundbelastung [Morawska und Salthammer, 2003a].

Als **Aerosol** bezeichnet man ein Gemisch aus festen oder flüssigen Schwebeteilchen und Luft. Das Verhalten eines Aerosols hängt immer von den Teilchen und dem Trägermedium ab. Es handelt sich um ein dynamisches System, welches ständigen Änderungen durch Kondensation an bereits vorhandenen Partikeln, Verdampfen flüssiger Bestandteile der Partikel, Koagulation kleiner Teilchen oder Abscheidung von Teilchen an umgebenden Gegenständen unterliegt. In Abhängigkeit vom Ursprung der Teilchen lässt sich zwischen primären und sekundären Aerosolen unterscheiden. Die Teilchen der primären Aerosole stammen meistens aus mechanischen oder thermischen Prozessen. Bei den sekundären Aerosolen haben sich die Teilchen aus gasförmigen Stoffen durch chemische Reaktion und/oder durch Anlagerung der Reaktionsprodukte an Kondensationskernen gebildet.

Die Atmosphäre enthält stets Aerosole unterschiedlichen Typs und unterschiedlicher Konzentration. Typische Bestandteile sind

- natürliche organische Anteile und biologische Anteile (Pollen, Sporen, Bakterien),

- natürliche anorganische Anteile (Staub, Rauch, Seesalz, Wassertröpfchen),
- vom Mensch eingebrachte Verbrennungsprodukte wie Rauch, Asche oder Stäube,
- vom Mensch hergestellte Nanopartikel.

Im normalen Sprachgebrauch wird, wenn von »Staub« in Verbindung mit Innenräumen die Rede ist, meist der sichtbare, auf Oberflächen abgelagerte Staub verstanden, der mehr oder weniger regelmäßig entfernt wird. Korrekterweise muss man aber zwischen diesem sedimentierten Staub, der im Allgemeinen als Hausstaub bezeichnet wird, und dem in der Innenraumluft suspendierten Schwebstaub unterscheiden.

Da die tatsächliche Geometrie von Partikeln nur mit einem hohen messtechnischen Aufwand zu bestimmen ist, wurde der aerodynamische Durchmesser definiert. Er ist für jedes beliebige Partikel gleich dem Durchmesser einer Kugel mit der Dichte 1 g/cm^3 , die in ruhender oder laminar strömender Luft die gleiche Sinkgeschwindigkeit wie das betrachtete Partikel besitzt [Hinds, 1999]. Die Verteilung von Partikelgrößen in der Atmosphäre folgt oft einer log-Normalverteilung.

Die wesentlichen physikalischen Parameter zur Beschreibung luftgetragener Partikel sind Anzahl, Masse und Oberfläche. Je nach Aufgabenstellung kann es notwendig sein, Partikel physikalisch und chemisch zu charakterisieren. Zur physikalischen Charakterisierung gehören Aussagen zur Masse, Größe, Anzahl, Dichte und eventuell zusätzlich zu Form, Struktur und Oberfläche. Zur chemischen Charakterisierung gehören die Elementanalyse sowie Aussagen über die chemischen Verbindungen in der Gesamtpartikelprobe.

Aus gesundheitlicher Sicht ist die Größe der Staubpartikel ein wesentlicher Parameter für die Aufnahme in den menschlichen Körper. Partikel mit einem Durchmesser größer $10 \text{ }\mu\text{m}$ (Grobstaub) bleiben mehr oder minder gut im Nasen-Rachenraum hängen. Kleinere und kleinste Staubpartikel (Feinstaub, ultrafeine Partikel) können dagegen über Trachea und Bronchien bis in die Lunge (Alveolen) vordringen (siehe Abbildung 2-5).

Für die Beschreibung luftgetragener Partikel werden verschiedene Begriffe benutzt, die eine Einteilung bezüglich der Größe oder Herkunft gestatten. Oft werden Partikelgrößen durch den Begriff PM (= Particulate Matter) und einen messtechnisch bedingten Zahlenindex charakterisiert.

TSP	Total Suspended Particulate Matter (Gesamtschwebstaub)
PM ₁₀	Partikelfraktion, die einen größenselektiven Lufteinlass passiert, der für einen aerodynamischen Durchmesser von $10 \text{ }\mu\text{m}$ eine Abscheidewirksamkeit ¹ von 50 % hat.

1 Diese Definition von PM₁₀ und PM_{2,5} bezieht sich auf ein gravimetrisches Messverfahren, z. B. mittels Impaktor (siehe dazu auch: VDI 4300 Blatt 11, 2011. Messstrategie für die Erfassung von luftgetragenen Partikeln im Innenraum. Beuth Verlag, Berlin).

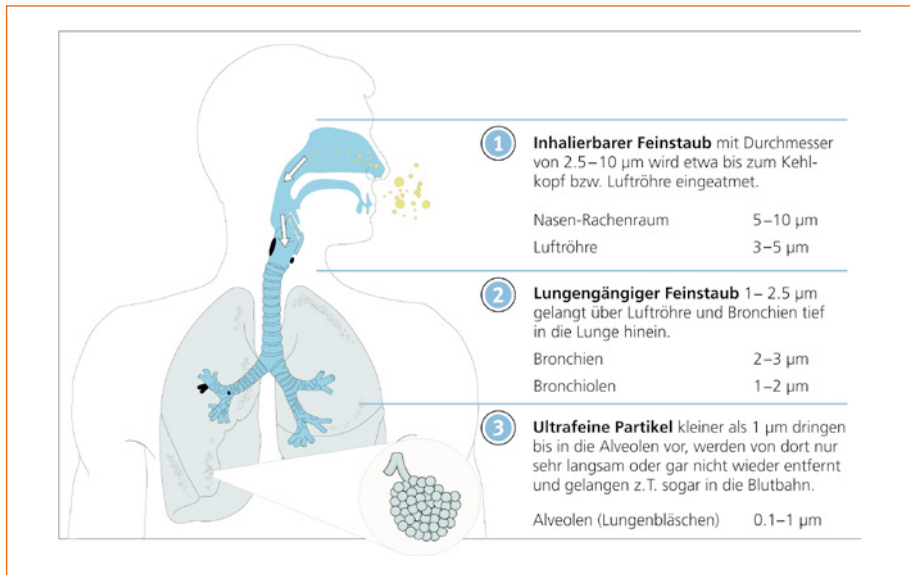


Abbildung 2-5: Verteilung luftgetragener Partikel im menschlichen Atemtrakt [Quelle: Umwelt- und Gesundheitsschutz Stadt Zürich/Noël Rederlechner, mit freundlicher Genehmigung].

$PM_{2,5}$ Partikelfraktion, die einen größenselektiven Lufteinlass passiert, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % hat.

UFP Ultrafeine Partikel (Partikel mit einem Durchmesser < 100 nm).

Nanopartikel Künstlich hergestellte Partikel mit einem Durchmesser < 50 nm

In Innenräumen liegt das Hauptaugenmerk auf den feinen ($PM_{2,5}$) und ultrafeinen Partikeln. Gleichzeitig ist im Vergleich zur Außenluft die Entstehung und Dynamik von Partikeln durch eine Reihe von Besonderheiten geprägt. Zusätzlich zur Infiltration von Feinstaub mit der Außenluft gibt es eine Vielzahl von möglichen Innenraumquellen wie Zigarettenrauch, raumluftechnische Anlagen, Kerzen, Feuerungsanlagen, Koch- und Haushaltsaktivitäten, elektronische Geräte [Schripp et al., 2011] und Ozon-/Terpen-Reaktionen [Toftum et al., 2008]. Die Transportvorgänge im Innenraum werden von den Partikeleigenschaften sowie Luftwechsel, Luftströmungen und -geschwindigkeiten entscheidend beeinflusst. Die wesentlichen Prozesse zur Abscheidung von Partikeln sind gravimetrische Deposition, Diffusion und Thermophorese [Nazaroff, 2004]. Aufgrund der schnellen gravimetrischen Deposition spielt PM_{10} im Innenraum nur eine untergeordnete Rolle.

Für die Hintergrundkonzentration von Schwebstaub in der Innenraumluft musealer Einrichtungen sind zunächst der Austausch mit der Umgebungsluft, der Lüftungsmechanismus sowie die Luftwechselrate wesentliche Einflussgrößen. Insbesondere

raumluftechnische Anlagen mit ihrer – aus physikalischen Gründen – meist sehr hohen Luftwechselrate verursachen Zugscheinungen und Staubaufwirbelungen. Darüber hinaus ist das Reinigungsverhalten von Bedeutung, das entscheidend von den verwendeten Fußbodenbelägen abhängt. Die Reinigung mit Staubsaugern ohne HEPA-Filter lässt die Schwebstaubkonzentration in der Regel stark ansteigen, so dass eine feuchte Reinigung zu bevorzugen ist. Diese kann allerdings wiederum eine erhöhte Emission von VOC verursachen.

Das stärkste Partikelauftreten ist in den meisten Museen während Zeiten mit hohem Besucheraufkommen zu messen. Die Ursachen liegen zum einen darin, dass die Besucher selbst durch ihre Kleidung Schmutzpartikel einbringen (Schuhe, Straßenschmutz, Wollkleidung) und durch das Betreten der Räume die in Teppichen oder anderen Fußbodenbelägen haftenden Partikel lostreten, auch wenn Teppiche im Grunde sehr effektiv sind, um Partikelauftreten zu minimieren. Nach Abklingen des Besucheraufkommens und damit zur Schließung des Museums sedimentieren die Partikel wieder, woraus geringere Konzentrationen resultieren. Im Winterhalbjahr kann aufgrund der in Innenräumen niedrigeren relativen Luftfeuchte und des Umstandes, dass Menschen in dieser Jahreszeit vermehrt Wollkleidung tragen, ein größeres Partikelauftreten gemessen werden [Yoon und Brimblecombe, 2000a]. Quellen und Verteilungsraten von Partikeln in Museen waren Gegenstand verschiedener Studien [Brimblecombe et al., 2009; Brimblecombe und Yoon, 2000; Gysels et al., 2002; Lloyd et al., 2002; Nazaroff et al., 1993; Worobiec et al., 2006; Yoon und Brimblecombe, 2000a, 2000b, 2001]. Gerade in historischen Häusern mit originalen Raumausstattungen stellt die Verstaubung infolge des Besucheraufkommens ein Problem dar. Untersuchungen beschäftigen sich daher mit der Verstaubung entlang von Besucherwegen und diskutieren notwendige Intervalle und Arten der Entstaubung ebenso wie kosteneffiziente Möglichkeiten der präventiven Konservierung [Lloyd, 1997; Lithgow et al., 2005; Lloyd et al., 2002, 2007a, 2007b; The National Trust, 2011; Yu et al., 2010].

Für den Begriff »Hausstaub« gibt es keine allgemein verbindliche Definition. Zur Abgrenzung gegenüber Schwebstaub sollen darunter alle Arten von Partikeln verstanden werden, die sich in abgelagerter Form im Innenraum antreffen lassen. Dabei kann es sich um Feststoffe aus den verschiedensten anorganischen oder organischen Materialien handeln, die natürlichen oder synthetischen Ursprungs sein können. Hausstaub umfasst gleichermaßen Partikel mit Durchmessern im Mikrometerbereich wie im Bereich mehrerer Millimeter. Allgemein definiert man alle sich ablagernden Partikelarten als Hausstaub. Dazu gehören Feststoffe aus anorganischen oder organischen Materialien, die natürlicher oder synthetischer Herkunft sein können, und Partikel, die aus dem Innenraum selbst stammen oder von draußen eingetragen werden. Die feinen Teilchen im Hausstaub bestehen aus Hautabschilferungen, Haaren, Abrieb von Textilien und Einrichtungsgegenständen, anorganischem Material wie Sand, Lehm und Ton, Nahrungskrümeln, Rußpartikeln, Stäuben aus Verbrennungsprozessen (Rauch), Mikroorganismen, Pilzsporen und Pollen. Größere Staubeilchen können Blätter, Nadeln, Haare, Steinchen und Sand sein.

Im Gegensatz zum Schwebstaub, der durch seine Lungengängigkeit als solcher problematisch ist, sind im Falle des Hausstaubs meist die Inhaltsstoffe von Interesse. Hierzu zählen biologische Bestandteile sowie eine Vielzahl von anorganischen und organischen Stoffen. Abbildung 2-6 gibt eine Übersicht über die Größenverteilung typischen Schwebstaubs in Innenräumen.

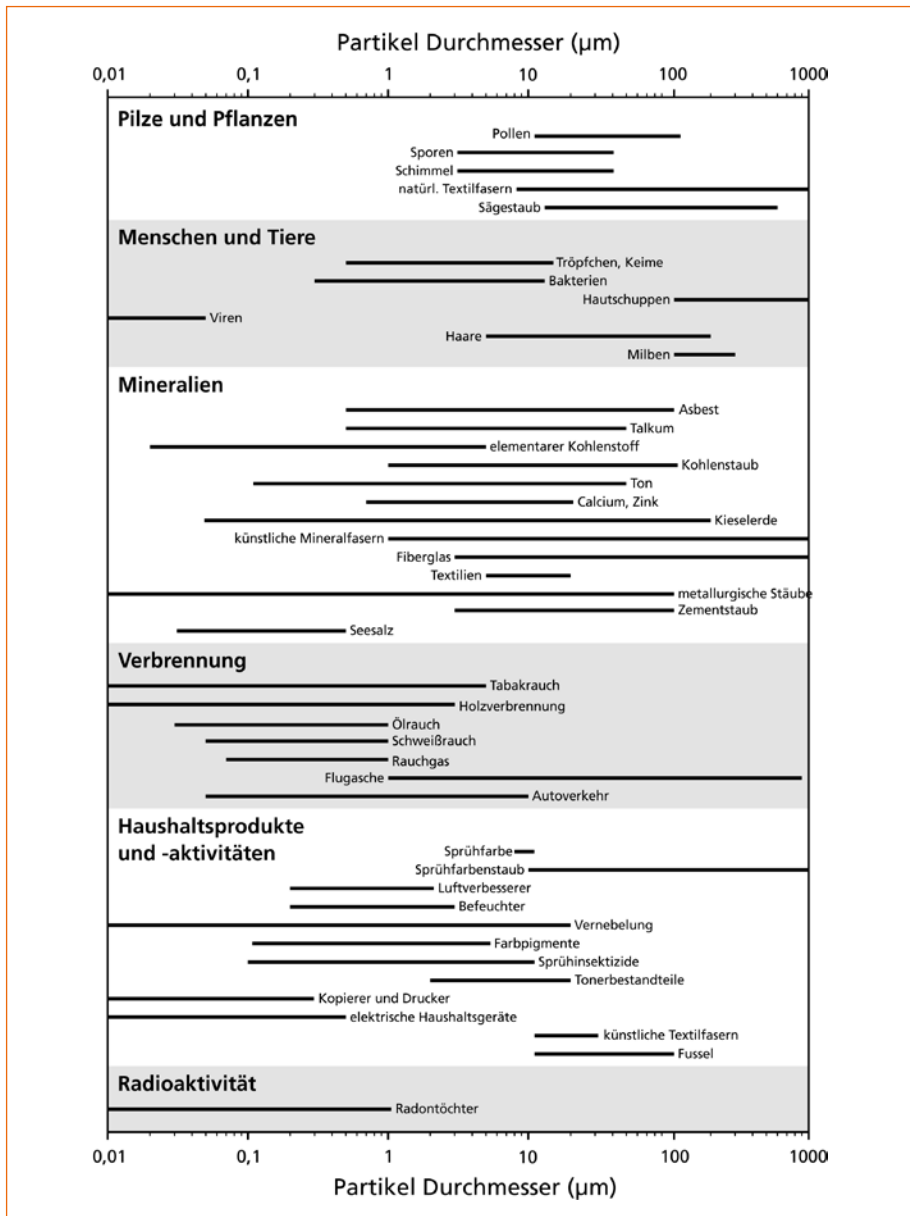


Abbildung 2-6: Durchmesser von Partikeln verschiedenen Ursprungs [modifiziert nach: Morawska und Salthammer, 2003b].

In der Praxis steht man bei der Untersuchung von Hausstaub vor einer Reihe von Problemen, die ihren Ursprung vorwiegend in der Gewinnung von geeignetem Probenmaterial sowie der komplexen Zusammensetzung und Struktur der Matrix Hausstaub selbst haben. Für das Ergebnis einer Stoffbestimmung im Hausstaub sind Angaben über das Alter des Staubes (Altstaub oder Frischstaub), Probennahmetechnik und Probenaufbereitung von entscheidender Bedeutung. Im musealen Bereich wurden Hausstaubanalysen erfolgreich zur Untersuchung der Innenraumbelastung mit bioziden Wirkstoffen herangezogen.

Asbest

Unter dem Begriff Asbest wird eine Gruppe natürlicher Magnesiumsilicatminerale zusammengefasst. Sie weisen eine faserige, verfilzte Struktur auf und bestehen aus röhrenförmigen Fasern. Technische Bedeutung haben besonders die Minerale Chrysotil (Weißasbest) und Krokydolith (Blauasbest) erlangt. Die kurzfasrigen Asbeststäube umfassen lungengängige Partikel mit einer Teilchengröße von 0,1–10 µm.

Die Bedeutung faseriger Stäube stieg mit dem Auftreten von Asbestbelastungen in der Raumluft von öffentlichen Gebäuden, die in den 1960er und 1970er Jahren in den alten Bundesländern gefertigt wurden. Auch in der ehemaligen DDR wurde Asbest für bauliche Zwecke eingesetzt. Durch die Verwitterung von Produkten aus Asbestzement oder aus Spritzasbest (besonders in den 1970er und 1980er Jahren in Klimaanlage und Schachtsystemen als Feuerschutz eingesetzt) gelangen die Asbestfasern in die Raumluft. Auch wenn Asbestzement durch die feste Einbettung der Fasern in die Matrix als relativ unproblematisch gilt, können sowohl bei Bearbeitung des Produktes als auch nach intensiver Verwitterung Asbestfasern freigesetzt werden. Spritzasbest ist demgegenüber schwach an die Matrix gebunden. Entsprechende Produkte wurden im Brand-, Wärme- und Schallschutz noch bis Ende der 1970er Jahre verwendet. Insbesondere Spritzasbest kann über Jahre hinweg Fasern freisetzen. Erst seit 1993 existiert ein umfassendes Asbestverbot in Deutschland. Bei Tätigkeiten unter Asbestexposition oder bei Asbestsanierungen sind entsprechende Sicherheitsmaßnahmen zu gewährleisten [Bünger et al., 2012].

Asbestfasern gelten seit Langem als krebserregend. Als besonders kritisch werden lungengängige Fasern mit einer Länge von > 5 µm, einem Längen-Durchmesser-Verhältnis von mehr als 3:1 und einem Durchmesser < 3 µm eingestuft. Langanhaltende Belastungen führen zu chronischen Erkrankungen unter Bildung von entzündlichem Gewebe in der Lunge (Asbestose). Die Asbestose ist in Deutschland seit 1936 als Berufskrankheit anerkannt. Das kanzerogene Potenzial von Krokydolith ist deutlich höher als das von Chrysotil.

Künstliche Mineralfasern (KMF)

Im Gegensatz zu Asbest kommen künstliche Mineralfasern (KMF) nicht in der Natur vor, sondern werden aus anorganischen Ausgangsstoffen hergestellt [Ahorn, 2012]. Dazu zählen z. B. Glas, Oxidkeramiken oder auch Gesteine aus Basalt. Primäre

Verwendung finden sie in der Wärmedämmung und als Schallschutz in Gebäuden. KMF werden zu Platten, Matten und Filzen verarbeitet oder als Mineralwolle (Glas- und Steinwolle) genutzt. Mineralfaserdämmstoffe enthalten zu mehr als 90 % KMF, der Rest besteht aus Bindemitteln und Additiven. KMF weisen eine gute Temperaturbeständigkeit und einen hohen Dämmwert auf und sind relativ leicht zu verarbeiten. Die Faserlänge von KMF beträgt in der Regel mehrere Zentimeter, der Durchmesser liegt zwischen ca. 3 µm und 30 µm. Da Mineralwollmatten im Bindemittel Formaldehyd enthalten, wurde auch ein erhöhter Formaldehydeintrag in die Innenraumluft diskutiert. Bei sachgemäßem Einbau ist selbst bei offener Bauweise allerdings nicht mit erhöhten Konzentrationen zu rechnen [Salthammer et al., 2010].

KMF sind in Bezug auf ihr Einsatzgebiet und ihre gesundheitliche Bedeutung nicht mit den als gefährlich einzustufenden Asbestprodukten gleichzusetzen. Auch wenn hinsichtlich der menschlichen Gesundheit Fasergrößen ab einer Länge von > 5 µm bei einem Durchmesser von < 3 µm und einem Längen-Durchmesser-Verhältnis von > 3,1 als risikoreich anzusehen sind, konnte im Gegensatz zu Asbest ein kanzerogenes Potenzial der Fasern nicht nachgewiesen werden. Generell weisen KMF eine kürzere Biobeständigkeit als Asbestfasern auf. Marktfähige KMF genügen heute der Anforderung KI40 – keine Einstufung als krebserzeugend nach TRGS 905 [2008].

2.6 Pilze und mikrobielle flüchtige organische Verbindungen (MVOC)

Die Gruppe der MVOC (Microbial Volatile Organic Compounds) umfasst diejenigen flüchtigen organischen Verbindungen, die bei mikrobiellen Prozessen gebildet und freigesetzt werden. Emissionsquellen im Innenraum sind demzufolge biologische Aktivitäten.

In der großen Gruppe der Pilze (Mycobionta) gibt es eine Reihe von Vertretern der höheren Pilze, die als lignocole Organismen Holz und Holzwerkstoffe saprotroph oder parasitär angreifen und zerstören. Überwiegend handelt es sich um Basidiomyceten (Ständerpilze), die der Abteilung der Eumycota (echte Pilze) zuzurechnen sind und Holzinhaltsstoffe wie Cellulose, Polyosen und Lignin abbauen. Diese Zersetzung wird auch als Holzfäule bezeichnet. Die sogenannte Braunfäule wird durch Basidiomyceten verursacht, die den Kohlenhydratanteil des Holzes angreifen. Die wichtigsten Vertreter sind *Serpula lacrimans* (Echter Hausschwamm) und *Coniophora puteana* (Kellerschwamm). Die Weißfäuleerreger sind ebenfalls Basidiomyceten wie *Trametes versicolor* (Schmetterlings-Tramete), die Lignin, Cellulose und Polyosen teilweise simultan abbauen.

Als Schimmelpilze bezeichnet man saprothrophe Vertreter verschiedener Taxa, die ein typisches Mycel entwickeln, das erst nach Ausbildung von Konidien zugeordnet werden kann und durch seine Flockigkeit auf dem Substrat sichtbar wird. Das Mycel der Basidiomyceten bleibt steril. Schimmelpilze gehören als Eumycota vorwiegend

zu den Klassen der Ascomyceten (Schlauchpilze) und Deuteromyceten (Fungi imperfecti). Bekannte Schimmelpilzgattungen sind *Penicillium* und *Aspergillus* [Mücke und Lemmen, 2004]. Der Pilzbefall stellt eine bedeutende Quelle für biologische Partikel in Atemluft und Staub dar. Bei quantitativen Untersuchungen werden die kultivierbaren Schimmelpilzsporen nach der Sammlung auf Nährböden angezüchtet. Als Ergebnis wird die Anzahl der ausgezählten Kolonien als Kolonie bildende Einheiten (KBE) pro Gramm oder Fläche Material, pro Gramm Hausstaub oder pro m³ Luft angegeben. Bei Differenzierung der Schimmelpilzarten wird entsprechend die Konzentration der einzelnen Arten angegeben.

Häufig ist es ein Problem, den Pilzbefall zu erkennen. Die Suche nach befallenen Stellen und die Probenahme sind oft mit Zerstörung von Material verbunden. Die klassische Ursachenforschung kann zudem bei einigen speziellen Pilzarten durch Freisetzung von Mykotoxinen in die Raumluft eine akute Gefahr darstellen. Pilze der Gattung *Aspergillus* wachsen beispielsweise in großen, zusammenhängenden Kolonien, vornehmlich auf Holzwerkstoffen, die als Bekleidung oder Unterkonstruktion von Wänden, Decken und Böden einseitig beschichtet werden. Bei mechanischer Beanspruchung (Probenahme, Sanierung) werden die Konidien dieser Pilze in großer Anzahl abgegeben. So kann die von *Aspergillus fumigatus* produzierte Aminosäure Gliotoxin bei inhalativer Aufnahme Lungenerkrankungen hervorrufen. *Aspergillus fumigatus* kann auch aktiv im menschlichen Körper wachsen.

Mikroorganismen produzieren außerdem ein breites Spektrum von geruchsintensiven flüchtigen organischen Metaboliten, die als sogenannte MVOC (Microbial Volatile Organic Compounds) bekannt sind. Bei diesen Verbindungen handelt es sich im Wesentlichen um verschiedene gesättigte und ungesättigte Alkohole, Ketone, Aldehyde, Kohlenwasserstoffe und Schwefelverbindungen. Seit einiger Zeit werden MVOC in Verbindung mit dem Auftreten von Gesundheitsbeeinträchtigungen und dem Sick Building Syndrom (SBS) gebracht. Die Analytik von charakteristischen MVOC ist eine schnelle und zerstörungsfreie Methode, die zum Erkennen des Befalls von Wohnräumen mit Pilzen beitragen kann. Der Nachweis erfolgt nach Probenahme von Raumluft oder Hausstaub über GC/MS [Hankammer und Lorenz, 2003]. Ein wesentlicher Vorteil ist dabei, dass sich die vielen Einzelverbindungen von dem sonst üblicherweise in Innenräumen auftretenden Spektrum unterscheiden. Die nachfolgend aufgeführten Substanzen können gemäß Mücke und Lemmen [2004] als Hauptindikatoren herangezogen werden:

- 3-Methylfuran
- Dimethyldisulfid
- 1-Octen-3-ol
- 3-Octanon
- 3-Methyl-1-butanon

Eine Abschätzung der gesundheitlichen Gefährdung sollte nicht durch MVOC vorgenommen werden.

2.7 Markersubstanzen

Um Aufschluss über den Fortschritt bzw. den Grad einer altersbedingten Zersetzung zu erhalten, wird insbesondere in den Materialwissenschaften auf dem Gebiet der Konservierung und Restaurierung versucht, spezifische Markersubstanzen zu identifizieren, die durch Alterungs- und Zersetzungsprozesse freigesetzt werden. Lattuati-Derieux et al. [2006] haben beispielsweise nachgewiesen, dass die Aldehyde Furfural, 5-Methylfurfural und Vanillin sowie Guajacol als charakteristische Leitsubstanzen während des Abbaus von Cellulose, Hemicellulosen und Lignin sowohl von natürlichem als auch von künstlich gealtertem Papier freigesetzt werden. Furfural wird während der Zersetzung von Hemicellulosen gebildet und kann daher als Zersetzungsprodukt von cellulosebasierten Papieren angesehen werden (vgl. auch Kap. 4.6). Die Zersetzung von Lignin führt zur Bildung einer Vielzahl an flüchtigen Phenolverbindungen. Darüber hinaus werden bei hydrolytischen und oxidativen Reaktionen, die während der Alterung von cellulosebasiertem Papier ablaufen, Carbonyle, vor allem niedermolekulare organische Säuren, gebildet. Als charakteristische Verbindungen werden Ameisensäure, Essigsäure und Furanverbindungen genannt [Havermans et al., 1999]. Es wird vermutet, dass bei der sauren Hydrolyse, die zur Zersetzung cellulotischer Materialien führt, Carbohydrat-Fragmente gebildet werden, die zu Carbonsäuren oxidieren. Diese organischen Säuren würden zu einer Erhöhung des Säuregehalts im Papier beitragen und damit den Kettenabbau beschleunigen. Folglich würde sich ein autokatalytischer Abbauprozess bilden, bei dem sich saure Hydrolyse und Oxidation verstärken. Diese Annahme würde den Nachweis von schwachen Säuren, wie Ameisensäure, Essigsäure, Milchsäure, Glykolsäure, Oxalsäure und Bernsteinsäure in natürlich gealterten Papieren erklären [Shahani und Harrison, 2002; Lattuati-Derieux et al., 2006].

Lattuati-Derieux et al. [2008] identifizierten ebenfalls Markersubstanzen, die als charakteristische Emissionen von natürlichen Bienenprodukten, besonders von Bienenwachs, freigesetzt werden. Dazu zählen homologe Verbindungen, wie gesättigte n-Carbonsäuren mit 6–12 Kohlenstoffatomen, und eine Anzahl von Benzol- und Zimtderivativen. Unter den Emissionen von Bienenwachs sind auch n-Alkane (C_{10} – C_{21}), die sich aufgrund ihres ubiquitären Vorkommens allerdings nicht als Markerverbindungen eignen.

2.8 Radioaktive Stoffe

Unter Radioaktivität versteht man die Eigenschaft instabiler Atomkerne, sich spontan unter Energieabgabe umzuwandeln. Die freiwerdende Energie wird in Form ionisierender Strahlung abgegeben. Zu den radioaktiven Elementen gehören diejenigen mit einer Ordnungszahl über 82 sowie einige weitere Elemente, z. B. Kalium. Als Halbwertszeit wird der Zeitraum bezeichnet, in dem die ursprünglich vorhandene Menge zur Hälfte umgewandelt wird bzw. zerfallen ist. Sie ist für jedes Element

eine charakteristische Konstante. Beim α -Zerfall wird die freiwerdende Energie als Ionenstrahlung in Form von Heliumkernen emittiert. Die α -Strahlung hat auf lebendes Gewebe eine besonders schädliche Wirkung. Sie hat jedoch in Luft eine Reichweite von nur wenigen Zentimetern und kann durch ein einfaches Blatt Papier abgeschirmt werden. Gefährlich sind α -Strahler als Aerosole in der Luft, wenn diese eingeatmet werden. Beim β -Zerfall wird im Kern ein Neutron in ein Proton umgewandelt und ein hochenergetisches Elektron sowie ein Elektron-Antineutrino emittiert. Die Ordnungszahl erhöht sich um eins. Beim β^+ -Zerfall wird im Kern ein Proton in ein Neutron und ein hochenergetisches Positron umgewandelt und ein Elektron-Neutrino emittiert. Die Ordnungszahl verringert sich um eins. Durch Luft oder eine dünne Metallschicht lässt sich die β -Strahlung abschirmen. Ein γ -Zerfall ist möglich, wenn der Atomkern nach einem Zerfall in einem energetisch angeregten Zustand vorliegt. Zur Abschirmung von γ -Strahlung sind unter Umständen dicke Beton- oder Bleiplatten notwendig. γ -Strahlung ist wie Licht elektromagnetische Strahlung, sie ist aber sehr viel energiereicher und liegt damit weit außerhalb des für das menschliche Auge sichtbaren Spektrums. Als Aktivität bezeichnet man die Anzahl der Zerfallsereignisse pro Zeiteinheit, die in einer Probe eines radioaktiven oder radioaktiv kontaminierten Stoffes auftritt (Einheit: Becquerel, früher: Curie).

$$1 \text{ Bq} = 1 \text{ Zerfall pro Sekunde} \quad (1 \text{ Ci} = 37 \text{ GBq} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Bq})$$

Als Energiedosis (kurz Dosis) bezeichnet man die von einem bestrahlten Objekt, z. B. Körpergewebe, über einen Belastungszeitraum absorbierte massenspezifische Energiemenge. Sie ist abhängig von der Intensität der Bestrahlung, der Absorptionsfähigkeit des bestrahlten Stoffes für die gegebene Strahlungsart und -energie und geometrischen Faktoren (Einheit: Gray, früher: Rad).

$$1 \text{ Gy} = 1 \text{ J} / \text{kg} (= 100 \text{ Rad})$$

Die Äquivalentdosis ist ein Maß für die Stärke der biologischen Wirkung einer bestimmten Strahlendosis. Gleich große Äquivalentdosen sind somit unabhängig von der Strahlenart in ihrer Wirkung auf den Menschen vergleichbar. Die Äquivalentdosis ergibt sich durch Multiplikation der Energiedosis (Gray) mit einem Qualitätsfaktor, der sogenannten relativen biologischen Wirksamkeit, die von der Strahlungsart und -energie abhängt (Einheit: Sievert, früher: rem).

$$1 \text{ Sv} = 1 \text{ J} / \text{kg} \quad (1 \text{ rem} = 0,01 \text{ Sv})$$

Für β - und γ -Strahlung ist der Qualitätsfaktor 1, das heißt $1 \text{ Sv} = 1 \text{ Gy}$. Für α -Strahlung ist er 20, was die erhöhte Wechselwirkung beim Durchdringen von Gewebe berücksichtigt [Krieger, 2007].

Im musealen Umfeld tritt Radioaktivität bevorzugt in mineralogischen Sammlungen auf. Zu den radioaktiven Mineralien gehören primär alle Uran- und Thoriumminerale wie Teunerit, Thorit, Torbernit, Uranopilit, Uranophan, Uranitit und Uranocirit [Schieweck et al., 2005].

Das Edelgas Radon wird als Nuklid Rn-222 in der Zerfallskette des U-238 und als Rn-220 in der Zerfallskette des Th-232 gebildet. Von Bedeutung ist vor allem Rn-222, das aus Ra-226 entsteht und in einer 8-stufigen Reihe unter Aussendung von α -, β - und γ -Strahlung zum stabilen Bleisotop Pb-206 zerfällt. Rn-222 hat erheblichen Anteil an der natürlichen Strahlenbelastung des Menschen, da es in uranhaltigen Gesteinen vorkommt und über Undichtigkeiten in die Raumluft gelangt. Rn-222 zerfällt mit einer Halbwertszeit von knapp 4 Tagen. Die Zerfallsprodukte Pb-218, Pb-214, Bi-214 und Po-214 sind gesundheitlich wesentlich bedenklicher als das Radon selbst. Sie können sich an Schwebstaubteilchen anlagern und auf diese Weise in die Lunge gelangen. Radon in geschlossenen Räumen stellt einen Risikofaktor für Lungenkrebs am Arbeitsplatz und für die Allgemeinbevölkerung dar [Gertis, 2008].

In Übereinstimmung mit der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) gab die Strahlenschutzkommission in Deutschland (SSK) Empfehlungen für das nach Möglichkeit nicht zu überschreitende Jahresmittel [Strahlenschutzkommission, 2005]. Danach sind 250 Bq/m³ als oberes Ende des Normalbereiches anzusehen. Unterhalb dieses Wertes werden Maßnahmen nicht als notwendig erachtet. Der Bereich zwischen 250 und 1000 Bq/m³ gilt als Ermessensbereich für einfache Maßnahmen zur Reduzierung der Exposition durch Radon. Zu solchen Maßnahmen zählen beispielsweise häufigeres oder intensiveres Lüften, Abdichten von Radon-Eintrittspfaden wie Rissen, Fugen oder Rohrdurchführungen, aber auch gezielte Einflussnahme auf die Druck- und Ausbreitungsverhältnisse im Gebäude oder das Anbringen radonhemmender Beschichtungen. Oberhalb von 1000 Bq/m³ liegt der Sanierungsbereich. Hier sollte die Radon-Konzentration reduziert werden, auch wenn dies nur mit aufwendigeren Maßnahmen möglich ist. Die Sanierung sollte im angemessenen Zeitraum durchgeführt werden, der von der Höhe der Radon-Konzentrationen abhängt. Bei Konzentrationen über 15 000 Bq/m³ wird empfohlen, die Sanierung schnellstmöglich, jedoch längstens innerhalb eines Jahres durchzuführen.

3 Messmethoden

Um Schadstoffe dauerhaft minimieren bzw. vollständig beseitigen zu können, ist eine Identifizierung potenzieller Emissionsquellen, ihres Emissionsverhaltens, ihrer Quellstärke und den daraus resultierenden Konzentrationen in der Innenraumluft unabdingbar. Somit ist sowohl ein analytischer Nachweis von Luftschadstoffen als auch das Erfassen der Emissionen verschiedenster Materialien, die in der Umgebung von Sammlungsgut eingesetzt werden sollen, notwendig. Objektveränderungen können nicht nur durch flüchtige Verbindungen, sondern auch durch schwerflüchtige Substanzen und damit durch direkten Kontakt initiiert werden. Dabei gilt es, neben besonders emissionsstarken Quellen auch Produkte mit einer scheinbar sehr geringen Freisetzungsrate zu erfassen, da auch diese bei langfristiger Exposition zu einer Beeinträchtigung des Exponats führen können. Eine gewissenhafte Überprüfung des Emissionsverhaltens sämtlicher in musealer Umgebung einzusetzender Werkstoffe ist insbesondere angesichts der für industrielle Bereiche entwickelten Produkte dringend zu empfehlen. Seitens der Industrie werden häufig in kurzen Abständen Modifizierungen der Produktzusammensetzung bzw. Formulierung vorgenommen, die nicht zwangsläufig deklariert werden müssen. In diesem Zusammenhang ist es sehr wichtig zu wissen, dass Datensicherheitsblätter und technische Produktinformationen keine Auskunft über das Emissionsverhalten eines Werkstoffes oder Produktes geben. Es lassen sich daher anhand dieser Informationen weder Rückschlüsse auf das zeitliche Emissionsverhalten noch auf die Zusammensetzung möglicher Materialemissionen ziehen. Dies gilt ebenso für Geruchsstoffe oder die Bildung von Sekundäremissionen.

Gemäß Abbildung 3-1 existieren verschiedene Probenahme- und Analyseverfahren. Die auf dem Gebiet der Innenraumhygiene entwickelten Messmethoden zur Erfassung der menschlichen Schadstoffexposition können für die Beurteilung der Innenraumluftqualität in museal genutzten Einrichtungen übernommen werden. Gemäß der Messdauer lassen sie sich im Wesentlichen in kontinuierliche und diskontinuierliche Verfahren unterteilen. Standardisierte Analyseverfahren werden von Fachlaboren angeboten und durchgeführt. Daneben gibt es auch kommerziell erhältliche Sammler, die entweder laboratorisch analysiert werden müssen oder mit direktanzeigenden Systemen arbeiten.

Neben diesen laboratorischen Untersuchungsmethoden wurden zielgerichtet für die Erfassung von Luftschadstoffen in Museen Prüfverfahren entwickelt, die auf die Erfassung einer korrosiven Wechselwirkung (*exposure-effect-relationship*) abzielen und teilweise oder vollständig eigenverantwortlich durchgeführt werden können, ohne zwingend einer aufwendigen analytischen Ausstattung zu bedürfen.

Der Unterschied zwischen diesen Herangehensweisen liegt in der höheren Genauigkeit laboranalytischer Verfahren, die eine Identifizierung und Quantifizierung von Schadgasen gewährleisten und damit Rückschlüsse auf die Emissionsquelle und ihre Eigenschaften ermöglichen. Die speziell für den Einsatz im Museumsumfeld

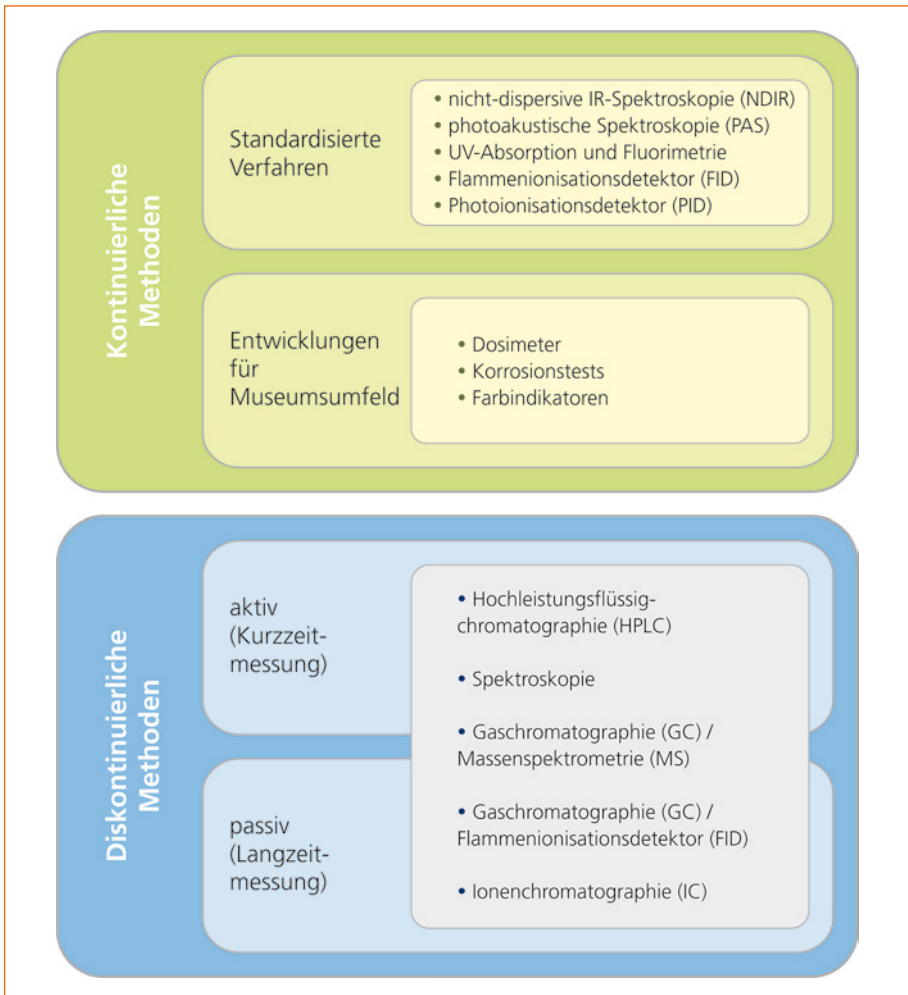


Abbildung 3-1: Übersicht über Probenahmeverfahren und Analysenmethoden zur Messung der Raumluftqualität.

entwickelten Nachweismethoden zielen dagegen überwiegend auf die Erfassung der korrosiven Gesamtbelastung der Raumluft ab. Sie geben daher eine Indikation über eine potenzielle Schadstoffbelastung und deren Intensität, erlauben allerdings weder eine Identifizierung von Zielsubstanzen noch deren Zuordnung zu spezifischen Emissionsquellen.

In diesem Kapitel wird sowohl ein Überblick über die durch Fachlabore möglichen Verfahren gegeben als auch eine Auswahl eigenverantwortlich durchführbarer Nachweismethoden vorgestellt.

3.1 Laboratorische Untersuchungsmethoden

3.1.1 Planung von Innenraumlufthuntersuchungen

Die wichtigsten Fragen, die bei der Festlegung eines Messplanes zu beantworten sind, lauten: wann, wie lange und wo wird gemessen? Wegen der großen Verschiedenheit von Raumtypen und individuellen Lebensbedingungen kann es allerdings als Antwort auf diese Fragen keine bis in das letzte Detail festgelegte, verbindliche Messstrategie geben. Es ist vielmehr eine geeignete Vorgehensweise für jeden individuellen Fall zu erarbeiten. Als Anleitung zur Ausarbeitung einer sinnvollen Messplanung dienen die VDI 4300 Blatt 1 [1995] bzw. die DIN EN ISO 16000-1 [2006], die allgemeine Aspekte der Messstrategie für Innenräume beschreiben. In Ergänzung zu den Raumlufthmessungen haben sich im Sinne einer erweiterten Betrachtungsweise zusätzlich Messungen an sedimentiertem Staub etabliert.

Bei der Frage nach dem geeigneten Messzeitpunkt, Messzeitintervall und Messort muss prinzipiell unterschieden werden zwischen kontinuierlichen Emissionsquellen (beispielsweise Spanplatten, die Formaldehyd abgeben) und diskontinuierlichen Emissionsquellen (beispielsweise eine Klimaanlage, die nur vorübergehend in Betrieb ist). Während im ersten Fall auch eine Kurzzeitmessung noch annähernd die Größenordnung der für den Raum typischen Belastung mit dem betrachteten Schadstoff geben kann, ist anzunehmen, dass im zweiten Fall einer lokal und zeitlich begrenzten Emission das Ergebnis einer einzelnen Stichprobe weitaus stärker von den bei der Messung vorliegenden Randbedingungen beeinflusst wird. Abbildung 3-2 beschreibt

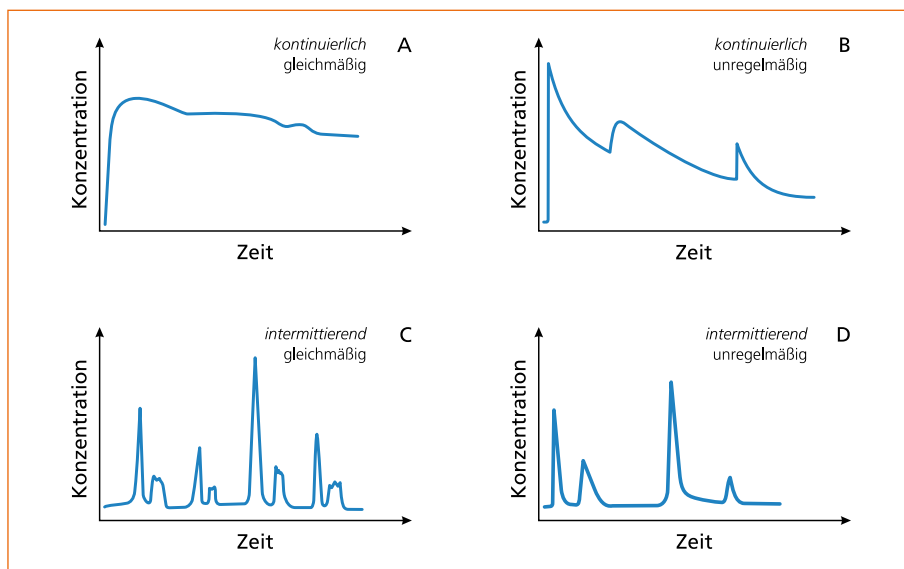


Abbildung 3-2: Charakteristiken von Emissionsquellen und der resultierende zeitliche Verlauf der Raumlufthkonzentration [Quelle: Seifert und Ullrich, 1987].

vier verschiedene Immissionsszenarien (A–D) für unterschiedliche Quellentypen [Seifert und Ullrich, 1987; Seifert und Salthammer, 2003].

Zeitpunkt der Messung

Bei Innenraummessungen hat der Zeitpunkt, zu dem eine Messung durchgeführt wird, einen großen Einfluss auf das Ergebnis. Auch bei konstanter Emissionsrate der Quelle können, z. B. aufgrund unterschiedlicher Lüftungsverhältnisse, in demselben Raum Konzentrationen auftreten, die um den Faktor 10 und mehr voneinander abweichen. Besonders bei intermittierenden Quellen wird das Ergebnis wesentlich davon beeinflusst, ob während der Aktivität der Quelle gemessen wird, wenn also die höchsten Konzentrationen zu erwarten sind, oder aber zu einem Zeitpunkt, an dem die Quelle bereits nicht mehr aktiv ist und die Konzentration wieder abfällt. Dies ist vor allem deshalb weit stärker von Bedeutung als bei Außenluftmessungen, weil die im Innenraum eingesetzten Messverfahren nur in Ausnahmefällen Echtzeitmessverfahren sind. Es werden vielmehr fast ausschließlich diskontinuierliche Verfahren mit Probenahmezeiten von oft mehreren Stunden bzw. Tagen eingesetzt.

In vielen Fällen stellt sich die Frage, ob mit der Messung eine Situation erfasst werden soll, die die höchste denkbare Belastung widerspiegelt (sogenannte »worst case«-Situation) oder aber der Normalzustand unter üblichen Nutzungsbedingungen. Je nach Zielsetzung spielt der Lüftungszustand des Raumes vor der Messung eine mehr oder weniger große Rolle. Für viele Verbindungen, die aus flächigen Materialien emittiert werden, stellt sich nach intensiver Lüftung erst im Laufe von Stunden oder Tagen wieder ein Gleichgewicht ein. Die Jahreszeit hat im Allgemeinen immer dann einen entscheidenden Einfluss auf den ermittelten Konzentrationswert, wenn in natürlich belüfteten Räumen Messungen über mehrere Tage unter üblichen Lebensbedingungen durchgeführt werden. Der erhöhte Luftaustausch führt in den Sommermonaten zu einer gegenüber der Winterperiode deutlich verringerten Konzentration von Stoffen, die im Innenraum selbst freigesetzt werden. Andererseits gelangen dann vermehrt Substanzen wie Ozon und Stickoxide sowie Partikel aus der Außenluft in den Innenbereich.

Dauer der Messung

Bei der Untersuchung von Innenräumen bedient man sich im Allgemeinen solcher Messverfahren, bei denen die Probenahme vor Ort und die eigentliche Analyse später im Laboratorium erfolgt. Je nach Dauer der Probenahme unterscheidet man zwischen Kurzzeitmessungen, die meist Zeiträume von bis zu einer Stunde umfassen, und Langzeitmessungen, die von mehreren Stunden bis zu mehreren Tagen dauern können. Die tatsächlich gewählte Dauer der Probenahme hängt von den Eigenschaften der zu analysierenden Verbindung und der Art des Analyseverfahrens ab. Zusätzlich sollten die Wirkungseigenschaften der betrachteten Komponente berücksichtigt werden. Handelt es sich um eine Verbindung, die schnell wahrnehmbare Geruchsbelästigungen oder Reizungen hervorruft, so wird man der Kurzzeitprobenahme den

Vorzug geben. Soll dagegen das Konzentrationsniveau einer Verbindung ermittelt werden, die langfristige Wirkungen hervorruft, so ist eher eine Langzeitprobenahme angebracht. Da neben den Wirkungseigenschaften auch die Bestimmungsgrenze des Verfahrens über die Dauer der zur Anreicherung dienenden Probenahme entscheidet, ist es oftmals unerlässlich, bei der Charakterisierung der Exposition der Raumbenutzer Kompromisse einzugehen.

Ort der Messung

In den meisten Fällen hat auch der Ort der Messung einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis der Innenraumluftuntersuchung. Dabei können Konzentrationsunterschiede sowohl in verschiedenen Räumen desselben Gebäudes als auch innerhalb desselben Raumes eine Rolle spielen. In Räumen, die über eine raumluftechnische Anlage (RLT-Anlage) belüftet werden, kann eine Messung sowohl an der Stelle des Zuluftetrittes als auch des Abluftaustrittes oft Informationen über Quellen von Luftverunreinigungen geben.

Stehen Fragen der generellen Expositionsbelastung der Bevölkerung im Vordergrund, wie dies z. B. bei allgemeinen Risikoabschätzungen der Fall ist, so muss bei der Versuchsplanung sorgfältig bedacht werden, in welcher Art von Räumen eine Exposition möglich ist. Kompliziert wird die exakte Expositionsabschätzung auch dadurch, dass sogar innerhalb eines Raumes ein Konzentrationsgradient beobachtet werden kann: Je näher sich die Probenahmeverrichtung an der Quelle befindet, desto höhere Konzentrationen werden gemessen. Dies ist unter Umständen sogar hilfreich bei der Suche nach der Quelle. Zur Beurteilung des Messergebnisses ist nicht nur die ermittelte Raumlufkonzentration heranzuziehen. Ebenso von Bedeutung sind Angaben über den Luftwechsel sowie über raumklimatische Parameter wie Temperatur und relative Luftfeuchte. Eine Zusammenstellung der dazu zu erhebenden Informationen findet sich in den schon erwähnten Richtlinien VDI 4300 Blatt 1 [1995] und DIN EN ISO 16000-1 [2006].

3.1.2 Probenahme- und Analysenverfahren

Probenahme ist definiert als die Entnahme einer Teilmenge (Stichprobe) aus einem größeren Kompartiment zu Untersuchungszwecken, wobei alle Eigenschaften dieses Teiles (Probe) mit denen des Kompartimentes übereinstimmen müssen. Die »gezogene« Probe muss für das beprobte Medium repräsentativ sein. Aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften von Luftschadstoffen wurden spezifische Probenahme- und Analysenvorschriften entwickelt, die inzwischen zum Teil auch als Standards auf nationaler oder internationaler Basis festgelegt wurden. In Tabelle 3-1 sind die wichtigsten derzeit verfügbaren Richtlinien und Normen zusammengefasst. Es hängt wesentlich von der Zielsetzung der Untersuchung ab, ob ein kontinuierlich arbeitendes Messgerät für eine Untersuchung einzusetzen ist oder aber diskontinuierliche Messungen sinnvoll sind. Im Folgenden werden die für diese Entscheidung

wichtigen prinzipiellen Aspekte dargelegt, wobei auch auf die für diskontinuierliche Messungen wichtigen Unterschiede zwischen aktiver und passiver Probenahme eingegangen wird.

Tabelle 3-1: Richtlinien und Normen zum Thema Innenraumluft-Messtechnik.

Parameter	Normeninhalt	Referenz
Allgemeine Aspekte	Probenahmestrategie	DIN EN ISO 16000-1 [2006] VDI 4300 Blatt 1 [1995]
PAH, PCDD/PCDF, PCB	Probenahmestrategie	DIN EN ISO 16000-12 [2008] VDI 4300 Blatt 2 [1997]
PCDD/PCDF, PCB	Probenahme Messverfahren über GC	DIN ISO 16000-13 [2010] DIN ISO 16000-14 [2012]
Formaldehyd	Probenahmestrategie Probenahme aktiv Probenahme passiv	DIN EN ISO 16000-2 [2006] DIN ISO 16000-3 [2013] DIN ISO 16000-4 [2012]
Höhere Aldehyde	Probenahme aktiv	DIN ISO 16000-3 [2013]
PCP/Lindan	Messstrategie Messverfahren über GC/MSD Messverfahren über GC/ECD	VDI 4300 Blatt 4 [1997] VDI 4301 Blatt 2 [2000] VDI 4301 Blatt 3 [2003]
Stickstoffdioxid	Messstrategie Saltzman-Verfahren	DIN EN ISO 16000-15 [2009] VDI 4301 Blatt 1 [1997]
Kohlendioxid	Probenahmestrategie Messstrategie	DIN EN ISO 16000-26 [2012] VDI 4300 Blatt 9 [2005]
VOC	Probenahmestrategie Probenahme auf Tenax Probenahme mit Pumpe Passivprobenahme	DIN EN ISO 16000-5 [2007] DIN ISO 16000-6 [2012] DIN EN ISO 16017-1 [2001] DIN EN ISO 16017-2 [2003]
Pyrethroide, Piperonylbutoxid	Messverfahren	VDI 4301 Blatt 4 [2007]
Phosphororganische Flammschutzmittel und Weichmacher	Messverfahren	VDI 4301 Blatt 5 [2009]
Phthalate	Messverfahren	VDI 4301 Blatt 6 [2010]
Luftgetragene Partikel	Messstrategie	VDI 4300 Blatt 11 [2011]
Asbest	Probenahmestrategie	DIN EN ISO 16000-7 [2007]

Fortsetzung von Tabelle 3-1

Parameter	Normeninhalt	Referenz
Schimmelpilze	Probenahmestrategie Messstrategie Probenahme durch Filtration Probenahme durch Impaktion Kultivierungsverfahren	DIN EN ISO 16000-19 [2013] VDI 4300 Blatt 10 [2008] DIN ISO 16000-16 [2009] DIN ISO 16000-18 [2012] DIN ISO 16000-17 [2010]
Emissionen	Prüfkammer Prüfzelle Probenvorbereitung Mikrokammervorgahren Geruchsstoffe	DIN EN ISO 16000-9 [2008] DIN EN ISO 16000-10 [2006] DIN EN ISO 16000-11 [2006] DIN ISO 16000-25 [2012] DIN ISO 16000-28 [2012]

Online-Messverfahren

In Innenräumen treten oft zeitlich schwankende Konzentrationsverläufe auf, da sich neben der Art und der Stärke der Emissionsquellen auch die Luftwechselsituation und die raumklimatischen Bedingungen ständig ändern können. In musealen Ausstellungsräumen wird die Zusammensetzung der Luft z. B. maßgeblich durch Besucherströme beeinflusst. Soll ein zeitlich hoch aufgelöstes Konzentrationsprofil oder sollen Spitzenwerte ermittelt werden, so sind kontinuierlich aufzeichnende Geräte unabdingbar, die die Konzentration in Zeitsegmenten von nur wenigen Minuten, in Einzelfällen sogar von nur wenigen Sekunden aufzeichnen. Die diesen sogenannten Online-Monitoren zugrunde liegenden physikalischen Messverfahren basieren auf spezifischen Moleküleigenschaften, wie z. B. Absorptions- oder Emissionscharakteristika, Redoxpotenzial, etc. [Zhang und Mo, 2009].

Die nicht-dispersive IR-Spektroskopie (NDIR) nutzt Strahlungsabsorption von Molekülschwingungsbanden im infraroten Bereich und ist bei der Messung von Kohlenmonoxid (CO), Kohlendioxid (CO₂) und Distickstoffoxid (N₂O) von Bedeutung. Die beiden letzteren können als Indikatorgas für die Bestimmung der Luftwechselzahl verwendet werden [VDI 4300 Blatt 7, 2001]. Ebenfalls zu den IR-Methoden gehört die photoakustische Spektroskopie (PAS), einen photoakustischen Detektor zeigt Abbildung 3-3. Neben CO, CO₂ und Schwefelhexafluorid (SF₆) – ebenfalls ein Indikatorgas zur Luftwechselmessung – hat Photoakustik vor allem für die Bestimmung von Kohlenwasserstoffen Bedeutung, die als Summenwert (TVOC_{PAS}) mit Propan als Kalibriergas ermittelt werden. Die für den TVOC-Wert herangezogene Messmethode soll durch einen Index kenntlich gemacht werden [Mølhav et al., 1997]. Mit verschiedenen Methoden ermittelte TVOC-Werte sind in der Regel nicht vergleichbar [Massold et al., 2000; Uhde und Salthammer, 2000].

Die UV-Absorption dient als Messprinzip zur Ozonmessung. Als Anregungsquelle wird eine Quecksilber-Niederdruck-Lampe verwendet. Bei der Messwellenlänge von



Abbildung 3-3: Photoakustischer Detektor.

254 nm weist Ozon einen hohen Extinktionskoeffizienten auf. Das Messprinzip ist wenig störanfällig. Entsprechende Geräte werden seit vielen Jahren in Immissionsmessnetzen eingesetzt.

Bei einem Photoionisationsdetektor (PID) erfolgt die Ionisation mit UV-Licht und ist abhängig von dem Ionisationspotenzial der individuellen Verbindung. Typische Anregungsenergien liegen im Bereich 8–14 eV. Oft wird bei 10,2 eV gearbeitet. Bei dieser Anregungsenergie können aromatische Kohlenwasserstoffe besonders empfindlich registriert werden.

Eines der ältesten und wichtigsten kontinuierlichen Verfahren ist die Registrierung der Konzentration mit einem Flammenionisationsdetektor (FID). Kohlenwasserstoffverbindungen werden in einer Wasserstoffflamme oxidiert. Dabei entstehen Ionen, die elektrisch registriert werden. Die Signalintensität ist abhängig von der Anzahl der C-H-Gruppen im Molekül. Das Resultat ist ein Summenwert, der als »Gesamtkohlenwasserstoffe« oder auch TVOC_{FID} angegeben wird.

Eine relativ neue Technik ist die Protonen-Transfer-Reaktions-Massenspektrometrie (PTR-MS). Eine Ionenquelle setzt zunächst aus Wasserdampf H_3O^+ -Ionen frei. Anschließend werden in einer Reaktionskammer Protonen auf die in der Luft befindlichen organischen Verbindungen (R) übertragen, sofern deren Ionenaffinität größer ist als die von Wasser (siehe Gleichung 3-1). Die RH^+ -Ionen werden mittels Quadrupol-Massenspektrometrie anhand vorher selektierter Masse/Ladungsverhältnisse identifiziert und quantifiziert. Der große Vorteil des Verfahrens ist die hohe zeitliche Auflösung, nachteilig ist die geringe massenspektroskopische

Information, was bei Multikomponentengemischen eine Substanzzuordnung oft deutlich erschwert [de Gouw und Warneke, 2007; Blake et al., 2009].



Diskontinuierliche aktive und passive Probenahme

Die diskontinuierlichen Methoden zur Bestimmung von Raumluftkomponenten lassen sich in Kurzzeit- und Langzeitverfahren einteilen. Während sich die Aktivprobenahme sowohl für kurze als auch – bei entsprechender Verringerung des Luftdurchsatzes – für längere Messintervalle eignet, wird die Passivprobenahme meist für Langzeitmessungen verwendet. Bei diskontinuierlichen Verfahren wird der Messwert erst durch eine nachfolgende Analyse im Laboratorium ermittelt. Soll eine orientierende Aussage über die vorliegende Konzentration unmittelbar am Ort getroffen werden, so kann sich der Einsatz von direktanzeigenden Prüfröhrchen als nützlich erweisen. In nicht gewerblich genutzten Innenräumen hat man es allerdings bei den meisten Verbindungen mit einem Konzentrationsbereich zu tun, für den die aus der Arbeitsplatzanalytik stammenden Prüfröhrchen nicht ausgelegt sind.

Die **passive Probenahme**, deren theoretische Grundlagen ausführlich und zusammenfassend von Crump [2009] beschrieben werden, erfreut sich bei Innenraumluftuntersuchungen steigender Beliebtheit, da sie ohne Belästigung der Raumbenutzer eingesetzt werden kann. Einer der weiteren Vorteile der passiven Probenahme ist die Möglichkeit, auf einfache Weise die personengebundene Exposition zu ermitteln, indem der Passivsammler für eine bestimmte Zeit von einer Person getragen wird. Es muss allerdings bedacht werden, dass Passivsammler üblicherweise ohne dauernde Kontrolle durch das Messinstitut in einem Raum verbleiben und somit unsachgemäß oder gar missbräuchlicher Umgang nicht ausgeschlossen werden kann.

Das Ergebnis einer Passivprobenahme wird von der Temperatur beeinflusst, da der Sammelvorgang auf dem Prinzip der Diffusion mit dem temperaturabhängigen Diffusionskoeffizienten D_i beruht. Es wird die in einem Zeitraum t auf dem Sammler akkumulierte Masse m_i der Substanz i analytisch bestimmt und mit den Dimensionsgrößen des Sammlers l (Diffusionsstrecke) und A (Querschnitt) die Konzentration C_i in der Luft bestimmt. Die Konzentration an der Adsorptionsoberfläche C_A wird dabei in der Regel vernachlässigt (Gleichung 3-2).

$$m_i = D_i \cdot A \cdot \frac{(C_i - C_A)}{l} \cdot t \quad (3-2)$$

Um die adsorbierten Stoffe in einer für die nachfolgende Analyse ausreichenden Menge zu sammeln, sind meist längere Messzeitintervalle von einigen Tagen oder gar Wochen erforderlich. Ein weiterer Parameter, der die Aufnahme eines Diffusionssammlers beeinflusst, ist die Anströmgeschwindigkeit der Luft. Geringe Luftbewegung führt zu Minderbefunden. Aus diesem Grund ist der Einsatz der passiven

Probenahme in abgeschlossenen Volumina mit stark verringertem Luftwechsel oder nahezu statischen Bedingungen nicht empfehlenswert. Dies trifft auf die meisten in Museen, Archiven und Bibliotheken genutzten Behälter, wie Vitrinen, Sammlungsschränke, Schubladen u. ä. zu. Dies ist in Abbildung 3-4 für Messungen in einer Museumsvitrine dargestellt, wobei die passive Probenahme zu deutlich geringeren Konzentrationen führt.

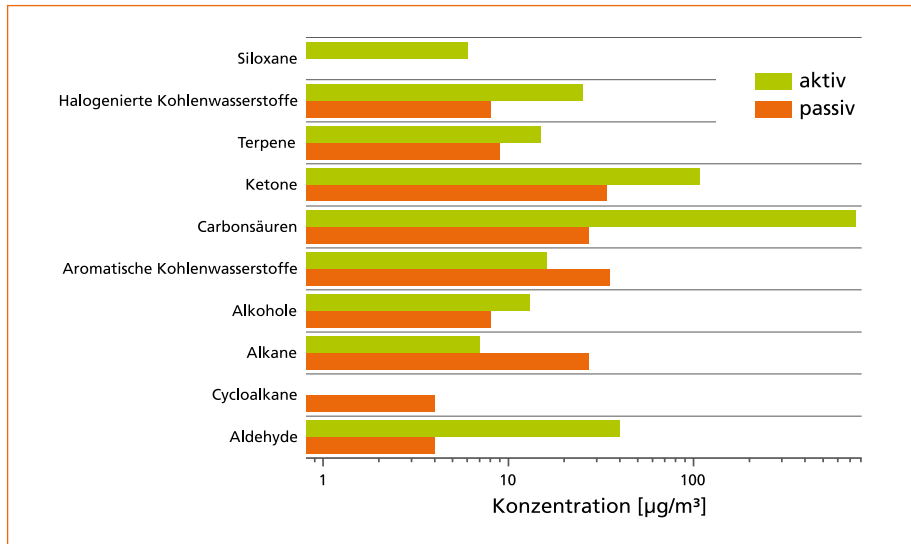


Abbildung 3-4: Vergleich von Konzentrationen einzelner Substanzgruppen in der Luft einer Museumsvitrine, erhalten durch aktive und passive Luftprobenahme [Quelle: Schieweck, 2009].

Der passiven Probenahme steht trotz verschiedener Nachteile gegenüber der aktiven Probenahme ein weites Einsatzfeld offen. Passivsammler können z. B. bei entsprechender Einweisung auch von Laien bedient und anschließend zum Analysenlabor geschickt werden. Allgemeine Hinweise zur Anwendung von Passivsammlern für VOC-Messungen gibt die DIN EN ISO 16000-5 [2007]. Die DIN EN ISO-Norm 16017-2 [2003] ist eine Dachrichtlinie für generelle Aspekte bei der Durchführung von Arbeitsplatz-, Außen- und Innenraumluftuntersuchungen mit Passivsammlern.

3.1.3 Messtechnische Erfassung ausgewählter Innenraumluftverunreinigungen

Formaldehyd und höhere Aldehyde

Als klassisches Verfahren zur Bestimmung von Formaldehyd in Innenräumen und Prüfkammern wird die photometrische Pararosanilin-Methode angewandt. Bedeutend

einfacher in der Durchführung und im relevanten Konzentrationsbereich von etwa 0,001–0,5 ppm sehr spezifisch ist auch die Acetylaceton-Methode, die als geeignete Messmethode für Prüfraumuntersuchungen empfohlen wird [DIN EN 717-1, 2005]. Bei der Acetylaceton-Methode wird mit Fluoreszenzdetektion gearbeitet. Gegenüber der photometrischen Methode zeichnet sich die fluorimetrische Methode durch eine etwa zehnfach höhere Empfindlichkeit aus [Salthammer, 1993]. Von der Firma Aero-Laser GmbH wird auch ein Gerät zur kontinuierlichen Formaldehydmessung in Luft nach der Acetylaceton-Methode mit hoher Empfindlichkeit angeboten [Salthammer et al., 2010]. Als Standard gilt heute allerdings die sogenannte DNPH-Methode. Diese basiert darauf, dass Formaldehyd, höhere gesättigte und ungesättigte Aldehyde sowie Ketone mit 2,4-Dinitrophenylhydrazin (DNPH) zu Hydrazonen umgesetzt werden, die dann durch Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC) getrennt und durch UV-Detektion nachgewiesen und quantifiziert werden. Die DNPH-Methode hat den Vorteil, dass sie prinzipiell auch für weitere Aldehyde und Ketone geeignet ist. Bei Formaldehyd zeigen Acetylaceton- und DNPH-Methode eine sehr gute Übereinstimmung. Für höhere Aldehyde ab Pentanal (C_5) muss allerdings mit Minderbefunden gerechnet werden [Salthammer und Mentese, 2008].

Eine schnelle Information über die Formaldehyd-Konzentration der Raumluft liefert der Einsatz des Bio-Check F-Sammlers (vgl. auch Kap. 3.2.2), der nach Herstellerangaben auch für Konzentrationen unter 0,1 ppm geeignet ist. Zu berücksichtigen ist aber, dass die mit diesem Sammler erhaltenen Ergebnisse lediglich orientierenden Charakter haben können und nicht zur Überprüfung von Richtwerten dienen sollen.

Flüchtige organische Verbindungen (VOC)

Sowohl bei der aktiven als auch bei der passiven Probenahme werden die VOC aus der Raumluft mit Hilfe verschiedener Adsorbentien angereichert [Woolfenden 2010a, b]. Die Probenahme auf Tenax erlaubt die Anreicherung von unpolaren bis mittelpolaren VOC mit Siedepunkten zwischen ca. 60 °C und 310 °C [Wensing et al., 2002]. Die Identifizierung erfolgt nach Thermodesorption (TDS) über Gaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MS) (siehe Abbildung 3-5) unter Verwendung von Spektrenbibliotheken [McLafferty und Turecek, 1993], die Quantifizierung über GC/MS oder GC/FID. Das Verfahren eignet sich für Konzentrationsbereiche $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis zu mehreren mg/m^3 . Die Durchführung der Messung ist in der DIN ISO 16000-6 [2012] beschrieben. Bei der Probenahme ist zu beachten, dass Tenax durch reaktive Substanzen wie Ozon und Stickoxide zersetzt wird. Die so gebildeten Sekundärprodukte können das Vorhandensein von VOC in der Luft vortäuschen [Clausen und Wolkoff, 1997].

Auch Aktivkohle kann als Adsorptionsmittel eingesetzt werden. Zur Desorption dienen z. B. Schwefelkohlenstoff und Methanol, quantifiziert wird über GC/FID. Aktivkohle eignet sich bevorzugt als Sammelmedium für unpolare Verbindungen, wie BTX-Aromaten, Alkane und Terpene. Nachteilig bei aktiver Probenahme auf Aktivkohle sind die langen Probenahmezeiten (ca. 2–4 h), die schlechten Wiederfindungsraten



Abbildung 3-5: GC/MS mit Thermodesorptionseinheit [Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

für mittelpolare und polare VOC sowie die Notwendigkeit der Lösemittelextraktion. Dies hat dazu geführt, dass statt der Probenahme mit Aktivkohle die Probenahme mit Tenax, kombiniert mit TDS-GC/MS-Analytik, immer mehr an Bedeutung gewinnt. Mit Tenax gefüllte Thermodesorptionsröhrchen eignen sich auch sehr gut zur passiven Probenahme. Darüber hinaus werden speziell für Aldehyde und Ketone mit DNPH imprägnierte Passivsammler eingesetzt. Die zur Berechnung der Raumluftkonzentration benötigten Aufnahmeraten sind mittlerweile für viele Substanzen verfügbar.

Schwerflüchtige organische Verbindungen (SVOC)

Zur qualitativen Untersuchung der Raumluft auf die Gegenwart von schwerflüchtigen organischen Verbindungen (»Semi-Volatile Organic Compounds«; SVOC) kann eine sogenannte »Fogging«-Probenahmeeinrichtung dienen. Man macht sich dabei die Eigenschaft der SVOC zunutze, bevorzugt auf Oberflächen zu kondensieren. Das Verfahren stammt ursprünglich aus dem Automobilbereich [Wensing, 2001], in dem es eingesetzt wird, um die störende Abscheidung von Verbindungen auf den Scheiben im Innern zu untersuchen. Für Innenraumuntersuchungen wird eine auf 15 °C gekühlte Glasplatte von ca. 15 × 15 cm für etwa 14 Tage im Raum aufgestellt. Anschließend werden die auf der Glasplatte abgeschiedenen SVOC extrahiert und identifiziert. Es kann auch eine Quantifizierung erfolgen, wobei die niedergeschlagene Menge der einzelnen Stoffe in der Einheit »µg« angegeben wird. Solche »Fogging-Werte« sind allerdings nur vergleichbar, wenn sie mit identischem Versuchsaufbau unter analogen Bedingungen ermittelt wurden, und sind keinesfalls mit

Raumlufkonzentrationen zu verwechseln. Alternativ können auf Glasoberflächen, z. B. Vitrinen, abgeschiedene SVOC, wie in Abbildung 3-6 gezeigt, mit einem sauberen Tuch abgewischt und anschließend analysiert werden [Schieweck et al., 2007]. Die Durchführung von Fogging-Untersuchungen hat sich auch bei speziellen Fragen zur Innenraumhygiene bewährt, so z. B. bei Arbeiten zur Aufklärung des Phänomens der plötzlichen Staubablagerungen auf Oberflächen [Moriske et al., 2001].



Abbildung 3-6: Entnahme von Wischproben in einem Museum; links: auf dem Fußboden sedimentierter Staub nach 14-tägiger Exposition; rechts: Innenseite einer Vitrine [Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

Die quantitative Bestimmung von hygienisch bedeutsamen SVOC in der Raumluft, wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF), polychlorierte Biphenyle (PCB), phosphororganische Ester oder Pyrethroide, erfolgt nach Probenahme mit einer Kombination von Partikelfilter und Adsorbent (typischerweise Polyurethanschaum oder XAD-2). Auf diese Weise wird der Tatsache Rechnung getragen, dass nur ein Teil der SVOC in der Gasphase vorliegt, während ein anderer Teil an Schwebstaubteilchen gebunden ist. Für die entsprechenden Vorgehensweisen sind Richtlinien verfügbar (vgl. Tabelle 3-1). Zur Analyse dienen gängige Verfahren, z. B. GC/MS [Clausen und Kofoed-Sorensen, 2009].

Im musealen Umfeld ist die Untersuchung von SVOC nicht nur hinsichtlich möglicher Innenraumverunreinigungen zu betrachten. SVOC sind Bestandteil vieler für Kunstwerke verwendeter Materialien, z. B. Künstlerfarben, Kunststoffe [Schossler et al., 2011], Wachse, Fette und Terpene [Mills und White, 1999]. Die Analytik von SVOC in situ und in Emission gibt Aufschlüsse bezüglich der Zusammensetzung und Veränderung von organischen Materialien und ist daher ein integraler Bestandteil der Museumsforschung [Colombini und Modugno, 2009].

Staub

Da SVOC aufgrund ihres geringen Dampfdruckes bevorzugt an Oberflächen adsorbieren, werden häufig Hausstaub-Untersuchungen durchgeführt [Butte, 2009; Butte und Heinzow, 2002]. Auch im musealen Umfeld hat sich Staubanalytik als bedeutsam zur Bestimmung von Bioziden erwiesen [Kroß und Stolz, 1993; Schieweck et al., 2007]. In der Praxis steht man dabei vor einer Reihe von Problemen, die ihren Ursprung vorwiegend in der Gewinnung von geeignetem Probenmaterial sowie der komplexen Zusammensetzung und Struktur der Matrix Hausstaub selbst haben. Für das Ergebnis einer Stoffbestimmung im Hausstaub sind Angaben über das Alter des Staubes (Altstaub oder Frischstaub) sowie Probenahmetechnik und Probenaufbereitung von entscheidender Bedeutung. Die Probenahme ist auf verschiedene Weise möglich:

- Probenahme durch Absaugen mit Planfilter
- Probenahme mit handelsüblichem Staubsaugerbeutel
- Probenahme durch Wischen (siehe Abbildung 3-6)
- Passivprobenahme mit Hilfe von Auffanggefäßen

Nach erfolgter Probenahme stellt sich die Frage nach der Aufarbeitung des Staubes. Hier bietet sich speziell bei der Analyse von Staub aus Staubsaugerbeuteln das Sieben an, wobei verschiedene Autoren unterschiedliche Siebfraktionen zur weiteren Analyse verwenden. Dies aber erschwert den Vergleich veröffentlichter Daten, da damit gerechnet werden muss, dass der Massenanteil eines Stoffes im Staub mit der Korngröße variiert. Für das Umwelt-Survey des Deutschen Umweltbundesamtes wird seit einigen Jahren die $< 63 \mu\text{m}$ Fraktion aus Staubsaugerbeuteln verwendet, was weithin zu einer Vereinheitlichung der Probenvorbereitung für Stäube in Deutschland geführt hat.

Je nach Art der Probenahme (und der gewählten weiteren Aufarbeitung der Probe, s. u.) wird das Ergebnis einer Analyse der Inhaltsstoffe massenbezogen oder flächenbezogen angegeben. Handlungsanweisungen zur Probenahme von Hausstaub und Hinweise zur Angabe des Ergebnisses einer Inhaltsstoffanalyse finden sich bei Morawska und Salthammer [2003b]. Die VDI-Richtlinie 4300, Blatt 8 von 2001 wurde mittlerweile zurückgezogen.

Luftgetragene Partikel

Bei der Analytik luftgetragener Partikel ist prinzipiell zwischen den gravimetrischen und den zählenden Verfahren zu unterscheiden.

Gravimetrische Verfahren beruhen darauf, dass die zu untersuchende Luft mit einem vorgegebenen Volumenstrom durch einen Probenahmekopf über einen Filter geleitet wird, auf dem die Partikel abgeschieden werden. Diese Probenahmeköpfe können einen meist nach dem Impaktorprinzip arbeitenden Vorabscheider enthalten, der die gewünschte Partikelfraktion selektiert. Für die größendifferenzierte Abscheidung werden mehrere Impaktoren als Kaskade hintereinandergeschaltet. Die Deposition

erfolgt wiederum auf Filtern, die sich auf den einzelnen Stufen des Impaktors befinden, wobei beim Durchgang der partikelbeladenen Luft durch den Impaktor die größten Teilchen auf der obersten und die kleinsten Teilchen auf der untersten Stufe abgeschieden werden. Die Abscheidung ist allerdings nicht trennscharf, sondern wird durch den sogenannten cut-off-Durchmesser charakterisiert. Dies ist der aerodynamische Durchmesser, bei dem 50 % aller Partikel der gewählten Größe aus dem Luftstrom zurückgehalten werden. Durch Differenzwägung wird die Masse der in dem beprobten Luftvolumen enthaltenen Partikelfraktion ermittelt. Nach dem Trägheitsprinzip arbeitende Kaskadenimpaktoren werden im Größenbereich von ca. $0,3\ \mu\text{m}$ bis $20\ \mu\text{m}$ routinemäßig eingesetzt. Für die Fraktionierung von Nanopartikeln bedient man sich mit dem Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) einer alternativen Technik. Einzelheiten zu den verschiedenen Techniken der Probenahme mit und ohne Größenfraktionierung bieten die Lehrbücher von Vincent [2007] und McKenna et al. [2008].

Optische Partikelzähler beruhen auf einem Streulichtverfahren. Das von den Partikeln gestreute Licht wird über einen Reflektor senkrecht zum Lichtweg eines Lasers detektiert. Bei dieser Technik wird ausgenutzt, dass Partikel unterschiedlicher Größe das Licht auch unterschiedlich streuen. Damit lässt sich die Größenverteilung von Partikeln im Bereich von ca. $0,07\ \mu\text{m}$ bis ca. $30\ \mu\text{m}$ bestimmen. Es werden heute auf dem Markt scheinbar praktische Geräte angeboten, die das Ergebnis eines zählenden Verfahrens direkt in eine Massenkonzentration (z. B. $\text{PM}_{2,5}$ oder PM_{10}) umrechnen. Vor der unkritischen Nutzung derartiger Tools soll an dieser Stelle deutlich gewarnt werden, da die zur Umrechnung von Partikelanzahl auf Masse verwendeten Algorithmen in der Regel stark fehlerbehafteten Annahmen unterliegen. Derzeit ist nur die gravimetrische Massenbestimmung auf die Basiseinheit Kilogramm rückführbar.

Partikel, die für eine direkte optische Zählung zu klein sind, können durch Kondensationswachstum vergrößert und anschließend in einem Kondensationspartikelzähler (Condensation Particle Counter = CPC) detektiert werden. Auf diese Weise lassen sich auch ultrafeine Partikel ab einer Größe von ca. $3\ \text{nm}$ erfassen. Die größenselektive Klassifizierung von Partikeln kann mit dem Differentiellen Mobilitätsanalysator (DMA) erfolgen. Man bezeichnet damit einen Filter, der abhängig von seinen geometrischen Abmessungen und der angelegten elektrischen Spannung nur Partikel einer bestimmten elektrischen Mobilität durchlässt. Wird dem DMA ein CPC zur Detektion nachgeschaltet, so bezeichnet man die Gesamteinheit als Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS). Das Prinzip der Elektrischen Aerosol Spektrometer beruht ebenfalls auf der elektrischen Mobilität von Partikeln. Allerdings wird die Größenverteilung hier nicht mit einem scannenden Verfahren erfasst, sondern simultan. Die Partikel werden dabei positiv aufgeladen, an einer Elektrode nach ihrer elektrischen Mobilität getrennt und an Elektrometern registriert [Baron und Willeke, 2005; Jeong und Evans, 2009].

Radon

Bei Innenluftmessungen wird entweder Rn-222 als Gas bestimmt oder es werden die Zerfallsprodukte («Radontöchter») erfasst. Es können Kurzzeit- und Langzeitproben, teilweise auch durch passive Probenahme, genommen werden. Zur Angabe der Messwerte werden für Radon und Radontöchter unterschiedliche Einheiten benutzt. Während für Radon die Einheit Becquerel/m³ (Bq/m³; 1 Bq = 1 Zerfall/sec) verwendet wird (vereinzelt auch noch Picocurie/l; 1 Curie = 1 Ci = $3,7 \times 10^{10}$ Zerfälle/sec), wird die Aktivität der Radontöchter meist in WL («working level») angegeben. 1 WL gibt die Menge an kurzlebigen Radontöchtern in 1 l Luft an, die zur Emission einer α -Energie von $1,3 \times 10^5$ MeV führt. Im idealen Gleichgewicht entspricht 1 WL 3700 Bq/m³. Ergebnisse von Messungen der Radontöchter werden häufig auch in der Einheit Bq/m³ EER mitgeteilt (Equilibrium Equivalent Radon = gleichgewichtsäquivalente Radon-Konzentration). Der in dieser Einheit angegebene Wert stellt diejenige (fiktive) Konzentration an Radon im Gleichgewicht mit Radontöchtern dar, deren emittierte Energie der α -Energie der gemessenen Radontöchter entspricht [Krieger, 2007].

3.1.4 Prüfkammern und -zellen

Die Ermittlung der Immissionssituation ist im Hinblick auf eine effektive Emissionsminderung nur ein erster Schritt. Im gleichen Zug stellt sich die Frage nach den spezifischen Emissionsquellen und deren Beitrag zur Gesamtbelastung in Abhängigkeit von Raumbeladung und klimatischen Einflüssen wie Temperatur, Feuchte und Luftwechsel. Für die Bewertung des Emissionspotenzials einzelner Produkte und Materialien unter praxisnahen Bedingungen und über definierte Zeiträume werden daher klimatisierte Emissionsprüfsysteme, sogenannte Emissionsprüfkammern und -zellen, eingesetzt, deren Größe je nach Anwendung zwischen wenigen cm³ und mehreren m³ variiert [Salthammer, 2009]. Die Auswahl der Systeme, die Probenvorbereitung und die Durchführung der Prüfung hängen von der jeweiligen Fragestellung ab. Heutzutage werden Emissionsmessungen u. a. mit folgenden Zielen vorgenommen:

- Erarbeitung substanzspezifischer Emissionsdaten verschiedenster Quellen zur Unterstützung von Felduntersuchungen zur Innenraumluftqualität
- Bestimmung des Einflusses umweltrelevanter Faktoren, wie z. B. Temperatur, Feuchte und Luftwechsel auf die Emissionscharakteristik von Produkten
- Erarbeitung von Emissionskenndaten zur Abschätzung von Produktemissionen
- Erarbeitung von Emissionskenndaten für die Entwicklung von Modellen, mit denen Innenraumkonzentrationen vorausberechnet werden können
- »Ranking« verschiedener Produkte und Produkttypen

Auf der Basis von Emissionskenndaten werden zunehmend besonders »emissions-arme« Produkte mit einem Gütezeichen (engl. Label) ausgezeichnet. Für VOC-Emissionen aus Bauprodukten wurden die DIN EN ISO 16000-9 [2008] und die DIN EN ISO 16000-10 [2006] zur Standardisierung von Emissionsprüfkammern und

-zellen erarbeitet. Gemäß Definition ist zwischen den Begriffen »Kammer« und »Zelle« streng zu unterscheiden:

Emissionsprüfkammer: *Abgeschlossenes Behältnis mit geregelten Betriebsparametern zur Bestimmung der flüchtigen organischen Verbindungen, die von Bauprodukten emittiert werden.*

Emissionsprüfzelle: *Tragbare Vorrichtung zur Bestimmung von flüchtigen organischen Verbindungen, die von Bauprodukten emittiert werden. Die Emissionsprüfzelle wird auf der Oberfläche des Prüfstückes angebracht, so dass dieses zu einem Teil der Emissionsprüfzelle wird.*

Die Bestimmung der Formaldehydemissionen nach dem Kammervorgang erfolgt gemäß DIN EN 717-1 [2005].

Emissionsprüfkammer

Prinzipiell kann zwischen den sogenannten »Mikrokammern« mit wenigen cm³ Volumen [Schrupp et al., 2007], den »Kleinkammern« mit einem Volumen im Bereich von einigen Litern bis zu einigen Kubikmetern und den begehbaren »Großkammern« (walk-in type) unterschieden werden (siehe Abbildung 3-7). Alle Typen haben aufgrund ihrer unterschiedlichen Dimensionen jeweils typische Vor- und Nachteile. Aufgrund des Kosten/Aufwand/Nutzen-Verhältnisses haben für die Untersuchung von VOC-Emissionen vor allem Kleinkammern eine weite Verbreitung gefunden.

Bei einer Emissionsuntersuchung mit einer Prüfkammer wird das zu untersuchende Produkt bzw. Material im Hinblick auf Temperatur, relative Luftfeuchte, Luftwechselrate, Luftgeschwindigkeit und Produktbeladungsfaktor (Verhältnis von Oberfläche oder Masse des zu untersuchenden Produktes zu Volumen der Emissionsprüfkammer) unter standardisierten Prüfbedingungen in einer gegenüber der Außenatmosphäre gasdicht verschließbaren Emissionsprüfkammer untersucht. Das Prüfverfahren ist sowohl für die Emissionsuntersuchung von Oberflächen wie von Volumenproben geeignet. Es handelt sich um ein Konventionsverfahren, bei dem die Randbedingungen der Untersuchung so gewählt werden, dass sie sich an denen von realen Innenräumen orientieren. Bei der Interpretation der Ergebnisse von Prüfkammeruntersuchungen muss ggf. einschränkend berücksichtigt werden, dass nicht alle realen Gegebenheiten eines Innenraumes simuliert werden können.

Emissionsprüfzelle

Es ist wünschenswert über ein Messsystem zu verfügen, das vor Ort zu Emissionsmessungen eingesetzt werden kann. Ein entsprechendes Prinzip einer solchen portablen Emissionsprüfzelle wurde erstmals 1991 in Skandinavien mit der sogenannten Field and Laboratory Emission Cell (FLEC) realisiert (Abbildung 3-7). Die FLEC eröffnet weiterhin die Möglichkeit, im Rahmen von Feldstudien zerstörungsfreie Emissionsuntersuchungen an Oberflächen vorzunehmen. Auf diese Weise können Emissionen von Bauprodukten im Einbauzustand untersucht und Quellen für luftverunreinigende

Substanzen identifiziert werden. Die FLEC ist aus Edelstahl gefertigt und kreisförmig mit einem Durchmesser von 150 mm bei einer Maximalhöhe von 18 mm. Die Probe selbst bildet den Kammerboden. Im Unterschied zu den konventionellen Kammertypen, die mit einer zusätzlichen Luftumwälzung arbeiten, ist die Strömung in der FLEC direkt mit der Durchflussrate korreliert. Vergleichende Messungen zeigen eine gute Korrelation zu größeren Kammern [Wolkoff et al., 2005].



Abbildung 3-7: Verschiedene Prüfkammertypen: A: Field and Laboratory Emission Cell (FLEC); B: 1 m³ Edelstahlkammer; C: 48 m³ Edelstahlkammer; D: Mikrokammer [Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

3.2 Kommerziell erhältliche Sammelmedien

Bei Verwendung kommerziell erhältlicher Sammelmedien ist im Vorfeld zu entscheiden, welche Quelle bzw. welche Substanz untersucht werden soll. Die Sammler sind meistens für eine bestimmte Einzelverbindung oder Verbindungsgruppe ausgelegt und erlauben daher keine Identifizierung unbekannter Substanzen. Darüber hinaus sind aufgrund der häufig an Arbeitsplatzkonzentrationen angelegten Nachweisgrenzen die wenigsten dieser Sammler für den Einsatz im musealen Umfeld und den hier relevanten, niedrigen Konzentrationen geeignet. Abbildung 3-8 zeigt exemplarisch einige der kommerziell erhältlichen Sammelmedien.



Abbildung 3-8:
Verschiedene Passivsammlertypen: Direktanzeigende Probenahme-Röhrchen (links unten), radiello®-Passivsammler (oben) und UMEEx-100 (SKC Inc.) (rechts unten) [Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

3.2.1 Probenahme-Röhrchen

Die im Handel zu erwerbenden Probenahme-Röhrchen ähneln in Aufbau und Funktionsweise grundsätzlich den aktiven und passiven Probenahmeverfahren zum Nachweis von luftgetragenen Verbindungen in der Innenraumluft. Auch sie können entweder im Rahmen einer passiven Probenahme für eine längere Zeitspanne (mehrere Tage bis Wochen) exponiert werden oder bei einer aktiven Probenahme dem Erfassen von Kurzzeitspitzenwerten dienen. Die aus Edelstahl, Kunststoff oder Glas bestehenden Probenahme-Röhrchen sind mit einem Adsorber gefüllt. Eingesetzt werden u. a. Aktivkohle, Silicagel und Molekularsiebe.

Direktanzeigende Probenahme-Röhrchen

Neben den Röhrchen, die zum Auswerten in ein Fachlabor geschickt werden müssen, gibt es auch direktanzeigende Sammelmedien. Bei diesen direktanzeigenden Systemen ist der Adsorber mit einem chemischen Reagenz versetzt, das mit der Zielsubstanz(gruppe) reagiert und einen Farbumschlag bewirkt. Durch das Ablesen mittels einer Farblängenanzeige mit aufgedruckter Skala sind die Messwerte sofort

erfassbar und sollten unmittelbar dokumentiert werden, da sich die Farbe mit der Zeit verändern kann. Die Selektivität der Röhrchen setzt eine gewisse Vorkenntnis des Nutzers über die Zusammensetzung der Raumluft voraus, um den geeigneten Typ auswählen zu können. Eine Differenzierung komplexer Substanzgemische oder chemisch ähnlicher Komponenten ist aufgrund von Querempfindlichkeiten nicht möglich. Die eingesetzten Reaktionssysteme zeigen daher lediglich eine Summenkonzentration an.

3.2.2 Passivsammler

Neben den klassischen Sammelmedien in Röhrchenform existiert eine Vielfalt an plakettenförmigen oder zylindrischen Systemen, die gezielt für die passive Luftprobenahme entwickelt wurden. Die jeweiligen Geometrien sollen dabei die Aufnahmefläche des Adsorbers gegenüber luftgetragenen Schadstoffen vergrößern. Eine ausführliche Darstellung von Passivsammlern für die Langzeitbeobachtung im Museumsumfeld liefert Grzywacz [2006].

Plakettenförmige Passivsammler

Plakettenförmige Passivsammler sind zur Bestimmung der personengebundenen Exposition entwickelt und für das Tragen an der Kleidung konzipiert worden (»Dosimeter-Plaketten«). Einige Dosimeter müssen nach Exposition an die Herstellerfirma zwecks analytischer Auswertung geschickt werden, andere ermöglichen anhand eines Farbumschlags eine direkte Bewertung, wie beispielsweise der auf einer enzymatischen Reaktion beruhende »Bio-Check F«-Passivsammler der Firma Dräger/Lübeck (Abbildung 3-9). Die Farbreaktion ist direkt proportional zu der Gaskonzentration und zu der Expositionszeit (empfohlene Dauer: 2 Stunden). Eine Einschätzung der gemessenen Dosis ist anhand eines Vergleichs mit Referenzfarben möglich.



Abbildung 3-9: Dräger Bio-Check F
[Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

Ebenfalls zum Nachweis von Formaldehyd in der Raumluft existieren Passivsammler, die ein inertes, mit 2,4-Dinitrophenylhydrazin (DNPH) imprägniertes Substrat beinhalten. Die Expositionszeit dieser Sammler, wie z. B. der GMD Formaldehyd Indikator (AFC International, Inc.) oder der UMEx-100 (SKC Inc.), ist meistens anhand einer Schiebervorrichtung zu regulieren (siehe Abbildung 3-8). Die Auswertung des Indikators erfolgt in der Herstellerfirma oder in einem Fachlabor.

Zylindrische Passivsammler

radiello®

Unter den zylindrischen Passivsammlern ist im musealen Anwendungsfeld der sogenannte radiello®-Sammler am bekanntesten (siehe Abbildung 3-8). Er besteht aus einem zylindrischen Adsorber, der von einem ebenfalls zylindrischen Diffusionskörper umgeben ist. Die Schadgase diffundieren durch die Oberfläche des Diffusionskörpers in das Innere des Passivsammlers und treffen dort auf die Oberfläche des Adsorbers. Diffusionskörper und Adsorber sind coaxial angeordnet. Durch diese Geometrie soll eine Erhöhung der Aufnahmezeit erreicht werden. Ein radiello®-Sammler setzt sich aus einer dreieckigen Trägerplatte, dem Diffusionskörper und dem Adsorberstäbchen zusammen. Zur Beschriftung werden mit Barcodes bedruckte Etiketten verwendet. Alle Komponenten sind einzeln zu beziehen. Die Auswahl von Diffusionskörper und Adsorber richtet sich nach dem Expositionsort und den Zielsubstanzen. Für die Analyse müssen die Sammler in ein italienisches Labor geschickt werden. Deutsche Fachlabore bieten nur sehr selten eine Auswertung an.

Bio-Check Lösemittel

Der Bio-Check Lösemittel Passivsammler (Fa. Dräger, Lübeck) ist im Gegensatz zu dem Bio-Check F-Sammler kein direktanzeigendes System, sondern bedarf der laboratorischen Auswertung. In einem zylindrischen Glaskörper befindet sich zwischen Stopfen aus Celluloseacetat ein Bett aus Aktivkohle. Für die Exposition muss der Sammler einem Transportbehälter entnommen und in einem Halter platziert werden. Während der empfohlenen Expositionszeit von 14 Tagen sind beide Enden des Sammlers geöffnet. Flüchtige organische Verbindungen in der Raumluft sollen über die Sammelphase diffundieren und an der Aktivkohle adsorbieren. Für die Auswertung wird der Sammler im Transportbehälter in ein Labor geschickt. Die Analyse erfolgt mittels gekoppelter Gaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MS). Der Bio-Check Lösemittel-Sammler ist nicht für die Aufnahme von sehr flüchtigen und schwerflüchtigen organischen Verbindungen (VVOC, SVOC), wie beispielsweise Formaldehyd, Pentachlorphenol (PCP), Lindan, polychlorierte Biphenyle (PCB), Glykolether, Dioxine und anorganische Verbindungen, geeignet [Dräger, 2008].

3.2.3 Farbindikatoren

A–D Strips

Die sogenannten A–D Strips (*»acid-detecting«*) wurden vom Image Permanence Institute (IPI), Rochester/USA, für die Überwachung des Zerfallsprozesses von Filmmaterialien aus Celluloseacetat entwickelt. Der auch unter dem Schlagwort »Vinegar-Syndrom« bekannte Materialabbau verläuft autokatalytisch und beschleunigt sich unter erhöhter Temperatur und relativer Luftfeuchte (vgl. auch Kap. 4.9.2). Die A–D Strips bestehen aus mit einem Farbindikator auf Basis von Bromkresolgrün beschichteten Papieren und werden direkt in den Filmbehälter gegeben. Bei Anwesenheit von Essigsäure vollzieht sich ein Farbumschlag, der in seiner Intensität proportional zur Raumluftkonzentration des Schadgases verläuft. Eine auf einem Referenzstift aufgedruckte Farbskala dient der quantitativen Zuordnung. Die Expositionszeit der A–D Strips richtet sich nach der Umgebungstemperatur. Bei mehrmonatiger Exposition wird das Ergebnis aufgrund von Farbverschiebungen unbrauchbar. Die A–D Strips wurden für den Einsatz in Behältnissen entwickelt und lassen sich nicht uneingeschränkt für die Untersuchung von Depot- oder Ausstellungsräumen auf Essigsäure einsetzen, da Tageslicht zum Ausbleichen des Farbstoffes führt und das in der Luft enthaltene Kohlendioxid das Testergebnis beeinflusst [Hatchfield, 2002]. Nach Herstellerangaben können mit Hilfe der A–D Strips Essigsäure-Konzentrationen zwischen 1 ppm und 20 ppm und damit ausschließlich stark erhöhte Werte erfasst werden. Aufgrund ihrer Selektivität ist ein Nachweis anderer Schadgase (Aldehyde, anorganische Gase) nicht möglich. Darüber hinaus ist der Test semi-quantitativ und ermöglicht lediglich eine Annäherung an die tatsächliche Essigsäure-Konzentration [Image Permanence Institute, 2001].

Dancheck® Prüffenster

Ein sehr ähnliches Produkt wie die A–D Strips ist das Dancheck® Prüffenster, das mit der Farbskala der A–D Strips übereinstimmt. Es handelt sich um eine transparente Kunststoffkapsel, die im vorderen Bereich mit Indikatorkristallen (in Silicagel dispergiertes Bromkresolgrün) gefüllt ist [Hatchfield, 2002]. Die Kapsel wird von außen durch ein Loch von ca. 11 mm Durchmesser partiell in die Filmbüchse eingeführt. Bei Anwesenheit von Essigsäure vollzieht sich ein Farbumschlag von blau zu gelb, der durch die außerhalb der Filmbüchse liegenden Kristalle sofort sichtbar wird und anhand einer Farbskala quantifiziert werden kann. Der Vorteil dieses Produktes liegt darin, dass zu untersuchende Behältnisse von geringem Volumen (z. B. Filmbüchsen) im Gegensatz zum Deponieren von A–D Strips nicht geöffnet werden müssen und so eine Störung des Konzentrationsgleichgewichtes in ihrem Inneren vermieden werden kann.

3.2.4 Methoden zur Beurteilung der Korrosivität von Schadgasen

Der Wunsch, das Gefährdungspotenzial von Schadgasen auf Sammlungsgüter einschätzen und bewerten zu können, hat im musealen Sektor zu einer eigenständigen Entwicklung von Messmethoden geführt, die auf bekannten korrosiven Wechselwirkungen zwischen bestimmten chemischen Verbindungen und Materialgattungen basieren (*exposure-effect-relationship*). Diese sogenannten Korrosionstests und Korrosionsdosimeter dienen entweder dem Nachweis korrosiver Emissionen von Werkstoffen, die im Museumsumfeld eingesetzt werden sollen, oder der Erfassung der Korrosivität der Umgebungsluft vor Ort. Die Methoden können nur selten eigenständig durchgeführt werden und bedürfen meistens einer laboratorischen Auswertung. Allen Methoden ist gemeinsam, dass sie weder die Identifizierung noch die Quantifizierung von Einzelsubstanzen erlauben. Bei handlungserforderlichen

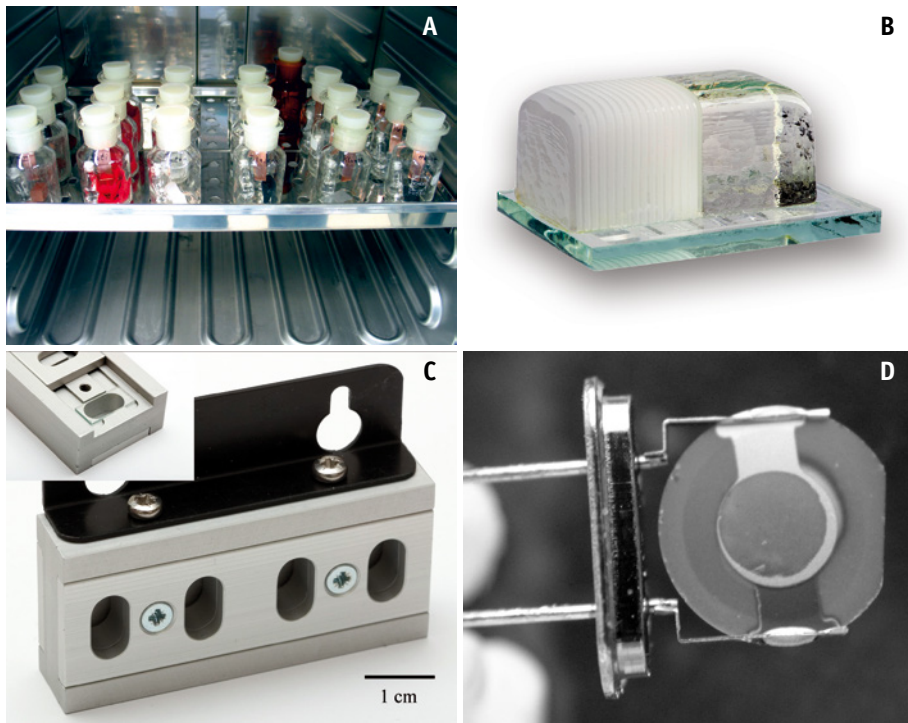


Abbildung 3-10: Verschiedene Testverfahren und Dosimeter zur Erfassung des Korrosionspotenzials von Materialemissionen oder von der Umgebungsluft: A: Oddy-Test; B: Glaskorrosionsdosimeter, Fraunhofer-Institut für Silicatforschung ISC, Würzburg; C: Early Warning Organic (EWO) dosimeter, Norwegian Institute for Air Research (NILU); D: mit Blei beschichteter piezoelektrischer Quarzkristall [Quellen A: Fraunhofer WKI, Braunschweig; B: Herr Dobberke für das Fraunhofer-Institut für Silicatforschung ISC, Würzburg; C: Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller/Norwegen; D: Prof Marianne Odlyha, Birkbeck College, London/UK].

Anlässen, wie z. B. bei einer rechtlichen Auseinandersetzung zwischen Auftragnehmer und Auftraggeber, sind daher standardisierte Untersuchungsverfahren unter Einbeziehen eines mit dieser Thematik vertrauten Gutachters notwendig. Auch sind diese Methoden in den Leistungsverzeichnissen öffentlicher Ausschreibungen zum Nachweis von Materialemissionen nicht zugelassen. Abbildung 3-10 zeigt verschiedene Korrosionsindikatoren.

Korrosionstests

Oddy-Test

Der sogenannte »Oddy-Test« ist sicherlich der am weitesten verbreitete Korrosionstest mit dem größten Bekanntheitsgrad. Der Test wurde durch Andrew Oddy, ehemals Konservator am British Museum London, und Mitarbeitern entwickelt [Oddy, 1973, 1975]. Es handelt sich dabei um einen beschleunigten Korrosionstest, der sich bekannte korrosive Wechselwirkungen zwischen Metallen und spezifischen Luftschadstoffen zu Nutze macht und daher primär für den Test von Werkstoffen geeignet ist, die in unmittelbarer Nähe zum Objekt eingesetzt werden sollen.

Für den Test wird das Probenmaterial gemeinsam mit Metallcoupons und einem Wasserreservoir in ein fest verschlossenes Reaktionsgefäß eingebracht und über 28 Tage bei konstanten 60 °C in einem Trockenschrank aufbewahrt (Abbildung 3-11). Die Metallcoupons sollen dabei bekanntermaßen gegenüber Schadstoffexposition sensibel reagierende Materialien repräsentieren. Demzufolge werden üblicherweise Kupfer, Silber und Blei verwendet. Magnesium, Zink und Aluminium [Green und Thickett, 1991] sowie Eisen [Green und Bradley, 1997] wurden bereits mit gewissem Erfolg eingesetzt. Die Auswertung des Versuchs erfolgt rein visuell anhand von Bewertungsdefinitionen (*standard rating definition*) der Oberflächenveränderungen der Metallcoupons, die vom British Museum aufgestellt worden sind [Lee und Thickett, 1996], siehe Tabelle 3-2. Bei sichtbaren Oberflächenreaktionen sind gemäß Tabelle 3-3 indirekte Rückschlüsse auf die verursachenden, korrosiv wirkenden Schadgase möglich.

Tabelle 3-2: Bewertungsschema für den Oddy-Test [Quelle: Lee und Thickett, 1996].

Bewertung	Silber	Blei	Kupfer
Referenz	Sollte keine Veränderungen aufweisen.	Kann einen purpurnen Farbschein aufgrund der Oberflächenoxidation aufweisen. Wässrige Korrosion kann auftreten.	Eine orange-/rot-farbene Irideszenz erscheint aufgrund der Oberflächenoxidation häufig.

Fortsetzung von Tabelle 3-2

Bewertung	Silber	Blei	Kupfer
P = Permanent Für langfristige Verwendung geeignet	Keine Veränderung im Vergleich zur Referenz. Keine Verfärbung des Metallcoupons.	Keine Veränderung im Vergleich zur Referenz.	Keine Veränderung im Vergleich zur Referenz. Die polierte Oberfläche darf nicht beeinträchtigt sein.
T = Temporär Für zeitlich begrenzte Verwendung von bis zu 6 Monaten geeignet	Nur leichte Verfärbung, häufig entlang der unteren Kanten und Seiten zu beobachten. Leichtes Anlaufen, wenige vereinzelte Korrosionsflecken.	Leichte Veränderung, leichte flächige Korrosion oder vereinzelte Korrosionsflecken.	Leichte, schwarze Verfärbung im Gegensatz zur Referenz. Coupons mit einigen wenigen Korrosionsflecken sollten ebenfalls als temporär klassifiziert werden.
U = Ungeeignet Für die Verwendung im Museumsumfeld ungeeignet	Starkes Anlaufen der Oberfläche.	Starke Korrosion, Korrosionsflecken braun/gelb, rot oder weiß gefärbt.	Deutlich sichtbare Korrosion, häufig schwarz oder grün. Politur aufgrund eines dünnen Korrosionsfilms auf der Oberfläche beeinträchtigt.

Tabelle 3-3: Verbindungsgruppen, die möglicherweise Oberflächenveränderungen der Metallcoupons während des Oddy-Tests verursachen.

Metall	mögliche Emission folgender Verbindungsgruppen
Silber	Schwefelverbindungen
Blei	Organische Säuren (insbesondere Essigsäure)
Kupfer	Chloride, Oxide, Schwefelverbindungen

Ein häufig genannter Vorteil des Oddy-Tests liegt darin, dass sich die Ergebnisse auch auf die Aufbewahrung und Präsentation von nicht-metallenen Kunstwerken übertragen lassen, da bekanntermaßen korrosive Verbindungen auch Schäden an anderen empfindlichen Materialien, wie beispielsweise Textilien oder kalkhaltigen Substraten, herbeiführen können. Theoretisch lassen sich auch korrosive Auswirkungen sekundärer Emissionen detektieren. Als weiterer Vorteil gilt die Versuchs-

durchführung, die ohne aufwendige, analytische Ausstattung möglich ist. Der größte Nachteil des Tests liegt in seiner geringen Selektivität, die zwar die Detektion aller korrosiven Verbindungen in der Umgebungsluft ermöglicht, allerdings keine Rückschlüsse auf spezifische Schadstoffe zulässt. Aufgrund der Fehleranfälligkeit des Versuchsaufbaus und der sehr subjektiven, da auf einer rein visuellen Betrachtung basierenden Auswertung sind Reproduzierbarkeit und Standardisierbarkeit kaum zu erreichen [Green und Thickett, 1991; Reedy et al., 1998]. Bereits kleine Abweichungen im Versuchsaufbau führen zu ungenauen oder verfälschenden Ergebnissen. Auch ist der finanzielle Aufwand nur begrenzt als kostengünstig zu bewerten, da insbesondere die Metalle aufgrund der vorgegebenen Reinheitsgrade teilweise sehr hochpreisig sind. Auch können die vorgegebenen Versuchsparameter zu Reaktionen führen, die unter normalen musealen Aufbewahrungsbedingungen nicht ablaufen würden [Lee und Thickett, 1996; Reedy et al., 1998]. Dazu kommt die Testphase von 28 Tagen, die für manchen Restaurator oder Ausstellungstechniker zu langfristig sein kann.

Ringversuche haben gezeigt, dass die gleichen Metallcoupons innerhalb eines Personenkreises vollkommen unterschiedlich beurteilt werden. Aus diesem Grund wurden Fotografien von repräsentativen Metallcoupons zur Verfügung gestellt [Lee und Thickett, 1996], aber auch diese können Unsicherheiten nur schwer beseitigen. Es ist daher ratsam, die Coupons entweder von mehreren Personen bewerten zu lassen oder nur durch jene, die bereits fundierte Erfahrung mit der Auswertung des Oddy-Tests haben. Es ist außerdem empfehlenswert, bei Betrachtung der Coupons direkt einfallendes Licht und damit störende Reflexionen der Metalloberflächen zu vermeiden.

Bis heute wurde der Testaufbau verschiedenen Modifikationen unterworfen, um ihn den musealen Anforderungen kontinuierlich anzupassen und ihn effizienter in Aufwand und Bewertung zu gestalten. Die Änderungen zielten primär auf eine vereinfachte Handhabung und das parallele Testen mehrerer Metalle [Bamberger et al., 1999], eine Verkürzung des Testzeitraums [Reedy et al., 1998; Strlič et al., 2010; Wang et al., 2011] und eine objektive Ergebnisauswertung [Reedy et al., 1998; Wang et al., 2011]. Die damit einhergehenden, miteinander nicht vergleichbaren Testergebnisse führten zu einer weitestgehenden Vereinheitlichung seitens des British Museums [Green und Thickett, 1991, 1995]. Die aktuelle Version des Prüfverfahrens wurde 2003 von Robinet und Thickett publiziert. Erst kürzlich empfahlen Strlič et al. [2010] den Einsatz eines Referenzpapiers (Whatman No. 1 filter paper) anstelle von Metallcoupons, da dieses sowohl gegenüber hydrolytischem als auch oxidativem Abbau sensibel reagiert und daher als repräsentativ für organisches Sammlungsgut angesehen werden kann. Alternative Versuchsaufbauten konnten sich allerdings bislang nicht durchsetzen.

Metallstreifen

Eine Abwandlung des Oddy-Tests stellt die Exposition von Metallstreifen am Stand- bzw. Aufbewahrungsort von Objekten dar, um die korrosive Gesamtbelastung der Innenraumluft einzuschätzen. Sichtbare Veränderungen des Oberflächenglanzes bzw. der Farbigkeit der Metallstreifen sollen Rückschlüsse auf die verantwortlichen korrosiven Verbindungen analog zum oben erläuterten Oddy-Test erlauben. Die Zeitspanne bis zum Auftreten einer sichtbaren Veränderung dient als Indikator. Vereinzelt bieten Firmen entsprechende Metalle zur Überwachung der Luftqualität an, wie beispielsweise der sogenannte Korrosionsbelastungs-Schnelltest [Corrosion Classification Coupon (CCC)] der Firma Purafil®. Zur Bestimmung der Korrosionsrate und um eine Aussage über das Schädigungspotenzial der Atmosphäre treffen zu können, wird die nach einem definierten Zeitraum entstandene Korrosionsfilmstärke gemessen und zu der Expositionsdauer ins Verhältnis gesetzt.

Wie beim Oddy-Test liegt der Nachteil bei der Luftüberwachung mittels Metallstreifen eindeutig in der visuellen und damit subjektiven Einstufung des Veränderungsgrades. Dazu kommt die unter Umständen langfristige Expositionsdauer bis zum Eintreten einer Abweichung im Erscheinungsbild der Metalloberfläche. Das Auslegen von Metallcoupons wird daher häufig als Hilfsmittel zur Langzeitüberwachung (*monitoring*) der Luftqualität eingesetzt. Auch ist dieser Test lediglich als Einschätzungshilfe, nicht als tatsächliche Nachweismethode zu betrachten. Ebenso wie sich verschiedene Reinheits- und Legierungsgrade des Metalls auf das Ergebnis auswirken können, so ist das Erfassen zeitlich schwankender Emissionsmuster, lokaler Quellen sowie einzelner Verbindungen und deren Konzentrationen nicht möglich.

Korrosionsdosimeter

Im Gegensatz zur standardisierten Analytik von Luftproben, mittels derer Einzelsubstanzen identifiziert und quantifiziert werden, sollen Dosimeter die kumulative Auswirkung eines Teils oder der gesamten Umgebung auf Kunst- und Kulturgüter erfassen und folglich eine direkte Messung über das Schädigungspotenzial des Umfeldes ermöglichen. Das Dosimeter muss daher auf einwirkende Umgebungsparameter sensibler als die Sammlungsgüter reagieren. Darüber hinaus muss es möglich sein, die bei einer Exposition erzielten Veränderungen des Dosimeters in direkte Beziehung zu möglichen, schädigenden Auswirkungen auf Kunstobjekte zu setzen [Grøntoft et al., 2010].

Die Entwicklung von Dosimetern wurde bislang primär im Rahmen von europäischen Forschungsvorhaben betrieben, in denen verschiedene Geräte entwickelt wurden.

Glassensoren des Fraunhofer-Instituts für Silicatiforschung ISC, Würzburg

Innerhalb des von der Europäischen Kommission geförderten Projektes AMECP (Assessment and Monitoring the Environment of Cultural Property; 2003–2006) wurde seitens des Fraunhofer-Instituts für Silicatiforschung ISC in Zusammenarbeit

mit dem Victoria & Albert Museum, London/UK, und dem Klostermuseum in Batalha/Portugal ein Glaskorrosionsdosimeter entwickelt [Leissner et al., 1996].

In einen stabilen Diarahmen ist eine Aluminiummaske eingesetzt, die ein speziell präpariertes Kalk-Kalisilicatglas hält, das aufgrund seiner chemischen Zusammensetzung sehr empfindlich auf äußere Einflüsse reagiert (Abbildung 3-10B). Parameter, wie Schwankungen von Temperatur und relativer Luftfeuchte, Kondensationsfeuchte, Schadgase und Einflüsse durch Wärmeeinstrahlung, bewirken einzeln oder im Zusammenwirken eine Oberflächenkorrosion des Modellglases. Diese strukturellen Änderungen im oberflächennahen Glasnetzwerk werden durch Ionenaustauschreaktionen hervorgerufen. Bei der Auswertung der Glasdosimeter werden IR-spektroskopisch Vergleichswerte ermittelt und durch Messung der Extinktion anhand des sogenannten ΔE -Wertes quantifiziert, der sich aus dem Extinktionswert (E_1) einer geeigneten Hydroxylbande nach Exposition im Vergleich zum Nullspektrum (E_0) des Modellglases vor der Exposition beschreibt ($\Delta E = E_1 - E_0$) [Fuchs und Leissner, 1995; Pilz, 2000]. Ein hoher ΔE -Wert verdeutlicht eine hohe korrosive Gesamtbelastung der Umgebungsbedingungen. Eine Analyse spezifischer Einzelsubstanzen ist nicht möglich. Die empfohlene Expositionszeit beträgt drei Monate und kann auf maximal sechs Monate ausgedehnt werden. Nach der Exposition müssen die Dosimeter an das Labor des Fraunhofer ISC zur Auswertung zurückgesendet werden.

Early Warning Organic dosimeter (EWO)

Das sogenannte EWO-Dosimeter wurde vom Norwegischen Institut für Luftforschung (NILU: Norwegian Institute for Air Research) im Rahmen des von der Europäischen Kommission geförderten Projektes MASTER (Preventive Conservation Strategies for Protection of Organic Objects in Museums, Historic Buildings and Archives; 2003-2006) entwickelt [Dahlin, 2010], siehe Abbildung 3-10C. Das Dosimeter besteht aus einem auf Glas aufgetragenen, synthetischen Polymerfilm, der sehr sensibel auf klimatische Parameter (z. B. Temperatur, relative Luftfeuchte, ultraviolette Strahlung) und auf die anorganischen, primär mit der Außenluft eingetragenen Schadgase Stickstoffdioxid (NO_2) und Ozon (O_3) sowie auf hohe Konzentrationen von Schwefeldioxid (SO_2) reagiert. Die empfohlene Expositionszeit beträgt drei Monate. Das Dosimeter reagiert nicht auf organische Säuren, Staub und Partikel. Mit zunehmender Umwelteinwirkung verliert der Polymerfilm an Lichtdurchlässigkeit. Das Absorptionsvermögen des Films wird daher vor und nach der Exposition bei einer Wellenlänge von 340 nm spektrophotometrisch gemessen. Das Verhältnis zwischen dem Messwert des EWO-Dosimeters und der Umweltbelastung wird anhand einer nicht-linearen Dosis-Wirkungs-Funktion (»dose response function«) errechnet. Es werden zwei verschiedene Gleichungen zur Berechnung der Funktion für Innenräume (Gleichung 3-2) und für Behältnisse, wie z. B. für Museumsvitrinen (Gleichung 3-3), verwendet. Beide Gleichungen basieren auf der statistischen Auswertung von Ergebnissen, die während einer im Rahmen des MASTER-Projektes durchgeführten Messkampagne gewonnen wurden.

$$EWO \cdot 1000 = 8,7 + \sqrt{UV} + \sqrt{T}(0,11[NO_2] + 0,1[O_3]) \quad (3-3)$$

$$EWO \cdot 1000 = 4,5 + \sqrt{T}(0,16[NO_2] + 0,052[O_3]) \quad (3-4)$$

mit UV=ultraviolette Strahlung [mW/m²], T=Temperatur [°C] und der Gaskonzentration von NO₂ und O₃ [µg/m³].

Die Messergebnisse werden mit zunehmenden Umwelteinflüssen aufsteigend als Werte zwischen eins und fünf angegeben (sehr gute bis inakzeptable Bedingungen), die die Bewertung der Innenraumlufthausqualität in fünf Museumskategorien von unterschiedlicher Schutzfunktion ermöglichen. Diese Kategorien reichen von Archivdepots über neue und historische Museumsgebäude bis zu Außenlagerstätten ohne jegliche Schutzfunktion [López-Aparicio et al., 2010].

Quarzkristall-Mikrowaagen

Quarzkristall-Mikrowaagen (*Quartz Crystal Microbalance, QCM*) nutzen einen Quarz als Sensor, der eine natürliche Eigenfrequenz aufweist (Schwingquarz). Zur Messung wird das Abhängigkeitsverhältnis der Resonanzfrequenz von der Masse genutzt. Lagern sich auf der Oberfläche des Quarzes Substanzen an, so ändert sich dessen Schwingfrequenz. Zur Erfassung der korrosiven Gesamtbelastung der Umgebungsluft im musealen Umfeld wird daher die Quarzoberfläche mit Materialien beschichtet, die sensibel auf Schadgasexposition reagieren und/oder der Zusammensetzung von Kunstwerken entsprechen (Abbildung 3-10D). Durch Schadgase, aber auch durch klimatische Parameter (Temperatur, relative Luftfeuchte) hervorgerufene Korrosionsschichten auf den Oberflächen der Beschichtungen führen zu einer Gewichtszunahme und damit zu einer Minderung der natürlichen Eigenfrequenz des Sensors. Der Zusammenhang zwischen der Änderung der Resonanzfrequenz und der Schichtdicke der Korrosion ermöglicht Aussagen über die Schadstoffbelastung der Umgebungsluft und die Korrosionszunahme über einen gewissen Zeitraum. Einzelgaskonzentrationen werden nicht erfasst.

Ein kommerziell erhältliches System ist die PuraFil® OnGuard®-Serie zur Korrosionserfassung der Umgebungsluft in Echtzeit unter Verwendung von mit Silber und Kupfer beschichteten Quarzkristallmikrowaage-Sensoren. Durch die Messung in Echtzeit stellt dieses Gerät ein Online-Messverfahren dar. Das System erfasst Schichtdickenunterschiede in Ångström (Å) mit einem Toleranzbereich von 0,5–1%. Die Ergebnisse können in Bezug zum ISA-Standard 71.04-1985 gesetzt werden [ISA 71.04, 1985].

Auf einem ähnlichen Prinzip basiert der sogenannte AirCorr-Logger, entwickelt in dem Forschungsprojekt MUSECORR (Protection of cultural heritage by real-time corrosion monitoring; 2009–2012). Der Sensor besteht aus einer Metallschleife unterschiedlicher Dicke, die auf einem nicht-leitfähigen Trägermaterial befestigt ist. Sobald das Metall korrodiert, verringert sich der Querschnitt der Metallschleife und folglich auch dessen elektrischer Widerstand. Dieser wird im Verhältnis zu einem

mit einer Beschichtung geschützten Teil der Metallschleife gemessen, der als Blindwert fungiert. Die Korrosionstiefe des Sensors berechnet sich aus der anfänglichen Metalldicke sowie aus dem anfänglichen und aktuellen elektrischen Widerstand des exponierten und geschützten Metallbereichs. Das Messintervall lässt sich variabel einstellen, die Daten können über ein Lesegerät berührungsfrei auf einen Computer übertragen werden. In Abhängigkeit von dem Expositionsort (Innenluft/Außenluft) und der gewünschten Sensibilität können verschiedene Metalle als Sensor eingesetzt werden [Hubert et al., 2012].

In dem europäischen Forschungsvorhaben ERA (Environmental Research for Art Conservation) wurden eigens als Testkörper angefertigte Tempera-Malereien als Dosimeter eingesetzt und mittels dynamisch-mechanischer Thermo-Analyse (DTMA) ausgewertet [Cohen et al., 2000; Odlyha et al., 2000a, b]. Darüber hinaus wurden auch mit Polyethylenimin beschichtete Quarzkristallmikrowaagen-Sensoren zur Messung der relativen Luftfeuchte eingesetzt. In den nachfolgenden Projekten MIMIC (Microclimate Indoor Monitoring for Cultural Heritage Preservation; 2001–2004) und SENSORGAN (Sensor system for detection of harmful environments for pipe organs; 2006–2008) wurden mit Mastix, Eitempera oder Blei beschichtete Sensoren verwendet [Odlyha et al., 2004, 2005].

In dem Projekt PROPAIN (Improved Protection of Paintings during Exhibition, Storage and Transit; 2007–2010) wurden die bisher in europäischen Forschungsprojekten entwickelten Sensoren Glaskorrosionsdosimeter, EWO-Dosimeter und Quarzkristall-Mikrowaagen (mit Mastix bzw. Blei beschichtet) hinsichtlich ihrer Einsatzmöglichkeiten in Mikroklima-Rahmen miteinander verglichen. Aufgrund ihrer unterschiedlichen Empfindlichkeiten kann bislang nur eine parallele Exposition eine verhältnismäßig umfassende Einschätzung der Umgebungsbedingungen liefern [Grøntoft et al., 2010]. In dem im 7. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission geförderten Projekt MEMORI (Measurement, effect assessment and mitigation of pollutant impact on movable cultural assets. Innovative research for market transfer; 2010–2013) ist daher die Kombination des EWO-Dosimeters mit dem Glaskorrosionsdosimeter zu einem Gerät vorgesehen.

3.2.5 Mikrochemische Nachweismethoden

Es existiert eine Reihe von einfachen mikrochemischen Spotttests, die von einigen Autoren als zeitsparende Alternative oder Ergänzung zum Oddy-Test empfohlen werden. Die Durchführung kann eigenständig erfolgen, setzt allerdings eine laboratorische Grundausstattung voraus. Im Folgenden wird eine Auswahl an Spotttests beschrieben, die ausschließlich qualitativ sind und keine quantitative Bewertung ermöglichen. Eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Methoden bieten Tétreault [1999], Lee und Thickett [1996] sowie Hatchfield [2002]. Abbildung 3-11 zeigt einige dieser mikrochemischen Verfahren.

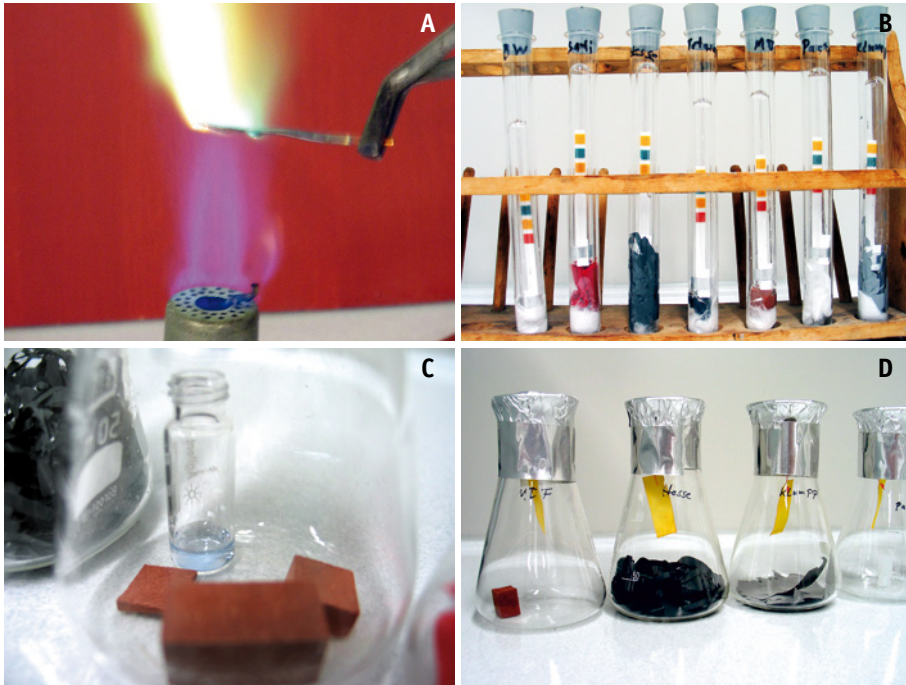


Abbildung 3-11: Verschiedene mikrochemische Methoden, die von einigen Autoren zum Nachweis spezifischer Schadgase empfohlen werden: A: Beilstein-Test; B: pH-Test auf flüchtige Säuren; C: Iodid-Iodat-Test; D: Sulfonphthalein-Test [Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

Bleiacetat-Test auf Schwefel

Eine Materialprobe (ca. 10 mg) wird in ein, mit einem Stopfen verschließbares Reagenzglas (10 ml) eingebracht. Ein Bleiacetat-Teststreifen wird mit 1–2 Tropfen reinen Wassers befeuchtet und, mit dem Stopfen befestigt, in das Reagenzglas gehängt. Der Teststreifen und die Materialprobe dürfen sich nicht berühren. Das Reagenzglas wird über einem Bunsenbrenner erhitzt. Dabei ist das Glas leicht zu neigen, damit der durch die Pyrolyse entstehende Rauch über das Testpapier geleitet wird. Färbt sich dieses braun, enthält der Rauch Schwefel. Um das Testergebnis zu bestätigen, kann der Teststreifen entnommen und mit einem Tropfen Wasserstoffperoxid (H_2O_2) befeuchtet werden. Der Streifen sollte sich weiß verfärben. Da während des Tests stark riechende und reizende Dämpfe entstehen können, ist er unter einem Abzug durchzuführen.

Chromotropsäure-Test auf Formaldehyd

Die Emission von Formaldehyd soll sich durch die Chromotropsäure-Reaktion nachweisen lassen. Mit konzentrierter Schwefelsäure (97 %) ist eine Chromotropsäure-Lösung (1 %) herzustellen. 10 Tropfen der Lösung werden in ein geeignetes, kleines

Gefäß gegeben und zusammen mit dem Probenmaterial (2 g) in einen Erlenmeyerkolben (50 ml) eingebracht, der mit einem Stopfen fest verschlossen wird. Der Kolben wird in einem Trockenschrank bei konstanten 60 °C über 30 min erwärmt. Eine Blaufärbung der Chromotropsäure-Lösung weist auf die Anwesenheit von Formaldehyd bzw. auf das Probenmaterial als Emissionsquelle für Formaldehyd hin. Der Chromotropsäure-Test reagiert nach Zhang et al. [1994] empfindlicher als der Oddy-Test und hat sich in Kombination mit dem Iodid-Iodat-Test als guter Indikator für die Eignungsprüfung von Materialien für den Einsatz in der Umgebung von säure- und formaldehydempfindlichem Sammlungsgut erwiesen. Nach Hatchfield [2002] können mit Hilfe dieses Tests problematische Materialien identifiziert werden, die keine Korrosionserscheinungen im Oddy-Test hervorrufen.

Beilstein-Test

Der Beilstein-Test dient dem Nachweis von Chloriden, insbesondere in Kunststoffen. Eine kleine Probe des zu untersuchenden Materials wird auf einem Kupferdraht in eine Gasflamme gehalten. Bei Anwesenheit von Chlorid färbt sich die Flamme grün (Abbildung 3-11A). Um jegliche Kontamination und damit eine Verfälschung des Ergebnisses auszuschließen, sollten die in diesem Schnelltest zu verwendenden Materialien (Kupferdraht) zuvor ausgeglüht werden.

Glycerin-pH-Test auf flüchtige Säuren

Halb-quantitative Messungen zum Nachweis flüchtiger Säuren sollen auch anhand eines mit Glycerin imprägnierten pH-Papiers durchgeführt werden können. Die Idee des Verfahrens beruht auf einer Modifizierung der gewöhnlich in wässriger Umgebung durchgeführten pH-Messung. Durch Imprägnierung eines pH-Indikatorpapiers mit Glycerin (20 ml Wasser/80 g Glycerin) wird die Absorption flüchtiger organischer Säuren aus der Umgebungsluft ermöglicht. Nach Erreichen eines Gleichgewichts zwischen dem imprägnierten Indikatorpapier und der Luft lässt sich anhand des Farbumschlags des Indikatorpapiers auf den Säuregehalt der Umgebung schließen. Die Ausgleichskonzentration wird in der Regel nach 24 Stunden erreicht. Der Glycerin-Zusatz setzt die Verdunstungszeit des Wassers herab und verhindert dadurch ein Austrocknen des Indikatorpapiers über mehrere Stunden. Parallel zu der Messung wird ein Kontrollindikator außerhalb des zu untersuchenden Luftkompartiments mitgeführt. Die Auswertung erfolgt anhand einer pH-Farbskala und eines Vergleichs mit dem Kontrollindikator. Zur Überprüfung eines Werkstoffes sind 2 g der Materialprobe in ein 250 ml-Reagenzglas zu geben und gemeinsam mit dem pH-Indikatorpapier für 24 Stunden aufzubewahren. Die Referenz enthält keine Materialprobe. Aufgrund der kurzen Expositionszeit von maximal 24 Stunden sind nach Tétreault [1992] Wechselwirkungen zwischen der absorbierten Säure und dem Indikatorfarbstoff des pH-Papiers ausgeschlossen. Es gilt zu beachten, dass mit diesem Nachweis nicht der Säuregehalt eines Werkstoffes, sondern der Säuregehalt seiner Emissionen überprüft wird.

Tétreault [1992] hat zur Quantifizierung der Messergebnisse eine Konvertierung der pH-Werte vorgenommen und gibt eine Einschätzung des Schädigungspotenzials getesteter Materialien gemäß Tabelle 3-4. Brokerhof und van Bommel [1996] berichten allerdings von Schäden am Sammlungsgut bei deutlich geringeren Konzentrationen von Essigsäure im Bereich von 100 ppb ($250 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Hatchfield, 2002].

Tabelle 3-4: Korrelation gemessener pH-Werte und des Schädigungspotenzials für Sammlungsgut [Quelle: Tétreault 1992, 1999].

pH-Wert	Einstufung des Schädigungspotenzials
7,0–5,0	<p>gering</p> <p>Konzentration $< 1 \text{ ppm}$ ($\cong 2480 \mu\text{g}/\text{m}^3$)</p> <p>Einsatz des Materials in großen/belüfteten Räumen (Verdünnungseffekt der Säurekonzentrationen)</p> <p>Gegenüber Säureexposition empfindliches Sammlungsgut könnte in geschlossenen Behältnissen (Vitrinen u.ä.) geschädigt werden, wenn der pH-Wert in einem niedrigeren Bereich als die Kontrolle liegt</p>
5,0–3,5	<p>mittel</p> <p>Konzentration zwischen 1 ppm und 10 ppm ($\cong 2480 \mu\text{g}/\text{m}^3$–$24790 \mu\text{g}/\text{m}^3$)</p> <p>In großen/belüfteten Räumen/Behältnissen kurz- bis mittelfristige Entfernung saurer Gase</p> <p>Auch kurzfristig ist ein Schädigungspotenzial für säureempfindliches Sammlungsgut gegeben, daher: Erhöhen des Luftwechsels, vor der Nutzung des Behältnisses warten bis die Emission abklingt</p> <p>Materialien mit entsprechenden Säureemissionen nicht in geschlossenen Behältnissen einsetzen</p> <p>Ggf. Minderung der relativen Luftfeuchte, Einsatz von Adsorbentien</p>
$< 3,5$	<p>hoch</p> <p>Konzentration $> 10 \text{ ppm}$ ($\cong 24790 \mu\text{g}/\text{m}^3$)</p> <p>Ernsthaftes Schädigungspotenzial für Sammlungsgut (auch proteinhaltige Materialien)</p> <p>Sammlungsgut aus betroffenen Bereichen entfernen, Erhöhen des Luftwechsels, Wartezeit bis Erreichen einer Emissionsminderung</p> <p>In geschlossenen Behältnissen ist der Einsatz von Adsorbentien nicht effektiv</p> <p>Produkte mit dieser Emissionsrate nicht einsetzen</p>

pH-Test auf flüchtige Säuren

Dieser Test wurde 1979 am Smithsonian Center for Material Research and Education (SCMRE), USA, entwickelt, um das Emissionspotenzial von Werkstoffen bezüglich flüchtiger Säuren zu überprüfen. Indikatorpapier wird mit einer alkalischen Substanz imprägniert und gemeinsam mit dem Probenmaterial in ein Reagenzglas gegeben, das bei 50°C in einem Trockenschrank aufbewahrt wird. Bei Anwesenheit von Säuren

neutralisieren diese die alkalische Substanz und führen zu einem Farbumschlag des pH-Indikatorpapiers [Hatchfield, 2002].

Als alkalische Substanz kann Kalkwasser verwendet werden, das Indikatorpapier sollte dann einen Wert von ca. 10,2 anzeigen. Destilliertes Wasser (1 ml) wird in ein Reagenzglas gegeben, darüber wird ein kleiner Stopfen aus Glaswolle positioniert und auf diesen wird die Materialprobe gelegt. Die Probe sollte nicht vollständig mit Wasser bedeckt sein. Das pH-Indikatorpapier wird in ein separates Reagenzglas mit geringerem Außendurchmesser eingebracht, das herausreichende Ende an der Glasaußenseite befestigt und kopfüber in das Reagenzglas, das die Materialprobe enthält, gestülpt. Das Glas wird anschließend mit einem Stopfen fest verschlossen (Abbildung 3-11B). Der Versuchsaufbau wird bei 50 °C in einem Trockenschrank platziert. Als Referenz ist ein Reagenzglas ohne Probenmaterial einzubeziehen.

Als Nachteile kritisiert Hatchfield [2002] den komplizierten Versuchsaufbau und die Tatsache, dass der pH-Wert der Referenz innerhalb von 1–5 Tagen, abhängig vom Versuchsaufbau, auf 8 fällt.

Essigsäure-Test für Holzproben

Eine zerkleinerte Holzprobe (5 g) wird in 100 ml destilliertes Wasser gegeben und über 2 Stunden mit Hilfe eines Magnetrührers vermischt. Anschließend wird eine Messung des pH-Wertes mittels Indikatorpapieren durchgeführt [Carroll et al., 1973]. Bei einem pH-Wert < 4 ist die Holzprobe als sehr korrosiv anzusehen, pH-Werte > 5 sollten nach Tétreault [1999] geeignet sein.

Dieser in der Literatur vereinzelt aufgeführte Test ist allerdings sehr kritisch zu sehen, da Vollholz und Holzwerkstoffe grundsätzlich eine Emissionsquelle für organische Säuren darstellen und nicht eingesetzt werden sollten, wenn auf Säureexposition empfindlich reagierende Materialgruppen aufzubewahren oder auszustellen sind.

Iodid-Iodat-Test

Iodid- und Iodat-Ionen bilden mit flüchtigen Säuren bei Anwesenheit von Stärke eine blau-violette Lösung [Zhang et al., 1994; Hatchfield, 2002]. Das Probenmaterial (2 g) wird in ein Reagenzglas eingebracht. Je zwei Tropfen einer Iodid-/Iodat-Lösung (2 % / 4 %) und einer Stärkelösung (0,1 %) werden auf eine 2 mm tiefe Schale gegeben und neben der Probe platziert (Abbildung 3-11C). Das Reagenzglas wird mit einem Stopfen verschlossen und bei 60 °C über 30 min in einem Trockenschrank aufbewahrt.

Hatchfield [2002] weist darauf hin, dass zu hohe Temperaturen zu einer zu schnellen Emission der Säuren führen können, so dass keine Reaktion mit der Indikatorlösung stattfinden kann. Auch zu geringe Probenmengen könnten ggf. zu geringe Mengen an Säure emittieren, um eine Reaktion auszulösen.

Zhang et al. [1994] berichten, dass die Ergebnisse des Iodid-Iodat-Tests und des Chromotropsäure-Tests die gleichen Materialien als problematisch identifizierten wie der Oddy-Test. Allerdings werden diese beiden Tests bei gemeinsamer Ausführung nicht alle Materialien identifizieren, die bekanntermaßen korrosive Reaktionen im Oddy-Test verursachen und sollten daher nicht als Ersatz für den Oddy-Test angesehen werden [Hatchfield, 2002].

Natriumazid-Test auf schweflige Verbindungen

Der Test beruht auf dem Nachweis von leicht reduzierbarem Schwefel, der als Schwefelwasserstoff (H_2S) emittiert werden kann. Dabei wird die katalytische Zersetzung einer Natriumazid-Iod-Lösung ausgenutzt, die durch bestimmte schwefelhaltige Verbindungen initiiert und durch starke Blasenbildung von elementarem Stickstoff (N_2) sichtbar wird [Hatchfield, 2002]. Dabei wird eine Probe des zu untersuchenden Materials auf einem Objektträger platziert und mit dem Reagenz versetzt. Blasenbildung weist auf die Anwesenheit reduzierten Schwefels hin, das Material sollte nicht verwendet werden. Der Test spricht nicht auf stabile schweflige Verbindungen wie Sulfate, Sulfide oder Sulfonsäuren und ihre Salze an.

Die Einstufung des Grads der Blasenbildung erfolgt einer dem Oddy-Test entsprechenden Kategorisierung. Je nach Größe und Stärke der Blasenbildung wird zwischen stark, leicht und vernachlässigbar differenziert und die Einsatzdauer des Materials festgelegt (ungeeignet, temporär, langfristig). Wie der Oddy-Test ist auch der Natriumazid-Test sehr subjektiv in der Auswertung, insbesondere bei geringer oder vernachlässigbarer Blasenbildung. Die Ergebnisse stimmen nach Daniels und Ward [1982] weitestgehend mit den im Oddy-Test zu erzielenden Resultaten überein. Dennoch sollte der Natriumazid-Test diesen nicht ersetzen, sondern aufgrund des geringen Zeitaufwandes vielmehr als Ergänzung oder Vortest verstanden werden.

Sulfonphthalein-Indikatoren zur Anzeige von Stickoxiden

Da der Zersetzungsprozess von Sammlungsgut aus Cellulosenitrat nicht zwangsläufig mit äußerlichen Veränderungen einhergeht, ist eine Überprüfung möglicher Emissionen von Stickoxiden notwendig. Die unmittelbare Umgebungsluft von Cellulosenitrat-Objekten ist daher auf ihren Stickstoffgehalt zu untersuchen. Mit Kresolpurpur oder Kresolrot imprägniertes Filterpapier (wässrige Lösung von 0,04 % oder alkoholische Lösung von 0,005 %) wird nach der Trocknung in unmittelbarer Nähe zum Objekt ausgelegt, ohne in direkten Kontakt mit diesem zu kommen (Abbildung 3-11D). Die Farbstoffe reagieren auf die Anwesenheit von Stickoxiden mit einem Farbumschlag des gelb verfärbten Papiers. Durch Platzieren des Objektes auf Filterpapier und Umrandung mit einer Linie der Sulfonphthalein-Lösung ist die Identifizierung lokaler Emissionsquellen durch variierende Farbumschläge in verschiedenen Linienabschnitten möglich [Fenn, 1995b]. Die Expositionszeit beträgt 24 Stunden. Nach Hatchfield [2002] reagieren andere Schadstoffe, wie z. B. Campher oder flüchtige Säuren, nicht auf den Test, so dass Zersetzungsprozesse des Cellu-

losenitrats in einem sehr frühen Stadium erkannt werden können. Die Ergebnisse sind gemäß Tabelle 3-5 zu interpretieren.

Tabelle 3-5: pH-Werte bei einem Farbwechsel von Kresolrot bzw. Kresolpurpur während des Sulphonphthalein-Tests [Quelle: Hatchfield, 2002].

pH-Wert bei Kresolrot Farbwechsel bei Kresolrot	0,2 → rosa-orange	1,8 → gelb	8,8 → purpurrot
pH-Wert bei Kresolpurpur Farbwechsel bei Kresolpurpur	1,2 → rot	2,8 → gelb	9,0 → violett

Nachweis von Lignin

Lignin ist in vielen Produkten aus Papier und Pappe enthalten. Da es zum Säuregehalt dieser Stoffe und folglich zum Verspröden und Vergilben von Papierprodukten beiträgt, ist es in Archivmaterialien zur Aufbewahrung und Lagerung von Sammlungsgut und Dokumenten unerwünscht. Es existieren einfache Spotttests für den Nachweis von Lignin. Durch Applizieren eines Tropfens der jeweiligen Lösung kommt es zu einer charakteristischen Verfärbung analog Tabelle 3-6.

Tabelle 3-6: Nachweisreagenzien für Lignin und ihre charakteristischen Farbumschläge.

Reagenz	Farbumschlag
Salzsaure Phloroglucinlösung	Rotfärbung
Anilin/Schwefelsäure	Gelbfärbung
Schiffs Reagenz	Violettffärbung

4 Bekannte Auswirkungen von Schadstoffexposition auf Kunst- und Kulturgut

Luftgetragene Verbindungen und Partikel können Materialveränderungen an Sammlungsgut hervorrufen und folglich an Alterungserscheinungen und Zerfallsprozessen beteiligt sein oder diese selbst initiieren. Diese Tatsache wurde erst durch Schadensbilder wahrgenommen, deren Ursachen eindeutig auf das Einwirken von Schadstoffen zurückgeführt werden konnten.

4.1 Erste Schadensbilder

Die ersten Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Werkstoffe wurden mit Beginn der industriellen Revolution sichtbar. Die durch Verbrennungsprozesse verursachte hohe Luftbelastung führte zu Verschmutzungen von Gebäudefassaden, Denkmälern und frei bewitterter Kunst. Die Problematik beschränkte sich allerdings nicht nur auf den Außenraum, sondern beeinflusste durch Lüftungsprozesse auch maßgeblich Innenräume und die hier aufbewahrten Sammlungsgüter.

Einen detaillierten Einblick in die schadstoffbedingten Schwierigkeiten einer Kunstgalerie des frühen 19. Jahrhunderts gewährt Saunders [2000] anhand der National Gallery, London. Diese befand sich im Stadtzentrum Londons und damit in einer denkbar ungünstigen nachbarschaftlichen Nähe zu einer Vielzahl an Schornsteinen. Einerseits sollte durch ausreichende Lüftung eine gute Luftqualität gewährleistet werden, andererseits herrschte Besorgnis über den Rauch und Staub, der durch die geöffneten Oberlichter eingetragen wurde. Der Aufseher der Anfang der 1820er Jahre gegründeten Galerie erwog im Jahr 1847 in Folge der zunehmenden Außenluftbelastung die Flure zu wässern, um den Staub niederzulegen, der durch die geöffneten Oberlichter in die Ausstellungsräume gelangte und die Gemälderahmen verunstaltete. Gemäldeoberflächen verschmutzten durch Rußablagerungen, Bleiweiß verschwärzte durch Schwefelwasserstoff und Kupfer korrodierte infolge Schwefliger Säure. 1850 folgten Überlegungen, die National Gallery an einen Ort zu verlagern, an dem keine Kohle verbrannt wurde. Angesichts der Unsicherheit über einen neuen Standort und der damit verbundenen hohen Kosten wurde der Vorschlag aber nicht weiter verfolgt. Als vorübergehende Sicherungsmaßnahme sollten stattdessen Gemälde von moderater Größe verglast und Rückseitenschutz angebracht werden. Es wurde darauf hingewiesen, dass entsprechende Maßnahmen nur unter größter Vorsicht und Kontrolle durchzuführen seien und erhöhte Aufmerksamkeit auf die Belüftung der Galerie gelegt werden müsse. Um Staub und Rauch auszuschließen, wurden die Oberlichter geschlossen. Dies führte allerdings zu einer sehr schnellen Erwärmung der Raumluft, die infolgedessen als »schlecht« wahrgenommen wurde, besonders bei hohem Besucheraufkommen. Dies führte zu dem weitaus höheren Schädigungspotenzial der überhitzten Luft. Tafelgemälde zeigten Trocknungsschä-

den, denen durch wassergefüllte Zinkwannen, die zur Befeuchtung der warmen und trockenen Luft unter die Lüftungsgitter in den Fluren gestellt wurden, entgegengewirkt werden sollte² [Saunders, 2000].

Sind in diesen Überlieferungen neben klimatischen Problemen die Auswirkungen von Schadgasen noch recht allgemein formuliert, so wurde ebenfalls Ende des 19. Jahrhunderts erstmals ein konkretes Schadensbild dokumentiert, das auf chemische Verbindungen in der Innenraumluft zurückgeführt werden konnte. Byne [1899] berichtete von einem weißen, pudrigen Belag auf einzelnen Exemplaren einer Muschelsammlung. Eine Untersuchung der Zusammensetzung ergab Calciumdibutyryl, teilweise mit Calciumacetat gemischt. Byne folgerte, dass beide Substanzen durch Einwirken von Butansäure und Essigsäure auf das Calciumcarbonat der Muschelstruktur gebildet wurden. Da Butansäure nach Byne nicht in der Atmosphäre vorkommt, schloss er externe Einflussfaktoren aus und führte als Ursache bakterielle Fermentationsprozesse im organischen Material der Muschel oder in anhaftenden Resten des Weichkörpers an. Er erörterte auch die Konsequenzen für die Aufbewahrung in geschlossenen Behältnissen, da diese keine Möglichkeit zum Ablüften der Säuren bieten würden. Byne vermutete einen bakteriellen Prozess und prägte damit das teilweise auch heute noch gebräuchliche Schlagwort *Byne's disease* (Byne'sche Krankheit). Die dem Schadensbild zugrunde liegende Reaktion wurde erst ein Jahrhundert später wissenschaftlich erklärt.

4.2 Entstehung von Materialschäden und beeinflussende Faktoren

Bekanntermaßen resultieren Materialschäden aus einem Zusammenspiel von chemischen und physikalischen Änderungen und Vorgängen. Die Prozesse können anfangs sehr langsam und unbemerkt ablaufen, bis sie irgendwann physikalisch sichtbar werden [Bradley, 1996]. Das Entstehen eines Schadensbildes ist von vielen Parametern abhängig. Diese werden beispielsweise für Schäden an Holz und Holzwerkstoffen ausführlich von Lukowsky [2013] behandelt. Ein Objekt besteht üblicherweise aus unterschiedlichen Materialien und weist verschiedene Alterungserscheinungen auf. Dies schließt auch vorangegangene konservatorische Maßnahmen und restauratorische Eingriffe ein. Für eine Schädigung ist nicht nur die Dosis einer chemischen Verbindung, d. h. dessen Menge und Expositionsdauer, entscheidend, sondern auch die in der Umgebung herrschenden klimatischen Bedingungen. So können beispielsweise Temperatur, relative Luftfeuchte, Beleuchtung und Oxidantien Zerfallsprozesse begünstigen.

² Die übernommenen Angaben basieren auf verschiedenen Berichten eines Sonderausschusses für die National Gallery und Sitzungsprotokollen des National Gallery Kuratoriums aus den 1830er bis 1870er Jahren. Die Originalquellen sind nicht verfügbar. Für weiterführende Informationen siehe: Saunders [2000].

In der Innenraumlufte liegt eine Einzelverbindung nie isoliert vor, sondern in einem Substanzgemisch aus Schadstoffen unterschiedlichster Emissionsquellen. Die ablaufenden Reaktionen von Einzelsubstanzen müssen daher im Zusammenhang mit gleichzeitig anwesenden Verbindungen betrachtet werden, da diese das Reaktionsverhalten und folglich die Auswirkungen einer Substanz auf ein Material signifikant beeinflussen können. Sind im Labor auch zielgerichtete Versuche zu Konzentrationsschwellen, Reaktionsmechanismen und Schädigungspotenzial einzelner Verbindungen grundsätzlich möglich, so ist die denkbare Vielfalt an beeinflussenden Faktoren kaum zu simulieren. Die Vielzahl an Reaktionsmechanismen und Wechselwirkungen begründen die Schwierigkeit, von einer gewissen Raumluftequalität auf ein Schädigungspotenzial und umgekehrt von einem wahrnehmbaren Schadensbild auf gasförmige Verbindungen als Schädigungsfaktor und auf die verantwortliche Initialkonzentration zu schließen. Viele Versuche zu den Auswirkungen von Schadstoffen auf Sammlungsgut finden unter stark erhöhten Schadstoffkonzentrationen statt, auch wenn die Extrapolation der hier gewonnenen Daten auf Verhältnisse unter realen Bedingungen angezweifelt wird [Menart et al., 2011].

Messungen der Luftqualität werden meistens erst nach Eintreten einer Auffälligkeit oder einer Materialschädigung durchgeführt. Das analytische Ergebnis stellt dann den Ist-Zustand zu einem späteren Zeitpunkt dar, der eine unbekannte Zeitspanne hinter dem Eintreten der Schädigung liegt.

Entsprechende Aussagen werden auch durch die für museal genutzte Innenräume charakteristischen Randparameter erschwert, die sich von Innenräumen unter wohn- oder arbeitshygienischen Bedingungen unterscheiden. Grundsätzlich ist in diesem Fall eine Verdünnung der Emissionen durch eine verstärkte Lüftungstätigkeit möglich. Angesichts der hohen Anforderungen an konstante klimatische Parameter und des dadurch verringerten Luftwechsels ist dies in museal genutzten Räumen nicht oder nur eingeschränkt gegeben. Eine effektive Minderung von Luftschadstoffen ausschließlich durch Lüftung ist daher nahezu ausgeschlossen.

Die Problematik besteht besonders hinsichtlich der heute überwiegend anzutreffenden Präsentationsform von Sammlungsgut in Behältnissen unterschiedlichster Art, wie beispielsweise in Vitrinen, Mikroklimarahmen und hinter Verglasungen sowie im Depotbereich in Schränken, Schubladen, Schachteln und unter Abdeckungen. Gerade bei Vitrinen wird derzeit eine sehr hohe Dichtigkeit gefordert, wodurch der Luftwechsel auf ein Minimum reduziert und die Aufkonzentration von Schadgasen, die im Inneren durch Materialemissionen freigesetzt werden, begünstigt wird (vgl. auch Kap. 5.10). Synergistische Effekte sind nicht auszuschließen, d. h. das Zusammenwirken mehrerer Faktoren kann ein größeres Schädigungspotenzial ausüben als die Summe der Auswirkungen einzelner Verbindungen.

Von weiterer Bedeutung sind die Mechanismen der Adsorption und Absorption. Schadstoffinduzierte Schäden am Sammlungsgut hängen maßgeblich von möglichen sorptiven Wechselwirkungen zwischen luftgetragenen Schadstoffen und der Materialoberfläche ab, die in diesem Fall als Senke fungiert. Viele Kunstwerke

bestehen aus rauen Materialien mit großer Oberfläche, beispielsweise Textilien, Papiere, Leder und (gefasste) Holzobjekte. Substrate von poröser Struktur sind durchlässig für flüchtige Verbindungen und können diese daher besser aufnehmen als Materialien mit glatter Oberfläche. Bestimmende Faktoren hinsichtlich einer Schadgas-Oberflächen-Reaktion sind die physikalisch-chemischen Eigenschaften sowohl des Materials als auch des Gases [Schieweck, 2009]. Nach Weschler und Shields [1997] binden polare Oberflächen polare VOC und Wasser. Unpolare Oberflächen sind dagegen wasserabweisend und binden unpolare VOC. Die Tatsache, dass der auf Materialoberflächen vorhandene Feuchtigkeitsfilm korrosive Reaktionen katalysiert, ist für den Korrosionsprozess von Metallen durch Schwefelwasserstoff bekannt. Für den Ablauf sorptiver Wechselwirkungen scheinen nach Ryhl-Svendsen [2007] sehr geringe Luftwechselraten notwendig zu sein. Diese Bedingung wird in den meisten der heute gebauten Aufbewahrungsbehältnissen erfüllt.

Durch das akkumulative Einwirken luftgetragener Schadstoffe auf ein Objekt verlaufen die Zerfallsprozesse kontinuierlich. Somit wirken sich auch geringste Konzentrationen eines Schadstoffes langfristig schädigend aus [Ryhl-Svendsen, 2001]. Es sind daher nicht nur emissionsreiche Quellen zu berücksichtigen, sondern auch solche mit scheinbar niedrigen Freisetzungsraten.

Das Schädigungspotenzial steht für alle Materialgattungen allgemein in Abhängigkeit von der Art und Konzentration eines Schadstoffes bzw. Schadstoffgemisches, der Expositionsdauer und dem Grad der spezifischen Material-Schadstoff-Wechselwirkung. Einige Reaktionsprodukte können sensorisch auffälliger sein oder ein größeres Schädigungspotenzial gegenüber bestimmten Objektgattungen haben als ihre Ausgangsprodukte. Ein Beispiel hierfür ist die Oxidation von Formaldehyd zu Ameisensäure (vgl. auch Kap. 4.3.1).

Die sich im Inneren eines Behältnisses einstellende Konzentration eines Schadstoffes oder eines Gemisches verschiedener Schadgase steht in Abhängigkeit von der Menge der einströmenden Außenluft (Zuluftstrom), dem Volumen des Behältnisses, der Anzahl und Größe von Senken und potenzieller Emissionsquellen im Inneren der Aufbewahrung. Daher ist beispielsweise die Konzentration reduzierter Schwefelgase von der Luftwechselrate im Vitrininnenraum und der zur Verfügung stehenden Silberoberfläche abhängig [Ankersmit et al., 2005].

Die Charakterisierung des Schädigungspotenzials einer chemischen Verbindung in der Innenraumluft auf Materialien von Kunst- und Kulturgütern erfolgte bislang anhand von Schadensbildern, die eindeutig auf das Einwirken luftgetragener Substanzen zurückgeführt werden konnten. So gelang teilweise eine Identifizierung der verursachenden Schadgase und der ablaufenden Reaktionsmechanismen. Tabelle 4-1 gibt einen Überblick über Einzelsubstanzen bzw. Substanzgruppen, deren Emissionsquellen und bekannten Auswirkungen auf museales Sammlungsgut.

Tabelle 4-1: Chemische Verbindungen in der Innenraumluft, potenzielle Emissionsquellen und bekannte Auswirkungen auf museales Sammlungsgut [Quelle: Bear und Banks, 1985; Brimblecombe, 1990].

Quelle	Verbindung	Auswirkung
Außenluft Elektronische Geräte (z. B. Kopiergeräte, Laserdrucker) Elektrostatische Partikelfilter	Ozon (O ₃)	<ul style="list-style-type: none"> • Mit H₂O Reaktion zu Wasserstoffperoxid möglich • Verspröden von Gummi • Korrosion von Metallen • Ausbleichen, Farbwertveränderung von Farbstoffen • Schädigung von fotografischen Materialien • Verspröden von Papier, Textilien
Außenluft Verbrennungsprozesse Zersetzung von Cellulosenitrat	Stickoxide (NO _x)	<ul style="list-style-type: none"> • Reaktion zu Salpetersäure möglich • Ausbleichen, Farbwertveränderung textiler Farbstoffe • Verringerung der Faserfestigkeit, Verschmutzen von Textilien • Schädigung von fotografischen Materialien, Kunststoffen und Metallen
Außenluft Verbrennungsprozesse Mikroorganismen	Schwefeldioxid (SO ₂)	<ul style="list-style-type: none"> • Oxidation zu Schwefelsäure bzw. Schwefliger Säure • Korrosion anorganischer Materialien, wie Metall, Glas, Stein, Kalkputz, Fresken, und organischer Materialien, wie Cellulose, proteinhaltiger Stoffe, pflanzlicher Fasern • Verschwärzen von Metallen • Schädigung von Farben, Farbstoffen und Pigmenten • Ausbleichen, Verschmutzung von Malschichten und organischen Überzügen • Verringerung der Faserfestigkeit, Verschmutzung von Textilien • Verspröden, Ausbleichen von Papier • Schädigung von fotografischen Materialien, Leder • Bildung von Gipskrusten auf kalkhaltigem Material durch Schwefelsäure

Fortsetzung von Tabelle 4-1

Quelle	Verbindung	Auswirkung
Außenluft Menschlicher Stoffwechsel Mikroorganismen Bau- und Ausstattungsmaterialien Wolle, Textilien, vulkanisiertes Gummi Alterung von Farben und Gummi Organische Materialien aus zoologischen Sammlungen und archäologischen Nassfunden	Schwefelwasserstoff (H_2S)	<ul style="list-style-type: none"> • Verschwärzen von Metallen, insbesondere von Silber • Verschwärzen von Bleipigmenten • Ausbleichen, Verschmutzung von Malschichten und organischen Überzügen • Schädigung von fotografischen Materialien
Außenluft Biochemische und geochemische Prozesse in den Ozeanen Allgemein keine Innenraumquellen	Carbonylsulfid (COS)	<ul style="list-style-type: none"> • Verschwärzen von Metallen, insbesondere von Silber
Bauprodukte, u. a. Oberflächenveredelungen, Textilien, Farben, Überzüge, Vollholz, Holzwerkstoffe, harnstoffbasierte Harze	Formaldehyd (HCHO)	<ul style="list-style-type: none"> • Mögliche Oxidation zu Ameisensäure (HCOOH) • Starkes Reduktionsmittel • Ausbleichen von Papier • Entfärben von Metalloxidpigmenten • Erhöhung der Brüchigkeit von Leder, Pergament, Wolle, Seide, Papier etc.
Vollholz, Holzwerkstoffe Trocknende Farben, Alkydharzfarben	Ameisensäure (HCOOH)	<ul style="list-style-type: none"> • Metallkorrosion, insbesondere von Blei, Zink und Kupferlegierungen mit hohem Bleigehalt • Schädigung von kalkhaltigen Materialien und mineralogischen Objekten
Vollholz, Holzwerkstoffe Dicht- und Klebemittel Zersetzung von Celluloseacetat	Essigsäure (CH_3COOH)	<ul style="list-style-type: none"> • Korrosion bestimmter Metalle, insbesondere von Blei, Zink, Kupferlegierungen mit hohem Bleigehalt • Schädigung von kalkhaltigen Materialien und mineralogischen Objekten • Schädigung von Proteinen • Schädigungspotenzial für Papier, Pigmente, Textilien

Fortsetzung von Tabelle 4-1

Quelle	Verbindung	Auswirkung
Alkydmodifizierte Farben auf Ölbasis	Wasserstoffperoxid (H_2O_2)	<ul style="list-style-type: none"> • Schädigung von Eisen • Verfärbung fotografischer Materialien
Mikroorganismen, Reinigungsmittel	Ammoniak (NH_3) Ammoniumhydroxid (NH_4OH)	<ul style="list-style-type: none"> • Korrosion, Verschwärzen von Metallen • Schädigung von Firnissen • Verseifung von Ölen, ölhaltigen Schichten
Bauprodukte, Innenraummaterialien, Mobiliar, Reinigungsmittel Konservierungs-/Restaurierungsmaterialien	VOC/SVOC	<ul style="list-style-type: none"> • Erweichen/Quellen von Überzügen, Firnissen, Kunststoffen, Bernstein, organischen Materialien
Außenluft, Kraftverkehr Mensch (u. a. Kleidung, Haare, Hautschuppen), Pollen, Verbrennungsprozesse, Biodegradation, Insekten, Putzoberflächen, Teppiche Salze in maritimer Umgebung, Streusalz	Partikel (POM, Staub, Aerosole)	<ul style="list-style-type: none"> • Verschmutzung, Verfärbung von Malschichten und organischen Überzügen • Ablagerung und Reaktion reaktiver Komponenten, wie saure oder alkalische Partikel • Abrasion

4.3 Schadstoffinduzierte Schadensbilder an Sammlungsgut

4.3.1 Metalle

Die atmosphärische Korrosion von Metallen ist ein elektrochemischer Prozess. Jedes Material, das der Atmosphäre ausgesetzt ist, weist einen dünnen Feuchtigkeitsfilm auf der Oberfläche auf. In diesen Film können Ionen migrieren und somit als Elektrolyt fungieren. Die Korrosionsrate wird von verschiedenen elektro- und physikochemischen Vorgängen, der Art und Konzentration der Schadgase, den klimatischen Parametern sowie von der Zusammensetzung und Morphologie des Objektes beeinflusst. Zu den bekanntesten schadstoffinduzierten Schäden zählt die Korrosion von Metallen unter Einfluss von Carbonylverbindungen. Beschleunigte Korrosion und Bildung von Spannungsrissen werden mit der Ablagerung von hygroskopischen Nitratsalzen auf Metalloberflächen in Zusammenhang gebracht [Hermance et al., 1971].

Blei

Das klassische, auf Schadstoffe zurückzuführende Schadensbild ist zweifellos das der weißen Ausblühungen auf Bleiobjekten, das meistens durch die Aufbewahrung



Abbildung 4-1: Weiße Ausblühungen auf der Oberfläche von Patronenhülsen aus Blei [mit freundlicher Genehmigung von Herrn Morten Ryhl-Svendsen, Dänisches Nationalmuseum, Kopenhagen].

in unmittelbarer Umgebung von Holz und Holzwerkstoffen und folglich durch die Exposition gegenüber Carbonsäuren hervorgerufen wird (Abbildung 4-1). Bereits im Altertum wurde Blei Essigsäuredämpfen und Kohlendioxid zur Herstellung von Bleiweiß ausgesetzt [$2 \text{PbCO}_3 \cdot \text{Pb(OH)}_2$] [Brachert, 2001].

Heutzutage sind Schäden an Bleiexponaten vielfach publiziert. Laboratorische Versuche haben gezeigt, dass Blei stärker mit Essigsäure als mit Ameisensäure reagiert [Niklasson et al., 2007]. Unter Einwirkung von Essigsäure bildet sich auf der Bleioberfläche eine dicke weiße Korrosionsschicht aus basischem Bleicarbonat (Hydrocerussit, $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$). Daneben ist auch Bleicarbonat (Cerussit, PbCO_3) nachweisbar [Chiavari et al., 2008]. In Laborversuchen, die nur über eine kurze Zeitspanne durchgeführt werden, bildet sich das metastabile Plumbonacrit [$\text{Pb}_{10}\text{O(OH)}_6(\text{CO}_3)_6$] [Niklasson, 2005]. Bei Ameisensäure-Exposition entsteht dagegen eine eher dünnere und dunklere Schicht, die meistens aus Bleiformiat [Pb(HCOO)_2] und Bleiformiathydroxid [Pb(HCCO)(OH)] besteht [Tétreault et al., 2003; Niklasson, 2005]. Rückstände saurer Konservierungsmaterialien können zu dieser Schädigung beitragen. Nach Grzywacz und Tennent [1994] sind Bleiformiat und basisches Bleiacetat [$\text{Pb(CH}_3\text{COO)}_2$] häufig gemeinsam auf dem gleichen Exponat zu finden. Das Molverhältnis dieser Verbindungen kann allerdings von Exponat zu Exponat differieren, so dass kein direkter Rückschluss auf die Luftqualität möglich ist. Bleiacetat ist aufgrund seiner Instabilität analytisch nur sehr selten nachweisbar. Eine Studie über Bleikorrosion an Kirchenorgeln bestätigte, dass unter den Korrosionsprodukten mehr Formiate als Acetate nachweisbar sind [Niklasson et al., 2008]. Das überwiegend zu identifizierende Bleiformiat lässt eine metallkatalysierte Umsetzung von Formaldehyd zu Ameisensäure vermuten [Grzywacz und Tennent, 1994] und bildet eine orthorhombische Struktur, während Bleiacetat durch lange, spitz-nadelförmige Ausblühungen charakterisiert ist (Abbildung 4-2).

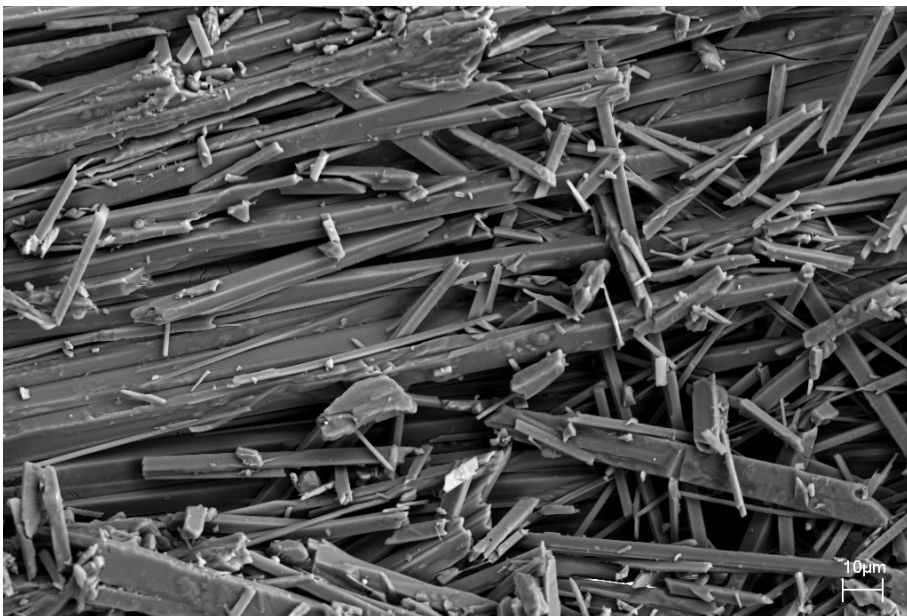
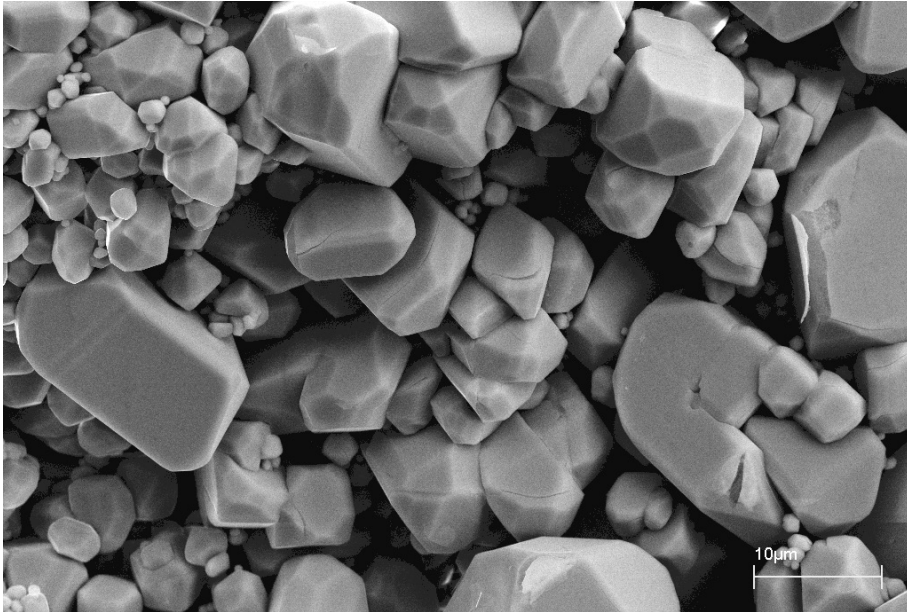
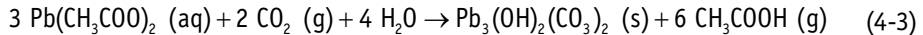
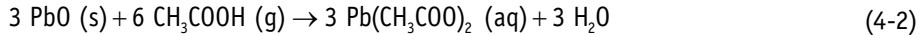


Abbildung 4-2: Korrosionsschichten von a) Bleiformiat $[\text{Pb}(\text{HCOO})_2]$ und b) basisches Bleiacetat $[\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2]$ unter dem Rasterelektronenmikroskop [Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

Die Bildung der Korrosionsprodukte verläuft als zyklische Reaktion gemäß der Gleichungen 4-1 bis 4-3 [Niklasson, 2005].



An der Luft bildet sich auf Bleioberflächen eine Schicht aus Blei(II)-oxid (4-1). In der Raumluft enthaltene Essigsäure dissoziiert in dem molekularen Feuchtfilm der Metalloberfläche, lösliche Salze werden gebildet. Dabei entstandene Acetationen können mit Blei(II)-oxid zu Blei(II)-acetat $[\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2]$ reagieren (4-2). Zusammen mit Kohlenstoff bildet sich basisches Bleicarbonat (4-3). Dabei wird das Acetation wieder in den Feuchtfilm auf der Metalloberfläche abgegeben und die Korrosionsreaktion beginnt erneut. Der für den letzten Reaktionsschritt notwendige Kohlenstoff kann aus dem Kohlendioxid der Luft oder aus gefällten Kohlenstoffverbindungen stammen [Tétreault et al., 1998; Unger, 2002].

Die Porosität der Korrosionsprodukte ermöglicht die Diffusion von Carbonylverbindungen an die Oberfläche und begünstigt dadurch weitere Korrosion. Eine verstärkende Wirkung üben sowohl eine erhöhte relative Luftfeuchte aus als auch die gleichzeitige Anwesenheit anderer Carbonylverbindungen. Dennoch ist die Korrosionsgeschwindigkeit einer bereits korrodierten Bleioberfläche im Vergleich zu einer reinen Bleioberfläche nach Tétreault et al. [1998] langsamer.

Darüber hinaus hängt die Empfindlichkeit gegenüber Carbonylverbindungen in der Raumluft maßgeblich von der Reinheit des Bleis ab. Bereits ein geringer Zinngehalt ($< 1,5 - 2\%$) erhöht die Stabilität [Tétreault et al., 1998; Chiavari et al., 2008; Niklasson et al., 2008]. Gleiches gilt für Spuren von Kupfer, Silber und Gold. Anteile von Eisen oder Zink wirken sich dagegen korrosionsfördernd aus. Die Erhöhung der Stabilität von Blei gegenüber sauren Schadgasen durch Legierung mit Zinn könnte auf die Ausbildung einer schützenden Oberflächenschicht zurückgeführt werden. Es wird vermutet, dass sich das korrosionsstabilere Zinn an der Oberfläche anreichert [Niklasson et al., 2008]. Allerdings konnte kein Zusammenhang zwischen der Morphologie (Kristallform) der Korrosionsprodukte und der Zusammensetzung des Bleis gefunden werden. Mit Erhöhung des Bleigehaltes nimmt die Korrosionsrate zu, so dass Blei von sehr hoher Reinheit (ca. 98,8 %) stark korrosionsanfällig ist [Tétreault et al., 1998].

Auch die Holzart hat einen Einfluss auf den Schädigungsprozess. Laborversuche haben gezeigt, dass Eiche die größte Menge an Essigsäure emittiert und Blei in Anwesenheit anderer Holzarten daher weniger stark korrodiert. In salzhaltiger Luft kann sich Bleichloridhydroxid [Laurionit, PbClOH] auf Bleioberflächen bilden [Niklasson, 2005].

Im Gegensatz zu den organischen Säuren ist das Schädigungspotenzial von Formaldehyd (HCHO) umstritten. Signifikante Auswirkungen auf Blei durch Formaldehyd-Exposition konnten bislang nicht nachgewiesen werden [Tétreault et al., 2003]. Demnach stellt es nur nach Oxidation zu Ameisensäure via Cannizzaro-Reaktion unter hoher relativer Luftfeuchte bei Anwesenheit von Oxidationsmitteln ein Gefährdungspotenzial dar. Die Korrosion von Bleiobjekten wird daher entweder durch Ameisensäure als Oxidationsprodukt von Formaldehyd oder durch eine direkte Emissionsquelle von Ameisensäure verursacht [Raychaudhuri und Brimblecombe, 2000]. Als Oxidationsmittel können Ozon (O_3), Sauerstoff (O_2) und Wasserstoffperoxid (H_2O_2) fungieren. Da in Innenräumen von Museen, Bibliotheken und Archiven die Konzentrationen entsprechender Verbindungen ebenso wie die relative Luftfeuchte als gering einzustufen sind, verläuft die Oxidation von Formaldehyd relativ langsam. Höhere Aldehyde werden im Gegensatz zu Formaldehyd weniger leicht oxidiert, so dass ihnen ein geringeres Gefährdungspotenzial zugeschrieben wird. Demzufolge ist nach Raychaudhuri und Brimblecombe [2000] nicht die Formaldehyd-Konzentration in der Innenraumluft entscheidend, sondern die Wahrscheinlichkeit einer Oxidation zu Ameisensäure.

Silber

Carbonylsulfid (COS) stellt eine bedeutende Ursache für Korrosion und andere Objektschäden dar. Dies ist unabhängig von der Lage des Museums, da Carbonylsulfid sowohl in der Atmosphäre städtischer als auch ländlicher Regionen vorkommt.

Bei Anwesenheit von Wasser hydrolysiert Carbonylsulfid (COS) zu Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Schwefelwasserstoff (H_2S). Sowohl COS als auch H_2S weisen unter den reduzierten Schwefelgasen das größte Korrosionspotenzial für Silber auf [Franey et al., 1985; Hatchfield, 2002]. H_2S kann bereits in Konzentrationen $< 0,2$ ppb eine Sulfidation verursachen. Bei hoher relativer Luftfeuchte wird dieser Prozess stark beschleunigt. Da Konzentrationen von Carbonylsulfid (COS) in Museen nahezu doppelt so hoch wie Schwefelwasserstoff-Werte (H_2S) liegen, scheint primär COS eine Korrosion von Silber zu verursachen. Während H_2S und COS schnell mit Silber reagieren, ist die Korrosivität von Schwefeldioxid (SO_2) und Carbondisulfid (CS_2) aufgrund der deutlich langsameren Reaktionsgeschwindigkeiten sehr gering und damit zu vernachlässigen [Franey et al., 1985]. Nach Graedel et al. [1981, 1985] ist die Reaktionsrate von H_2S und COS für Silber ähnlich. Somit scheint bei ähnlicher Luftkonzentration die Summe beider Komponenten für die Korrosionsrate von Silberobjekten verantwortlich zu sein. Ankersmit et al. [2005] empfehlen daher, sowohl die Konzentration von H_2S als auch von COS zu verwenden, um die Luftqualität in Hinblick auf ein Korrosionspotenzial von Silber zu beurteilen.

Anders als bei anderen Metallen bildet sich bei der Reaktion von Silber mit reduzierten Schwefelgasen keine Oxidschicht, sondern eine Schicht aus braunschwarzem Silbersulfid (Ag_2S), das Silber »läuft an« (Abbildung 4-3).



Abbildung 4-3: Medaillon aus Feinsilber, Applikation eines Elfenbeinkreuzes, um 1703. Schwarze Korrosionsschichten auf Vorder- (links) und Rückseite (rechts), insbesondere auf den Höhen der reliefartig gearbeiteten Darstellung [mit freundlicher Genehmigung des Herzog Anton Ulrich-Museums, Braunschweig; Foto: Ursel Gaßner].

Die Initialreaktion verläuft bei Anwesenheit von Wasser. Bei höheren Temperaturen verläuft die Reaktion wasserunabhängig bei einer starken Temperaturabhängigkeit. Auch wenn der genaue Mechanismus der Reaktion von Silber und Schwefelwasserstoff (H_2S) noch nicht komplett geklärt ist, so ist anzunehmen, dass nach einem ersten Schritt, bei dem H_2S in den Feuchtigkeitsfilm auf der Silberoberfläche adsorbiert wird, in einem zweiten Schritt könnte eine Dissoziation gemäß der Gleichungen (4-4) und (4-5) stattfinden [Graedel, 1992; Graedel et al., 1985]:



Nach einer sich anfangs sehr schnell ausbildenden Korrosionsschicht kann der Prozess nur fortschreiten, wenn Schwefelwasserstoff (H_2S) mit Silberionen reagiert, die durch die Sulfidschicht diffundieren [Franey et al., 1985]. Damit ist die Korrosionsrate des Silbers abhängig von dem Transport von Schwefelwasserstoff (H_2S) an die Silberoberfläche, der durch Differenzen im Partialdruck angetrieben wird [Ankersmit et al., 2005]. Aufgrund der sehr schnell ablaufenden Reaktion [Volpe und Peterson, 1989] wird die Korrosionsrate meistens ausschließlich von der Zeit bestimmt, die das Gas bis zum Erreichen der Objektoberfläche benötigt. Nach Ankersmit et al. [2005] kann dieser Transport in Konvektion und Diffusion differenziert werden. Die Diffusion ist ein verhältnismäßig langsamer Prozess, der nah an der Metalloberflä-

che stattfindet, während weiter entfernt von der Oberfläche die Konvektion den entscheidenden Transportmechanismus darstellt [Michalski, 1994; Ankersmit et al. 2005]. Bei bereits korrodiertem Silber ist der geschwindigkeitsbestimmende Schritt die Diffusion durch die Korrosionsschicht selbst.

Die Oxidationsschicht bietet keinen Schutz vor einer weiteren, fortschreitenden Schädigung. Ausführungen von Graedel et al. [1985] lassen allerdings darauf schließen, dass die Korrosionsschicht bis zu einem gewissen Grad eine weitere Korrosion hemmt, da sich die Reaktionsrate mit zunehmender Korrosionsschicht verlangsamt. Atmosphärischer Sauerstoff (O_2) bildet mit Silber schwarzes Silberoxid (Ag_2O), das in Folgereaktionen zu Silbersulfid (Ag_2S) oder Silberchlorid ($AgCl$) reagieren kann. Bei langer Exposition kann auch Silbersulfat (Ag_2SO_4) entstehen [Franey et al., 1985]. Neben Sulfid sind daher in der Korrosionsschicht auch Oxide, Sulfate und Chloride nachweisbar [Bradley und Thickett, 1999]. Neben den reduzierten Schwefelgasen reagiert Silber ebenfalls leicht mit Mercaptanen und anderen organischen Verbindungen, die Schwefel enthalten [Franey et al., 1985].

Neben dem Eintrag über die Außenluft können auch Materialien im Innenraum als Emissionsquelle fungieren. Dazu zählen keratinhaltige Proteine, wie z. B. Wolle, aber auch Gummi, Kautschuk und Klebstoffe auf Polysulfid-Basis [Bradley und Thickett, 1999; Unger, 2002]. Wolle kann auch als Senke für reduzierte Schwefelgase dienen [Brimblecombe et al., 1992].

Kupfer

Kupfer ist im Gegensatz zu Blei weniger anfällig gegenüber Korrosion durch Essigsäure. Während Blei bei einer relativen Luftfeuchte von 50 % sowohl durch Essigsäure als auch durch Ameisensäure schnell korrodiert wird, wird Kupfer bei Raumtemperatur und 50 % relativer Luftfeuchte nicht beeinträchtigt. Bleifreie Kupferlegierungen verändern sich erst bei einer relativen Luftfeuchte > 70 % [Bradley und Thickett, 1999]. Tétreault et al. [2003] berichten, dass Kupfer durch Ameisensäure bei 54 % und 75 % relativer Luftfeuchte zu Kupfer(I)-oxid (Cu_2O) umgesetzt wird. Bei sehr hohen Ameisensäurekonzentrationen wird die Reaktion unter geringer relativer Luftfeuchte begünstigt. Dies könnte darauf hinweisen, dass Korrosionsprodukte bei unterschiedlicher relativer Luftfeuchte eine unterschiedliche Schutzwirkung aufweisen [Tétreault et al., 2003]. Durch Emissionen von Essigsäure und Chlorverbindungen kann sich Kupferchlorid bilden, das als grünliche Flecken auf der Exponatoberfläche wahrnehmbar ist. Weiterhin kann es auch zur Ausbildung von basischen Kupfercarbonaten und basischem Kupferacetat (Grünspan) kommen, die pudrig auf der Oberfläche aufliegen. Kupfer und Kupferlegierungen reagieren mit Schwefelwasserstoff (H_2S) aus der Umgebungsluft zu Kupfersulfid, das schwarze Flecken auf der Oberfläche bildet [Bauer, 1994; Bradley und Thickett, 1999; Unger, 2002]. Nassfunde, die aufgrund langjähriger Lagerung in einer anaeroben Atmosphäre Schwefelwasserstoff emittieren, sollten daher nach der Bergung niemals in der Nähe von Metallobjekten aufbewahrt werden. Auch Rückstände von Konservie-

rungs- und Restaurierungsmaßnahmen, z. B. Natriumionen, tragen unter Umständen zu einer Korrosion bei und können das Auftreten von Oberflächenveränderungen auch bei einer geringen relativen Luftfeuchte begünstigen [Bradley und Thickett, 1999]. Thickett und Odlyha [2000] analysierten mattblaue Korrosionsprodukte, die in beschädigten Bereichen (z. B. in Rissen, Brüchen) von offensichtlich abgebeizten Kupferlegierungen auftraten. Es handelte sich um Natriumkupfercarbonatacetat $[\text{NaCu}(\text{CO}_3)(\text{CH}_3\text{COO})]$, das sich durch die Reaktion von Essigsäure, Natriumionen und carbonathaltigen Korrosionsprodukten oder Kohlendioxid aus der Luft mit der Kupferlegierung gebildet hatte. Während die Essigsäure aus der Aufbewahrungssituation des Objektes resultiert (z. B. Emissionen von Holzschränken und -kisten), sind die auf der Oberfläche vorliegenden Natriumionen entweder auf Rückstände salzhaltiger Erde bei archäologischen Funden oder auf chemische Konservierungsprodukte zurückzuführen, wie sie bis in die Mitte der 1970er Jahre eingesetzt wurden [Thickett und Odlyha, 2000].

Bronze, Eisen, Zinn, Zink

Korrosionserscheinungen auf Bronzeobjekten werden durch eine hohe relative Luftfeuchte begünstigt [Bradley und Thickett, 1999]. Vereinzelt auf Bronzekunstwerken vorzufindende blaue Korrosionsprodukte können aus hydriertem Natriumacetat bestehen. Bei der Natriumkomponente handelt es sich vermutlich um Rückstände einer früheren konservatorischen Behandlung [Thickett und Odlyha, 2000]. Im Vergleich zu anderen Metallen wird Eisen am stärksten durch Schwefeldioxid (SO_2) angegriffen. Zinn bildet in schwefelhaltiger Atmosphäre Oxidschichten (Zinnsulfid). Bradley und Thickett [1999] erwähnen weiße Korrosionsschichten auf Zinkmünzen, die aus Zinkformiathydrat bestehen.

4.4 Kalkhaltige Objektmaterialien (Kalkstein, Kreide, Marmor, Muscheln)

Kalkhaltige Objektmaterialien werden ebenso wie Metalle im Wesentlichen durch Carbonylverbindungen, insbesondere durch Carbonsäuren, geschädigt. Ameisen- und Essigsäure sowie Formaldehyd und Acetaldehyd können mit kalkhaltigen Materialien unter Bildung von Calciumformiat und -acetat reagieren. Nach Grzywacz und Tennent [1994] ist das Vorkommen von Calciumformiat allerdings nur spärlich belegt. Die Mischform Calciumacetatformiat $[\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})(\text{HCOO}) \cdot \text{H}_2\text{O}]$ ist dagegen häufig nachweisbar. Charakteristisch für diese Schädigung sind lange, nadelförmige Kristalle auf den Oberflächen von Kalksteinen oder Muscheln, die makroskopisch als weiß-graue Ausblühungen wahrnehmbar sind (sog. *Byne's disease*).

Bei den Korrosionsprodukten handelt es sich um hydriertes Calciumacetat in verschiedenen Formen, das in Kombination mit Chloriden und Nitraten auftritt [Ryhl-Svendsen, 2001]. Brokerhof und van Bommel [1996] gehen davon aus, dass die

Ausblühungen durch direkte Reaktion von Essigsäure und durch indirekte Reaktion von Formaldehyd verursacht werden.

Analog zur säureinduzierten Metallkorrosion spiegelt die Zusammensetzung der Reaktionsprodukte nicht zwangsläufig das Verhältnis der Luftschadstoffe in der Umgebung wider. So ist auch in einer einzelnen Vitrine die Bildung verschiedener Reaktionsprodukte möglich, deren Zusammensetzung von dem zur Verfügung stehenden Substrat abhängig ist [Grzywacz und Tennent, 1994]. Die genauen Bestandteile des Korrosionsproduktes werden ebenso von dem Aufbewahrungsort als auch von der Feuchtigkeit und anwesenden Verunreinigungen beeinflusst, die als Initiatoren oder Katalysatoren fungieren können. Darauf deutet die erhöhte Sensibilität von Seewassermuscheln im Vergleich zu Landfunden oder Frischwassermuscheln hin, auch wenn alle Muschelarten Ausblühungen aufzeigen können. Die Reaktion vollzieht sich ausschließlich an der zugänglichen Oberfläche, wobei die Ausblühungen primär in den Tiefen der Wachstumslinien der Muschelschalen auftreten. Verunreinigungen, wie hygroskopische Salze, können auch aus früheren konservatorischen Eingriffen resultieren und begünstigen das Entstehen von Ausblühungen [Tennent und Baird, 1985; Brokerhof und van Bommel, 1996]. Materialien mit einem geringeren CaCO_3 -Anteil, wie Knochen und Elfenbein, zeigen normalerweise kaum Ausblühungen und erscheinen daher relativ stabil ohne sichtbare makroskopische Beeinträchtigungen [Brokerhof und van Bommel, 1996]. Veränderungen von Steinobjekten sind auf hohe Konzentrationen organischer Säuren zurückzuführen. Die Reaktion zwischen Schadgas und Objektoberfläche ist möglicherweise mit aus Konservierungsmaßnahmen stammender Feuchtigkeit verbunden. Bei normaler bzw. geringer relativer Luftfeuchte dürften keine Ausblühungen von Mischsalzen zu erwarten sein [Bradley und Thickett, 1999].

4.5 Glas, Email, Keramik, Stein

Atmosphärische Einflüsse wie bei freibewittertem Glas sind in Innenräumen eher selten anzutreffen. Stattdessen können sich hier Ausstattungsmaterialien und Bauprodukte negativ auf den Erhaltungszustand von Gläsern auswirken. Als eine der Ursachen sind Emissionen von Carbonylverbindungen, wie Formaldehyd, Ameisen- und Essigsäure anzusehen, die die Zersetzung von Glas und Email verursachen bzw. beschleunigen können. Die Ausbildung von Natriumacetaten und -formiaten wurde vielfach nachgewiesen [Bradley und Thickett, 1999; Torge et al., 2000]. Auch die gleichzeitige Präsenz von anorganischen Luftschadstoffen, wie Schwefelsäure (H_2SO_4), kann den Prozess der Glaskorrosion begünstigen. Auf Emailoberflächen und auf Gläsern mit hohem Anteil an Natriumoxid (Na_2O) führt eine Ameisensäure-Exposition zu der Ausbildung von Natriumformiat (HCOONa). Auch hier zeigte sich, dass Formaldehyd allein nahezu kein Schädigungspotenzial zuzuschreiben ist, sondern erst nach Oxidation zu Ameisensäure [Torge et al., 2000]. Während der Untersuchung von Schadensprozessen an den Emailpreziosen des Grünen Gewölbes

in Dresden zeigte sich, dass transluzide Emails aufgrund ihres hohen Alkaligehaltes und nur geringer Anteile von NebenkompONENTEN (Erdalkalioxide, Aluminiumoxid) im Gegensatz zu opaken Emails eine geringere hydrolytische Beständigkeit aufweisen, die auch von der Menge des dem Glas zugesetzten Farboxids abhängig ist [Müller et al., 2000]. Bei den Tröpfchen auf der Oberfläche von sogenanntem »weinenden Glas« handelt es sich um stark hygroskopische Acetatkristalle. Sie können infolge einer Essigsäure- bzw. Ameisensäure-Exposition ebenfalls Acetate oder Formiate enthalten und den Zersetzungsprozess möglicherweise begünstigen [Bradley und Thickett, 1999].

Der Schädigungsprozess von Emails und Gläsern ist ähnlich wie bei Metallen von der relativen Luftfeuchte in unmittelbarer Umgebung des Exponats abhängig, da die Säuren auf der Objektoberfläche in dissoziierter Form vorliegen müssen. Durch Reaktion von Natriumionen aus dem Kunstwerk und organischen Säuren bilden sich die stark hygroskopischen Reaktionsprodukte Natriumformiat bzw. -acetat. Die Ausblühungen führen zu einer Volumenvergrößerung und können zu einer verstärkten Rissbildung beitragen (Abbildung 4-4). Dutz et al. [2000] untersuchten den Einfluss verschiedener Schadgase auf Kali-Kalk- und Natronglas. Dabei ergaben sich in Abhängigkeit von der Zeit folgende Abstufungen: Ameisensäure \geq Essigsäure $>$ Propionsäure $>$ 1,1,1-Trichlorethan \geq Formaldehyd $>$ Methylacetat \geq Hexanal \geq Acetaldehyd \geq Chloroform. 1,1,1-Trichlorethan und Chloroform können durch Hydrolyse Carbonsäuren bilden [Dutz et al., 2000; Unger, 2002].

Unter essigsaurer Atmosphäre bilden sich auf Keramikfliesen acetat-basierte Ausblühungen, bei denen es sich im Wesentlichen um Thecotrichit ($\text{Ca}_3(\text{CH}_3\text{COO})_3\text{Cl}(\text{NO}_3)_2 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$), Calclacit ($\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})\text{Cl} \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$) und Calciumacetatnitrat handelt [Gibson und Watt, 2010; Linnow et al., 2007].



Abbildung 4-4: Medaillon mit Darstellung der Büste des Claudius Caesar V., Mitte 17. Jh., Limoger Maleremail. Die Emailschicht ist am oberen Rand vorderseitig abgeplatzt (links), darunter liegt eine Korrosionsschicht, deren Ausmaß auf der Rückseite (rechts) sichtbar ist [mit freundlicher Genehmigung des Herzog Anton Ulrich-Museums, Braunschweig; Foto: Ursula Gerloff].

Wie Untersuchungen des British Museum in London zeigten, sind auch auf Steinobjekten Salzausblühungen (Acetat-, Formiat-Hydrate) nachzuweisen. Bei der Zusammensetzung der Korrosionsprodukte und dem Schadensverlauf können frühere Konservierungsmaßnahmen von Bedeutung sein [Bradley und Thickett, 1999]. Auch die gebrannten Tonfiguren der berühmten Terrakotta-Armee aus der Qín-Zeit (ca. 210 v. Chr.) haben sich nach der Ausgrabung in kurzer Zeit verändert, die farbigen Überzüge verblassten. Dies ist möglicherweise auf den Einfluss der atmosphärischen Gase Schwefeldioxid (SO_2), Ammoniak (NH_3) und Ozon (O_3) zurückzuführen. Ozon selbst schien keinen Einfluss zu haben, wirkte aber bei Anwesenheit von Ammoniak, dessen Vorkommen eventuell auf die Besucherströme zurückzuführen war, als starkes Oxidationsmittel, wodurch Ammoniak zu Salpetersäure (HNO_3) umgesetzt wurde. Auch konnten Gipsablagerungen in der Nähe von Rissen und Fehlstellen detektiert werden [Hu et al., 2009].

4.6 Aus Cellulose bestehende Materialien, Textilien, Pergament, Leder

Cellulose ist ein lineares Polymer, das sich aus Glukose-Einheiten aufbaut. Der Abbau von Cellulose vollzieht sich über Kettenspaltung der die Glukose-Einheiten verknüpfenden glykosidischen Bindungen [Mills und White, 1999]. Menart et al. [2011] haben einen ausführlichen Übersichtsartikel über die Einflussfaktoren und Schadensmechanismen publiziert, die zu einem Abbau von Cellulose führen. Demnach ist die Zersetzung historischer Papiere ein komplexer Mechanismus, bei dem die säurekatalysierte Hydrolyse den schnellsten Abbau herbeiführt. Die Oxidation wird als zweitwichtigste Ursache für den Zerfall von Papier angesehen. In trockener Umgebung wird der Abbauprozess dagegen verlangsamt. Dies wirkt sich allerdings negativ auf die Materialflexibilität aus, da Wasser durch die Ausbildung zwischenmolekularer Wasserstoffbrücken mit der Cellulose als Weichmacher fungiert [Menart et al., 2011] und Papier daher unter trockenen Bedingungen versprödet [Erhardt et al., 1995].

Die Zersetzung von Papier wird durch den Säuregehalt und die Exposition gegenüber sauren Schadgasen beeinflusst, da die säurekatalysierte Hydrolyse als Hauptgrund für den Festigkeitsverlust von Papier angesehen wird [Zou et al., 1994], auch wenn nach Menart et al. [2011] die optischen Veränderungen bei Schadgas-Exposition größer sind als die der chemischen Eigenschaften. In carbonsäurehaltiger Umgebung ist eine Depolymerisation von Cellulosefasern allgemein auf saure Hydrolyse zurückzuführen. Die Bindungen der Molekülketten werden gespalten, die Gewebefestigkeit nimmt bei fortschreitender Hydrolyse ab. Dies führt zu einer Erhöhung der Brüchigkeit bei gleichzeitigem Absinken des pH-Wertes. Eine Schädigung des Gewebes wird eher bei langfristiger Exposition eintreten. Die Absenkung des pH-Wertes von Cellulose ist wahrscheinlich auf eine Versäuerung des Textils ohne erfolgten

Kettenbruch zurückzuführen. Die Absenkung des pH-Wertes führt bei Seide zu einer verstärkten Lichtempfindlichkeit.

Der Säuregehalt in Papier resultiert sowohl aus der Akkumulation von Säuren während des Zersetzungsprozesses als auch aus den Säuren, die herstellungsbedingt im Papier enthalten sind. Säurehaltige Papiere werden daher als weniger stabil als neutrale oder alkalische Materialien betrachtet [Bégin et al., 1999]. Dieser These steht eine aktuelle Studie von Strlič et al. [2011] gegenüber, denen zufolge neutrale und alkalische Papiere stärker durch VOC angegriffen wurden als saure und ligninhaltige Papiere, weil diese selbst mehr VOC freisetzen, als sie als Senke adsorbieren. Die Reduzierung der VOC-Konzentration wirkte sich positiv auf die Papierstabilität aus, Gleiches konnte in einem geringeren Maß für den Sauerstoffgehalt in der Luft beobachtet werden. Auch Papiere, die mehr Lignin und Asche enthalten, sind grundsätzlich empfindlicher gegenüber Oxidation und möglicherweise gegenüber allen Zersetzungsprozessen. Es gibt Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen einer hohen Lignin-Konzentration und der Anreicherung des Säuregehalts von Papier infolge der Zersetzung von Lignin [Menart et al., 2011].

Die Schädigung von Cellulose steht darüber hinaus auch in Abhängigkeit von der Schadstoffkonzentration und dem Alterungsprozess, der nach der Exposition einsetzt. Bei gealterten Fasern wird durch die Alterung der Zersetzungsprozess verstärkt [Dupont und Tétrault, 2000]. Durch aus dem Herstellungsprozess resultierende Verunreinigungen kann Cellulose eine stärkere Affinität für saure Schadgase zeigen [Hatchfield, 2002].

Flüchtige Säuren haben das größte Schädigungspotenzial auf Papier, auch Aldehyde können ähnliche Auswirkungen haben. VOC ohne saure oder oxidierende Funktion scheinen keinen wesentlichen Effekt auszuüben [Menart et al., 2011; Strlič et al., 2011]. Dagegen scheint Stickstoffdioxid (NO_2) die korrosivste Verbindung unabhängig von der Zusammensetzung des Papiers zu sein, da es ein gutes Oxidationsmittel ist, das mit auf der Papieroberfläche adsorbiertem Wasser reagieren und zur Bildung von Salpetriger Säure (HNO_2) und Salpetersäure (HNO_3) führen kann. Neben der Hydrolyse ist NO_2 auch an oxidativen Reaktionen beteiligt, die zur Bildung farbiger Produkte führen. Da in Depoträumen und Archivboxen Essigsäure in höheren Konzentrationen als NO_2 und Formaldehyd vorliegt, sind Schäden bei langfristiger Aufbewahrung primär durch diese Verbindung zu erwarten. In einer Depotaufbewahrung sind die Auswirkungen von Essigsäure und NO_2 auf die chemischen Eigenschaften als vergleichbar einzustufen. NO_2 führt dagegen zu den größten Verfärbungen auf Papieren unterschiedlichster Zusammensetzung. Die Auswirkungen von Formaldehyd sind nach Menart et al. [2011] als weniger signifikant einzustufen. Eine ähnliche Abstufung im Gefährdungspotenzial von Essigsäure, Stickstoffdioxid und Formaldehyd scheint auch für Farbstoffe in Farbfotografien zu gelten.

Luftgetragene Schadstoffe, wie Stickoxide (NO_x), Kohlenmonoxid (CO) und saure Verbindungen, fördern den Abbau und damit den Zerfallsprozess der Cellulosestruktur. Die Zersetzung von Cellulose beschleunigt sich im Laufe der Zeit und kann auch dann

weiter fortschreiten, wenn das betreffende Objekt in Reinluft gebracht wurde. Die Bruchgrenze für Papier liegt bei einem Schwefelsäuregehalt von 0,8% [Unger, 2002].

Die Absorption von SO_2 und NO_2 führt zu einer Versäuerung bzw. zum Verbrauch der alkalischen Reserve des Papiers. Folglich verliert das Material seine mechanischen Eigenschaften [Bégin et al., 1999; Adelstein et al., 2003]. Feuchtigkeit kann eine wichtige Funktion bei der Aufnahme von SO_2 und NO_2 spielen, so dass teilweise empfohlen wird, Papiere bei einer Luftfeuchte von maximal 50% aufzubewahren [Havermans, 1995].

Mit der Veränderung der Molekülketten geht auch eine Änderung der Lichtabsorptionseigenschaften einher. Dieser Effekt ist als Vergilbung wahrnehmbar. Aufgrund seines hohen Holzgehaltes zeigt ligninhaltiges Papier eine besondere Empfindlichkeit, auch wenn es keinen Hinweis darauf gibt, dass Schadgase selektiv mit Lignin reagieren [Menart et al., 2011]. Bücher aus minderwertigem Papier verfärben sich bereits nach kurzer Zeit von den Seitenrändern ausgehend gelbbraun [Bégin et al., 1999; Adelstein et al., 2003], siehe Abbildung 4-5.

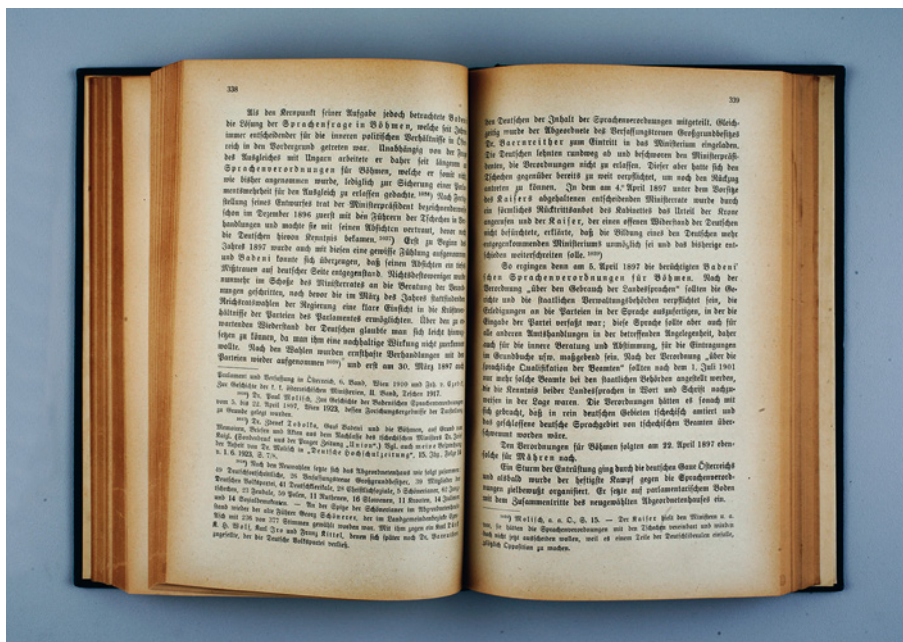


Abbildung 4-5: Gelbbraun verfärbte Seitenränder eines Buches [mit freundlicher Genehmigung von Frau Birgit Vinther Hansen, Kopenhagen, Dänemark].

Das stapelweise Lagern von Papieren bietet keinen Schutz, da Essigsäure nicht unmittelbar mit der Oberfläche reagiert, sondern durch den gesamten Stapel diffundiert bis sich ein Gleichgewicht zwischen der Innenraumluftkonzentration

und dem Papierstapel eingestellt hat. Papiere innerhalb eines Buches oder Stapels werden daher schneller zersetzt als die obersten Papiere [Bigourdan et al., 1996; Carter et al., 2000; Menart et al., 2011]. Eine mögliche Erklärung ist die Akkumulation von flüchtigen Säuren in der Mitte des Papierstapels, aus dem sie nicht in die Umgebung freigesetzt werden können [Carter et al., 2000; Hatchfield, 2002]. Eine Raumluftmessung würde in diesem Fall nicht die real vorliegende Immission widerspiegeln. Ein gegenteiliger Effekt ist die stärkere Schädigung von Seitenrändern im Gegensatz zu der Seitenmitte. Dies kann durch eine größere Exposition gegenüber Schadstoffen, Sauerstoff und Licht erklärt werden. Die Aufkonzentration von Zersetzungsprodukten in den Faserzwischenräumen führt zu einem autokatalytischen, schneller ablaufenden Zersetzungsprozess [Carter et al., 2000; Dupont und Tétéreault, 2000; Baránski, 2002; Menart et al., 2011]. Des Weiteren stehen bei Lagerung in Umhüllungen oder Stapeln die Fasern eine wesentlich längere Zeit mit VOC und anderen, aus den Abbauprozessen der Cellulose selbst resultierenden Schadstoffen in engem Kontakt. Diese können eine Schädigung initiieren, die durch Autokatalyse erhöht wird. In Behältnissen, Umschlägen, Umhüllungen oder in Stapeln aufbewahrte Papiere degradieren daher schneller als einzeln aufbewahrte Papiere [Hanus et al., 1996; Dupont und Tétéreault, 2000].

Statt miteinander zu neutralisieren, können Essigsäure und alkalische Bestandteile des Papiers nebeneinander existieren [Bigourdan et al., 1996]. Im Papier enthaltene Füllstoffe wirken sich auch nicht stabilisierend aus, sondern bilden unter Einfluss einer schadgashaltigen Atmosphäre (z. B. SO_2 , NO_x) verschiedene Produkte. Entsäuertes Papier ist durch den erhöhten Gehalt an Alkalien in der Lage, Schadstoffe vermehrt zu absorbieren. Die Aufnahme rate steht dabei in Abhängigkeit vom Papiertyp. Das als alkalischer Puffer den für die archivarische, säurefreie Lagerung hergestellten Papieren zugefügte Calciumcarbonat (CaCO_3) verstärkt daher die Adsorption von Schadgasen [Hollinger, 1994].

Partikel sind ebenfalls als Gefährdungsfaktor anzusehen, da sie sich auf cellulosehaltigen Strukturen ablagern und z. B. bei hygroskopischer Beschaffenheit bzw. Affinität zur Anlagerung von Schadgasen korrosiv wirken können. Grundsätzlich führt die Ablagerung von Partikeln zur Verschmutzung der Oberfläche und kann auch eine Erhöhung der SO_2 -Absorption bewirken [Menart et al., 2011].

Textilien

Textilien werden insbesondere durch anorganische Schadgase, wie Ozon, Stickoxide und Schwefeldioxid, geschädigt. Durch Korrosion der Fasern kommt es zu Festigkeitsverlust und Farbveränderungen [Riederer, 1981]. Die Herstellung der jeweiligen Fasern beeinflusst maßgeblich die Sensibilität gegenüber Schadgasen. So werden ungefärbte Cellulosefasern ebenso wie Leder und Seide besonders durch Schwefeldioxid beeinträchtigt, Wolle und gefärbte Fasern dagegen durch Stickoxide. Teppiche oder Wandverkleidungen und damit zu der Raum- bzw. Vitrinenausstattung

gehörende Textilien können aufgrund ihrer großen, offenen Oberfläche Schadstoffe absorbieren und als Sekundärquelle fungieren.

Leder

Vegetabil gegerbtes Leder absorbiert saure Gase aus der Umgebungsluft und zersetzt sich in Folge eines erhöhten Säuregehaltes [Greathouse und Wessel, 1954]. Die Zersetzung vollzieht sich an der Oberfläche, die Lederfasern werden brüchig und können zu einer pulvrigen, rötlichen Substanz reduziert werden. Das Schadensbild ist daher auch als sogenannter »Roter Zerfall« bekannt, dessen Hauptursachen Säuren in der Lederherstellung und Gerbfehler sind sowie das Zusammenwirken bestimmter Substanzen der Gerbstoffe (u. a. Metallionen) mit dem Schwefeldioxid in der Umgebungsluft. Das Schadensbild ist überwiegend an Ledereinbänden aus dem Ende des 19. Jahrhunderts zu beobachten. Leder kann durch Formaldehyd verhärtet werden. Unter Schwefelsäure-Exposition reichert Leder 1 % seines Gesamtgewichtes an Säure an.

4.7 Farbmittel

Die Einflüsse einer schadstoffhaltigen Atmosphäre auf die Farbstabilität verschiedener Pigmente und Farbstoffe wurden hinsichtlich oxidierender Schadgase untersucht [Whitmore und Cass, 1988, 1989; Williams et al., 1992; Salmon und Cass, 1993; Ye et al., 2000]. Der Einfluss von Luftschadstoffen auf die Stabilität von Farbmitteln ist von den funktionellen Gruppen der jeweiligen chemischen Verbindung abhängig. Die chemische Struktur eines Farbmittels kann in Zusammenhang mit der Gewinnung, Aufbereitung und Applikationsart die Erscheinung und Stabilität eines Pigmentes oder Farbstoffes beeinflussen und damit die Empfindlichkeit eines Farbmittels auf äußere atmosphärische Einflüsse bestimmen [Whitmore und Cass, 1988].

Allgemein reagieren auf einer Oberfläche applizierte Farbmittel empfindlicher als gefärbte Textilien, da im Gegensatz zu einem Farbauftrag bei einer kompletten Durchdringung des Gewebes eine höhere Konzentration des Farbmittels und eine größere Farbtiefe erreicht werden. Mit tiefer liegenden Farbschichten im Träger (Seide, Papier) nehmen Oxidationsreaktionen kontinuierlich ab [Ye et al., 2000].

Ozon (O_3) kommt aufgrund seiner Fähigkeit, mit einer Vielfalt an funktionellen Gruppen von Farbmitteln Reaktionen einzugehen, das größte Risikopotenzial zu [Williams et al., 1993]. Die meisten Farbmittel reagieren daher am sensibelsten auf eine Ozon-Exposition [Salmon und Cass, 1993], auch wenn kein Zusammenhang zwischen dem Ursprung des Farbmittels (natürlich organisch, synthetisch oder anorganisch) und einer erhöhten Empfindlichkeit gegenüber einem bestimmten Schadgas festzustellen ist. Eine breite Palette an Pigmenten, die in Künstlerwasserfarben verwendet werden, verblasst schnell bei Exposition gegenüber Ozon-Konzentrationen, wie sie in Stadtluft gemessen werden [Whitmore et al., 1987; Grosjean et al., 1988; Whitmore

und Cass, 1988]. Besonders empfindlich gegenüber Oxidation und Verblassen infolge einer Ozon-Exposition reagieren Anthrachinon-Lacke (einschließlich Krapplack), Indigo-Pigmente, Drachenblut, Kurkuma (Gelbwurzel), Safran, Auripigment und Realgar. Dies gilt weiterhin für eine große Anzahl natürlicher organischer Farbmittel, sowohl Pigmente auf Papier als auch gefärbte Textilien, ebenso wie einige synthetische Lacke. Pigmente der westlichen Kunst bis zum 20. Jahrhundert sind ebenso wie traditionelle japanische und chinesische Farbmittel grundsätzlich als sensibel anzusehen [Whitmore und Cass, 1988; Williams et al., 1992]. Unter den modernen Künstlerwasserfarben sind Triphenylmethanlack und Alizarinkarmesin als äußerst empfindlich gegenüber Ozon einzustufen [Williams et al., 1992]. Das Ausbleichen natürlicher Farbmittel infolge einer Ozon-Exposition geht mit einer Zerstörung der Chromophore einher. Durch die entstehenden farblosen Reaktionsprodukte verblasst das Farbmittel bei gleich bleibendem Farbton. Auripigment (As_2S_3), ein anorganisches Pigment, geht in sein stabileres Oxid über (As_2O_3). Die auch unter normalen Umgebungsbedingungen ablaufende Reaktion wird durch eine erhöhte Ozon-Konzentration beschleunigt [Ye et al., 2000]. Bei ungeschützter Aufbewahrung werden Farbmittel bereits in kürzester Zeit Farbveränderungen infolge einer Oxidationsreaktion zeigen. Eine langfristige Ozon-Exposition, insbesondere von japanischen Kunst- und Kulturgütern, ist daher zu vermeiden [Whitmore und Cass, 1988].

Auch Stickstoffdioxid (NO_2) beeinflusst ein weites Spektrum an natürlichen Farbstoffen auf Papier und zeigt damit neben Ozon das größte Schädigungspotenzial gegenüber gefasstem oder farbigem Sammlungsgut. Selbst stabile Materialien können bei Exposition gegenüber atmosphärischem Sauerstoff durch Stickstoffdioxid beeinflusst werden. Nach Whitmore und Cass [1989] existieren verschiedene Reaktionsmechanismen. Ungesättigte organische Verbindungen sind durch Oxidationsreaktionen angreifbar. Polymere können geschädigt, Farbstoffe ausgebleicht werden. Daneben kann Stickstoffdioxid die Bildung von Nitro- oder Nitrosogruppen ($-\text{NO}_2$ bzw. $-\text{ONO}_2$) in organischen Molekülen verursachen. Verbindungen, die eine Aminogruppe enthalten, reagieren daher empfindlich auf eine NO_2 -Exposition. Aufgrund der Nitrogruppe ($-\text{NO}_2$) tendieren die Reaktionsprodukte zum Vergilben. Da auch Papiere, Gelatine-Leimungen und Textilfasern in Folge der Bildung von Nitro- oder Nitrosogruppen vergilben können, ist die strukturelle Stabilität des Trägers ebenso zu beachten wie eine Verfärbung von Pigmenten und Farbmitteln [Whitmore und Cass, 1989].

Eine weitere bekannte Reaktion von gasförmigem Stickstoffdioxid ist die Oxidation zu sauren Verbindungen in der Luft oder auf Materialoberflächen. Dabei gebildete Salpetersäure (HNO_3), Salpetrige Säure (HNO_2) oder Nitratsalze greifen säureempfindliche Materialien, wie Papiere, Textilien und Farbmittel an oder neigen zu elektrochemischen Korrosionsprozessen [Whitmore und Cass, 1989]. Vollzieht sich neben dem Ausbleichen auch eine Farbtonverschiebung, ist eine Nitrierung des organischen Moleküls möglich. Stickstoffdioxid reagiert ebenso wie Ozon mit den Doppelbindungen organischer Farbstoffe, baut sich aber im Gegensatz zu Ozon nicht an Innenraumflächen ab [Zinn et al., 1994].

Veränderungen des Farbtons in einer salpetersäurehaltigen Atmosphäre (HNO_3) deuten auf die Entstehung farbiger Reaktionsprodukte hin. Die Reaktion verläuft zeitabhängig. Bei einigen Farbmitteln kann die größte Farbveränderung bereits kurze Zeit nach Einwirken von Salpetersäure eintreten; der Farbton bleibt danach bei langfristiger Exposition stabil. Andere Farbmittel zeigen dagegen kontinuierliche Farbveränderungen, die sich teilweise proportional zu der Schadgasdosis verstärken. Am empfindlichsten gegenüber der Einwirkung von Salpetersäure reagieren Triphenylmethan-Farbstoffe. Es liegt nahe, dass chemisch ähnlich aufgebaute Farbstoffe ebenfalls empfindlich reagieren [Salmon und Cass, 1993].

Nach Williams et al. [1993] bleicht die Gruppe der Triphenylmethan-Farbstoffe unter Versuchsbedingungen infolge einer Schwefeldioxid-Exposition aus. Möglicherweise ist dieser Effekt stärker von der Kontaktzeit zwischen Farbmittel und Schadstoff als von der Schadstoffkonzentration abhängig. Reduzierte Schwefelgase führen zum Verschwärzen einiger Pigmente. Bleipigmente werden beispielsweise durch Einwirken schwefeliger Verbindungen in ihre Sulfide überführt, so bildet Bleiweiß das schwarze Produkt Bleisulfid.

Formaldehyd kann zwar die Korrosion von Sammlungsgut induzieren, das Reflexionsvermögen eines Farbmittels wird durch eine Formaldehyd-Exposition allerdings nicht oder nur sehr geringfügig beeinflusst. Dies gilt sowohl für natürliche organische Pigmente und Farbstoffe als auch für moderne organische und anorganische Farbmittel. Auch das Trägermaterial wurde im Versuch (hier: Aquarellpapier) nicht beeinflusst [Williams et al., 1992].

Untersuchungen zur Farbwertveränderung von Pigmenten unter anaerober Atmosphäre und in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchte und dem Restsauerstoffgehalt haben Kenjo [1980] und Koestler et al. [1993] durchgeführt. Zinnober, Massicot und Siena zeigen unter anaeroben Bedingungen leichte Farbwertveränderungen, die bei geringem Sauerstoffgehalt (ca. 5 %) nicht eintreten. Nach Koestler et al. [1993] sind dagegen bei in Ölfilmen eingebetteten Pigmenten keine Veränderungen unter anaerober Atmosphäre zu beobachten [Unger, 2002].

4.8 Fotografische Materialien

In dem unterschiedlichen chemischen Aufbau von Farb- und Schwarzweißfotografien liegt das unterschiedliche Reaktionsverhalten gegenüber oxidierenden Luftschadstoffen begründet. Während bei farbfotografischem Material Farbtöne und Farbtiefe von der Lagerung der Einfach- und Doppelbindungen innerhalb der Struktur großer, komplex organischer Moleküle abhängig sind, steht die visuelle Erscheinung einer Schwarzweiß-Fotografie in Abhängigkeit von der physikalischen Verteilung des Silberhalogenids innerhalb der Emulsionsschicht, seiner Partikelgröße und Form. Da dem Silberhalogenid die bildgebende Funktion zukommt, verläuft der Abbaumechanismus ähnlich dem einer Metallkorrosion. Die Zerstörung einer

Schwarzweiß-Fotografie vollzieht sich in zwei oder mehreren Schritten [Zinn et al., 1994]. Der Abbau beginnt mit einer Oxidation, bei der Silberionen entstehen, die mit weiteren Bestandteilen der Atmosphäre reagieren. Der Oxidant allein reagiert in geringen Konzentrationen nicht mit genügend Silber, um ein starkes Ausbleichen hervorzurufen. Außerdem scheint die Reaktion zu verlangsamen, sobald ein Gleichgewicht zwischen dem metallischen und dem ionisierten Silber erreicht ist. Ist ein weiterer reaktiver Luftschadstoff anwesend, so zerstört er das Gleichgewicht durch eine Weiterreaktion mit dem oxidierten Silber und bewirkt damit eine erneute Oxidationsreaktion zur Wiederherstellung des gestörten Gleichgewichtes. Sehr hohe Dosen eines oxidierenden Schadgases werden daher Silber im Gegensatz zu geringen Dosen eines Gemisches von Oxidantien und Sulfiden nicht stark angreifen. Das durch oxidierende Gase hervorgerufene Schadensbild von Silber-Fotografien ist als sogenannte »Mikroflecken« oder »rote Flecken« bekannt. Es führt über das rötliche Verfärben der mittleren Tonwerte einer Fotografie bis hin zum flächigen Ausbleichen der Darstellung. Verursacht wird die Schädigung bei der Aufbewahrung von Fotografien in Schutzhüllen oder -umschlägen aus minderwertigem Papier durch eine Redoxreaktion zwischen dem Bildsilber und Peroxiden in der Umgebungsluft. So können frisch gestrichene Oberflächen als Quelle von Peroxiden bereits innerhalb weniger Stunden zum Ausbleichen von Fotografien führen. Auch Spanplatten können Peroxide emittieren [Ryhl-Svendsen, 1999, 2001]. Das Tönen von Bildern verbessert deren Beständigkeit gegenüber Luftschadstoffen, da das Bildsilber in einen stabileren Zustand überführt wird, und ist daher eine effektive Konservierungsmaßnahme, insofern umsetzbar. Bestimmte Polysulfidtoner gewährleisten höchste Beständigkeit gegenüber oxidativen Einflüssen der Umgebungsluft auf Bildsilber [Ryhl-Svendsen, 1999].

Erhöhte Temperaturen oder erhöhte relative Luftfeuchte wirken sich fördernd auf das Ausbleichen von Farbstoffen in Farbfotografien und auf die Oxidation des Bildsilbers in Schwarzweißfotografien aus. Ozon (O_3) greift konventionelle fotografische Farbmaterialien bei für die Lagerung von Fotografien üblichen Raumtemperaturen und Luftfeuchten an und führt zum Ausbleichen der Farbmittel.

Fotopapiere für den Ausdruck digitaler Abbildungen per Computer sind allgemein empfindlicher als traditionelle fotografische Trägermaterialien. Ihre signifikante Empfindlichkeit gegenüber einer Ozon-Exposition ist darauf zurückzuführen, dass die Farbstoffe auf der Polymeroberfläche des Drucks adsorbieren und nicht in einem Bindemittelfilm eingebettet vorliegen, wie es bei herkömmlichen Abzügen durch den Gelatinefilm der Fall ist. Diese Sensibilität liegt daher in der Natur des Produktes, da die Farbstoffe während des Druckens von einem Farbband auf das Fotopapier übertragen werden [Zinn et al., 1994].

Das Zusammenwirken verschiedener Schadgase übt offenbar synergistische Effekte aus, da in diesem Fall Fotografien stärker angegriffen werden. So sind Veränderungen infolge einer Ozon-Exposition allgemein als gering einzustufen, zusammen mit Schwefelwasserstoff (H_2S) sind die Auswirkungen jedoch größer [Zinn et al., 1994].

Der Film oder das Papier selbst fungieren wahrscheinlich als Reservoir für oxidierende Gase, da sich auch nach Entfernung der Fotografie aus der schadstoffhaltigen Atmosphäre der Zersetzungsprozess fortsetzt [Weyde, 1972].

Stickstoffdioxid ist bekannt für seine Reaktion mit organischen Farbstoffen. Es wird im Gegensatz zu Ozon nicht an Flächen im Innenraum abgebaut und kann mit geläufigen Luftfiltersystemen schwer kontrollierbar sein. Unter aggressiven klimatischen Bedingungen bleichen sowohl Ozon als auch Stickstoffdioxid Farbstoffe von Farbnegativ- und Farbpositivfilmmaterial sehr schnell aus. Dabei ist der Ausbleichgrad durch Stickstoffdioxid nur geringfügig weniger stark als durch Ozon [Zinn et al., 1994].

Sowohl SO_2 als auch H_2S zeigen nur geringen Einfluss auf Fotografien, die aus metallischem Silber in Gelatine (Silberfotografie) bestehen. Redoxerscheinungen treten ebenso wenig wie der sogenannte metallische Schimmer auf. Bei normalen Innenraumluftkonzentrationen stellen SO_2 und H_2S daher kein signifikantes Korrosionspotenzial für Farbfotografien bzw. Farbfilmmaterial dar [Zinn et al., 1994]. Mikrofilme können bei Anwesenheit von Ozon, Schwefelwasserstoff (H_2S), Stickstoffdioxid (NO_2) und Schwefeldioxid (SO_2) ausbleichen. Allgemein nimmt dieser Prozess mit zunehmender Temperatur bzw. relativer Luftfeuchte zu.

4.9 Kunststoffe, Gummi

4.9.1 Cellulosenitrat

Cellulosenitrat war der erste Kunststoff, der als fotografisches Material verwendet wurde (Celluloid®). Die Herstellung erfolgte aus Baumwoll-Linter, das mit Nitrat und Schwefelsäure nitriert wurde. Campher diente als Weichmacher. Die Instabilität von Cellulosenitrat ist im Wesentlichen auf die Reaktionsprodukte aus hydrolytischer, thermischer oder photochemischer Zersetzung zurückzuführen [Shashoua et al., 1992].

Der altersbedingte Zersetzungsprozess von Cellulosenitrat beruht im Wesentlichen auf der Denitrierung des Materials durch hydrolytische und oxidative Abspaltung von Nitrogruppen ($-\text{NO}_2$). Werden die gasförmigen Zersetzungsprodukte des Stickstoffdioxids nicht entfernt, bilden sich bei Anwesenheit von Feuchtigkeit Salpetersäure und Salpetrige Säure. Da diese wiederum mit funktionellen Gruppen des Cellulosenitrats Reaktionen eingehen, verläuft der Prozess analog einer Autokatalyse (Abbildung 4-6). Campher sublimiert und führt zu einer zunehmenden Versprödung des Polymers. Aus den entstehenden Hohlräumen kann zusätzlich Stickstoffdioxid gebildet und in die Umgebungsluft emittiert werden. Transparentes Celluloid zerfällt dabei schneller als opakes [Bützer und Keßler, 2001].



Abbildung 4-6: In einer Schachtel gelagerte Filmrolle, die sich aufgrund des autokatalytischen Zerfallprozesses zersetzt hat [mit freundlicher Genehmigung von Herrn Morten Ryhl-Svendsen, Dänisches Nationalmuseum, Kopenhagen, Dänemark].

Neben einer hohen Temperatur und einer hohen relativen Luftfeuchte beschleunigen Restsäuren aus dem Herstellungsprozess, z. B. Schwefelsäure und Salpetersäure, die Abbaureaktion. Letzteres gilt vor allem für frühes Cellulosenitrat [Shashoua et al., 1992]. Das Absorptionsvermögen des Nitrats nimmt ab, da Nitratgruppen aus der Cellulosestruktur verloren gehen.

Eines der ersten Produkte bei thermischer Zersetzung ist der hochreaktive Oxidant Stickstoffdioxid (NO_2), der durch Spaltung der N-O-Bindung im Molekülring entsteht. Des Weiteren ist Cellulosenitrat sehr empfindlich gegenüber Lichtstrahlung im ultravioletten Wellenlängenbereich von 360–400 nm. Der Abbau ist, ähnlich der thermischen Zersetzung, auf eine Spaltung des Nitrates zurückzuführen und führt wahrscheinlich zur Bildung einer Carbonylgruppe. Bei kürzeren Wellenlängen kommt es zu einer Aufspaltung des Celluloserings und folglich zu einer schnellen Abnahme des Molekulargewichts. Nach Eliminierung der Lichtquelle verläuft der Abbauprozess weiter, allerdings mit einer geringeren Reaktionsrate als vorher [Shashoua et al., 1992].

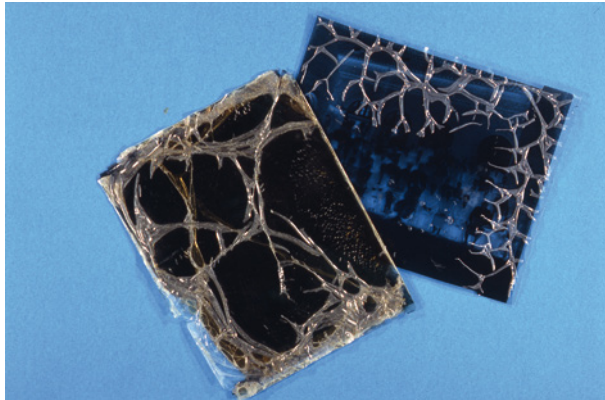
Cellulosenitratobjekte mit einem anorganischen Füllmaterial, z. B. Zinkoxid, werden weniger schnell abgebaut als Objekte mit Restsäuren. Vermutlich fungiert das Füllmaterial als Puffer durch Neutralisation der Säuren und verlangsamt dadurch den Abbauprozess. Oxalat ist ein normales Abbauprodukt von Cellulosenitrat durch Spaltung der Cellulosebindungen. Konzentrationswerte von Oxalat geben daher einen klaren Hinweis auf den Grad der bereits fortgeschrittenen Degradation durch Kettenbruch [Stewart et al., 1996].

4.9.2 Celluloseacetat

Werkstoffe aus Celluloseacetat zersetzen sich durch Hydrolyse und Oxidation unter Abgabe von Essigsäure. Dieser Abbauprozess ist daher auch unter dem Begriff

Vinegar-Syndrom bekannt und wird durch Lichteinstrahlung, Feuchtigkeit und Wärme beeinflusst. Werden die emittierten Gase ebenso wie bei der Zersetzung von Cellulosenitrat nicht abgeführt, werden die sauren Dämpfe von dem Werkstoff selbst wieder absorbiert und autokatalysieren damit den Degradationsprozess. Neben dem typisch sauren Geruch in der Umgebung sich zersetzender Objekte aus Celluloseacetat, ist das Schrumpfen der Filme und das Ablösen der Emulsionsschicht charakteristisch für dieses Schadensbild (Abbildung 4-7).

Abbildung 4-7: Sich zersetzende Glasplatten-negative aus Celluloseacetat [mit freundlicher Genehmigung von Herrn Morten Ryhl-Svendsen, Dänisches Nationalmuseum, Kopenhagen, Dänemark].



Essigsäureemittierende Celluloseacetat-Objekte (z. B. Käämme, Brillenfassungen) können transparentes Polymethylmethacrylat (PMMA, Plexiglas) und Polystyrol stark erweichen und Haarrisse verursachen [Fenn, 1995a]. Die Materialien können noch über einen langen Zeitraum sauren Geruch absondern und als Sekundärquelle fungieren. Säureempfindliche Objekte sollten daher nicht in Plexiglas- oder Polystyrolbehältern aufbewahrt werden, zumal einige für Plexiglas verwendete Klebstoffe Essigsäure (Eisessig) enthalten. Aus den gleichen Gründen sollten keine essigsäurehaltigen Reinigungsmittel in musealen Räumen verwendet werden. Plexiglas kann auch Biozide absorbieren und es nach einer gewissen Zeit als Sekundärquelle wieder freisetzen [Fenn, 1995a].

Ein ähnlicher Prozess vollzieht sich bei der Zersetzung von aus Celluloseacetobutyrat gefertigten Gegenständen. Der zur Formgebung der Materialien notwendige Weichmacher kann auswandern und auf der Oberfläche als ölige Flüssigkeit erscheinen. Daraus resultiert ein Verspröden des Kunststoffes, die Oberfläche kann craquelieren und folglich können Teile abbrechen [von Ulmann, 2004].

Entsprechende Schadensbilder treten insbesondere in geschlossenen Behältnissen mit geringem Volumen auf. Aufgrund des mangelnden Luftaustausches kommt es zum Aufkonzentrieren der Essigsäure.

4.9.3 Polyvinylchlorid

Polyvinylchlorid (PVC) findet sich als Werkstoff für die Kunst in vielen zeitgenössischen Sammlungen [Ostenrath, 2012]. Um die Elastizität des spröden Ausgangsmaterials zu erhöhen, werden PVC Weichmacher zugefügt. Eine sehr häufig als Weichmacher eingesetzte Verbindung ist Diethylhexylphthalat (DEHP) [Shashoua, 2003]. Die thermische Zersetzung von mit DEHP versetztem PVC wird häufig als Migrieren des Weichmachers aus dem Kunststoffkörper an die Oberfläche des Materials beobachtet. In Abhängigkeit von seinem Dampfdruck verflüchtigt sich der Weichmacher von der Materialoberfläche. Dieser Vorgang kann eine klebrige Oberfläche und eine zunehmende Versprödung mit nachfolgender Verfärbung des Kunststoffes verursachen. In einigen Fällen ist zusätzlich ein süßlicher Geruch wahrnehmbar [Shashoua, 2000]. Sich zersetzendes PVC ist makroskopisch durch Farbänderungen über weiß zu gelb, pink, braun und sogar schwarz erkennbar. Da es hierbei auf molekularer Ebene zur Ausbildung eines konjugierten Polyen-Systems kommt (Dehydrochlorierung), geht dieser Prozess mit einer verstärkten Absorption längerer Wellenlängen durch den Kunststoff einher. Tropfen oder eine Schicht von migriertem Weichmacher auf der Oberfläche scheinen allerdings den Prozess der Dehydrochlorierung zu unterdrücken. Überraschenderweise versprödet PVC mit einem geringeren Weichmacheranteil schneller als solches mit einem höheren Plastifizierungsgrad. Bei der Zersetzung setzt PVC Chlorwasserstoff (HCl) frei, dies allerdings erst bei Temperaturen oberhalb von 160 °C [Shashoua, 2003].

Da die Hauptursache für die Zersetzung von PVC in den klimatischen Parametern Licht und Wärme liegt, ist es ratsam, die Temperatur so gering wie möglich (< 15 °C) zu halten und die Objekte, wenn realisierbar, in Dunkelheit aufzubewahren. PVC sollte aufgrund seiner Neigung zum Ausbluten nicht zur Aufbewahrung von Archivmaterial eingesetzt werden. Shashoua [2003] empfiehlt außerdem, PVC-haltige Materialien in geschlossenen Behältnissen aufzubewahren. Eine Lagerung in unmittelbarer Nähe zu hoch-absorptiven Materialien kann den Verlust an Weichmachern erhöhen.

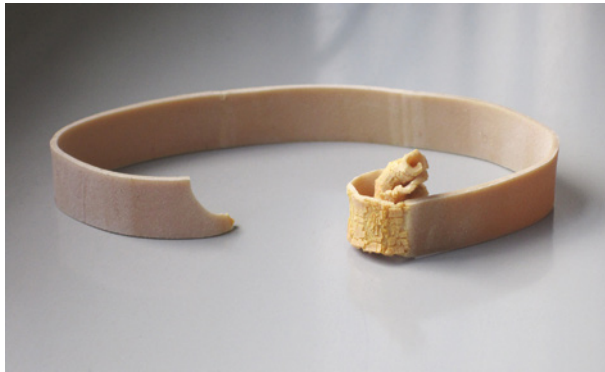
Die Migration von Additiven ist grundsätzlich ein Problem bei der Verwendung von Kunststoffen, dem man teilweise durch die Verwendung moderner schwerflüchtiger Weichmacher begegnen kann.

4.9.4 Gummi

Ozon kann zur Rissbildung von natürlichen Gummiprodukten führen (Abbildung 4-8). Natur- und Synthesegummi wird durch Oxidation erweicht, wird brüchig und kann später als Sekundärquelle Schadstoffe emittieren [Shashoua, 1999]. Eine saure oder alkalische Atmosphäre wirkt sich ebenfalls negativ auf Kunststoffe aus. Alkalische Materialien in einigen Kohlenstoff-Pigmenten werden mit dem Abbau von Cellulosenitrat-Kunststoffen in Verbindung gebracht. So verursacht Calciumcarbonat (CaCO₃)

in direktem Kontakt mit degradierendem Cellulosenitrat eine Beschleunigung des Zersetzungsprozesses [Fenn, 1993].

Abbildung 4-8: Infolge von Ozon-Exposition versprödetes Gummi [mit freundlicher Genehmigung von Herrn Morten Ryhl-Svendsen, Dänisches Nationalmuseum, Kopenhagen, Dänemark].



4.10 Auswirkungen von Bioziden

Über die Auswirkungen biozider Wirkstoffe auf (Objekt-) Materialien liegen verschiedene Untersuchungen vor. Einige der Publikationen sind leider nur schwer oder gar nicht über Bibliothekssysteme zu beziehen.

Dawson [1984] untersuchte mögliche Auswirkungen biozider Wirkstoffe auf Objektmaterialien und auf Werkstoffe, die für die Lagerung und Präsentation von Exponaten eingesetzt werden. Biozide können bestimmte Materialgruppen und Produkte irreversibel schädigen, während einige Werkstoffe für die Objektaufbewahrung und -präsentation flüchtige Biozide absorbieren. Durch Verformungen dieser Materialien kann es zu einer indirekten Schädigung der in unmittelbarer Umgebung gelagerten Exponate kommen. Einige Polymere, wie Methylmethacrylat, Polycarbonat und Acrylfolien, können als Sekundärquelle für Essigsäure und Biozide fungieren [Fenn, 1995a]. Bei welchen Konzentrationen entsprechende Wechselwirkungen eintreten, wurde bislang allerdings nicht untersucht.

Naphthalin kann Naturharze erweichen und die Korrosion einiger Metalle beschleunigen. In der Nähe einer Emissionsquelle gelagerte, poröse Materialien nehmen einen anhaltenden Geruch von Naphthalin an. Paradichlorbenzol (PDB) bewirkt das Ausbleichen von Tinte sowie das Vergilben von Papier [Hatchfield, 2002]. Darüber hinaus kann es durch Cellulosenitrat, Polyvinylacetat und tierischen Leim absorbiert werden, woraus ein Erweichen und Schrumpfen der Materialien bei einer gleichzeitigen Gewichtszunahme resultiert. Paradichlorbenzol kann sich schädigend auf Leder und Federn auswirken. Durch Absorption erweichen Cellulosenitrat und Polyvinylacetat (PVAc) und schrumpfen bei gleichzeitiger Gewichtszunahme. Das Gleiche gilt für Hautleim, was ein hohes Risiko für die Verleimung von Holzobjekten bedeutet. Die Materialien können dabei den Geruch von Paradichlorbenzol annehmen [Dawson,

1984]. Thymol kann zum Ausbleichen verschiedener Papiere führen [Plenderleith und Werner, 1971]. Plexiglas erweicht bereits innerhalb kurzer Zeit bei Direktkontakt mit Thymol. Es kommt zu einer Vergilbung des Materials und einer Rundung der Ecken [Dawson, 1984]. Dichlorvos gehört zu den organophosphatischen Insektiziden und schädigt Kunststoffe, u. a. Polyurethan, Polyvinylacetat und Cellulosenitrat. Polyvinylchlorid ist zwar gegenüber Biozidemissionen stabil, es kann allerdings bei Einwirkungen eines Biozidgemisches beschädigt werden [Fenn, 1995a]. Moosgummi verfärbt sich bei langfristiger Exposition, während viele Metalle bereits nach kurzer Zeit bei direktem Kontakt oder Dichlorvos-haltiger Luft anlaufen. Dazu gehören Zink, Blei, Zinn, Stahl, Kupfer, Silber und Bronze. Darüber hinaus verleiht Dichlorvos den meisten Materialien einen scharfen Geruch [Dawson, 1984], der möglicherweise durch Hydrolyse von Dichlorvos zu Dichloressigsäure entsteht. Angesichts des periodischen Einsatzes von Bioziden über Jahrzehnte hinweg ist das Vorliegen eines Biozidgemisches in der Innenraumlufte nicht ungewöhnlich. Cellulosenitrat zeigt ein leichtes Vergilben in campherhaltiger Atmosphäre [Fenn, 1995a].

Burgess und Binnie [1990] untersuchten die Auswirkungen von Vikane® (Sulfuryldifluorid, SO_2F_2) auf cellulose- und ligninhaltiges Material. Nach der Analyse von Koestler et al. [1993] ist es aufgrund der Pigmentveränderung nicht zu empfehlen. Die Autoren berichten über makroskopisch sichtbare Veränderungen von elf ausgewählten Pigmenten auf mit Hasenhautleim vorgeleimter und mit Bleiweiß/Öl grundierter Leinwand nach Behandlung mit verschiedenen Fungiziden und Begasungsmitteln. Die Untersuchungen fokussierten Veränderungen der Farbe, des Glanzgrades, der Oberflächenstruktur sowie Vergrauungen und Trennungen des Pigment-Bindemittel-Systems. BioMet 66®, eine quaternäre Ammonium-Organozinn-Verbindung in destilliertem Wasser, hatte nur geringe Auswirkungen auf vier der Pigmentsysteme und auf die Grundierung und hinterließ Trocknungsrückstände. Lysol®, ein Orthophenylphenol als Spray, veränderte sechs Pigmentsysteme.

Holzobjekte, die mit DDT- und Lindan-haltigen Holzschutzmitteln behandelt wurden, können auf der Oberfläche weiß-graue Schleier und weiße Kristallausblühungen zeigen (Abbildung 4-9). Im Gegensatz zu den schwerflüchtigen Lösemittelbestandteilen kommt es zu einer Migration der Wirkstoffe, da diese nicht fest auf der Matrix haften. Nach Unger [1998] emittiert Lindan direkt in die Raumluft, während es bei DDT durch Überschreiten der Sättigungskonzentration zu der Ausbildung von Belägen und Kristallausblühungen an der Oberfläche und erst anschließend zur Verdampfung der ausgebildeten Kristalle kommt. Mit Fluoriden behandeltes Holz zerfasert nach längerer Zeit (Mazerierung). Die sich dabei entwickelnden Fluorwasserstoff-Dämpfe können ätzend auf in der Nähe befindliches Sammlungsgut wirken (Glas) [Unger, 2002].



Abbildung 4-9: Weiße Kristallausblühungen auf der Oberfläche eines farbig gefassten Chorgestühls infolge einer früheren Behandlung mit Hylotox® 59 [Foto: Alexandra Schieweck].

Unger [2002] berichtet von Farbveränderungen an Pigmenten durch Begasung von Sammlungsgut zur Bekämpfung von Schadorganismen, wobei eine Abhängigkeit vom Begasungsmittel besteht. Die größten Veränderungen wurden bei Verwendung von Cyanwasserstoff (Blausäure), Phosphorwasserstoff, Brommethan und technischem Sulfurylfluorid beobachtet.

4.11 Partikel/Verschmutzung

Partikel aus Verbrennungsprozessen können sowohl mit der Außenluft eingetragen als auch im Innenraum selbst generiert werden. In einer älteren Studie geben Grzywacz und Stulik [1995] an, dass eine wahrnehmbare Verschmutzung senkrechter Flächen nach 0,3 Jahren in historischen Gebäuden mit natürlicher Belüftung eintreten, während es in einem modernen Museum mit mechanischer Partikelfilterung 18 Jahre dauern kann. Die Belastung durch Partikel mit einer daraus resultierenden Verschmutzung ist vor allem in historischen Gebäuden ein bedeutendes Problem,

besonders bei der Präsentation historischer Raumausstattungen im ursprünglichen Kontext ohne schützende Verglasungen. Untersuchungen zu der Depositionsrates und dem Staubaufkommen zeigen, dass Besucher, Aufsichtspersonal und historische Vorführungen einen signifikanten Einfluss auf die Verschmutzung ausüben. Häufig begangene Wege, wie Ein- und Ausgänge und Besucherrouten, zeigen eine verstärkte Partikelbelastung. Mit jedem Meter Entfernung zwischen Besuchern bzw. Personal und den Exponaten verringert sich das Staubaufkommen um die Hälfte [Lloyd et al., 2002].

Frischer Putz oder Zement setzt alkalische Partikel frei, die sich auf den Zersetzungsprozess von musealem Sammlungsgut beschleunigend auswirken können. Aufgrund ihrer hygroskopischen Eigenschaften tragen sie zur Oberflächenkorrosion bei. Weitere Schäden entstehen durch mechanische Abrasion beim Handling der Objekte. Sehr feine Partikel, wie elementarer Kohlenstoff, sind mit einem Durchmesser von 2 µm verantwortlich für eine Abnahme der Reflexion von hellem Papier [Hatchfield, 2002].

Nach Kenjo [1986] erreicht ein neuer Betonbau erst nach 18 Monaten die Raumluftqualität eines nicht schadstoffbelasteten Gebäudes und nach zwei Jahren eine ähnliche Qualität wie in Reineluft. Leinöl in Malereien denaturiert aufgrund der alkalischen Raumluft in neuen Betongebäuden.

4.12 Black Magic Dust

Das schon häufig beobachtete Auftreten plötzlicher schwarzer Ablagerungen auf Oberflächen ist unter dem Phänomen »schwarze Wohnungen«, irrtümlich auch unter dem Begriff »Fogging-Phänomen« bekannt. Die Literatur spricht in diesem Zusammenhang auch von »Black Magic Dust« [Moriske et al., 2002]. Nazaroff und Cass [1991] haben den Effekt frühzeitig in Museen charakterisiert und als Oberbegriff »Soiling« vorgeschlagen.

Nach bisherigen Erkenntnissen [Moriske et al., 2001, 2002; Wensing et al., 2003] konnten jedoch noch keine eindeutigen Zusammenhänge für das Auftreten dieser Schwarzfärbungen in Wohnräumen manifestiert werden. Der Entstehungsprozess ist sehr komplex und scheint eine Kombination verschiedener Parameter mit spezifischen Eigenschaften zu benötigen. Maßgebliche Einflussparameter sind nach Salthammer et al. [2011] die Bildung von Aerosolen definierter Größenverteilung und direkte Transportprozesse, vorzugsweise Thermophorese und wahrscheinlich Diffusiophorese. Bisher bekannte und vermutete Parameter sind in Abbildung 4-10 zusammengefasst.

»Fogging« bezeichnet einen aus der Automobilindustrie bekannten Effekt. An der Innenseite von Windschutzscheiben bildet sich manchmal ein filmartiger Belag, der die Sicht nach draußen behindert. Diese Trübung entsteht besonders stark bei Neufahrzeugen mit flach geneigter Windschutzscheibe. Schwerflüchtige, kondensierbare Stoffe gasen aus Kunststoffteilen im Fahrgastraum aus und lassen unter Mitwirkung

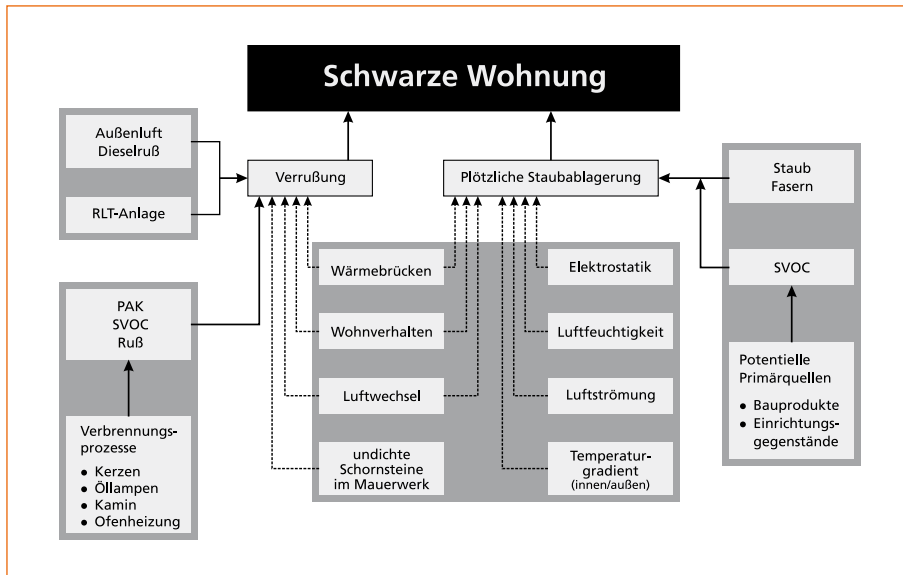


Abbildung 4-10. Einflussfaktoren, die nach bisherigem Kenntnisstand zum Auftreten des Fogging-Effektes in Wohnungen beitragen können [Quelle: Moriske et al., 2002].

von Partikeln den beschriebenen Beschlag mit einer fettartigen Konsistenz entstehen [Wensing und Bauhof, 1999]. Durch die Freisetzung schwerflüchtiger organischer Verbindungen (SVOC) aus Anstrichfarben und Lacken lassen sich im musealen Umfeld Parallelen zum Fogging-Phänomen beobachten. Der Effekt ist durch beschlagene oder milchig getrübbte, schlierige Glasscheiben makroskopisch wahrnehmbar und tritt nicht nur in Vitrinen und Dioramen, sondern auch an Gemäldeverglasungen auf. In Wischproben von Gemäldeverglasungen in der Landesgalerie des Niedersächsischen Landesmuseums Hannover, die rückseitig sogenannte »ghost images« zeigten, wurden primär langkettige Fettsäuren nachgewiesen.

Entsprechende Migrationsprozesse freier Fettsäuren in Malmittelfilmen werden anhand des Modells der »Freien Volumen Theorie« erklärt [Zumbühl et al., 2004]. Die Theorie nimmt an, dass in einer Struktur bzw. einem amorphen Polymer nicht jeder Gitterplatz durch ein Molekül besetzt ist. Es gibt somit besetzte und freie Bereiche, die sich in Abhängigkeit von der Temperatur in einem spezifischen Volumen oder einer spezifischen Dichte ändern können. In Malschichten ist daher von mobilen Hohlräumen auszugehen. Durch Molekularbewegung werden Dichteschwankungen und folglich der Transport mobiler Komponenten verursacht, wodurch es zu Umlagerungen der Hohlräume kommt. Durch Wasserdampfpermeation hervorgerufene Migrationsprozesse führen zu Ausblühungen von Fettsäuren auf der Malschichtoberfläche. Dies gilt besonders dann, wenn die migrierenden Komponenten eine geringe Wasseraffinität aufweisen. Bei den weiß-kristallin erscheinenden Ausblühungen handelt es sich um dünne »Häutchen«, die aufgrund ihrer großen Oberfläche und

hohen Lichtstreuung makroskopisch auffällig sind. Als Ursache der sogenannten »ghost images« ist thermische Diffusion zu sehen. In direkter Abhängigkeit zur Temperatur diffundieren Fettsäuren an die Malschichtoberfläche und bilden hier makroskopisch wenig auffällige Agglomerate und flächige Deponate. Die Sublimation dieser Oberflächenanreicherungen führt zu der Ausbildung von »ghost images«. Das quantitative Ausmaß der Fettsäureablagerungen ist dabei selektiv vom jeweiligen Farbbereich abhängig [Zumbühl et al., 2004]. Das Auftreten an Gemäldeverglasungen in der Landesgalerie des Niedersächsischen Landesmuseums Hannover lässt somit eindeutig auf thermische Diffusion als Ursache schließen, die möglicherweise durch die in den Sommermonaten erhöhten Temperaturen in der Galerie zu begründen ist.

5 Materialeigenschaften und Materialemissionen

Wie in Innenräumen, die dem Wohnen und Arbeiten dienen, stellen auch im musealen Umfeld alle in die Räumlichkeiten eingebrachten Materialien einschließlich Mobiliar potenzielle Emissionsquellen dar. Grundsätzlich haben großflächig verwendete Werkstoffe einen großen Einfluss auf die Luftqualität, da sie im Verhältnis zum Raumvolumen einen hohen Beladungsfaktor gemäß Gleichung (5-1) aufweisen:

$$\frac{\text{Fläche [m}^2\text{] oder Masse [g] eines Materials}}{\text{Raumvolumen [m}^3\text{]}} = L \left[\frac{\text{m}^2}{\text{m}^3} \right] \text{ bzw. } \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right] \quad (5-1)$$

Aber auch Materialien, die nur kleinflächig eingesetzt werden und/oder eine scheinbar niedrige Freisetzungsrate haben, können eine starke Emissionsquelle darstellen.

Zu den Emissionsquellen in museal genutzten Räumen und Aufbewahrungsvorrichtungen zählen grundsätzlich die für die Ausstattung verwendeten Werkstoffe, wie Konstruktionsmaterialien, Klebstoffe, Dichtmassen, Überzüge und Dekorationsstoffe. Angesichts der Schadensbilder, die vor allem von Essigsäure emittierenden Werkstoffen verursacht werden, kam es zu einer Abkehr von bestimmten, zumeist traditionellen Bauprodukten, wie beispielsweise Vollholz, Holzwerkstoffen und Essigsäure vernetzenden Silikondichtmassen. Stattdessen werden im modernen Ausstellungswesen verstärkt anorganische Materialien, wie Glas und Metall, verwendet.

Durch objektimmanente und/oder durch Konservierungs- und Restaurierungsmaßnahmen eingebrachte Materialien, die in die Innenraumluft freigesetzt werden können, wird das Sammlungsgut selbst zur Emissionsquelle. Auch die Besucher stellen eine potenzielle Quelle dar, nicht nur für gasförmige Verbindungen, sondern vor allem auch für Partikel und Stäube.

Die Nennung und Empfehlung bestimmter Produkte, die effektiv und konservatorisch unbedenklich sind, ist kaum möglich. Die Formulierungen bzw. Rezepturen der chemischen Großindustrie wechseln zu häufig und werden nur selten in Technischen Merkblättern und Sicherheitsdatenblättern erfasst und eindeutig ausgewiesen. Im vorliegenden Kapitel wird daher bewusst auf konkrete Materialempfehlungen verzichtet. Stattdessen sollen dem für die Sammlungsbetreuung Verantwortlichen, aber auch Bauplanern, Ingenieuren, Architekten und Designern grundlegende Hinweise an die Hand gegeben werden, die zu einer höheren Transparenz von Materialzusammensetzungen und Emissionen beitragen können.

Nachfolgend werden die wesentlichen Eigenschaften und Emissionen der wichtigsten Materialgruppen bzw. Quellen aufgeführt, die in Tabelle 5-1 zusammenfassend wiedergegeben sind.

Tabelle 5-1: Charakteristische Emissionen aus Innenraummaterialien, gelistet nach Materialkategorie. P: Primäremissionen, S: Sekundäremissionen [aus: Salthammer, 2000; Schieweck, 2009; Schieweck und Salthammer, 2011].

Substanzgruppe	Substanz	P/S	Verwendung/Quelle
Lösemittelbasierte Lacksysteme			
Aldehyde	–	S	Zersetzungsprodukte aus Öl-, Linolen- und/oder Linolsäure
Organische Säuren	Essigsäure	S	Esterhydrolyse
(Di-)Carbonsäureester	n-Butylacetat	P	Lösemittel
	2-Ethylhexylacetat	P	Lösemittel
	Dimethyladipat	P	Filmbildner, Ersatzstoffe für chlorierte Substanzen
	Dimethylglutarat	P	
	Dimethylsuccinat	P	
Aromatische Kohlenwasserstoffe	Toluol	P	Lösemittel
	Ethylbenzol	P	Lösemittel
	Xylol-Isomere	P	Lösemittel
	C3-/C4-Benzole	P	Lösemittel
Glykolester	1-Methoxy-2-propylacetat	P	Lösemittel; Entschäumungs-, Netz- und Verlaufmittel
	Ethoxypropylacetat	P	Lösemittel
	Ethyl-3-ethoxypropionat	P	Lösemittel
	Butylglykolacetat	P	Lösemittel
Sonstige	Iso-Alkane, Alkohole, Aldehyde	P	Lösemittel
Wasserbasierte Lacksysteme			
(Di-)Carbonsäureester	n-Butylacetat	P	Lösemittel
Glykolether	1-Methoxy-2-propanol	P	Hilfslösemittel
	Butylglykol	P	Hilfslösemittel
	Isomerengemische verschiedener Glykolether	P	Hilfslösemittel
Aromatische Kohlenwasserstoffe	Toluol	P	Lösemittel
	Ethylbenzol	P	Lösemittel
	Xylol-Isomere	P	Lösemittel

Fortsetzung von Tabelle 5-1

Substanzgruppe	Substanz	P/S	Verwendung/Quelle
Dichtmassen und Klebstoffe			
Cyclische Siloxane	-	P	Polymermatrix von Silikon-dichtmassen
Ketoxime	Acetonoxim	S	Vernetzer/Abgangsgruppe
	2-Butanonoxim (MEKO)	S	Vernetzer/Abgangsgruppe
	2-Propanonoxim	S	Vernetzer/Abgangsgruppe
	4-Methyl-2-pentanon-oxim	S	Vernetzer/Abgangsgruppe
Aromatische Kohlenwasserstoffe	Toluol	P	Lösemittel
	Xylol-Isomere	P	Lösemittel
	Ethylbenzol	P	Lösemittel
Glykolester	TXIB™ (Texanol™)	P	Lösemittel, Filmbildner
Terpene	α -Pinen	P	Lösemittel
	β -Pinen	P	Lösemittel
	3-Caren	P	Lösemittel
	Limonen	P	Lösemittel
Cycloalkene	4-Phenyl-cyclohexen (4-PCH)	S	Reaktionsprodukt aus Styrol und cis-Butadien (Materialien aus Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR))
	4-Vinyl-cyclohexen (4-VCH)	S	Reaktionsprodukt aus cis-Butadien und trans-Butadien (Materialien aus Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR))
Holz/Holzwerkstoffe			
Monoterpene	α -Pinen	P	
	β -Pinen	P	
	3-Caren	P	
	Limonen	P	

Fortsetzung von Tabelle 5-1

Substanzgruppe	Substanz	P/S	Verwendung/Quelle
Aldehyde	Formaldehyd	S	Abbauprodukt von Lignin, Spaltprodukt formaldehydhaltiger Harze
	Furfural	S	Zersetzungsprodukt der Hemicellulosen
Organische Säuren	Ameisensäure	P	
	Essigsäure	P	Zersetzungsprodukt der Hemicellulosen und/oder Lignin
Fußbodenbeläge			
Cycloalkene	4-Phenyl-cyclohexen (4-PCH)	S	Reaktionsprodukt aus Styrol und cis-Butadien (Materialien aus Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR))
	4-Vinyl-cyclohexen (4-VCH)	S	Reaktionsprodukt aus cis-Butadien und trans-Butadien (Materialien aus Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR))
Aldehyde	–	S	Zersetzungsprodukte aus Öl-, Linolen- und/oder Linolsäure

5.1 Holz und Holzwerkstoffe

Vollholz und Holzwerkstoffe erfreuen sich in museal genutzten Einrichtungen nach wie vor großer Beliebtheit. Die scheinbar uneingeschränkte Verfügbarkeit, praktische Handhabung und einfache Verarbeitung, die auch durch hauseigene Tischlereien erfolgen kann, sowie die hygroskopischen Materialeigenschaften erscheinen sehr vorteilhaft. Da Holzwerkstoffe kostengünstiger sind als Vollholz, werden sie bevorzugt u. a. für den Bau von Sockeln, Stellwänden, Einbauten und Regalen verwendet.

Holzwerkstoffe bestehen im Wesentlichen aus zerkleinertem Holz und aus als Bindemittel fungierenden synthetischen Polymerharzen. Chemische Verbindungen können daher sowohl aus dem Holz selbst als auch aus dem Bindemittel in die Raumluft freigesetzt werden.

5.1.1 Emissionen aus Holz

Zu den charakteristischen Emissionen von Holz und Holzwerkstoffen zählen organische Säuren, Aldehyde und Terpene.

Hölzer weisen einen natürlichen Säuregehalt auf. Die Säure liegt entweder frei oder gebunden vor und kann während des Alterungsprozesses des Holzes freigesetzt werden. Zur Bestimmung des Säuregehaltes von Holz haben einige Autoren, wie beispielsweise Tétreault [1999], pH-Werte verschiedener Hölzer gelistet. Anhand dieser Tabellen lässt sich allerdings nicht zwangsläufig eine Aussage über das Schädigungspotenzial treffen. Da nur einige Säuren flüchtig sind, ist der pH-Wert einer Holzart kein uneingeschränkt verlässlicher Hinweis auf die Korrosivität des Werkstoffes, zumal er keine Aussage über die Menge an schwachen oder starken Säuren erlaubt. Weiterhin ist der Säuregehalt von verschiedenen komplexen Faktoren, wie u. a. der Verwendung von Kern- oder Splintholz, der Einschlagzeit sowie der Art und Dauer des Trocknungsprozesses abhängig [Hatchfield, 2002]. Ameisensäure wird in der Regel in geringeren Konzentrationen als Essigsäure emittiert.

Darüber hinaus setzen Hölzer verschiedene Aldehyde und Terpene frei. Aldehyde entstehen durch die Zersetzung von freien ungesättigten Fettsäuren (vor allem Linol- und Ölsäure), bei Kiefernholz auch durch Spaltung von Triglyceriden [Makowski et al., 2005; Makowski und Ohlmeyer, 2006]. Formaldehyd wird nicht nur aus formaldehydbasierten Harzen emittiert, wie sie zur Verklebung von Holzwerkstoffen eingesetzt werden (siehe Kap. 5.1.2), sondern auch vom Holz selbst. Dies ist auf die Zersetzung des Lignins unter Lichteinfluss zurückzuführen [Meyer und Boehme, 1996]. Bei Terpenen handelt es sich um meist geruchsintensive Naturstoffe, die frei im Holz vorliegen. Aufgrund des höheren Harzgehaltes setzen Nadelhölzer mehr Terpene als Laubhölzer frei.

Span- oder Sperrholzplatten bestehen ebenso wie OSB-Platten (*OSB = oriented strand board*) aus Holzspänen bzw. Furnierblättern. Wenn Recyclingmaterial verwendet wird, sind Holzart und Herkunft nur selten nachvollziehbar. Von Holzwerkstoffen freigesetzte VOC werden darüber hinaus auch durch den Produktionsprozess maßgeblich beeinflusst. Es kommt zu thermischen und oxidativen Zersetzungsreaktionen in den oberflächennahen Schichten, so dass neue Produkte gebildet und freigesetzt werden.

Furfural wird während der Herstellung von Korkprodukten durch die thermische Zersetzung der Hemicellulosen bei Temperaturen über 150 °C freigesetzt. Die Emission von Furfural erfolgt üblicherweise gemeinsam mit der von Essigsäure, wobei die Bildung von Essigsäure auf die Abspaltung von Acetylgruppen der Hemicellulose und von Seitenketten des Lignins zurückzuführen ist [Fengel und Wegener, 1989; Horn et al., 1998]. Aufgrund des größeren Anteils an Acetylgruppen gelten Laubhölzer als eine stärkere Emissionsquelle von organischen Säuren. Weitere Zersetzungsprodukte sind Ameisensäure und Hydroxymethylfurfural [Salthammer und Fuhrmann, 2000]. Erhebliche Emissionen von Essigsäure und Furfural konnten auch

bei künstlich getrocknetem oder wärmebehandeltem Holz nachgewiesen werden. Da die Spaltung von Hemicellulosen säurekatalysiert verläuft, vermuten Uhde und Salthammer [2007], dass dieser Prozess bei wärmebehandeltem Holz in Abhängigkeit von der Menge an gebildeter Essigsäure nahezu autokatalytisch abläuft. Aus Kiefernspänen hergestellte OSB-Platten können kurz nach der Herstellung neben Monoterpenen auch verschiedene Aldehyde freisetzen [Salthammer et al., 2003]. Die Emissionen von Terpenen nehmen allerdings mit zunehmender Temperatur ab und auch der Anteil kleinflächiger Späne in den Oberflächenschichten von OSB-Platten kann die Terpenfreisetzung reduzieren [Makowski und Ohlmeyer, 2006]. Abgesehen von der Freisetzung von Furfural, haben Makowski et al. [2005] sowie Makowski und Ohlmeyer [2006] beobachtet, dass bei zunehmender Erwärmung weniger Aldehyde emittiert werden und begründen dies mit einer fortschreitenden Polymerisation der freien ungesättigten Fettsäuren, durch deren autooxidative Spaltung die Freisetzung der Aldehyde erfolgt. Diese Reaktion kann bei polymerisierten großen Molekülen weniger gut ablaufen als bei kleinen Molekülen.

Auch die mit einem Gütezeichen versehenen Holzwerkstoffe sind nicht emissionsfrei, sondern können die durchaus für den musealen Innenraum relevanten Verbindungen Ameisensäure, Essigsäure und Formaldehyd abspalten (vgl. auch Kap. 6.1).

5.1.2 Emissionen aus Klebstoffen für Holzwerkstoffe

Neben dem Holzanteil enthalten Holzwerkstoffe einen hohen Anteil an Klebstoffen, weiteren Additiven und anderen, aus dem Herstellungsprozess resultierenden Substanzen. Sie spalten somit auch Verbindungen ab, die aus der Produktion oder aus der Vernetzung und Degradation der Klebstoffe resultieren. Eine gute Übersicht über Klebstoffe für Holzprodukte geben Zeppenfeld und Grunwald [2005]. Tabelle 5-2 zeigt eine Zusammenstellung verschiedener Klebstoffgruppen und deren Inhaltsstoffe.

Häufig für Holzwerkstoffe eingesetzte Klebstoffe sind Kondensationsharze auf Basis von Formaldehyd, die durch Reaktion mit verschiedenen Verbindungen synthetisiert werden. Zu nennen sind hier Harnstoff, Melamin, Phenol und Resorcin. Die Art des Bindemittels hängt von den Anforderungen an das Endprodukt ab. Harnstoffharze werden aufgrund ihrer Feuchteempfindlichkeit primär für den Innenausbau eingesetzt. Hydrolysebeständiger sind dagegen Phenolharze und modifizierte aminoplastische Harze, zu denen MUF-, MUPF-Klebstoffe und melaminverstärkte UF-Harze zählen. Während des Herstellungsprozesses und auch nachträglich während der Nutzung kann freies Formaldehyd oder aus der hydrolytischen Spaltung des Klebstoffes resultierendes Formaldehyd in die Atmosphäre abgegeben werden. Um diese Emissionen zu verringern, wurde seit Ende der 1970er Jahre die Zusammensetzung der Harze modifiziert, insbesondere durch Absenkung des Molverhältnisses zwischen den Reaktionspartnern und damit des Gehaltes an Formaldehyd [Dunky und Niemz, 2002].

Tabelle 5-2: Klebstoffgruppen und Komponenten [Quelle: Zeppenfeld und Grunwald, 2005].

Duroplaste	UF-Klebstoffe	Harnstoff, Formaldehyd
	MUF-Klebstoffe	Melamin, Harnstoff, Formaldehyd
	PF-Klebstoffe	Phenol, Formaldehyd
	RF-Klebstoffe	Resorcin, Formaldehyd
	RPF-Klebstoffe	Resorcin, Phenol, Formaldehyd
	MUPF-Klebstoffe	Melamin, Harnstoff, Phenol, Formaldehyd
	Polyisocyanate	PMDI
	PUR-Klebstoffe	Polyole, Isocyanate
	Epoxidklebstoffe	Epoxide
Thermoplaste	PVAc-Klebstoffe	Polyvinylacetat
	UP-Klebstoffe	Ungesättigte Polyester
	Polyacrylat	Polyacrylate
	Cyanacrylatklebstoffe	Cyanacrylate
	Schmelzklebstoffe	Copolymere aus Ethylen und Vinylacetat (EVA) Copolymere aus Ethylen und Acrylsäureestern (EEA) Polyacrylate Polyamide Polyester Polyolefine Polyurethane
Elastomere	Kautschukklebstoffe	Butadien, Isopren, Styrol, Acrylnitril
	Polychloropren	2-Chlor-1,3-butadien
Natürliche Rohstoffe	Glutinklebstoffe	Peptide
	Blutalbuminklebstoffe	Proteine
	Caseinklebstoffe	Casein (Proteinbasis)
	Stärkeklebstoffe	Stärkeprodukte (aus Kartoffeln, Getreide, Mais)
	Dextrinklebstoffe	Dextrine (Abbauprodukte von Stärken)
	NC-Klebstoffe	Nitrocellulose
Anorganische Klebstoffe	Siliconklebstoffe	Siloxane
	Gips	Calciumsulfat
	Hydraulische Zemente	Anorganische Calciumverbindungen

Harnstoff-Formaldehyd-Harze (UF-Klebstoffe)

Angesichts ihrer guten Verarbeitungseigenschaften und der vergleichsweise geringen Kosten werden Harnstoff-Formaldehyd-Klebstoffe häufig verwendet. Sie sind damit die wichtigsten Klebstoffe bei der Produktion von Holzwerkstoffen (Span- und Faserplatten, Sperrholz- und Lagenholzplatten) und Möbeln (Montage- und Flächenverklebung) [Zeppenfeld und Grunwald, 2005; Neroth und Vollenschaar, 2011]. Die Qualität der Klebstoffe wird u. a. durch das Molverhältnis Harnstoff zu Formaldehyd bestimmt. Durch ein niedriges Molverhältnis kann die nachträgliche Abgabe von Formaldehyd verringert werden. Klebstoffe mit einem höheren Molverhältnis müssen daher durch Zusatz von Formaldehydfängern modifiziert werden [Dunky und Niemz, 2002]. Die Eigenschaften der Reaktionspartner, die Temperatur und der pH-Wert während des Herstellungsprozesses bestimmen die Eigenschaften des Harzes und die ausgebildete Bindung [Neroth und Vollenschaar, 2011]. Die Reaktion ist allerdings nach Dunky und Niemz [2002] teilweise umkehrbar und das gebildete Harz daher nicht hydrolysestabil. Darüber hinaus können sich bei der Reaktion von Harnstoff und Formaldehyd teilweise instabile Reaktionsprodukte bilden (Methylenether, Polyoxymethylenetherbrücken), die der wesentliche Grund für spätere Formaldehydemissionen sind. Die Freisetzung von Formaldehyd hängt dabei von den klimatischen Parametern ab. Insbesondere erhöhte Temperaturen, eine hohe Luftfeuchte und der Aushärtegrad des Harzes begünstigen die Rückreaktion [Dunky und Niemz, 2002; Salthammer et al., 2010]. Die Freisetzung von Formaldehyd an die Atmosphäre geschieht bereits während der Herstellung oder während der Lagerung bzw. Nutzung [Zeppenfeld und Grunwald, 2005].

Melamin-Harnstoff-Formaldehyd-Harze (MUF-Klebstoffe)

Melaminhaltige Harnstoff-Klebstoffe sind im chemischen Aufbau den UF-Klebstoffen ähnlich, enthalten allerdings Melamin als zusätzliches aminogruppenhaltiges Monomer. Sie sind daher feuchte- und nassbeständig, weniger rissanfällig, aber wesentlich teurer als UF-Klebstoffe [Neroth und Vollenschaar, 2011]. Wegen einer schlechteren Reaktivität der Komponenten muss eine höhere Zugabe von Härtern erfolgen [Dunky und Niemz, 2002]. Aufgrund der höheren Hydrolysebeständigkeit emittieren MUF-Klebstoffe weniger Formaldehyd als UF-Leime. Durch das sich auf die molekulare Struktur stabilisierend auswirkende Melamin ist die Emission von Formaldehyd durch MUF-Klebstoffe von dem Gehalt an zugesetztem Melamin abhängig.

Phenol-Formaldehyd-Harze (PF-Klebstoffe)

Die dunklen Phenolharze sind Polykondensationsprodukte aus der Reaktion von Phenol und Formaldehyd. Aufgrund des hohen Vernetzungsgrades und großer Bindungsstabilitäten der nahezu nicht spaltbaren Bindung zwischen Phenol und Formaldehyd wird dieser im Gegensatz zu mit Harnstoff oder Melamin synthetisierten Harzen nur in geringem Umfang oder gar nicht abgegeben [Salthammer, 2000; Dunky und Niemz, 2002]. PF-gebundene Platten weisen eine hohe Feuchtigkeits- und Witterungsbeständigkeit auf [Neroth und Vollenschaar, 2011]. Haupteinsatzgebiet ist u. a. die

Herstellung von klimabeständigen Span- und Faserplatten, Sperrholz, Brettschichtholz, Lagenhölzern sowie Wafer- und Strandboards (OSB) [Zeppenfeld und Grunwald, 2005]. Darüber hinaus werden PF-Harze zur Herstellung von Holzwerkstoffen mit nur sehr geringer Formaldehydemission genutzt [Dunky und Niemz, 2002].

Melamin-Harnstoff-Phenol-Formaldehyd-Harze (MUPF-Klebstoffe)

Für die Herstellung von MUPF-Leimen wird MUF-Klebstoffen Phenol zugegeben. Es handelt sich somit um eine Mischung aus PF- und MUF-Harzen. Nach Dunky und Niemz [2002] ist es möglich, dass die PF-Komponente oder freies Phenol nicht ausreichend aushärtet, dieses im ausgehärteten Klebstoff verbleibt und nachträglich an die Atmosphäre abgegeben wird. MUPF-Harze werden primär zur Herstellung von Holzwerkstoffen mit hoher Feuchtebeständigkeit für tragende Zwecke eingesetzt [Zeppenfeld und Grunwald, 2005].

Resorcin-Formaldehyd-Harze (RF-Klebstoffe)

Ausgangsprodukte für RF-Klebstoffe sind Formaldehyd und Resorcin (1,3-Dihydroxybenzen), ein zweiwertiges Phenol. Aufgrund der besonderen Reaktionsfähigkeit von Resorcin härtet das Harz bereits bei Raumtemperatur und wird daher für Kaltverleimungen eingesetzt. RF-Klebstoff zeigt eine hohe Festigkeit und sehr gute Wasser- und Wetterbeständigkeit. Er ist allerdings sehr teuer und wird für Verleimungen im Außenbereich oder nur für spezielle Zwecke verwendet, wie beispielsweise im konstruktiven Holzbau. PF-Klebstoffe können mit RF-Klebstoff verschnitten werden (PRF) [Dunky und Niemz, 2002; Neroth und Vollenschaar, 2011].

Polyisocyanate

Isocyanat-Bindemittel werden für die Produktion von Holzwerkstoffen mit höherer Feuchteresistenz und zur Herstellung sogenannter formaldehydfrei verleimter Platten eingesetzt. Das Bindemittel basiert in der Regel auf PMDI (Polymethylen-diisocyanat) [Dunky und Niemz, 2002].

5.2 Andere Konstruktionsmaterialien

Auf der Suche nach ästhetisch ansprechenden und gleichzeitig gering emittierenden Materialien wird derzeit eine Vielzahl alternativer Konstruktionsmaterialien verwendet. Hier sind beispielhaft acrylgebundene Mineralwerkstoffe, Faserzementtafeln (sog. »Fassadentafeln«), Schaumplatten (bestehend aus Polyvinylchlorid, Polystyrol oder Polyurethan) oder Schaumglas, Kunststoffplatten, Keramiken und Fliesen zu nennen.

Grundsätzlich hängt das Emissionspotenzial dieser Materialien von der Formulierung ab, so dass in diesem Zusammenhang verwendete Farbstoffe, die u. a. den Anteil an Lösemitteln und Zusatzstoffen bestimmen, und Oberflächenbehandlungen eine

Rolle spielen. Daher kann auch innerhalb einer Produktreihe die Emissionsstärke variieren, wie beispielsweise bei acrylgebundenen Mineralwerkstoffen. Zu den emittierten Verbindungen zählen u. a. Acrylatmonomere, als Lösemittel verwendete Alkane, Alkohole, aromatische Kohlenwasserstoffe, Glykolether, Carbonsäureester, Carbonsäuren und Terpene. Eine Emissionsprüfung der Werkstoffe vor dem Einsatz im musealen Umfeld ist daher unumgänglich. Dabei sollte neben Primär- auch wiederum auf Sekundäremissionen geachtet werden. Abbildung 5-1 zeigt die Gesamtsumme an flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC) und die Konzentration von Formaldehyd, die eine Kunststoffplatte bei ansteigender Temperatur (23 °C, 40 °C, 65 °C) und unterschiedlichen Luftwechselraten ($n = 0,5 \text{ h}^{-1}$ bzw. $0,1 \text{ h}^{-1}$) in der Emissionsprüfkammer freisetzt. Die als gering emittierend einzustufende Platte besteht aus einem Polyoxymethylen-Copolymer (POM-C), der sich bereits unter Raumtemperatur und zunehmend mit erhöhter Temperatur unter Bildung von Formaldehyd zersetzt.

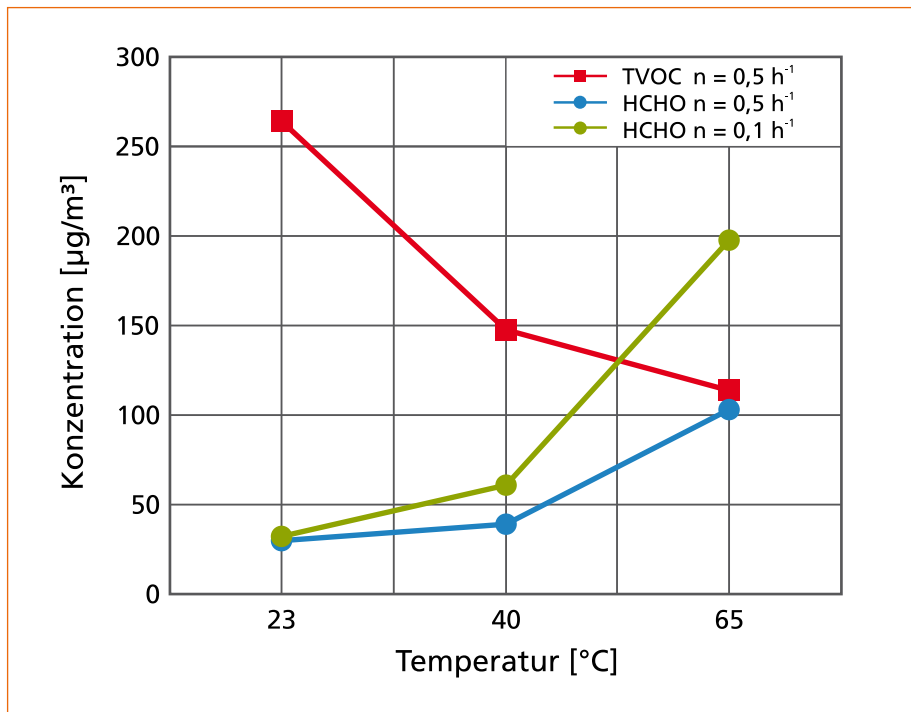


Abbildung 5-1: TVOC- und Formaldehyd-Konzentration einer Kunststoffplatte (Polyoxymethylen Copolymer (POM-C)), gemessen bei ansteigender Temperatur und unterschiedlichen Luftwechselraten in einer Emissionsprüfkammer.

5.3 Beschichtungen, Lacke und Farben

Oberflächenbeschichtungen erfüllen besonders im Ausstellungswesen eine primär ästhetische Funktion. Die Raumflächen und Einbauten sollen in ein einheitliches, auf das Thema der Ausstellung abgestimmtes Erscheinungsbild passen. Dabei sind in Bezug auf den Publikumsverkehr auch eine gewisse Kratz- und Stoßfestigkeit von Bedeutung.

Beschichtungsmaterialien basieren grundsätzlich auf organischen Bindemitteln und können nach verschiedenen Aspekten klassifiziert werden, z. B. Zusammensetzung, Anwendungsart, Applikationstechnik, Trocknungsmechanismus, die Funktion in dem jeweiligen Beschichtungssystem oder die Art des Trägermaterials [Baumann und Muth, 1997; Stoye und Freitag, 1998]. Die einzelnen Komponenten eines Beschichtungssystems lassen sich gemäß Tabelle 5-3 in verschiedene Untergruppen aufteilen. Eine Übersicht über Grundkomponenten flüssiger Beschichtungssysteme und ihre Zusammensetzung gibt Tabelle 5-4.

Tabelle 5-3: Unterteilung von Beschichtungssystemen in Abhängigkeit von den Hauptbestandteilen [Quelle: Stoye und Freitag, 1998].

Bestandteile eines Beschichtungssystems	Filmbildner	Bindemittel	Überzüge	Farben
	Harze			
	Weichmacher			
	Lösemittel			
	Filmbildungshilfsmittel			
	Additive			
	Farbstoffe			
	Pigmente			
	Füllstoffe			

Tabelle 5-4: Grundkomponenten flüssiger Beschichtungssysteme und ihre Zusammensetzung [Quelle: Rothkamm et al., 2003].

Grundkomponenten	Zusammensetzung
Bindemittel	Filmbildner, Weichmacher, Harzkomponenten, nicht flüchtige Bestandteile
Lösemittel	Organische Lösemittel, multifunktionelle organische Lösemittel, Wasser

Fortsetzung von Tabelle 5-4

Grundkomponenten	Zusammensetzung
Additive	Mattierungs-, Verlaufs-, Entgasungsmittel, Konservierungsmittel (bei wasserverdünnbaren Systemen), Schleifhilfsmittel, Stabilisatoren u. a.
Farbstoffe	Synthetisch, Naturfarbstoffe
Pigmente	(An-)organische Basis
Effektpigmente	
Füllstoffe	Anorganische Basis
Härterkomponenten	Säuren/Säureester (säurehärtende Lacke 1K/2K), Polyisocyanate, verschiedene Rohstoffkomponenten für Polyurethanharze, organische Peroxide in Verbindung mit metallorganischen Verbindungen für ungesättigte Polyestersysteme

Filmbildende Substanzen sind entweder makro- oder niedermolekulare Verbindungen, die während des Trocknungsprozesses Makromoleküle bilden. Bei den meisten filmbildenden Ausgangsmaterialien handelt es sich dabei um Harze, z. B. Alkyd- oder Epoxidharze. Weichmacher verbessern die Elastizität, indem sie den thermoplastischen Bereich eines Bindemittels herabsetzen ohne eine chemische Reaktion mit diesem einzugehen. Additive sind Hilfsmittel, die die Eigenschaften einer Beschichtung auch in kleinen Mengen verbessern sollen. Sie werden entsprechend ihrer Auswirkungen definiert, z. B. Trocknungs-, Hautverhinderungs-, Verlaufs-, Netz- oder Mattierungsmittel. Durch den Zusatz von Pigmenten entstehen Farben. Die Pigmente bestimmen die Farbe und das Deckvermögen und können auch die Widerstandskraft der Beschichtung verbessern, beispielsweise gegen Korrosion [Stoye und Freitag, 1998]. Die meisten Beschichtungssysteme setzen sich aus verschiedenen Schichten zusammen und bestehen mindestens aus einer Grundierung und einer abschließenden Deckschicht.

Nachfolgend werden die gebräuchlichsten Beschichtungssysteme nach ihrer Verarbeitungsform aufgeführt.

5.3.1 Lösemittelbasierte Beschichtungssysteme und High-Solid-Lacke

Lösemittelbasierte Beschichtungssysteme bestehen üblicherweise aus Bindemitteln, Pigmenten, Farbstoffen, Füllstoffen, Additiven und Lösemitteln, wobei letztere den Hauptbestandteil bilden. Pigmente, Farb- und Füllstoffe tragen nicht zum Emissionsverhalten bei, bestimmen aber neben dem Bindemittel den Lösemittelanteil in einem System. Dieser variiert zwischen 30 und 85 Gewichtsprozent (Gew.-%). Die technologisch relevanteste Komponente ist das Bindemittel, in Abhängigkeit dessen

die Lacke gemäß Tabelle 5-5 in physikalisch und chemisch trocknend klassifiziert werden. Physikalisch trocknende Beschichtungen sind Lösungen thermoplastischer Polymere, während chemisch trocknende Systeme durch Vernetzung des Bindemittels aushärten (z.B. wärmehärtende Beschichtungen). Das Molekulargewicht der trockenen Beschichtung liegt somit höher als das der Ausgangsformulierung. Oxidativ härtende Systeme gehören zu den chemisch trocknenden Beschichtungen. Sie enthalten Allylgruppen und reaktive Doppelbindungen und vernetzen durch Aufnahme von Sauerstoff aus der Luft, wodurch Etherbrücken gebildet werden [Baumann und Muth, 1997; Stoye und Freitag, 1998].

Tabelle 5-5: Übersicht über Eigenschaften und Bindemittel in lösemittelbasierten Systemen gemäß des Trocknungsmechanismus [Quelle: Baumann und Muth, 1997; Stoye und Freitag, 1998].

Trocknungsmechanismus	Charakteristika	Bindemittel
Physikalisch (sog. »Low-solid-Lacke«)	Lösungen thermoplastischer Polymere Molekularmassen > 20 000 Hoher Lösemittelgehalt (> 60 %) Geringer Feststoffanteil	Celluloseester Vinylharze Thermoplastische Acrylharze Polyurethane Kautschukderivate Kohlenwasserstoffharze
Chemisch (sog. »High-solid-Lacke«)	Geringer Lösemittelanteil (30–60 %) Hoher Feststoffanteil Molekularmassen 800–10 000	Ungesättigte Polyesterharze Epoxidharze Alkydharze Polyesterharze Polyurethane Vinylharze Acrylharze Vernetzer: Phenolharze Aminoharze Polyisocyanate Oxidativ trocknend: Alkydharze Trocknende Öle Halbtrocknende Öle Nichttrocknende Öle Epoxyester Modifizierte Phenolharze Urethanöle

Die in der Formulierung eines Lackes enthaltenen flüchtigen Lösemittel und Additive üben meist eine vorübergehende Funktion aus [Baumann und Muth, 1997], indem sie beispielsweise die Viskosität herabsetzen, eine unproblematische Verarbeitung

und Applikation ermöglichen und zu den gewünschten Eigenschaften des getrockneten Endprodukts beitragen. Dabei handelt es sich in der Regel um ein aufeinander abgestimmtes Gemisch verschiedener Lösemittel, durch deren Verdunstung die Beschichtung zwar trocknet, aber auch nach der Ausbildung eines geschlossenen Films verbleiben noch immer Lösemittelreste in der Schicht, die sich nur langsam verflüchtigen.

High-Solid-Lacke

Sogenannte »High-Solid«-Lacke gehören zu den lösemittelhaltigen Beschichtungssystemen, weisen aber im Gegensatz zu konventionellen lösemittelbasierten Lacken einen erhöhten Festkörperanteil und somit einen verringerten Lösemittelanteil (< 30 Gew.-%) auf. Es existieren ein- und zweikomponentige Systeme (1K- bzw. 2K-Lacke) [Baumann und Muth, 1997]. Der Festkörpergehalt liegt bei 70–80 Gew.-% [Philipp, 2010]. Die Trocknung von einkomponentigen High-Solid-Lacken verläuft als oxidative Vernetzung (Kondensationsreaktion) mit Hilfe von der Formulierung beigefügten Trocknern oder durch wärmeaktivierte Härtungsmittel. Bei diesen Kondensationsreaktionen werden neben den Lösemitteln und ggf. Blockierungsagenzien flüchtige Aushärtungsprodukte freigesetzt. Dabei kann es sich um Methanol, Formaldehyd, Wasser oder Aminverbindungen handeln [Baumann und Muth, 1997]. 2K-Systeme werden unmittelbar vor der Anwendung gemischt, die Trocknung vollzieht sich durch Polyaddition des Härters und des Bindemittels. Im Gegensatz zu 1K-Lacken werden keine Spaltprodukte in die Gasphase freigesetzt.

Primäremissionen

Lösemittelbasierte Beschichtungssysteme emittieren in der Regel ein breites Spektrum an VOC. Schieweck und Salthammer [2009] detektierten bis zu 100 Einzelsubstanzen, die während der Emissionsprüfung in einer Prüfkammer von lösemittelbasierten Beschichtungen freigesetzt wurden und auf die in den Formulierungen enthaltenen Lösemittel und Additive zurückgeführt werden konnten (siehe Tabelle 5-1). Abbildung 5-2 zeigt ein Chromatogramm der Emissionen eines lösemittelbasierten Lackes.

Bei den nachgewiesenen Verbindungen handelte es sich überwiegend um Glykolether, Glykolester, (Di-)Carbonsäureester, Alkohole, Aldehyde sowie um aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe. Zu den charakteristischen Einzelverbindungen zählten n-Butylacetat und Ethoxypropylacetat. Beide Substanzen werden als Lösemittel für Kunstharze eingesetzt. Eine weitere typische Verbindung ist 1-Methoxy-2-propylacetat, dem neben der lösenden auch eine additive Funktion als Entschäumer, Netz- und Glättungsmittel zukommt. Die Carbonsäureester Dimethylglutarat, Dimethylsuccinat und Dimethyladipat werden bevorzugt als Filmbildner und Ersatzstoffe für chlorierte und folglich deklarationspflichtige Lösemittel eingesetzt.

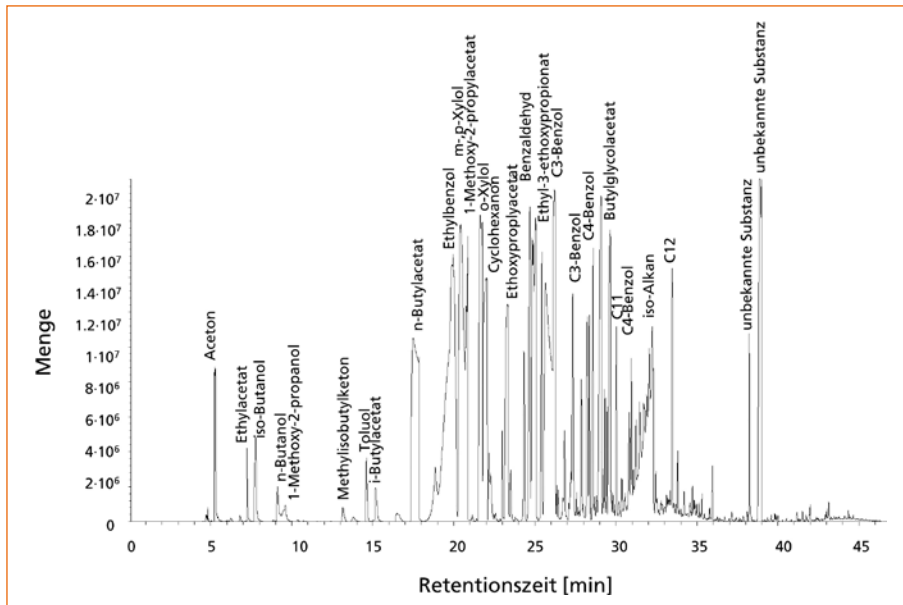


Abbildung 5-2: Chromatogramm eines lösemittelbasierten Lackes [Quelle: Schieweck, 2009].

Sekundäremissionen

Auch wenn lösemittelbasierte Beschichtungen keine Essigsäure in der Formulierung enthalten, kann diese trotzdem durch hydrolytische Spaltung der in der Raumluft freigesetzten Carbonsäureester und Glykolester gemäß Gleichung 5-2 gebildet werden [Schieweck, 2009; Schieweck und Salthammer, 2009]:



Die hydrolytische Spaltung, bei der Carbonsäuren und Alkohole gebildet werden, verläuft dabei in Abhängigkeit von der Temperatur, der relativen Luftfeuchte, dem pH-Wert des Materials und der Art des Esters [Uhde und Salthammer, 2007]. Dabei erfolgt die Freisetzung der Essigsäure in die Raumluft verzögert (Abbildung 5-3).

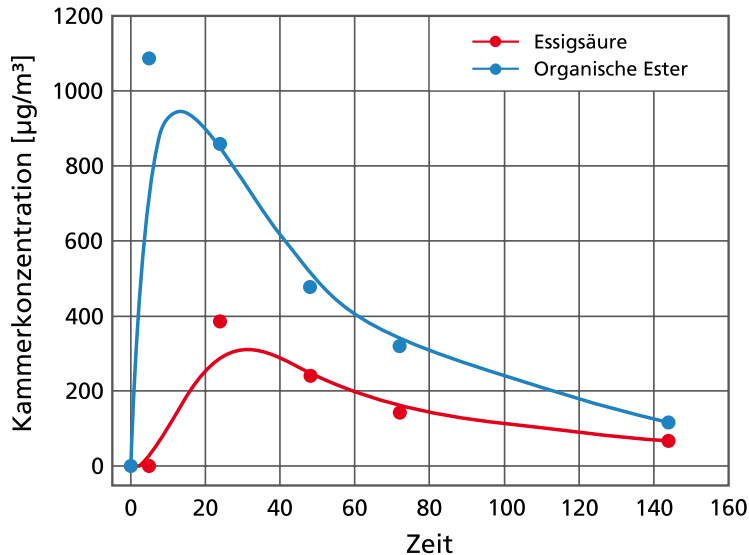


Abbildung 5-3: Zeitverzögerte Freisetzung von Essigsäure während der Emissionsprüfung eines lösemittelbasierten Lacksystems in einer Emissionsprüfkammer aufgrund der hydrolytischen Spaltung organischer Ester in der Gasphase [Quelle: Schieweck, 2009].

5.3.2 Wasserbasierte Beschichtungssysteme

Unter wasserbasierten (auch: wasserverdünnbaren) Beschichtungssystemen sind Lacke zu verstehen, in deren Herstellung und Applikation Wasser als Löse- oder Verdünnungsmittel eingesetzt wird. Wasserlacke sind vermehrt am Markt vertreten, da durch die Verwendung des Lösemittels Wasser umweltrechtliche Auflagen erfüllt werden können. In Wasserlacken ist das Bindemittel in Tröpfchen oder festen Teilchen im Wasser verteilt. Bindemittel sind Kunstharze, wie Polyurethan, Polyester, Alkyd- und Acrylharze. In Abhängigkeit von der Art, wie die Bindemittel in der wässrigen Phase stabilisiert werden, werden Wasserlacke in Lacke mit wasserlöslichen Bindemitteln, kolloide Lösungen, Emulsionen und Dispersionen differenziert.

Im Gegensatz zu den schneller trocknenden lösemittelhaltigen Lacken, in denen Lösemittelgemische für einen gleichmäßigen Verdunstungsprozess sorgen, verdunstet in Wasserlacken ein einheitliches Lösemittel. Dies kann zu Einschränkungen in der Oberflächenqualität des getrockneten Lackes führen [Baumann und Muth, 1997]. Lacke mit in Wasser gelösten oder dispergierten Bindemitteln enthalten daher auch Hilfslösemittel, Neutralisationsmittel und Additive. Hilfslösemittel dienen dazu, eine Mischbarkeit von eigentlich nicht mischbaren Systemen aus organischen Harzen und Wasser zu erreichen. Daneben kann ihnen auch eine additive Funktion zukommen. Als Hilfslösemittel bzw. Colöser werden Alkohole und Glykolether eingesetzt, z. B. 1-Butanol, 2-Butanol, Ethylenglykolbutylether und Propylenglykolether [Dören et al., 1994;

Rothkamm et al., 2003; Brown, 2009]. Ammoniak, Amine und Amin-Derivative fungieren häufig als Neutralisationsmittel [Dören et al., 1994; Brown, 2009]. Weiterhin kann ein Formaldehyddepotstoff als Topfkonservierer enthalten sein [Brown, 2009].

Analog zu den lösemittelbasierten Beschichtungssystemen kann auch die Trocknung von Wasserlacken durch physikalische, chemische oder oxidative Trocknung erfolgen. Wasserlacke sind ebenfalls als 1K- und 2K-Systeme erhältlich.

Da in sogenannten Wasserlacken Wasser den Hauptlösemittelanteil ausmacht, können entsprechende Beschichtungen eine gute Alternative zu lösemittelbasierten Farben sein. Auch wenn Letztere aufgrund des höheren Lösemittelanteils meistens höhere Emissionen verursachen, so können auch wasserbasierte Formulierungen organische Komponenten in signifikanten Konzentrationen freisetzen, wie Abbildung 5-4 veranschaulicht. Es handelt sich hierbei meistens um Verbindungen mit höheren Siedepunkten, die nicht unter die klassische Lösemittel-Definition fallen. Die TRGS 610 [2011] legt Lösemittel als flüchtige organische Substanzen oder deren Mischungen mit einem Siedepunkt von maximal 200 °C fest. Der Siedepunkt sogenannter hochsiedender Verbindungen liegt daher oberhalb von 200 °C. Die Freisetzung dieser Stoffe aus einem Produkt in die Gasphase kann im Gegensatz zu klassischen Lösemitteln verzögert erfolgen und unter Umständen über einen deutlich längeren Zeitraum andauern als bei flüchtigeren Verbindungen.

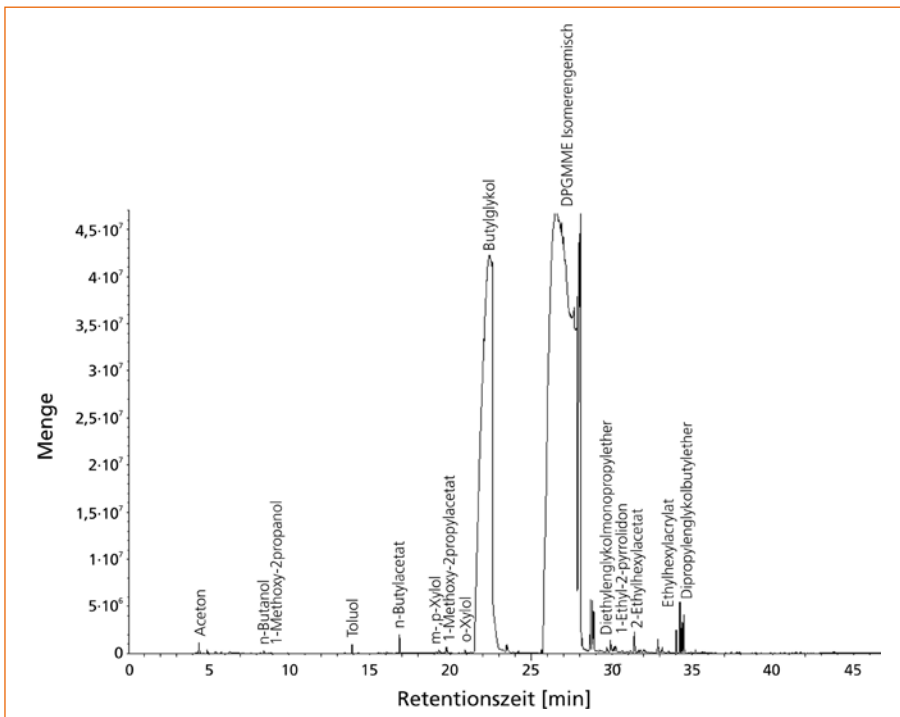


Abbildung 5-4: Chromatogramm eines wasserbasierten Lackes.

5.3.3 Pulverbeschichtungen

Da flüssige Beschichtungssysteme für ihre Verarbeitung mit Wasser oder Lösemitteln versetzt werden müssen und aufgrund der Emission nicht oder nur eingeschränkt für museale Zwecke geeignet sind, werden zunehmend Pulverbeschichtungen eingesetzt. Nach Müller und Poth [2005] sind diese nicht nur praktisch emissionsfrei, sondern lassen sich auch recyceln. Pulverlacke werden überwiegend auf elektrisch leitenden Werkstoffen und damit auf Metallen wie Stahl oder Aluminium appliziert. Bei der elektrostatischen Pulverbeschichtung ziehen sich die elektrisch geladenen Teilchen des Beschichtungspulvers und das zu beschichtende Werkstück aufgrund gegensätzlicher Ladungen an. Die Einbrenntemperaturen liegen normalerweise zwischen 150 °C und 200 °C, können aber variiert werden und lassen die Pulverpartikel zu einer homogenen Schicht verschmelzen. Die verwendeten Pulverlacke basieren auf Acryl-, Polyurethan-, Polyester- und Epoxidharzen sowie auf Hybriden/Mischpulvern. Das Aufbringen des Pulvers kann auch durch Wirbelsintern erfolgen. Das erhitzte Werkstück wird dabei kurz unter Drehen in ein mit Hilfe von Druckluft fluidisiertes Pulver aus Kunststoff getaucht. Das an der Oberfläche haften gebliebene Pulver schmilzt durch die Hitze des Werkstücks und überzieht die Oberfläche mit einer durchgehenden Kunststoffschicht. Zur Vorbereitung wird das Werkstück abrasiv oder chemisch gereinigt. Die chemischen Methoden sind gewöhnlich alkalisch. In hochqualitativen Produkten wird eine Oberflächenbehandlung mit Zinkphosphat vorgenommen.

Eine Anwendung auf Holzwerkstoffen ist grundsätzlich ebenfalls möglich, durch den nichtleitenden Untergrund allerdings technologisch deutlich schwieriger. Der Marktanteil von pulverbeschichteten Holzwerkstoffen ist daher bislang als gering zu bewerten. Große Herausforderungen an das Verfahren stellen insbesondere die Nicht-Leitfähigkeit und Materialfeuchte des Trägers sowie dessen Empfindlichkeit gegenüber Wärme dar. Für die Beschichtung von Holzwerkstoffen werden daher thermoreaktive Niedertemperaturlacke und strahlenhärtende UV-Pulverlacke verwendet. Untersuchungen zu technologischen Aspekten der Pulverbeschichtung von Holz und Holzwerkstoffen wurden durch FriebeI vorgenommen [FriebeI, 1998; FriebeI und Netuschil, 1999].

Pulverlacke bestehen aus Bindemittel, Pigmenten und Farbstoffen, Additiven und Füllstoffen sowie Verschnittmitteln. Die Additive dienen meistens der Einstellung des Fließverhaltens. Damit haben Pulverlacke einen Festkörpergehalt von nahezu 100 % und sind lösemittelfrei [Rothkamm et al., 2003]. Sollte eine chemische Aushärtung mittels Polyaddition erfolgen, so werden bei dieser nur wenige oder keine Spaltprodukte freigesetzt. Auch wenn Pulverbeschichtungen somit grundsätzlich als emissionsarm anzusehen sind, so hängt die Eignung für museale Zwecke von der Qualität der Ausführung und von der Sorgfalt der Vorbereitung des Werkstückes ab. Abbildung 5-5 zeigt das Chromatogramm eines pulverbeschichteten Aluminiumbleches bei Prüfung in einer Emissionsprüfkammer.

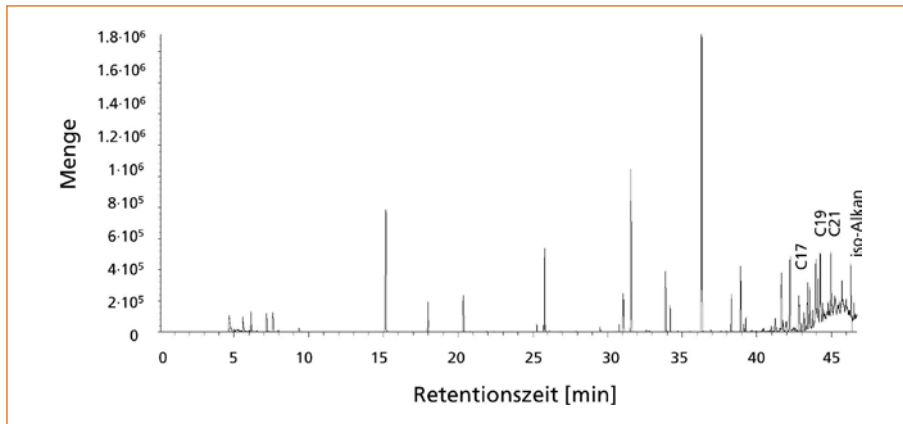


Abbildung 5-5: Chromatogramm einer Pulverbeschichtung [Quelle: Schieweck, 2009].

5.3.4 Strahlenhärtende Beschichtungen

Bei strahlenhärtenden Beschichtungen erfolgt die Härtung unter ultravioletter (UV) Strahlung oder durch Einwirken von Elektronenstrahlen. Bei den zu vernetzenden Polymeren handelt es sich um meist mehrfach ungesättigte Verbindungen [Müller und Poth, 2005]. Die größte Bedeutung haben Lacke auf Basis von Acrylaten (Prepolymere und Monomere mit Acrylgruppen). Die Aushärtung dieser Systeme erfolgt unter ultravioletter Strahlung durch radikalische Polymerisation, die in den Schritten Startreaktion – Kettenreaktion – Kettenabbruch verläuft. Der Prozess wird durch Photoinitiatoren initiiert, die durch Absorption ultravioletten Lichts unter Bildung von Radikalen zerfallen [Allen et al., 1999]. Die Radikale reagieren mit den in der Formulierung des Lackes flüssig vorliegenden Monomeren und Prepolymeren und führen zu der Ausbildung eines festen, beständigen Films. Durch den Reaktionsprozess, bei dem die Photoinitiatoren zerfallen und durch radikalische Reaktion die Bildung neuer Produkte (Photofragmente) erfolgt, werden während bzw. nach der Aushärtung des UV-härtenden Systems neue Verbindungen in die Raumluft emittiert. Tabelle 5-6 führt häufig in UV-härtenden Produkten eingesetzte Photoinitiatoren und die von ihnen gebildeten Photofragmente auf. Abbildung 5-6 veranschaulicht die Bildung des Spaltproduktes Benzaldehyd aus einem UV-härtenden Lack unter Lichteinwirkung.

Darüber hinaus enthalten UV-härtende Systeme Lösemittel und Additive, die ebenfalls in die Raumluft freigesetzt werden können. Geruchsauffälligkeiten, die während der Anwendung von UV-härtenden Produkten wahrgenommen werden, sind auf niedermolekulare Nebenprodukte zurückzuführen, die nicht an der Start- oder Kettenreaktion beteiligt sind und daher während oder nach der Trocknung von der Materialoberfläche freigesetzt werden [Köhler, 1997].

Entsprechende Systeme können gute Alternativen zu herkömmlichen Lacken sein, insofern sie ausreichend ausgehärtet sind und alle in der Formulierung enthaltenen

Photoinitiatoren abreagieren. Bei nicht sorgfältiger Verarbeitung emittieren UV-härtende Systeme nicht umgesetzte Acrylatmonomere und Photoinitiatoren. Dies kann auch darauf zurückgeführt werden, dass UV-härtenden Systemen aus technischen Gründen häufig Photoinitiatoren in nicht-stöchiometrischen Mengen zugesetzt werden, um eine vollständige Aushärtung zu gewährleisten [Salthammer et al., 2002]. Da es sich bei Photoinitiatoren um hochreaktive Substanzen handelt, ist nicht auszuschließen, dass sie Reaktionen mit Materialoberflächen von Sammlungsgut initiieren bzw. eingehen.

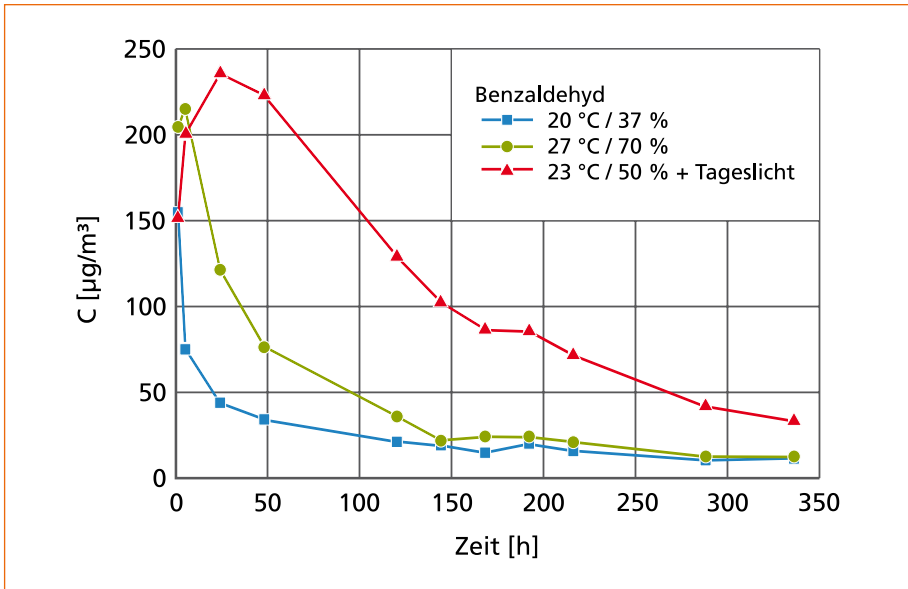


Abbildung 5-6: Bildung des Spaltproduktes Benzaldehyd aus einem strahlenhärtenden Lack. Zeit-Konzentrations-Verlauf bei verschiedenen Parametern in einer Emissionsprüfkammer [Quelle: Salthammer et al., 2002].

Tabelle 5-6: Photoinitiatoren, Photofragmente, Acrylatmonomere und Zersetzungsprodukte, die in UV-härtenden Lacken mittels GC/MS in der Prüfkammerluft und in der Materialoberfläche identifiziert wurden [Quelle: Salthammer et al., 2002; Schieweck, 2009].

Quelle	Zersetzungsprodukte
BP (Benzophenon)	–
PHMP (1-Phenyl-2-hydroxy-2-methyl-propan-1-on)	Benzaldehyd, Benzil, Aceton, 1-Phenyl-2-methyl-1,2-propandiol, Pinakol

Fortsetzung von Tabelle 5-6

Quelle	Zersetzungsprodukte
HCPK (1-Hydroxycyclohexyl-phenon)	Benzaldehyd, Benzil, Cyclohexanon
DPAP (2,2-Dimethoxy-2-phenyl-acetophenon)	Benzaldehyd, Acetophenon, Benzil, Methylbenzoat
DAP (2,2-Diethoxy-acetophenon)	Benzaldehyd, 1-Phenyl-2-ethoxyethan-1-on
HMPP (2-Hydroxy-2-methyl-1-phenylpropan-1-on)	Benzaldehyd
HMEPP (2-Hydroxy-2-methyl-1-(4-(1-methylethyl)-phenyl)- propan-1-on)	4-(1-Methylethyl)-benzaldehyd, 4-(1-Methylethyl)-acetophenon
HEHMPP (2-Hydroxy-2-methyl-1-(4-(2-hydroxyethoxy)- phenyl)-propan-1-on)	4-(2-Hydroxyethoxy)-benzoe- säure
TBDPO (2,4,6-Trimethyl-benzoyl-diphenylphosphin-oxid)	2,4,6-Trimethylbenzaldehyd
DTBPPO (Di-(2,4,6-trimethyl-benzoyl)-phenylphosphin-oxid)	2,4,6-Trimethylbenzaldehyd
POEA (2-Phenoxyethylacrylat)	–
n-Butylacrylat	n-Butanol

5.3.5 Alternative Beschichtungssysteme

»Naturfarben«

Naturharzlacke, biologische Lacke sowie Öle und Wachse zählen zu den alternativen Beschichtungssystemen. Die Begriffsbestimmung ist in der DIN 55945 [2007] festgelegt. Das Ziel der Entwicklung, synthetische Produkte vermehrt durch nachwachsende Rohstoffe zu ersetzen, vermittelt oft den Eindruck, dass alternative Lacksysteme besonders ökologisch und gesundheitlich unbedenklich sind. Entsprechende Produkte können Orangen- oder Leinöl als Lösemittel bzw. Trocknungsmittel verwenden [Toftum et al., 2008] und nach der Applikation hohe Konzentrationen an Alkanen und Terpenen emittieren [Brown, 2009]. Die in natürlichen Ölen enthaltenen langkettigen, zum Teil mehrfach ungesättigten Fettsäuren, wie beispielsweise Ölsäure, Linolensäure und Linolsäure, können mit Luftsauerstoff unter Bildung geruchsintensiver Aldehyde reagieren [Salthammer, 1997]. Gleiches gilt auch für alkydharzhaltige Beschichtungssysteme [Stoye und Freitag, 1996]. Untersuchungen

von Lamorena et al. [2007] bestätigen, dass Naturfarben Monoterpene, Aldehyde, darunter Formaldehyd, sowie Ameisensäure und Essigsäure freisetzen können. Darüber hinaus können solche Farben auch hochsiedende Verbindungen enthalten (SVOC), die nicht der Lösemittel-Definition entsprechen. Dadurch, dass sogenannte Naturfarben aufgrund ihrer Zusammensetzung überwiegend Terpene freisetzen, kann es durch ozoninitiierte Reaktionen zur Bildung von Sekundärprodukten und Feinpartikeln kommen (vgl. auch Kap. 2.1, 2.2 und 2.5). Als Sekundärprodukte konnten u.a. Carbonsäuren, Formaldehyd, Aceton und Acetaldehyd identifiziert werden [Lamorena et al., 2007].

Low-VOC/VOC-freie Farben

Im Zuge der »Going green«-Bewegung und gesetzlicher Vorgaben zur Regulierung von Emissionen im Innenraum sowie dem Verbot gesundheitsschädlicher Substanzen werden seit geraumer Zeit sogenannte »Low-VOC«- bzw. »VOC-freie« Farben entwickelt und vertrieben. Nach Chang et al. [1999] emittieren diese Produkte primär Glykolether und verschiedene Aldehyde, einschließlich Formaldehyd und Acetaldehyd. Lundgren et al. [1999] bestätigten, dass sogenannte »low« oder »zero-emissive« Farben im Vergleich zu konventionellen Lacksystemen geringere Konzentrationen an organischen Verbindungen in die Raumluft abgeben, die Emission von Formaldehyd allerdings höher ist.

Schieweck und Bock untersuchten 14 verschiedene Farben, die überwiegend auf dem US-amerikanischen Markt vertrieben und mit ihrem geringen VOC-Gehalt bzw. mit geringen VOC-Emissionen beworben werden. Die meisten dieser Produkte enthielten weichmachende Substanzen, Hydrophobierungsmittel und Photoinitiatoren sowie Lösemittel. Die Produkte emittierten u.a. Glykolether, Alkohole, Aldehyde, Alkane, Carbonsäuren und Carbonsäureester. Die meisten der detektierten Substanzen dienen als Lösemittel und üben darüber hinaus eine additive Funktion aus. Dazu zählen u.a. Stabilisatoren, Glanzverbesserer, Verlauf- und Dispergiermittel, Filmbildungshilfsmittel, Verdickungsmittel und Entschäumer. Entsprechende Farben können unter Umständen stark erhöhte Konzentrationen flüchtiger organischer Verbindungen in die Raumluft freisetzen. Dies mag dadurch begründet sein, dass die Produkte unterschiedlichste Kennzeichnungen tragen, die nur selten auf staatlichen Zertifizierungssystemen beruhen und meistens von verschiedenen Organisationen oder Firmen entwickelt wurden. Den Begriffen »VOC-« bzw. »emissionsfrei« liegen daher häufig unterschiedliche Definitionen zugrunde.

5.4 Dichtmassen und Klebstoffe

5.4.1 Silikondichtmassen

Dichtmassen auf Silikonbasis gehören zu den am häufigsten eingesetzten Produkten und werden im Ausstellungswesen bevorzugt für die Abdichtung von Vitrinen

verwendet. Silikone sind anorganisch-organische Polymere mit der chemischen Formel $[R_2SiO]_n$, bei denen Siliciumatome durch Sauerstoffbrücken verknüpft sind. Charakteristisch für Silikone ist daher die Silikon-Sauerstoffbindung (Siloxanbindung). In der Vergangenheit wurden Silikondichtmassen eingesetzt, die während des Härtungsprozesses Essigsäure abspalten. Aufgrund der bekannten Schadensbilder, die durch Essigsäure-Exposition hervorgerufen werden, werden heutzutage überwiegend sogenannte neutral-vernetzende Silikone verwendet. Sowohl bei säure- als auch bei neutral-vernetzenden Dichtmassen handelt es sich um Einkomponenten-Produkte (RTV-1).

RTV-1 Silikone

Bei Raumtemperatur vernetzende Silikone (*room-temperature vulcanizing*) handelt es sich um Einkomponentensysteme (RTV-1), die üblicherweise aus linearen Polydimethylsiloxanen (PDMS) bestehen. Sie sind gebrauchsfertig und reagieren mit der Luftfeuchte zu flexiblen Gummen (Polykondensation). Um eine vorzeitige Polymerisation zu verhindern, werden die endständigen Hydroxylgruppen (-OH) der Polysiloxane durch Vernetzer bzw. Abgangsgruppen (X) blockiert. Während des Härtungsprozesses, d. h. sobald die Silikonmasse aus der Kartusche auf ein Trägermaterial gespritzt wird, reagieren die Vernetzer mit der Luftfeuchte unter Bildung charakteristischer Spaltprodukte, nach denen RTV-1 Silikone auch klassifiziert werden (siehe Tabelle 5-7). Durch diese Reaktion werden die endständigen funktionellen Gruppen frei und erlauben somit die Polymerisation des Silikons. Der Mechanismus ist in Abbildung 5-7 dargestellt.

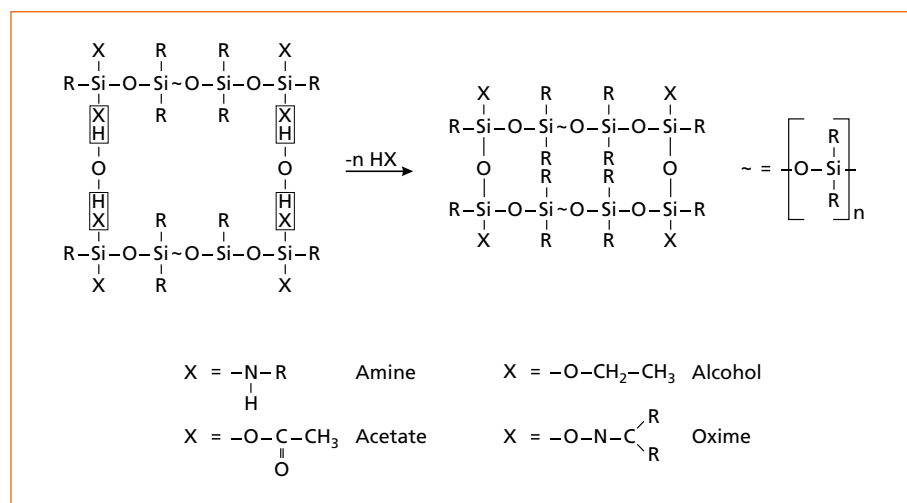


Abbildung 5-7: Vernetzungsmechanismus eines RTV-1 Silikons [Quelle: Schieweck, 2009].

Tabelle 5-7: Klassifizierung von Silikondichtmassen nach den Abgangsgruppen
[Quelle: Habenicht, 1997].

System	Abgangsgruppen	Spaltprodukte
Alkalisch-vernetzend	Primäre Aminogruppen ($-\text{NH}_2$)	Amine
Säure-vernetzend	Acetoxygruppen ($-\text{OOC}-\text{CH}_3$)	Essigsäure
Neutral-vernetzend	Alkoxygruppen ($-\text{O}-\text{R}$)	Alkohole
Neutral-vernetzend	Säureamidgruppen ($-\text{NH}-\text{CO}-\text{R}$)	Amide
Neutral-vernetzend	Ketoximgruppen ($-\text{O}-\text{N}=\text{C}^{\text{R}}_{-\text{R}}$)	Ketoxime

Charakteristische Spaltprodukte, die bei der Härtung von neutral-vernetzenden Silikonen freigesetzt werden, sind die Ketoxime 2-Butanonoxim (MEKO: Methyl-ethylketonoxim), 2-Propanonoxim und 4-Methyl-2-pentanonoxim. Die Verbindungen können in abgeschlossenen Behältnissen (z. B. in Vitrinen) hohe Konzentrationen erreichen und sind aufgrund der Hydroxylgruppen als reaktiv einzustufen [Schieweck, 2009; Schieweck und Salthammer, 2009]. Darüber hinaus wird die Verbindung MEKO als gesundheitsschädlich eingestuft und steht im Verdacht, kanzerogen zu sein [GefStoffV, 2010]. Neutral-vernetzende Silikone, die als Abgangsgruppen Alkoxy-Gruppen enthalten, setzen während der Trocknung Alkohole, häufig Methanol, frei, das aufgrund seiner hohen Flüchtigkeit allerdings schwer nachweisbar ist.

RTV-2 Silikone

RTV-2 Silikone werden meistens eingesetzt, wenn der Härtungsprozess von RTV-1 Systemen aufgrund einer zu geringen Luftfeuchte nicht oder nur stark verlangsamt ablaufen kann. RTV-2 Silikone härten entweder durch Polykondensation oder Polyaddition. Bei Polykondensation werden Alkohole während des Trocknungsprozesses abgespalten, so dass für den Einsatz im musealen Umfeld durch Additionsvernetzung härtende Silikone von Vorteil sind, da im Vernetzungsprozess keine Spaltprodukte entstehen. Die Systeme bestehen aus einer Siloxan-Komponente mit endständigen Vinylgruppen und einer Siloxan-Komponente mit Silicium-Wasserstoff-Bindungen. Bei der Vernetzung werden die Silicium-Wasserstoff-Gruppen an die Doppelbindungen der endständigen Vinylgruppen angelagert, wie in Abbildung 5-8 visualisiert. Der Polymerisationsprozess ist stark temperaturabhängig [Habenicht, 1997].

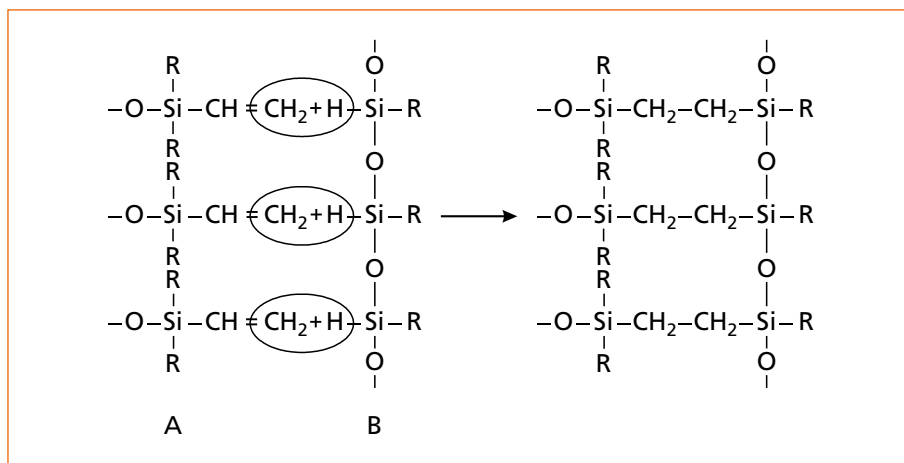


Abbildung 5-8: Vernetzungsmechanismus eines RTV-2 Silikons (Polyaddition) [Quelle: Schieweck, 2009].

Silikondichtungen

Silikondichtungen oder auch Silikondichtungsprofile sind vorausgehärtet als Meterware erhältlich. Sie haben den vermeintlichen Vorteil, durch die abgeschlossene Aushärtung nur wenige Emissionen in die Raumluft freizusetzen. In Abhängigkeit von der jeweiligen Produktformulierung und den klimatischen Bedingungen, unter denen das Produkt eingesetzt wird, setzen vorgehärtete Silikondichtungen u.a. Siloxane und als Lösemittel fungierende Substanzgruppen, wie Alkohole, Aldehyde und Ester, frei.

Grundsätzlich spalten alle Siliconprodukte Siloxane ab, die in der Raumluft, gerade in geschlossenen Behältnissen, unter Umständen in sehr hohen Konzentrationen nachgewiesen werden können. Diese Freisetzung ist allerdings nicht zu verhindern, da die Siloxane aus der Polymermatrix selbst emittiert werden. Sollen hohe Gesamtkonzentrationen an VOC vermieden werden, so sind alternative Dichtmassen-Systeme zu verwenden.

Neben den Silikondichtmassen kommen auch andere Produkte auf Polymerbasis wie beispielsweise Polybutadiene, Methacrylate, Polyurethane und Polyvinylacetate zum Einsatz, im musealen Bereich allerdings deutlich seltener. Dichtmassen auf Basis von Polybutadien emittieren die gleichen Sekundärprodukte wie sie von Styrol-Butadien-Copolymeren (SBR) bekannt sind (vgl. auch Kap. 5.5).

5.4.2 UV-härtende Klebstoffe

Die im vorherigen Kapitel beschriebenen Silikondichtmassen sind mit Abstand am weitesten verbreitet und werden im Vitrinenbau sowohl zum Dichten als auch zum Verkleben eingesetzt. In den letzten Jahren sind allerdings die ästhetischen

Anforderungen an den gläsernen Präsentationsbereich der Vitrinen gestiegen. Die Verklebung bzw. Abdichtung der Glasgehungen soll möglichst wenig sichtbar sein, um die das Exponat umgebende Hülle bei der Betrachtung soweit in den Hintergrund treten zu lassen, dass diese vom Besucher nicht mehr wahrgenommen wird. Eine solche Verklebung lässt sich mit UV-härtenden Klebstoffen erreichen. Dabei handelt es sich um Acrylate, deren Brechungsindices nach Trocknung dem des Glases nahe kommen. Die Aushärtung solcher Systeme erfolgt unter ultravioletter Strahlung durch radikalische Polymerisation analog den unter Kap. 5.3.4 dargelegten Reaktionsmechanismen. Die Emissionen sind mit denen von UV-härtenden Lacken vergleichbar.

5.5 Fußbodenbeläge und Textilien

Fußbodenbeläge bestehen in der Regel aus dem Rohfußboden und dem Belag. Beide Komponenten können ggf. miteinander verklebt sein. Für eine Einschätzung des Emissionspotenzials ist es wichtig, die Bestandteile nicht nur einzeln zu betrachten, sondern auch als Gesamtaufbau zu prüfen.

Je nach Art der chemischen Behandlung oder Art der Verklebung setzen Fußbodenbeläge flüchtige Verbindungen in die Raumluft frei. Verursacht werden die Emissionen durch die folgenden Bestandteile: Weichmacher, Hilfslösemittel, Restmonomere, Additive (z. B. Antioxidantien, Stabilisierer, Flammschutzmittel), Oberflächenbehandlungen (z. B. Beschichtungen, Farbstoffe), Lösemittel aus Farben, Überzügen, Ölen und Wachsen [Saarela, 1999]. Einige Materialien können durch Feuchtigkeit und alkalische Bedingungen geschädigt werden. Ein charakteristisches Beispiel ist die Zersetzung des Weichmachers Di-2-ethylhexyl-phthalat (DEHP). Die Verbindung ist farblos und von hoher thermischer, aber geringer chemischer Stabilität. Unter Feuchtigkeit und alkalischen Bedingungen entsteht durch Hydrolyse des DEHP die geruchsintensive, flüchtige Substanz 2-Ethyl-1-hexanol. Die Reaktion lässt sich bevorzugt bei der Verlegung von Bodenbelägen auf einem noch frischen und daher noch feuchten Estrich nachweisen. Auch Bodenbelagskleber zersetzen sich durch Einwirkung von Feuchtigkeit. Aus Ethylhexylacrylat entsteht ebenfalls 2-Ethyl-1-hexanol. Nach Salthammer [2000] erlaubt die Untersuchung eines Bodenbelagsklebers auf inertem Untergrund daher keine Aussage über das tatsächliche Emissionsverhalten unter realen Bedingungen. Die Emissionen von Klebstoffen für Fußbodenbeläge sind neben der Auftragsstärke und den in der Formulierung enthaltenen Lösemitteln vor allem von möglichen Wechselwirkungen mit den verklebten Materialien und deren chemisch-physikalischen Eigenschaften abhängig.

Linoleum kann sowohl in neuem als auch in gebrauchtem Zustand geruchsauffällige Verbindungen freisetzen. Ein Grund ist die Reaktion der enthaltenen ungesättigten Fettsäuren mit Luftsauerstoff zu geruchsintensiven Aldehyden, wie es in Kap. 5.3.5 bereits für Naturfarben beschrieben wurde. Als weitere Verbindungsgruppen sind

u.a. organische Säuren, einschließlich Essigsäure, Alkohole, aromatische Kohlenwasserstoffe, Alkene, Terpene und Ester zu nennen [Saarela, 1999].

Textilien ohne jegliche chemische (Oberflächen-) Behandlung können meistens als gering-emittierend eingestuft werden. Erhöhte Emissionen treten in der Regel dann auf, wenn der Stoff gefärbt, imprägniert oder mit einem Klebstoff beschichtet wird [Schieweck, 2009]. Charakteristisch für Teppiche mit Schaumrückenbeschichtung aus Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) ist die unerwünschte Sekundärreaktion der verbleibenden Restmonomere Styrol und Butadien zu 4-Phenylcyclohexen (4-PCH) und 4-Vinylcyclohexen (4-VCH) [Sollinger et al., 1993]. Aufgrund der Geruchsintensität dieser Reaktionsprodukte ist die Produktion von Teppichen mit Schaumstoffrücken seit Jahren rückläufig [Salthammer, 2000].

Für Bodenbeläge aus Holz und Kork sei auf die Ausführungen in Kap. 5.1 verwiesen.

5.6 Kunststoffe

Polystyrol-Schaum wird aufgrund seiner Beanspruchbarkeit, Festigkeit, Alterungsbeständigkeit und seinen Eigenschaften häufig als Sperrschicht eingesetzt. Dabei sind Emissionen von nicht umgesetzten Restmonomeren denkbar, die möglicherweise zu synergistischen Effekten führen können [Hatchfield, 2002]. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang, dass Kunststoffe Schadgase absorbieren und später wieder freisetzen können. Damit fungieren sie als Sekundärquelle. Zu nennen ist hier beispielsweise Plexiglas® [Parmar und Grosjean, 1991]. Weiterhin können nach Dawson [1984] auch Biozide von Kunststoffen absorbiert und zu einem späteren Zeitpunkt wieder freigesetzt werden. Von einer Zweitverwendung von Verpackungs-, Ausstattungs- und Abdeckungsmaterialien ist daher abzuraten.

Polyvinylacetat (PVAc) setzt während des Alterungsprozesses große Mengen an Essigsäure frei, dies gilt insbesondere für frisch aufgebrauchte PVAc-Erzeugnisse. Essigsäure resultiert aus der Hydrolyse der Acetatgruppen im Polymer während der Alterung und/oder durch die Anwesenheit von Restsäuren aus dem Herstellungsprozess. Auch wenn die Emissionsrate mit der Zeit sinkt, können evtl. weitere Säuren, wie Ameisensäure, freigesetzt werden. Acrylemulsionen, die im nassen Zustand alkalisch sind, werden während der Trocknung neutral [Down et al., 1996].

PVC kann bis zu 50 % an Weichmachern enthalten. Die Abspaltung saurer Chlorwasserstoffgase vollzieht sich eigentlich während eines Verbrennungsprozesses. Durch die Migration von Weichmachern kann ein klebriger Film auf der Materialoberfläche entstehen. Weichmacher in Ausstattungen auf PVC-Basis können in die poröse Struktur von Keramiken migrieren und Metalle korrodieren [Shashoua, 1999].

PVDC (Polyvinylidenchlorid) kann neben Polyethylen Bestandteil von Luftpolsterfolie sein und auf darin eingewickelten Metallen, z. B. Silber, Korrosionserscheinungen verursachen. Der Kontakt zu Luftpolsterfolie kann zu ungleichmäßiger Orangefärbung

bei kurzer Lagerzeit führen. Bei längerem Kontakt ätzt sich das Muster der Luftblasen in die Oberfläche von Metallen [Chandler und Milam, 1982]. Wenn die Herstellung von Acrylaten durch Peroxide katalysiert wird, kann das Endprodukt Restperoxide oder Restacrylmonomere enthalten. Während der Alterung können Hydroperoxide durch oxidativen Abbau gebildet werden und freie Radikale freisetzen.

5.6.1 Gummi, Schäume

Durch die Vulkanisation mit Schwefel emittiert Gummi Schwefeldioxid (SO_2) und Schwefelwasserstoff (H_2S). Auch Wolle kann sulfide Verbindungen freisetzen. Gleiches gilt für die Rückseitenbeschichtung von Teppichen, die schweflige und saure Verbindungen abspalten kann. Kautschuk- oder Gummifliesen enthalten manchmal schweflige und ölige Bestandteile. Für deren Herstellung wird heute meistens Styrolbutadien, versetzt mit Füllstoffen, Pigmenten, Streckmitteln und öligen Weichmachern, verwendet. Dichte Polyethylenschäume werden u.a. als Rückseitenschutz für Gemälde oder als Feinausstattung in Vitrinen eingesetzt, z.B. als Unterstützung oder Polsterung von Figurinen und empfindlichen Textilien. Sie können aus nicht quervernetztem Polyethylenschäum mit geschlossenen/kleinen Zellen bestehen. Einige Schäume sind mit Antistatikern, Flammenschutzmitteln, UV-Absorbern, Stabilisierern und Antioxidantien ausgerüstet. Mit antistatischen Zusatzstoffen versetzte Materialien sind nach Hatchfield [2002] nicht geeignet, da die antistatischen Zusätze migrieren können. Darüber hinaus sind entsprechende Werkstoffe gefärbt, ein Abfärben des Farbstoffes auf anliegende Oberflächen gilt aber als unwahrscheinlich. Zur Kaschierung der eigenen Textur wird der Schaumstoff in den meisten Fällen mit Textilien bespannt.

5.7 Konservierungs- und Restaurierungsprodukte

Schieweck [2009] hat die Emissionen einiger Materialien natürlichen und synthetischen Ursprungs untersucht, die für konservatorisch-restauratorische Maßnahmen verwendet werden. Die in Tabelle 5-8 aufgeführten Ergebnisse zeigen, dass es grundsätzlich keinen Unterschied zu den Emissionen von Bauprodukten und Dekorationsstoffen gibt. Ein hohes Emissionspotenzial ist in der Regel auf Lösemittel zurückzuführen, die beispielsweise zum Lösen von natürlichen oder synthetischen Harzen verwendet werden oder in fertigen Produkten enthalten sind. Naturstoffe konnten als gering-emittierend eingestuft werden, auch wenn einige Leimsorten sehr geringe Konzentrationen an Essigsäure freisetzen. Acryldispersionen können dagegen in Abhängigkeit von der Formulierung höhere Mengen an Essigsäure emittieren. Möglicherweise ist dies analog zu lösemittelhaltigen Lacken auf Esterhydrolyse als Sekundärreaktion zurückzuführen (vgl. auch Kap. 5.3.1). Abbildung 5-9 zeigt die Summe flüchtiger organischer Verbindungen (TVOC) ausgewählter Konservierungs- und Restaurierungsmaterialien.

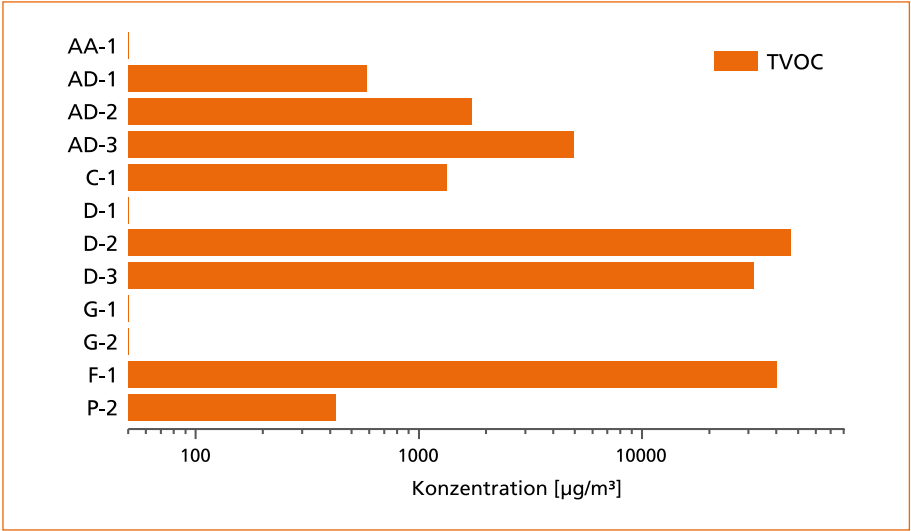


Abbildung 5-9: Summe flüchtiger organischer Verbindungen (TVOC) ausgewählter Konservierungs- und Restaurierungsmaterialien, freigesetzt während der Prüfung im Thermoextraktor. Für die Abkürzungen siehe Tabelle 5-8 [Quelle: Schieweck, 2009].

Tabelle 5-8: Flüchtige Inhaltsstoffe von Materialien zur Konservierung und Restaurierung [Quelle: Schieweck, 2009].

Abkürzung	Materialien	Flüchtige Inhaltsstoffe (Substanzen, Substanzgruppen)
G-1	Knochenleim	Essigsäure, Butansäure, Decanal, Nonanal
G-2	Fischleim	Essigsäure, Decanal, Nonanal, Phenol
C-1	Hydroxypropylcellulose	Langkettige iso-Alkane (C ₁₁ -C ₁₅)
D-1	Dammarharz (roh)	Sesquiterpene
D-2	Dammarfirnis, glänzend (Dammar gelöst in doppelt rektifiziertem Terpentinöl (1:2))	α-Pinen, β-Pinen, 3-Caren, Limonen, Camphen, m-Cymen, Terpinolen, Terpenalkohol
D-3	Dammarfirnis, terpentinölfrei (Dammar gelöst in Iso-Alkanen (C ₉ -C ₁₂) und Lösungsmittelnaphtha (Erdöl), UV-stabilisiert)	Indan, Ethyltoluol, n-Propylbenzol, 1,2,4-Trimethylbenzol
R-1	Kohlenwasserstoffharz (synthetischer Firnis)	Langkettige iso-/n-Alkane, Xylol-Isomere, Methyldecalin, Dimethyldecalin
R-2	Acrylharz (Ethylmethacrylat/Methylacrylat (70:30), gelöst in Toluol (15 %))	Langkettige iso-/n-Alkane, Aceton, Toluol

Fortsetzung von Tabelle 5-8

Abkürzung	Materialien	Flüchtige Inhaltsstoffe (Substanzen, Substanzgruppen)
AA-1	Modifizierte Acrylsäure (gelöst in destilliertem Wasser (1 %))	Langkettige iso-Alkane, cyclische Siloxane
AD-1	Reinacrylatdispersion	Acrylsäure, Essigsäure, Butylacrylat, Dibutylether, 1,2-Propandiol, Propionsäuredibutylether, n-Butylacetat
AD-2	Wässrige Dispersion auf Basis von Vinylacetat und Maleinsäure-di-n-butylester	Essigsäure, n-Butanol, Vinylacetat, Acetamid
AD-3	Reinacrylatdispersion	1,2-Propandiol, 2-(2-Butoxyethoxy)-ethanol, 1-Methoxy-2-propanol, DPGMME, Essigsäure
P-1	Vinylfarbe (Künstlerfarbe)	Dicarbonsäureester, 1,2-Propandiol
P-2	Acrylfarbe (Künstlerfarbe)	2-(2-Butoxyethoxy)ethylacetat, 2-(2-Butoxyethoxy)ethanol, TXIB™

Vorausgesetzt, dass Materialien zur Konservierung und Restaurierung nicht in großen Mengen bzw. großflächig eingesetzt werden, ist ihr Beitrag zur Verunreinigung der Raumluft als gering anzusehen. Eine Ausnahme bilden die bioziden Wirkstoffe, die in Kap. 2.3 ausführlich erläutert werden.

5.8 Haushaltsmittel und Verbraucherprodukte

Organische Verbindungen werden nicht nur durch Produkte für die Gestaltung und Möblierung von Innenräumen freigesetzt, sondern auch durch Haushaltsmittel und Verbraucherprodukte, die von den Nutzern des Innenraums verwendet werden. Ayoko [2009] hat auf Basis einer Literaturrecherche eine Zusammenfassung möglicher flüchtiger Inhaltsstoffe aus Verbraucherprodukten publiziert, von denen in Tabelle 5-9 die für den musealen Innenraum relevanten Quellen aufgeführt sind. Hierzu gehören Zeitschriften, Reinigungsmittel und Polituren sowie im weiteren Sinn auch Deodorants und Lufterfrischer.

Bei bedrucktem Papier werden flüchtige Verbindungen sowohl durch das Trägermaterial als auch durch die Druckschicht freigesetzt [Salthammer, 1999]. Die Zusammensetzung und Stärke der Emissionen hängt wesentlich von der Papierqualität und -verarbeitung sowie von der Formulierung der Druckertinten ab. Handelt es sich dabei um lösemittelbasierte Systeme oder UV-härtende Tinten, so stellen sie eine stärkere Emissionsquelle als das Papier dar.

Tabelle 5-9: Flüchtige Inhaltsstoffe von Haushalts- und Verbraucherprodukten (Quelle: Ayoko, 2009).

Produkt	Flüchtige Inhaltsstoffe (Substanzgruppen)	Literaturquelle
Zeitungen, Zeitschriften, Bücher	Aldehyde (einschließlich Formaldehyd), Ketone, Toluol, Xylol-Isomere, Monoterpene (α -/ β -Pinen, Limonen), C3-Benzole, Ester, aliphatische Kohlenwasserstoffe (C_8 – C_{20})	Braungart et al., 1997; Salthammer, 1999
Insektenspray, Schädlingsbekämpfungsmittel	Aliphatische Kohlenwasserstoffe (C_4 – C_{12}), verzweigte Alkane, Cycloalkane, synthetische Pyrethroide	Ayoko, 2009
Raum- und Luft- erfrischer	Aliphatische Kohlenwasserstoffe (C_9 – C_{11}), verzweigte Alkane, Monoterpene, Aldehyde, Carbon säureester	Tichenor und Mason, 1988; van Winkle und Scheff, 2001; Singer et al., 2006; Ayoko, 2009
Reinigungsmittel	Alkane, Ketone, Alkohole, Ether, Ester, Monoterpene	Knöppel und Schauenburg, 1987, 1989; Person et al., 1990; Wolkoff et al., 1998; Zhu et al., 2001
Fußbodenreiniger	Fettsäuren, Fettsäuresalze	Clausen et al., 1998
Fußbodenwachs	Aceton, Monoterpene, Ketone, Alkohole, Ester	Knöppel und Schauenburg, 1987, 1989; Colombo et al., 1990; Person et al., 1990
Polituren für Leder und Möbel	Alkohole, aliphatische Kohlenwasserstoffe, verzweigte Alkane, Cycloalkane, Ester, aromatische Kohlenwasserstoffe (Naphthalin, Ethylbenzol), Monoterpene	Tichenor und Mason, 1988; Colombo et al., 1990; Person et al., 1990; Zhu et al., 2001; Ayoko, 2009

Raumerfrischer sind als Spray (Aerosol) oder in fester Form erhältlich. Letztere werden überwiegend als Toilettenerfrischer eingesetzt und können Dichlorbenzol enthalten [Ayoko, 2009]. Der Großteil an Raumerfrischern wird als Spray in verschiedensten Duftvarianten vertrieben. Als Hauptbestandteile wurden Monoterpene (α -Pinen, Limonen) sowie verschiedene Alkane und aromatische Verbindungen identifiziert [Tichenor und Mason, 1988; Shields et al., 1996]. Wie bereits in den Kapiteln 2.1, 2.2 und 2.5 dargelegt, kann die Abgabe hoher Terpenkonzentrationen (α -Pinen, β -Pinen, Limonen) durch feste und flüssige Lufterfrischer, Putz- und

Reinigungsmittel in der Anwesenheit von Ozon zu der Bildung und folglich zu einer merklichen Zunahme von sekundären organischen Aerosolen in der Raumluft führen [Sarwar et al., 2004; Coleman et al., 2008]. Weiterhin können durch Ozon-/Terpen-Reaktionen Carbonyle, wie Formaldehyd und Acetaldehyd, organische Säuren, Hydroperoxide und Hydroxylradikale gebildet werden. Letztere können wiederum mit flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) in der Raumluft reagieren, wobei neue Verbindungen entstehen und freigesetzt werden können. Singer et al. [2006] geben Empfehlungen, um die Bildung von sekundären Schadstoffen durch Ozon-/Terpen-Reaktionen zu vermeiden. Dazu zählen die Verwendung von Produkten mit einem geringen Gehalt an ozonreaktiven Bestandteilen, die Verwendung von verdünnten Produkten, die Gewährleistung einer ausreichenden Raumlüftung während und nach der Reinigung, die Nachreinigung der gesäuberten Flächen mittels Wasser, das unmittelbare Auswaschen und Entfernen der Reinigungsgeräte. Darüber hinaus kann der Zutritt zu frisch gereinigten Bereichen für einen gewissen Zeitraum für empfindliche Personen gesperrt werden. Norgaard et al. [2009] haben die Freisetzung von cyclischen Siloxanen, perfluorierten Verbindungen, weiteren VOC und Nanopartikeln aus modernen Sprayformulierungen nachgewiesen. Quadros und Marr [2011] berichten über die Freisetzung von Silber und Chlor aus Haushaltssprays.

Putz- und Reinigungsmittel enthalten häufig Phosphorsäureester, Peroxide und Tenside. In Abhängigkeit von der Art des zu entfernenden Schmutzes sind weitere Zusätze erforderlich, so dass sich eine Vielzahl von organischen Verbindungen nachweisen lässt. In Tabelle 5-8 sind oft identifizierte Substanzen aufgeführt. Insektizide werden als Kristalle, Flüssigkeiten oder Sprays angeboten und können daher auch mit Lufterfrischern kombiniert werden. Üblicherweise liegt der Anteil von aktiven Wirkstoffen in entsprechenden Produkten unterhalb von 2 %. Als Wirkstoffe können z. B. synthetische Pyrethroide eingesetzt werden. Darüber hinaus sind in den Formulierungen häufig eine Vielzahl an flüchtigen organischen Verbindungen enthalten [Ayoko, 2009].

Auch Polituren können einen beträchtlichen Einfluss auf die Luftqualität haben, da sie häufig auf großflächig verbauten Materialien aufgetragen werden. Die meisten Produkte setzen eine komplexe Mischung aus Alkanen, verschiedenen Alkoholen, Acetaten, Terpenen, Naphthalinderivaten und Benzolen frei. Moderne Fußbodenwaxe bestehen aus natürlichen Inhaltsstoffen wie Alkydharzen. Durch die oxidative Zersetzung ungesättigter Fettsäuren können flüchtige Aldehyde (C_5 – C_{11}) freigesetzt werden, die einen unangenehmen Geruch hervorrufen [Salthammer et al., 1999]. Aufgrund ihrer hohen Emissionsrate können Wachse für Leder und Wollkleidung eine reizende Wirkung beim Einatmen, bei oralem oder dermalen Kontakt haben [Ayoko, 2009].

Eine umfassende Auseinandersetzung mit den Mechanismen von Verschmutzung in Museumsräumen und Reinigungsprozessen unter den Aspekten der Präventiven Konservierung findet sich in Eibl [2009a, 2009b]. Eine Reinigung von Museumsräumen kann, wie auch in Wohngebäuden und Arbeitsstätten, grundsätzlich trocken, feucht

oder nass erfolgen. Bei einer Trockenreinigung stellt das Aufwirbeln suspendierten Staubes ein gewisses Risiko dar, da sich die Partikel in der Luft verteilen und auf Oberflächen, einschließlich solcher von Kunstwerken, wieder ablagern können. Bei textilen Bodenbelägen können suspendierter Staub und Schmutz sowie schwerflüchtige organische Verbindungen (SVOC) bereits durch das Belaufen des Belags aufgewirbelt werden. Textile Beläge sind daher grundsätzlich als potenzielle Sekundärquellen für vormals adsorbierte Schadstoffe zu betrachten. Eine Nassreinigung wird aufgrund ihres Einflusses auf die relative Luftfeuchte häufig entweder vermieden oder auf wenige Jahresintervalle reduziert. Auf dem Markt verfügbare Reinigungs- bzw. Pflegeprodukte sind sowohl mit als auch ohne Lösemittelzusatz erhältlich. Darüber hinaus können Reiniger auch Schleifmittel für einen effektiven Abtrag von Schmutzschichten enthalten. Reinigungsmittel trocknen in der Regel durch Verdunstung flüchtiger Bestandteile. Diese gehen in die Raumluft über und tragen folglich zu der Innenraumluftqualität bei. Reinigungsmittel und Pflegeprodukte sind daher als Emissionsquelle zu betrachten. Flüchtige Inhaltsstoffe einiger Reinigungsprodukte sind Tabelle 5-9 zu entnehmen.

5.9 Elektrogeräte

Elektronische Medien zur Unterhaltung, Kommunikation und Datenverarbeitung haben in unserem täglichen Leben eine weite Verbreitung. Typische Beispiele sind Fernsehgeräte, DVD-Player, HiFi-Systeme sowie Computer mit angeschlossener Peripherie wie Monitore, Drucker, Scanner oder Kopiergeräte. Diese Geräte bestehen zum wesentlichen Teil aus polymeren Bauteilen und Werkstoffen, die neben Flamm- schutzmitteln und Weichmachern, die zur Erzielung bestimmter gewünschter Eigenschaften zugesetzt werden, auch Rückstände von Produktions- und Verarbeitungshilfsmitteln enthalten können [Wensing, 2001; Wensing et al., 2005]. Im Gegensatz zu vielen anderen Innenraumquellen für Schadstoffe stellen diese elektronischen Geräte *aktive* Quellen dar [Wensing und Schripp, 2009]. Durch den Stromverbrauch wird Wärme produziert, was im Geräteinneren zu »heißen« Zonen führen kann. Durch diese Temperaturerhöhung können beim Gerätebetrieb VOC- und SVOC-Emissionen hervorgerufen werden. Im Fall von Druck- und Kopiergeräten können dabei zusätzlich flüchtige Inhaltsstoffe der Verbrauchsmaterialien (Papier, Toner, Tinte) zur Emission beitragen [Destailats et al., 2008]. Bei älteren Laserdruck- und Kopiergeräten gab es beim Gerätebetrieb auch häufig das Problem der Ozon-Bildung. Aufgrund zwischenzeitlicher konstruktiver Änderungen stellen moderne Geräte dagegen nur noch selten eine Ozonquelle dar.

Bei Hardcopygeräten (Laserdruckern, Kopiergeräten) kann im laufenden Betrieb die Freisetzung von ultrafeinen Partikeln ($< 0,1 \mu\text{m}$) beobachtet werden [Wensing et al., 2008]. Ursächlich für das Auftreten dieser Partikel ist die Fixiereinheit – ein Bauteil, das sich beim Betrieb auf bis zu 220°C aufheizt, um die Tonerteilchen auf dem Papier zu fixieren. Bei den hohen Temperaturen verdampfen flüchtige Stoffe, etwa

Paraffine und Silikonöle, die sich zu Ultrafeinpartikeln zusammenlagern. Entgegen der in der Öffentlichkeit häufig diskutierten Möglichkeit spielt die Freisetzung von »Tonerstaub« beim bestimmungsmäßigen Gebrauch der Geräte keine Rolle.

Ähnliche Phänomene – Bildung von Ultrafeinpartikeln aus flüchtigen organischen Stoffen bei Erhitzung – können auch beim Betrieb elektrisch betriebener Haushaltsgeräte wie z. B. Toaster oder Bügeleisen beobachtet werden [Schripp et al., 2011; Wallace und Ott, 2011; Salthammer et al., 2012].

5.10 Luftqualität in Vitrinen

Eine Besonderheit museal genutzter Innenräume im Gegensatz zu Räumen unter Wohn- und/oder Arbeitsbedingungen liegt in dem häufig stark reduzierten Luftwechsel. Durch das Abdichten der Gebäudehülle und/oder der Ausstellungsräume und Depots sollen schädigende Umgebungseinflüsse, hauptsächlich schwankende klimatische Bedingungen und der Eintrag von Außenluftschadstoffen und Staub verringert werden. In diesem Sinn wenden viele Museen heutzutage eine Art »verschachtelte Präventionsstrategie« an. Die äußere Gebäudehülle stellt dabei einen ersten, in sich gegenüber der Außenluft abgeschlossenen Raum dar. In dieser befinden sich Ausstellungsflächen und Depoträume, die zur Gewährleistung stabiler klimatischer Bedingungen meist wiederum einen in sich abgeschlossenen Bereich bilden. Um einen weiteren Schutz vor unerwünschten Umgebungseinflüssen zu erzielen, wird das Sammlungsgut sowohl im Ausstellungsbereich als auch in Depoträumen bevorzugt in Vitrinen, Schränken, Kisten, Schubladen und Schachteln aufbewahrt. Schwankungen der klimatischen Parameter, unkontrollierter Lichteinfall, Eintrag von Schadgasen und Staub, insektizider und mikrobieller Befall sollen dadurch ebenso vermieden werden wie mechanische Einwirkungen (Diebstahl, Vandalismus).

Die Aufbewahrungsvorrichtungen stellen ein in sich abgeschlossenes Raumvolumen dar, das unabhängig von der Umgebung konditioniert und damit auf die spezifischen Anforderungen des Sammlungsguts individuell abgestimmt werden kann. Einige Autoren sprechen daher auch von einem »box in a box-model« [Camuffo et al., 2000] oder von einem »Ausstellungsraum im Ausstellungsraum« [Biermann, 1994], vgl. Abbildung 1-1. Um dies zu erreichen, wird häufig die hermetische Abdichtung der Behältnisse zum umgebenden Raum und folglich ein auf ein Minimum reduzierter Luftwechsel gefordert. Damit liegen in den Behältnissen nahezu statische Bedingungen vor. Durch den stark verringerten Luftwechsel und das häufig geringe Raumvolumen bei einem meist hohen Oberflächen-Volumen-Verhältnis können sich die im Inneren von den verwendeten Bauprodukten und Dekorationsstoffen freigesetzten Verbindungen aufkonzentrieren. Synergistische Effekte der freigesetzten Verbindungen untereinander sind nicht ausgeschlossen. Da die Konzentration von Schadstoffen im Innenraum in Abhängigkeit zu der Luftwechselrate steht, sind mit zunehmender Dichtigkeit der Behältnisse höher werdende Konzentrationen in deren Inneren und potenziell korrosive Raumklimata zu erwarten. Abbildung 5-10 zeigt die

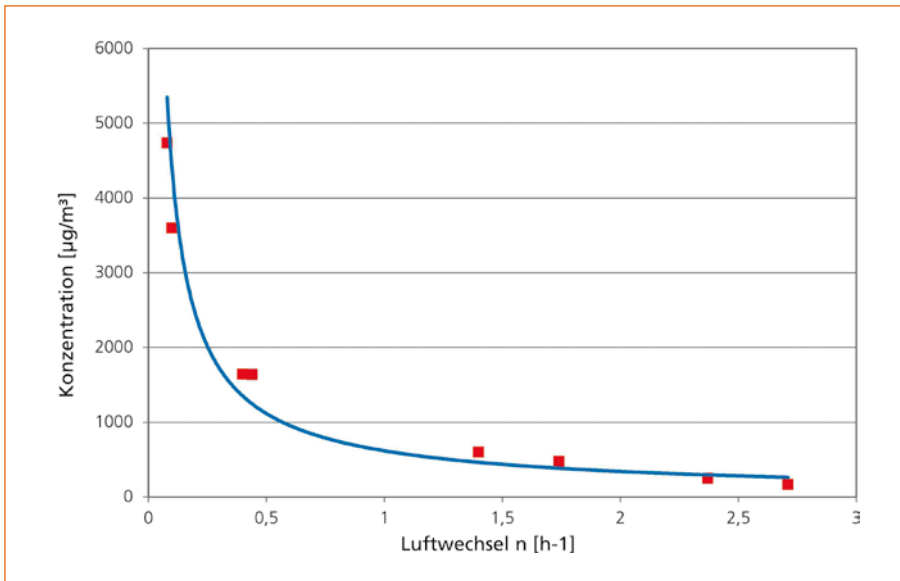


Abbildung 5-10: Essigsäure-Konzentrationen in Vitrinen gleicher Bauart und Größe in Abhängigkeit von der Luftwechselrate [mit freundlicher Genehmigung von David Thickett, English Heritage, London, Großbritannien].

Konzentration von Essigsäure in Abhängigkeit von der Luftwechselrate in Vitrinen gleicher Bauart und Größe.

Die Luftqualität in Vitrinen ist grundsätzlich von der Bauart, den technischen Parametern, den klimatischen Bedingungen, den verwendeten Baumaterialien sowie von der Art des Ausstellungsobjektes und der Nutzung abhängig. Emissionen der Exponate selbst sind unter Umständen nur schwer nachweisbar mit Ausnahme biozider Wirkstoffe. Auch von Museumsmitarbeitern selbständig ausgeführte Überarbeitungen von Bestandsvitrinen haben einen großen Einfluss auf die Schadstoffkonzentrationen innerhalb von Vitrinen.

Aus Kostengründen handelt es sich bei den meisten Vitrinen um passive Behälter, die über keine aktive Luftzirkulation verfügen. Nach Schieweck [2009] sind aus traditionellen Baustoffen gefertigte Behälter, die bereits über einen langen Zeitraum in musealer Nutzung sind, in den meisten Fällen durch eine erhöhte Konzentration von Formaldehyd, Ameisensäure und Essigsäure charakterisiert. Auch VOC lassen sich nachweisen, allerdings meistens in einer deutlich geringeren Bandbreite als in modernen Vitrinen, die derzeit gebaut werden. In diesen lässt sich häufig eine sehr breite Spanne an flüchtigen organischen Verbindungen identifizieren. Trotz der Abkehr von bekanntermaßen Essigsäure emittierenden Materialien und die bevorzugte Verwendung von lackierten Metallen, konnte nach Schieweck und Salthammer [2011] eine Minimierung der Essigsäure-Konzentrationen bislang nicht erreicht werden. Dies ist primär auf die Verwendung von lösemittelhaltigen Mate-

rialien und der hydrolytischen Spaltung freigesetzter Acetylstester zurückzuführen. Die aus konservatorischen Gründen derzeit sehr geringen Luftwechselraten in Vitrinen ($< 0,01 \text{ h}^{-1}$) führen weiterhin dazu, dass die Immissionswerte in modernen Vitrinen deutlich über den Konzentrationen liegen, die in traditionellen Bautypen gemessen werden konnten. Dabei können sowohl in modernen Vitrinen direkt nach der Produktion als auch in musealer Nutzung stark erhöhte Werte luftgetragener Schadstoffe nachgewiesen werden, da durch die statischen Bedingungen in Vitrinen selbst über einen längeren Nutzungszeitraum keine Verringerung der Immissionen erreicht werden kann.

Abbildung 5-11 gibt eine Übersicht über die Konzentrationen von flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC), Formaldehyd, Ameisensäure und Essigsäure in Museumsvitruinen unterschiedlicher Bauart und Nutzungsdauer. Das Alter der Vitrinen betrug zwischen 1 und 28 Tagen (direkt nach der Produktion), 3 Monate bis 9 Jahre (moderne Vitrinen in musealer Nutzung) und max. 20 Jahre (traditionelle Vitrinen in musealer Nutzung). Neben den Vitrinen sind die Werte der jeweils umgebenden Räume aufgeführt. Die Vitrinen 7.1, 7.2 und 7.3 standen zum Zeitpunkt der Messung in Produktionsräumen des Herstellers, was sich in den erhöhten TVOC-Werten der Räume widerspiegelt.

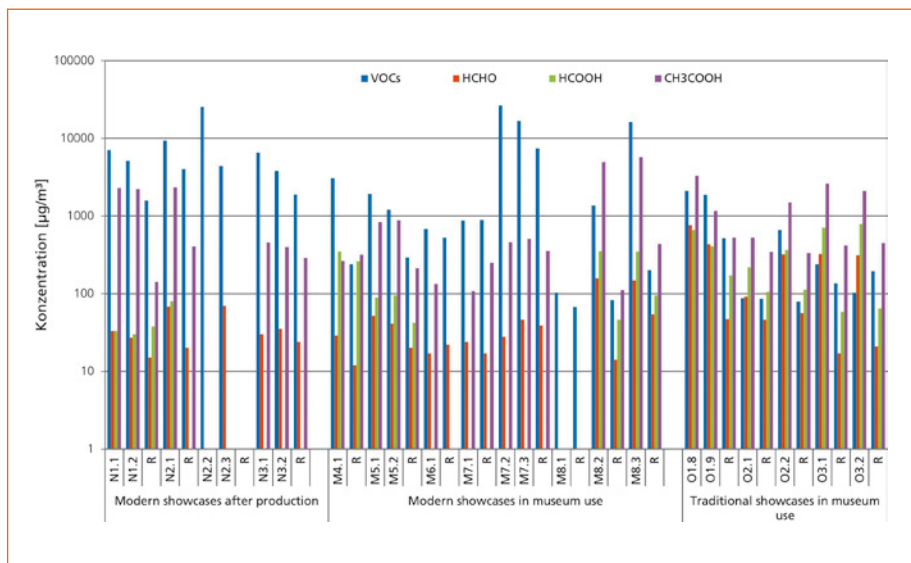


Abbildung 5-11: Übersicht über die Konzentrationen flüchtiger organischer Verbindungen (TVOC), Formaldehyd (HCHO), Ameisensäure (HCOOH) und Essigsäure (CH_3COOH) in Museumsvitruinen unterschiedlicher Bauart und Nutzungsdauer [Quelle: Schieweck, 2009].

Bei vorheriger Emissionsprüfung der für eine Vitrine verwendeten Bauprodukte oder einer umfangreichen Kenntnis von Emissionen aus Baumaterialien lässt sich

ein Zusammenhang zwischen Immission und Hauptemissionsquellen herstellen. Die Identifizierung stark emittierender Materialien hilft bei der Reduzierung von Luftkonzentrationen im Vitrininnen.

5.11 Personen

Museumspersonal und Besucher können die Luftqualität direkt und indirekt beeinflussen. Durch die Abgabe von Wärme, Wasser und chemischen Verbindungen in die Gasphase beeinflusst der menschliche Körper die Luftqualität direkt. Eine indirekte Einflussnahme erfolgt durch Gegenstände, die der Mensch benötigt und mit sich nimmt, wie beispielsweise Kleidung. Wasserdampf wird insbesondere durch die menschliche Atmung freigesetzt, aber auch durch regennasse Kleidung. Gerade bei hohem Besucheraufkommen oder Regen ist der Einfluss auf die relative Luftfeuchte im museal genutzten Innenraum beträchtlich. Der Grad der Auswirkung hängt vom Luftwechsel in den Räumen, der Pufferkapazität des Gebäudes und der Art der Klimatisierung und deren Regelungsmöglichkeiten ab. Einige Museen verwenden den CO_2 -Gehalt in der Luft als Indikator für die Regelung des Kontrollsystems für Temperatur und relative Luftfeuchte. Ankersmit et al. [2005] haben den Einfluss von Personen auf die Konzentration schwefeliger Verbindungen in der Raumluft im Verhältnis zum Raumvolumen modelliert, vgl. Abbildung 5-12.

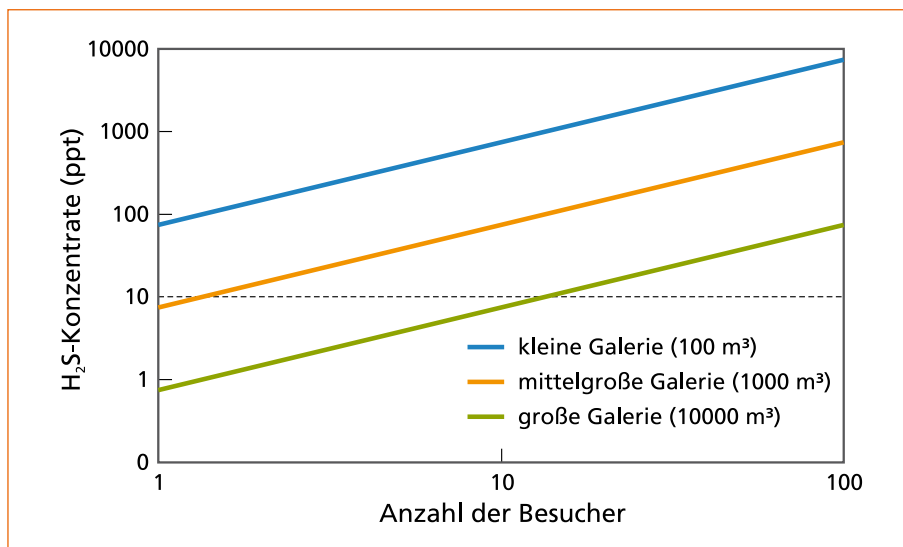


Abbildung 5-12: Der Einfluss der Besucheranzahl auf die H_2S -Konzentration in der Raumluft in Abhängigkeit von der Größe des Ausstellungsraums [mit freundlicher Genehmigung von Simon F. Watts, PhD, Singapur und Dr. Bart Ankersmit, Amsterdam/Niederlande].

Ingenieure benutzten gern das Bild des Menschen als Glühbirne, um den Wärmeausstoß des menschlichen Körpers zu visualisieren. Auch zu der Anwesenheit und Konzentration chemischer Verbindung in der Raumluft trägt der Mensch bei. Im musealen Umfeld ist daher der Einfluss des Körpers und der Kleidung als Quelle für Partikel und Staub von großem Interesse. Menschen tragen Partikel und Staub durch Kleidung in Ausstellungsbereiche ein, vor allem durch Schmutz an den Schuhen, Kleidungsfasern, besonders bemerkbar bei wollener Kleidung, aber auch durch den Verlust von Haaren und Hautschuppen. Anhand der Partikelverteilung in einem Ausstellungsraum lassen sich somit auch auf die von den Besuchern am häufigsten eingeschlagenen Routen ablesen [Brimblecombe et al., 1992; Nazaroff et al., 1993; Brimblecombe und Yoon, 2000; Yoon und Brimblecombe, 2000a, 2001; Lloyd et al., 2002].

6 Umgang mit Schadstoffen

Jeglicher Schadstoffeintrag in museal genutzte Innenräume sollte verringert oder so weit wie möglich vermieden werden, bevor kostenintensive Nachbesserungen notwendig werden. Bei der Auswahl von Materialien oder Produkten für den Einsatz im musealen Umfeld sind Emissionsprüfungen im Vorfeld unverzichtbar. Ausgehend von der Sammlung, klimatischen und technischen Gegebenheiten im Gebäude unter Berücksichtigung der lokalen Bedingungen im Außenraum sollte die Materialauswahl auf Basis von Prüfergebnissen erfolgen. Mancher Entscheidungsträger orientiert sich in einem ersten Schritt an vorhandenen Gütesiegeln, mit denen einige Werkstoffe gekennzeichnet sind. Eine Übersicht über Produktkennzeichnungen in Deutschland und Europa gibt daher Kapitel 6.1. Insofern eine Schadstoffbelastung in Räumen und/oder Behältnissen in Museen vorliegt, ist eine Entfernung der Emissionsquelle die sicherste Variante. Diese ist allerdings dann inakzeptabel, wenn aus finanziellen Gründen kein Ersatz beschafft werden kann (z. B. Renovierungsmaßnahmen, Austausch von Vitrinen) oder es sich um eine historische, zum Gebäude, Raum oder Exponat gehörende Ausstattung oder Aufbewahrungssituation handelt. Letzteres trifft insbesondere auf historische Raumensembles und Vitrinen zu. Emissionen bzw. Schadstoffkonzentrationen müssen somit ohne tiefgreifende Veränderungen verringert werden. Kapitel 6.2. gibt eine Übersicht über Adsorber und die in der Literatur häufiger zu lesenden Blockierungsmöglichkeiten für starke Emissionsquellen. Handelt es sich um eine biozide Kontamination, so sind aufgrund der Toxizität der Wirkstoffe bestimmte Sicherheitsvorkehrungen zu beachten. Den aktuellen Forschungsstand zu Dekontaminationsmöglichkeiten gibt Kapitel 6.3 wieder. Abschließend werden in Kapitel 6.4 Präventionsstrategien vorgestellt.

6.1 Produktkennzeichnungen

Die derzeit existierenden Kennzeichnungen wurden im Rahmen der gesundheitsbezogenen Bewertung von Bauproduktemissionen entwickelt. Neben den durch die Gesetzgebung veranlassten Entwicklungen von Prüfzeichen gibt es eine Vielzahl von Kennzeichnungen, denen sich die Hersteller freiwillig unterordnen können und die teilweise deutlich strengere Anforderungen an die Emissionen eines Bauproduktes stellen.

Die Notwendigkeit für Produktkennzeichnungen ergab sich aus gesundheitlichen Beschwerden bei dem Aufenthalt in Räumen und dem Wissen um die Auswirkungen verschiedener Substanzen auf das menschliche Wohlbefinden. Zu nennen ist hier vor allem die Emission von Formaldehyd in Fertighäusern in den 1960er Jahren. In Kapitel 7 wird auf die daraufhin in Teilbereichen erlassenen Grenz- bzw. Richtwerte eingegangen.

Wenn ein Material oder Produkt mit einem Gütezeichen versehen ist, so bedeutet dies, dass es bestimmte Emissionsanforderungen unter bestimmten Prüfbedingungen erfüllt. Es bedeutet nicht, dass der Werkstoff keine luftverunreinigenden Substanzen freisetzt. Da die Label für den Produkteinsatz unter Innenraumbedingungen konzipiert sind, erfüllen sie meist nicht die besonderen Anforderungen, die für die Verwendung im musealen Umfeld zu beachten sind. Beispielhaft sind der Luftwechsel zu nennen, der in Museumsräumen und besonders in Vitrinen meistens deutlich niedriger ist, und die im musealen Umfeld als korrosiv einzustufenden Verbindungen, wie Ameisensäure und Essigsäure, die für die gesundheitsbezogene Bewertung von untergeordneter Bedeutung sind. Kennzeichnungen für die Verwendung eines Produktes im musealen Umfeld gibt es bislang nicht. Wenn eine erste Auswahl anhand bestehender Kennzeichnungen erfolgt, ist daher immer auf die dem Gütezeichen zugrunde liegenden Anforderungen zu achten.

Die der Kennzeichnung zugrunde liegenden Vorgaben umfassen in der Regel Anforderungen an die Herstellung, die Verpackung, den Transport, an den Lebenszyklus eines Produktes und an die Entsorgung bzw. das Recycling. Darüber hinaus werden klare Bedingungen an Inhaltsstoffe und teilweise auch an die Emissionen eines Produktes gestellt. Die Prüfvorschriften basieren in der Regel auf dem Emissionsprüfkammervorgang und folglich auf den Normen DIN ISO 16000 Teil 6, 9, 10 und 11 für die Bestimmung von VOC und auf den Normen DIN EN 717-1 und DIN ISO 16000 Teil 3 für die Erfassung von Formaldehyd. Die meisten der in der EU verfügbaren Kennzeichnungssysteme sind im Report No. 24 der Europäischen Union zusammengefasst [ECA, 2005].

Nachfolgend sind die wichtigsten deutschen und europäischen Gütezeichen gelistet, insofern sie Anforderungen an VOC- und Formaldehyd-Emissionen beinhalten.

6.1.1 Nationale Kennzeichnungen

Das AgBB-Schema

Für die Verwendung von Bauprodukten gelten in Deutschland die Bestimmungen der Landesbauordnungen. In den Musterbauordnungen ist die Instandhaltung und Beschaffenheit von baulichen Anlagen festgelegt, dies beinhaltet auch den Schutz der Gesundheit und die Gefahrenabwehr. Die Europäische Union trägt der Bedeutung der Bauprodukte durch die europäische Bauprodukten-Richtlinie Rechnung, die 1989 in Kraft getreten ist und 1991 durch das Bauproduktengesetz abgelöst wurde [BauPG, 1998], das durch die Landesbauordnungen in nationales Recht umgesetzt wird. Der wichtigste Teil des Bauproduktengesetzes sind die sogenannten sechs wesentlichen Anforderungen an Bauprodukte, die als dritten Punkt die Hygiene, Gesundheit und den Umweltschutz berücksichtigen und in dem die Vermeidung und Begrenzung von Schadstoffen in Innenräumen ausdrücklich genannt wird [EC, 1994].

Der Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten (AgBB) hat daher ein Schema zur Vorgehensweise bei der gesundheitlichen Bewertung von VOC-Emissionen aus Innenraumprodukten entwickelt, das sogenannte »AgBB-Schema«. Dieses soll die Erfüllung der Forderungen aus den Landesbauordnungen und der Bauprodukten-Richtlinie bei nachvollziehbarer und objektivierbarer Produktbewertung ermöglichen. Im AgBB sind die obersten Landesgesundheitsbehörden, das Umweltbundesamt (UBA), das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt), die Bauministerkonferenz (Konferenz der für Städtebau, Bau- und Wohnungswesen zuständigen Minister und Senatoren der Länder), die Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) und der Koordinierungsausschuss 03 für Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz des Normenausschusses Bauwesen im DIN (DIN-KOA 03) vertreten [AgBB, 2012]. Das Schema wurde im Jahr 2000 erstmals veröffentlicht und bis zum Ende seiner Einführungsphase 2004 mit Vertretern der Herstellerfirmen und der Fachöffentlichkeit intensiv diskutiert. Im Ergebnis wurde das Schema vom DIBt in den Zulassungsgrundsätzen zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten umgesetzt [DIBt, 2004, 2008]. Das jeweils aktuelle Schema ist online auf der Homepage des Umweltbundesamtes abrufbar (www.umweltbundesamt.de). Für die Bewertung nach AgBB durchläuft das Produkt im Wesentlichen eine Reihe von Tests gemäß des in Abbildung 6-1 dargelegten Ablaufschemas.

Die Prüfung erfolgt in einer Emissionsprüfkammer über einen Zeitraum von 28 Tagen mit einer Bewertung der Emissionen nach 3 Tagen und nach 28 Tagen. Nach 3 Tagen wird die Gesamtkonzentration an flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC) sowie die Konzentration der nach EU-Richtlinien als kanzerogen eingestuften Stoffe der Kategorie 1 und 2 bewertet. Der TVOC-Wert darf 10 mg/m^3 nicht überschreiten, die Konzentration von Kanzerogenen der EU-Kategorien 1 und 2 darf maximal $0,01 \text{ mg/m}^3$ betragen.

Nach 28 Tagen erfolgt wiederum eine Bewertung dieser Parameter, zusätzlich wird die Gesamtkonzentration an schwerflüchtigen organischen Verbindungen (ΣSVOC) herangezogen und eine Einzelstoffbewertung für Verbindungen mit einer Konzentration $\geq 1 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ vorgenommen. Für den TVOC-Wert gilt eine Konzentration von $\leq 1 \text{ mg/m}^3$, für die $\Sigma\text{SVOC} \leq 0,1 \text{ mg/m}^3$. Dabei wird zwischen sogenannten »bewertbaren Stoffen« und »nicht bewertbaren Stoffen« unterschieden. Erstere sind Stoffe, für die sogenannte »NIK-Werte« (NIK = Niedrigste interessierende Konzentration; engl. LCI = Lowest Concentration of Interest) existieren. Bei diesen handelt es sich um stoffspezifische Rechenwerte zur gesundheitsbezogenen Qualitätsbewertung von Emissionen aus Bauprodukten. Die Herleitung der NIK-Werte erfolgt anhand toxikologisch begründeter Grenzwerte unter Berücksichtigung von Sicherheitsfaktoren. In der Regel werden existierende Arbeitsplatzgrenzwerte herangezogen. Ein NIK-Wert stellt somit eine reine Berechnungsgröße und kein Beurteilungskriterium für die Raumluftqualität dar. Die Ableitung der NIK-Werte erfolgt durch ein Gremium des AgBB unter Beteiligung von Industrie- und Herstellerverbänden. Für jede Verbindung, für die ein NIK-Wert gelistet und deren Kammerkonzentration $\geq 5 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ ist, wird ein Verhältnis $R_i = C_i / \text{NIK}_i$ gebildet. Für mehrere Verbindungen wird die Additivität der

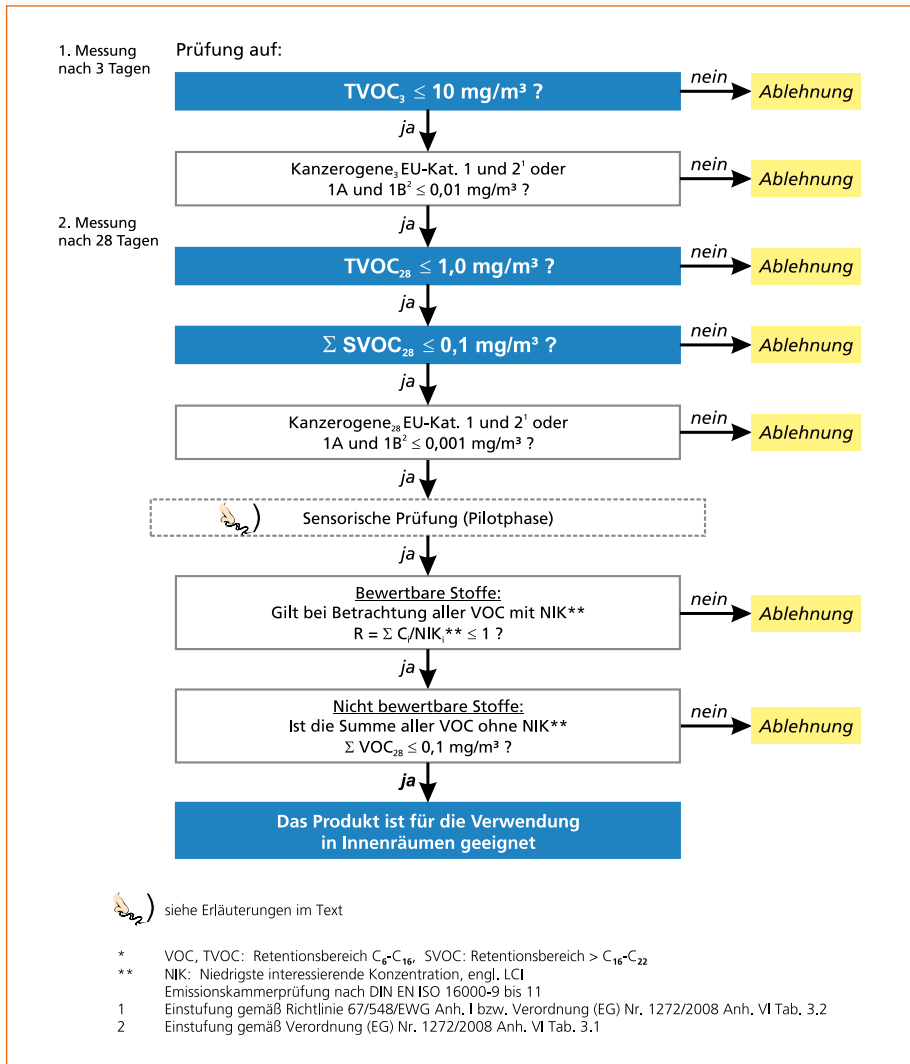


Abbildung 6-1: Schema zur gesundheitlichen Bewertung von VOC*- und SVOC*-Emissionen aus Bauprodukten [Quelle: www.umweltbundesamt.de].

Wirkungen angenommen und festgelegt, dass R gemäß Gleichung (6-1) die Summe aller gebildeten Verhältnisse R_i , den Wert 1 nicht überschreiten darf.

$$R = \sum_{i=1}^n R_i = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{NIK}_i} \leq 1 \quad (6-1)$$

Für Verbindungen, für die kein NIK-Wert existiert oder die nicht identifiziert werden können, hat der AgBB eine Mengenbegrenzung festgelegt. Die Summe sogenannter

»nicht bewertbarer Stoffe« darf eine Konzentration von $0,1 \text{ mg/m}^3$ nicht überschreiten und darf damit maximal 10% des zulässigen TVOC-Wertes ausmachen.

Sollte ein Produkt eine der genannten Bedingungen nicht erfüllen, so wird es abgelehnt. Darüber hinaus sieht das AgBB-Schema auch eine sensorische Prüfung vor, die allerdings aufgrund eines noch nicht genügend validierten Prüfverfahrens bislang nicht etabliert wurde.

E-Klassifizierung von Holzwerkstoffen

Entsprechend der europäischen Richtlinie DIN EN 13986 [2005] werden Holzwerkstoffplatten in E-Kategorien eingeteilt. Die Prüfung erfolgt über 15 Tage in einer Emissionsprüfkammer. Wenn nach dieser Zeit die Formaldehyd-Konzentration in der Prüfkammerluft $0,1 \text{ ppm}$ unterschreitet, wird die Platte mit »E₁« gekennzeichnet. Wurden bei der Herstellung oder Weiterverarbeitung keine formaldehydhaltigen Stoffe verwendet, so darf diese Platte auch ohne Prüfung als »E₁« klassifiziert und gekennzeichnet werden. Dazu gehören unbeschichtete zementgebundene Spanplatten, unbeschichtete Faserplatten nach dem Nassverfahren und unbeschichtete, lackierte oder beschichtete Holzwerkstoffe, deren verwendete Klebstoffe nachträglich keine oder nur vernachlässigbare Mengen an Formaldehyd abspalten, wie beispielsweise Isocyanat- oder Phenol-Klebstoffe. Die »E₂«-Kennzeichnung wird erfüllt, wenn die Abgabe von Formaldehyd oberhalb von $0,124 \text{ mg/m}^3$ liegt, aber $0,3 \text{ mg/m}^3$ nicht überschreitet. Die ehemals vorhandene »E₃«-Klassifizierung ist mit Überarbeitung der Norm im Jahr 2012 weggefallen (siehe Tabelle 6-1).

Tabelle 6-1: Prüfbedingungen und Bewertungsschema zur Klassifizierung der Formaldehydabgabe von Holzwerkstoffen gemäß DIN EN 13986 [2005].

Holzwerkstoffe		Formaldehyd-Klasse	
Erstprüfung d. Produkts* Entweder Oder	Unbeschichtet (Span-, Flachspanplatten, OSB, MDF)	E1	E2
	Unbeschichtet Sperrholz, Massivholzplatten, Furnierschichtholz		
	Lackiert, beschichtet oder furniert Span-, Flachspan-, Massivholz-, Faserplatten (Nassverfahren), OSB, MDF, Sperrholz, zementgebundene Spanplatte, Furnierschichtholz	EN 717-1	
		Formaldehyd-Abgabe $\leq 0,124 \text{ mg/m}^3$	Formaldehyd-Abgabe $> 0,124 \text{ mg/m}^3$ und $< 0,3 \text{ mg/m}^3$
Werkseigene Produktionskontrolle Entweder Oder	Prüfverfahren	EN 120	EN 717-2
	Anforderung		
	Prüfverfahren		
	Anforderung**		
Werkseigene Produktionskontrolle Entweder Oder	Prüfverfahren	EN 120	EN 717-2
	Anforderung**		
	Prüfverfahren		
	Anforderung**		
Anmerkungen		* Die Erstprüfung bewährter Produkte darf auch aufgrund vorhandener Daten der Prüfungen nach EN 120 oder EN 717-2 aus der werkseigenen Produktionskontrolle oder einer Fremdüberwachung vorgenommen werden. ** Die in mg angegebenen Grenzwerte für den Formaldehydgehalt bzw. die Formaldehydabgabe beziehen sich auf ppm Formaldehyd.	

Der Blaue Engel

Der sogenannte »Blaue Engel« zählt aufgrund seiner großen Verbreitung auf Produkten des täglichen Bedarfs zu den bekanntesten Gütesiegeln und kennzeichnet besonders umweltschonende Produkte und Dienstleistungen. Das Gütezeichen wurde vom Bundesminister des Inneren und den für den Umweltschutz zuständigen Ministerien der Bundesländer 1978 gegründet und gilt als erste und älteste umweltschutzbezogene Kennzeichnung der Welt. Zeicheninhaber ist das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, dem auch die Öffentlichkeitsarbeit obliegt. Die Anträge müssen an das Umweltbundesamt gestellt werden, das diese der sogenannten »Jury Umweltzeichen« (Jury UZ) nach Prüfung und Bewertung vorlegt und auch die technischen Kriterien erarbeitet. Als Zeichenvergabestelle fungiert das RAL (Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e. V.), indem es Expertenanhörungen durchführt und die Erfüllung der Anforderungen prüft. Über die Vergabe des Umweltzeichens entscheidet letztendlich die »Jury Umweltzeichen«. Dieses Gremium setzt sich aus Vertretern von Umwelt- und Verbraucherverbänden, der Gewerkschaften und Industrie, des Handwerks und des Handels, der Kommunen, der Wissenschaft, der Medien, der Kirchen und den Bundesländern zusammen. Derzeit sind rund 11.700 Produkte und Dienstleistungen in ca. 120 Produktkategorien ausgezeichnet [www.blauer-engel.de].



Für das Museumsumfeld am relevantesten sind mit dem Blauen Engel gekennzeichnete Holzwerkstoffe. Die Vergabekriterien sind in den Richtlinien RAL-UZ 76 [2011] für Holzwerkstoffplatten und RAL-UZ 38 [2011] für Produkte aus Holzwerkstoffen festgelegt. Die Prüfung erfolgt mit einer Emissionsprüfkammer. Die Ausgleichskonzentration an Formaldehyd in der Kammerluft darf einen Grenzwert von 0,05 ppm nicht überschreiten. Bei Holzwerkstoffen mit phenolhaltigen Bindemitteln darf die Ausgleichskonzentration von Phenol 14 µg/m³ nicht überschreiten, bei Bindemitteln auf Basis von polymerem Diphenylmethandiisocyanat (MDI) muss die Konzentration an monomerem MDI < 0,1 µg/m³ sein.

Die Qualitätsgemeinschaft Holzwerkstoffe e. V.

Die Qualitätsgemeinschaft Holzwerkstoffe e. V. vergibt seit 2005 das »Qualitätszeichen Holzwerkstoffe« an deutsche Spanplatten-Hersteller, um der Industrie und dem Handel ein Argument für gesundheits- und sicherheitsbewusste Verbraucher an die Hand zu geben. Zusätzlich zu den in der DIN EN 312 [2010] vorgegebenen Anforderungen an Spanplatten für Inneneinrichtungen (einschließlich Möbel zur Verwendung im Trockenbereich, sogenannte Typen P2) und Spanplatten für nicht tragende Zwecke zur Verwendung im Feuchtbereich (sogenannte Typen P3), gibt es Grenzwerte für den Gehalt an Formaldehyd, Pentachlorphenol (PCP) und Lindan. Der Halbjahresmittelwert an Formaldehyd darf, gemessen nach der Perforatormethode



[DIN EN 120, 1992] 6,5 mg/100 g Probe nicht überschreiten. Der Grenzwert für PCP liegt bei 3 mg/kg, für Lindan bei 1 mg/kg [Qualitätsgemeinschaft Holzwerkstoffe e.V., 2008].

GEV-EMICODE®

Das EMICODE-Label wird durch die 1997 gegründete Gemeinschaft Emissionskontrollierte Verlegewerkstoffe, Klebstoffe und Bauprodukte e.V. (GEV) vergeben. Gekennzeichnet werden können Produkte aus dem Bereich der Verlegewerkstoffe (einschließlich Grundierungen, Spachtelmassen, Mörtel, Schlämme, Klebstoffe, Fixierungen), Dicht- und Dämmstoffe sowie der Oberflächenbehandlungsmittel für Parkett. Die Produktprüfungen erfolgen in Emissionsprüfkammern gemäß der GEV-Prüfmethode [2011], eine Emissionsbewertung wird nach 3 Tagen und nach 28 Tagen vorgenommen. Entsprechend der Gesamtsummen der flüchtigen und der schwerflüchtigen organischen Verbindungen (TVOC/TSVOC) wird das Produkt in die EMICODE-Klassen EC1 Plus (sehr emissionsarm), EC1 (sehr emissionsarm) und EC2 (emissionsarm) eingestuft. Bei Einstufung nach EMICODE EC1 Plus muss nach 28 Tagen der R-Wert des AgBB-Schemas eingehalten werden, die Emission nicht bewertbarer VOC darf max. 40 µg/m³ betragen.



Darüber hinaus gelten eigene Richtwerte für nach EU-Richtlinien eingestufte KMR-Stoffe der Klassen 1, 2 und 3. K1- und K2-Stoffe dürfen weder eingesetzt noch emittiert werden. Die Summe aller flüchtigen organischen, als K1- bzw. K2-Stoffe eingestuften Verbindungen darf nach einer Prüfzeit von 3 Tagen eine Konzentration von 10 µg/m³, die Emission jedes Einzelstoffs nach 28 Tagen eine Konzentration von 1 µg/m³ nicht überschreiten. Als K3-Stoffe werden Formaldehyd und Acetaldehyd genannt, deren Einzelkonzentration nach 3 Tagen 50 µg/m³ nicht überschreiten darf. Die Summe beider Substanzen muss unterhalb von 0,05 ppm liegen. Weiterhin werden die Verbindungen Methylethylketonoxim (MEKO) und Methylisobutylketonoxim (MIBKO) aus Arbeitsschutz- und Geruchsgründen ausgeschlossen. Silanbasierende, silanterminierte und silanmodifizierte Klebstoffe werden nur gekennzeichnet, wenn der Arbeitsplatzgrenzwert für den freigesetzten Alkohol bei der Verarbeitung nicht überschritten wird. Wenn zu einem früheren Zeitpunkt die 28 Tage-Grenzwerte bereits unterschritten wurden, kann die Prüfung abgebrochen werden, allerdings frühestens nach 10 Tagen [GEV, 2010a, b].

Die Prüfbedingungen sowie das für die Kennzeichnung zugrundeliegende Bewertungsschema sind in Tabelle 6-2 zusammengefasst. Die aktuelle Prüfmethode und derzeitige Bestimmungen sind unter www.emicode.com einsehbar.

Tabelle 6-2: Prüfbedingungen und Bewertungsschema zur Vergabe der EMICODE-Kennzeichnung.

	TVOC	TVOC/TSVOC
	Konzentration in µg/m³	
	nach 3 Tagen	nach 28 Tagen
EMICODE EC 1 ^{PLUS} – sehr emissionsarm	≤ 750	≤ 60/40
EMICODE EC 1 – sehr emissionsarm	≤ 1000	≤ 100/50
EMICODE EC 2 – emissionsarm	≤ 3000	≤ 300/100
Gesamtkonzentration von K1- und K2-Stoffen	≤ 10	–
Einzelkonzentration jedes K1- bzw. K2-Stoffes	–	≤ 1
Gesamtkonzentration von Formaldehyd und Acetaldehyd (K3-Stoffe)	≤ 0,05 ppm	–
Einzelkonzentration von Formaldehyd und Acetaldehyd	≤ 50	
Besondere Anforderungen		
EMICODE EC1 ^{PLUS} – sehr emissionsarm		NIK-Werte und R-Wert gemäß AgBB
		Nichtbewertbare VOCs: ≤ 40
EMICODE EC1 (Oberflächenbehandlungen Parkett)	–	150/–
	–	150-450/–
MEKO, MIBKO	ausgeschlossen	
Oberflächenbehandlungsmittel Parkett	Wasserbasiert, max. 8 Gew.-% VOC	
Klebstoffe, silanbasiert, -terminiert oder modifiziert	≤ geltender Arbeitsplatzgrenzwert	
Prüfbedingungen		
Edelstahl-Emissionsprüfkammer, Volumen [m³]	0,1–1	
Luftwechsel [h ⁻¹]	0,5	
Temperatur [°C]	23	
Luftwechsel [%]	50	

Natureplus®

Der Internationale Verein für zukunftsfähiges Bauen und Wohnen (natureplus e.V.) hat das Gütezeichen Naturplus® mit dem Ziel entwickelt, Bauprodukte auszuzeichnen, die dem Ziel der Nachhaltigkeit der Wirtschaft besonders gerecht werden. Die Nachhaltigkeit umfasst dabei die Aspekte Umwelt, Gesundheit und funktionale Qualität. Durch Auszeichnung der besten Produkte einer bestimmten Gruppe soll den Nutzern eine Orientierung für eine nachhaltige Baukultur gegeben werden. Gemäß des Natureplus e.V. greift das Qualitätszeichen dabei den Zielen der Europäischen Bauprodukten-Verordnung CPR 305/2011 voraus [Construction Products Regulation, 2011], die zukünftig einen Nachweis über den Umgang mit Ressourcen während der Herstellung, die Auswirkungen des Produktes auf die Umwelt über den gesamten Lebenszyklus und auf den Menschen hinsichtlich Hygiene, Gesundheitsverträglichkeit und Sicherheit verlangt. Die Vergabekriterien sind produktspezifisch und bauen auf Basiskriterien auf. Diesen zufolge sind sämtliche Einsatzstoffe zu deklarieren und aktuelle Sicherheitsdatenblätter gemäß der REACH-Verordnung [Verordnung Nr. 1907/2006, 2006] vorzulegen. Auch ist ein Herkunftsnachweis zu erbringen, bei dem vor allem die Nachhaltigkeit und Schonung der Umwelt zu berücksichtigen sind. Petrochemische Stoffe sind folglich auszuschließen. Weiterhin umfasst eine allgemeine Stoffverbotsliste Substanzen, die verboten oder als KMR-Stoffe eingestuft wurden. Auch als giftige, sensibilisierende oder als umweltschädlich eingestufte Stoffe sind verboten, u.a. Pestizide, Schwermetalle und Organohalogenphosphate. Die spezifischen Anforderungen je Produktgruppe sind unter www.naturplus.org abzurufen. Für beschichtete Holzwerkstoffe gilt beispielsweise eine Prüfung nach der Kammermethode gemäß DIN EN ISO 16000 und DIN EN 717-1. Der TVOC-Grenzwert liegt bei 300 µg/m³, zusätzliche Grenzwerte umfassen einzelne Stoffgruppen, wie sensibilisierende Stoffe oder Schwermetalle. Der Grenzwert für die Emission von Formaldehyd darf nach einer Prüfzeit von 28 Tagen 36 µg/m³ nicht überschreiten [Zillessen, 2009].



GUT-Prüfsiegel

Das GUT-Prüfsiegel wird seit 1990 von der Gemeinschaft umweltfreundlicher Teppichböden e.V. (GUT) verliehen. Die GUT-Produktprüfung gliedert sich in die drei Bereiche Schadstoff-, Emissions- und Geruchsprüfung. Der erste Bereich schließt ein Verwendungsverbot bestimmter Substanzen während der Herstellung ein, u.a. bestimmter Färbemittel und Färbeschleuniger sowie Schwermetalle. Hier liegt der Grenzwert für den gesamten Teppich bei 100 mg/kg. Weiterhin müssen die Produkte auf die Verbindungen Pentachlorphenol, Formaldehyd, Vinylchlorid, Vinylacetat, Benzol und VOC geprüft werden. Zwar sind auf der Homepage www.license.gut-ev.de die Prüfverfahren einsehbar, Grenzwerte sind allerdings nicht gelistet.



Kork-Logo

Der Deutsche Kork-Verband e.V. (DKV) entwickelte 1997 gemeinsam mit dem eco-INSTITUT das Kork-Logo als erstes und einziges Prüfzeichen, das nur für Kork-Bodenbeläge gültig ist. Kork-Bodenbeläge umfassen zu verklebende Fliesen (Kork-Parkett) und schwimmend zu verlegende Fertigfußböden (Kork-Fertigparkett). Beide Arten werden aus Naturkork und einem Bindemittel hergestellt, während Fertigparkett zusätzlich eine Holzwerkstoffplatte als stabilisierenden Träger enthält. Die Beläge können ohne Oberflächenbehandlung und mit versiegelter, eingefärbter oder eingefärbt versiegelter Oberfläche erworben werden. Das Logo verlangt eine Emissionsprüfung, die im Grundsatz der des AgBB-Schemas ähnelt. Bei Prüfung in einer Prüfkammer werden maximale Grenzwerte nach 3 Tagen und nach 28 Tagen für VOC vorgegeben. Nach 28 Tagen erfolgt eine zusätzliche Bewertung der Summe VOC ohne NIK-Werte, der Summe SVOC, von Formaldehyd und des R-Wertes. Die VOC-Prüfung erfolgt dabei nach den Zulassungsgrundsätzen des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt). Auch eine Geruchsprüfung wird vorgenommen, wobei ein produkttypischer Geruch nachweisbar sein sollte. Dieser wird auf einer 6-stufigen Skala nach der Intensität beurteilt. Nicht in das Prüfkonzept fallen Bodenbeläge aus Kork, die mit einer Deckschicht aus Kunststoff ($> 0,15$ mm) versehen sind und elastische Korkunterlagen aus Presskork oder Presskork/Gummigemisch zur Trittschalldämmung. Zusätzliche Anforderungen gelten für Diisocyanate, die bei der Herstellung von Bindemitteln auf Polyurethanbasis eingesetzt werden, Schwermetalle, Pestizide, Flammschutzmittel und Azofarbstoffe [Deutscher Kork-Verband, 2007].



EU Ecolabel

Das EU Ecolabel, die sogenannte »Euro-Blume«, wurde 1992 von der Europäischen Kommission eingesetzt und ermöglicht seit dem Jahr 2000 neben Produkten auch Dienstleistungen zu kennzeichnen. Ausgezeichnet im Produktbereich werden primär Gegenstände und Materialien des Alltags. Zeicheninhaber ist die Europäische Kommission, als oberstes Gremium fungiert das European Union Eco-Labeling Board (EUEB), zu dessen Aufgaben die Unterstützung bei der Entwicklung und Überarbeitung der Kriterien zählt sowie die Unterstützung bei der Implementierung. Das Gütezeichen ist in allen EU-Mitgliedstaaten sowie Norwegen, Island und Liechtenstein anerkannt. Die Prüfvorschriften umfassen für die meisten Produkte Vorgaben hinsichtlich des Einsatzes gesundheits- oder umweltschädlicher Stoffe. Dabei werden in der Regel Gehaltsangaben und keine Emissionsgrenzwerte angegeben. Für Bodenbeläge aus Holz wird ein Grenzwert für die Emission von Formaldehyd genannt (0,05 ppm), allerdings ohne konkrete Prüfvorgaben.



Oeko-Tex® Standard 100

Schadstoffprüfungen nach dem Oeko-Tex® Standard 100 werden seit 1992 zur Kennzeichnung gesundheitlich einwandfreier Textilprodukte aller Art durchgeführt, wobei primär Bekleidung ausgezeichnet wird. Verantwortlich für die Schadstoffprüfungen sind Prüfinstitute der Internationalen Oeko-Tex® Gemeinschaft, ein Zusammenschluss aus 15 Textilforschungs- und Prüfinstituten in Europa und Japan. Die in dem Prüfkatalog zugrunde gelegten Kriterien umfassen u. a. gesetzlich verbotene Substanzen, wie kanzerogene Farbstoffe, gesetzlich reglementierte Stoffe (Formaldehyd, Weichmacher, Schwermetalle, Pentachlorophenol) und nach derzeitigem Wissensstand gesundheitlich bedenkliche, aber weder reglementierte noch verbotene Substanzen (Pestizide, allergisierende oder zinnorganische Verbindungen). Weitere Parameter sind die Farbechtheit und ein hautfreundlicher pH-Wert zur Gesundheitsvorsorge des Verbrauchers. Gemäß Verwendungszweck werden die Produkte in vier Kategorien eingeteilt, Babykleidung (1), Textilien mit (2) und ohne (3) Hautkontakt und Ausstattungsmaterialien (4). In jeder Kategorie gibt es Grenzwerte für die entsprechenden Substanzgruppen, die als Mengenangaben (mg/kg) definiert werden. Für textile Fußbodenbeläge, Matratzen und Schaumstoffe sowie große beschichtete Textilien, die nicht für Kleidung verwendet werden, ist gemäß Tabelle 6-3 auch eine Emissionsprüfung leichtflüchtiger Verbindungen vorgesehen. Weiterhin ist auch eine Geruchsprüfung vorgegeben.



Tabelle 6-3: Prüfbedingungen und Grenzwerte für die Emission leichtflüchtiger Verbindungen nach Oeko-Tex® Standard 100.

Verbindung/Verbindungsgruppe	I Baby	II mit Hautkontakt	III ohne Hautkontakt	IV Ausstattungs-materialien
	Konzentration in mg/m³			
Formaldehyd	0,1	0,1	0,1	0,1
Toluol	0,1	0,1	0,1	0,1
Styrol	0,005	0,005	0,005	0,005
Vinylcyclohexen	0,002	0,002	0,002	0,002
4-Phenylcyclohexen	0,03	0,03	0,03	0,03
Butadien	0,002	0,002	0,002	0,002
Vinylchlorid	0,002	0,002	0,002	0,002
Aromatische Kohlenwasserstoffe	0,3	0,3	0,3	0,3
Flüchtige organische Stoffe	0,5	0,5	0,5	0,5

Qualitätszeichen »Schadstoffgeprüft«

Das Qualitätszeichen »Schadstoffgeprüft« wurde im Jahr 2004 entwickelt und wird gemeinsam von der Zertifizierungsstelle des TÜV Nord, TÜV NORD CERT GmbH & Co. KG und dem Fraunhofer-Institut für Holzforschung, Wilhelm-Klauditz-Institut WKI, vergeben. Ausgezeichnet werden besonders schadstoffarme Produkte, die im Innenraum Anwendung finden sollen. Die Entwicklung der Prüfkriterien und die Laborprüfung obliegen dem Fraunhofer WKI, Braunschweig. Das TÜV NORD CERT zertifiziert die Produkte und erteilt die Lizenzen. Neben den Grenzwertanforderungen an die Emissionen des Produktes muss auch die Produktfertigung selbst regelmäßigen Überwachungen unterliegen. Der der Prüfung von Dispersionsinnenfarben zugrunde liegende Kriterienkatalog umfasst die Prüfparameter Gebrauchstauglichkeit, Gehalt von Schwermetallen und organischen Inhaltsstoffen im Produkt sowie Emissionen. Die Vergabekriterien für Produktemissionen sind in Tabelle 6-4 aufgeführt. Dem Produkt dürfen keine Stoffe zugesetzt werden, die nach der jeweils aktuellen Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) oder in der Technischen Regel für Gefahrstoffe [TRGS 905, 2008] als sehr giftig (T+), giftig (T), krebserzeugend, erbgutverändernd oder fortpflanzungsgefährdend eingestuft werden.



Tabelle 6-4: Vergabekriterien für weiße und abgetönte Dispersionsinnenfarben hinsichtlich der Produktemissionen gemäß des Qualitätszeichens »Schadstoffgeprüft« von TÜV NORD CERT und Fraunhofer WKI, Braunschweig.

Parameter	Grenzwert flächenspezifische Emissionsrate SE_A in (mg/m ² ·h)	Anmerkungen
Formaldehyd	≤ 0,06** (≤ 0,05)	Messzeitpunkt 72h nach Kammerbeladung
TVOC (C ₆ –C ₁₆), Toluoläquivalente	≤ 0,3** (≤ 0,3 mg/m ³)	Messzeitpunkt 72h nach Kammerbeladung
TSVOC (C ₁₆ –C ₂₂), Hexadecanäquivalente	≤ 0,1** (≤ 0,1 mg/m ³)	Messzeitpunkt 72h nach Kammerbeladung
Stoffe, eingruppiert als:		
Car.Cat. 1, 2 sowie K1, 2	< 1** (< 1 µg/m ³)	DIN EN ISO 16000-6 DIN EN ISO 16000-9
Repr.Cat. 1,2 sowie RE/F1, RE/F2		Messzeitpunkt 24h nach Kammerbeladung
Mut.Cat. 1, 2 sowie M1, M2		
** in Klammern aufgeführt sind die Konzentrationen, die den Randbedingungen der Untersuchung entsprechen		

6.1.2 Internationale Kennzeichnungen

CEN/TC 351, WG 2

Das europäische Normungskomitee CEN/TC 351 »Bewertung der Freisetzung gefährlicher Substanzen aus Bauprodukten« beschäftigt sich mit der Freisetzung gefährlicher Substanzen in den Boden und das Grundwasser (WG 1) sowie in die Innenraumluft (WG 2). Ziel des Technischen Komitees (TC) ist es, die aus der europäischen Bauproduktenrichtlinie stammende Forderung nach der Erfüllung der am Verwendungsort geltenden Anforderungen an Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz durch ein Bauprodukt bzw. ein dadurch hergestelltes Bauwerk zu ermöglichen, indem Bewertungsgrundlagen erarbeitet und die für die Bewertung erforderlichen Prüfverfahren und Bewertungsmaßstäbe zur Verfügung gestellt werden.

Als Bewertungsgrundlage für die Emissionen aus einem Bauprodukt in die Innenraumluft werden das Klima und die Lüftungsbedingungen in einem Referenzraum definiert. Diese Parameter sind als repräsentativ für den Gebrauch eines Produktes unter »normalen« Innenraumbedingungen anzusehen und ermöglichen daher eine Bewertung verschiedenster Produkte unter vergleichbaren Bedingungen. Das Volumen des Referenzraums wird auf 30 m³ festgelegt mit definierten Maßen für die Wandhöhe, Fußboden- und Deckenflächen sowie Flächen von Türen und Fenstern. Daraus ableitend ergeben sich klare Vorgaben für das Beladungsverhältnis für spezifische Material- bzw. Bauproduktgruppen bei Prüfung in dem Modellraum. Der Luftwechsel in dem 30 m³-Raum soll $n=0,5 \text{ h}^{-1}$ betragen. Eine Bewertung der Emissionen ist nach 3 Tagen und nach 28 Tagen vorgesehen (Kurzzeit- und Langzeitprüfung).

Darüber hinaus wird die Norm Vorgaben zu Transport, Lagerung und Handling der zu prüfenden Bauprodukte, Aspekte der Messstrategie und Qualitätssicherung sowie Angaben zur Reproduzierbarkeit und Bewertung der Ergebnisse beinhalten.

California Air Resources Board (CARB)

2007 wurden Reglementierungen zur Kontrolle von Luftschadstoffen (Airborne Toxic Control Measure (ATCM)) durch das California Air Resources Board (CARB) und in diesem Zusammenhang auch Bestimmungen zur Reduzierung von Formaldehydemissionen aus Holzwerkstoffen erlassen. Diese sind bindend für alle auf dem kalifornischen Markt mit Holzwerkstoffen arbeitenden oder handelnden Betriebe und Industrien. Im Zuge der Regelungen wurden Grenzwerte für die Emission von Formaldehyd für verschiedene Holzwerkstofftypen festgelegt (siehe Tabelle 6-5). Die Werte werden in zwei Phasen differenziert, wobei Phase I zwischen dem 01.01.2009 und dem 01.07.2009 in Kraft getreten ist, Phase II folgte ab dem Jahr 2010 [Zillessen, 2009]. Die Messungen erfolgen nach den amerikanischen ASTM-Normen mittels Prüfkammernmessungen nach ASTM E 1333 [2010], die sich in Details von der europäischen Norm DIN EN 717-1 [2005] unterscheidet. Die Überwachung wird quartalsweise durch die sogenannten Third Party Certifiers (TPC) vorgenommen. Dabei handelt es sich um unabhängige, durch das CARB anerkannte Prüfinstitute.

Tabelle 6-5: Grenzwerte für die Emission von Formaldehyd (Phase I und Phase II) nach den Regulierungen des California Air Resources Board (CARB).

	Phase I		Phase II	
	Datum	Grenzwert [ppm]	Datum	Grenzwert [ppm]
Hartsperrholz (Kernfurnier)	01.01.2009	0,08	01.01.2010	0,05
Hartsperrholz (Kern aus Verbundstoffen)	01.07.2009	0,08	01.07.2012	0,05
Spanplatte	01.01.2009	0,18	01.01.2011	0,09
Mitteldichte Faserplatte (MDF)	01.01.2009	0,21	01.01.2011	0,11
Dünne Mitteldichte Faserplatte (MDF)	01.01.2009	0,21	01.01.2012	0,13

Japanische Standards

In Japan werden industrielle Standards durch die Japanese Industrial Standards (JIS) vorgegeben. Im Jahr 2003 wurden neue Regelungen zur Klassifizierung von Bauprodukten gemäß ihrer Formaldehyd-Emission durch das japanische Ministerium für Land, Infrastruktur, Transport und Tourismus erlassen. Relevant für das museale Umfeld ist die Kennzeichnung von Holzwerkstoffen. Die Japanischen industriellen Standards (JIS) A 5905 [2003] und A 5908 [2003] regeln die Einstufung für Faserplatten bzw. Spanplatten, für OSB und Sperrholz sind die Regelungen der Japanischen agrarwissenschaftlichen Standards (JAS) SE-12 und SE-1 zuständig. Die Emission von Formaldehyd wird entweder mit der Exsikkator-Methode [JIS A 1460, 2001] oder mit dem Prüfkammerverfahren [JIS A 1911, 2006 bzw. JIS A 1901] erfasst. Die Prüfung darf ausschließlich durch ein vom Ministerium für Land, Infrastruktur, Transport und Tourismus zugelassenes Prüfinstitut erfolgen. Die Produkte werden gemäß der flächenspezifischen Emissionsrate von Formaldehyd in vier Gruppen klassifiziert, siehe Tabelle 6-6. Während mit F* gekennzeichnete Produkte nicht eingesetzt werden dürfen, gibt es Vorgaben für die Verwendung von mit F** und F*** gekennzeichneten Holzwerkstoffen. Ausschließlich der Typ 4 (F****) unterliegt keinen gesonderten Auflagen oder Einschränkungen [Zillessen, 2009].

Tabelle 6-6: Klassifizierung von Holzwerkstoffen nach Japanischem Standard.

Produktklassifizierung	Emission von Formaldehyd
	SER_A (mg/m ² ·h)
Typ 1 (F*)	≥ 0,12
Typ 2 (F**)	0,02–0,12
Typ 3 (F***)	0,005–0,02
Typ 4 (F****)	≤ 0,005
SER_A = flächenspezifische Emissionsrate	

Französisches VOC-Label

Ähnlich wie Deutschland mit dem AgBB-Schema, hat als weiteres europäisches Land bislang nur noch Frankreich die Vorgaben der Bauproduktenrichtlinie umgesetzt. Seit 2012 müssen Bauprodukte und Einrichtungs- bzw. Ausstattungsmaterialien, die neu auf den französischen Markt kommen, hinsichtlich der Emissionen klassifiziert und gekennzeichnet werden. Im Gegensatz zum AgBB-Schema können Produkte nicht abgelehnt werden, sondern die Emissionsstärke wird in vier Stufen von A+ bis C eingruppiert. Dabei werden zehn Stoffe einschließlich Formaldehyd sowie der TVOC-Wert bewertet. Dabei handelt es sich um eine geschlossene Liste, die nicht mehr geändert werden kann. Die Kennzeichnung richtet sich nach der am schlechtesten bewerteten Einzelsubstanz. Die Untersuchungen erfolgen gemäß der DIN EN ISO 16000. Während in Deutschland für das AgBB-Schema nur wenige akkreditierte Prüflabore zugelassen sind, kann in Frankreich nahezu jedes Institut die Prüfung vornehmen. Darüber hinaus ist der Hersteller nicht zur Vorlage des Prüfzeugnisses verpflichtet, hat aber die Richtigkeit der Angaben zu verantworten. Das Gütezeichen ist oben dargestellt, die Bewertungstabelle wie folgt:



Emissionsklassen	A+	A	B	C
Formaldehyd	< 10	< 60	< 120	> 120
Acetaldehyd	< 200	< 300	< 400	> 400
Toluol	< 300	< 450	< 600	> 600
Tetrachlorethen	< 250	< 350	< 500	> 500
Xylol	< 200	< 300	< 400	> 400
1,2,4-Trimethylbenzol	< 1000	< 1500	< 2000	> 2000
1,4-Dichlorbenzol	< 60	< 90	< 120	> 120
Ethylbenzol	< 750	< 1000	< 1500	> 1500
2-Butoxyethanol	< 1000	< 1500	< 2000	> 2000
Styrol	< 250	< 350	< 500	> 500
TVOC als Toluoläquivalent	< 1000	< 1500	< 2000	> 2000

Abbildung 6-2: Grenzwerte von zehn Einzelsubstanzen und der Gesamtkonzentration an flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC) zur Klassifizierung von Innenraumprodukten gemäß des französischen VOC-Labels.

ICL – Indoor Climate Label

Das ICL ist eine freiwillige Kennzeichnung für Produkte, die im Innenraum verwendet werden sollen und kann daher für Bauprodukte und Möbel vergeben werden. In Dänemark wird die Zertifizierung von einer Unterorganisation des Dänischen Technologischen Instituts vorgenommen. In Norwegen obliegt dies dem Norwegischen Forum für das Innenraumklimazeichen. International erfolgt eine Koordinierung des ICL durch die Internationale Kommission Dänische Gesellschaft. Die Bewertungskriterien umfassen die Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen, als kanzerogen eingestuft Substanzen, Partikeln und Fasern einschließlich einer sensorischen Prüfung. Die gemessenen VOC-Emissionen werden dabei in Raumluftkonzentrationen eines Standardraumes umgerechnet. Auch hier erfolgt die Prüfung nach dem Prüfkammverfahren, wobei die Emissionen nach drei unterschiedlichen Prüfzeiten erfasst werden. Die Bewertung nach Umrechnung in Innenraumkonzentrationen in einem Standardraum wird auf Grundlage der Datenbank »VOCBASE« vorgenommen, in der Geruchsschwellenwerte und Schleimhautirritationsschwellenwerte für VOC enthalten sind. Der Messwert darf dabei den minimalen Schwellenwert bis zu max. 50 % übersteigen. Grenzwerte für TVOC-Konzentrationen sind nicht gegeben. Im Deckenbereich eingesetzte Produkte müssen Grenzwerte für die Partikelemission einhalten, die in drei Klassen kategorisiert wird: niedrig (< 0,75 mg/m²), mittel (0,75–2 mg/m²) und hoch (> 2 mg/m²) [Danish Society of Indoor Climate, 1997, 2000].

Der Nordische Schwan

»Der Nordische Schwan« ist das offizielle nordische Umweltzeichen, das 1989 vom Nordischen Ministerrat, beauftragt von der Schwedischen Regierung und dem Parlament, eingeführt wurde. Die Kennzeichnung wird durch die jeweilige Regierung in den Ländern Schweden, Norwegen, Island, Dänemark und Finnland umgesetzt und soll Produkte mit einer guten Umweltbilanz ausweisen. In den Anforderungen sind die äußere Umwelt, das Innenraumklima und der Lebenszyklus des Produktes berücksichtigt. Voraussetzungen für die Kennzeichnung eines Produktes sind die Begrenzung der Verwendung von umweltschädlichen Chemikalien, ein hoher Anteil an recycelbaren Materialien, die Einhaltung niedriger Luft- und Wasseremissionen und die Reduktion des Energieverbrauchs, gemessen an europäischen Durchschnittswerten. Ausgezeichnet werden Produkte des täglichen Bedarfs, aber auch Dienstleistungen wie Hotels und Restaurants.



Die Anforderungen für Holzwerkstoffe umfassen neben den verwendeten Ausgangsmaterialien und Chemikalien, der Energiebilanz bei der Herstellung, Aspekten des Recyclings, der Verpackung, Dokumentation und des Marketings auch Regelungen hinsichtlich der Schadstoffemission mit speziellen Anforderungen für Formaldehyd und radioaktive Substanzen. Das Holz darf weder aus geschützten Beständen stammen noch mit Pestiziden behandelt sein, die von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) in die Gefahrenklassen 1A (»extrem gefährlich«) und 1B (»hoch gefährlich«) eingestuft werden. Weiterhin dürfen keine Substanzen verwendet werden, die krebserzeugend, erbgutverändernd oder fortpflanzungsgefährdend sind (sog. KMR-Stoffe). Darüber hinaus gibt es Grenzwerte für die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber und Chrom. Für den Gehalt an freiem Formaldehyd in unbeschichteten Holzwerkstoffen gilt eine Begrenzung von 0,3 (w/w)% bzw. 0,5 (w/w)%. Holzwerkstoffe mit formaldehydbasierten Klebstoffen werden mittels Perforator-Methode nach der DIN EN 120 [1992] geprüft, es gelten Grenzwerte von 8 mg/100 g Probe (Einzelwert) bzw. 6,5 mg/100 g Probe (Halbjahresmittelwert). Wird eine Prüfung in einer Emissionsprüfkammer vorgenommen, so gelten die gleichen Grenzwerte wie bei der Emission Classification of Building Materials [Zillessen, 2009].

M1 – Emission Classification of Building Materials

Die Finnish Society of Indoor Air Quality (FiSIAQ) hat 1995 eine Emissionsklassifizierung im Rahmen der Klassifizierung von Innenraum, Bau- und Fertigungswerkstoffen entwickelt und 1996 erstmals vergeben. Im Jahr 2000 erfolgte eine Umbenennung des Systems in »Emission Classification of Building Materials«. Das Ziel der Kennzeichnung ist die Förderung der Entwicklung und Nutzung von gering-emittierenden Bauprodukten. Die Kennzeichnung ist freiwillig und kann offizielle Vorgaben nicht ersetzen. Ähnlich dem AgBB-Schema erfolgt die



Prüfung nach dem Kammverfahren gemäß DIN EN ISO 16000, wobei die Emissionen nach 28 Tagen erfasst und bewertet werden. Erfasst werden dabei der TVOC-Wert, Formaldehyd, Ammoniak, Karzinogene und geruchlich auffällige Substanzen. Das Bewertungssystem untergliedert sich in die drei Gruppen M1, M2 und M3, wobei erstere die beste Bewertung für gering-emittierende Materialien darstellt. Tabelle 6-7 stellt zusammenfassend die Prüfkriterien und einzuhaltenden Grenzwerte jeder Kategorie dar. Die Grenzwerte sind als flächenspezifische Emissionsraten ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$) dargestellt. Die Kriterien und Abläufe werden durch das Committee Indoor Air Classification (EPT 24) festgelegt, das der Generaldirektor der Building Information Foundation (RTS) bestimmt und von der finnischen Regierung befürwortet wird. Die RTS ist eine private Stiftung mit Vertretern von 49 finnischen Bau-Organisationen.

Tabelle 6-7: Prüfbedingungen und Bewertungsschema zur Vergabe der Kennzeichnungen gemäß Emission Classification of Building Materials.

Kriterien/Klassifizierung	M1	M2	M3
Flächenspezifische Emissionsrate ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)			
TVOC Mindestens 70% der Verbindungen muss kenntlich gemacht sein	< 0,2	< 0,4	> 0,4
Formaldehyd (HCHO)	< 0,5	< 0,125	> 0,125
Ammoniak (NH_3)	< 0,03	< 0,06	> 0,06
Kanzerogene Die zur Kat. 1 der IARC Monographs gehören (IARC 1987) ¹	< 0,005	< 0,005	–
Geruch Unzufriedenheit mit Geruch muss unter 15% liegen ²	Kein Geruch	Kein besonderer Geruch	Geruch
1 IARC 1987, betrifft nicht Formaldehyd (IARC 2004)			
2 Das Ergebnis der sensorischen Einschätzung muss bei > +0,1 liegen			

Das Österreichische Umweltzeichen

Das Österreichische Umweltzeichen wird seit 1990 durch das Österreichische Lebensministerium verliehen [Zillessen, 2009]. Es soll den Verbrauchern als Informationsgrundlage für umweltfreundliche Kaufentscheidungen dienen. Der Verein für Konsumenteninformation (VKI) ist für die Zeichenvergabe und die Entwicklung der Prüfrichtlinien verantwortlich. Ähnlich wie den Blauen Engel gibt es das Österreichische Umweltzeichen für eine Vielzahl an Produkten des täglichen Alltags. Die Prüfung der Formaldehyd-Emission erfolgt ebenfalls in der Prüfkammer nach DIN EN 717-1 [2005]. Der Grenzwert liegt bei 0,05 ppm. Alternativ kann eine

Gasanalyse-Prüfung nach DIN EN 717-2 [1995] durchgeführt werden, hierbei ist ein Grenzwert von $2,0 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{h}$ einzuhalten. Für Holzwerkstoffe mit phenolhaltigen Bindemitteln gilt ein Grenzwert von $14 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ bei Prüfung nach der VDI-Richtlinie 3485, Blatt 1 [1988]. Mit PMDI verleimte Holzwerkstoffe dürfen bei einer Kammerprüfung nach DIN EN ISO 16000 kein MDI emittieren. Das Gütesiegel umfasst auch eine Prüfung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) nach DIN EN ISO 16000-9 [2008]. Dabei wird nach einer Prüfzeit von 28 Tagen eine Bewertung der VOC-Gesamtsumme (TVOC-Wert) anhand der Siedepunktbereiche der freigesetzten Verbindungen vorgenommen. Für Verbindungen im Siedepunktbereich von $50\text{--}250^\circ\text{C}$ gilt ein TVOC-Wert $\leq 300 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, für Verbindungen mit einem Siedepunktbereich über 250°C darf ein TVOC-Wert von $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ nicht überschritten werden. Weiterhin werden nach 24 Stunden und nach 28 Tagen die Konzentrationen von CMR-Stoffen bewertet, die unterhalb von $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ liegen müssen.

6.2 Sorbentien

Durch den Einsatz von sorptiven Materialien kann versucht werden, eine Schadstoffbelastung dauerhaft zu minimieren oder dieser vorzubeugen. Entsprechend der beiden Hauptquellen für Luftschadstoffe existieren unterschiedliche Filtersysteme und Adsorbermaterialien. Die Filterung chemischer Verbindungen, die über die Außenluft eingetragen werden, erfolgt in den meisten Fällen über eine Klima- oder raumlufttechnische (RLT-) Anlage. Im Innenraum freigesetzte Schadgase in Ausstellungs- und Depoträumen, Schränken und Vitrinen können durch das Deponieren geeigneter Sorbentien gebunden werden.

Als Adsorber werden Materialien mit einer großen inneren Oberfläche und poröser Struktur eingesetzt. Zu den am häufigsten verwendeten Substanzen zählen feinkörnige Aktivkohlen und Zeolithe. Darüber hinaus sind auch Schäume und Kunststofffolien mit eingebetteten Adsorbentien (beispielsweise Aktivkohle, Zeolithe, Metalle) sowie Tongranulate und Keramikpulver kommerziell erhältlich.

Die Adsorption von Schadgasen und damit die Selektivität der Sorbentien werden neben der Größe der Moleküle auch durch den Dampfdruck und die Diffusionsgeschwindigkeit beeinflusst. Für eine effiziente Filterung muss eine ungehinderte Durch- bzw. Umströmung der Sorbentien gewährleistet sein.

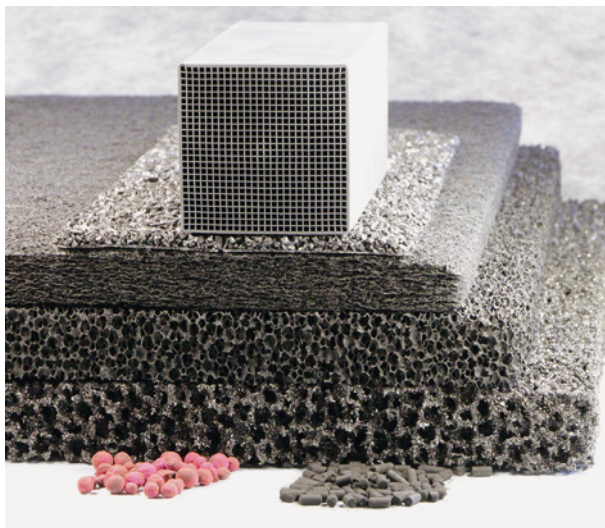
6.2.1 Aktivkohle

Bei Aktivkohlen handelt es sich um künstlich hergestellte, feinkörnige Kohlenstoffe mit einer offenporigen, schwammartigen Struktur und großer innerer Oberfläche bzw. hoher Mikroporosität ($300\text{--}2000 \text{ m}^2/\text{g}$ Kohle). Die Dichte von Aktivkohlen variiert zwischen 200 kg/m^3 und 600 kg/m^3 . Entsprechend ihrer Form wird zwischen Pulver-Aktivkohle, Korn-Aktivkohle und z. B. zylindrisch geformter Form-Aktivkohle

unterschieden [Römpf Lexikon Chemie, 1995]. Die Adsorptionseigenschaften der Aktivkohlen werden maßgeblich von der Porengröße bestimmt, die folglich entsprechend ihres Durchmessers differenziert werden in:

- Mikroporen < 1 nm
- Mesoporen 1–25 nm
- Makroporen > 25 nm

Als Ausgangsmaterialien für die Herstellung können pflanzliche, tierische, mineralische und petrochemische Stoffe, wie beispielsweise Holz, Nussschalen, Torf, Braun- oder Steinkohle und Kunststoffe dienen. Anorganische Bestandteile liegen nach der Herstellung zwischen 1% und 10%. Aufgrund der sich zunehmend verringernden Porengröße kann Aktivkohle verschiedenste Molekülgrößen adsorbieren und durch Diffusion ins Strukturinnere transportieren. Aufgrund der Querempfindlichkeit gegenüber Wasser nimmt die Effektivität von Aktivkohle mit steigender relativer Feuchte ab. Aktivkohlen sind in Form von Granulaten, gepresst in Wabenstrukturen oder eingebettet in Textilien, Vliesen und Papieren oder Emulsionen zum Beschichten von Oberflächen erhältlich (Abbildung 6-15).



Abbildungen 6-15:
Verschiedene Handelsformen von Aktivkohle
[Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

Um die Adsorptionsfähigkeit zu vergrößern, können die Kohlen imprägniert werden, wofür üblicherweise alkalische Substanzen wie beispielsweise Kaliumpermanganat Verwendung finden. Imprägnierte Aktivkohlen binden die angelagerten Schadgase durch chemische Reaktion (Chemisorption) meistens irreversibel. Beispielsweise zersetzt mit Kaliumpermanganat (KMnO_4) imprägniertes Granulat Schadstoffe durch chemische Reaktionen, in denen Kaliumpermanganat zu Mangandioxid (MnO_2 ; Braunstein) reduziert wird (Abbildung 6-16). Die elektrolytische Reaktion erfordert die Anwesenheit von Feuchtigkeit.

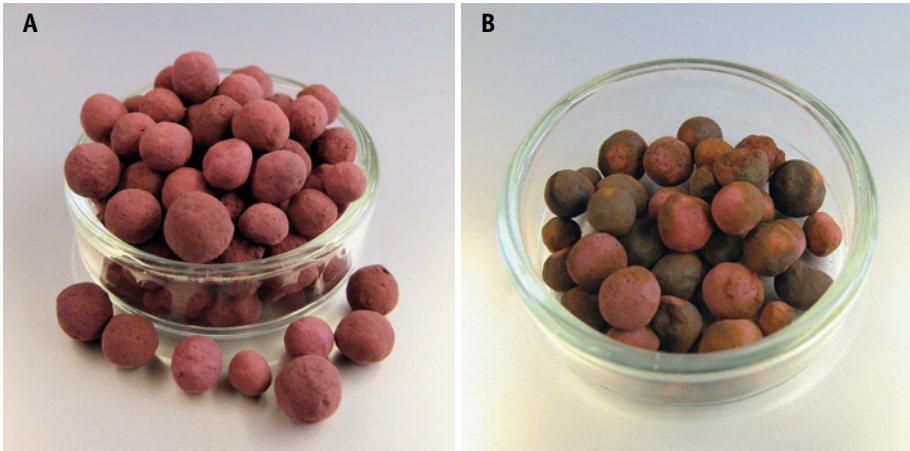


Abbildung 6-16: Verfärbung imprägnierten Aktivkohlegranulats (A) durch Reduzierung des Kaliumpermanganats (KMnO_4) zu Braunstein (MnO_2) (B) [Quelle: Fraunhofer WKI, Braunschweig].

Nicht imprägnierte Kohlen binden dagegen die Zielsubstanzen durch Physisorption. Zwar haben diese den Vorteil, dass sie thermisch regeneriert werden können, allerdings können sie vormals adsorbierte Verbindungen bei Eintreten einer Sättigung oder geänderten Umgebungsbedingungen (z. B. Änderungen der relativen Luftfeuchte) wieder freisetzen. Hierzu zählen ansteigende Temperaturen und folglich Änderungen der relativen Luftfeuchte sowie eine größere Affinität der betreffenden Aktivkohle gegenüber einer anderen chemischen Verbindung [Grosjean und Parmar, 1991]. Somit können Aktivkohlen als Sekundärquelle fungieren und müssen in regelmäßigen Abständen ausgetauscht werden.

Die Wirksamkeit eingebrachter Sorbentien ist allgemein immer von den individuellen Bedingungen und der Tendenz der Gase abhängig, mit den größten und am leichtesten zugänglichen Oberflächen zu reagieren. Da die Exponate selbst eine reaktive Oberfläche darstellen, sollte durch ausreichendes Einbringen von Adsorbentien die Senkenfunktion der Objekte gemindert werden. Sorbentien sollten daher frei zugänglich sein, um in ungehindertem Kontakt zur Umgebungsluft zu stehen und mit großer Oberfläche ausgelegt werden. Deponieren unter Sockeln oder hinter Rückwänden und Bespannungen mindern die Effektivität [Grosjean und Parmar, 1991]. Auch mit kaschierten Bohrungen, die eine ausreichende Luftzirkulation gewährleisten sollen, geht eine Verringerung der Adsorptionsrate im Gegensatz zum nicht abgedeckten Sorbenz einher. Aufgrund chemischer Reaktionen ist ein direkter Kontakt zwischen dem Exponat und Adsorbentien zu vermeiden.

Untersuchungen von Grosjean und Parmar [1991] zeigten, dass sich die Adsorption luftgetragener Schadgase durch unbehandelte Aktivkohle schneller als beim Einsatz imprägnierter Aktivkohlen vollzieht. Nach Hatchfield [2002] werden sie dennoch häufig in Luftreinigungssystemen aufgrund ihrer Verfügbarkeit, leichten

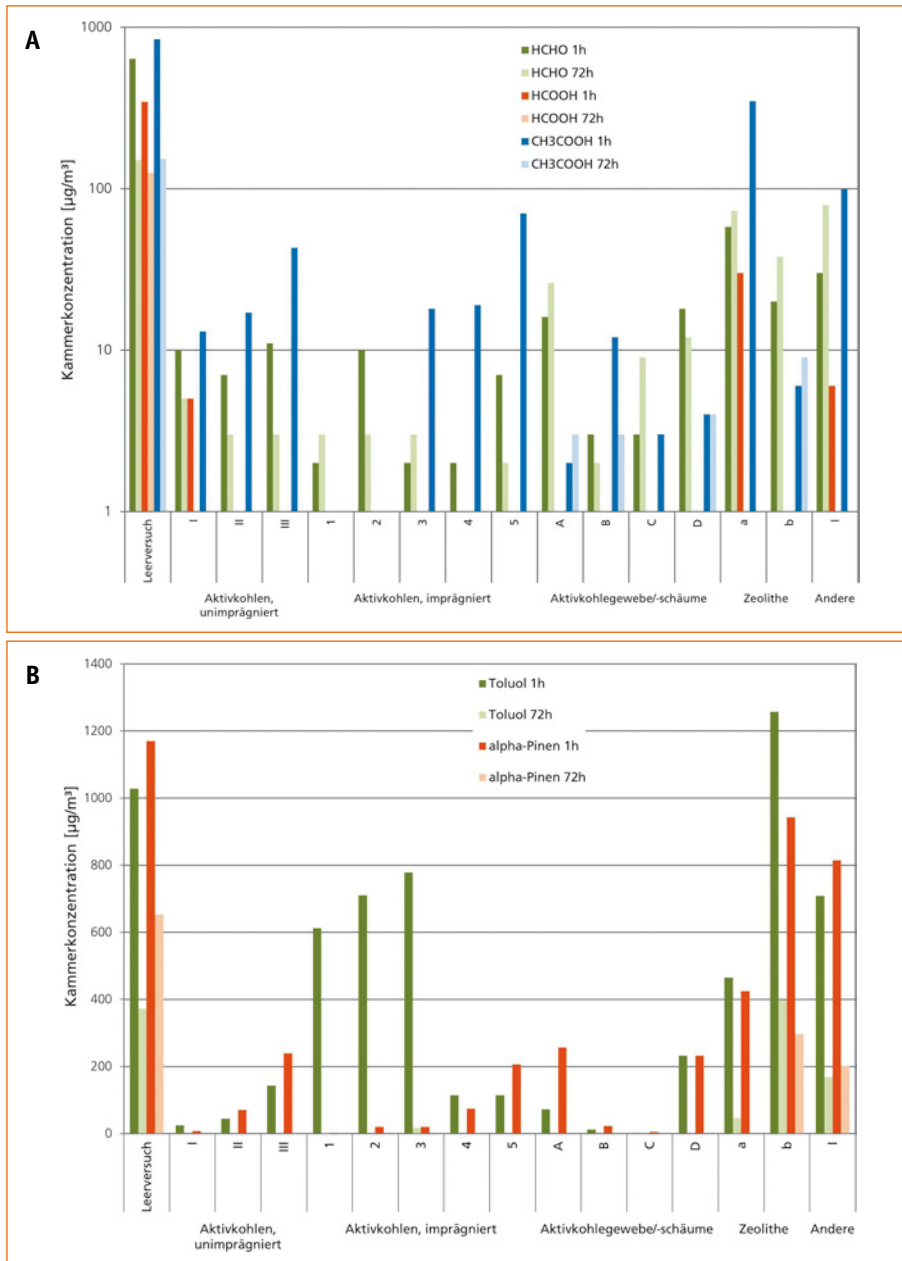


Abbildung 6-17: A: Filterung von Formaldehyd (HCHO), Ameisensäure (HCOOH) und Essigsäure (CH₃COOH) sowie von B: Toluol und α -Pinen durch verschiedene Filtermaterialien unter passiven (statischen) Bedingungen über einen Zeitraum von 1 h und 72 h.

Handhabbarkeit und der Irreversibilität des Adsorptionsmechanismus eingesetzt. In dem von der Europäischen Kommission geförderten Forschungsprojekt MEMORI (Measurement, effect assessment and mitigation of pollutant impact on movable

cultural assets. Innovative research for market transfer; 2010–2013) wird die Filtereffizienz verschiedener Adsorbentien untersucht. Laborversuchen zufolge ist eine schnelle Reduzierung von Schadstoffen sowohl durch reine als auch durch imprägnierte Aktivkohlen zu erreichen. Eigens für den Einsatz im Museumsumfeld hergestellte Textilien, Kartone und Matten filterten weniger gut. Auch die nachfolgend beschriebenen Zeolithe zeigten eine weniger gute Filterleistung als die Aktivkohlen. Allerdings ist festzuhalten, dass nicht jeder Adsorber jede Substanz in gleichem Maß filterte, so dass entweder im Vorfeld eine Untersuchung der Luftqualität erfolgen muss oder Mischungen verschiedener Adsorber eingesetzt werden können [Schieweck, 2011; 2012]. Die Filterwirkung verschiedener Adsorber unter passiven (statischen) Bedingungen ist in Abbildung 6-17 dargestellt.

6.2.2 Zeolithe

Unter dem Begriff der Zeolithe wird eine Stoffgruppe der kristallinen Alumosilikate zusammengefasst, die natürlich vorkommen und auch künstlich hergestellt werden können. Aufgrund ihrer Eigenschaft, Wasser und andere niedrig-molekulare Substanzen adsorbieren und unter Hitze wieder desorbieren zu können, eignen sie sich sehr gut für die Anwendung als Adsorptionsmittel. Die Kristallstruktur wird dabei weder verändert noch zerstört. Neben natürlich vorkommenden Zeolithen wurden bislang mehr als 130 verschiedene Typen synthetisiert [Guisnet und Gilson, 2002].

Zeolithe verfügen über eine mikroporöse Gerüststruktur aus AlO_4 - und SiO_4 -Tetraedern. Es lassen sich verschiedene Gerüstarten differenzieren. Der »Atlas of zeolite framework types« beschreibt alle beobachteten Strukturtypen, denen ein aus drei Buchstaben bestehender Code von der sogenannten »Structure Commission of the International Zeolite Association (IZA)« vergeben wurde. Der Atlas, dessen Daten kontinuierlich aktualisiert werden und auch online einsehbar sind (www.iza-structure-org/databases/), stellt damit die wichtigste Informationsquelle über Zeolithstrukturen dar [Baerlocher et al., 2007; Čejka et al., 2010].

Die Al- und Si-Atome der tetraedrischen Struktur sind untereinander durch Sauerstoffatome verbunden, so dass sich Poren und/oder Kanäle bilden, durch die Moleküle mit einem geringeren Durchmesser passieren können. Aufgrund dieser Selektivität gehören natürliche und synthetische Zeolithe zur Gruppe der Molekularsiebe. Die geeignete Auswahl von Molekularsieben ermöglicht eine gezielte Separierung von Molekülen unterschiedlicher Größe. Moleküle werden durch Chemiesorption und, in geringerem Maße, durch Physisorption an das Zeolith gebunden. Molekularsiebe liegen in gepulverter, Stäbchen- oder Perlform vor. Die gängigsten Porenweiten sind 3 Å, 4 Å, 5 Å und 10 Å. Nach dieser wird die Adsorptionsfähigkeit der Zeolithe eingeteilt, siehe Tabelle 6-8. Darüber hinaus gibt es Bemühungen, Zeolithe in Innenraumprodukte zu integrieren, um eine effektive Adsorption von Schadgasen zu erreichen.

Eine Regeneration der Molekularsiebe kann u. a. durch kontrolliertes Erhitzen auf 350–400 °C, Ausgasen im Vakuum oder Ausspülen erfolgen [Römpf Lexikon Chemie, 1995]. Der Erwärmungsprozess muss allerdings langsam vollzogen werden, um eine schnelle Alterung oder Zerstörung des Molekularsiebes zu vermeiden. Nach Bützer und Keßler [2001] können Zeolithe auch den Stickstoffdioxid-Gehalt in der Luft reduzieren und damit wirksam zur Aufbewahrung von Celluloidobjekten beitragen.

Tabelle 6-8: Porenweiten und Adsorptionskapazitäten von Zeolithen.

Porenweiten [Å]	Eigenschaften
3	Adsorption von NH_3 , H_2O , geeignet für trockene polare Lösemittel
4	Adsorption von H_2O , CO_2 , SO_2 , H_2S , C_2H_4 , C_2H_6 , C_3H_6 , keine Adsorption von C_3H_8 und höheren Kohlenwasserstoffen; geeignet für trocknende unpolare Lösemittel und Gase
5	Adsorption linearer Kohlenwasserstoffe (bis zu $n\text{-C}_4\text{H}_{10}$), Alkohole (bis $\text{C}_4\text{H}_9\text{OH}$), Mercaptane (bis $\text{C}_4\text{H}_9\text{SH}$). Keine Adsorption cyclischer Substanzen $> \text{C}_4$.
8	Adsorption von verzweigten Kohlenwasserstoffen und aromatischen Kohlenwasserstoffen, geeignet für trocknende Gase.

6.2.3 Photokatalytische Materialien

Innenraumprodukte, wie beispielsweise Farben, Tapeten oder Textilien, werden vermehrt mit photokatalytisch aktiven Mineralien ausgestattet, um einen reaktiven Abbau von luftgetragenen Schadstoffen zu erzielen. Am häufigsten wird hierfür Titandioxid (TiO_2) eingesetzt, das in der Natur in den drei Modifikationen Rutil, Anatas und Brookit vorkommt. Als Weißpigment in der Malerei wird überwiegend Rutil eingesetzt. Bei Photokatalysatoren auf TiO_2 -Basis handelt es sich häufig um Anatas [Carp et al., 2004]. Unter Einstrahlung von ultravioletter (UV) Licht werden an der Oberfläche des Titandioxids organische Substanzen durch chemische Reaktionen zersetzt. Durch Dotierung mit Fremdatomen lässt sich die Absorption von TiO_2 in den sichtbaren Bereich verschieben, was prinzipiell die Anwendung von Photokatalysatoren im Innenraum ermöglicht. Durch ablaufende Nebenreaktionen können allerdings unerwünschte Nebenprodukte gebildet werden. So konnten Günschera et al. [2009] Formaldehyd und Essigsäure als Emissionsprodukte photokatalytisch aktiver Fliesen nachweisen. Salthammer und Fuhrmann [2007] fanden eine Reihe von Sekundärsubstanzen bei der Untersuchung einer photokatalytisch aktiven Wandfarbe. Die genannten Nachteile lassen den Einsatz von photokatalytisch ausgerüsteten Bauprodukten im musealen Bereich als fraglich erscheinen.

6.2.4 Klimasysteme/Sauerstoffabsorber

Die Aufbewahrung von Sammlungsgut in einer inerten bzw. sauerstoffarmen Atmosphäre kann aus unterschiedlichen Gründen konservatorisch wünschenswert und sinnvoll sein. Oxidationsprozesse von Metallen, photolytische oder oxidative Abbauprozesse natürlicher und synthetischer Polymere können reduziert bzw. verlangsamt werden, mikrobielles Wachstum und Befall von Schadinsekten werden gehemmt oder vollständig eliminiert [Gilberg und Grattan, 1994; Grattan und Gilberg, 1994]. Ein weiterer Aspekt ist der langfristige Erhalt luftempfindlicher Materialien. Zur Schadstoffminderung oder zur Klimatisierung bieten einige Hersteller Vitrinen mit Stickstoffmodulen und/oder mit Reinluft- und/oder Befeuchtungsmodulen an. Die Reinluftzufuhr erfolgt in den meisten Fällen über ein Kreislaufsystem. Luft aus dem Vitrineninneren wird abgeführt und nach dem Passieren von Partikelfiltern als gereinigte und/oder konditionierte Frischluft wieder in den Vitrineninnenraum eingeleitet. Ein dabei entstehender leichter Überdruck lässt Luft und Staub aus dem umgebenden Außenraum nicht in das Vitrineninnere gelangen. Um Feuchtigkeitsschwankungen zu vermeiden, ist eine Konditionierung der zugeführten Luft möglich. Darüber hinaus kann das Vitrineninnere durch die entsprechende Technik auf einer bestimmten Temperatur gehalten oder ein sauerstoffarmes, trockenes Innenraumklima erzeugt werden. Dafür werden die Aufbewahrungsbehältnisse mit einem Stickstoffmodul ausgestattet. Kommerziell erhältliche Geräte können zusätzlich über einen Temperatur- und Feuchtesensor zwecks Überwachung und Regulierung des Restsauerstoffgehalts und der klimatischen Parameter verfügen. Die Stickstoffkonzentration ist üblicherweise $\geq 99,5\%$. Entsprechende Module finden sich meistens eingebaut in der Sockelzone einer Vitrine oder, bei Ganzglasvitrinen, unterhalb des Fußbodens. Darüber hinaus ist die Installation eines zentralen Systems möglich, das mehrere Vitrinen gleichzeitig versorgt.

Neben der Aufbewahrung von sauerstoffempfindlichem Sammlungsgut unter Inertgas bietet der Einsatz von Sauerstoffabsorbern eine vergleichsweise kostengünstige und einfach zu handhabende Möglichkeit. Insbesondere zum Ageless® Absorber (Mitsubishi Gas Chemical America, Inc.) wurden in den 1990er Jahren die Anwendungsparameter untersucht und publiziert [Grosjean und Parmar, 1991; Lambert et al., 1992; Gilberg und Grattan, 1994; Grattan und Gilberg, 1994]. Ursprünglich für die Konservierung von Lebensmitteln entwickelt, besteht der Absorber aus Eisenpulver, das geringe Mengen an Schwefel enthält und mit Seesalz (Natriumchlorid) beschichtet ist. Das Eisenpulver ist mit einem feuchtigkeitsspeichernden Material vermischt (z. B. mit einem Zeolith), das wiederum mit einer gesättigten Natriumchlorid-Lösung imprägniert ist. Das Salz dient als Elektrolyt. Der Absorber ist in sauerstoffdurchlässige Beutelchen eingeschweißt [Elert und Maekawa, 2000]. In Anwesenheit von Feuchtigkeit reagiert das Eisen mit dem Luftsauerstoff und bildet Oxide. Eine optimale Absorption ist bei einer relativen Luftfeuchte von 53% oder höher zu erreichen [Lambert et al., 1992]. Die ablaufende elektrochemische Reaktion wurde durch Grattan und Gilberg [1994] beschrieben. Hauptkorrosionsprodukte sind

Magnetit (Fe_3O_4) und Akaganite ($\beta\text{-FeOOH}$). Der Sauerstoffabsorber wird gemeinsam mit dem Objekt luftdicht eingeschweißt. Die Reaktion mit Sauerstoff verläuft stark exotherm ($T > 40^\circ\text{C}$) unter Abgabe von Wasserstoff (Ausgleichsfeuchte von Ageless® bei Raumtemperatur: 75%), da das im Absorber enthaltene Wasser nur teilweise bei der Reaktion benötigt wird. Mit Reduzierung des Sauerstoffgehaltes ($< 0,1\%$) erfolgt gleichzeitig eine Minderung der Feuchtigkeitsabgabe bis zum Einstellen eines Gleichgewichtes zwischen der relativen Luftfeuchte und dem Feuchtegehalt des Absorbers [Elert und Maekawa, 2000]. Ein direkter Kontakt des Exponats mit dem Absorberbeutel ist daher zu vermeiden. Bei der Aufbewahrung hygroskopischer Materialien ist ggf. zusätzlich ein Feuchtigkeitspuffer zur Vermeidung von Schäden infolge von Dimensionsänderungen zuzufügen [Grattan und Gilberg, 1994]. Die Sauerstoffkonzentration im Behältnis kann durch tablettenförmige Indikatoren auf Basis von Methylenblau (sogenanntes »Ageless® eye«) verfolgt werden, die bei geringen Konzentrationen pink sind und mit ansteigendem Sauerstoffgehalt blau umschlagen.

Vom gleichen Hersteller sind auch die Absorber RP-K und RP-A zu beziehen. Die aktive Komponente des RP-Systems besteht aus einer ungesättigten organischen Substanz [Elert und Maekawa, 2000]. RP-K absorbiert neben Sauerstoff durch einen Aktivkohleanteil auch verschiedene Schadgase (SO_2 , HCl , NH_3), ohne die relative Luftfeuchte im Behältnis zu beeinflussen. Dagegen bewirkt der Absorber RP-A auch eine Senkung der relativen Luftfeuchte auf weniger als 10% [Elert und Maekawa, 2000; Unger, 2002].

Weitere Produkte sind FreshPax (Multisorb Technologies, Inc., USA) und ATCO FTM 2000 (Standa Industrie, Frankreich), die zwar weniger Wasserstoff als Ageless® abgeben, dafür durch die Emission schwefliger Gase die Korrosion von Metallen hervorrufen kann. Die Absorptionsgeschwindigkeit der einzelnen Produkte variiert und ist abhängig von der Temperatur und der relativen Luftfeuchte [Elert und Maekawa, 2000].

6.2.5 Sperrschichten

Neben dem Einbringen adsorptiver Materialien zur Reduzierung von Schadgasen, wird in der Literatur auch das Aufbringen geeigneter Sperrschichten empfohlen. Tétreault [2003] schlägt das Applizieren von Aluminiumfolie oder Beschichtungen (Farben, Lacke) für Holz und Holzwerkstoffe aufgrund ihres Korrosionspotenzials für in unmittelbarer Nähe aufbewahrte Exponate vor. Nach Burke [1992] und Thickett [1998] eignen sich besonders Aluminiumfolien, die auf einer Seite mit Kunststoff und auf der anderen Seite mit Nylon beschichtet sind (z. B. Marvelseal®, Marvelguard®). Nylon schützt die Folie vor dem Zerreißen, während die mit Kunststoff beschichtete Seite durch Aufbügeln unter Druck und Wärme die Aluminiumfolie mit der emittierenden Fläche verklebt. Da die Oberfläche der aufgetragenen Folie empfindlich gegenüber mechanischem Einwirken ist, ist (auch aus ästhetischen

Gründen) ein zusätzlicher Überzug mit farbechten und emissionsarmen Textilien oder Pappen möglich. Zwischen der Aluminiumfolie und dem Bezug kann zusätzlich eine polsternde Schicht aus Polyester-Watte eingebracht werden. Bei der Verklebung ist auf emissionsarme, säurefreie Klebstoffe zu achten. Reißzwecken u. ä. beschädigen die Sperrschicht und sollten daher nicht verwendet werden. Überzüge mit Farben und Firnissen sind weniger effektiv als das Aufbringen von Aluminiumfolie. Direkter Kontakt zwischen Sperrschicht und Objekt ist zu vermeiden.

Bei dieser Vorgehensweise ist zu beachten, dass die Beschichtungen und die zum Applizieren verwendeten Klebstoffe selbst chemische Verbindungen freisetzen und damit zu einer unerwünschten Schadgaskonzentration beitragen können. Nicht selten werden durch entsprechende Maßnahmen die Emissionen verstärkt und die Raumluftqualität negativ beeinflusst. Weiterhin können sich durch Alterungsprozesse, äußere Einflüsse und mechanische Belastungen die Beschichtungen bzw. das Klebemittel zersetzen, unerwünschte Eigenschaften annehmen und somit die Effizienz der Maßnahme verringern [Lee und Thickett, 1996].

Dampfsperren sollten aus einem stabilen, inerten Material sein, da sie lediglich die Transportgeschwindigkeit der Schadgase reduzieren, ohne sie herauszufiltern. Das Applizieren von Sperrschichten ist daher als sehr kritisch zu betrachten. Es sollte äußerst gut durchdacht werden und umsichtig erfolgen. Als sicherste Variante zur Reduzierung bzw. Vermeidung von Emissionen ist daher grundsätzlich der Austausch ungeeigneter Werkstoffe bzw. die Verwendung emissionsarmer Materialien anzusehen.

6.3 Dekontaminationsmöglichkeiten

Angesichts der Belastung der menschlichen Gesundheit und der Umwelt, die von kontaminierten Sammlungen ausgeht, werden Möglichkeiten der substanzschonenden, aber wirkungsvollen Entgiftung (Dekontamination) gesucht, um die Exponate wieder zugänglich machen zu können, ohne gesundheitliche Folgewirkungen fürchten zu müssen. Einen umfassenden Übersichtsartikel zu den bisherigen Ansätzen und Verfahren hat zuletzt Unger [2012] publiziert, auf dessen Veröffentlichung die nachfolgenden Ausführungen überwiegend basieren. Ein Merkblatt zur Dekontamination wird derzeit von der Wissenschaftlich-Technischen Arbeitsgemeinschaft für Bauwerkserhaltung und Denkmalpflege (WTA) erarbeitet. Bei den nachfolgend vorgestellten Ansätzen zur Dekontaminierung handelt es sich überwiegend um Oberflächenreinigungsverfahren. Diese können eine temporäre Abreicherung ermöglichen, aber keine Tiefenwirkung erzielen. Aufgrund des erneuten Migrierens bzw. Ausgasens biozider Wirkstoffe in oberflächennahe Schichten oder an Oberflächen müssen diese Maßnahmen daher periodisch wiederholt werden. Grundsätzlich gilt eine umfassende Prüfung des kontaminierten Materials, bevor die Entscheidung für eine Behandlungsmethode getroffen wird, um die Matrix, Fassungen oder aufgebrachten Schmuckelemente und Verzierungen nicht zu beeinträchtigen oder zu

schädigen. Einige Methoden eignen sich daher für konstruktive Bauteile besser als für Sammlungsgut.

6.3.1 Mechanische und abrasive Verfahren

Als mechanische Verfahren bieten sich zur Reduzierung der Kontamination einer Objektoberfläche reine Entstaubungsmaßnahmen oder abrasive Methoden an. Da ungefähr 90 % der Gesamtmenge an Bioziden in den meisten Hölzern innerhalb der obersten 5 mm nachzuweisen sind, wird bei abrasiven Verfahren eine dünne Schicht der Oberfläche entfernt [Unger, 2012].

Oberflächenreinigung/Entstaubung

Die Oberflächenreinigung zielt auf die Entfernung kontaminierten Staubes ab. Eine solche Maßnahme kann nur eine temporäre Verringerung ermöglichen, da aufgrund des Dampfdruckes erneut biozide Wirkstoffe aus der Matrix an die Objektoberfläche gelangen und zu einer neuen Kontamination des hier abgelagerten Staubes führen. Die Entstaubung kann trocken in Verbindung mit einer gut gefilterten Absaugung erfolgen. Nach Unger [2012] empfehlen sich HEPA- (*High Efficiency Particulate Air*) Filter. Der abgesaugte Staub muss in speziellen Staubsaugerbeuteln gesammelt werden, deren Material reißfest ist und deren Öffnung sich staubfest verschließen lässt.

Laserreinigung

Für die Abreinigung einer kontaminierten Oberfläche werden kurze Laserpulse (ca. 10 ns) von hoher Energie eingesetzt, die bevorzugt von dunklem Schmutz und Staubpartikeln absorbiert werden. Bei dieser sogenannten Laserablation wird die Strahlenergie des Lasers auf die oberste Schicht einer Oberfläche übertragen. Die Verdampfungsenergie der Schicht wird dabei überschritten und es kommt zu einem explosionsartigen Abtrag der Schicht. Bei Anwendung eines Neodym-YAG Lasers mit einer Wellenlänge von 1064 nm können oberflächennahe Schichten ohne Beeinträchtigung des darunterliegenden Trägermaterials entfernt werden, da Holz diese Wellenlänge schlecht adsorbiert [Unger, 2012]. Dabei handelt es sich bei kulturhistorischen Objekten meistens um aufliegende Schmutzschichten. Obwohl biozide Ausblühungen diese Wellenlänge nur schlecht absorbieren, ist eine Entfernung der vorliegenden Staub- und Rußpartikel in der Schmutzschicht biozider Wirkstoffe sowie der Reste von Holzschutzmitteln möglich, die die Wellenlänge von 1064 nm gut absorbieren und beim Abtrag die bioziden Wirkstoffe mitreißen. Auch dieses Verfahren beschränkt sich auf die Oberfläche eines Objektes und kann keine Tiefenreinigung erzielen.

Reinigung mit Trockeneis (CO₂)

Eine Abreinigung kontaminierter Oberflächen kann grundsätzlich auch mit Hilfe von Trockeneis (CO₂) erfolgen. Das ursprünglich aus der Militärtechnik zum Ent-

lacken von Flugzeugen entwickelte sogenannte Kältereinigungsverfahren (auch Strahlverfahren genannt) macht sich das Verhärten und Verspröden abzutragender Oberflächenmaterialien bei Konfrontation mit extremer Kälte zunutze. Als Strahlgut dient Trockeneis in Form von Pellets, die in mobilen Strahlanlagen mit Hilfe einer Fördereinrichtung und Druckluft beschleunigt und anschließend durch einen Strahlmittelschlauch und eine Strahlpistole auf die zu reinigende Oberfläche geschossen werden. Die auftreffenden Trockeneispartikel führen zu einer lokalen Unterkühlung des Beschichtungsmaterials im Bereich von wenigen Zehntelmillimetern. Dieses verliert an Elastizität und versprödet. Durch die beim Auftreffen sublimierenden Pellets kommt es zu einer schlagartigen Volumenvergrößerung. Die entstehende Kältewelle fördert den Abschereffekt und führt zum Abtrag der Beschichtung. Gemeinsam mit der Strahlluft ergibt sich unmittelbar nach der Reinigung eine Oberflächentemperatur von minimal -40°C , bei kurzfristiger Anwendung von $+5$ – 10°C . Die erzielte Reinigungswirkung beruht zu ca. 70 % auf Kältearbeit und zu ca. 30 % auf der Einwirkung kinetischer Energie. Im restauratorischen Bereich kann neben der Anwendung des Strahlverfahrens Trockeneis auch lokal appliziert werden. Eine Schädigung der Objektmatrix durch die Abkühlung ist nach bisherigem Kenntnisstand ausgeschlossen. Erste Erfolge konnten bei der Reinigung und Entschichtung von Holzoberflächen erzielt werden [Piening und Schwarz, 1998; Schieweck, 2007]. Eine Aussage über die Effizienz dieses Verfahrens zur Dekontaminierung konnte in der Literatur leider nicht gefunden werden.

Abbeizen

Das Abbeizen ist grundsätzlich eine sehr tiefgreifende Maßnahme und wird in der Konservierung und Restaurierung nur in Ausnahmefällen eingesetzt. Dennoch wird dies als ein Ansatz genannt, biozidbelastete Filme oder Anstrichsysteme von Oberflächen zu entfernen. Durch den Auftrag des Abbeizmittels wird der abzulösende Film zerstört und vom Untergrund gelöst. Die Schicht kann mechanisch gelöst oder abgesaugt werden. Auch mit dieser Methode ist eine Tiefenreinigung nicht zu erzielen.

6.3.2 Lösemittelbasierte Reinigungsmethoden

Zu den lösemittelbasierten Reinigungsmethoden zählen die Feuchtreinigung, das Waschen von Oberflächen und die Extraktion. Nach Unger [2012] nimmt die zu erzielende Tiefenreinigung in dieser Reihenfolge zu. Eine feuchte Reinigung kann, wie in der Restaurierung üblich, durch angefeuchtete Watte pads, Kompressen oder Tücher erfolgen. Netz- und Lösemittel können zugegeben werden, wobei die Gefahr besteht, dass Oberflächenschichten angelöst und organische Trägermaterialien angequollen werden. Auch können Lösemittel tief in die Matrix eindringen und hier zurückbleiben oder Reste früherer, eingebrachter Holzschutzmittel anlösen, die wiederum eine Migration biozider Wirkstoffe verursachen können. Da die meisten Organochlorbiozide nur schlecht wasserlöslich sind, fungiert das Lösemittel meistens ausschließlich als Transportmedium für eigentlich nicht-lösbaren Staub und Schmutz.

Vakuumwaschverfahren

Beim Vakuumwaschverfahren wird eine Feuchtreinigung einer Oberfläche mit einer Reinigung unter Vakuum kombiniert. Durch einen abgedichteten Sprühkopf wird Wasser auf die zu reinigende Oberfläche aufgebracht und unmittelbar durch Unterdruck wieder entfernt. Das abgesaugte Wasser wird in Spezialbehältern aufgefangen und gesammelt, um einer fachgerechten Entsorgung zugeführt werden zu können. Da der Sprühkopf auf die Oberfläche aufgelegt werden muss, ist dieses Reinigungsverfahren nur für plane, wenig poröse Materialflächen geeignet. Nach Unger [2012] ist mit dem Verfahren eine Reduzierung von DDT und Lindan aus Holzoberflächen um circa 50 % möglich. Eine Erhöhung der Abreicherungsrate auf nahezu 70 % kann durch Zugabe von waschaktiven Substanzen erreicht werden, eine verstärkte Abreicherung von PCP ist nicht möglich. Auch Wörle et al. [2012] bewerten das Verfahren als verlässliche Methode zur Entfernung oberflächlicher Biozide und partikelgebundener Schadstoffe, das allerdings nicht zur Dekontamination tiefer liegender Bereiche, z. B. in der Holzmatrix, geeignet ist.

Dekontamination mit superkritischem Kohlendioxid (CO₂)

Ein weiterer Ansatz der Dekontamination von Sammlungsgut ist das Herauslösen der bioziden Wirkstoffe aus der festen Matrix. Diesbezüglich wurde in den vergangenen Jahren superkritisches Kohlendioxid (CO₂) auf Grenzen und Möglichkeiten des Einsatzes untersucht [Unger, 1998; Tello et al., 2005]. Das Prinzip basiert auf der Extraktion der nicht fest im Trägermaterial vorliegenden Wirkstoffe durch das als Lösemittel fungierende Kohlendioxid im superkritischen Zustand. Gemäß des Phasendiagramms (Abbildung 6-18) liegt Kohlendioxid unter atmosphärischen Normalbedingungen gasförmig vor und kann durch Druckerhöhung in den festen Zustand übergehen. Trockeneis hat eine Temperatur von -78 °C und kann schlagartig sublimieren (s. o.). Bei einem Druck von 73,8 bar und einer Temperatur von 31 °C liegt Kohlendioxid als superkritisches Fluid vor.

Dieses Fluid vereint die Eigenschaften von Gasen und Flüssigkeiten und eignet sich daher sehr gut als Lösemittel für Hochdruckextraktionen. Aufgrund der gasähnlichen geringen Viskosität und der sehr geringen Oberflächenspannung kann superkritisches CO₂ schnell in poröse Materialien penetrieren und ist durch seine flüssigkeitsähnliche Dichte ein gutes Lösemittel für unpolare organische Verbindungen [Tello et al., 2005]. Durch einen geschlossenen Kreislauf ist eine gesundheitliche Gefährdung während des Extraktionsprozesses auszuschließen, die herausgelösten Biozide werden abgeführt und als Sondermüll entsorgt [Winkler et al., 2002]. Eine Entfernung biozider Wirkstoffe ist möglich, sofern sie nicht fest an die Matrix gebunden sind, wie es für anorganische Biozide gilt [Unger, 2002]. Die umfassendste Untersuchung über den zu erzielenden Reinigungsgrad und mögliche Auswirkungen auf kulturhistorisches Sammlungsgut wurde bislang von Tello [2006] durchgeführt. Demzufolge sind bezüglich Reinigungsgrad und Beeinträchtigungen große Unterschiede zwischen einzelnen Objektgattungen ersichtlich. Poröse Materialien sind leichter zu reinigen, da das superkritische CO₂ besser in die Matrix eindringen kann. Materialien, die

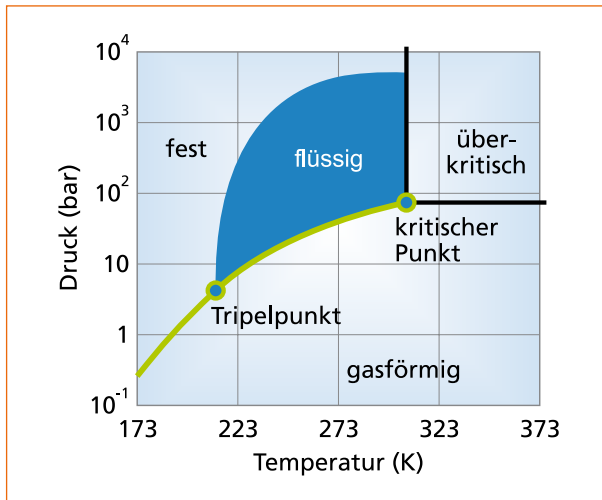


Abbildung 6-18:
Phasendiagramm von
Kohlendioxid (CO₂).

überwiegend aus Polysacchariden bestehen, sollten nicht mit superkritischem CO₂ extrahiert werden, da durch die Absonderung verschiedener Komponenten signifikante Veränderungen im Erscheinungsbild und in den mechanischen Eigenschaften zu beobachten sind. An primär aus Proteinen bestehenden Stoffen mit nur geringen Anteilen an Ölen und Fetten ist keine Schädigung zu erwarten, insofern sie glatte, nicht poröse Oberflächen aufweisen. Andernfalls werden Materialkomponenten, wie Fette und Proteinbestandteile, durch die Behandlung entfernt. Anorganische Werkstoffe erscheinen derzeit am stabilsten. Die höchste Dekontaminationsrate liegt für Quecksilber bei 79 %–90 %, für DDT bei nahezu 100 % und auch für Lindan ist eine beachtliche Reduzierung zu erreichen. Dagegen wird PCP nur teilweise entfernt, während für die Extraktion von Arsen Zusatzstoffe (Ethanol, Ethanol/Trimercaptotriazin) notwendig sind [Tello et al., 2005; Tello, 2006].

6.3.3 Thermische Verfahren

Thermische Verfahren nutzen die Dampfdruckerhöhung von Bioziden aus, um diese in oberflächennahen Schichten kontaminierter Hölzer zu mobilisieren. Das Verfahren wird ebenfalls für die Abtötung von Schadinsekten in Holz verwendet. Zur Behandlung konstruktiver Hölzer wird die Luft direkt in das Gebäudeinnere eingeleitet, mobile Objekte werden in eine Wärmekammer gebracht. Temperatur und relative Luftfeuchte in der Kammer sowie die Kerntemperatur des behandelten Objektes werden kontinuierlich überprüft, um durch Nachregulierung der Parameter Materialschäden zu vermeiden. Da DDT einen niedrigen Dampfdruck besitzt, ist diesbezüglich die Effizienz des Verfahrens fraglich [Unger, 1998; Unger et al., 2001].

Darüber hinaus gibt es weitere thermische Verfahren, die grundlegend den gleichen Mechanismus nutzen und im Nachfolgenden kurz charakterisiert werden.

Verfahren auf Basis von Mikrowellen

Auch durch den Einsatz von Mikrowellen soll der Dampfdruck der in der Matrix vorliegenden bioziden Wirkstoffe erhöht und somit ein beschleunigtes Ausgasen erreicht werden. Folglich eignet es sich primär für leichtflüchtige Verbindungen. Die aus dem Material in die Gasphase freigesetzten Substanzen müssen abgesaugt werden. Die Mikrowellen werden meistens mittels tragbarer Hochfrequenzgeräte erzeugt, üblicherweise von 2,45 GHz und einer Wellenlänge von nahezu 12,2 cm. Das Verfahren eignet sich für konstruktive Hölzer, die Bearbeitungszeit ist von der Holzdichte und -feuchte sowie der Menge der nachgewiesenen bioziden Wirkstoffe abhängig. Allerdings sollte die erzielte Temperatur max. 100 °C betragen. Die Methode ist derzeit noch nicht ausreichend geprüft. Eine grundlegende Voruntersuchung des zu behandelnden Materials ist unverzichtbar, um Brandrisiken, beispielsweise durch Metallteile, aber auch gesundheitliche Auswirkungen auszuschließen [Unger, 2012].

Vakuundesorption

Durch Anlegen eines Unterdrucks (≤ 150 mbar) und Erhöhung der Temperatur (≥ 35 °C) soll der Gehalt an flüchtigen bioziden Wirkstoffen reduziert werden, um die Freisetzung in die Umgebungsluft zu verringern. Die relative Luftfeuchte muss dabei, ähnlich zu den thermischen Verfahren, verhältnismäßig konstant bleiben (45–65 %), um Änderungen der Materialfeuchte und folglich Dimensionsänderungen des Objektes zu verhindern [Unger, 2012]. Das beschleunigte Verdampfen flüchtiger Biozide wird durch eine Veränderung der Partialdrücke der Verbindungen bei gleichzeitig konstantem Partialdruck des Wasserdampfs ermöglicht. Dadurch sollen Dimensionsänderungen des Gegenstands bei gleichzeitiger Mobilisierung der flüchtigen Verbindungen verhindert werden. Die Behandlung erfolgt berührungsfrei in stationären oder mobilen Unterdruckkammern. Nach Unger [2012] ist eine Reduzierung von schwerflüchtigen Verbindungen, wie beispielsweise DDT, mit dieser Technik kaum möglich.

6.3.4 Maskierungsmethoden

Maskierungen werden primär an konstruktiven Bauteilen angebracht und sollen das Ausdampfen der bioziden Wirkstoffe in die Umgebungsluft vermeiden bzw. reduzieren und somit eine Kontamination von Gas- und Staubphase ausschließen. Als Maskierungsmittel kommen undurchlässige Metallfolien, wie z.B. Aluminiumfolie oder vielschichtige Plastikfilme, laminierte Gipskartonplatten, Anstrichsysteme oder mit adsorptiven Materialien ausgestattete Textilien, Schäume und Matten zur Anwendung. Beim Anbringen von Maskierungsmaterialien, mit Ausnahme von Anstrichsystemen, ist auf dichte Verklebungen der Stoßfugen und Wandanschlüsse zu achten, um eindringende Feuchtigkeit und folglich die Entwicklung und Ausbreitung holzerstörender Mikroorganismen zu verhindern. Bei der Befestigung sollten die Materialien nicht beschädigt werden, wie es beispielsweise durch Bohrungen oder Nägel geschieht, da an diesen Schwachpunkten ein Luftaustausch mit der

Umgebung ermöglicht wird und damit auch ein Feuchteeintrag möglich ist. Der Einsatz von Maskierungen ist grundsätzlich als temporärer Schutz zu betrachten, da die Materialien durch Sättigung der Filterleistung oder Materialermüdung ausgetauscht bzw. ersetzt werden müssen. Darüber hinaus liegen nur unzureichende Erkenntnisse über die Langzeitstabilität bzw. das Alterungsverhalten von Maskierungsmitteln vor [Unger, 2012]. Der Einsatz auf kulturhistorisch wertvollen Oberflächen ist durch die Abdeckung dieser oder Veränderungen des Erscheinungsbildes (Glanzgrad, Farbwerte) durch nicht-reversible Anstrichsysteme nahezu ausgeschlossen.

6.3.5 Mikrobielle Methoden

Mit Teeröl oder PCP belastetes Altholz kann durch enzymatische oder bakterielle Reaktionen unter Bildung von Metaboliten entgiftet werden. Nach Unger [1998] konnte in ersten Versuchen Erfolg bei der Reduzierung des DDT- und Lindan-Gehaltes in kontaminierten Hölzern durch Einsatz bestimmter Weißfäulepilze erzielt werden. Der bisher ersichtliche Nachteil liegt in der Begrenzung der Wirksamkeit auf den unmittelbar an die Oberfläche angrenzenden Bereich (Tiefe von 1–2 mm). Des Weiteren sind Aspekte der Haltbarkeit, Wirksamkeit und Applikation der mikrobiellen Präparate zu klären. Die Methode ist noch unausgereift und wurde bislang kaum erprobt.

6.4 Präventionsstrategien

Gerade im Zuge von Baumaßnahmen und Neuausstattungen werden Auftragnehmer mit konkreten Fragen nach der Materialauswahl konfrontiert. Dabei müssen sowohl konservatorische als auch ästhetische Kriterien berücksichtigt werden, deren Anforderungen einander diametral gegenüber zu stehen scheinen. Zudem sind mit der messtechnischen Überprüfung von Materialemissionen und Luftqualität zwangsläufig verbundene Kosten häufig nur schwer durchzusetzen, da die Vermeidung von Schadstoffen im Sinn der Präventiven Konservierung primär eine abstrakte Problematik ist, die, solange kein sichtbares Schadensbild vorliegt, nur selten anschaulich erfass- und wahrnehmbar ist. Auch erfordert die Komplexität der Thematik eine fundierte Analytik und externes Fachwissen und kann von den im Museumsbereich tätigen Personen nur selten eigenständig bearbeitet werden. Als notwendige Voraussetzung für die Definition von Handlungsstrategien werden häufig Grenz- bzw. Richtwerte angesehen (siehe Kap. 7). Um diese festzulegen, sind allerdings als Basis fundierte Kenntnisse über mögliche Wechselwirkungen zwischen Schadgasen und Objektmaterialien zwingend erforderlich. Bislang sind aber nur vereinzelte Schadensbilder eindeutig auf eine Schadstoffexposition zurückzuführen. Grundsätzlich steht das Thema möglicher Präventionsstrategien in engem Zusammenhang mit der Frage nach qualitätssichernden Maßnahmen. Auf beide Aspekte soll im Folgenden eingegangen werden.

6.4.1 Materialauswahl

Als wesentlicher Bestandteil für eine Qualitätskontrolle sind regelmäßig durchzuführende Emissionsprüfungen von Materialien und Luftanalysen notwendig, die auf standardisierten Untersuchungsmethoden und Probenahmetechniken basieren sollten (vgl. auch Kap. 3.1). Folgende Kriterien können für die Bewertung von Emissionen angelegt werden:

Bekannte Wechselwirkungen mit Sammlungsgut

- beispielsweise die Korrosivität von Essigsäure gegenüber Metallen

Chemische Reaktivität detektierter Verbindungen

- beispielsweise die Hydrolyse organischer Ester oder die Oxidation von Aldehyden

Ausschluss sogenannter KMR-Substanzen

- emittierte Verbindungen, die als giftig, kanzerogen, mutagen oder reproduktionstoxisch eingestuft werden

Ausschluss von als giftig (T) oder sehr giftig (T+) eingestuften Substanzen

Auch wenn es teilweise einen höheren finanziellen und organisatorischen Aufwand bedeutet, ist unbedingt anzuraten, im Vorfeld konsequent auf bekanntermaßen korrosive Materialien und Verbundstoffe zu verzichten und die zur Auswahl stehenden Werkstoffe einem analytischen Prüfverfahren zu unterziehen. Dies gilt angesichts häufiger Produktmodifikationen seitens der Industrie sowohl für gebräuchliche als auch für neue, noch vergleichsweise unbekannte Materialien. Damit werden kostenintensive Nachbesserungen vorhandener Ausstattungen wie Neuanschaffungen, Renovierungsmaßnahmen oder Überarbeitungen vermieden. Die Auswahl von Produkten sollte sich auf wenige Materialien beschränken, um eine möglichst geringe Anzahl an verschiedenen Verbindungen in die Innenluft einzubringen.

Bei der Auswahl von Werkstoffen sollte die Chargen-Nummer erfasst werden. Auch bei der Verwendung bewährter Materialien ist regelmäßig zu überprüfen, ob die Zusammensetzung zwischenzeitlich verändert wurde. Bereits kleine Modifikationen in der Formulierung eines Produktes können sich signifikant auf das Emissionsverhalten (zeitlich/Zusammensetzung) auswirken.

Vor einer Zweitverwendung von Vitrinen oder ähnlichen Behältnissen ist eine genaue Überprüfung der Innenluft in unbestücktem Zustand notwendig, da zum Vitrinenbau verwendete Produkte Schadgase adsorbieren und bei Änderung des Konzentrationsgleichgewichtes in einer anderen Umgebung wieder freisetzen können. Es kann daher zu Schäden kommen, auch wenn de facto keine korrosiven Emissionsquellen bekannt sind.

Umgang mit technischen Merkblättern/Sicherheitsdatenblättern

Häufig erfolgt eine erste Orientierung anhand von technischen Merkblättern oder Sicherheitsdatenblättern, um grundsätzliche Informationen über die Zusammensetzung eines Produktes oder Materials zu erhalten. Zwar können hierdurch erste Kenntnisse über eine Produktformulierung gewonnen werden, allerdings dient die Deklaration von Inhaltsstoffen lediglich der Erfüllung gesetzlicher Vorgaben. Technische Merkblätter und Sicherheitsdatenblätter geben grundsätzlich keine Auskunft über das Emissionspotenzial, den zeitlichen Verlauf der Emissionen und die Art der freigesetzten Verbindungen, das Auftreten von Sekundärprodukten oder die Emission von Geruchsstoffen. Entsprechende Herstellerinformationen sind daher nur begrenzt aussagefähig.

Beurteilung der Aufbewahrungssituation

Nach Tétreault [1994] muss nicht zwangsläufig für jeden Zweck (kurzzeitige oder langfristige Aufbewahrung) das sicherste Material verwendet werden, sondern die Verträglichkeit von Exponat und verwendeten Produkten ist zu gewährleisten. Besteht kein Schadensrisiko, so können theoretisch auch als wenig geeignet angesehene Produkte temporär eingesetzt werden. Auszugehen ist von dem empfindlichsten Objektmaterial bzw. dem Schadgas-Objekt-Verhältnis mit dem größten Korrosionspotenzial [Tétreault, 2003]. Es kann daher sinnvoll sein, Vitrinen und andere Behältnisse nicht vollständig abzudichten, um einen Luftaustausch zwecks Verdünnung der Emissionen zu gewährleisten. Dies gilt insbesondere dann, wenn die Hintergrundkonzentrationen von Schadgasen sehr gering und die klimatischen Bedingungen stabil sind. Neben einer baulichen Lösung (offene Gehrungen) bieten sich auch technische Möglichkeiten an, wie der Einbau eines Lüftungskreislaufs mit Filterung für Staub und Schadstoffe zur Erzeugung einer kontinuierlichen Reinluftzufuhr. Eine Verringerung der Temperatur und der relativen Luftfeuchte kann dabei theoretisch Reaktionsgeschwindigkeiten herabsetzen und folglich Zersetzungsprozesse verlangsamen. Es gilt allerdings zu beachten, dass niedrige Temperaturen auch eine schädigende Auswirkung haben können. So tritt bei Zinnobjekten unterhalb von 13 °C Zinnkorrosion (Zinnpest) ein [Hatchfield, 2002]. Das Canadian Museum of Civilization, Ottawa, bewahrt Puppen aus PVC in Kühlschränken oder Kühltruhen auf, um dem Zersetzungsprozess und Migrieren von Weichmachern vorzubeugen [Tétreault, 2003].

Eine Schwierigkeit stellt in der Regel die gemeinsame Präsentation von Exponaten dar, wenn einige als potenziell korrosive Emissionsquellen für andere Objekte fungieren können. Entsprechende Materialien bzw. Objektgruppen sollten getrennt voneinander aufbewahrt werden. Dies ist allerdings nicht möglich, wenn die Ausstellungsform einer sogenannten Wunderkammer oder eines Kabinettschranks beabsichtigt ist. Aufgrund der Freisetzung schwefliger Gase ist die gemeinsame Aufbewahrung von Wolle oder anderen keratinhaltigen Materialien sowie von archäologischen Nassfunden mit Metallen als problematisch zu betrachten. Hier kann grundsätzlich mit dem Auslegen adsorptiver Materialien gearbeitet werden,

allerdings ist die Anordnung so zu gestalten, dass sich die korrosiven Gase eher an den Adsorber als an die Objektoberfläche anlagern, was zu Schwierigkeiten führen kann [Brimblecombe et al., 1992].

Generell ist der direkte oder unmittelbare Kontakt zwischen Werkstoffen, Bezugsmaterialien, frisch beschichteten Oberflächen und dem Exponat zu vermeiden. Grundsätzlich sollten Exponate nicht auf beschichtete oder andere emittierende Oberflächen gestellt oder befestigt werden. Sammlungsgut sollte daher ausschließlich Kontakt mit inerten Materialien (z. B. Glas, Metall) haben. Wenn dies unvermeidbar ist, sollten möglichst niedrig emittierende Materialien verwendet werden. Bei stark emittierenden Untergründen sind ggf. Absperrungen mit geeigneten Beschichtungen vorzunehmen.

Lüftungszeiten

Häufig wird in der Literatur empfohlen, bei Anwendung nass zu verarbeitender Erzeugnisse (z. B. lösemittelbasierender Farben) bzw. stark emittierender Produkte eine Trocknungs- bzw. Lüftungszeit von mindestens 4 Wochen einzuhalten, bevor die Vitrine oder der Raum mit Exponaten bestückt werden. Die Lüftungstätigkeit über einen längeren Zeitraum soll dem Abklingen der Emissionsrate dienen, die kurz nach der Herstellung eines Behältnisses oder Renovierung eines Raumes als am höchsten angenommen wird. Dabei wird empfohlen, die Zeitspanne in Abhängigkeit von der Art der Beschichtung, der Größe der beschichteten Fläche, dem Volumen des Behältnisses und der aufzubewahrenden Objektgattung zu wählen [Tétreault, 2003].

Eine Reduzierung von Emissionen bzw. Luftschadstoffen durch Lüftung kann wirkungsvoll sein, wenn es sich um Produkte handelt, die physikalisch trocknen und daher kurz nach der Applizierung die höchsten Konzentrationen an luftgetragenen Verbindungen abgeben. Hier sind beispielsweise dünne Nassaufstriche zu nennen. Emissionsvorgänge in trockenen Materialien bzw. aus tieferen Schichten können dagegen durch Diffusionsmechanismen kontrolliert werden [Dunn, 1987; Li et al., 2006]. Letztere können daher zeitverzögert einsetzen bzw. können Produkte mit diffusionskontrollierten Emissionsprozessen eine langfristige Emissionsquelle mit einer scheinbar niedrigen Freisetzungsrate darstellen. Auch schwerflüchtigere Verbindungen können über einen weitaus längeren Zeitraum emittiert werden als flüchtige Substanzen.

Weiterhin ist eine Reduzierung von Emissionen, die als Sekundärprodukte entstehen, kaum durch Ablüften zu erreichen, da diese Verbindungen kontinuierlich nachgebildet werden. Als Beispiel ist hier die Abgabe von Formaldehyd aus Holzwerkstoffen zu nennen, die mit Formaldehyd-basierten Harzen verklebt sind.

6.4.2 Identifizierung von Gefahrenpotenzialen

Bevor Möglichkeiten zum Umgang mit Gefahrstoffen im musealen Umfeld erarbeitet und umgesetzt werden, ist im Vorfeld zu klären, ob und in welchem Umfang eine Gefährdungssituation für das Sammlungsgut durch Schadstoffe besteht. Dafür müssen die Emissionsquellen, das Emissionsverhalten und die Emissionsstärke charakterisiert und die freigesetzten Verbindungen identifiziert werden. Erst wenn diese Punkte geklärt sind, können zielgerichtet Sanierungsmaßnahmen eingeleitet werden. So ist auch die beste Klimatisierung eines Hauses ohne Nutzen, wenn innerhalb von Aufbewahrungsbehältnissen (Vitrinen, Schubladen o.ä.) eine korrosive Atmosphäre herrscht. Blades et al. [2000] haben eine Präventionsstrategie ausgearbeitet, die gemäß Abbildung 6-19 vom Objekt ausgehend zum gesamten Gebäudekomplex erfolgt.

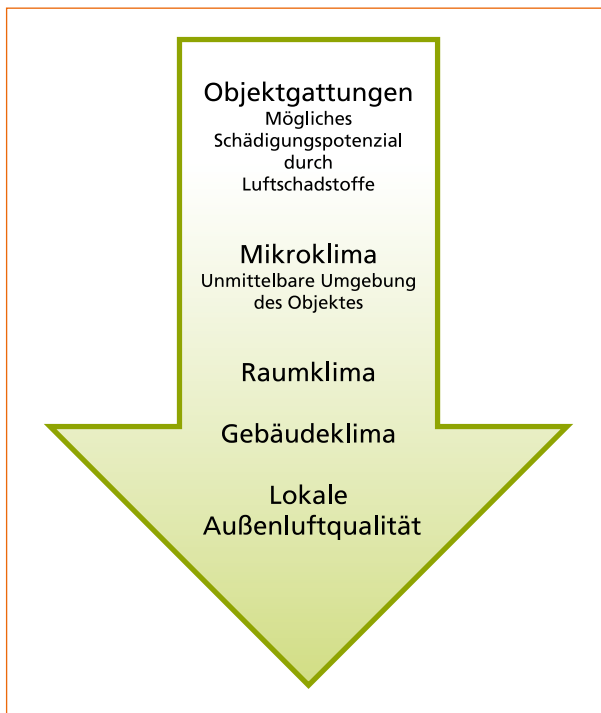


Abbildung 6-19:
Vorgehensweise zur
Identifizierung von
Schadenspotenzialen
[Quelle: Blades et al.,
2000].

Der enge Bezug zum Objekt soll dabei eine effektive Identifizierung der relevanten Substanzen und potenziellen Schadstoffquellen in kurzer Zeit ermöglichen.

Charakteristika des Exponats: Materialzusammensetzung, Zustand, eingebrachte Konservierungs-/Restaurierungsprodukte, Sensibilität gegenüber Schadstoffen (Gase, Partikel), mögliche Wechselwirkungen

Klimatische Parameter (Mikro- und Makroklima): Temperatur, relative Luftfeuchte, Beleuchtung (Lichtstärke, -dauer)

Bauprodukte, Ausstattungsmaterialien (in unmittelbarer Umgebung, im Raum): Materialzusammensetzung, Zustand, Stabilität, Zersetzungs- bzw. Abbauprodukte, welche Verbindungen werden in welchen Konzentrationen unter musealen Bedingungen emittiert?

Im gesamten Gebäude: Identifizierung der Emissionsquellen, Verteilung von Schadgasen, vorhandene Lüftungsmechanismen, Raumaufteilung (Zwischenwände etc.)

Mögliche Wechselwirkungen: Stehen Material und Exponat in direktem Kontakt? Reagiert das aufbewahrte Sammlungsgut sensibel gegenüber den Emittenten der Bauprodukte?

Gebäudestruktur: Baumaterialien, Parameter des Luftaustausches, Art der Belüftung

Lokale Außenluftqualität: Lage des Gebäudes: Stadt, Land, Kreuzung, Straße mit hohem Verkehrsaufkommen, Lage der Fenster; welche Verbindungen treten in welchen Konzentrationen auf?

Nach einer Charakterisierung der Sammlung und des Umgebungsklimas sollte eine genaue Identifizierung der in unmittelbarer Umgebung vorhandenen Materialien erfolgen. Dazu zählen die im Raum verbauten Materialien einschließlich Mobiliar und Aufbewahrungsvorrichtungen. Dabei sollten folgende Fragen beantwortet bzw. die aufgeführten Sachverhalte geklärt werden:

- Welche Objektmaterialien sind vorhanden?
- Welche Objektmaterialien werden gemeinsam aufbewahrt?
- Von welchen Schadstoffen können sie geschädigt werden?
- Sind bereits Schadensbilder vorhanden, die ggf. auf Luftschadstoffe zurückzuführen sind?
- Welche Materialien werden für die Objektaufbewahrung/-präsentation verwendet bzw. dafür in Betracht gezogen?

Identifizierung einer bioziden Kontamination

Hinsichtlich einer bioziden Kontamination werden häufiger Verdachtsmomente geäußert, als dass gesicherte Erkenntnisse über eine Belastung der Sammlung vorliegen. Eine Analyse gibt die verlässlichste Auskunft über eine mögliche Kontamination, ggf. über eine Verteilung von bioziden Wirkstoffen in der Sammlung und über den Grad der Belastung. Um für das Erstellen von Handlungskonzepten und/oder im Vorfeld als Entscheidungshilfe für eine Analyse ein umfassendes Bild über eine mögliche Kontamination zu erhalten, sind alle verfügbaren Informationsquellen einzubeziehen. Dazu gehören primär interne Aufzeichnungen, wie Dokumentationen, Protokolle, Berichte oder Kurzerfassungen der Objekte in Form von Dateikarten. Da konservatorisch-restauratorische Maßnahmen erst ab Mitte der 1970er Jahre zunehmend dokumentiert wurden, sind verlässliche Aufzeichnungen in vielen Museen leider

nur selten vorhanden. Manchmal finden sich auch an den Objekten selbst Notizen oder Vermerke über frühere Biozidbehandlungen. Ein Gespräch mit ehemaligen oder seit langer Zeit in der Sammlung tätigen KollegInnen kann darüber hinaus hilfreich sein. Kenntnisse über die zeitliche Verfügbarkeit und Anwendung biozider Wirkstoffe können ebenfalls Anhaltspunkte liefern. Odegaard und Sadongei [2005] geben für diese Vorgehensweise wichtige Hinweise und Vorlagen für technische Berichte.

6.4.3 Technische und bauliche Vorrichtungen

Eine Minderung von Innenraumluftschadstoffen kann theoretisch auch durch technische und bauliche Vorrichtungen sowie durch aktive und passive Maßnahmen erreicht werden. Tétreault [2003] hat für ein mögliches Vorgehen ein Flussdiagramm entwickelt (Abbildung 6-20), das vom Exponat ausgeht und verschiedene Möglichkeiten der Schadstoffminimierung umfasst.

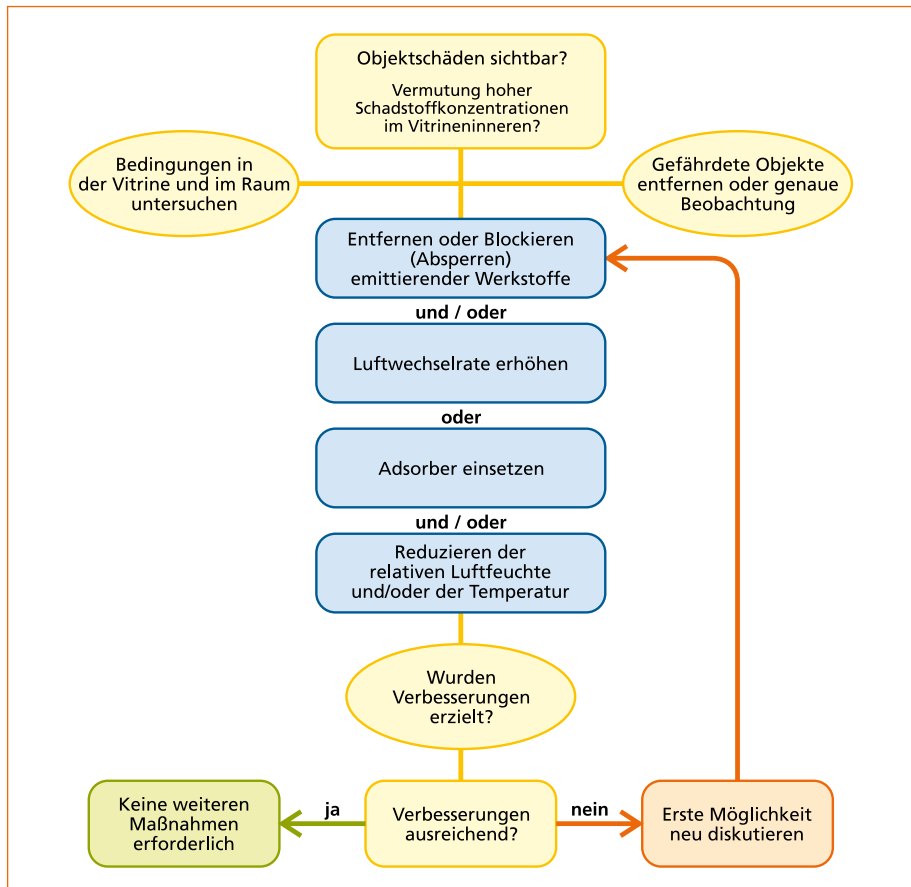


Abbildung 6-20: Flussdiagramm, Vorgehensweise zur Verminderung von Luftschadstoffen [Quelle: Tétreault, 2003].

Erhöhung der Luftwechselrate

Zu Ersterem gehört beispielsweise eine Erhöhung der Luftwechselrate (technisch/aktiv). Dies bedeutet allerdings eine erhöhte Luftzufuhr und kann sowohl zu einer Instabilität der klimatischen Parameter als auch zu einem verstärkten Eintrag von Außenluftschadstoffen führen. Diese Maßnahme kann dann besonders effektiv sein, wenn die Hintergrundkonzentrationen von Schadgasen sehr gering und die klimatischen Bedingungen stabil sind. Andernfalls ist auf eine Filterung und Konditionierung der zugeführten Außenluft zu achten. Um eine Querkontamination mit anderen Räumen zu vermeiden, sind Arbeits- oder Aufenthaltsräume wie Arbeitsplätze, Werkstätten, Küchen und Museumscafés strikt von den Sammlungsräumen abzutrennen. Gerade die in Museumscafés und -restaurants entstehenden Emissionen sollten separat abgeführt werden.

Adsorptionsfähige Baustoffe

Zu den baulichen Vorrichtungen gehört die Auswahl von adsorptionsfähigen Baustoffen bei der Planung von Ausstellungs- und Depoträumen (technisch/passiv). Die Effektivität steht dabei in Abhängigkeit von der Reaktivität der Schadgase ($O_3 > SO_2 > NO_2 > H_2S > \text{Carbonyle}$), der Art der Oberfläche und dem Oberflächen-Volumen-Verhältnis. Schadgase können insbesondere an reaktiven Materialien und solchen mit porösen Oberflächen wie Putz, Zement oder Ziegel adsorbieren, im Gegensatz zu glatten und geschlossenen Oberflächen [Blades et al., 2000]. Der Abbau von Ozon (O_3) an Innenraumbooberflächen wurde in verschiedenen Studien untersucht und beschrieben [u.a. Weschler, 2000; Grøntoft, 2002; Nazaroff und Morrison, 2002; Grøntoft und Raychaudhuri, 2004].

Teppiche können zwar Schadstoffe adsorbieren, diese aber auch durch Luftströmung oder menschliche Tätigkeit, wie z. B. Laufen, wieder in die Innenraumluft abgeben (Senkeneffekt) [Yoon und Brimblecombe, 2000b].

Weitere passive Kontrollmöglichkeiten umfassen das Einbringen verschiedener Adsorbermaterialien und die Applizierung von Sperrschichten, wobei hier unbedingt die genannten Risiken zu beachten sind (vgl. Kap. 6.2).

Umgang mit biozidbelastetem Sammlungsgut bzw. Gebäudebereichen

Bei biozidbelastetem Sammlungsgut oder belasteten Baukonstruktionen sind eine separate Belüftung und Luftfilterung notwendig, um Querkontaminationen anderer Gebäudebereiche, z. B. über die Klimaanlage, zu verhindern. Im Fall von hochbelasteten Räumlichkeiten müssen diese für die Öffentlichkeit gesperrt werden. Ein Anbringen von Warnhinweisen an den Zugangstüren ist anzuraten, um unachtsames Öffnen und Belaufen der Bereiche zu vermeiden, da an Staub- und Schmutzpartikel angelagerte biozide Wirkstoffe so in andere Räume eingetragen werden können. Auch das Einhausen und luftdichte Absperren kontaminierter Bereiche kann eine Möglichkeit sein, um das Sperren großflächiger Areale zu umgehen. Gleiches gilt für kontaminierte Objekte, die in diffusionsdichte Folien verpackt und klar beschriftet

werden müssen. Im Idealfall sollte die Beschriftung den bioziden Wirkstoff und, sofern ein analytisches Ergebnis vorliegt, den Grad der Belastung klar ausweisen. Welche Vorgehensweise gewählt wird, hängt von dem analytischen Ergebnis ab, durch das die Art des Biozids und der Belastungsgrad identifiziert werden kann.

7 Richtwerte für Innenräume und museale Einrichtungen

7.1 Geschichtlicher Überblick

Bis zum heutigen Tag sind die Empfehlungen und Gesetze zur Luftqualität von Innenräumen uneinheitlich und teilweise sogar widersprüchlich. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass der Innenraum ein nur teilweise zu reglementierender Bereich ist, da hier die auf jeden Fall zu respektierende Privatsphäre der Bewohner berührt wird. In Museen ist die Situation etwas anders, da es sich in der Regel um öffentlich zugängliche Gebäude oder um Arbeitsplätze handelt. Außerdem muss streng zwischen Kriterien unterschieden werden, die dem Schutz der beschäftigten Personen und den Besuchern bzw. dem Sammlungsgut dienen. Leider existieren für Begriffe wie »Richtwert« und »Referenzwert« immer noch keine allgemein akzeptierten Definitionen. Ersterer bezeichnet aber in der Regel unter Gesundheitsaspekten abgeleitete Kriterien, während Letzterer meist statistisch basiert ist.

Bei Abhandlungen zur Historie der schlechten Luft wird gewöhnlich zuerst Evelyns »Fumifugium« aus dem Jahr 1661 zitiert, obwohl entsprechende Zitate bereits seit dem Altertum von Hippokrates und Vitruvius bekannt sind. Systematische wissenschaftliche Untersuchungen zum Thema Innenraumhygiene begannen im Zeitalter der industriellen Revolution mit dem Werk des Briten Thomas Tredgold [1824] zu Fragen der Lüftung. In Deutschland war es vor allem Max von Pettenkofer, der 1858 über den Luftwechsel in Wohngebäuden publizierte. Auch nach der Veröffentlichung des Amerikaners Billings [1889] dauerte es noch mehr als 20 Jahre, bis die damalige American Society of Heating and Ventilating Engineers (ASHVE) im Jahr 1915 einen Lüftungsstandard von 30 CFM (1 CFM = 1,699 m³h⁻¹) empfahl. Von Yaglou et al. [1936] wurde erstmals der Einfluss von Bioeffluenten auf die wahrgenommene Luftqualität untersucht und daraus wurden Richtlinien für die Lüftung abgeleitet. Auf Fanger [1982, 1988] geht das Konzept zurück, die wahrgenommene Luftqualität und den thermischen Komfort anhand des Prozentsatzes der unzufriedenen Personen zu bewerten. Nach Gründung der American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers (ASHRAE) im Jahr 1959 aus ASHVE und der American Society of Refrigerating Engineers (ASRE) wurde 1967 unter Berücksichtigung der Arbeiten von Yaglou und Fanger der Standard Nr. 62 »Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality« ins Leben gerufen und mehrfach überarbeitet [ANSI/ASHRAE, 2007].

Die bereits erwähnten Arbeiten von Pettenkofer initiierten viele weitere Studien, in denen die Kohlendioxidkonzentration als Messgröße für die Lüftungsrate verwendet wurde. Erst im Jahr 2008 wurde von einer Kommission des deutschen Umweltbundesamtes ein abgestuftes Richtwertkonzept für CO₂ als Alternative zur »Pettenkofer-Zahl« präsentiert. Generell wurden in den 80er Jahren des 20. Jahrhunderts Empfehlungen für Innenraumrichtwerte oft den Kriterien für Außenluft oder Arbeitsplätze entlehnt. Eine Zusammenstellung von Richtwerten für ver-

schiedene Stoffe und Stoffgruppen bis zum Jahr 1991 bieten Spengler und Samet [1991]. Bewertungen für Einzelstoffe können in der Regel auf der Basis definierter Kriterien erfolgen. Bei Stoffgemischen oder Partikeln tritt dagegen das Problem möglicher synergistischer Effekte auf. Seifert [1999] hat daher versucht, Richtwerte für bestimmte VOC-Gruppen und den TVOC-Wert auf Basis statistischer Daten zu etablieren. Die spätere Modifizierung der TVOC-Definition durch eine europäische Arbeitsgruppe ist bis heute Grundlage der VOC-Messung mittels GC/MS nach Thermodesorption [CEC, 1997].

7.2 Methoden zur Ableitung von Richt- und Referenzwerten

7.2.1 Der statistische Ansatz

Die Ableitung von Innenraumreferenzwerten nach statistischen Kriterien setzt zwei Dinge voraus: a) das Vorhandensein einer nach Zufallsgesichtspunkten erhobenen und repräsentativen Stichprobe mit ausreichender Anzahl von Daten und b) die Kenntnis der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion $f(x)$ dieser Stichprobe. Ott [1990] hat höchst anschaulich demonstriert, warum die Raumluftkonzentrationen von Stoffen in der Regel logarithmisch normal verteilt sind. Hieraus leiten sich bestimmte Bedingungen und Möglichkeiten für die als Referenzwert sinnvollen Parameter ab. Bei einer idealen Verteilung stimmen Median (50-P Wert) und das geometrische Mittel exakt überein. Aus praktischen Gesichtspunkten ist der 50-P Wert vorzuziehen, da dieser über eine einfache, nicht-parametrische Statistik zugänglich ist. Häufig werden auch andere Perzentile herangezogen, um eine Auffälligkeit anzuzeigen. Beispielsweise indiziert der 95-P Wert eine Konzentration, die nur in 5 % aller Fälle überschritten wird. Je höher man das Perzentil wählt (z.B. 98-P), desto höher ist auch der Referenzwert bei geringer werdender Anzahl von Überschreitungen und umgekehrt. Im Fall einer logarithmischen Normalverteilung ist die Angabe des arithmetischen Mittelwertes nicht sinnvoll. Abbildung 7-1 zeigt das Histogramm berechneter Formaldehydkonzentrationen im Innenraum [Salthammer, 2011] mit Verlauf der angepassten logarithmischen Normalverteilung sowie die Lage des 50-P und 95-P Wertes. Perzentile finden sowohl für die Bewertung von Raumluftkonzentrationen als auch für Hausstaub Verwendung.

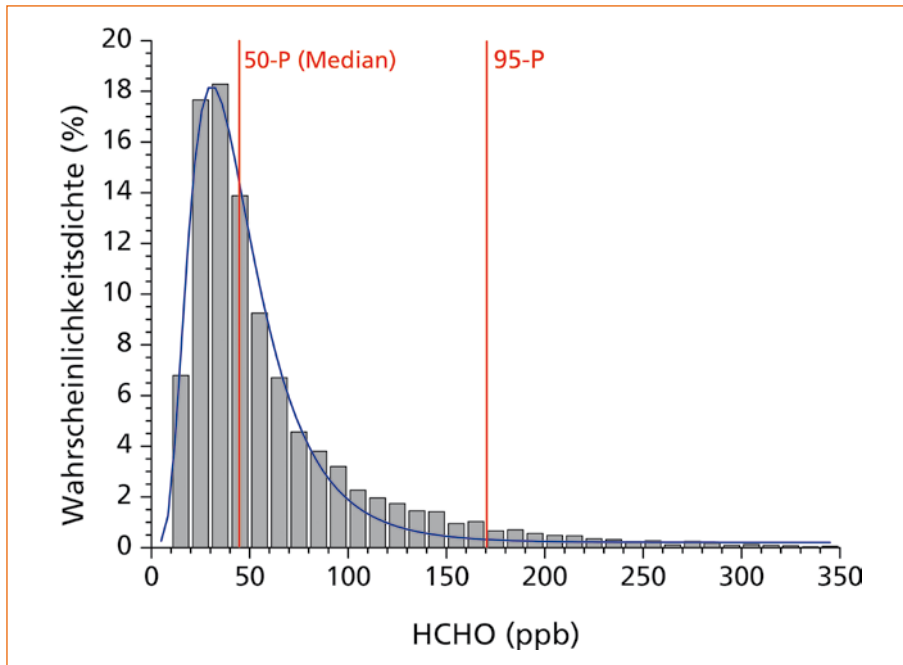


Abbildung 7-1: Berechnete logarithmische Normalverteilung (blaue Kurve) für Formaldehydkonzentrationen in der Luft von Innenräumen [Quelle: Salthammer, 2011].

7.2.2 Der toxikologische Ansatz

Bei der Ableitung von Richtwerten nach toxikologischen Gesichtspunkten oder Vorsorgekriterien geht man von entsprechenden Basiswerten aus. In der Regel ist dies der *No Observed Adverse Effect Level (NOAEL)* oder der *Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL)*. Die Berechnung des Richtwertes erfolgt dann durch Gewichtung des Basiswertes mit entsprechenden Faktoren. In Gleichung (7-1) bezeichnet BV den Basis- oder Ausgangswert (LOAEL, NOAEL, etc.), UF ist der Unsicherheitsfaktor (subchronisch, Inter- und Intraspecies-Unterschiede, etc.) und MF ist ein situationsbedingter Faktor, der z. B. die Expositionszeit berücksichtigt.

$$\text{Richtwert} = \frac{\text{BV}}{\text{UF} + \text{MF}} \quad (7-1)$$

Nach dem in Gleichung (7-1) beschriebenen Prinzip werden z. B. die Richtwerte RW I und RW II der Ad hoc Arbeitsgruppe des Deutschen Umweltbundesamtes abgeleitet (siehe Tabelle 7-1).

Tabelle 7-1: Richtwerte und Empfehlungen für die Innenraumluft der Ad hoc Arbeitsgruppe des Umweltbundesamtes. Für aktuelle Werte, Ergänzungen und Downloads siehe www.umweltbundesamt.de.

Stoff/Stoffgruppe	Richtwert/Empfehlung	Referenz
Toluol	RW II = 3 mg/m ³	Sagunski [1996]
Dichlormethan	RW II = 2 mg/m ³ (24 h)	Witten et al. [1997]
Kohlenstoffmonoxid	RW II = 60 mg/m ³ (0,5 h) RW II = 15 mg/m ³ (8 h)	Englert [1997]
Pentachlorphenol	RW II = 1 µg/m ³	Ad hoc AG [1997]
Stickstoffdioxid	RW II = 0,35 mg/m ³ (0,5 h) RW II = 0,06 mg/m ³ (7 d)	Englert [1998]
Styrol	RW II = 0,3 mg/m ³	Ad hoc AG [1998]
Quecksilber (Dampf)	RW II = 0,35 µg/m ³	Link [1999]
Diisocyanate	kein Richtwert möglich	Wolf und Stirn [2000]
Tris(2-chlorethyl)-phosphat	RW II = 0,05 mg/m ³ (24 h)	Sagunski und Roßkamp [2002]
Bizyklische Terpene (α-Pinen)	RW II = 2 mg/m ³ (24 h)	Sagunski und Heinzow [2003]
Naphthalin	RW II = 0,02 mg/m ³ (24 h)	Sagunski und Heger [2004]
Aliphatische Kohlenwasserstoffe (C ₉ -C ₁₄)	RW II = 2 mg/m ³ (24 h)	Sagunski und Mangelsdorf [2005]
Dioxinähnliche PCBs (TEQ)	RW II = 5 pg/m ³	Ad hoc AG [2007b]
PCB 118	RW II = 0,01 µg/m ³	Ad hoc AG [2007b]

Stoff/Stoffgruppe	Richtwert/Empfehlung	Referenz
Aliphatische Aldehyde (C_4-C_{11})	RW II = 2 mg/m ³ (C_4-C_{11})	Ad hoc AG [2009]
Monozyklische Monoterpene (d-Limonen)	RW II = 0,02 mg/m ³ (24 h)	Ad hoc AG [2010c]
Benzylalkohol	RW II = 0,02 mg/m ³ (24 h)	Ad hoc AG [2010b]
Benzaldehyd	RW II = 4 mg/m ³ (24 h)	Ad hoc AG [2010a]
Phenol	RW II = 0,2 mg/m ³ (24 h)	Ad hoc AG [2011c]
2-Furfural	RW II = 0,1 mg/m ³ (24 h)	Ad hoc AG [2011b]
Zyklische Dimethylsiloxane (C_3-C_6)	RW II = 4 mg/m ³ (24 h)	Ad hoc AG [2011a]
Ethylbenzol	RW II = 2 mg/m ³	Ad hoc AG [2012b]
Kresole	RW II = 0,05 mg/m ³	Ad hoc AG [2012c]
Alkylbenzole (C_9-C_{15})	RW II = 1 mg/m ³	Ad hoc AG [2012d]
Methylisobutylketon	RW II = 1 mg/m ³	Ad hoc AG [2013a]
2-Butoxyethanol ¹⁾	RW II = 1 mg/m ³	Ad hoc AG [2013b]
2-Methoxyethanol ¹⁾	RW II = 0,2 mg/m ³	Ad hoc AG [2013b]
2-Ethoxyethanol ¹⁾	RW II = 1 mg/m ³	Ad hoc AG [2013b]
2-Etoxyethylacetat ¹⁾	RW II = 2 mg/m ³	Ad hoc AG [2013b]
2-(2-Ethoxyethoxy)ethanol ¹⁾	RW II = 2 mg/m ³	Ad hoc AG [2013b]

Fortsetzung von Tabelle 7-1

Stoff/Stoffgruppe	Richtwert/Empfehlung		Referenz
2-Ethylhexanol	RW II = 1 mg/m³	RW I = 0,1 mg/m³	Ad hoc AG [2013c]
TVOC	Level 1: ≤ 0,3 mg/m³ Level 2: > 0,3–1 mg/m³ Level 3: > 1–3 mg/m³ Level 4: > 3–10 mg/m³ Level 5: > 10 mg/m³	hygienisch unbedenklich hygienisch noch unbedenklich hygienisch auffällig hygienisch bedenklich hygienisch inakzeptabel	Ad hoc AG [2007a]
Kohlenstoffdioxid	< 1000 ppm 1000–2000 ppm > 2000 ppm	hygienisch unbedenklich hygienisch auffällig hygienisch inakzeptabel	Ad hoc AG [2008b]
Feinstaub (PM _{2,5})	25 µg/m³ (24 h)	gilt nur in reinen Wohninnen- räumen in Abwesenheit innenraum- spezifischer Staubquellen	Ad hoc AG [2008a]
1) Insgesamt wurden von der Ad hoc AG (2013b) Richtwerte für 14 Glykolether und Glykolester festgelegt. Erstmals wurden aus präventiven Gründen am Beispiel der Glykolether und Glykolester auch sogenannte »Default-Richtwerte« für Stoffe mit unzureichender toxikologischer Datenlage definiert.			

Richtwert II (RW II) ist ein wirkungsbezogener Wert, der sich auf die gegenwärtigen toxikologischen und epidemiologischen Kenntnisse zur Wirkungsschwelle eines Stoffes unter Einführung von Unsicherheitsfaktoren stützt. Er stellt die Konzentration eines Stoffes dar, bei deren Erreichen beziehungsweise Überschreiten unverzüglich zu handeln ist. Diese höhere Konzentration kann, besonders für empfindliche Personen bei Daueraufenthalt in den Räumen, eine gesundheitliche Gefährdung sein. Je nach Wirkungsweise des Stoffes kann der Richtwert II als Kurzzeitwert oder Langzeitwert definiert sein.

Richtwert I (RW I – Vorsorgerichtwert) beschreibt die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft, bei der bei einer Einzelstoffbetrachtung nach gegenwärtigem Erkenntnisstand auch dann keine gesundheitliche Beeinträchtigung zu erwarten ist, wenn ein Mensch diesem Stoff lebenslang ausgesetzt ist. Eine Überschreitung ist allerdings mit einer über das übliche Maß hinausgehenden, unerwünschten Belastung verbunden. Aus Gründen der Vorsorge sollte auch im Konzentrationsbereich zwischen Richtwert I und II gehandelt werden, sei es durch technische und bauliche Maßnahmen am Gebäude (handeln muss in diesem Fall der Gebäudebetreiber) oder durch verändertes Nutzerverhalten. RW I kann als Zielwert bei der Sanierung dienen [Ad hoc AG, 1996; Heinzow und Sagunski, 2009].

Ausgehend vom LOAEL (chronisch) wird, sofern notwendig, zunächst der *Lowest Adverse Effect Level (LAEL)* abgeschätzt, danach erfolgt die Berechnung der Richtwerte anhand bestimmter Faktoren. Bis auf wenige Ausnahmen (z. B. für CO und NO₂) sind die Richtwerte für die kontinuierliche Exposition empfindlicher Personengruppen ausgelegt. In besonderen Fällen wird bestimmten Eigenschaften der Substanzen Rechnung getragen, so z. B. der niedrigen Geruchsschwelle bei den aliphatischen Aldehyden in Bezug auf RW I [Ad hoc AG, 2009]. Jeder nach dem Basisschema [Ad hoc AG, 2012a] abgeleitete Richtwert wird in einer Publikation begründet und erläutert.

7.2.3 Weitere Kriterien

Krebserregende Substanzen werden meist nach dem »Unit Risk Modell« bewertet. Dieses bezeichnet das zusätzliche Risiko, bei lebenslanger Exposition eines bestimmten Stoffes mit einer Konzentration von 1 µg/m³ in der Atemluft an Krebs zu erkranken. In verschiedenen Fällen ist die Festsetzung von Richtwerten nach toxikologischen Kriterien nicht möglich oder sinnvoll. Dies gilt z. B. für das natürlich vorkommende, als krebserregend eingestufte Edelgas Radon. Die Weltgesundheitsorganisation [WHO, 2010] hat für Radon keinen Richtwert, sondern einen »Reference Level« von 100 Bq/m³ vorgeschlagen, um die Gefährdung zu minimieren. In vielen europäischen Ländern wird von 200 Bq/m³ als Sanierungszielwert und 400 Bq/m³ als Eingreifwert ausgegangen [Gertis, 2008]. In Deutschland gelten nach wie vor 250 Bq/m³ als Obergrenze des Normalbereichs (siehe Tabelle 7-2). Auch für Kohlendioxid als Stoffwechselmetabolit lassen sich toxikologisch begründete Richtwerte

kaum angeben. Das Deutsche Umweltbundesamt hat seine Richtwertempfehlung für Kohlendioxid daher nicht nach dem Basisschema abgeleitet, sondern orientiert sich an hygienischen Kriterien. Für heterogen zusammengesetzte Innenraumluftverunreinigungen bilden oft epidemiologische Untersuchungen die Basis. Dies gilt z. B. für den TVOC-Wert und luftgetragene Partikel (siehe Tabelle 7-1).

Tabelle 7-2: Richt- und Grenzwerte für die Luft von Innenräumen in Deutschland und für den Strahlenschutz.

Stoff/Stoffgruppe	Richtwert/Empfehlung	Referenz
Formaldehyd	0,1 ppm	Bundesgesundheitsamt [1977]
Tetrachlorethen	0,1 mg/m ³ (7 Tage Mittelwert)	BImSchV [1990]
ΣPCB	300 ng/m ³ (Sanierungszielwert) 3 000 ng/m ³ (Eingreifwert)	ARGEBAU [1994]
Asbest	500 F/m ³ (Sanierungskontrolle)	Bundesverband der Unfallkassen [2007]
Radon	250 Bq/m ³	Strahlenschutzkommission [2005]
Strahlenschutzgrenzwerte	1 mSv/a (Bevölkerung) 20 mSv/a (beruflich bedingt)	StrlSchV [2001]

Ein immer wieder aufs Neue diskutiertes Thema betrifft die Formaldehydkonzentration in Innenräumen. Bereits im Jahr 1977 wurde vom damaligen Deutschen Gesundheitsamt ein Richtwert für die Innenraumluft von 0,1 ppm vorgeschlagen. Im Jahr 2006 hat die Ad hoc AG [2006] festgestellt, dass auch hinsichtlich der krebserzeugenden Wirkung von Formaldehyd keine Änderung des Richtwertes von 0,1 ppm erforderlich ist. Auf internationaler Ebene ist die Situation weit weniger übersichtlich, da die einzelnen Länder zu sehr unterschiedlichen Einstufungen kommen [Salthammer et al., 2010; Salthammer, 2011]. Es ist daher zu begrüßen, dass die Weltgesundheitsorganisation (WHO) im Jahr 2010 auf Basis der aktuellen Datenlage eine Neubewertung für die Substanz Formaldehyd vorgenommen hat. Sowohl für die Kurzzeit- wie auch für die Langzeitexposition wird seitens der WHO [2010] ein Richtwert von 0,1 mg/m³ (0,08 ppm) empfohlen.

7.3 Gesamtbeurteilung der Innenraumsituation

Trotz der heute verfügbaren Kriterien bleibt die Gefährdungsbeurteilung und Bewertung komplex und erfordert die Erhebung vieler Parameter. Eine einzelne Raumluftmessung ist in den meisten Fällen von ebenso geringer Aussagekraft wie eine einzelne Staubmessung. Prinzipiell ist ein Ablaufschema unter Berücksichtigung



Abbildung 7-2: Parameter zur Beurteilung der Gefährdung von Personen durch chemische Verbindungen im Innenraum [Quelle: Wensing et al., 2005].

verschiedener Einflussgrößen notwendig. In Abbildung 7-2 sind die wesentlichen Zusammenhänge für eine umfassende Expositionsbewertung graphisch dargestellt.

Für die Matrix Hausstaub wurden bislang keine toxikologisch begründeten Richtwerte definiert. Die Bewertung erfolgt üblicherweise anhand von statistisch abgeleiteten Referenzwerten (meist 95-Perzentile), wobei insbesondere auf die Art der Probenahme und die Aufarbeitung (z.B. die Fraktionierung) zu achten ist. Eine Zusammenstellung entsprechender Daten bietet Butte [2009]. Das Human-Biomonitoring gestattet die Abschätzung der inneren Belastung des Menschen durch Analysen der Zielverbindung oder seiner Metaboliten in Serum oder Urin. Beschwerden über schlechte Raumluftqualität werden oft von unangenehmen Geruchseindrücken ausgelöst. Daher wird versucht, die Qualität der Raumluft nicht nur chemisch-analytisch, sondern auch sensorisch zu erfassen. Hierbei bewerten geeignete Probanden ihren Geruchseindruck nach festgelegten Bewertungsskalen [Mücke und Lemmen, 2010].

Es muss auch darauf hingewiesen werden, dass die vielfältigen und im Einzelnen noch nicht immer bekannten Wechselwirkungen zwischen chemischen und den hier nicht näher besprochenen (mikro-)biologischen und raumklimatischen Faktoren, um nur die wichtigsten zu nennen, sowie die große Variationsbreite menschlicher Reaktionen bewirken, dass auch die Einhaltung der für einzelne Stoffe existierenden Richtwerte noch keine absolute Gewähr für einen beschwerdefreien Aufenthalt in einem Innenraum bieten kann. Wichtig bleiben daher Aspekte und Maßnahmen der Vorsorge sowohl auf staatlicher als auch auf individueller Grundlage.

7.4 Richtwertkonzepte für Museen

Richt- und Grenzwerte für die Luft in museal genutzten Innenräumen zum dauerhaften Schutz der Sammlungsgüter werden insbesondere von den für die Auswahl von Materialien verantwortlichen Personen gefordert.

Die ASHRAE [2011] gibt Empfehlungen für Sammlungen in Museen, Galerien, Archiven und Bibliotheken zur Risikominimierung bei Langzeitexposition mit Luftschadstoffen (siehe Tabelle 7-3). Vorausgesetzt werden Temperaturen zwischen 20 °C und 30 °C bei einer relativen Luftfeuchte von weniger als 60 %. Besonders empfindliche Materialien wie Blei, Naturkautschuk, Silber und bestimmte Farbstoffe sind von diesen Richtwertempfehlungen ausgenommen, da ihre Lagerung spezieller klimatischer Bedingungen bedarf. Unabhängig von der ggf. konservatorisch bedingten Notwendigkeit erscheinen einige Empfehlungen als wenig praktikabel, da Formaldehydkonzentrationen < 5 ppb oder $PM_{2,5} < 0,1 \mu g/m^3$ kaum realistisch machbar bzw. messtechnisch sicher erfassbar sind.

Daneben stellte Tétreault [2003] erstmals Ende der 1990er Jahre ein Richtwertkonzept vor, für das er den toxikologischen Ansatz für die Ableitung von Richtwerten auf den musealen Sektor übertrug. Er publizierte eine Vielzahl an sogenannten NOAEL- und LOAEL-Werten, anhand derer die Abschätzung der Auswirkungen eines Luftschadstoffes auf verschiedene Materialgruppen ermöglicht werden sollte. Der *No Observed Adverse Effect Level (NOAEL)* wird dabei als die höchste Konzentration einer Substanz definiert, bei der noch keine nachteilige Auswirkung auf eine spezifische mechanische oder physikalische Eigenschaft eines Materials in einem bestimmten Versuchsaufbau erkennbar ist. Der NOAEL stellt damit den Wert dar, der direkt unterhalb der Konzentration liegt, bei der eine nachteilige Veränderung oder ein vorher definierter Schaden zu beobachten ist.

Aus dem Produkt des *Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL)* und der Expositionszeit errechnet Tétreault [2003] die *Lowest Observed Adverse Effect Dose (LOAED)* als kumulative Dosis, bei der erste Veränderungen am Objekt zu beobachten sind. Allerdings ist der Begriff »Dosis« für den musealen Bereich im Vergleich mit der ursprünglich toxikologischen Bedeutung stark irreführend.

Tabelle 7-3: Empfehlungen für Luftschadstoffe in Museen, Galerien, Archiven und Bibliotheken [Quelle: ASHRAE, 2011]. Bis auf PM_{2,5} sind alle Angaben in ppb¹⁾.

Stoff/Stoffgruppe	Vorgeschlagene Richtwerte		Eingreifwert	
	empfindliche Materialien	allgemeine Sammlungen	hoch	extrem hoch
Stickstoffdioxid	< 0,05–2,6	2–10	26–104	> 260
HNO ₂ , HNO ₃	< 0,1	< 1,0		
Ozon	< 0,05	0,5–5		
Schwefeldioxid	< 0,04–0,4	0,4–2	8–15	15–57
Essigsäure	< 5	224	200–480	600–1000
Ameisensäure	< 5	42–78	104–260	260–780
Formaldehyd	< 0,1–5	10–20	16–120	160–480
Acetaldehyd	< 1–20			
TVOC (als Hexan)		< 100	700	1700
PM _{2,5}	< 0,1 µg/m ³	1–10 µg/m ³	10–50 µg/m ³	50–150 µg/m ³

¹⁾ 1 ppb = 0,0409 · (MW) µg/m³ (bei 1013 mbar und 25 °C), MW = molare Masse.

Die für verschiedene Schadgas-Materialkombinationen publizierten Werte wurden auf Basis von Messergebnissen verschiedener internationaler Studien und aus experimentellen Versuchen abgeleitet. Aufgrund variierender Untersuchungsbedingungen und -methoden differieren sie stark und sind nur bedingt vergleichbar. Tétrault [2003] gibt selbst eine Einschätzung dieses Konzeptes, da sich die auf experimentellen Daten beruhenden NOAEL- und LOAED-Werte nur auf den speziellen Versuchsaufbau beziehen und somit auf abweichende Aufbauten und insbesondere auf reale Situationen vor Ort nur eingeschränkt oder gar nicht übertragbar sind. Ein weiterer einschränkender Aspekt ist in der Beschränkung der jeweiligen Studien auf Einzelkomponenten oder einfache Substanzgemische zu sehen. Damit lassen sich die laboratorisch erzielten Ergebnisse nicht auf komplexe Substanzgemische anwenden, wie sie in Innenräumen anzutreffen sind. Darüber hinaus wird bei Anwendung des sogenannten LOAED ein akzeptabler Schädigungsgrad in einem bestimmten Zeitintervall toleriert. Die Kalkulation mit vorhersehbaren Schäden am Sammlungsgut erscheint besonders aus konservatorischer Sicht bedenklich.

Der NOAEL und LOAED stellen keine Richtwerte im eigentlichen Sinn dar, sondern bieten vielmehr Anhaltspunkte und Vergleichsmöglichkeiten. Der Umgang mit ihnen sollte kritisch und umsichtig erfolgen, ohne die spezielle Fragestellung aus den Augen zu verlieren.

7.5 Das europäische Normungsvorhaben »Conservation of Cultural Property« (CEN/TC 346)

Im Jahr 2004 wurde das europäische Normungsvorhaben »Conservation of Cultural Property« initiiert, um Methoden und Technologien zum Erhalt des kulturellen Erbes auf europäischer Ebene zu erfassen, aufeinander abzustimmen und in Regelungen zu vereinheitlichen. Für diese Arbeit wurde ein Technisches Komitee (TC) bei dem Europäischen Komitee für Normung (CEN: *Comité Européen de Normalisation*) eingerichtet, das unter italienischer Führung arbeitende CEN/TC 346. Durch Einrichtung eines Arbeitsausschusses in den entsprechenden nationalen Normungsorganisationen können die europäischen Mitglieder des CEN in dem Technischen Komitee mitwirken. 2006 wurde in Deutschland ein nationaler Spiegelausschuss am Deutschen Institut für Normung e.V. (DIN) installiert.

Zur Bearbeitung des großen Themenbereichs untergliedert sich der CEN/TC 346 in insgesamt 6 Arbeitsgruppen (WG: Working Groups), die teilweise wiederum in Aufgabengruppen untergliedert sind (TG: Task Groups), siehe Tabelle 7-4. Seit Beginn der Normierungsarbeit wurden 15 Standards publiziert, die in Tabelle 7-5 aufgelistet sind. Mit Stand März 2013 befanden sich 7 Arbeitspapiere in der aktiven Bearbeitungsphase, weitere 18 Themen wurden zur Bearbeitung vorgeschlagen. 2 Entwürfe wurden zur formellen Abstimmung eingereicht.

Themenvorschläge können über den nationalen Spiegelausschuss eingebracht und von dort offiziell vorgeschlagen werden. Es gibt kein festgelegtes Arbeitsprogramm, in welchem im Vorfeld die Themen definiert wurden, die zur Normung gebracht werden sollen. Die Tätigkeit des CEN/TC 346 speist sich daher aus Vorschlägen, die aus den Arbeitsgruppen kontinuierlich eingebracht werden können, so dass eine zeitliche Begrenzung des Normungsvorhabens nicht absehbar ist.

Tabelle 7-4: Struktur des europäischen Normungsgremiums CEN/TC 346, Stand März 2013.

Working group (WG)	Task group (TG)
WG 1: General methodologies and terminology	TG 1: Immovable cultural heritage
	TG 2: Movable cultural heritage
WG 2: Characterisation and analysis of porous inorganic materials constituting cultural heritage	
WG 3: Evaluation of methods and products for conservation works on porous inorganic materials constituting cultural heritage	

Fortsetzung von Tabelle 7-4

Working group (WG)	Task group (TG)
WG 4: Protection of collections	TG 1: New sites & building
	TG 6: Bio deterioration and housekeeping
	TG 8: Risk
	TG 10: Showcases
WG 5: Packing and transport	
WG 6 (Joint WG with TC169: Light and lighting)	
WG 7: Specifying and measuring indoor/outdoor climate	
WG 8: Energy efficiency of historic buildings	
WG 9: Waterlogged wood	
WG 10: Historic timber structures	
WG 11: Conservation process	

Tabelle 7-5: Von dem europäischen Normungsgremium CEN/TC 346 »Conservation of Cultural Property« publizierte Normen, Stand: März 2013.

Norm	Norminhalt
DIN EN 15801 [2010]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Bestimmung der Wasserabsorption durch Kapillarität
DIN EN 15802 [2010]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Bestimmung des statischen Kontaktwinkels
DIN EN 15803 [2010]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Bestimmung des Wasserdampfleitkoeffizienten (δ_p)
DIN EN 15757 [2010]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Festlegungen für Temperatur und relative Luftfeuchte zur Begrenzung klimabedingter mechanischer Beschädigungen an organischen hygroskopischen Materialien
DIN EN 15758 [2010]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Verfahren und Geräte zur Messung der Temperatur der Luft und der Oberflächen von Objekten
DIN EN 15759-1 [2012]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Raumklima – Teil 1: Leitfäden für die Beheizung von Andachtsstätten

Fortsetzung von Tabelle 7-5

Norm	Norminhalt
DIN EN 15886 [2010]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Farbmessungen von matten Oberflächen
DIN EN 15898 [2011]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Allgemeine Begriffe
DIN EN 15946 [2011]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Verpackungsverfahren für den Transport
DIN EN 16085 [2012]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Verfahren der Probenahme an Materialien des kulturellen Erbes – Allgemeine Regeln
DIN EN 16095 [2012]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Zustandsaufnahme an beweglichem Kulturerbe
DIN EN 16096 [2012]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Zustandserhebung und Bericht für das gebaute Kulturerbe
DIN EN 16141 [2013]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Richtlinien für den Umgang mit Umwelt- und Umgebungsbedingungen – Schaudepots: Definitionen und Merkmale von Sammlungscentren bestimmt für die Bewahrung und Pflege des kulturellen Erbes
DIN EN 16242 [2013]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Verfahren und Geräte zur Messung der Luftfeuchte und des Austausches von Feuchtigkeit zwischen Luft und Kulturgut
DIN EN 16302 [2013]	Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Messung der Wasseraufnahme mit Prüfrohr

Literaturverzeichnis

- [Ad hoc AG, 1996] Ad hoc AG: Richtwerte für die Innenraumluft: Basisschema. Bundesgesundheitsblatt, 39 (1996), S. 422–426
- [Ad hoc AG, 1997] Ad hoc AG: Richtwerte für die Innenraumluft: Pentachlorphenol. Bundesgesundheitsblatt, 39 (1997), S. 234–236
- [Ad hoc AG, 1998] Ad hoc AG: Richtwerte für die Innenraumluft: Styrol. Bundesgesundheitsblatt, 41 (1998), S. 392–398
- [Ad hoc AG, 2006] Ad hoc AG: Krebserzeugende Wirkung von Formaldehyd – Änderung des Richtwertes für die Innenraumluft von 0,1 ppm nicht erforderlich. Umweltmedizin in Forschung und Praxis, 11 (2006), S. 362
- [Ad hoc AG, 2007a] Ad hoc AG: Beurteilung von Innenraumluftkontaminationen mittels Referenz- und Richtwerten. Bundesgesundheitsblatt, 50 (2007), S. 990–1005
- [Ad hoc AG, 2007b] Ad hoc AG: Gesundheitliche Bewertung dioxinähnlicher polychlorierter Biphenyle in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz, 50 (2007), S. 1455–1466
- [Ad hoc AG, 2008a] Ad hoc AG: Gesundheitliche Bedeutung von Feinstaub in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 51 (2008), S. 1370–1378
- [Ad hoc AG, 2008b] Ad hoc AG: Gesundheitliche Bewertung von Kohlendioxid in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 51 (2008), S. 1358–1369
- [Ad hoc AG, 2009] Ad hoc AG: Richtwerte für gesättigte azyklische aliphatische C₄- bis C₁₁-Aldehyde in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 52 (2009), S. 650–659
- [Ad hoc AG, 2010a] Ad hoc AG: Richtwerte für Benzaldehyd in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 53 (2010), S. 636–640
- [Ad hoc AG, 2010b] Ad hoc AG: Richtwerte für Benzylalkohol in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 53 (2010), S. 984–988
- [Ad hoc AG, 2010c] Ad hoc AG: Richtwerte für monocyclische Monoterpene (Leitsubstanz d-Limonen) in der Raumluft. Bundesgesundheitsblatt, 53 (2010), S. 1206–1215
- [Ad hoc AG, 2011a] Ad hoc AG: Richtwerte für zyklische Dimethylsiloxane in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 54 (2011), S. 388–400
- [Ad hoc AG, 2011b] Ad hoc AG: Richtwerte für 2-Furaldehyd in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 54 (2011), S. 510–515
- [Ad hoc AG, 2011c] Ad hoc AG: Richtwerte für Phenol in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 54 (2011), S. 1262–1268
- [Ad hoc AG, 2012a] Ad hoc AG: Richtwerte für die Innenraumluft: erste Fortschreibung des Basisschemas. Bundesgesundheitsblatt, 55 (2012), S. 279–290
- [Ad hoc AG, 2012b] Ad hoc AG: Richtwerte für Ethylbenzol in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 55 (2012), S. 1192–1200
- [Ad hoc AG, 2012c] Ad hoc AG: Richtwerte für Kresole in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 55 (2012), S. 1061–1068
- [Ad hoc AG, 2012d] Ad hoc AG: Richtwerte für C₉-C₁₅-Alkylbenzole in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 55 (2012), S. 1201–1214

- [Ad hoc AG, 2013a]** Ad hoc AG: Richtwerte für Methylisobutylketon in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 56 (2013), S. 148–158
- [Ad hoc AG, 2013b]** Ad hoc AG: Richtwerte für Glykolether und Glykolester in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 56 (2013), S. 286–320
- [Ad hoc AG, 2013c]** Ad hoc AG: Richtwerte für 2-Ethylhexanol in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt, 56 (2013), S. 590–599
- [Adelstein et al., 2003]** Adelstein, P.Z., Zinn, E., Reilly, J.M.: Effect of atmospheric pollution on paper stability. Journal of Pulp and Paper Science, 29 (2003), S. 21–28
- [AgBB, 2012]** AgBB (Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten): Bewertungsschema für VOCs aus Bauprodukten. Stand Mai 2012
- [Allen et al., 1999]** Allen, N.S., Marin, M.C., Edge, M., Davies, D.W., Garrett, J., Jones, F., Navaratnam, S., Parsons, B.J.: Photochemistry and photoinduced chemical crosslinking activity of type I & II co-reactive photoinitiators in acrylated prepolymers. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 126 (1999), S. 135–149
- [Ahorn, 2012]** Ahorn, S.: Künstliche Mineralfasern (KMF). In: Zwiener, G., Lange, F.-M. (Hrsg.): Gebäude-Schadstoffe und gesunde Innenraumluft. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2012, S. 199–221
- [Ankersmit et al., 2005]** Ankersmit, H.A., Tennent, N.H., Watts, S.F.: Hydrogen sulfide and carbonyl sulfide in the museum environment – Part 1. Atmospheric Environment, 39 (2005), S. 695–707
- [ANSI/ASHRAE, 2010]** ANSI/ASHRAE, Standard 62.1: Air Quality. Atlanta: American Society of Heating Refrigeration and Air Conditioning Engineers, 2010
- [Appelbaum, 1996]** Appelbaum, B.: Comments from a conservator on climate control. In: The Western Association for Art Conservation (WAAC) Newsletter, 18 (1996), Nr. 3
- [ARGEBAU, 1994]** Arbeitsgemeinschaft der für das Bau-, Wohnungs- und Siedlungswesen zuständigen Minister der Länder (ARGEBAU). Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCB-Richtlinie), 1994
- [ASHRAE, 2011]** ASHRAE: Museums, Galleries, Archives and Libraries. ASHRAE Handbook – HVAC Applications, Chapter 23. Atlanta: American Society of Heating Refrigeration and Air Conditioning Engineers, 2011
- [ASTM E 1333, 2010]** ASTM E 1333: Standard test method for determining formaldehyde concentrations in air and emission rates from wood products using a large chamber. Berlin: Beuth-Verlag, 2010
- [Ayoko, 2009]** Ayoko, G.A.: Volatile organic ingredients in household and consumer products. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): Organic Indoor Air Pollutants. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 349–372
- [Bacci und Cucci, 2010]** Bacci, M., Cucci, C.: The role of light. In: Camuffo, D., Fassina, V., Havermans, J. (Hrsg.): Basic Environmental Mechanisms Affecting Cultural Heritage. COST Action D 42: Chemical Interactions between Cultural Artefacts and Indoor Environment (ENVIART), Brussels: Cost Office, 2010, S. 59–68
- [Baerlocher et al., 2007]** Baerlocher, Ch., McCusker, L.B., Olson, D.H.: Atlas of zeolite framework types. 6th revised edition. Amsterdam: Elsevier B.V., 2007
- [Ballschmiter und Bacher, 1996]** Ballschmiter, K., Bacher, R.: Dioxine. Weinheim: WILEY-VCH, 1996

- [Bamberger et al., 1999] Bamberger, J. A., Howe, E. G., Wheeler, G.: A variant Oddy test procedure for evaluating materials used in storage and display cases. *Studies in Conservation*, 44 (1999), S. 86–90
- [Baránski, 2002] Baránski, A.: Ageing kinetics of cellulose and paper. *Restaurator*, 23 (2002), S. 77–88
- [Baron und Willeke, 2005] Baron, P. A., Willeke, K.: *Aerosol Measurement. Principles, Techniques, and Applications*. New York: John Wiley & Sons, 2005
- [Bauer, 1994] Bauer, W. P.: Grundzüge der Metallkorrosion. In: Heinrich, P. (Hrsg.): *Metallrestaurierung*. München: Callwey Verlag, 1994, S. 40–69
- [Baumann und Muth, 1997] Baumann, W., Muth, A.: *Farben und Lacke – Daten und Fakten zum Umweltschutz*. Berlin Heidelberg: Springer Verlag, 1997
- [BauPG, 1998] Bauproduktengesetz – BauPG: Gesetz über das Inverkehrbringen von und den freien Warenverkehr mit Bauprodukten zur Umsetzung der Richtlinie 89/106/EWG des Rates vom 21. Dezember 1988 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten über Bauprodukte und anderer Rechtsakte der Europäischen Gemeinschaften, 1998
- [Bear und Banks, 1985] Bear, N. S., Banks, P. N.: Indoor air pollution: effects on cultural and historical materials. *The International Journal of Museum Management and Curatorship*, 4 (1985), S. 9–20
- [Bégin et al., 1999] Bégin, P., Deschâtelets, S., Grattan, D., Gurnagul, N., Iraci, J., Kaminska, E., Woods, D., Zou, X.: The effect of air pollutants on paper stability. *Restaurator*, 20 (1999), S. 1–21
- [Belitz et al., 2009] Belitz, H.-D., Grosch, W., Schieberle, P.: *Food Chemistry*. Berlin: Springer Verlag, 2009
- [Berger-Preiß et al., 1997] Berger-Preiß, E., Preiß, A., Sielaff, K., Raabe, M., Ilgen, B., Levsen, K.: The behaviour of pyrethroids indoors: a model study. *Indoor Air*, 7 (1997), S. 248–261
- [Berger-Preiß et al., 2002] Berger-Preiß, E., Levsen, K., Leng, G., Idel, H., Sugiri, D., Ranft, U.: Indoor pyrethroid exposure in homes with woolen textile floor coverings. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 205 (2002), S. 459–472
- [Biermann, 1994] Biermann, A. W. (Hrsg.): *Ausstellungsraum im Ausstellungsraum – Moderne Vitrinentechnik für Museen*. Köln: Rheinland-Verlag GmbH, 1994
- [Bigourdan et al., 1996] Bigourdan, J.-L., Adelstein, P. Z., Reilly, J. M.: Acetic acid and paper alkaline reserve: assessment of a practical situation in film preservation. In: Bridgland, J. (Hrsg.): *Proceedings of the 11th Triennial Meeting of the ICOM Committee for Conservation*, Edinburgh, Scotland, Vol. 2 (1996), S. 573–579
- [Billings, 1889] Billings, J. S.: *The principles of ventilation and heating and their practical application*. New York: Engineering and Building Record, 1889
- [BImSchV, 1990] BImSchV: Zweite Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Emissionsbegrenzung von leichtflüchtigen halogenierten organischen Verbindungen – 2. BImSchV) vom 10.12.1990 (zuletzt geändert 2.5.2013) §16, Abschnitt 2, Bundesministerium der Justiz, Berlin, 1990
- [Blades et al., 2000] Blades, N., Oreszczyn, T., Bordass, B. und Cassar, M.: *Guidelines on pollution control in museum buildings*. London: Museum Practice, Museum Association, 2000
- [Blake et al., 2009] Blake, R. S., Monks, P. S., Ellis, A. M.: Proton-transfer reaction mass spectrometry. *Chemical Reviews*, 109 (2009), S. 861–896

- [Brachert, 2001] Brachert, T.: Lexikon der Maltechniken. Quellen – Handwerk – Technologie – Alchemie. Germanisches Nationalmuseum Nürnberg, Veröffentlichung des Instituts für Kunsttechnik und Konservierung im Germanischen Nationalmuseum, Band 5. München: Callwey-Verlag, 2001
- [Bradley, 1996] Bradley, S.: Development of an environmental policy for the British Museum. In: Bridgland, J. (Hrsg.): Proceedings of the 11th Triennial Meeting of the ICOM Committee for Conservation, Edinburgh, Scotland, Vol. 1 (1996), S. 8–13
- [Bradley und Thickett, 1999] Bradley, S., Thickett, D.: The pollution problem in perspective. In: Bridgland, J. (Hrsg.): Proceedings of the 12th Triennial Meeting of the ICOM Committee for Conservation, Lyon, France, Vol. 1 (1999), S. 8–14
- [Brasche und Bischof, 2005] Brasche, S., Bischof, W.: Daily time spent indoors in German homes – baseline data for the assessment of indoor exposure of German occupants. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 208 (2005), S. 247–253
- [Braungart et al., 1997] Braungart, M., Bujanowski, A., Schädling, J., Sinn, C.: Poor design practices: gaseous emissions from complex products. Hamburger Umweltinstitut, Projektbericht, Hamburg, 1997
- [Breitmaier, 2006] Breitmaier, E.: Terpenes. Weinheim: WILEY-VCH, 2006
- [Brimblecombe, 1990] Brimblecombe, P.: The composition of museum atmospheres. Atmospheric Environment, 24B (1990), S. 1–8
- [Brimblecombe, 1996] Brimblecombe, P.: Air composition and chemistry. Cambridge: Cambridge University Press, 1996
- [Brimblecombe und Yoon, 2000] Brimblecombe, P., Yoon, Y.H.: Contribution of dust at floor level to particle deposit within the Sainsbury Centre For Visual Arts. Studies in Conservation, 45 (2000), S. 117–126
- [Brimblecombe et al., 1992] Brimblecombe, P., Shooter, D., Kaur, A.: Wool and reduced sulphur gases in museum air. Studies in Conservation, 37 (1992), S. 42–52
- [Brimblecombe et al., 1999] Brimblecombe, P., Blades, N., Camuffo, D., Sturaro, G., Valentino, A., Gysels, K., Van Grieken, R., Busse, H.-J., Kim, O., Ulrych, U., Wiesner, M.: The indoor environment of a modern museum building, The Sainsbury Centre for Visual Arts, Norwich, UK. Indoor Air, 9 (1999), S. 146–164
- [Brimblecombe et al., 2009] Brimblecombe, P., Thickett, D., Yoon, Y.H.: The cementation of coarse dust to indoor surfaces. Journal of Cultural Heritage, 10 (2009), S. 410–414
- [BS 5454, 2000] British Standard BS 5454: Recommendations for the storage and exhibition of archival documents. London: British Standards Institution, 2000
- [Brokerhof und van Bommel, 1996] Brokerhof, A.W., van Bommel, M.: Deterioration of calcareous materials by acetic acid vapour: a model study. In: Bridgland, J. (Hrsg.): Proceedings of the 11th Triennial Meeting of the ICOM Committee for Conservation, Edinburgh, Scotland, Vol. 2 (1996), S. 769–775
- [Brown, 2009] Brown, S.K.: Building products as source of indoor organic pollutants. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): Organic indoor air pollutants. Occurrence, measurement, evaluation. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 373–404
- [Bruckmann und Eikmann, 2007] Bruckmann, P., Eikmann, T.: Feinstäube und menschliche Gesundheit. Chemie in unserer Zeit, 41 (2007), S. 248–253
- [Bundesgesundheitsamt, 1977] Bewertungsmaßstab für Formaldehyd in der Raumluft. BGA-Presdienst 19/77 vom 12.10.1977. Deutsches Bundesgesundheitsamt

- [Bundesverband der Unfallkassen, 2007]** Gebundene Asbestprodukte in Gebäuden – eine Zusammenstellung der Asbest-Richtlinie sowie der TRGS 519 Asbest. GUV-I 8538, München, 2007
- [Bünger et al., 2012]** Bünger, S., Küpper, R., König, R., Mund, M., Schäffer, K.-H., Schubert, U., Schubert, V.: Asbest. In: Zwiener, G., Lange, F.-M. (Hrsg.): Gebäude-Schadstoffe und gesunde Innenraumluft. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2012, S. 95–198
- [Bützer und Keßler, 2001]** Bützer, J., Keßler, K.: Kunststoff als Werkstoff: Celluloid und Polyurethan-Weichschaum. Kölner Beiträge zur Restaurierung und Konservierung von Kunst- und Kulturgut. München: Siegl's Fachbuchhandlung, 2001
- [Burgess und Binnie, 1990]** Burgess, H. D., Binnie, N. E.: The development of a research approach to the scientific study of cellulosic and ligneous materials. *Journal of the American Institute for Conservation*, 29 (1990), S. 133–152
- [Burke, 1992]** Burke, J.: Vapour barrier films. *The Western Association for Art Conservation (WAAC) Newsletter*, 14 (1992), Nr. 2, S. 13–17
- [Burmester, 2000]** Burmester, A.: Die Beteiligung des Nutzers bei Museumsneubau und –sanierung: Risiko oder Notwendigkeit? oder Welche Klimawerte sind die richtigen? In: Fachinstitut Gebäude-Klima e. V. (Hrsg.): Raumklima in Museen und historischen Gebäuden. Kongressband, 1. Auflage. Bietigheim-Bissingen, 2000, S. 9–23
- [Butte, 2009]** Butte, W.: Occurrence of semi-volatile organic compounds in the indoor environment. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): *Organic Indoor Air Pollutants*. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 239–272
- [Butte und Heinzow, 2002]** Butte, W., Heinzow, B.: Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Review Environmental Contamination Toxicology*, 175 (2002), S. 1–46
- [Byne, 1899]** Bynne, L. S. G.: The corrosion of shells in cabinets. *Journal of Conchology*, 9 (1899), S. 252–255
- [Camuffo, 1998]** Camuffo, D.: Microclimate for cultural heritage. *Developments in Atmospheric Science* 23. Amsterdam: Elsevier, 1998
- [Camuffo et al., 2000]** Camuffo, D., Sturano, G., Valentino, A.: Showcases: a really effective mean for protecting artworks? *Thermochimica Acta*, 365 (2000), S. 65–77
- [Carp et al., 2004]** Carp, O., Huisman, C., Reller, A.: Photoinduced reactivity of titanium dioxide. *Progress in Solid State Chemistry*, 32 (2004), S. 33–177
- [Carroll et al., 1973]** Carroll, M. N., Clermont, L. P., Leblanc, G.: pH and buffer capacity of canadian woods in relation to particle board manufacture. Report OP-X-81 Environment, Canada, 1973
- [Carter et al., 2000]** Carter, H., Bégin, P., Grattan, D.: Migration of volatile organic compounds through stacked sheets of paper during accelerated ageing – Part I: Acid migration at 90 °C. *Restaurator*, 21 (2000), S. 77–84
- [Cassar, 1995]** Cassar, M.: Environmental management – guidelines for museums and galleries. *The Heritage: Care-Preservation-Management*. London-New York: Routledge & Routledge, 1995
- [Cassar et al., 1999]** Cassar, M., Blades, N., Oreszczyn, T.: Air pollution levels in air-conditioned and naturally ventilated museums: a pilot study. In: Bridgland, J. (Hrsg.): *Proceedings of the 12th Triennial Meeting of the ICOM Committee for Conservation*, Lyon, France, Vol. 1 (1999), S. 31–37
- [CEC, 1997]** CEC – Commission of the European Communities: Total volatile organic compounds (TVOC) in indoor air quality investigations. *Indoor Air Quality and its Impact on Man*. Report No. 17, Luxembourg: Commission of the European Communities, 1997

- [Čejka et al., 2010] Čejka, J., Corma, A., Zones, S. (Hrsg.): Zeolites and catalysis. Volume 1, Weinheim: WILEY-VCH, 2010
- [Chandler und Milam, 1982] Chandler, W., Milam, B.: Technical exchange: bubblewrap and silver objects. The Western Association for Art Conservation (WAAC) Newsletter, 4 (1982), Nr. 1, S. 3–4
- [Chang et al., 1999] Chang, J.C.S., Fortmann, R.C., Roache, N.F., Lao, H.: Evaluation of low-VOC latex paints. Proceedings of the 8th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Indoor Air '99, Edinburgh, Scotland, Vol. 1 (1999), S. 442–447
- [Chiavari et al., 2008] Chiavari, C., Martini, C., Prandstraller, D., Niklasson, A., Johansson, L.-G., Svensson, J.-E., Aslund, A., Bergsten, C.J.: Atmospheric corrosion of historical organ pipes: the influence of environment and materials. Corrosion Science, 50 (2008), S. 2444–2455
- [Clausen und Wolkoff, 1997] Clausen, P.A., Wolkoff, P.: Degradation products of Tenax TA formed during sampling and thermal desorption analysis: Indicators of reactive species indoors. Atmospheric Environment, 31 (1997), S. 715–725
- [Clausen und Kofoed-Sorensen, 2009] Clausen, P.A., Kofoed-Sorensen, V.: Sampling and analysis of SVOCs and POMs in indoor air. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): Organic Indoor Air Pollutants. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 19–45
- [Clausen et al., 1998] Clausen, P.A., Wilkins, K., Wolkoff, P.: Gas chromatographic analysis of free fatty acids and fatty acid salts extracted with neutral and acidified dichloromethane from office floor dust. Journal of Chromatography A, 814 (1998), S. 161–170
- [Cohen et al., 2000] Cohen, N.S., Odlyha, M., Campana, R., Foster, G.M.: Dosimetry of paintings: determination of the degree of chemical change in museum exposed test paintings (lead white tempera) by thermal analysis and infrared spectroscopy. Thermochimica Acta, 365 (2000), S. 45–52
- [Coleman et al., 2008] Coleman, B.K., Lunden, M.M., Destailats, H., Nazaroff, W.W.: Secondary organic aerosol from ozone-initiated reactions with terpene-rich household products. Atmospheric Environment, 42 (2008), S. 8234–8245
- [Colombini und Modugno, 2009] Colombini, M.P., Modugno, F. (Hrsg.): Organic mass spectrometry in arts and archaeology. Chichester: John Wiley & Sons, 2009
- [Colombo et al., 1990] Colombo, A., De Bortoli, M., Knöppel, H., Schauenburg, H., Vissers, H.: Determination of volatile organic compounds emitted from household products in small test chambers and comparison with headspace analysis. In: Walkinshaw, D.S. (Hrsg.): Proceedings of the 5th International Conference on Indoor Air and Climate, Indoor Air '90, Toronto, Canada, Vol. 3 (1990), S. 599–604
- [Construction Products Regulation, 2011] Construction Products Regulation (CPR 305/2011/EU): Regulation (EU) No 305/2011 of the European Parliament and of the Council of 9 March 2011 laying down harmonized conditions for the marketing of construction products and repealing Council Directive 89/106/EEC. Official Journal of the European Union L 88/5, 04.04.2011
- [Crump, 2009] Crump, D.: Application of diffusive samplers. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): Organic Indoor Air Pollutants. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 47–63
- [Dahlin, 2010] Dahlin, E. (Hrsg.): EU project MASTER. Final report. Preventive Conservation Strategies for Protection of Organic Objects in Museums, Historic Buildings and Archives. NILU OR 76/2010, 2010
- [Daniels und Ward, 1982] Daniels, V., Ward, S.: A rapid test for the detection of substances which will tarnish silver. Studies in Conservation, 27 (1982), S. 58–60

- [Danish Society of Indoor Climate, 1997]** Danish Society of Indoor Climate: Standard test method for determination of emission from building products (in Danish). 1st edition December 1994, appendices updated 1997
- [Danish Society of Indoor Climate, 2000]** Danish Society of Indoor Climate: The indoor climate label. Introduction to the principles behind the indoor climate labeling, Taastrup/Dänemark, 2000
- [Dawson, 1984]** Dawson, J.E.: Effects of pesticides on museum materials: a preliminary report. *Biodeterioration*, VI (1984), S. 350–354
- [de Gouw und Warneke, 2007]** de Gouw, J., Warneke, C.: Measurements of volatile organic compounds in the earth's atmosphere using proton-transfer-reaction mass spectrometry. *Mass Spectrometry Reviews*, 26 (2007), S. 223–257
- [Destailats et al., 2008]** Destailats, H., Maddalena, R. L., Singer, B. C., Hodgson, A. T., McKone, T. E.: Indoor pollutants emitted by office equipment: A review of reported data and information needs. *Atmospheric Environment*, 42 (2008), S. 1371–1388
- [Deutscher Kork-Verband, 2007]** Deutscher Kork-Verband e.V.: Das Kork-Logo. Ein Programm des Deutschen Kork-Verbandes e.V. – Bereich Bodenbeläge – in Zusammenarbeit mit dem eco-Umweltinstitut, Köln, 2007
- [DFG, 2012]** DFG Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe: MAK- und BAT-Werte Liste 2012. Weinheim: WILEY-VCH, 2012
- [DIBt, 2004]** DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik): Zulassungsgrundsätze zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten in Innenräumen – Stand Juni 2004. DIBt-Mitteilungen, 4 (2004), S. 119–141
- [DIBt, 2008]** DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik): Grundsätze zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten in Innenräumen. Stand Oktober 2008
- [DIN 1946-6, 2009]** DIN 1946-6: Raumluftechnik. Teil 6: allgemeine Anforderungen, Anforderungen zur Bemessung, Ausführung und Kennzeichnung, Übergabe/Übernahme (Abnahme) und Instandhaltung. Berlin: Beuth Verlag, 2009
- [DIN 55945, 2007]** DIN 55945: Beschichtungsstoffe und Beschichtungen – Ergänzende Begriffe zu DIN EN ISO 4618. Berlin: Beuth Verlag, 2007
- [DIN EN 120, 1992]** DIN EN 120: Holzwerkstoffe – Bestimmung der Formaldehydgehaltes – Extraktionsverfahren (genannt Perforatormethode). Berlin: Beuth Verlag, 1992
- [DIN EN 312, 2010]** DIN EN 312: Spanplatten – Anforderungen. Berlin: Beuth Verlag, 2010
- [DIN EN 717-1, 2005]** DIN EN 717-1: Holzwerkstoffe – Bestimmung der Formaldehydabgabe – Teil 1: Formaldehydabgabe nach der Prüfkammer-Methode. Berlin: Beuth Verlag, 2005
- [DIN EN 717-2, 1995]** DIN EN 717-2: Holzwerkstoffe – Bestimmung der Formaldehydabgabe – Teil 2: Formaldehydabgabe nach der Gasanalyse-Methode. Berlin: Beuth Verlag, 1995
- [DIN EN 13779, 2007]** DIN EN 13779. Lüftung von Nichtwohngebäuden: allgemeine Grundlagen und Anforderungen an Lüftungs- und Klimaanlagen. Berlin: Beuth Verlag, 2007
- [DIN EN 13986, 2005]** DIN EN 13986: Holzwerkstoffe zur Verwendung im Bauwesen – Eigenschaften, Bewertung der Konformität und Kennzeichnung. Berlin: Beuth Verlag, 2005
- [DIN EN 15757, 2010]** DIN EN 15757: Erhaltung des kulturellen Erbes – Festlegungen für Temperatur und relative Luftfeuchte zur Begrenzung klimabedingter mechanischer Beschädigungen an organischen hygroskopischen Materialien. Berlin: Beuth Verlag, 2010

- [DIN EN 15758, 2010]** DIN EN 15758: Erhaltung des kulturellen Erbes – Verfahren und Geräte zur Messung der Temperatur der Luft und der Oberflächen von Objekten. Berlin: Beuth Verlag, 2010
- [DIN EN 15759-1, 2012]** DIN EN 15759-1: Erhaltung des kulturellen Erbes – Raumklima – Teil 1: Leitfäden für die Beheizung von Andachtsstätten. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [DIN EN 15801, 2010]** DIN EN 15801: Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Bestimmung der Wasserabsorption durch Kapillarität. Berlin: Beuth Verlag, 2010
- [DIN EN 15802, 2010]** DIN EN 15802: Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Bestimmung des statischen Kontaktwinkels. Berlin: Beuth Verlag, 2010
- [DIN EN 15803, 2010]** DIN EN 15803: Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Bestimmung des Wasserdampfleitkoeffizienten (δ_p). Berlin: Beuth Verlag, 2010
- [DIN EN 15886, 2010]** DIN EN 15886: Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Farbmessungen von matten Oberflächen. Berlin: Beuth Verlag, 2010
- [DIN EN 15898, 2011]** DIN EN 15898: Erhaltung des kulturellen Erbes – Allgemeine Begriffe. Berlin: Beuth Verlag, 2011
- [DIN EN 15946, 2011]** DIN EN 15946: Erhaltung des kulturellen Erbes – Verpackungsverfahren für den Transport. Berlin: Beuth Verlag, 2011
- [DIN EN 16085, 2012]** DIN EN 16085: Erhaltung des kulturellen Erbes – Verfahren der Probenahme an Materialien des kulturellen Erbes – Allgemeine Regeln. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [DIN EN 16095, 2012]** DIN EN 16095: Erhaltung des kulturellen Erbes – Zustandsaufnahme an beweglichem Kulturerbe. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [DIN EN 16096, 2012]** DIN EN 16096: Erhaltung des kulturellen Erbes – Zustandserhebung und Bericht für das gebaute Kulturerbe. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [DIN EN 16141, 2013]** DIN EN 16141: Erhaltung des kulturellen Erbes – Richtlinien für den Umgang mit Umwelt- und Umgebungsbedingungen – Schaudepots: Definitionen und Merkmale von Sammlungszentren bestimmt für die Bewahrung und Pflege des kulturellen Erbes. Berlin: Beuth Verlag, 2013
- [DIN EN 16242, 2013]** DIN EN 16242: Erhaltung des kulturellen Erbes – Verfahren und Geräte zur Messung der Luftfeuchte und des Austausches von Feuchtigkeit zwischen Luft und Kulturgut. Berlin: Beuth Verlag, 2013
- [DIN EN 16302, 2013]** DIN EN 16302: Erhaltung des kulturellen Erbes – Prüfverfahren – Messung der Wasseraufnahme mit Prüfrohr. Berlin: Beuth Verlag, 2013
- [DIN EN ISO 7730, 2006]** DIN EN ISO 7730: Ergonomie der thermischen Umgebung – Analytische Bestimmung und Interpretation der thermischen Behaglichkeit durch Berechnung des PMV- und des PPD-Indexes und Kriterien der lokalen thermischen Behaglichkeit. Berlin: Beuth Verlag, 2006
- [DIN EN ISO 16000-1, 2006]** DIN EN ISO 16000-1: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 1: Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie. Berlin: Beuth Verlag, 2006
- [DIN EN ISO 16000-2, 2006]** DIN EN ISO 16000-2: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 2: Messstrategie für Formaldehyd. Berlin: Beuth Verlag, 2006
- [DIN EN ISO 16000-5, 2007]** DIN EN ISO 16000-5: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 5: Probenahmestrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC). Berlin: Beuth Verlag, 2007
- [DIN EN ISO 16000-7, 2007]** DIN EN ISO 16000-7: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 5: Probenahmestrategie zur Bestimmung luftgetragener Asbestfaserkonzentrationen. Berlin: Beuth Verlag, 2007

- [DIN EN ISO 16000-9, 2008]** DIN EN ISO 16000-9: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 9: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen – Emissionsprüfkammer-Verfahren. Berlin: Beuth Verlag, 2008
- [DIN EN ISO 16000-10, 2006]** DIN EN ISO 16000-10: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 10: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen – Emissionsprüfzellen-Verfahren. Berlin: Beuth Verlag, 2006
- [DIN EN ISO 16000-11, 2006]** DIN EN ISO 16000-11: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 11: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen – Probenahme, Lagerung der Proben und Vorbereitung der Prüfstücke. Berlin: Beuth Verlag, 2006
- [DIN EN ISO 16000-12, 2008]** DIN EN ISO 16000-12: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 12: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 12: Probenahmestrategie für polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH). Berlin: Beuth Verlag, 2008
- [DIN EN ISO 16000-15, 2009]** DIN EN ISO 16000-15: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 15: Probenahmestrategie für Stickstoffdioxid (NO₂). Berlin: Beuth Verlag, 2009
- [DIN EN ISO 16000-19, 2013]** DIN EN ISO 16000-19: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 19: Probenahmestrategie für Schimmelpilze. Berlin: Beuth Verlag, 2013
- [DIN EN ISO 16000-26, 2012]** DIN EN ISO 16000-26: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 26: Probenahmestrategie für Kohlendioxid (CO₂). Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [DIN EN ISO 16017-1, 2001]** DIN EN ISO 16017-1: Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz – Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar-Gaschromatographie – Teil 1: Probenahme mit einer Pumpe. Berlin: Beuth Verlag, 2001
- [DIN EN ISO 16017-2, 2003]** DIN EN ISO 16017-2: Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz – Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar-Gaschromatographie – Teil 2: Probenahme mit Passivsammlern. Berlin: Beuth Verlag, 2003
- [DIN ISO 16000-3, 2013]** DIN ISO 16000-3: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 3: Messen von Formaldehyd und anderen Carbonylverbindungen in der Innenraumluft und in Prüfkammern – Probenahme mit einer Pumpe. Berlin: Beuth Verlag, 2013
- [DIN ISO 16000-4, 2012]** DIN ISO 16000-4: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 4: Bestimmung von Formaldehyd – Probenahme mit Passivsammlern. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [DIN ISO 16000-6, 2012]** DIN ISO 16000-6: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 6: Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probenahme auf Tenax TA®, thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS oder MS-FID. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [DIN ISO 16000-13, 2010]** DIN ISO 16000-13: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 13: Bestimmung der Summe gasförmiger und partikelgebundener dioxin-ähnlicher Biphenyle (PCB) und polychlorierter Dibenzo-p-dioxine/Dibenzofurane (PCDD/PCDF) – Probenahme auf Filtern mit nachgeschalteten Sorbenzien. Berlin: Beuth Verlag, 2010
- [DIN ISO 16000-14, 2012]** DIN ISO 16000-14: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 14: Bestimmung der Summe gasförmiger und partikelgebundener polychlorierter dioxin-ähnlicher Biphenyle (PCB) und polychlorierter Dibenzo-p-dioxine/Dibenzofurane (PCDD/PCDF) – Extraktion, Reinigung und Analyse mit hochauflösender Gaschromatographie. Berlin: Beuth Verlag, 2012

- [**DIN ISO 16000-16, 2009**] DIN ISO 16000-16: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 16: Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen – Probenahme durch Filtration. Berlin: Beuth Verlag, 2009
- [**DIN ISO 16000-17, 2010**] DIN ISO 16000-17: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 17: Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen – Kultivierungsverfahren. Berlin: Beuth Verlag, 2010
- [**DIN ISO 16000-18, 2012**] DIN ISO 16000-18: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 18: Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen – Probenahme durch Impaktion. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [**DIN ISO 16000-25, 2012**] DIN ISO 16000-25: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 25: Bestimmung der Emission von schwerflüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten – Mikro-Prüfkammerverfahren. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [**DIN ISO 16000-28, 2012**] DIN ISO 16000-28: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 28: Bestimmung der Geruchsstoffemissionen aus Bauprodukten mit einer Emissionsprüfkammer. Berlin: Beuth Verlag, 2012
- [**Down et al., 1996**] Down, J. L., MacDonald, M. A., Tétreault, J., Williams, S. R.: Adhesive testing at the Canadian Conservation Institute – an evaluation of selected poly(vinyl acetate) and acrylic adhesives. *Studies in Conservation*, 41 (1996), S. 19–44
- [**Dören et al., 1994**] Dören, K., Freitag, W., Stoye, D.: Water-borne coatings: the environmentally friendly alternative. München: Hanser Gardner Publications, 1994
- [**Dräger, 2008**] Dräger: Dräger-Röhrchen & CMS-Handbuch. Lübeck, 2008
- [**Druzik und Michalski, 2012**] Druzik, J. R., Michalski, S. W.: Guidelines for selecting solid-state lighting for museums. Canadian Conservation Institute/The Getty Conservation Institute, 2012
- [**Dunky und Niemz, 2002**] Dunky, M., Niemz, P.: Holzwerkstoffe und Leime, Technologie und Einflussfaktoren. Berlin: Springer Verlag, 2002
- [**Dunn, 1987**] Dunn, J. E.: Models and statistical methods for gaseous emission testing of finite sources in well-mixed chambers. *Atmospheric Environment*, 21 (1987), S. 425–430
- [**Dupont und Tétreault, 2000**] Dupont, A.-L., Tétreault, J.: Cellulose degradation in an acetic acid environment. *Studies in Conservation*, 45 (2000), S. 210–210
- [**Dutz et al., 2000**] Dutz, M., Ruthenberg, K., Römich, H., Drewello, R.: Zu den Mechanismen der Einwirkung von organischen Luftschadstoffen auf historische Gläser. *Vorträge der Jahrestagung Archäometrie und Denkmalpflege*, Dresden, 2000, S. 113–115
- [**Ebert und Bahadir, 2003**] Ebert, J., Bahadir, M.: Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress. *Environment International*, 29 (2003), S. 711–716
- [**Eibl, 2009a**] Eibl, M.: Die Reinigung musealer Räume als Maßnahme der präventiven Konservierung. Erster Teil – Grundlagen der Verschmutzung und Reinigung. *ZKK – Zeitschrift für Kunsttechnologie und Konservierung*, Heft 1 (2009), S. 79–114
- [**Eibl, 2009b**] Eibl, M.: Die Reinigung musealer Räume als Maßnahme der präventiven Konservierung. Zweiter Teil – Reinigung und Präventive Konservierung in der Praxis. *ZKK – Zeitschrift für Kunsttechnologie und Konservierung*, Heft 2 (2009), S. 215–244
- [**Elert und Maekawa, 2000**] Elert, K., Maekawa, S.: Anwendung von Sauerstoffabsorboren in Museen – Lagerung sauerstoffempfindlicher Materialien, Schädlingsbekämpfung. *Restauro*, 5 (2000), S. 348–354
- [**Englert, 1997**] Englert, N.: Richtwerte für die Innenraumluft: Kohlenmonoxid. *Bundesgesundheitsblatt*, 40 (1997), S. 425–428
- [**Englert, 1998**] Englert, N.: Richtwerte für die Innenraumluft: Stickstoffdioxid. *Bundesgesundheitsblatt*, 41 (1998), S. 9–12

- [Erhardt und Mecklenburg, 1994]** Erhardt, D., Mecklenburg, M.F.: Relative humidity re-examined. In: Roy, A., Smith, P. (Hrsg.): IIC, Preprints of the Contributions to the Ottawa Congress, Preventive Conservation – Practice, Theory and Research, Ottawa, Canada, 1994, S. 32–38
- [Erhardt et al., 1995]** Erhardt, D., Mecklenburg, M.F., Tumosa, C.S., McCormick-Goodhart, M.: The determination of allowable RH fluctuations. The Western Association for Art Conservation (WAAC) Newsletter, 17 (1995), Nr. 1, S. 19–23
- [Erhardt et al., 2007]** Erhardt, D., Tumosa, C.S., Mecklenburg, M.F.: Applying science to the question of museum climate. Museum Microclimates (2007), S. 11–19
- [Erickson, 1997]** Erickson, M.D.: Analytical Chemistry of PCBs. Boca Raton: Lewis Publishers, 1997
- [EC, 1994]** EC (European Commission): Mitteilung der Kommission über die Grundlagendokumente. Amtsblatt EG, C 62/1 vom 28.02.1994
- [ECA, 2005]** ECA (European Collaborative Action): Harmonisation of indoor material emissions labelling systems in the EU. Inventory of existing schemes. Urban air, indoor environment and human exposure. Report No. 24, Luxembourg, 2005
- [Evelyn, 1661]** Evelyn, J.: Fumifugium. Reprint by The Rota at the University of Exeter 1976, Exeter, 1661
- [Fanger, 1982]** Fanger, P.O.: Thermal Comfort. Malabar: Robert E. Krieger Publishing Company, 1982
- [Fanger, 1988]** Fanger, P.O.: Introduction of the olf and decipol units to quantify air pollution perceived by humans indoors and outdoors. Energy and Buildings, 12 (1988), S. 1–6
- [Fanger et al., 1988]** Fanger, P.O., Lauridsen, J., Bluyssen, P., Clausen, G.: Air pollution sources in offices and assembly halls, quantified by the olf unit. Energy and Buildings, 12 (1988), S. 7–19
- [Fengel und Wegener, 1989]** Fengel, D., Wegener, G.: Wood. Berlin: Walter De Gruyter, 1989
- [Fenn, 1993]** Fenn, J.: Labelling plastic artefacts. In: Grattan, D. (Hrsg.): Safeguarding the 20th century: The conservation of modern materials. Canadian Conservation Institute, Ottawa, Canada, 1993
- [Fenn, 1995a]** Fenn, J.: Secret sabotage: reassessing museum plastics in display and storage. In: Wright, M.M., Townsend, J.H. (Hrsg.): Resins – Ancient and Modern. Preprints of the SSCR's 2nd Resins Conference, University of Aberdeen, 1995, S. 38–41
- [Fenn, 1995b]** Fenn, J.: The cellulose nitrate time bomb: using sulphonephthalein indicators to evaluate storage strategies. In: From marble to chocolate, the conservation of modern sculpture. London: Archetype Publications, 1995, 87–92
- [Finlayson-Pitts und Pitts, 2000]** Finlayson-Pitts, B.J., Pitts Jr., J.N.: Chemistry of the upper and lower atmosphere. San Diego: Academic Press, 2000
- [Fitzner und Hilbert, 2002]** Fitzner, K., Hilbert, G.S.: Klimatisierung. In: Hilbert, G.S. (Hrsg.): Sammlungsgut in Sicherheit. Berlin: Gebr. Mann Verlag, 2002, S. 127–242
- [Franey et al., 1985]** Franey, J.P., Kammlott, G.W., Graedel, T.E.: The corrosion of silver by atmospheric sulfurous gases. Corrosion Science, 25 (1985), S. 133–143
- [Friebel, 1998]** Friebel, S.: Pulverlackierung von Holz und Holzwerkstoffen. JOT+Oberfläche: Journal für Oberflächentechnik, 11 (1998), S. 20–24
- [Friebel und Netuschil, 1999]** Friebel, S., Netuschil, P.: Pulverbeschichtung von Holz und Holzwerkstoffen. Substrat und Grenzflächenphänomene. 5. DFO-Tagung Pulverlack-Praxis, Lindau, Deutschland, S. 101–107

- [Fuchs und Leissner, 1995]** Fuchs, D. R., Leissner, J.: Glassensoren erfassen das Schadensrisiko an Kunstobjekten. *Restauro*, 3 (1995), S. 170–173
- [GefStoffV, 2010]** Gefahrstoffverordnung. 22. Auflage. Köln: Carl Heymanns Verlag, 2010
- [GEV, 2010a]** Gemeinschaft Emissionskontrollierte Verlegewerkstoffe, Klebstoffe und Bauprodukte e. V. (GEV): GEV-Einstufungskriterien. Anforderungen an emissionskontrollierte Oberflächenbehandlungsmittel für Parkett und Vergabe des EMICODE, 2010
- [GEV, 2010b]** Gemeinschaft Emissionskontrollierte Verlegewerkstoffe, Klebstoffe und Bauprodukte e. V. (GEV): GEV-Einstufungskriterien. Anforderungen an emissionskontrollierte Verlegewerkstoffe, Klebstoffe und Bauprodukte und Vergabe des EMICODE, 2010
- [GEV, 2011]** Gemeinschaft Emissionskontrollierte Verlegewerkstoffe, Klebstoffe und Bauprodukte e. V. (GEV): GEV-Prüfmethode. Bestimmung flüchtiger organischer Verbindungen zur Charakterisierung emissionskontrollierter Verlegewerkstoffe, Klebstoffe, Bauprodukte und Parkettlacke, 2011
- [Gertis, 2008]** Gertis, K.: Radon in Gebäuden. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag, 2008
- [Gibson und Watt, 2010]** Gibson, L. T., Watt, C. M.: Acetic and formic acids emitted from wood samples and their effect on selected materials in museum environments. *Corrosion Science*, 52 (2010), S. 172–178
- [Gilberg und Grattan, 1994]** Gilberg, M., Grattan, D.: Oxygen-free storage using Ageless oxygen absorber. In: Roy, A., Smith, P. (Hrsg.): IIC, Preprints of the Contributions to the Ottawa Congress, Preventive Conservation – Practice, Theory and Research, Ottawa, Canada, 1994, S. 177–180
- [Glastrup, 1987]** Glastrup, J.: Insecticide analysis by gas chromatography in the stores of the Danish National Museum's Ethnographic collection. *Studies in Conservation*, 32 (1987), S. 59–64
- [Graedel, 1992]** Graedel, T. E.: Corrosion mechanisms for silver exposed to the atmosphere. *Journal of The Electrochemical Society*, 139 (1992), S. 1963–1970
- [Graedel et al., 1981]** Graedel, T. E., Kammlott, G. W., Franey, J. P.: Carbonyl sulfide: potential agent of atmospheric sulfur corrosion. *Science*, 212 (1981), S. 663–665
- [Graedel et al., 1985]** Graedel, T. E., Franey, J. P., Gualtieri, G. J., Kammlott, G. W., Malm, D. L.: On the mechanism of silver and copper sulfidation by atmospheric H_2S and OCS. *Corrosion Science*, 25 (1985), S. 1163–1180
- [Grattan und Gilberg, 1994]** Grattan, D. W., Gilberg, M.: Ageless oxygen absorber: chemical and physical properties. *Studies in Conservation*, 39 (1994), S. 210–214
- [Greathouse und Wessel, 1954]** Greathouse, G. A., Wessel, C. J.: Deterioration of materials: causes and preventive techniques. New York: Reinhold Publishing Corporation, 1954
- [Green und Thickett, 1991]** Green, L. R., Thickett, D.: Modern metals in museum collections. In: Grattan, D. (Hrsg.): Saving the Twentieth Century – The Conservation of Modern Materials, 1991, S. 261–269
- [Green und Thickett, 1995]** Green, L. R., Thickett, D.: Testing materials for use in the storage and display of antiquities – A revised methodology. *Studies in Conservation*, 40 (1995), S. 145–152
- [Green und Bradley, 1997]** Green, L. R., Bradley, S. M.: An investigation into strategies for the long-term storage of archaeological iron. In: MacLeod, I. D. et al. (Hrsg.): Metal '95, Proceedings of the International Conference on Metal Conservation, 1997, S. 305–309

- [Grøntoft, 2002] Grøntoft, T.: Dry deposition of ozone on building materials. Chamber measurements and modelling of the time-dependent deposition. *Atmospheric Environment*, 36 (2002), S. 5661–5670
- [Grøntoft und Raychaudhuri, 2004] Grøntoft, T., Raychaudhuri, M.R.: Compilation of tables of surface deposition velocities for O₃, NO₂ and SO₂ to a range of indoor surfaces. *Atmospheric Environment*, 38 (2004), S. 533–544
- [Grøntoft et al., 2010] Grøntoft, T., Odlyha, M., Mottner, P., Dahlin, E., Lopez-Aparicio, S., Jakieła, S., Scharff, M., Andrade, G., Obarzanowski, M., Ryhl-Svendsen, M.: Pollution monitoring by dosimetry and passive diffusion sampling for evaluation of environmental conditions for paintings in microclimate frames. *Journal of Cultural Heritage*, 11 (2010), S. 411–419
- [Grosjean und Parmar, 1991] Grosjean, D., Parmar, S.S.: Removal of air pollutant mixtures from museum display cases. *Studies in Conservation*, 36 (1991), S. 129–141
- [Grosjean et al., 1988] Grosjean, D., Whitmore, P.M., Cass, G.R., Druzik, J.R.: Ozone fading of natural organic colorants: mechanisms and products of the reaction of ozone with indigos. *Environmental Science Technology*, 22 (1988), S. 292–298
- [Grzywacz, 2006] Grzywacz, C.M.: Monitoring for gaseous pollutants in museum environments. *Tools for Conservation*. Los Angeles: The Getty Conservation Institute, 2006
- [Grzywacz und Tennent, 1994] Grzywacz, C.M., Tennent, N.H.: Pollution monitoring in storage and display cabinets: carbonyl pollutant levels in relation to artifact deterioration. In: Roy, A., Smith, P. (Hrsg.): *IIC, Preprints of the Contributions to the Ottawa Congress, Preventive Conservation – Practice, Theory and Research*, Ottawa, Canada, 1994, S. 164–170
- [Grzywacz und Stulik, 1995] Grzywacz, C.M., Stulik, J.R.: Pollutants in museums. *Ghetty Conservation Institute, Newsletter 10.3*. (1995)
- [Guisnet und Gilson, 2002] Guisnet, M., Gilson, J.-P.: *Zeolites for cleaner technologies*. London: Imperial College Press, 2002
- [Gunschera et al., 2004] Gunschera, J., Fuhrmann, F., Salthammer, T., Schulze, A., Uhde, E.: Formation of chloroanisoles as indoor pollutants. *Environmental Science & Pollution Research*, 11 (2004), S. 147–151
- [Gunschera et al., 2009] Gunschera, J., Andersen, J.R., Schulz, N., Salthammer, T.: Surface-catalysed reactions on pollutant-removing building products for indoor use. *Chemosphere*, 75 (2009), S. 476–482
- [Gurjar et al., 2008] Gurjar, B.R., Butler, T.M., Lawrence, M.G., Lelieveld, J.: Evaluation of emissions and air quality in megacities. *Atmospheric Environment*, 42 (2008), S. 1593–1606
- [Gysels et al., 2002] Gysels, K., Deutsch, F., van Grieken, R.: Characterisation of particulate matter in the Royal Museum of Fine Arts, Antwerp, Belgium. *Atmospheric Environment*, 36 (2002), S. 4103–4113
- [Habenicht, 1997] Habenicht, G.: *Kleben – Grundlagen, Technologie, Anwendungen*. 3., völlig neu bearb. und erw. Aufl., Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag, 1997
- [Hankammer und Lorenz, 2003] Hankammer, G., Lorenz, W.: *Schimmelpilze und Bakterien in Gebäuden*. Köln: Verlagsgesellschaft Rudolf Müller GmbH, 2003
- [Hanus et al., 1996] Hanus, J., Komorníková, M., Mináriková, J.: Changes in some mechanical properties of paper during ageing in an archival box. In: Bridgland, J. (Hrsg.): *Proceedings of the 11th Triennial Meeting of the ICOM Committee for Conservation*, Edinburgh, Scotland, Vol. 2 (1996), S. 510–516

- [Hatchfield, 2002] Hatchfield, P.B.: Pollutants in the museum environment. London: Archetype Publications Ltd., 2002
- [Havermans, 1995] Havermans, J.: Effects of air pollutants on the accelerated ageing of cellulose-based materials. *Restaurator*, 16 (1995), S. 209–233
- [Havermans et al., 1999] Havermans, J., de Feber, M.A.P.C., Genuit, W.J.L., van Velzen, G.J.: Emission of volatile organic compounds from paper objects affected with iron-gall ink corrosion. In: Bridgland, J. (Hrsg.): Preprints of the 12th Triennial Conference of the ICOM Committee for Conservation, Lyon, France, Vol. 2 (1999), S. 513–516
- [Heinzow und Sagunski, 2009] Heinzow, B., Sagunski, H.: Evaluation of indoor air contamination by means of reference and guide values: the German approach. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): Organic Indoor Air Pollutants. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 189–211
- [Hermance et al., 1971] Hermance, H.W., Russell, C.A., Bauer, E.J., Egan, T.F., Waldlow, H.V.: Relation of airborne nitrate to telephone equipment damage. *Environmental Science & Technology*, 5 (1971), S. 781–789
- [Hinds, 1999] Hinds, W.C.: Aerosol Technology, 2nd edition. New York: John Wiley & Sons, 1999
- [Hollinger, 1994] Hollinger jr., W.K.: Microchamber papers used as a preventive conservation material. In: Roy, A., Smith, P. (Hrsg.): IIC, Preprints of the Contributions to the Ottawa Congress, Preventive Conservation – Practice, Theory and Research, Ottawa, Canada, 1994, S. 212–216
- [Horn et al., 1998] Horn, W., Ullrich, D., Seifert, B.: VOC Emissions from cork products for indoor use. *Indoor Air*, 8 (1998), S. 39–46
- [Hu et al., 2009] Hu, T.F., Lee, S.C., Cao, J.J., Ho, W.K., Ho, K.F., Chow, J.C., Watson, J.G., Rong, B., An, Z.S.: Atmospheric deterioration of Qin brick in an environmental chamber at Emperor Qin's Terracotta Museum, China. *Journal of Archaeological Science*, 36 (2009), S. 2578–2583
- [Hubert et al., 2012] Hubert, V., Prosek, T., Thierry, D., Kouril, M., Scheffel, B., Taube, M., Dubus, M., Jouannic, M., Degres, Y.: Kulturgüterschutz durch Korrosionsdatenlogger. Ein neuer Weg zur Bewertung der Luftqualität. *Restauro* 8 (2012), S. 22–27
- [Hulpke et al., 1999] Hulpke, H., Koch, H.A., Nießner, R. (Hrsg.): Römpp Lexikon Umwelt. 2. Auflage. Stuttgart: Georg Thieme Verlag, 1999
- [Hupfer und Kuttler, 2006] Hupfer, P., Kuttler, W. (Hrsg.): Witterung und Klima. Wiesbaden: Teubner Verlag, 2006
- [IIC, 2010] IIC – The International Institute for Conservation of Historic and Artistic Works: The plus/minus dilemma. A way forward in environmental guidelines. Dialogues for the new century. Discussions on the conservation of cultural heritage in a changing world. Milwaukee Wisconsin/USA, May 13, 2010. URL: www.iiconservation.org [Stand: Januar 2013]
- [Image Permanence Institute, 2001] Image Permanence Institute: User's Guide for A-D strips. Rochester, 2001
- [ISA 71.04, 1985] ISA 71.04: Environmental conditions for process measurement and control systems: airborne contaminants. International Society for Automation, Research Triangle Park, North Carolina/USA, 1985
- [Jakobi und Fabian, 1997] Jakobi, G., Fabian, P.: Indoor/outdoor concentrations of ozone and peroxyacetyl nitrate (PAN). *International Journal of Biometeorology*, 40 (1997), S. 162–165
- [JAS SE-1] JAS SE-1: Japanese Agricultural Standard for Plywood. Japanese Standards Association, Tokyo/Japan

- [JAS SE-12] JAS SE-12: Japanese Agriculture Standard for Structural Panel. Japanese Standards Association, Tokyo/Japan
- [Jeong und Evans, 2009] Jeong, C.-H., Evans, G.J.: Inter-Comparison of a Fast Mobility Particle Sizer and a Scanning Mobility Particle Sizer Incorporating an Ultrafine Water-Based Condensation Particle Counter. *Aerosol Science and Technology*, 43 (2009), S. 364–373
- [JIS A 1460, 2001] JIS A 1460: Building boards determination of formaldehyde emission – desiccator method. Japanese Standards Association, Tokyo/Japan, 2001
- [JIS A 1901] JIS A 1901: Determination of the emission of volatile organic compounds and aldehydes for building materials – small chamber method. Japanese Standards Association, Tokyo/Japan
- [JIS A 1911, 2006] JIS A 1911: Determination of the emission of formaldehyde for building materials and building related products – large chamber method. Japanese Standards Association, Tokyo/Japan, 2006
- [JIS A 5905, 2003] JIS A 5905: Japanese desiccator method. Japanese Standards Association, Tokyo/Japan, 2003
- [JIS A 5908, 2003] JIS A 5908: Particleboards. Japanese Standards Association, Tokyo/Japan, 2003
- [Kenjo, 1980] Kenjo, T.: Studies on the long-term conservation of cultural properties (Part 1). 2. Effects of different concentrations of oxygen on pigments used for cultural properties. *Scientific Papers on Japanese Antiques and Art Crafts*, 25 (1980), S. 103–107
- [Kenjo, 1986] Kenjo, T.: Certain deterioration factors for works of art and simple devices to monitor them. *International Journal of Museum Management and Curatorship*, 5 (1986), S. 295–300
- [Knöppel und Schauenburg, 1987] Knöppel, H., Schauenburg, H.: Screening of household products for the emission of volatile organic compounds. In: Seifert, B., Esdorn, H., Fischer, M., Ruden, H., Wegner, J. (Hrsg.): *Proceedings of the 4th International Conference on Indoor Air and Climate, Indoor Air '87, Berlin, Deutschland, Vol. 1 (1987)*, S. 27–31
- [Knöppel und Schauenburg, 1989] Knöppel, H., Schauenburg, H.: Screening of household products for the emission of volatile organic compounds. *Environment International*, 15 (1989), S. 413–418
- [Koestler et al., 1993] Koestler, R.J., Perreira, E., Santoro, E.D., Noble, P.: Visual effects of selected biocides on easel painting materials. *Studies in Conservation*, 38 (1993), S. 265–273
- [Köhler, 1997] Köhler, M.: A versatile alpha-hydroxyketone photoinitiator. *European Coatings Journal*, 12 (1997), S. 1118–1120
- [Krieger, 2007] Krieger, H.: *Grundlagen der Strahlungsphysik und des Strahlenschutzes*. Stuttgart: Teubner Verlag, 2007
- [Kröling et al., 1982] Kröling, P., Dirnagl, K., Drexel, H.: Gesundheits- und Befindlichkeitsstörungen in vollklimatisierten Räumen. *Zeitschrift für Physikalische Medizin* 11 (1982), S. 241–244
- [Krooß und Stolz, 1993] Krooß, J., Stolz, P.: Innenraumbelastung von Museumsmagazinen durch biozide Wirkstoffe. *Staub – Reinhaltung der Luft*, 53 (1993), S. 301–305
- [Künzel, 2009] Künzel, H.: *Wohnungslüftung und Raumklima*. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag, 2009
- [La Gennusa et al., 2008] La Gennusa, M., Lascari, G., Rizzo, G., Scaccianoe, G.: Conflicting needs of the thermal indoor environment of museums: in search of a practical compromise. *Journal of Cultural Heritage*, 9 (2008), S. 125–134

- [**Lambert et al., 1992**] Lambert, F.L., Daniel, V., Preusser, F.D.: The rate of absorption of oxygen by ageless: The utility of an oxygen scavenger in sealed cases. *Studies in Conservation*, 37 (1992), S. 267–274
- [**Lamorena et al., 2007**] Lamorena, R.B., Jung, S.-G., Bae, G.-N., Lee, W.: The formation of ultra-fine particles during ozone-initiated oxidations with terpenes emitted from natural paint. *Journal of Hazardous Materials*, 141 (2007), S. 245–251
- [**Lattuati-Derieux et al., 2006**] Lattuati-Derieux, A., Bonnassies-Termes, S., Lavédrine, B.: Characterisation of compounds emitted during natural and artificial ageing of a book. Use of headspace-solid-phase microextraction/gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Cultural Heritage*, 7 (2006), S. 123–133
- [**Lattuati-Derieux et al., 2008**] Lattuati-Derieux, A., Thao, S., Langlois, J., Regert, M.: First results on headspace-solid-phase microextraction/gas chromatography/mass spectrometry of volatile organic compounds emitted by wax objects in museums. *Journal of Chromatography A*, 1187 (2008), S. 239–249
- [**Lee und Thickett, 1996**] Lee, L.R., Thickett, D.: Selection of materials for the storage or display of museum objects. *British Museum occasional paper 111*. London: The British Museum, 1996
- [**Leech et al., 2002**] Leech, J.A., Nelson, W.C., Burnett, R.T., Aaron, S., Raizenne, M.E.: It's about time: A comparison of Canadian and American time-activity patterns. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 12 (2002), S. 427–432
- [**Leimbrock und Wagner, 1998**] Leimbrock, W., Wagner, B.: Ermittlung der Gefahrstoffbelastung durch Insektizide und Konservierungsmittel bei Tierpräparatoren und Mitarbeitern von zoologischen Sammlungen und Ausstellungen. *Der Präparator*, 44 (1998), S. 111–122
- [**Leimer und Bode, 2002**] Leimer, H.P., Bode, J.: Klimastabilität in historischen Museumsbauten. *Restauro*, 1 (2002), S. 20–27
- [**Leissner et al., 1996**] Leissner, J., Beuschlein, S., Pilz, M., Martin, G., Blades, N., Redol, P.: Assessment and monitoring the environment of cultural property. EC Final Report, CEC Contract EV5V CT92-0144 »AMECP«, 1996
- [**Leng et al., 2005**] Leng, G., Berger-Preiß, E., Levsen, K., Ranft, U., Sugiri, D., Hadnagy, W., Idel, H.: Pyrethroids used indoor – ambient monitoring of pyrethroids following a pest control operation. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 208 (2005), S. 193–199
- [**Li et al., 2006**] Li, F., Niu, J., Zhang, L.: A physically-based model for prediction of VOCs emissions from paint applied to an absorptive substrate. *Building and Environment*, 41 (2006), S. 1317–1325
- [**Link, 1999**] Link, B.: Richtwerte für die Innenraumluft: Quecksilber. *Bundesgesundheitsblatt*, 42 (1999), S. 168–174
- [**Linnow et al., 2007**] Linnow, K., Halsberghe, L., Steiger, M.: Analysis of calcium acetate efflorescences formed on ceramic tiles in a museum environment. *Journal of Cultural Heritage*, 8 (2007), S. 44–52
- [**Lithgow et al., 2005**] Lithgow, K., Brimblecombe, P., Lloyd, H., Thickett, D., Yoon, Y.H.: Managing dust in historic houses – a visitor/conservator interface. In: Bridgland, J. (Hrsg.): Pre-prints of the 14th Triennial Conference of the ICOM Committee for Conservation, The Hague, The Netherlands, 2005, Vol. 2, S. 662–669
- [**Lloyd, 1997**] Lloyd, H.: The role of housekeeping and preventive conservation in the care of textiles in historic houses. In: Marko, K. (Hrsg.): *Textiles in trust*. London: Archetype Publications, 1997, S. 40–53

- [Lloyd et al., 2002] Lloyd, H., Lithgow, K., Brimblecombe, P., Yoon, Y. H., Frame, K., Knight, B.: The effects of visitor activity on dust in historic collections. *The Conservator*, 26 (2002), S. 72–84
- [Lloyd et al., 2007a] Lloyd, H., Bendix, C., Brimblecombe, P., Thickett, D.: Dust in historic libraries. In: Padfield, T., Borchersen, K. (Hrsg.): *Museum Microclimates, Contributions to the Copenhagen conference 19–23 November 2007*. Copenhagen: The National Museum of Denmark, 2007, S. 135–144
- [Lloyd et al., 2007b] Lloyd, H., Lithgow, K., Brimblecombe, P.: Economics of dust. *Studies in Conservation*, 52 (2007), S. 135–146
- [Lohmeyer, 2001] Lohmeyer, G. C. O.: *Praktische Bauphysik*. Stuttgart: Teubner Verlag, 2001
- [López-Aparicio et al., 2010] López-Aparicio, S., Grøntoft, T., Dahlin, E.: Air quality assessment in cultural heritage institutions using EWO dosimeters. *e-PreservationScience*, 7 (2010), S. 96–101
- [Lukowsky, 2013] Lukowsky, D.: *Schadensanalyse an Holz und Holzwerkstoffen*. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag, 2013
- [Lundgren et al., 1999] Lundgren, B., Rosell, L., Wieslander, G., Sundahl, M., Norback, D.: Exposure to VOC from water-based paint in indoor environments: part 2. Exposure study. *Proceedings of the 8th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Indoor Air '99, Edinburgh, Scotland*, Vol. 1 (1999), S. 458–463
- [Lutz et al., 2002] Lutz, P., Jenisch, R., Klopfer, H., Freymuth, H., Petzold, K., Stohrer, M., Fischer, H.-M., Richter, E.: *Lehrbuch der Bauphysik*. Stuttgart: Teubner Verlag, 2002
- [Makowski und Ohlmeyer, 2006] Makowski, M., Ohlmeyer, M.: Influences of hot pressing temperature and surface structure on VOC emissions from OSB made of Scots pine. *Holzforschung*, 60 (2006), S. 533–538
- [Makowski et al., 2005] Makowski, M., Ohlmeyer, M., Meier, D.: Long-term development of VOC emissions from OSB after hot-pressing. *Holzforschung*, 59 (2005), S. 519–523
- [Massold et al., 2000] Massold, E., Riemann, A., Salthammer, T., Schwampe, W., Uhde, E., Wensing, M., Kephapoulos, S.: Comparison of TVOC by CC/MS with direct reading instruments. *Proceedings of Healthy Buildings 2000, Helsinki, Finland*, Vol. 4 (2000), S. 67–72
- [McDowall, 2007] McDowall, R.: *Fundamentals of HVAC Systems*. Kidlington: Elsevier, 2007
- [McKenna et al., 2008] McKenna, J. D., Turner, J. H., McKenna Jr., J. P.: *Fine Particle (2.5 microns) Emissions*. Hoboken: John Wiley & Sons Inc., 2008
- [McLafferty und Turecek, 1993] McLafferty, F. W., Turecek, F.: *Interpretation of Mass Spectra*. Mill Valley, CA: University Science Books, 1993
- [Menart et al., 2011] Menart, E., De Bruin, G., Strlič, M.: Dose-response functions for historic paper. *Polymer Degradation and Stability*, 96 (2011), S. 2029–2039
- [Meyer und Boehme, 1996] Meyer, B., Boehme, C.: Formaldehyde emission from solid wood. *Forest Products Journal*, 47 (1996), S. 45–48
- [Michalski, 1993] Michalski, S.: Relative humidity: a discussion of correct/incorrect values. In: Bridgland, J. (Hrsg.): *Preprints of the 10th Triennial Conference of the ICOM Committee for Conservation, Washington, USA*, Vol. 2 (1993), S. 624–629
- [Michalski, 1994] Michalski, S.: Leakage prediction for buildings, cases, bags and bottles. *Studies in Conservation*, 39 (1994), S. 169–186

- [Michalski, 1999] Michalski, S.: Setting standards for conservation: new temperature and relative humidity guidelines are now published. CCI Newsletter, No. 24 (1999), S. 3–4
- [Mills and White, 1999] Mills, J.S., White, R.: Organic Chemistry of Museum Objects. 2nd edition. Abingdon/UK – New York/USA: Routledge, 1999
- [Mølhave et al., 1986] Mølhave, L., Bach, B., Pedersen, O.F.: Human reactions to low concentrations of volatile organic compounds. Environment International, 12 (1986), S. 167–175
- [Mølhave et al., 1997] Mølhave, L., Clausen, G., Berglund, B., Ceaurriz, J., Kettrup, A., Lindvall, T., Maroni, M., Pickering, A.C., Risse, U., Rothweiler, H., Seifert, B., Younes, M.: Total Volatile Organic Compounds (TVOC) in Indoor Air Quality Investigations. Indoor Air, 7 (1997), S. 225–240
- [Morawska und Salthammer, 2003a] Morawska, L., Salthammer, T. (Hrsg.): Indoor Environment – Airborne Particles and Settled Dust. Weinheim: WILEY-VCH, 2003
- [Morawska und Salthammer, 2003b] Morawska, L., Salthammer, T.: Fundamentals of indoor particles and settled dust. In: Morawska, L., Salthammer, T. (Hrsg.): Indoor Environment – Airborne Particles and Settled Dust. Weinheim: WILEY-VCH, 2003, S. 3–6
- [Moriske, 1998] Moriske, H.-J.: Künstliche Beeinflussung des Innenraumklimas. In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lüfthygiene. Landsberg: Ecomed Verlag, 1998, IV–6.2
- [Moriske, 2007] Moriske, H.-J.: Schimmel, Fogging und weitere Innenraumprobleme. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag, 2007
- [Moriske und Turowski, 1998] Moriske, H.-J., Turowski, E.: Natürliche Beeinflussung des Innenraumklimas. In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lüfthygiene. Landsberg: ecomed Verlag, III–4.1
- [Moriske et al., 2001] Moriske, H.-J., Salthammer, T., Wensing, M., Klar, A., Ebert, P., Meinschmidt, P., Pardemann, J., Riemann, A., Schwampe, W.: Neue Untersuchungsergebnisse zum Phänomen »Schwarze Wohnungen«. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 61 (2001), S. 387–394
- [Moriske et al., 2002] Moriske, H.-J., Klar, A., Salthammer, T., Wensing, M.: Plötzlich auftretende schwarze Staubablagerungen in Wohnungen – das »Fogging«-Phänomen (Gesamtdarstellung). In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lüfthygiene. Landsberg: Ecomed Verlag, 2002, III–4.4.1
- [Morrison und Nazaroff, 2002] Morrison, G.C., Nazaroff, W.W.: Ozone interactions with carpet: secondary emissions of aldehydes. Environmental Science & Technology, 36 (2002), S. 2185–2192
- [Mücke und Lemmen, 2004] Mücke, W., Lemmen, C.: Schimmelpilze. Landsberg: Ecomed Medizin, Verlagsgruppe Hüthig, 2004
- [Mücke und Lemmen, 2010] Mücke, W., Lemmen, C.: Duft und Geruch – Wirkungen und gesundheitliche Bedeutung von Geruchsstoffen. Heidelberg: Ecomed Medizin, 2010
- [Müller und Poth, 2005] Müller, B., Poth, U.: Lackformulierung und Lackrezeptur: Das Lehrbuch für Ausbildung und Praxis. Hannover: Vincentz Network GmbH & Co. KG, 2005
- [Müller et al., 2000] Müller, W., Adam, K., Kruschke, D., Neelmeijer, C., Mäder, M.: Welche Ursachen haben die Schäden an Emailkunstwerken? – Naturwissenschaftliche Materialuntersuchungen. Restauro 6 (2000), S. 414–418
- [Nagorka et al., 2011] Nagorka, R., Conrad, A., Scheller, C., Süßenbach, B., Moriske, H.-J.: Diisononyl 1,2-cyclohexanedicarboxylic acid (DINCH) and Di(2-ethylhexyl) terephthalate (DEHT) in in-

- door dust samples: Concentration and analytical problems. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214 (2011), S. 26–35
- [Nazaroff, 2004] Nazaroff, W.W.: Indoor particle dynamics. *Indoor Air*, 14 (2004), S. 175–183
- [Nazaroff und Cass, 1991] Nazaroff, W.W., Cass, G.R.: Protecting museum collections from soiling due to the deposition of airborne particles. *Atmospheric Environment. Part A*, 25 (1991), S. 841–852
- [Nazaroff und Morrison, 2002] Nazaroff, W.W., Morrison, G.C.: The rate of ozone uptake on carpet: mathematical modeling. *Atmospheric Environment*, 36 (2002), S. 1747–1756
- [Nazaroff et al., 1993] Nazaroff, W.W., Ligocki, M.P., Salmon, L.G., Cass, G.R., Fall, T., Jones, M.C., Liu, H.I.H., Ma, T.: Airborne Particles in Museums. *Research in Conservation*. J. Paul Getty Trust, 1993
- [Neroth und Vollenschaar, 2011] Neroth, G., Vollenschaar, D.: *Wendehorst Baustoffkunde: Grundlagen – Baustoffe – Oberflächenschutz*. Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag, Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, 2011
- [Nielsen und Wolkoff, 2010] Nielsen, G., Wolkoff, P.: Cancer effects of formaldehyde: a proposal for an indoor air guideline value. *Archives of Toxicology*, 84 (2010), S. 423–446
- [Niklasson, 2005] Niklasson, A.: Atmospheric corrosion of lead. The influence of organic acid vapours and inorganic air pollutants. A contribution towards understanding the environmental degradation of historic organic pipes. PhD thesis. Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden, 2005
- [Niklasson et al., 2007] Niklasson, A., Johansson, L.-G., Svensson, J.-E.: Atmospheric corrosion of lead: the influence of formic acid and acetic acid vapors. *Journal of The Electrochemical Society*, 154 (2007), S. C618–C625
- [Niklasson et al., 2008] Niklasson, A., Langer, S., Arrhenius, K., Rosell, L., Bergsten, C.J., Johansson, L.-G., Svensson, J.-E.: Air pollutant concentrations and atmospheric corrosion of organ pipes in European church environments. *Studies in Conservation*, 53 (2008), S. 24–40
- [Norgaard et al., 2009] Norgaard, A.W., Jensen, K.A., Janfelt, C., Lauritsen, F.R., Clausen, P.A., Wolkoff, P.: Release of VOCs and particles during use of nanofilm spray products. *Environmental Science & Technology*, 43 (2009), S. 7824–7830
- [Obeloer et al., 1998] Obeloer, M., Lichtnecker, H., Erich, E.: Folgen der Schädlingsbekämpfung mit Methylbromid in Innenräumen. In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): *Gerüche in der Umwelt. Innenraum- und Außenluft*. VDI Berichte 1373, Düsseldorf: VDI Verlag GmbH, 1998, S. 465–475
- [Oddy, 1973] Oddy, W.A.: An unsuspected danger in display. *Museums Journal*, 73 (1973), S. 27–28
- [Oddy, 1975] Oddy, W.A.: The corrosion of metals on display. In: Brommelle, N.S., Smith, P. (Hrsg.): *Conservation in Archaeology and the Applied Arts*, 1975, S. 235–237
- [Odegaard und Sadongei, 2005] Odegaard, N., Sadongei, A. (Hrsg.): *Old poisons, new problems*. Walnut Creek/USA: AltaMira Press, 2005
- [Odlyha et al., 2000a] Odlyha, M., Cohen, N.S., Foster, G.M.: Dosimetry of paintings: determination of the degree of chemical change in museum exposed test paintings (smalt tempera) by thermal analysis. *Thermochimica Acta*, 365 (2000), S. 35–44
- [Odlyha et al., 2000b] Odlyha, M., Cohen, N.S., Foster, G.M., West, R.H.: Dosimetry of paintings: determination of the degree of chemical change in museum exposed test paintings (azurite tempera) by thermal and spectroscopic analysis. *Thermochimica Acta*, 365 (2000), S. 53–63

- [**Odlyha et al., 2004**] Odlyha, M., Padfield, T., Ryhl-Svendsen, M., De Santis, F., Smith, V., Bullock, L., Ruiz Hernando, J. A., Boon, J. J.: Microclimate Indoor Monitoring in Cultural Heritage Preservation (MIMIC): the development of a piezoelectric quartz crystal-based damage dosimeter. London, 2004
- [**Odlyha et al., 2005**] Odlyha, M., Wade, N., Wang, Q., Campana, R., Slater, J. M., Ryhl-Svendsen, M., Padfield, T., De Santis, F., Smith, V. A., Bullock, L., Ferreira, E. S. B., Boon, J. J., Pratt, K., Ormsby, M.: Microclimate indoor monitoring: damage assessment for cultural heritage preservation. In: Bridgland, J. (Hrsg.): Preprints of the 14th Triennial Conference of the ICOM Committee for Conservation, The Hague, The Netherlands, Vol. 2 (2005), S. 670–676
- [**Oreszczyn et al., 1994**] Oreszczyn, T., Cassar, M., Fernandez, K.: Comparative study of air-conditioned and non air-conditioned museums. In: Roy, A., Smith, P. (Hrsg.): Preprints of the Contributions to the Ottawa Congress, Preventive Conservation – Practice, Theory and Research, The International Institute for Conservation of Historic and Artistic Works (IIC), London, 1994, S. 144–148
- [**Ostenrath, 2012**] Ostenrath, S.: Wenn Kunst-Stoff verrottet. Nachrichten aus der Chemie, 60 (2012), S. 994–996
- [**Ott, 1985**] Ott, W. R.: Total human exposure. Environmental Science & Technology, 19 (1985), S. 880–886
- [**Ott, 1990**] Ott, W. R.: A physical explanation of the lognormality of pollutant concentrations. Journal of the Air & Waste Management Association, 40 (1990), S. 1378–1383
- [**Parmar und Grosjean, 1991**] Parmar, S. S., Grosjean, D.: Sorbent removal of air pollutants from museum display cases. Environment International, 17 (1991), S. 39–50
- [**Person et al., 1990**] Person, A., Laurent, A. M., Louis-Gavet, M. C., Aigueperse, J., Anguenot, F.: Characterization of volatile organic compounds emitted by liquid and pasty household products via small test chambers. In: Walkinshaw, D. S. (Hrsg.): Proceedings of the 5th International Conference on Indoor Air and Climate, Indoor Air '90, Toronto, Canada, Vol. 3, 1990, S. 605–610
- [**Philipp, 2010**] Philipp, C.: The future of wood coatings. European Coatings Journal, 1 (2010), S. 18–21
- [**Piening und Schwarz, 1998**] Piening, H., Schwarz, R.: Der Einsatz von Kälte in der Oberflächenreinigung – Drei Applikationstechniken. Restauro, 4 (1998), S. 248–253
- [**Pilz, 2000**] Pilz, M.: Umweltsituation im Grünen Gewölbe Dresden. Restauro 6 (2000), S. 422–427
- [**Plenderleith und Philippot, 1960**] Plenderleith, J. J., Philippot, P.: Climatology and conservation in museums. Museum, 13 (1960), S. 200–296.
- [**Plenderleith und Werner, 1971**] Plenderleith, H. J., Werner, A. E. A.: The conservation of antiquities and works of art – treatment, repair, and restoration. 2nd edition. Oxford: Oxford University Press, 1971
- [**Pluschke, 1996**] Pluschke, P.: Luftschadstoffe in Innenräumen: ein Leitfaden. Berlin Heidelberg: Springer Verlag, 1996
- [**Quadros und Marr, 2011**] Quadros, M. E., Marr, L. C.: Silver nanoparticles and total aerosols emitted by nanotechnology-related consumer spray products. Environmental Science & Technology, 45 (2011), S. 10713–10719
- [**Qualitätsgemeinschaft Holzwerkstoffe e.V., 2008**] Qualitätsgemeinschaft Holzwerkstoffe e.V.: Qualitäts- und Prüfbestimmungen für Spanplatten, 2008
- [**Ranacher, 2000**] Ranacher, M.: Staub- und Kondensatprävention. Schmutz. Zeitdokument oder Schadensbild, Konservieren, Restaurieren. ÖRV, Band 7 (2000), S. 85–112.

- [RAL-UZ 38, 2011] RAL-UZ 38: Emissionsarme Produkte aus Holz und Holzwerkstoffen. Sankt Augustin: RAL gGmbH, 2011
- [RAL-UZ 76, 2011] RAL-UZ 76: Emissionsarme Holzwerkstoffplatten. Sankt Augustin: RAL gGmbH, 2011
- [Raychaudhuri und Brimblecombe, 2000] Raychaudhuri, M. R., Brimblecombe, P.: Formaldehyde oxidation and lead corrosion. *Studies in Conservation*, 45 (2000), S. 226–232
- [Reedy et al., 1998] Reedy, C. L., Corbett, R. A., Burke, M.: Electrochemical tests as alternatives to current methods for assessing effects of exhibition materials on metal artifacts. *Studies in Conservation*, 43 (1998), S. 183–196
- [Riederer, 1981] Riederer, J.: Umweltschäden an Kunstwerken in Innenräumen. *Jahrbuch Preussischer Kulturbesitz*, 18 (1981), S. 95–101
- [Riederer und Rintisch, 1980] Riederer, J., Rintisch, A.: Damage by air pollutants to works of art in the interior of museums. IUPPA-Congress, Buenos Aires, 1980, S. 816–818
- [Robinet und Thickett, 2003] Robinet, L., Thickett, D.: A new methodology for accelerated corrosion testing. *Studies in Conservation*, 48 (2003), S. 263–268
- [Rodríguez-Fernández et al., 2002] Rodríguez-Fernández, J., Pereiro, R., Sanz-Medel, A.: Optical fibre sensor for hydrogen sulphide monitoring in mouth air. *Analytica Chimica Acta*, 471 (2002), S. 13–23
- [Römpf Lexikon Chemie, 1995] Römpf Lexikon Chemie: New York, Stuttgart: Thieme-Verlag, 1995
- [Rothkamm et al., 2003] Rothkamm, M., Hansemann, W., Böttcher, P.: *Lackhandbuch Holz*. Leinfelden-Echterdingen: DRW-Verlag Weinbrenner GmbH & Co., 2003
- [Ryhl-Svendsen, 1999] Ryhl-Svendsen, M.: Pollution in the photographic archive. Preprints of the 9th IADA Congress, The Royal Academy of Fine Arts, Copenhagen, Denmark, 1999, S. 211–215
- [Ryhl-Svendsen, 2001] Ryhl-Svendsen, M.: Luftschadstoffe in Museen – Eine Einführung in Wirkungsweise, Monitoring und Kontrolle. *Restauro*, 8 (2001), S. 613–619
- [Ryhl-Svendsen, 2007] Ryhl-Svendsen, M.: Air quality in museum storage buildings. PhD thesis, The Royal Danish Academy of Fine Arts, School of Conservation, Copenhagen, 2007
- [Ryhl-Svendsen et al., 2011] Ryhl-Svendsen, M., Aasbjerg Jensen, L., Klenz Larsen, P., Bøhm, B., Padfield, T.: Ultra-low-energy museum storage. In: Bridgland, J. (Hrsg.): Preprints of the 16th Triennial Conference of the ICOM Committee for Conservation, Lisbon, Portugal, Vol. 1 (2011), S. 1–8.
- [Saarela, 1999] Saarela, K.: Emissions from floor coverings. In: Salthammer, T. (Hrsg.): *Organic indoor air pollutants. Occurrence, measurement, evaluation*. Weinheim: WILEY-VCH, 1999, S. 185–202
- [Sagunski, 1996] Sagunski, H.: Richtwerte für die Innenraumluft: Toluol. *Bundesgesundheitsblatt*, 39 (1996), S. 416–421
- [Sagunski und Heinzow, 2003] Sagunski, H., Heinzow, B.: Richtwerte für die Innenraumluft: Bicyclische Terpene (Leitsubstanz α -Pinen). *Bundesgesundheitsblatt*, 46 (2003), S. 346–352
- [Sagunski und Heger, 2004] Sagunski, H., Heger, W.: Richtwerte für die Innenraumluft: Naphthalin. *Bundesgesundheitsblatt*, 47 (2004), S. 705–711
- [Sagunski und Mangelsdorf, 2005] Sagunski, H., Mangelsdorf, I.: Richtwerte für die Innenraumluft: Aromatenarme Kohlenwasserstoffgemische (C_9 – C_{14}). *Bundesgesundheitsblatt*, 48 (2005), S. 803–812

- [Sagunski und Roßkamp, 2002] Sagunski, H., Roßkamp, E.: Richtwerte für die Innenraumluft: Tris(2-chlorethyl)-phosphat. Bundesgesundheitsblatt, 45 (2002), S. 300–306
- [Salmon und Cass, 1993] Salmon, L.G., Cass, G.R.: The fading of artists' colorants by exposure to atmospheric nitric acid. Studies in Conservation, 38 (1993), S. 73–91
- [Salthammer, 1993] Salthammer, T.: Photophysical properties of 3,5-diacetyl-1,4-dihydrolutidine in solution: application to the analysis of formaldehyde. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 74 (1993), S. 195–201
- [Salthammer, 1997] Salthammer, T.: Emission of volatile organic compounds from furniture coatings. Indoor Air, 7 (1997), S. 189–197
- [Salthammer, 1999] Salthammer, T.: Volatile organic ingredients of household and consumer products. In: Salthammer, T. (Hrsg.): Organic indoor air pollutants. Occurrence, measurement, evaluation. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH, 1999, S. 219–232
- [Salthammer, 2000] Salthammer, T.: Verunreinigung der Innenraumluft durch reaktive Substanzen – Nachweis und Bedeutung von Sekundärprodukten. In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lüftthygiene. Landsberg: Ecomed Verlag, 2000, III–6.4.2
- [Salthammer, 2001] Salthammer, T.: Beurteilung der Belastung von Aufenthaltsräumen mit Pentachlorphenol anhand der PCP-Richtlinie. Umweltmedizin in Forschung und Praxis, 6 (2001), S. 79–85
- [Salthammer, 2009] Salthammer, T.: Environmental test chambers and cells. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): Organic Indoor Air Pollutants. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 101–115
- [Salthammer, 2011] Salthammer, T.: Critical evaluation of approaches in setting indoor air quality guidelines and reference values. Chemosphere, 82 (2011), S. 1507–1517
- [Salthammer und Fuhrmann, 2000] Salthammer, T., Fuhrmann, F.: Release of acetic acid and furfural from cork products. Indoor Air, 10 (2000), S. 133–134
- [Salthammer und Fuhrmann, 2007] Salthammer, T., Fuhrmann, F.: Photocatalytic surface reactions on indoor wall paint. Environmental Science & Technology, 41 (2007), S. 6573–6578
- [Salthammer und Mentese, 2008] Salthammer, T., Mentese, S.: Comparison of analytical techniques for the determination of aldehydes in test chambers. Chemosphere, 73 (2008), S. 1351–1356
- [Salthammer et al., 1999] Salthammer, T., Schwarz, A., Fuhrmann, F.: Emission of reactive compounds and secondary emission products from wood-based furniture coatings. Atmospheric Environment, 33 (1999), S. 75–84
- [Salthammer et al., 2002] Salthammer, T., Bednarek, M., Fuhrmann, F., Funaki, R., Tanabe, S.I.: Formation of organic indoor air pollutants by UV-curing chemistry. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 152 (2002), S. 1–9
- [Salthammer et al., 2003] Salthammer, T., Boehme, C., Meyer, B., Siwinski, N.: Release of primary compounds and reaction products from oriented strand board (OSB). Proceedings of Healthy Buildings '03, Singapore, Vol. 1 (2003), S. 160–165
- [Salthammer et al., 2010] Salthammer, T., Mentese, S., Marutzky, R.: Formaldehyde in the indoor environment. Chemical Reviews, 110 (2010), S. 2536–2572
- [Salthammer et al., 2011] Salthammer, T., Fauck, C., Schripp, T., Meinlschmidt, P., Willenborg, S., Moriske, H.-J.: Effect of particle concentration and semi-volatile organic compounds on the phenomenon of 'black magic dust' in dwellings. Building and Environment, 46 (2011), S. 1880–1890

- [**Salthammer et al., 2012**] Salthammer, T., Schripp, T., Uhde, E., Wensing, M.: Aerosols generated by hardcopy devices and other electrical appliances. *Environmental Pollution*, 169 (2012), S. 167–174
- [**Sarwar et al., 2004**] Sarwar, G., Olson, D.A., Corsi, R.L., Weschler, C.J.: Indoor fine particles: the role of terpene emissions from consumer products. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54 (2004), S. 367–377
- [**Saunders, 2000**] Saunders, D.: Pollution and the National Gallery. *The National Gallery Technical Bulletin*, 21 (2000), S. 77–94
- [**Schieweck, 2005**] Schieweck, A.: Die Hildesheimer Restauratorenfamilie Bohland und der Braunschweiger Amtsrestaurator Herzig – Ein Beitrag zur Restaurierungsmethodik der fünfziger und sechziger Jahre des 20. Jahrhunderts in Norddeutschland. *ZKK – Zeitschrift für Kunsttechnologie und Konservierung*, Heft 1 (2005), S. 5–31
- [**Schieweck, 2007**] Schieweck, A.: Untersuchung der Auswirkungen cryogener Temperaturen auf Malschichten gefasster Holzobjekte. *ZKK – Zeitschrift für Kunsttechnologie und Konservierung*, Heft 1 (2007), S. 111–128
- [**Schieweck, 2009**] Schieweck, A.: Airborne pollutants in museum showcases. Material emissions, influences, impact on artworks. PhD-thesis. Hochschule für Bildende Künste Dresden, Dresden, 2009
- [**Schieweck, 2011**] Schieweck, A.: Mitigation strategies for the sustainable improvement of microclimates within cultural heritage objects and museum institutions. In: Krüger, M. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Cultural Heritage Preservation, EWCHP 2011, Berlin/Germany*, 2011, S. 40–44
- [**Schieweck, 2012**] Schieweck, A.: The application of adsorbent media for sustainable mitigation of organic pollutants. In: Dahlin, E. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Cultural Heritage Preservation, EWCHP 2012, Kjeller/Norway*, 2012, S. 164–169
- [**Schieweck und Salthammer, 2009**] Schieweck, A., Salthammer, T.: Airborne pollutants in museum showcases: emissions from construction and decoration materials. *Studies in Conservation*, 54 (2009), S. 218–235
- [**Schieweck und Salthammer, 2011**] Schieweck, A., Salthammer, T.: Indoor air quality in passive-type museum showcases. *Journal of Cultural Heritage*, 12 (2011), S. 205–213
- [**Schieweck et al., 2005**] Schieweck, A., Lohrengel, B., Siwinski, N., Genning, C., Salthammer, T.: Organic and inorganic pollutants in storage rooms of the Lower Saxony State Museum Hanover, Germany. *Atmospheric Environment*, 39 (2005), S. 6098–6108
- [**Schieweck et al., 2007**] Schieweck, A., Delius, W., Siwinski, N., Vogtenrath, W., Genning, C., Salthammer, T.: Occurrence of organic and inorganic biocides in the museum environment. *Atmospheric Environment*, 41 (2007), S. 3266–3275
- [**Schieweck und Bock**] Schieweck, A., Bock, M.: Emission potential of so-called »low-VOC« and »zero-VOC« interior paints (Arbeitstitel). In Vorbereitung.
- [**Schmits und Hilbert, 2002**] Schmits, P., Hilbert, G.S.: Beleuchtung und Lichtschutz. In: Hilbert, G.S. (Hrsg.): *Sammlungsgut in Sicherheit*. Berlin: Gebr. Mann Verlag, 2002, S. 1–126
- [**Schossler et al., 2011**] Schossler, P., Schripp, T., Salthammer, T., Bahadir, M.: Beyond phthalates: Gas phase concentrations and modeled gas/particle distribution of modern plasticizers. *Science of the Total Environment*, 409 (2011), S. 4031–4038

- [Schramm und Hering, 1995] Schramm, H.-P., Hering, B.: Historische Malmaterialien und ihre Identifizierung. Schiessl, U. (Hrsg.): Bücherei des Restaurators, Band 1. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag, 1995
- [Schripp et al., 2007] Schripp, T., Nachtwey, B., Toelke, J., Salthammer, T., Uhde, E., Wensing, M., Bahadir, M.: A microscale device for measuring emissions from materials for indoor use. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387 (2007), S. 1907–1919
- [Schripp et al., 2011] Schripp, T., Kirsch, I., Salthammer, T.: Characterization of particle emission from household appliances. *The Science of The Total Environment*, 409 (2011), S. 2534–2540
- [Seifert, 1999] Seifert, B.: Richtwerte für die Innenraumluft. *Bundesgesundheitsblatt*, 42 (1999), S. 270–278
- [Seifert und Ullrich, 1987] Seifert, B., Ullrich, D.: Methodologies for evaluating sources of volatile organic chemicals (VOC) in homes. *Atmospheric Environment*, 21 (1987), S. 395–404
- [Seifert und Salthammer, 2003] Seifert, B., Salthammer, T.: Innenräume. In: Wichmann, H. E., Schlipkötter, H.-W., Füllgraß, G. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltmedizin*. Landsberg: Ecomed Verlag, 2003, IV–1.2
- [Shahani und Harrison, 2002] Shahani, C. J., Harrison, G.: Spontaneous formation of acids in the natural aging of paper. In: Daniels, V., Donithorne, A., Smith, P. (Hrsg.): *Works of art on paper, books, documents and photographs. Techniques and Conservation*, Congress of the International Institute for Conservation, London, 2002, S. 189–192
- [Shashoua, 1999] Shashoua, Y.: Ageless oxygen absorber: From theory to practice. In: Bridgland, J. (Hrsg.): *Proceedings of the 12th Triennial Meeting of the ICOM Committee for Conservation*, Lyon, France, Vol. 2 (1999), S. 881–887
- [Shashoua, 2000] Shashoua, Y.: Permanence of plasticizers in polyvinyl objects in the museum environment. *Polymer Preprints* 41 (2000), S. 1796–1797
- [Shashoua, 2003] Shashoua, Y.: Effect of indoor climate on the rate and degradation mechanism of plasticized poly (vinyl chloride). *Polymer Degradation and Stability*, 81 (2003), S. 29–36
- [Shashoua et al., 1992] Shashoua, Y., Bradley, S. M., Danies, V. D.: Degradation of cellulose nitrate adhesives. *Studies in Conservation*, 37 (1992), S. 113–119
- [Shields et al., 1996] Shields, H. C., Fleischer, D. M., Weschler, C. J.: Comparisons among VOCs measured in three type of U.S. commercial buildings with different occupant densities. *Indoor Air*, 6 (1996), S. 2–17
- [Singer et al., 2006] Singer, B. C., Destailats, H., Hodgson, A. T., Nazaroff, W. W.: Cleaning agents and air fresheners: emissions and resulting concentrations of glycol ethers and terpenoids. *Indoor Air*, 16 (2006), S. 179–191
- [Sollinger et al., 1993] Sollinger, S., Levens, K., Wunsch, G.: Indoor air pollution by organic emissions from textile floor coverings: climate chamber studies under dynamic conditions. *Atmospheric Environment*, 27B (1993), S. 183–192
- [Spengler und Samet, 1991] Spengler, J. D., Samet, J. M.: A perspective on indoor and outdoor air pollution. In: Samet, J. M., Spengler, J. D. (Hrsg.): *Indoor Air Pollution – A Health Perspective*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1991, S. 1–29
- [Stewart et al., 1996] Stewart, R., Littlejohn, D., Pethrick, R. A., Tennent, N. H., Quye, A.: The use of accelerated ageing tests for studying the degradation of cellulose nitrate. In: Bridgland, J. (Hrsg.): *Proceedings of the 11th Triennial Meeting of the ICOM Committee for Conservation*, Edinburgh, Scotland, Vol. 2 (1996), S. 967–970
- [Stolow, 1988] Stolow, N.: *Conservation and Exhibitions*. London: Butterworth, 1988

- [**Stoye und Freitag, 1996**] Stoye, D., Freitag, W.: Lackharze: Chemie, Eigenschaften und Anwendungen. München: Hanser Fachbuch, 1996
- [**Stoye und Freitag, 1998**] Stoye, D., Freitag, W. (Hrsg.): Paints, coatings and solvents. 2nd, completely rev. edition. Weinheim: WILEY-VCH, 1998
- [**Strahlenschutzkommission, 2005**] Strahlenschutzkommission: Lungenkrebs durch Radonexpositionen in Wohnungen. Stellungnahme der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 199. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 21./22. April 2005. Bundesanzeiger Nr. 118 vom 28. Juni 2005
- [**Strlič et al., 2010**] Strlič, M., Cigić, I., Mozir, A., Thickett, D., de Bruin, G., Kolar, J. and Cassar, M.: Test for compatibility with organic heritage materials – a proposed procedure. *e-PreservationScience*, 7 (2010), S. 78–86
- [**Strlič et al., 2011**] Strlič, M., Kralj Cigić, I., Možir, A., de Bruin, G., Kolar, J., Cassar, M.: The effect of volatile organic compounds and hypoxia on paper degradation. *Polymer Degradation and Stability*, 96 (2011), S. 608–615
- [**StrlSchV, 2001**] StrlSchV – Strahlenschutzverordnung: Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen vom 20.7.2001 (zuletzt geändert 24.2.2012), Bundesministerium der Justiz, Berlin, 2001
- [**Tello, 2006**] Tello, H.: Investigations on super fluid extraction (SFE) with carbon dioxide on ethnological materials and objects contaminated with pesticides. Diplomarbeit, Fachhochschule für Technik und Wirtschaft Berlin, 2006
- [**Tello et al., 2005**] Tello, H., Unger, A., Gockel, F., Jelen, E.: Decontamination of ethnological objects with supercritical carbon dioxide. In: Bridgland, J. (Hrsg.): Preprints of the 14th Triennial Conference of the ICOM Committee for Conservation, The Hague, The Netherlands, Vol. 1 (2005), S. 110–119
- [**Tennent und Baird, 1985**] Tennent, N. H., Baird, T.: The deterioration of mollusca collections: identification of shell efflorescence. *Studies in Conservation*, 30 (1985), S. 73–85
- [**Tétreault, 1992**] Tétreault, J.: La mesure de l'acidité des produits volatils. *Journal of IIC-CG*, 17 (1992), S. 17–25
- [**Tétreault, 1994**] Tétreault, J.: Display Materials: The Good, The Bad, and The Ugly. In: Sage, J. (Hrsg.), Scottish Society for Conservation and Restoration, Edinburgh, 1994
- [**Tétreault, 1999**] Tétreault, J.: Coatings for Display and Storage in Museums. CCI Technical Bulletin No. 21. Ottawa: Canadian Conservation Institute, 1999
- [**Tétreault, 2003**] Tétreault, J.: Airborne pollutants in museums, galleries, and archives: risk assessment, control strategies, and preservation management. Ottawa: Canadian Conservation Institute, 2003
- [**Tétreault et al., 1998**] Tétreault, J., Sirois, J., Stamatopoulou, E.: Studies of lead corrosion in acetic acid environments. *Studies in Conservation*, 43 (1998), S. 17–32
- [**Tétreault et al., 2003**] Tétreault, J., Cano, E., van Bommel, M., Scott, D., Dennis, M., Barthés-Labrousse, M.-G., Minel, L., Robbiola, L.: Corrosion of copper and lead by formaldehyde, formic acid and acetic acid vapours. *Studies in Conservation*, 48 (2003), S. 237–250
- [**The National Trust, 2011**] The National Trust (Hrsg.): The National Trust Manual of House-keeping: Care and conservation of collections in historic houses. National Trust Books, 2011
- [**Thickett, 1998**] Thickett, D.: Sealing of MDF to prevent corrosive emissions. *The Conservator*, 22 (1998), S. 49–56

- [Thickett und Odlyha, 2000] Thickett, D., Odlyha, M.: Note on the identification of an unusual pale blue corrosion product from egyptian copper alloy artifacts. *Studies in Conservation*, 45 (2000), S. 54–62
- [Thomson, 1986] Thomson, G.: *The museum environment*. 2nd edition. London: Butterworth, 1986
- [Tichenor und Mason, 1988] Tichenor, B.A., Mason, M.A.: Organic emissions from consumer products and building materials to the indoor environment. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 38 (1988), S. 264–268
- [Toftum et al., 2008] Toftum, J., Freund, S., Salthammer, T., Weschler, C.J.: Secondary organic aerosols from ozone-initiated reactions with emissions from wood-based materials and a »green« paint. *Atmospheric Environment*, 42 (2008), S. 7632–7640
- [Torge et al., 2000] Torge, M., Jann, O., Pilz, M.: Das Simulieren von Schadstoff- und Klimabelastungen – Modellemails zeigen unter Versuchsbedingungen verschiedenartige Schäden. *Restauro* 6 (2000), S. 436–439
- [Tredgold, 1824] Tredgold, T.: *The Principles of Warming and Ventilating Public Buildings*. London: J. Taylor, 1824
- [TRGS 905, 2008] TRGS 905: Technische Regeln für Gefahrstoffe: Verzeichnis krebserzeugender, erbgutverändernder oder fortpflanzungsgefährdender Stoffe. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), Ausschuss für Gefahrstoffe, AGS-Geschäftsführung, Berlin, 2008
- [TRGS 610, 2011] TRGS 610: Technische Regeln für Gefahrstoffe: Ersatzstoffe und Ersatzverfahren für stark lösemittelhaltige Vorstriche und Klebstoffe für den Bodenbereich. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), Ausschuss für Gefahrstoffe, AGS-Geschäftsführung, Berlin, 2011
- [Tumosa et al., 1996] Tumosa, C.S., Mecklenburg, M.F., Erhardt, D., McCormick-Goodhart, M.H.: More on climate control in museums. *The Western Association for Art Conservation (WAAC) Newsletter*, 18 (1996), Nr. 3
- [Turowski, 1998] Turowski, E.: Das Bioklima – Einführung, Begriffe. In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): *Handbuch für Bioklima und Lüfthygiene*. Landsberg: Ecomed Verlag, 1998, II–1
- [Uhde und Salthammer, 2000] Uhde, E., Salthammer, T.: Suitability of direct reading instruments for the measurement of VOC concentrations in emission test chambers. *Proceedings of Healthy Buildings 2000*, Helsinki, Vol. 4 (2000), S. 107–112
- [Uhde und Salthammer, 2007] Uhde, E., Salthammer, T.: Impact of reaction products from building materials and furnishings on indoor air quality – A review of recent advances in indoor chemistry. *Atmospheric Environment*, 41 (2007), S. 3111–3128
- [Unger, 1998] Unger, A.: Umweltschädliche Holzschutzmittel – Möglichkeiten der Dekontaminierung und Maskierung. *Restauro*, 3 (1998), S. 186–191
- [Unger, 2002] Unger, A.: Schadstoffprävention. In: Hilbert, G.S. (Hrsg.): *Sammlungsgut in Sicherheit*. Berlin: Gebr. Mann Verlag, 2002, S. 243–289
- [Unger, 2012] Unger, A.: Decontamination and »deconsolidation« of historical wood preservatives and wood consolidants in cultural heritage. *Journal of Cultural Heritage*, 13 (supplement) (2012), S. S196–S202
- [Unger et al., 2001] Unger, A., Schniewind, A.P., Unger, W.: *Conservation of wood artifacts*. Herrmann, B., Wagner, G.A. (Hrsg.): *Natural science in archaeology*, Berlin Heidelberg: Springer Verlag, 2001

- [**UNI 10829, 1999**] UNI 10829: Works of art of historical importance. Ambient conditions for the conservation. Measurement and analysis. UNI – Ente Italiano di Unificazione, Milano, 1999 (auf italienisch)
- [**van Winkle und Scheff, 2001**] van Winkle, M.R., Scheff, P.A.: Volatile organic compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and elements in the air of ten urban homes. *Indoor Air*, 11 (2001), S. 49–64
- [**VDI 3485 Blatt 1, 1988**] VDI 3485 Blatt 1: Messen gasförmiger Immissionen; Messen von Phenolen; p-Nitroanilin-Verfahren. Berlin: Beuth Verlag, 1988
- [**VDI 4300 Blatt 1, 1995**] VDI 4300 Blatt 1: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Allgemeine Aspekte der Messstrategie. Berlin: Beuth Verlag, 1995
- [**VDI 4300 Blatt 2, 1997**] VDI 4300 Blatt 2: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messstrategie für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polychlorierte Biphenyle (PCB). Berlin: Beuth Verlag, 1997
- [**VDI 4300 Blatt 4, 1997**] VDI 4300 Blatt 4: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Meßstrategie für Pentachlorphenol (PCP) und -Hexachlorcyclohexan (Lindan) in der Innenraumluft. Berlin: Beuth Verlag, 1997
- [**VDI 4300 Blatt 7, 2001**] VDI 4300 Blatt 7: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Bestimmung der Luftwechselzahl in Innenräumen. Berlin: Beuth Verlag, 2001
- [**VDI 4300 Blatt 8, 2001**] VDI 4300 Blatt 8: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Probenahme von Hausstaub. Berlin: Beuth Verlag, 2005 (Dokument zurückgezogen)
- [**VDI 4300 Blatt 9, 2005**] VDI 4300 Blatt 9: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messstrategie für Kohlendioxid (CO₂). Berlin: Beuth Verlag, 2005
- [**VDI 4300 Blatt 10, 2008**] VDI 4300 Blatt 10: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messstrategien zum Nachweis von Schimmelpilzen im Innenraum. Berlin: Beuth Verlag, 2008
- [**VDI 4300 Blatt 11, 2011**] VDI 4300 Blatt 11: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messstrategie für die Erfassung von luftgetragenen Partikeln im Innenraum – Partikel mit Äquivalentdurchmesser 2,5 µm. Berlin: Beuth Verlag, 2011
- [**VDI 4301 Blatt 1, 1997**] VDI 4301 Blatt 1: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messen der Stickstoffdioxidkonzentration – Manuelles photometrisches Verfahren (Saltzman). Berlin: Beuth Verlag, 1997
- [**VDI 4301 Blatt 2, 2000**] VDI 4301 Blatt 2: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messen von Pentachlorphenol (PCP) und -Hexachlorcyclohexan (Lindan) – GC/MS-Verfahren. Berlin: Beuth Verlag, 2000
- [**VDI 4301 Blatt 3, 2003**] VDI 4301 Blatt 3: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messen von Pentachlorphenol (PCP) und -Hexachlorcyclohexan (Lindan) – GC/ECD-Verfahren. Berlin: Beuth Verlag, 2003
- [**VDI 4301 Blatt 4, 2007**] VDI 4301 Blatt 4: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messen von Pyrethroiden und Piperonylbutoxid in Luft, Hausstaub und Lösemittel-Wischproben. Berlin: Beuth Verlag, 2007
- [**VDI 4301 Blatt 5, 2009**] VDI 4301 Blatt 5: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messen von Flammschutzmitteln und Weichmachern auf Basis phosphororganischer Verbindungen – Phosphorsäureester. Berlin: Beuth Verlag, 2009
- [**VDI 4301 Blatt 6, 2010**] VDI 4301 Blatt 6: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messung von Phthalaten mit GC/MS. Berlin: Beuth Verlag, 2010

- [Verordnung Nr. 850/2004, 2004]** Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG. Amtsblatt der Europäischen Union L 158/7 vom 30.04.2004
- [Verordnung Nr. 1907/2006, 2006]** Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EWG und 2000/21/EG der Kommission. Amtsblatt der Europäischen Union L 396/1 vom 30.12.2006
- [Vincent, 2007]** Vincent, J. H.: Aerosol Sampling. Hoboken: John Wiley & Sons Ltd., 2007
- [Volland, 2012a]** Volland, G.: Flammschutzmittel. In: Zwiener, G., Lange, F.-M. (Hrsg.): Gebäude-Schadstoffe und gesunde Innenraumluft. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2012, S. 437–465
- [Volland, 2012b]** Volland, G.: Phthalate. In: Zwiener, G., Lange, F.-M. (Hrsg.): Gebäude-Schadstoffe und gesunde Innenraumluft. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2012, S. 467–484
- [Volpe und Peterson, 1989]** Volpe, L., Peterson, P. J.: The atmospheric sulfidation of silver in a tubular corrosion reactor. *Corrosion Science*, 29 (1989), S. 1179–1196
- [von Pettenkofer, 1858]** von Pettenkofer, M.: Über den Luftwechsel in Wohngebäuden. München: Cotta'sche Buchhandlung, 1858
- [von Ulmann, 2004]** von Ulmann, A. (Hrsg.): Anti-Aging für die Kunst: Restaurieren – Umgang mit den Spuren der Zeit. Veröffentlichung des Instituts für Kunsttechnik und Konservierung im Germanischen Nationalmuseum, Band 6, Nürnberg: Germanisches Nationalmuseum Abt. Verlag, 2004
- [Wallace und Ott, 2011]** Wallace, L., Ott, W.: Personal exposure to ultrafine particles. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 21 (2011), S. 20–30
- [Wang et al., 2011]** Wang, S., Kong, L., An, Z., Chen, J., Wu, L., Zhou, X.: An improved Oddy test using metal films. *Studies in Conservation*, 56 (2011), S. 138–153
- [Watt et al., 2009]** Watt, J., Tidblad, J., Kucera, V., Hamilton, R. (Hrsg.): The Effects of Air Pollution on Cultural Heritage. New York: Springer Verlag, 2009
- [Weintraub, 1996]** Weintraub, S.: Revisiting the RH battlefield: analysis of risk and cost. In: The Western Association for Art Conservation (WAAC) Newsletter, 18, 1996, Nr. 3
- [Wells und Johnstone, 1981]** Wells, D. E., Johnstone, S. J.: High performance liquid chromatography of polychloro-2-(chloromethyl sulphonamido) diphenyl ethers and their impurities in the mothproofing agent, Eulan WA New, and in water. *Journal of Chromatographic Science*, 19 (1981), S. 137–143
- [Wensing, 2001]** Wensing, M.: Emissionen elektronischer Geräte. In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lüfthygiene. Landsberg: Ecomed Verlag, 2001, III–4.4.6
- [Wensing und Bauhof, 1999]** Wensing, M., Bauhof, H.: Luftverunreinigungen in Pkw-Innenräumen. In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lüfthygiene. Landsberg, Ecomed Verlag, 1999, III–4.4.2
- [Wensing und Schripp, 2009]** Wensing, M., Schripp, T.: Emission of VOCs and SVOCs from electronic devices and office equipment. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): Organic Indoor Air Pollutants. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 405–430

- [Wensing et al., 2002] Wensing, M., Schulze, D., Salthammer, T.: Analytische Methoden zur Bestimmung von organischen Komponenten in der Raumluft. In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lüftthygiene. Landsberg: Ecomed Verlag, 2002, III-6.2.2
- [Wensing et al., 2003] Wensing, M., Moriske, H.-J., Salthammer, T.: The phenomenon of »Black magic dust« in house units. In: Morawska, L., Salthammer, T. (Hrsg.): Indoor Environment – Airborne particles and settled dust. Weinheim: WILEY-VCH, 2003, S. 340–355
- [Wensing et al., 2005] Wensing, M., Uhde, E., Salthammer, T.: Plastics additives in the indoor environment – flame retardants and plasticizers. *Science of the Total Environment*, 339 (2005), S. 19–40
- [Wensing et al., 2008] Wensing, M., Schripp, T., Uhde, E., Salthammer, T.: Ultra-fine particles release from hardcopy devices: sources, real-room measurements and efficiency of filter accessories. *Science of the Total Environment*, 407 (2008), S. 418–427
- [Weschler, 2000] Weschler, C.J.: Ozone in indoor environments: concentration and chemistry. *Indoor Air*, 10 (2000), S. 269–288
- [Weschler, 2009] Weschler, C.J.: Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmospheric Environment*, 43 (2009), S. 153–169
- [Weschler und Shields, 1997] Weschler, C.J., Shields, H.C.: Potential reactions among indoor pollutants. *Atmospheric Environment*, 31 (1997), S. 3487–3495
- [Weschler und Nazaroff, 2008] Weschler, C.J., Nazaroff, W.W.: Semivolatile organic compounds in indoor environments. *Atmospheric Environment*, 42 (2008), S. 9018–9040
- [Weschler und Nazaroff, 2010] Weschler, C.J., Nazaroff, W.W.: SVOC partitioning between the gas phase and settled dust indoors. *Atmospheric Environment*, 44 (2010), S. 3609–3620
- [Weschler et al., 1992] Weschler, C.J., Hodgson, A.T., Wooley, J.D.: Indoor chemistry: ozone, volatile organic compounds, and carpets. *Environmental Science & Technology*, 26 (1992), S. 2371–2377
- [Weyde, 1972] Weyde, E.: A simple test to identify gases which destroy silver images. *Photographic Science and Engineering*, 16 (1972), S. 283–286
- [Whitmore und Cass, 1988] Whitmore, P.M., Cass, G.R.: The ozone fading of traditional Japanese colorants. *Studies in Conservation*, 33 (1988), S. 29–40
- [Whitmore und Cass, 1989] Whitmore, P.M., Cass, G.R.: The fading of artists' colorants by exposure to atmospheric nitrogen dioxide. *Studies in Conservation*, 34 (1989), S. 85–97
- [Whitmore et al., 1987] Whitmore, P.M., Cass, G.R., Druzik, J.R.: The ozone fading of traditional natural organic colorants on paper. *Journal of the American Institute for Conservation*, 26 (1987), S. 45–58
- [Wiberg, 2007] Wiberg, N.: Hollemann/Wiberg – Lehrbuch der Anorganischen Chemie. 102. Auflage. Berlin: Walter de Gruyter Verlag, Berlin, 2007
- [Williams et al., 1992] Williams, E.L., Grosjean, E., Grosjean, D.: Exposure of artists' colorants to airborne formaldehyde. *Studies in Conservation*, 37 (1992), S. 201–210
- [Williams et al., 1993] Williams, E.L., Grosjean, E., Grosjean, D.: Exposure of artists' colorants to sulfur dioxide. *Journal of the American Institute for Conservation*, 32 (1993), S. 291–310
- [Winkler et al., 2002] Winkler, K., Föckel, A., Unger, A.: Das Vakuumwaschverfahren – Dekontaminierung belasteter Hölzer im Einbauszustand. *Restauro*, 5 (2002), S. 339–343
- [Witten et al., 1997] Witten, J., Sagunski, H., Wildeboer, B.: Richtwerte für die Innenraumluft: Dichlormethan. *Bundesgesundheitsblatt*, 40 (1997), S. 278–284

- [Wolff und Stirn, 2000] Wolff, T., Stirn, H.: Richtwerte für die Innenraumluft: Diisocyanate. Bundesgesundheitsblatt, 43 (2000), S. 505–512
- [Wolkoff und Nielsen, 2010] Wolkoff, P., Nielsen, G. D.: Non-cancer effects of formaldehyde and relevance for setting an indoor air guideline. Environment International, 36 (2010), S. 788–799
- [Wolkoff et al., 1998] Wolkoff, P., Schneider, T., Kildesø, J., Dergert, R., Jaroszewski, M., Schunk, H.: Risk in cleaning: chemical and physical exposure. The Science of the Total Environment, 215 (1998), S. 135–156
- [Wolkoff et al., 2005] Wolkoff, P., Salthammer, T., Woolfenden, E.: Emission cells and comparison to small chambers for materials emission testing. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 65 (2005), S. 93–98
- [Woolfenden, 2010a] Woolfenden, E.: Sorbent-based sampling methods for volatile and semi-volatile organic compounds in air: Part 1: Sorbent-based air monitoring options. Journal of Chromatography A, 1217 (2010), S. 2674–2684
- [Woolfenden, 2010b] Woolfenden, E.: Sorbent-based sampling methods for volatile and semi-volatile organic compounds in air. Part 2. Sorbent selection and other aspects of optimizing air monitoring methods. Journal of Chromatography A, 1217 (2010), S. 2685–2694
- [WHO, 1983] World Health Organization: Indoor air pollutants – exposure and health effects. Copenhagen: Euro Reports and Studies 78, 1983
- [WHO, 1989] World Health Organization: Indoor air quality: organic pollutants. Copenhagen: Euro Reports and Studies 111, 1989
- [WHO, 2010] World Health Organization: WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2010
- [Wörle et al., 2012] Wörle, M., Hubert, V., Hildgrand, E., Hunger, K., Lehmann, E., Mayer, I., Petrak, G., Pracher, M., von Arx, U., Wülfert, S.: Evaluation of decontamination methods of pesticide contaminated wooden objects in museum collections: efficiency of the treatments and influence on the wooden structure. Journal of Cultural Heritage, 13S (2012), S. S209–S215
- [Worobiec et al., 2006] Worobiec, A., Stefaniak, E., Kontozova, V., Samek, L., Karaszewicz, P., Van Meel, K., Van Grieken, R.: Characterisation of individual atmospheric particles within the royal museum of the Wawel Castle in Cracow, Poland. e-PreservationScience, 3 (2006), S. 63–68
- [Yaglou et al., 1936] Yaglou, C. P., Riley, E. C., Coggins, D. I.: Ventilation requirements. ASHVE Transactions, 42 (1936), S. 133–162
- [Ye et al., 2000] Ye, Y., Salmon, L. G., Cass, G. R.: The ozone fading of traditional Chinese plant dyes. The Journal of the American Institute for Conservation (JAIC), 39 (2000), S. 245–257
- [Yoon und Brimblecombe, 2000a] Yoon, Y. H., Brimblecombe, P.: Clothes as a source of fibres within museums. Journal of Cultural Heritage, 1 (2000), S. 445–454
- [Yoon und Brimblecombe, 2000b] Yoon, Y. H., Brimblecombe, P.: Contribution of dust at floor level to particle deposit within the Sainsbury Centre for Visual Arts. Studies in Conservation, 45 (2000), S. 127–136
- [Yoon und Brimblecombe, 2001] Yoon, Y. H., Brimblecombe, P.: The distribution of soiling by coarse particulate matter in the museum environment. Indoor Air, 11 (2001), S. 232–240
- [Yu et al., 2010] Yu, V. F., Lin, S.-W., Chou, S.-Y.: The museum visitor routing problem. Applied Mathematics and Computation, 216 (2010), S. 719–729
- [Zander, 1995] Zander, M.: Polycyclische Aromaten. Stuttgart: Teubner Verlag, 1995

- [Zeppenfeld und Grunwald, 2005]** Zeppenfeld, G., Grunwald, D.: Klebstoffe in der Holz- und Möbelindustrie. 2. Auflage. Leinfelden-Echterdingen: DRW-Verlag Weinbrenner GmbH & Co. KG, 2005
- [Zhang et al., 1994]** Zhang, J., Thickett, D., Green, L.R.: Two tests for detection of volatile organic acids and formaldehyde. *Journal of the American Institute for Conservation*, 33 (1994), S. 47–53
- [Zhang und Mo, 2009]** Zhang, Y., Mo, J.: Real-time monitoring of indoor organic compounds. In: Salthammer, T., Uhde, E. (Hrsg.): *Organic Indoor Air Pollutants*. Weinheim: WILEY-VCH, 2009, S. 65–99
- [Zhu et al., 2001]** Zhu, J., Cao, X.-L., Beauchamp, R.: Determination of 2-butoxyethanol emissions from selected consumer products and its application in assessment of inhalation exposure associated with cleaning tasks. *Environment International*, 26 (2001), S. 589–597
- [Zillessen, 2009]** Zillessen, A.: *Öko-Label und Zertifizierungssysteme im Bereich der Emissionen von Holzwerkstoffen in Zentral- und Nordeuropa*. Braunschweig: Fraunhofer WKI, 2009
- [Zinn et al., 1994]** Zinn, E., Reilly, J.M., Adelstein, P.Z., Nishimura, D.W.: Air pollution effects on library microforms. In: Roy, A. und Smith, P. (Hrsg.), *IIC, Preprints of the Contributions to the Ottawa Congress, Preventive Conservation – Practice, Theory and Research*, Ottawa, 1994, S. 195–201
- [Zou et al., 1994]** Zou, X., Gurnagul, N., Uesaka, T., Bouchard, J.: Accelerated aging of papers of pure cellulose: mechanism of cellulose degradation and paper embrittlement. *Polymer Degradation and Stability*, 43 (1994), S. 393–402
- [Zumbühl et al., 2004]** Zumbühl, S., Hons, S., von Stockhausen, J.: Migrationsprozesse freier Fettsäuren in Malmittelfilmen. *ZKK – Zeitschrift für Kunsttechnologie und Konservierung*, Heft 1 (2004), S. 61–70

Stichwortverzeichnis

A

Acetylaceton-Methode 87
A–D Strips 98
AgBB-Schema 186 ff., 192, 195, 200, 202
Aldehyde 52 f., 73 f., 86 ff., 123, 130, 151 f.,
160, 167, 171 f., 178, 233
Alkohole 52, 73, 156, 160 f., 168, 170 ff., 178
Ameisensäure 54 f., 74, 116, 120 ff., 151 f.,
168, 173, 181 f., 186 f.
Ammoniak 50, 129, 163
Arsen 64, 202, 216
Asbest 71 f.

B

Beilstein-Test 108
Bio-Check F 87, 96 f.
Bio-Check Lösemittel 97
Biozide 56 f., 63, 90, 139, 141 f., 173, 185,
212 ff.
Biphenyle 59, 89, 97
Blei 65, 100, 106, 119 ff., 142, 202, 236
Bleiacetat-Test 107
Bronze 64 f., 126, 142
Byrne's disease 114, 126

C

California Air Resources Board (CARB) 198
Campher 42, 56, 111, 137, 142
Carbonylsulfid 49, 123
CEN/TC 346 238
CEN/TC 351 198
Chromotropsäure-Test 107

D

Dancheck® Prüffenster 98
Das Österreichische Umweltzeichen 203
DDT 62, 142, 215 ff.
Der Blaue Engel 191
Der Nordische Schwan 202
Dichlorbenzol 42, 56, 62, 141, 177
Diisocyanate 53, 195
Diisocyanate 54
Dioxine 58, 89, 97
DNPH 88, 97
DNPH-Methode 87
Dosimeter 96, 99, 103 ff.

E

Eisen 48, 100, 122, 126, 210

E-Klassifizierung 189
Emissionen, sekundäre 101
Essigsäure 53, 55, 74, 98, 109, 120 ff., 138 f.,
151 f., 161, 168 f., 173 f., 181 f., 186, 209
Essigsäure-Test 110
Ester 52, 54, 58, 89, 161, 171, 173, 182
EU Ecolabel 195

F

Flammenionisationsdetektor (FID) 84
Flammschutzmittel 55 ff., 64, 172 f., 179, 195
Fogging 88 f., 144 f.
Formaldehyd 53 ff., 72, 86 f., 93, 97, 107,
116 ff., 151 ff., 181 f., 189 ff., 202 f., 209,
221, 234
Französisches VOC-Label 200
Furfural 53, 74, 151 f.

G

Gase, schweflige 49, 211, 220
Geruch 19, 42, 51 f., 54, 56, 59, 61 f., 73, 77,
80, 139 ff., 165, 173, 192 ff., 201, 203, 220,
235
GEV-EMICODE® 192
Glycerin-pH-Test 108
GUT-Prüfsiegel 194

H

Hausstaub 56 ff., 66 ff., 228, 235
High-Solid-Lacke 160
Holzschutzmittel 42, 57 ff., 142
Hydrolyse 43, 52 ff., 74, 128 ff., 138, 142,
152 ff., 172 ff.

I

ICL – Indoor Climate Label 201
Iodid-Iodat-Test 110
IR-Spektroskopie (NDIR) 83
Isocyanat 155, 189

J

Japanische Standards 199

K

Ketone 54, 73, 87 f.
Kohlendioxid 13, 19, 26 ff., 47, 83, 233
Kohlendioxid, superkritisches 215
Kohlenmonoxid 43, 48, 83, 130
Kohlenwasserstoffe 73

Kohlenwasserstoffe, aliphatische, isoaliphatische, cyclische 51
 Kohlenwasserstoffe, aromatische 52, 156, 160, 173
 Kohlenwasserstoffe, polycyclische, aromatische 60, 89
 Kork-Logo 195
 Kupfer 65 f., 100, 105, 122, 125, 142

L

Laserreinigung 213
 Lignin, Nachweis 112
 Lindan 58, 61 f., 97, 142, 191, 215 ff.
 Lowest Adverse Effect Level (LAEL) 233
 Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL) 229
 Low-VOC/VOC-freie Farben 168

M

M1 – Emission Classification of Building Materials 202
 Mercaptane 49, 125
 Metallstreifen 103
 Mikrowellen 217
 Mineralfasern, künstliche 71

N

Naphthalin 60 f., 141, 178
 Natriumazid-Test 111
 Natureplus® 194
 Naturfarben 167, 172
 No Observed Adverse Effect Level (NOAEL) 229

O

Oddy-Test 100 ff., 108, 111
 Oeko-Tex® Standard 100 196
 Online-Messverfahren 83, 105
 Oxidation 47 f., 74, 116 ff., 210
 Ozon 46 ff., 80, 83 f., 87, 123, 129, 132 ff., 140, 168, 225
 Ozon-/Terpen-Reaktion 56, 68, 178

P

Pararosanilin-Methode 86
 Partikel 47, 56, 73, 80, 90 f., 104, 132, 144 f., 147, 168, 179, 184, 201, 213, 225, 228, 234
 Partikelzähler 91
 Pentachlorphenol 58, 61, 97, 191, 194, 196, 215 ff.
 Peroxide 136, 174, 178
 Pettenkofer, Max von 13, 25, 47, 227
 Pettenkofer-Zahl 47, 227

photoakustische Spektroskopie (PAS) 83
 Photoionisationsdetektor (PID) 84
 pH-Test 109
 Primäremission 148, 156, 160
 Probenahme, aktiv 85 ff., 95
 Probenahme, passiv 85 ff., 95
 Protonen-Transfer-Reaktions-Massenspektrometrie (PTR-MS) 84
 Purafil® OnGuard® 105
 Pyrethroide 63, 89, 178

Q

Qualitätsgemeinschaft Holzwerkstoffe 191
 Qualitätszeichen »Schadstoffgeprüft« 197
 Quarzkristall-Mikrowaagen 105 f.

R

radiello® 97
 Radon 76, 92, 233
 Raumluftechnische Anlagen (RLT-Anlagen) 14, 27, 81, 204
 Richtwert I (RW I) 233
 Richtwert II (RW II) 233
 RLT-Anlagen 29, 36

S

Salpetersäure 48, 129 ff.
 Salpetrige Säure 48, 130 ff.
 Schadstoffe, sekundäre 178
 Schwefeldioxid 13, 38, 43, 49, 123 ff., 174
 Schwefelsäure 48 f., 127 ff.
 Schwefelwasserstoff 38, 43, 49, 111, 123 ff., 174
 Sekundäremission 77, 148, 156, 161
 Sekundärprodukte 55, 87, 168, 171, 220 f.
 Sekundärquelle 60, 133, 139 ff., 173, 179, 206
 Sekundärreaktion 173 f.
 Sekundärsubstanzen 209
 Sicherheitsdatenblätter 147, 194, 220
 Sick Building Syndrom 14, 73
 Silber 100, 105, 122 ff., 136 f., 142, 173, 178, 236
 Stickoxide 13, 43, 48, 80, 111, 130 f.
 Stickstoffdioxid 38, 48, 130 ff.
 Stofftransport 16
 Strömungsgeschwindigkeit 16, 20 f., 25
 Sulfonphthalein-Indikatoren 111

T

Technische Merkblätter 147, 220
 Tenax TA® 54, 87 f.

Terpene 47, 56, 68, 87, 151 ff., 167 f., 173, 177 f.

Trockeneis 213

U

UV-Absorption 83

V

Vakuumdesorption 217

Vakuumwaschverfahren 215

Verbindungen, primäre 43

Verbindungen, schweflige 111, 135, 174, 183

Verbindungen, sekundäre 43

Vinegar-Syndrom 98, 139

W

Wärmespeicherfähigkeit 16

Wärmeübergang 16

Wasserdampf-Emissionsraten 23

Weichmacher 55 ff., 129, 137 ff., 158, 172 ff., 196, 220

Wirkstoffe, biozide 42, 71, 181, 223, 225

Z

Zink 65 f., 100, 122, 126, 142

Zinn 122, 126, 142, 220

Rationelle Energieanwendungen in der Gebäudetechnik

Energieeffiziente Systemtechnologien
der Raumluf-, Klima-, Kälte- und Beleuchtungstechnik




2012, 228 Seiten, zahlr. Abb. u. Tab. Kart.,
ISBN 978-3-8167-8529-3
E-Book: ISBN 978-3-8167-8696-2
BuchPlus: ISBN 978-3-8167-8908-6

Eric TheiB

Aufgrund der steigenden Energiepreise und knapper werdenden Ressourcen, müssen bestehende, energieintensive Systeme überdacht und innovative Lösungsansätze entwickelt werden.

Das Buch bietet einen umfassenden Überblick zu Raumluf-, Klima-, Kälte- und Beleuchtungstechnik. Der Autor beschreibt Funktionsprinzipien und Nutzungsvarianten und gibt einen Einblick in Innovationen und Prototypen. Die Optimierung der Energieeffizienz und die Steigerung des Nutzerkomforts mit Hilfe der Gebäudeautomation werden erläutert. Aktuelle Regelwerke, Verordnungen und Richtlinien sowie Anlagenbeispiele und Objektbeschreibungen runden den Ratgeber ab.

Fraunhofer IRB  Verlag

Der Fachverlag zum Planen und Bauen

Nobelstraße 12 · 70569 Stuttgart · www.baufachinformation.de

Schadstoffe in Museen, Bibliotheken und Archiven

2., vollständig überarbeitete Auflage

Die Eliminierung negativer Umgebungseinflüsse soll bereits im Vorfeld das Entstehen von Schäden an Kunst- und Kulturgütern vermeiden helfen. Wo vor dem Beginn des industriellen Zeitalters der Schwerpunkt die Auseinandersetzung mit den dominierenden Umgebungsparametern Strahlung, Temperatur und Luftfeuchte gewesen war, rückte dann ein weiterer Gefährdungsfaktor in den Blickpunkt. Die Auswirkungen atmosphärischer Schadstoffe waren auch auf Sammlungsgut in Innenräumen offensichtlich. Damit stehen die für die Sammlungsbetreuung Verantwortlichen noch immer vor einer Anzahl von Fragen und Problemen praktischer Art. Zu nennen sind hier primär die Auswahl von geeigneten Werkstoffen und Produkten zur Einrichtung von Ausstellungs- und Depoträumen sowie die Überprüfung der in Vitrinen verwendeten Materialien.

Bereits vor Jahren wurde daher von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) der Bedarf gesehen, die vielerorts publizierten Einzelergebnisse zusammenzufassen und durch systematische, grundlegende Untersuchungen in enger Zusammenarbeit mit Museen zu ergänzen. Das vorliegende Werk stellt nun eine aktualisierte und deutlich erweiterte Fassung des 2006 publizierten Leitfadens zur Thematik der Luftschadstoffe in musealen Sammlungen dar. Es soll dem effektiven Schutz von Museumsmitarbeitern, Besuchern und Exponaten dienen und praxisbezogene Hilfestellungen für die Prävention und Sanierung anbieten, um Schadstoffbelastungen auf Dauer zu minimieren bzw. zu beseitigen. In seiner Konzeption richtet es sich an die für die Betreuung von Sammlungsgut Verantwortlichen und damit primär an Restauratoren und Präparatoren, die häufig in unmittelbarem Kontakt mit den Exponaten stehen und Entscheidungen über die geeignete Aufbewahrung treffen müssen. Aber auch alle im weiteren Umfeld tätigen Personen, wie Sammlungsverwalter, Kuratoren, Museumstechniker und Ausstellungsgestalter sollen ebenso wie die Hersteller und Anbieter von Ausstellungstechnik hilfreiche Informationen finden.

ISBN 978-3-8167-9010-5

