

Emission von umweltrelevanten  
organischen Bestandteilen aus Betonen  
mit organischen Betonzusatzstoffen

**T 2904**

**T 2904**

Dieser Forschungsbericht wurde mit modernsten Hochleistungskopierern auf Einzelanfrage hergestellt.

Die Originalmanuskripte wurden reprotechnisch, jedoch nicht inhaltlich überarbeitet. Die Druckqualität hängt von der reprotechnischen Eignung des Originalmanuskriptes ab, das uns vom Autor bzw. von der Forschungsstelle zur Verfügung gestellt wurde.

Im Originalmanuskript enthaltene Farbvorlagen, wie z.B. Farbfotos, können nur in Grautönen wiedergegeben werden. Liegen dem Fraunhofer IRB Verlag die Originalabbildungen vor, können gegen Berechnung Farbkopien angefertigt werden. Richten Sie Ihre Anfrage bitte an die untenstehende Adresse.

© by Fraunhofer IRB Verlag

2000, ISBN 3-8167-5714-6

Vervielfältigung, auch auszugsweise,  
nur mit ausdrücklicher Zustimmung des Verlages.

**Fraunhofer IRB Verlag**

Fraunhofer-Informationszentrum Raum und Bau

Postfach 80 04 69

70504 Stuttgart

Nobelstraße 12

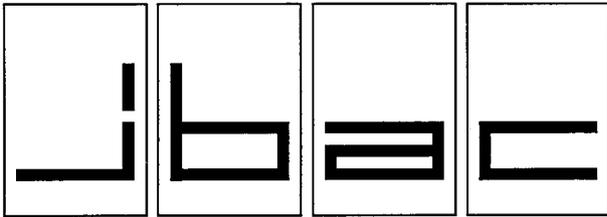
70569 Stuttgart

Telefon (07 11) 9 70 - 25 00

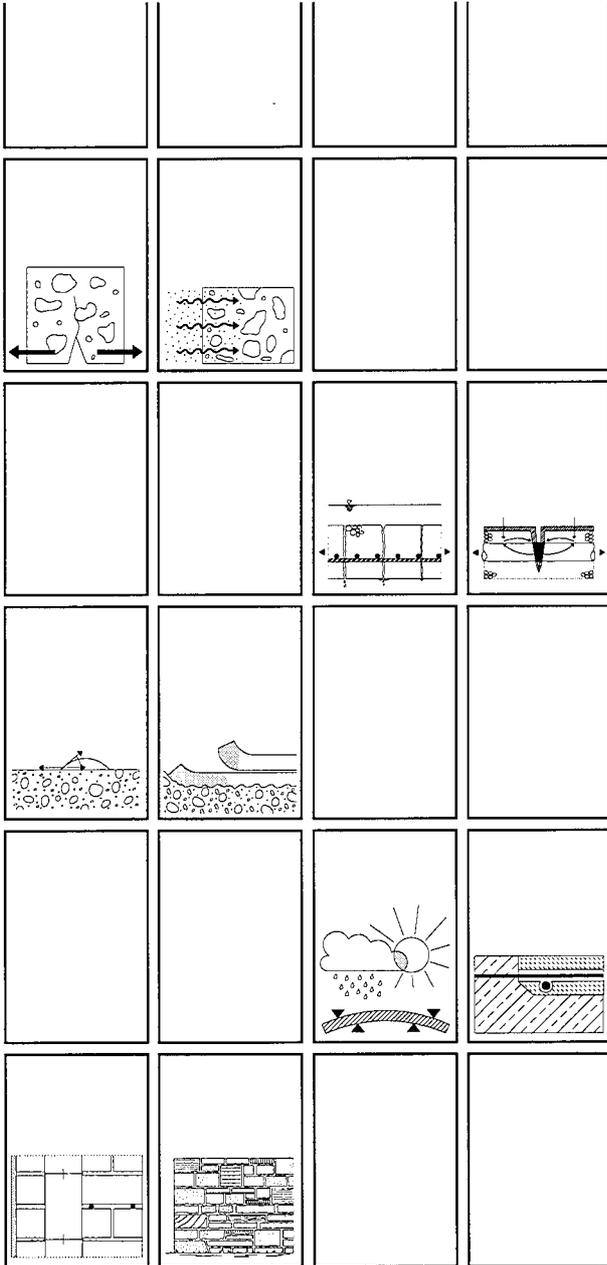
Telefax (07 11) 9 70 - 25 08

e-mail [irb@irb.fhg.de](mailto:irb@irb.fhg.de)

URL <http://www.irb.fhg.de>



**Institut für Bauforschung Aachen**  
 Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule

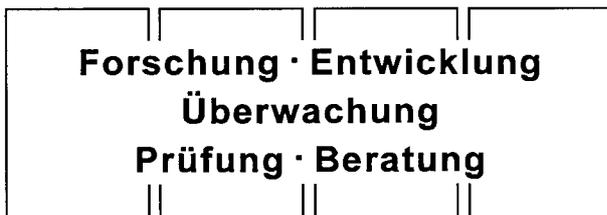


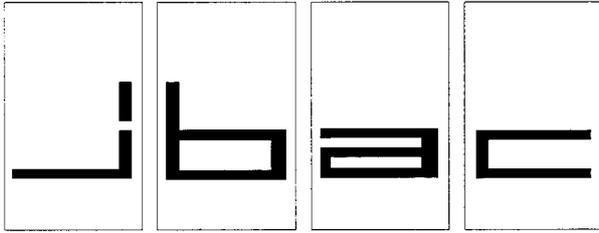
## **Forschungsbericht**

### **F 626**

Emission von umweltrelevanten organischen  
 Bestandteilen aus Betonen mit organischen  
 Betonzusatzstoffen

**Baustoff · Bauteil · Bauwerk**





# INSTITUT FÜR BAUFORSCHUNG

Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen

Leitung: Professor Dr.-Ing. W. Brameshuber

Postfach, D-52056 Aachen  
Schinkelstraße 3, D-52062 Aachen

Telefon (02 41) 80-51 00 · Telex 8 32 704 thac d · Telefax (02 41) 88 88-139

BJ/Ap

## 3. Ausfertigung

## THEMA

Emission von umweltrelevanten organischen Bestandteilen aus Betonen mit organischen Betonzusatzstoffen

## ABSCHLUSSBERICHT

Forschungsbericht Nr.

F 626

vom 22.12.1999

Projektleiter

Prof. Dr.-Ing. W. Brameshuber

Sachbearbeiter

Dipl.-Ing. J. Brockmann  
Dr. rer. nat. R. Rankers

Auftraggeber/  
Förderer

Deutsches Institut für Bautechnik  
Kolonnenstr. 30

10829 Berlin

Auftragsdatum

09.09.1997

Aktenzeichen

-

Dieser Bericht umfaßt 100 Seiten, davon 68 Textseiten.

Soweit Versuchsmaterial nicht verbraucht ist, wird es nach 4 Wochen vernichtet.

Eine längere Aufbewahrung bedarf einer schriftlichen Vereinbarung.

Die auszugsweise Veröffentlichung dieses Berichtes, seine Verwendung für Werbezwecke sowie die inhaltliche Übernahme in Literaturdatenbanken bedürfen der Genehmigung des ibac.

**INHALTSVERZEICHNIS****Seite**

1	EINLEITUNG.....	1
1.1	Allgemeines.....	1
1.2	Problemstellung.....	1
1.3	Zielsetzung .....	1
2	ORGANISCHE BETONZUSATZSTOFFE.....	2
2.1	Charakterisierung der organischen Betonzusatzstoffe.....	2
2.1.1	Infrarotspektroskopie .....	3
2.1.2	Headspace-Gaschromatographie.....	4
2.1.2.1	Allgemeines.....	4
2.1.2.2	Durchgeführte Untersuchung mittels der Headspace-Gaschromatographie....	5
3	AUSLAUGUNG .....	7
3.1	Sachstand zum Auslaugverhalten von Baustoffen.....	7
3.1.1	Auslaugmechanismen .....	7
3.1.2	Beschreibung der Auslaugvorgänge .....	8
3.1.3	Auslaugverfahren .....	9
3.1.3.1	Allgemeines.....	9
3.1.3.2	Schütteltests.....	11
3.1.3.3	Maximale Eluierbarkeit.....	12
3.1.3.4	Säulentests.....	12
3.1.3.5	Standtests.....	13
3.1.3.6	Auslaugung von Frischbeton .....	14
3.1.3.7	Zusammenfassung.....	15
3.2	Auslaugung von organischen Bestandteilen .....	16
3.2.1	Definition und Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffes .....	17
3.2.2	Anhaltswerte für den TOC-Gehalt.....	18
3.3	Durchgeführte Untersuchungen zur Auslaugbarkeit der OBZS .....	19
3.3.1	Verwendete Materialien .....	19
3.3.1.1	Zemente, Zusatzstoffe, Zuschläge .....	19
3.3.1.2	Herstellung der Mörtel und Probekörper .....	20

<b><u>INHALTSVERZEICHNIS</u></b>		<b>Seite</b>
3.3.2	Durchführung der Prüfungen und Prüfergebnisse .....	22
3.3.2.1	TOC-Bestimmung .....	22
3.3.2.2	Elutionsversuche .....	22
3.3.2.2.1	Allgemeines.....	22
3.3.2.2.2	Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen .....	23
3.3.2.2.3	Standtest .....	26
3.3.2.2.4	Auslaugung von Frischmörtel.....	28
3.3.2.3	Diskussion der Ergebnisse aus den Auslaugungsversuchen.....	29
4	GASFÖRMIGE EMISSION.....	30
4.1	Sachstand zum gasförmigen Emissionsverhalten von Baustoffen .....	30
4.1.1	Definition der flüchtigen organischen Verbindungen.....	30
4.1.2	Herkunft und Vorkommen der flüchtigen organischen Verbindungen .....	31
4.1.3	Grenzwerte/Richtwerte für VOC .....	32
4.1.4	Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC-Wert).....	34
4.1.4.1	Wirkungen von VOC-Gemischen und daraus resultierende Empfehlungen .	35
4.1.5	Gasemissionen aus zementgebundenen Baustoffen.....	36
4.1.6	Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen.....	37
4.1.6.1	Emissionsprüfkammer-Verfahren .....	37
4.1.6.1.1	Anforderungen an Emissionsprüfkammern .....	37
4.1.6.1.2	Kammergröße.....	38
4.1.6.1.3	Prüfbedingungen .....	39
4.1.6.1.4	Senkeneffekte - Wiederfindungsraten.....	40
4.1.6.1.5	Quantitative Auswertung .....	41
4.1.6.2	Emissionsprüfzellen-Verfahren .....	43
4.2	Durchgeführte Untersuchungen zur gasförmigen Emission von organi- schen Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen mit OBZS.....	43
4.2.1	Prüfkörper .....	43
4.2.2	Versuche zur gasförmigen Emission.....	45
4.2.3	Probenahme und Analysemethoden.....	47

**INHALTSVERZEICHNIS****Seite**

4.2.4	Ergebnisse der VOC-Bestimmung.....	49
4.2.4.1	Allgemeines.....	49
4.2.4.2	Proben ohne organische Betonzusatzstoffe (M1.0, M2.0, B1.0).....	50
4.2.4.3	Proben mit Betonzusatzstoff.....	51
4.2.4.4	Summe der nicht individuell identifizierten Verbindungen.....	53
4.2.4.5	Diskussion der TVOC-Konzentrationen.....	53
4.2.5	Ergebnisse aus der Aldehyd-Bestimmung.....	54
5	DISKUSSION DER FORSCHUNGSERGEBNISSE UNTER DEM AS- PEKT DER UMWELTVERTRÄGLICHKEIT.....	55
6	ZUSAMMENFASSUNG.....	56
7	LITERATUR.....	59
	TABELLEN.....	A1-A17
	BILDER.....	B1-B15



## **1 EINLEITUNG**

### **1.1 Allgemeines**

Durch das in der Öffentlichkeit stark gestiegene Umweltbewußtsein hat die Umweltrelevanz von Baustoffen in den letzten Jahren einen immer größeren Stellenwert bekommen. Zementgebundene Baustoffe stehen aufgrund ihres mengenmäßig hohen Einsatzes dabei oft im Zentrum des Interesses. Bei der Betrachtung der Gesundheitsverträglichkeit dieser Bauprodukte ist zwischen Verarbeitungsphase und Nutzungsphase zu unterscheiden.

### **1.2 Problemstellung**

Zur Beurteilung einer Gefährdung durch umweltbedenkliche Stoffe sind nicht nur die Stoffzusammensetzungen wichtig, sondern vor allem die jeweiligen Gehalte der mobilisierbaren Stoffe. Diese nicht festgebundenen Stoffe können durch

- Auslaugung,
- Ausgasung und
- Abrieb/Erosion

in die Umwelt gelangen. Zu der Fragestellung bezüglich der Emission von umweltrelevanten, organischen Bestandteilen aus Betonen, die unter Verwendung von organischen Zusatzstoffen hergestellt wurden, sind bislang nur wenige Untersuchungen durchgeführt worden. In diesem Bereich sind daher noch systematische Untersuchungen notwendig.

### **1.3 Zielsetzung**

In dem Forschungsvorhaben soll zunächst eine Sichtung und Auswertung der Literaturdaten zu der oben genannten Problemstellung erfolgen. Zur Beurteilung des Auslaugverhaltens von zementgebundenen Baustoffen mit organischen Zusatzstoffen sollen Untersuchungen durchgeführt werden. Als Grundlage für diese Untersuchungen dienen die umfangreichen Erfahrungen auf dem Gebiet der Auslaugung von anorganischen Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen. In einem 2. Schritt wird die Emission flüchtiger Bestandteile aus zementgebundenen Baustoffen mit organischen Zusatzstoffen betrachtet.

Daten zur Bewertung einer möglichen Umweltgefährdung durch emittierte umweltrelevante organische Bestandteile werden sowohl während der Verarbeitungsphase als auch während der Nutzungsphase ermittelt. Hierbei handelt es sich um erste grundlegende Orientierungsgrößen.

## 2 ORGANISCHE BETONZUSATZSTOFFE

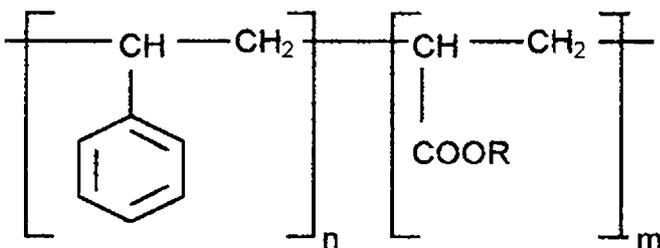
Organische Betonzusatzstoffe werden bei der Betonherstellung eingesetzt um bestimmte Frisch- und/oder Festbetoneigenschaften zu optimieren. Im Gegensatz zu den Betonzusatzmitteln werden dem Beton Betonzusatzstoffe in höheren Dosiermengen zugegeben. Die maximale Dosiermenge für Betonzusatzmittel beträgt 50 g bzw. 50 ml je kg Zement. Betonzusatzmittel und Betonzusatzstoffe dürfen in Deutschland für die Betonherstellung nur eingesetzt werden, wenn sie bauaufsichtlich zugelassen oder normgerecht sind.

Bei den Betonzusatzmitteln findet keine Differenzierung zwischen organischen und anorganischen Stoffen statt, wohl aber bei den Betonzusatzstoffen. Bei den in Deutschland verwendeten Betonzusatzstoffen handelt es sich überwiegend um Stein- bzw. Braunkohlenflugasche, um Silicastaub und um getempertes Gesteinsmehl. Organische Betonzusatzstoffe haben bisher nur einen relativ eingeschränkten Anwendungsbereich gefunden. Dies hat zur Folge, daß bisher lediglich zwei organische Betonzusatzstoffe bauaufsichtlich zugelassen worden sind.

### 2.1 Charakterisierung der organischen Betonzusatzstoffe

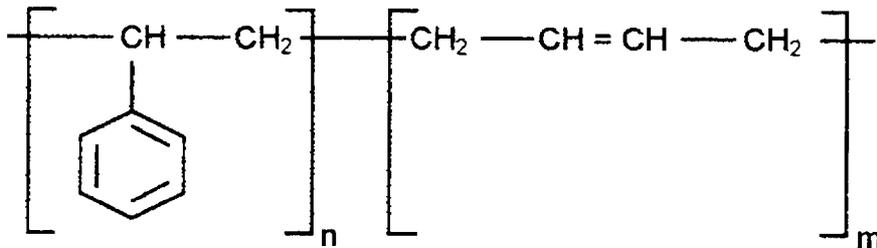
Für das Forschungsprojekt wurden die beiden in Deutschland bauaufsichtlich zugelassenen Betonzusatzstoffe von den Herstellwerken bezogen.

Bei dem einen Betonzusatzstoff (Probe BZS1) handelt es sich um eine wässrige Dispersion von Styrolacrylat, bei dem anderen Betonzusatzstoff (Probe BZS2) um eine wässrige Dispersion von Styrolbutadien. Die anionischen Styrolacrylat-Copolymere (Probe BZS1, Bild 1) werden aus Styrol und Acrylsäure bzw. Acrylsäureester in Emulsion polymerisiert /57/.



**Bild 1:** Strukturformel von Styrolacrylat-Copolymer (BZS1)

Die Styrolbutadien-Copolymere werden radikalisch in Emulsionspolymerisationsverfahren hergestellt. Die Strukturformel für ein solches Polymer ist in Bild 2 dargestellt.



**Bild 2:** Strukturformel von Styrolbutadien-Copolymer (BZS2)

Die Styrolacrylat- und Styrolbutadien-Copolymere liegen in den Dispersionen in einer Partikelgrößen von rund 0,1 bis 0,2  $\mu\text{m}$  vor /41/.

### 2.1.1 Infrarotspektroskopie

Zur Charakterisierung der organischen Betonzusatzstoffe ist die Infrarotspektroskopie grundsätzlich geeignet. Eine direkte Untersuchung der wässrigen Dispersionen ist nicht sinnvoll, da durch den hohen Wassergehalt der Proben kein interpretierbares Spektrum gewonnen werden kann (sehr starke Absorption der Infrarotwellen durch die Wassermoleküle). Aus diesem Grund wurden die Untersuchungen an den Trockenrückständen der Betonzusatzstoffe durchgeführt. Die Zusatzstoffe wurden bei 105 °C im Trockenschrank bis zur Massekonstanz getrocknet. Der zurückbleibende Film wurde auf ein Kaliumbromid-Fenster aufgebracht und infrarotspektroskopisch untersucht. Die aufgenommenen Infrarotspektren lassen Rückschlüsse auf charakteristische Molekülgruppen der Polymere zu.

Die jeweiligen Gruppen, die das chemische Grundgerüst eines untersuchten Wirkstoffes ausmachen, bilden Absorptionsbanden bei charakteristischen Wellenzahlen. Die Adsorptionsbanden, die durch die Wassermoleküle im Bereich von 3450  $\text{cm}^{-1}$  verursacht werden, sind in den Spektren der zwei untersuchten organischen Betonzusatzstoffe mehr oder weniger stark zu erkennen.

Eine Zuordnung der Absorptionsbanden des Spektrums für den Trockenrückstand der Probe BZS1 ist in Tabelle A1 wiedergegeben. Die Zuordnung der Absorptionsbanden des Spektrums für den Trockenrückstand der Probe BZS2 ist in Tabelle A2 wiedergegeben. Die Spektren sind in den Bildern B1 und B2 dargestellt.

Die infrarotspektroskopischen Untersuchungen liefern grundsätzlich keine Hinweise auf die Stärke der chemischen Bindung und damit auf die Flüchtigkeit von Verbindungen. Sie dienen lediglich zur Güteüberwachung der Produkte. Im Rahmen dieser Untersuchung traten keine Abweichungen gegenüber älteren Untersuchungen auf.

## **2.1.2 Headspace-Gaschromatographie**

### **2.1.2.1 Allgemeines**

Um die Anwesenheit von flüchtigen Bestandteilen in den Betonzusatzstoffen nachweisen zu können, wurden Untersuchungen mittels der Headspace-Gaschromatographie durchgeführt.

Unter Headspace-Gaschromatographie versteht man die Probennahme aus einer Dampfphase, die sich mit einer kondensierten Flüssigkeit im Gleichgewicht befindet, und anschließend mittels Gaschromatographie analysiert wird /24/. Bei der Gaschromatographie werden Gase getrennt, indem das zu trennende Gemisch mit einem indifferenten Trägergas durch die stationäre Phase geschickt wird. Die stationäre Phase besteht aus einem porösen Feststoff, der mit einer nichtflüchtigen Flüssigkeit getränkt ist. Die Gase lösen sich in dieser Flüssigkeit und bleiben dabei mehr oder weniger gut haften /36/.

Man unterscheidet bei der Art der Probennahme zwei Methoden: die statische Methode und die dynamische Methode. Bei der statischen Methode befindet sich die zu untersuchende Substanz in einem geschlossenen Gefäß, meist eine Glasflasche (Headspace-Flasche), welche mit einem Gummiseptum abgedichtet ist. Aus dem Dampfraum über der Substanz wird eine Probe entnommen und direkt auf die Trennsäule der Gaschromatographie-Anlage (GC-System) gegeben. Die dynamische Methode ist ein Probennahmeverfahren, bei dem die Gasextraktion kontinuierlich aus dem Dampfraum über der Probe erfolgt. Die Anreicherung der in der Gasphase enthaltenen Stoffe wird durch Adsorption des Probengases über eine feste Sammelphase erzielt. In der VDI-Richtlinie 2457 /58/ wird die Probennahme flüchtiger, organischer Verbindungen näher beschrieben. Adsorbentien wie Kieselgel oder Aktivkohle, Carbosieve oder Tenax (Poly-2,6-diphenyl-p-phenylenoxid), Porapack oder Chromosorb sind geeignet. Im Anschluß an die Probennahme werden die organischen Verbindungen durch Thermodesorption, d. h. Aufheizen des Adsorbents, mit gleichzeitiger Rückspülung der Verbindungen durch ein Trägergas auf das GC-System, analysiert. Die Zusammensetzung und der Gehalt der Substanzen kann dann mit Hilfe eines Massenspektrometers (MS) oder eines Flammenionisationsdetektors (FID) bestimmt werden.

### **2.1.2.2 Durchgeführte Untersuchung mittels der Headspace-Gaschromatographie**

Zur Untersuchung der Betonzusatzstoffe wurde die statische Methode verwendet. Die in Headspace-Flaschen abgefüllt und gasdicht verschlossenen Proben wurden über einen Zeitraum von 70 min bei einer Temperatur von 85 °C thermostatisiert. Danach wurde ein Teil des Gases oberhalb der flüssigen Probe über eine Probenschleife mit 80 kPa Heliumvordruck in den Gaschromatographen (GC), der mit einem Massenspektrometer gekoppelt war, injiziert. Die Temperaturen von Probenschleife und Transferline zum GC betragen dabei 120 °C.

Die gaschromatographische Trennung erfolgte über eine 60 m lange Kapillarsäule, Innendurchmesser 320 µm und 1,8 µm Filmdicke aus 6 % Cyanopropyl- und 94 % Dimethylpolysiloxan. Die Analysen wurden temperaturprogrammiert durchgeführt mit einer Starttemperatur von 40 °C und einer Isotherme von 2 min, dann mit einer Heizrate von 5 K/min auf 160 °C, dort 1 min isotherm, dann mit 10 K/min bis 235 °C und dort 5,5 min isotherm bis zum Ende der Trennung.

Die Aufnahme der Massenspektren erfolgte im Massebereich von 12-200 amu (amu: atomare Masseneinheit,  $1 \text{ amu} = 1,660531 \cdot 10^{-27} \text{ kg}$ ). Die Temperaturen des Massenspektrometers waren eingestellt auf: MS-Transferline 250 °C, Quadrupol 106 °C und Ionenquelle 230 °C. Die Vorgehensweise bei der Analyse und Aufnahme der Spektren beruht auf Erfahrungen, die am Institut für Hygiene und Umweltmedizin im Rahmen ähnlicher Untersuchungen gemacht wurden.

Die Ergebnisse der Headspaceanalysen sind in der Tabelle 1 sowie in den Bildern B3 und B4 dargestellt.

Tabelle 1: Ergebnisse der Headspace-Analysen der reinen Beton-  
zusatzstoffe

Nachgewiesene Substanz <sup>1)</sup>	Relative Fläche unter den Peaks	
	BZS1	BZS2
-	%	
1	2	3
Pentan	-	2,3
Aceton	4,8	-
2-Methyl-2-propanol	32,3	-
Trimethylsilanol	-	2,1
<b>1-Butanol</b>	10,5	-
<b>Essigsäurebutylester</b>	3,2	-
<b>Hexanal</b>	-	2,9
Subst. Cyclohexen	-	4,4
n-Butylether	6,0	-
<b>Ethylbenzol</b>	16,3	10,2
<b>m/p-Xylol</b>	2,2	0,7
<b>o-Xylol</b>	2,7	-
<b>Styrol</b>	-	41,7
Propionsäurebutylester	5,4	-
Verschiedene C3-Alkylbenzole	16,7	21,8
Subst. Styrol	-	13,9

1) Die Substanzen, die in Anhang A des Entwurfes der VDI Richtlinie 4300 „Messungen von Innenraumluftverunreinigungen“ /43/ enthalten sind, werden durch fette Schrift dargestellt.

Die Betonzusatzstoffe enthalten neben den Polymeren und Wasser auch geringe Mengen an anderen organischen Verbindungen. Die Zugabe dieser zusätzlichen organischen Verbindungen erfolgt entweder gezielt, um bestimmte Gebrauchseigenschaften zu optimieren (z. B. Stabilisierer, Entschäumer, Konservierungsmittel) oder die Verbindungen sind Nebenprodukte, die bei der Herstellung des Polymers entstehen. So kann die in der Headspace-Analyse nachgewiesene Substanz Trimethylsilanol ein Bestandteil eines Entschäumers sein. Aus Tabelle 1 kann man auch mögliche Verunreinigungen während des Herstellungsprozesses erkennen; so ist das Styrol des BZS2 während der Herstellung nicht vollständig polymerisiert worden.

### 3 AUSLAUGUNG

Um eine Gefährdung durch umweltbedenkliche Stoffe beurteilen zu können, sind nicht nur die Stoffzusammensetzungen wichtig, sondern vor allem die jeweiligen Gehalte der mobilisierbaren, d. h. nicht fest gebundenen Stoffe. Hierbei liegt ein wesentlicher Aspekt in dem Auslaugverhalten von Baustoffen.

In Abschnitt 3.1 wird der Sachstand zum Auslaugverhalten von Baustoffen dargelegt. Hierbei wird nicht zwischen organischen und anorganischen Stoffen unterschieden, sondern es werden die Auslaugmechanismen und die verschiedenen Prüfverfahren allgemein dargestellt. Auf die Auslaugung von organischen Bestandteilen wird in Abschnitt 3.2 gesondert eingegangen.

Auf den Sachstand aufbauend werden in den daran anschließenden Abschnitten die durchgeführten Untersuchungen zum Austragungsverhalten der Betone mit OBZS sowie die daraus gewonnenen Kenntnisse dokumentiert.

#### 3.1 Sachstand zum Auslaugverhalten von Baustoffen

##### 3.1.1 Auslaugmechanismen

Zur Beschreibung der Auslaugvorgänge ist es zunächst wichtig die dominierenden Auslaugmechanismen für die betrachteten Stoffe zu klären. Die Auslaugmechanismen sind von den Umgebungsbedingungen, denen die Baustoffe ausgesetzt sind (z. B. Boden, Grundwasser usw.) genauso abhängig wie von der Art des Baustoffes selbst (Granulat oder monolithisches Material, poröses oder dichtes Material usw.).

Bringt man ein Probegut mit einer Auslaugflüssigkeit (Eluent) in Kontakt, so finden folgende Freisetzungsprozesse statt /54/:

- Lösliche Stoffe, die auf der Oberfläche des Probenmaterials adsorbiert sind, können beim ersten Kontakt mit dem Eluenten abgelöst werden. Man spricht von der sogenannten Anfangsauswaschung ("wash-off-effect"). Dieser Prozeß ist bereits nach kurzer Zeit beendet.
- Ist bei bindemittelhaltigen Baustoffen die gesamte Matrix im Eluenten löslich, kommt es zu einer kontinuierlichen Auflösung von außen nach innen. Beim Auslaugen von Beton ist dies nur dann ein wesentlicher Mechanismus, wenn ein lösender Angriff vorliegt (z. B. durch Kohlensäures Wasser).

- Abhängig von der Konzentration des Porenwassers und des Eluenten kann Diffusion aus dem Feststoff heraus in den Eluenten oder vom Eluenten in den Feststoff stattfinden. Dabei findet die Diffusion in der Zementsteinmatrix vor allem in den Kapillarporen statt.

Zusätzlich kann es in der Matrix zementgebundener Baustoffe durch pH-Wert-Veränderungen zur Ausfällung oder Auflösung von Stoffen kommen. An der Oberfläche des Probekörpers finden Absorptions- und Adsorptionsvorgänge statt.

### 3.1.2 Beschreibung der Auslaugvorgänge

In Elutionsversuchen mit praxisrelevanten Probekörpern (der Versuchsaufbau ist in Abschnitt 3.1.3.5 beschrieben) wird der Stofftransport ( $J$ ) ermittelt, indem die Konzentrationen der einzelnen Stoffarten in den gewonnenen Eluat bestimmt werden. Der Stofftransport wird nach folgender Gleichung berechnet:

$$J_i = (C_i - C_0) \frac{V}{A \cdot t_i} \quad (1)$$

mit:

$J_i$  = Stofftransport; Menge eines Stoffes, der pro Fläche während des Zeitintervalls  $t_i$  in den Eluenten transportiert wird [ $\text{mg}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ ]

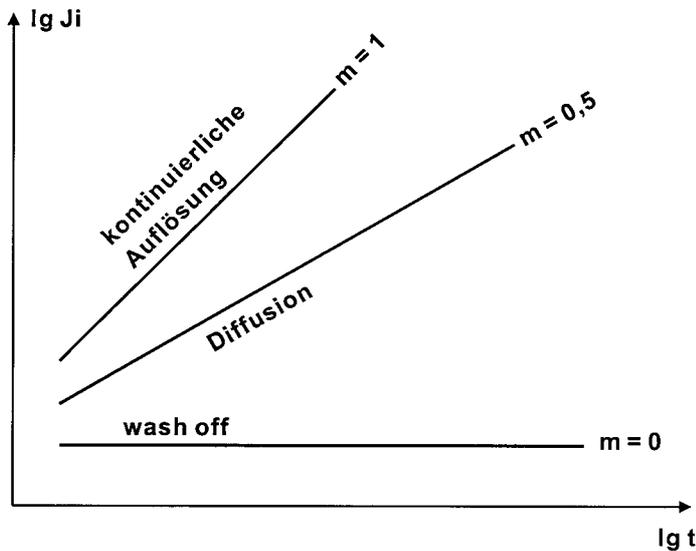
$C_i$  = Konzentration des betrachteten Stoffes im Eluat [ $\text{mg}/\text{l}$ ] am Ende des  $i$ -ten Intervalls

$C_0$  = Konzentration des betrachteten Stoffes [ $\text{mg}/\text{l}$ ] im Eluenten (Blindwert)

$V$  = Volumen des Eluenten [ $\text{l}$ ]

$A$  = Oberfläche des Prüfkörpers [ $\text{m}^2$ ]

$t_i$  = gesamte Kontaktzeit im  $i$ -ten Intervall [ $\text{s}$ ]



**Bild 3:** Veranschaulichung der Auslaugmechanismen /26/

Trägt man den aus Gleichung (1) berechneten Stofftransport gegen die Zeit doppelt logarithmisch auf, so erhält man erste Anhaltspunkte darüber, welcher Auslaugmechanismus vorherrscht. Bei Gültigkeit der oben aufgeführten Formel ergeben sich im Diagramm Geraden mit unterschiedlichen Steigungen  $m$ . Am Zahlenwert der Steigung  $m$  läßt sich der dominierende Auslaugmechanismus erkennen (vgl. Bild 3). Erhält man eine horizontale Gerade ( $m = 0$ ), so liegt ein "wash-off"-Effekt (Anfangsauswaschung) vor. Ergeben die aufgetragenen Werte eine Gerade mit der Steigung  $m = 1$ , so dominiert der lösende Angriff mit kontinuierlichem Stoffabtrag. Hat die erhaltene Gerade eine Steigung von  $m = 0,5$ , so ist der dominierende Auslaugmechanismus die Diffusion. Die verschiedenen Mechanismen können sich dabei auch überlagern, so daß sich in dem Diagramm Geraden ergeben, die zwischen den theoretischen liegen. Die Auswertung wird ausführlich in /37/ beschrieben.

Für die Auslaugung anorganischer Stoffe aus zementgebundenen Baustoffen konnte gezeigt werden, daß der vorherrschende Auslaugmechanismus die Diffusion ist /26/. Bzgl. der in diesem Zusammenhang relevanten grundlegenden Mechanismen sei hier auf /26, 50/ verwiesen. Dort ist auch die Bestimmung von Diffusionskoeffizienten erläutert.

### 3.1.3 Auslaugverfahren

#### 3.1.3.1 Allgemeines

Im folgenden werden zunächst die Einflüsse der verschiedenen Versuchsparameter auf die in Elutionsversuchen bestimmten Auslaugraten von anorganischen Stoffen dargestellt. Zur Zeit liegen keine gesicherten Erkenntnisse darüber vor, ob diese Einflußgrößen ebenfalls bei

der Auslaugung organischer Verbindungen relevant sind. Dieser Fragestellung wurde daher im Rahmen des Forschungsprojektes nachgegangen.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die wichtigsten Parameter, die in Elutionsversuchen die Auslaugraten von Schwermetallionen und Salzen aus mineralischen Baustoffen/Bauteilen beeinflussen. Neben den dort aufgeführten Einflüssen ist auch die Elutionsdauer von Bedeutung.

Tabelle 2: Einflüsse auf die Auslaugraten von Schwermetallen und Salzen aus mineralischen Baustoffen/Baustoffkomponenten in Elutionsversuchen /26/

Einflußgröße	Erklärung
1	2
Korngröße des Prüfgutes / Prüfkörpergröße	Die Korngröße des zu prüfenden Materials bzw. die Prüfkörpergröße, hier insbesondere das Oberflächen/Volumenverhältnis, beeinflusst die Auslaugrate. Je größer die für den Eluenten verfügbare Oberfläche ist, desto größer wird auch die Konzentration der umweltrelevanten Stoffe im Eluat sein. Neben dem Zerkleinerungsgrad spielt auch die unterschiedliche Verteilung der Spurenelemente auf verschiedene Korngrößen eine wesentliche Rolle.
Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis (= L/S)	Bei Schütteltests mit zerkleinertem Probenmaterial ist die Auslaugrate direkt proportional zum Flüssigkeit-/Feststoffverhältnis (= L/S). Nimmt man an, daß in der Praxis im Laufe der Zeit L/S stets größer wird, kann durch die Variation des L/S-Verhältnisses eine Zeitachse dargestellt werden.
pH-Wert des Eluenten	Die pH-Wert-Abhängigkeit der Auslaugrate kommt durch die unterschiedliche Löslichkeit der Schwermetallionen bei verschiedenen pH-Werten zustande. Jedoch beeinflusst nicht nur der pH-Wert der Auslaugflüssigkeit, sondern auch die Pufferkapazität des Feststoffes (z. B. Zementstein) selber die Auslaugrate, indem sie den pH-Wert des Eluenten verändert, d. h. auch die chemische Zusammensetzung des auszulaugenden Stoffes ist von Bedeutung.
Zusammensetzung des Eluenten	Die Zusammensetzung des Eluenten hat vor allem dann eine Bedeutung, wenn andere Elutionsflüssigkeiten als entmineralisiertes Wasser bzw. künstlicher saurer Regen eingesetzt wird. Hier sind vor allem Pufferlösungen und Eluenten mit unterschiedlichen Redoxpotentialen zu nennen.
Temperatur	Die Temperatur, bei der die Untersuchungen durchgeführt werden, hat einen sehr starken Einfluß auf die Auslaugrate, da die Reaktionsgeschwindigkeit exponentiell mit der Temperatur zunimmt. Ob dies als "Zeitraffereffekt" ausgenutzt werden kann, um die Versuchszeit zu verkürzen, muß überprüft werden.

Die Übersicht verdeutlicht, daß zwangsläufig bei unterschiedlichen Versuchsbedingungen stark voneinander abweichende Ergebnisse zu erwarten sind und daß eine Übertragung der Ergebnisse aus Laborversuchen auf die praxisnahen Bedingungen nicht immer zulässig sind.

In der Literatur werden folgende grundsätzlich unterschiedliche Arten von Auslaugtests für Baustoffe beschrieben /26/:

- Schütteltests,
- Maximale Eluierbarkeit,
- Säulentests,
- Standtests.

Darüber hinaus gibt es einige spezielle Auslaugverfahren, die z. B. bei der Auslaugung von Frischbeton zum Einsatz kommen, hier aber nicht näher beschrieben werden sollen.

### **3.1.3.2 Schütteltests**

Bei den Schütteltests (batch-tests) wird das Probenmaterial mit dem Eluenten versetzt und anschließend geschüttelt oder gerührt. Dabei können das Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis (L/S), der Eluent, die Korngröße des zu eluierenden Materials, die Elutionsdauer sowie die Bewegungsart (schütteln, rühren) variiert werden. Bei den Schütteltests gibt es auch Verfahren, bei denen der pH-Wert während der gesamten Auslaugdauer konstant auf einen bestimmten pH-Wert eingestellt wird (pH-stat.-Verfahren).

In der Literatur wird eine Vielzahl von Schütteltests beschrieben, deren Ergebnisse untereinander nicht immer vergleichbar sind. Eine Übersicht über zur Zeit in verschiedenen Ländern genormte Schütteltests enthält /37, 26/.

Als Testverfahren in Deutschland wird für die Elution vielfach der Schütteltest nach DIN 38 414 S-4 /12/, kurz DEV-S4-Verfahren genannt, eingesetzt (s. Abschnitt 3.3.2.2.2).

Das Verfahren bietet, wie alle Schütteltests, den Vorteil, daß es einfach und schnell durchgeführt werden kann. Allerdings kann nicht vorhergesagt werden, in welcher Zeit unter realen Bedingungen die ermittelten Konzentrationen ausgelaugt werden. Die Untersuchung des zeitabhängigen Auslaugverhaltens ist mit Schütteltests nicht möglich. Ursprünglich wurde das Verfahren für Schlämme konzipiert. Praxisrelevante Auslaugraten können nicht ermittelt werden, da das Material auf kleine Korngrößen zerkleinert wird. Die Zerkleinerung ist aber nicht sinnvoll, da das Aufbrechen zwangsläufig zur Erschließung neuer Reaktionsflächen führt, an denen zusätzlich Auslaugungsvorgänge stattfinden können.

### 3.1.3.3 Maximale Eluierbarkeit

Bei diesem Verfahren wird der Anteil des Gesamtgehalts bestimmt, der unter extremen Auslaugbedingungen (niedriger pH-Wert, fein aufgemahlenes Prüfgut) eluierbar ist (s. Abschnitt 3.3.2.2.2). Dieser Anteil ist meist sehr viel kleiner als der Gesamtgehalt. In welchem Zeitraum, die mit diesem Verfahren ermittelten Mengen unter realistischen Bedingungen ausgelaugt werden können, kann nicht gesagt werden. Die ermittelten Ergebnisse stellen lediglich eine Charakterisierung des Probematerials dar.

### 3.1.3.4 Säulentests

Säulentests sind in der Praxis für Stoffe unterschiedlicher Korngröße weit verbreitet. Sie eignen sich für stückiges bis feinkörniges Material, nicht aber für kompakte Festkörper. Säulentests werden häufig zur Überprüfung der Deponierbarkeit oder für den Einsatz eines Stoffes im Straßenbau eingesetzt. Üblicherweise wird das zu untersuchende Material in Säulen (Länge z. B. 0,5 - 1 m; Durchmesser 5 - 30 cm) eingebracht und dann auf verschiedene Weise mit dem Eluenten in Kontakt gebracht /26/:

- Überregnen/Percolation: die Flüssigkeit fließt von oben nach unten und wird unterhalb der Säule aufgefangen;
- Inverse Säulenelution: die Elutionsflüssigkeit wird von unten durch das Material gepumpt und durch eine Überlaufvorrichtung abgeleitet;
- Statische Elution: die Säule wird mit Elutionsflüssigkeit gefüllt, und erst zum Ende der Versuchsdauer wird das Eluat abgelassen und aufgefangen.

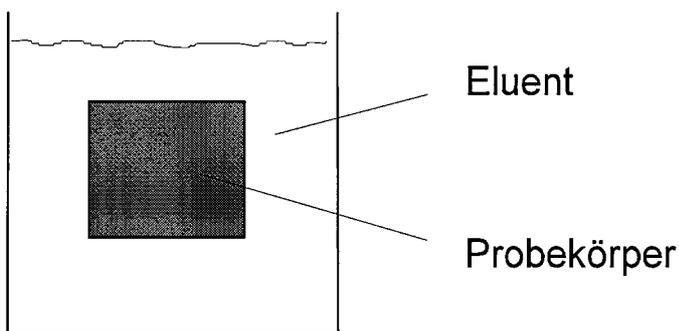
Säulentests sind nur eingeschränkt geeignet, um das Auslaugverhalten zementgebundener Baustoffe zu überprüfen, zumal diese in der Säule aushärten. Säulentests führen für zementgebundene Baustoffe nicht zu praxisrelevanten Ergebnissen.

### 3.1.3.5 Standtests

Bei Standtests werden Probekörper so in einen Behälter eingebracht, daß sie von allen Seiten mit dem Eluenten umgeben sind. Die Probekörper sollten so groß gewählt sein, daß während der Auslaugdauer die Konzentrationen der betrachteten Stoffe im Inneren des Probekörpers als konstant anzusehen sind. Das Verfahren ist in Bild 4 skizziert.

Man unterscheidet verschiedene Arten von Standtests:

- Standtests, in denen der Eluent über die gesamte Auslaugdauer nicht ausgewechselt und nach Ende des Versuches untersucht wird. Dabei können verschiedene Probekörper unterschiedlich lange eluiert werden (z. B. 1, 7 und 28 d usw.) /2, 54/.



**Bild 4:** Standtest (Schematische Darstellung)

- Standtests, bei denen der Eluent in festgelegten Zeitabständen komplett ausgewechselt wird /7, 26, 55/. Die Zeitabstände sollten dabei so gewählt werden, daß in den Eluaten jeweils ungefähr gleiche Konzentrationen der einzelnen Elemente nachzuweisen sind.
- Standtests bei denen der Eluent über den Probekörper fließt und im Kreislauf zurückgeführt wird /64/.

Um die Zeitabhängigkeit der Auslaugung ausreichend zu erfassen, sollten im Rahmen von Grundlagenuntersuchungen Standtests mit mehrmaligem Eluentenaustausch durchgeführt werden. Dies gewährleistet, daß es nicht zu Sättigungen im Eluenten kommt. Die transportierten Stoffmengen können dann nach Gleichung (1) berechnet und der dominierende Auslaugmechanismus, wie in Bild 3 dargestellt, bestimmt werden. Wird Diffusion als dominierender Auslaugmechanismus festgestellt, dann kann über die Berechnung der Freisetzungsraten eine Prognose der ausgelaugten Mengen und eine Abschätzung des Langzeitauslaugverhaltens vorgenommen werden. Ist ein sinnvoller und akzeptierter Verfügbarkeitstest gefunden,

kann über den Vergleich von effektiven und freien Diffusionskoeffizienten bzw. an der Größenordnung des Diffusionskoeffizienten eine Beurteilung des physikalischen und chemischen Rückhaltevermögens von umweltrelevanten Stoffen in der Zementmatrix vorgenommen werden.

Zur Zeit wird in einer Arbeitsgruppe des Deutschen Ausschusses für Stahlbeton (DAfStb) an einem Normentwurf zur Bestimmung der Freisetzung anorganischer Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen durch Auslaugung gearbeitet. Hierbei beschäftigt sich der 1. Teil mit Langzeitstandtests, die dynamisch (Wechseln des Eluates nach dem  $\sqrt{t}$ -Gesetz) durchgeführt werden /9/.

Zur Untersuchung der Umweltverträglichkeit ungebundener, unverdichteter Mineralstoffe sowie gebundener oder verfestigter Probekörper im Straßenbau wurde in /19/ das sogenannte „Trogverfahren“, festgeschrieben. Das Untersuchungsmaterial befindet sich in einem Siebeinsatz und wird gemäß Bild 5 in einem Trog ausgelaugt. Das Eluent-/Feststoff-Verhältnis beträgt dabei 10 : 1, und mit einer Elutionszeit von 24 h entsprechen die Randbedingungen denen des DEV-S4-Verfahrens. Die Bestimmung von Freisetzungsraten oder die Berechnung von Diffusionskoeffizienten ist dort jedoch nicht vorgesehen. Der Versuchsaufbau erscheint darüber hinaus für zementgebundene Baustoffe unnötig aufwendig.

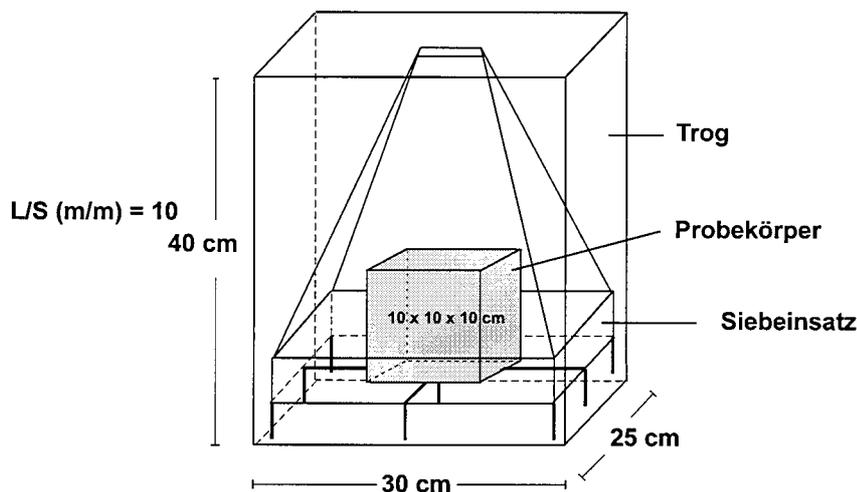


Bild 5: Trog mit Siebeinsatz gemäß /30/

### 3.1.3.6 Auslaugung von Frischbeton

Eine Besonderheit stellt die Charakterisierung der Auslaugung von Frischbeton dar, da es sich um einen zeitlich begrenzten Vorgang handelt. Im Unterschied zum Festbeton ist beim

Frischbeton neben der Diffusion auch die Anfangsauswaschung ein maßgeblicher Auslaugmechanismus. Eine Fixierung von umweltrelevanten Stoffen in der Zementsteinmatrix hat im Frischbeton erst im geringen Umfang stattgefunden, da sich die Hydratationsprodukte und das Kapillarporensystem noch nicht oder noch nicht vollständig gebildet haben. Somit werden Feinst- und Feinstoffe, an denen umweltrelevante Stoffe eingebunden bzw. angelagert sein können, leicht ausgewaschen. Dies kann zu erhöhten Freisetzungsraten in der Frischbetonprobe führen /51/.

### 3.1.3.7 Zusammenfassung

In der Literatur wird eine Vielzahl von Auslaugverfahren beschrieben, die für die unterschiedlichsten Anwendungsbereiche entwickelt wurden. Diese Verfahren führen zu Ergebnissen, die untereinander nicht vergleichbar sind, da sehr unterschiedliche Prüfparameter benutzt wurden (z. B. verwendeter Eluent, Prüfkörpergröße, Auslaugdauer usw.). Jedes Auslaugverfahren kann für einen bestimmten Einsatzbereich sinnvoll sein. In Tabelle 3 sind die Anwendungsbereiche für die verschiedenen Testverfahren zusammengestellt.

Tabelle 3: Anwendungsbereiche der unterschiedlichen Auslaugverfahren

Anwendungsbereiche	Art des Verfahrens	Ziel
1	2	3
Zementgebundene Baustoffe	Standtest	Freisetzungsraten unter praxisrelevanten Bedingungen
Straßenbaustoffe	Schütteltest	Auslaugung umweltrelevanter Stoffe
	Trog-Verfahren	Freisetzungsraten unter praxisrelevanten Bedingungen
	Perkolationsverfahren	zeitabhängiges Auslaugen
	pH-stat.-Verfahren	chemische Charakterisierung
Boden	Schütteltest (DEV-S4)	Auslaugung umweltrelevanter Stoffe unter definierten Bedingungen
Schlamm/Sedimente	Schütteltest (DEV-S4)	Auslaugung umweltrelevanter Stoffe unter definierten Bedingungen
Abfall	Schütteltests	Auslaugung umweltrelevanter Stoffe unter definierten Bedingungen
	Perkolationsverfahren	zeitabhängiges Auslaugen
	pH-stat.-Verfahren	chemische Charakterisierung
zementverfestigter Abfall	Standtest	zeitabhängiges Auslaugen
	Schütteltest	Auslaugung umweltrelevanter Bestandteile

Bei der Darstellung von Versuchsergebnissen muß jeweils angegeben werden, zu welchem Zweck und für welchen Anwendungsbereich die Untersuchungen durchgeführt wurden.

Für Grundlagenversuche an Betonen/Mörtel im Labor (basic tests) ist eine Kombination verschiedener Auslaugtests sinnvoll, um ausreichende Informationen über das Auslaugverhalten der untersuchten Stoffe zu erhalten. Aus den Ergebnissen der verschiedenen Prüfverfahren können die dominierenden Auslaugmechanismen identifiziert und Rückschlüsse auf das Langzeitauslaugverhalten der Baustoffe quantifiziert werden.

Die Bemühungen der verschiedenen nationalen und internationalen Gremien, Untersuchungsmethoden zum Auslaugverhalten von anorganischen, umweltrelevanten Stoffen aus Beton/Mörtel durch Richtlinien bzw. Normen zu vereinheitlichen und eine Vergleichbarkeit der Prüfergebnisse zu ermöglichen, sind bereits relativ weit fortgeschritten.

### **3.2 Auslaugung von organischen Bestandteilen**

Erfahrungen zum Auslaugverhalten organischer Stoffe aus zementgebundenen Baustoffen liegen zur Zeit nur in sehr eingeschränktem Umfang vor. Eine systematische Untersuchung hat bisher für organische Stoffe noch nicht stattgefunden, so daß hierzu noch keine näheren Literaturangaben vorliegen.

Rechenberg, Spanka und Thielen /40/ haben sich mit der Fragestellung nach einer Einbindung von organischen Schadstoffen durch Zementverfestigung auseinandergesetzt. Eine Immobilisierung von organischen Schadstoffen beruht erstens auf der Einkapselung in einem festen und dichten Gesteinsgefüge und zweitens auf der Bindung der Schadstoffe an die Feststoffe, wobei folgende Bindungsarten zu unterscheiden sind:

- der Einbau in das Kristallgitter der Hydratphasen,
- die chemische Bindung an der Oberfläche der Hydratphasen und
- die physikalische Adsorption an der Oberfläche der Hydratphasen.

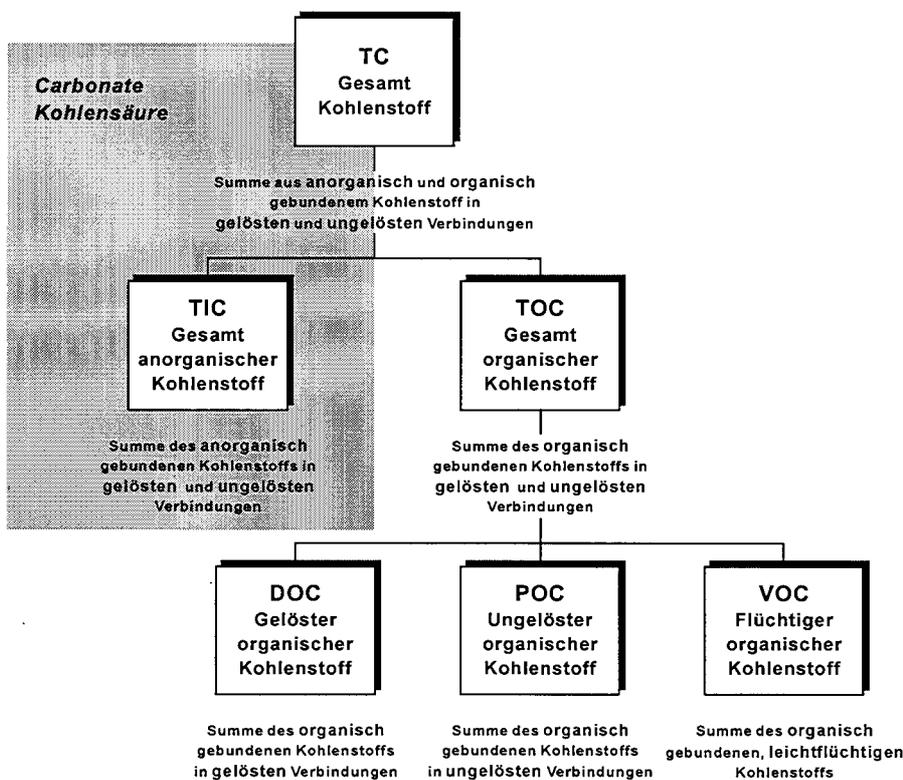
Um generelle Fragen zur Bindung organischer Schadstoffe im Zementstein zu klären, haben Rechenberg, Spanka und Thielen /40/ Versuche mit Phenol als Modellsubstanz durchgeführt. Aus den Versuchen geht hervor, daß die ausgelaugte Phenolmenge mit steigendem Wasserzementwert, d. h. mit zunehmender Porosität des Zementsteins, unabhängig vom Prüfverfahren zunimmt. Aus gebrochenem Probenmaterial mit einer Korngröße unter 10 mm ergab sich nach dem DEV S4 Test im Eluat eine Phenolkonzentration von 18,36 mg/l, wenn der

Wasserzementwert 0,4 betrug. Stieg der w/z-Wert auf 0,5 an, so wurden im Mittel 25,2 mg/l ausgelaugt. Wurde der w/z-Wert auf 0,60 gesteigert, so nahm auch die ausgelaugte Phenolmenge auf im Mittel 30,7 mg/l zu. Um Kenntnisse zum Langzeitverhalten zu gewinnen, haben die Autoren /40/, die mit 1000 mg Phenol je Liter Anmachwasser hergestellten Zementsteinzylinder, 3 Wochen nach dem Trogverfahren ausgelaugt. Aufgrund dieses Versuches wird bei den Auslaugvorgängen von Phenol ein diffusionskontrollierter Prozeß vermutet.

### 3.2.1 Definition und Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffes

Der TOC (Gesamt organischer Kohlenstoff) ist ein wichtiger Summenparameter für die Beurteilung der organischen Belastung eines Wassers. Da alle organischen Kohlenstoffverbindungen als Masse Kohlenstoff erfaßt und angegeben werden (Einheit mg/l), ist der TOC eine exakt definierbare, absolute Größe und direkt meßbar.

Im Zusammenhang mit dem TOC werden stets weitere Größen wie TC, TIC, DOC, POC, VOC genannt. Die Verzahnung dieser Summenparameter untereinander sowie deren jeweilige Bedeutung zeigt folgendes Bild:



**Bild 6:** Erläuterung und Zusammenhang der Begriffe zum Kohlenstoff

Grundlage aller TOC-Meßverfahren ist die Oxidation des organisch gebundenen Kohlenstoffs zu Kohlendioxid. Das entstehende CO<sub>2</sub> wird detektiert und quantitativ bestimmt. Man unterscheidet zwei verschiedene Varianten: zum einen die Differenz-Methode, wobei der TOC als Differenz aus dem TC und dem TIC ermittelt wird, zum anderen die direkte TOC-Bestimmung nach Austreiben des TIC aus der angesäuerten Probe. Nachteilig bei der zweiten Variante wirkt sich u. a. aus, daß flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen ebenfalls ausgetrieben werden, was zu Minderbefunden an TOC führt.

### 3.2.2 Anhaltswerte für den TOC-Gehalt

Der Entwurf eines Merkblattes zur Bewertung von Bauprodukten hinsichtlich Boden und Grundwasserschutz /10/ sieht einen Verzicht auf weiterführende biologische Untersuchungen vor, wenn die folgenden Kriterien für das Eluat erfüllt sind:

- die Geringfügigkeitsschwellen bzw. die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleitete Werte werden eingehalten;
- für alle nicht durch eine Geringfügigkeitsschwelle erfaßten Stoffe ist ihre ökotoxikologische Unbedenklichkeit belegt und der Summenparameter TOC (Gesamt organischer Kohlenstoff) für organische Stoffe ist  $\leq 20$  mg/l.

Bei Bauprodukten bei denen der TOC-Gehalt größer als der des eluierenden Wassers ist, sollten in jedem Fall biologische Tests durchgeführt werden, wenn das Bauprodukt während der Entstehung (Aushärtung) mit dem Grundwasser in Berührung kommt. Für diesen Fall sollte z. B. der für die inverse Säulenelution maximal zulässige TOC-Gehalt auf 200 mg/l beschränkt werden, mit der Auflage, daß dieser nach spätestens 4 Wochen auf die Ausgangskonzentration des umströmenden Prüfwassers zurückgeht /10/.

Empfehlungen für zementgebundene Werkstoffe im Trinkwasserbereich sehen vor, daß die Eignung von Zementen, Zusatzmitteln, Zusatzstoffen usw. für den Einsatz im Trinkwasserbereich durch einmalige Grundprüfungen nachgewiesen wird. Als Prüfkörper sind Mörtel und Betone vorzugsweise Normprismen einzusetzen, die in Anlehnung an DIN EN 196 hergestellt und bis zum Alter von 28 d unter Wasser gelagert werden. Im Anschluß an die Wasserlagerung sollen die Probekörper mit einer Hochchlorung (50 mg/l Chlor) und einer Vorcarbonatisierung (0,1 mol Natriumhydrogen-Lösung) jeweils für 7 d, gefolgt von einer 14tägigen Lagerung in Trinkwasser vorbehandelt werden. Als Grenzwert für die TOC-Ab-

gabe für Rohre mit einem Durchmesser  $< 80$  mm sind  $2,5 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  vorgesehen. Für Rohre mit einem Durchmesser  $\geq 80$  mm und Behälter sollen  $10 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  gelten. Als Prüfwasser soll eine  $0,005$  mol Natriumhydrogencarbonat-Lösung verwendet werden. Die geringste zulässige Abgabe von  $2,5 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  entspricht aufgrund der Versuchsbedingungen dieser Empfehlungen einer TOC-Konzentration im Prüfwasser von  $0,75 \text{ mg/l}$  /59/.

So wurde z. B. nach der Einstellung des Deponiebetriebes der Schlacke-Flugstaub-Deponie Großmehring ein Mittelwert des TOC-Gehaltes des Sickerwassers von  $24 \text{ mg/l}$  ermittelt, was als sehr niedrig eingestuft wurde /18/.

### **3.3 Durchgeführte Untersuchungen zur Auslaugbarkeit der OBZS**

Ein Ziel dieses Forschungsvorhabens war es, die Übertragbarkeit dieser für die Auslaugung anorganischer Bestandteile bewährten Verfahren auf die Beschreibung der Austragung von organischen Stoffen aus den Betonen festzustellen.

In den folgenden Abschnitten werden die in diesem Forschungsprojekt verwendeten Ausgangsstoffe beschrieben, die drei angewandten Prüfmethode erläutert, sowie die daraus gewonnenen Informationen dargestellt und verglichen.

#### **3.3.1 Verwendete Materialien**

##### **3.3.1.1 Zemente, Zusatzstoffe, Zuschläge**

Bei der Auswahl der Zemente für dieses Forschungsprojekt wurde zunächst davon ausgegangen, daß das Bindemittel keinen bzw. nur einen geringen Beitrag zu den eluierbaren organischen Bestandteilen liefern würde /26, 56/. Als Bindemittel für die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen wurde ein Portlandzement CEM I 32,5R Neubeckum verwendet. Diese Zementart ist das in der Praxis am häufigsten verwendete Bindemittel.

Um den Einfluß des Bindemittels auf die mobilisierbare Menge organischer Bestandteile im Baustoff beurteilen zu können, wurde als weitere Zementart ein Hochofenzement CEM III/A 32,5 Neubeckum gewählt. Dieser Zement wurde mit dem gleichen Klinker wie der CEM I 32,5R hergestellt.

Die in Abschnitt 2.1 charakterisierten OBZS wurden zur Herstellung von Mörteln verwendet, siehe Abschnitt 3.3.1.2. Zusätzlich wurden auch Prüfkörper ohne Verwendung von Zusatzstoffen für Vergleichsuntersuchungen hergestellt. Die Dosiermenge an Kunststoffdispersion mit 20 M.-% (BZS1) bzw. 17 M.-% (BZS2), bezogen auf den Zementgehalt, entspricht der höchstzulässigen Zugabemenge nach den Zulassungsbescheiden des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt). Eine Überschreitung dieser Zugabemenge ist aufgrund der verflüssigenden Eigenschaften dieser Kunststoffdispersionen sowie der Neigung zur Entmischung nicht sinnvoll. In der Praxis werden zwischen 5-10 M.-%, bezogen auf die Zementmasse, verwendet.

Für die Herstellung sämtlicher Mörtel wurde Normsand nach EN 196 Teil 1 /14/ verwendet. Aufgrund des höheren Zementgehaltes der Mörtel gegenüber Betonen erhöhen sich auch die Zugabemengen an OBZS, somit ist für Mörtel eine höhere Auslaugrate als für Betone zu erwarten. In den durchgeführten Grundlagenuntersuchungen zur Auslaugung von organischen Bestandteilen wurden im Rahmen dieses Forschungsprojektes lediglich Mörtel untersucht. Es ist davon auszugehen, daß die Ergebnisse im Hinblick auf Beton im Sinne einer oberen Abschätzung zu werten sind.

### **3.3.1.2 Herstellung der Mörtel und Probekörper**

Es wurden Mörtel mit und ohne Zusatz von OBZS, nach EN 196 Teil 1 hergestellt. Dabei wurde der flüssige Anteil der Kunststoffdispersionen ( $D \cdot k_F$ ) auf das Zugabewasser angerechnet. Der Feststoffgehalt der Dispersionen liegt bei 51,1 % (BZS1) bzw. 46,0 % (BZS2), d. h.  $k_F = 48,9$  % bzw.  $k_F = 54$  %. Um eine Vergleichbarkeit sowie das Anknüpfen an bereits im Rahmen anderer Forschungsprojekte ermittelter Ergebnisse zu ermöglichen, wurde der  $(w + D \cdot k_F) / z$ -Wert mit 0,5 konstant gehalten. Die Wahl eines höheren  $(w + D \cdot k_F) / z$ -Wertes war aufgrund der verflüssigenden Eigenschaften der Kunststoffdispersionen nicht sinnvoll. Aufbauend auf die in Abschnitt 3.2 zusammengefaßten Versuchsergebnisse von Rechenberg, Spanka und Thielen /40/, nach denen die Auslaugmengen mit zunehmenden  $w/z$ -Wert ansteigen, wurde auf die Untersuchung des Einflusses niedrigerer  $(w + D \cdot k_F) / z$ -Werte verzichtet.

Tabelle 4: Mörtelzusammensetzung

Bestandteile	Einwaage				
	Probe				
	M1.0	M1.1	M1.2	M2.0	M2.1
	nach Vorschrift EN 196 Teil 1				
	g				
1	2	3	4	5	6
CEM I 32,5 R	450	403	412	-	-
CEM III/A 32,5	-	-	-	444	399
BZS1	-	81	-	-	80
BZS2	-	-	70	-	-
Normzuschlag	1350	1350	1350	1350	1350
Wasser	225	162	168	222	160
$(w+D \cdot k_F)/z$ -Wert <sup>1)</sup>	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

1)  $D = BZS$ ;  $k_F$  = flüssiger Anteil der jeweiligen Kunststoffdispersion

Aus den oben aufgeführten Mörtelmischungen wurden Mörtelprismen mit den Abmessungen  $4 \times 4 \times 16 \text{ cm}^3$  in Anlehnung an DIN EN 196 Teil 1 hergestellt. Um eine Verfälschung der Ergebnisse auszuschließen, wurde auf die Verwendung von Schalöl oder anderen Trennmitteln verzichtet. Das Entformen der Probekörper konnte statt dessen durch Auskleiden der Prismenformen mit Teflonfolie gewährleistet werden.

Die Prüfkörper wurden nach der Herstellung wie folgt gelagert:

- 1 d in der Schalung, 7 d ausgeschalt bei  $23 \text{ °C} / 95 \text{ \% rel. Feuchte}$  und anschließend bis zur Prüfung bei einer Temperatur von  $23 \text{ °C} / 50 \text{ \% rel. Feuchte}$

Die Lagerung bei  $23 \text{ °C}$  und  $50 \text{ \% rel. Feuchte}$  entspricht dem Normklima 23/50 nach DIN 50 014.

Eine Lagerung unter Wasser wurde nicht durchgeführt, um nicht bereits bei der Vorlagerung unkontrollierbare Auslaugvorgänge hervorzurufen.

### **3.3.2 Durchführung der Prüfungen und Prüfergebnisse**

#### **3.3.2.1 TOC-Bestimmung**

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurde die Eluierbarkeit von organischen Stoffen aus Frisch- und Festmörtel anhand des TOC-Gehaltes untersucht. Die Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) wurde mit Hilfe des Modells C-mat 5500 mit Autosampler der Firma Ströhlein nach der Differenzmethode durchgeführt. Die Gesamtkohlenstoffbestimmung (TC) erfolgte durch Verbrennung bei 600 °C in Gegenwart eines Platinkatalysators im O<sub>2</sub>-Strom und anschließender IR-Detektion. Der anorganische Kohlenstoff (TIC) wurde durch Injektion von Phosphorsäure zum Probenmaterial freigesetzt und anschließend ebenfalls mittels IR-Detektion quantifiziert. Die TOC-Bestimmung erfolgte dann rechnerisch durch Subtraktion des anorganischen vom gesamten Kohlenstoffgehalt.

Zur Vermeidung von Inhomogenitäten wurden die Eluate vor der Injektion durch einen Filter der Porengröße von 0,45 µm filtriert. Hierdurch wurde gleichzeitig erreicht, daß keine Schwebepartikel (z. B. Kohlenstoff) bei der TC-Bestimmung mit erfaßt wurden, sondern nur gelöste Kohlenstoffverbindungen bestimmt wurden.

#### **3.3.2.2 Elutionsversuche**

##### **3.3.2.2.1 Allgemeines**

Um ausreichend Informationen über das Auslaugverhalten von zementgebundenen Baustoffen mit OBZS zu erhalten, wurden folgende Kombinationen von Auslaugtests durchgeführt:

- Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen (Maximale Eluierbarkeit, DEV-S4-Verfahren),
- Standtest und
- Auslaugung von Frischmörtel.

Die Verfahren unterscheiden sich unter anderem in den Verhältnissen von Probenmaterial zu Eluentenvolumen, wie in den folgenden Abschnitten 3.3.2.2.2, 3.3.2.2.3 und 3.3.2.2.4 erläutert wird. Die Untersuchungsergebnisse werden in TOC-Gehalt bezogen auf 1 l Eluat (mg/l) und in TOC-Gehalt bezogen auf die Masse des Probenmaterials (mg/kg) angegeben. Bei einem Vergleich der Ergebnisse aus den durchgeführten Auslaugtests ist zu beachten, daß bei der Angabe in

- mg/l der Bezug zum Feststoffgehalt, welcher von einem Liter Eluat umgeben wird, fehlt,
- mg/kg die unterschiedlichen Verhältnisse von Proben- zu Eluentenvolumen nicht berücksichtigt werden.

### 3.3.2.2 Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen

#### *Maximale Eluierbarkeit*

Zur Charakterisierung der Materialien wurde an allen Mörtelproben (Tabelle 4, Seite 21) die Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen (vgl. Abschnitt 3.1.3.3) untersucht. Die Untersuchungen wurden nach einem Laborverfahren in Anlehnung an die niederländische Norm NEN 7341 /37/ durchgeführt. Dabei wurde der aufgemahlene Mörtel mit deionisiertem und entgastem Wasser im Verhältnis 1 : 100 (in Masseteilen) versetzt. Während der Versuchsdauer von 1 h wurde das Gemisch mit einem Magnetrührer gerührt und der pH-Wert durch Zugabe von verdünnter Säure bzw. Lauge auf einen konstanten pH-Wert eingestellt (pH-stat.-Verfahren).

Um den Einfluß der Korngröße des Prüfgutes auf die Auslaugung von organischen Bestandteilen aus Betonen mit OBZS zu ermitteln, wurde die max. Eluierbarkeit an Korngrößen < 0,125 mm und an Korngrößen < 4 mm durchgeführt. Ebenso erfolgte eine Variation des pH-Wertes. Der pH-Wert von 4 wurde gewählt, weil ein solcher pH-Wert in Böden und in Regenwasser vorkommen kann; niedrigere pH-Werte sind in der Praxis kaum relevant. Die Elution bei pH-Werten von 7 und 12 soll eine eventuelle Abhängigkeit der Auslaugbarkeit an organischen Stoffen vom pH-Wert sichtbar machen. An den gewonnenen Eluaten wurde der TOC-Gehalt gemäß Abschnitt 3.3.2.1 bestimmt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in den Tabellen A3 und A4 zusammengestellt und in den Bildern B5 und B6 veranschaulicht.

Aus den Mörtelproben, die ohne Zusatz von Betonzusatzstoffen hergestellt worden waren, wurden erwartungsgemäß die geringsten Mengen an TOC eluiert. Der Mörtel M1.0 setzte im Vergleich zum Mörtel M2.0 mit einer Ausnahme geringere Mengen an TOC in den Eluaten frei.

Bei einem Vergleich der Eluierbarkeit der zusatzstoffhaltigen Mörtel weisen die Mörtel mit dem Zusatzstoff BZS1, M1.1 und M2.1, meist höhere Auslaugmengen auf als der Mörtel mit dem Zusatzstoff BZS2, M1.2. Eine Ursache hierfür könnten u. a. die unterschiedlichen Dosiermengen und Feststoffgehalte der beiden Betonzusatzstoffe sein. Wenn man der Dosier-

menge der Zusatzstoffe den Feststoffgehalt der Zusatzstoffe zugrunde legt, ergeben sich Dosiermengen von 10,2 M.-% (BZS1) bzw. 7,8 M.-% (BZS2) bezogen auf den Zement. Für eine abschließende Erklärung der unterschiedlichen Untersuchungsergebnisse für die beiden Betonzusatzstoffe müssen aber auch die unterschiedlichen chemisch/physikalischen Eigenschaften sowie mögliche Nebenbestandteile der beiden Zusatzstoffe beurteilt werden.

Die eluierten TOC-Mengen des mit CEM I hergestellten Mörtels M1.1 überschreiten in nahezu allen Fällen diejenigen des mit CEM III hergestellten Mörtels M2.1, im Gegensatz zu den Ergebnissen der zusatzstofffreien Mörtel M1.0 und M2.0.

Erwartungsgemäß waren die TOC-Gehalte in den Eluatproben der Mörtelproben, die auf eine Korngröße  $< 0,125$  mm aufgemahlen worden waren, deutlich höher als bei den Mörtelproben, die lediglich auf eine Korngröße  $< 4,0$  zerkleinert worden waren. Ursache hierfür ist einerseits die erheblich größere Kontaktfläche der feiner aufgemahlener Mörtel zum Eluenten. Darüber hinaus sind die Transportwege (Kapillarporen) für die gelösten organischen Stoffe innerhalb der Proben mit einem kleineren Korndurchmesser erheblich kleiner als bei Proben mit größerem Korndurchmesser, so daß gelöste Stoffe schneller in den Eluenten gelangen können.

Ein direkter Zusammenhang zwischen TOC-Gehalt im Eluat und pH-Wert ist nicht erkennbar, siehe Bild B5. Das Elutionsverhalten des mit CEM III hergestellten Mörtels M2.1 wird offensichtlich nicht vom pH-Wert des Eluenten beeinflusst.

Sehr unterschiedlich sind die Zusammenhänge zwischen pH-Wert und TOC-Gehalt der Eluate bei den grob aufgemahlener Mörtelproben (Korngröße  $< 4,0$  mm). Eine sichere Bewertung der Eluierbarkeit von organischen Substanzen in Abhängigkeit vom pH-Wert ist bei den grob aufgemahlener Mörteln ohne Zusatzstoffe nicht möglich, da die erzielten Unterschiede in den Meßergebnissen der TOC-Bestimmung in der Nähe der Wiederholungsgenauigkeit der gesamten Analyse (Elution und TOC-Bestimmung) liegen (Tabelle A3). Bei den grob aufgemahlener zusatzstoffhaltigen Mörteln ist kein einheitlicher Zusammenhang zwischen Eluierbarkeit und pH-Wert erkennbar.

Bei der sehr unterschiedlichen Eluierbarkeit der zusatzhaltigen Mörtel ist zu berücksichtigen, daß unterschiedliche chemische Stabilitäten der Zusatzstoffe und unterschiedliche Desorptions-/Adsorptionsvorgänge vom pH-Wert beeinflusst werden. Zusätzlich muß berücksichtigt werden, daß Mörtel mit CEM I- und CEM III-Zement eine unterschiedliche Porenstruktur und eine andere chemische Zusammensetzung des Zementsteins aufweisen, was sowohl für Transportvorgänge als auch für chemischen Widerstand von Bedeutung ist /25/.

### ***DEV-S4-Verfahren***

Der Schütteltest wurde in Anlehnung an DIN 38 414 Teil 4 /12/ (DEV-S4-Verfahren) durchgeführt. Er dient neben dem mobilisierbaren Anteil zur zusätzlichen Charakterisierung von Baustoffen und wird vielfach eingesetzt. Zu seiner Durchführung wurde, nach einer Hydratationsdauer von 28 d, 100 g Probenmaterial auf eine Korngröße von < 4 mm aufgemahlen und in einer Weithalsflasche mit 1 l deionisiertem und entgastem Wasser versetzt. Die Flasche wurde 24 h bei Raumtemperatur geschüttelt. Anschließend wurde der Feststoff abfiltriert und am so gewonnenen Eluat der TOC-Gehalt in mg/l bestimmt.

Als Probenmaterial dienten die in Tabelle 4 aufgeführten Mörtel. Aufgrund der Alkalität des Probenmaterials stellte sich bereits nach einer relativ kurzen Versuchsdauer ein pH-Wert von rund 12 ein.

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tabelle A5 zusammengestellt.

Aus den Mörtelproben M1.0 und M2.0, die ohne Zusatz von Betonzusatzstoffen hergestellt worden waren, wurden erwartungsgemäß die geringsten Mengen an TOC eluiert. Der mit CEM I hergestellte Mörtel setzte im Vergleich zum mit CEM III hergestellten Mörtel geringere Mengen an TOC in den Eluenten frei.

Der Mörtel mit CEM I als Bindemittel und dem Zusatzstoff BZS1 (M1.1) weist auch in dieser Versuchsreihe eine höhere eluierte Menge auf als der entsprechende Mörtel mit dem Zusatzstoff BZS2 (M1.2).

Der Vergleich der Ergebnisse für die beiden Mörtel mit dem Zusatzstoff BZS1 ergibt, daß der CEM III-Mörtel M2.1 weniger TOC freisetzt als der CEM I-Mörtel M1.1.

Für alle nach diesem Verfahren untersuchten Mörtelproben kann gesagt werden, daß die ausgelagte TOC-Menge unterhalb der im Entwurf des Merkblattes zur Bewertung von Bauprodukten hinsichtlich Boden und Grundwasserschutz /18/ angegebenen Grenze von 20 mg/l liegt (s. Abschnitt 3.2.2 und Tabelle A5). Somit wurde auf eine Analyse der Einzelstoffe verzichtet.

### 3.3.2.2.3 Standtest

Um das zeitabhängige Auslaugverhalten von Mörteln mit OBZS unter realen Bedingungen zu untersuchen, müssen praxisnahe Auslaugversuche durchgeführt werden. Im Rahmen dieses Projektes wurden als praxisnahe Labortests Standtests (vgl. Abschnitt 3.1.3.5) durchgeführt. Wie bereits beschrieben wurde, sollten in den Standtests vor der Durchführung folgende Randbedingungen festgelegt werden, um zu vergleichbaren Ergebnissen in den einzelnen Untersuchungen zu kommen:

- Oberfläche der Probekörper,
- Verhältnis Volumen des Eluenten zu Oberfläche des Probekörpers,
- Art des Eluenten,
- Temperatur,
- Zeiten der Eluentenwechsel,
- Bewegungsart der Eluenten (rühren/nicht rühren).

Aufgrund der Versuchsergebnisse aus /26/ wurden für die Mörteluntersuchungen Mörtelprismen mit den Abmessungen  $4 \times 4 \times 16 \text{ cm}^3$  gewählt. Die Prismen waren zum Zeitpunkt des Versuchbeginns 40 d alt.

Die Festlegung der Perioden zwischen den Eluentenwechseln fand in Anlehnung an den Normentwurf „Bestimmung der Freisetzung anorganischer Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen,,- Teil 1: Langzeitstandtest /9/ statt. Die Zeiten, nach denen der Eluent ausgetauscht wird, basieren auf der Erkenntnis, daß bei der Auslaugung von anorganischen Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen Diffusion der dominierende Auslaugmechanismus ist /26/. Da bei diesem Auslaugmechanismus die eluierte Menge proportional zur Wurzel aus der Zeit ist, wurden, um ungefähr gleiche Konzentrationen an Bestandteilen in den jeweiligen Eluaten zu gewährleisten, folgende Intervalle für den Eluentenwechsel gewählt: 1, 2, 4 und 9 d.

Aus den geschilderten Überlegungen ergeben sich folgende konstante Versuchsparameter für die durchgeführten Standtests:

- Prüfkörper: Mörtelprismen ( $4 \times 4 \times 16 \text{ cm}^3$ , Zusammensetzung s. Tabelle 4),
- Verhältnis Volumen des Eluenten zu Oberfläche des Probekörpers 5 : 1,
- Eluent: entionisiertes Wasser,
- Versuchstemperatur:  $23 \text{ }^\circ\text{C}$ ,
- Eluentenaustausch nach: 1 , 3 , 7 , 16 d,
- Bewegungsart: nicht rühren.

Die Ergebnisse sind in den Tabellen A6 und A7 sowie in den Bildern B7 bis B11 dargestellt.

Bei den ersten beiden Zyklen der Standtests lag der TOC-Gehalt der Eluate bei allen untersuchten Mörteln unterhalb der Nachweisgrenze von 0,5 mg/l.

Bei den beiden Mörteln M1.0 und M2.0, die ohne Zusatzstoff hergestellt worden waren, wurde erst im vierten Lagerungszyklus mit einer Lagerungsdauer von 9 d die Nachweisgrenze für TOC überschritten. Eine Differenzierung zwischen den beiden Zementarten war nicht möglich.

Der Vergleich der beiden zusatzstoffhaltigen Mörtel M1.1 und M1.2 untereinander ergibt wie bei den Versuchen zur Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen, daß aus dem Mörtel mit dem Zusatzstoff BZM1 (M1.1) mehr TOC eluiert wird als aus dem Mörtel mit dem Zusatzstoff BZS2 (M1.2).

Bei der Auslaugung von anorganischen Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen wurde Diffusion als dominierender Auslaugmechanismus festgestellt /26/. Die Auslaugung von organischen Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen ist dahingegen mit hoher Wahrscheinlichkeit ein löslichkeitskontrollierter Prozeß. Dies wurde auch in dem parallel zu diesem Forschungsvorhaben laufenden Projekt zur Emission organischer Stoffe aus mineralischen Baustoffen unter Berücksichtigung der Verwendung von Abfällen zur Verwertung /4/ festgestellt.

Der praxisorientierte Standtest verdeutlicht, daß aus den Mörteln nur sehr geringe Mengen an organischen Stoffen eluiert werden. Die nach einer Versuchsdauer von 16 d im Standtest eluierten Mengen an TOC sind bis um drei Zehnerpotenzen geringer als bei den Versuchen unter extremen Bedingungen (Tabelle A5). Gründe hierfür sind die relativ kleine Kontaktfläche zwischen Mörtelprisma und Eluent und möglicherweise auch der Effekt der Porenverschließung durch die quellfähigen Polymere, wodurch die effektive Kontaktfläche zwischen Probe und Eluent nochmals verringert würde. Möglicherweise werden bei der Probenvorbereitung für die Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen die Polymere durch das Aufmahlen so stark belastet, daß ein chemischer Abbau der Polymere in kleinere, besser eluierbare Moleküle stattfindet.

### 3.3.2.2.4 Auslaugung von Frischmörtel

Um mögliche Gefährdungspotentiale während der Verarbeitung des Mörtels auf der Baustelle, also in der Frischbetonphase, erfassen zu können (vgl. Abschnitt 3.1.3.6), wurden Auslaugversuche am Frischbeton durchgeführt.

Um den Versuchsaufbau für die ersten Grundlagenuntersuchungen auf dem Gebiet der Auslaugung von organischen Bestandteilen aus Frischbetonen mit OBZS möglichst einfach zu halten, wurde zur Auslaugung des Frischmörtels eine leicht abgeänderte Version der Schütteltestes verwendet. Das heißt, es wurden 100 g frisch hergestelltes Probenmaterial (Mörtel der Tabelle 4) in einer Weithalsflasche mit 1 l deionisiertem und entgastem Wasser versetzt. Die Flasche wurde 24 h bei Raumtemperatur (23 °C) geschüttelt. Anschließend wurde filtriert und am so gewonnenen Eluat der TOC-Gehalt bestimmt. In Tabelle A9 sind die Untersuchungsergebnisse aus der Auslaugung von Frischbeton zusammengefaßt.

Dieser gewählte Versuchsaufbau simuliert nicht die praxisnahen Auslaugraten, die bei einem Kontakt des Frischbetons mit dem Grund- oder Oberflächenwasser (z. B. Gründungen, Unterwasserbeton, Tunnelschalen, Schlitzwände) entstehen können. Bei den Bauvorhaben steht nur die Oberfläche des Frischbetons mit dem Wasser im Kontakt und nicht, wie in diesem Versuch das gesamte Probenmaterial. Somit entspricht die ermittelte Auslaugmenge der hier geprüften Frischmörtelproben dem Elutionsverhalten unter schlechtesten Randbedingungen (worst-case Betrachtung).

Die beiden Frischmörtel, die ohne Zusatzstoffe hergestellt worden waren, setzen nur geringe Mengen an TOC ins Eluat frei, siehe Tabelle A9.

Der Vergleich der beiden zusatzstoffhaltigen Mörtel M1.1 und M1.2 ergibt, wie bei den anderen Elutionsversuchen ebenfalls, daß aus dem Mörtel mit dem Zusatzstoff BZM1 mehr TOC eluiert wird als aus dem Mörtel mit dem Zusatzstoff BZS2.

Bei einem Vergleich der beiden Frischmörtel M1.1 und M2.1 zeigt sich, daß der CEM III-Mörtel M2.1 weniger TOC freisetzt als der CEM I-Mörtel M1.1.

Aufgrund der Versuchsparameter (gleiches Verhältnis von Probenmaterial zu Eluent, gleiche Versuchsdurchführung) können die Versuchsergebnisse aus der Auslaugung von Frischmörtel mit den Ergebnissen aus dem Schütteltest verglichen werden (Bild B12). Die aus den Frischmörteln mit Betonzusatzstoffen ausgelaugte TOC-Menge ist rund 4mal höher als die aus dem Schütteltest. Dies kann damit erklärt werden, daß bei der Auslaugung des Frischbetons keine Ausbildung eines monolithischen Mörtelgefüges möglich ist und somit eine Einbindung der organischen Stoffe in die Bindemittelmatrix nahezu vollständig unterbunden wird.

### 3.3.2.3 Diskussion der Ergebnisse aus den Auslaugungsversuchen

Anhand der Versuchsergebnisse läßt sich folgendes feststellen:

Bei der Verwendung eines CEM III für die Herstellung zusatzstoffhaltiger Mörtel ergeben sich geringere TOC-Gehalte in den Eluaten als bei dem Einsatz eines CEM I.

Die Mörtelproben mit dem Zusatzstoff BZS2 setzen weniger lösliche organische Stoffe frei als die Mörtel mit dem Zusatzstoff BZS1.

Bei den verschiedenen Prüfverfahren wurden unterschiedliche TOC-Gehalte in den Eluaten ermittelt. Wie bei den Versuchen zur Eluierbarkeit von anorganischen Stoffen unter extremen Bedingungen (pH-stat.-Verfahren) wurden auch bei der Elution von organischen Stoffen nach diesem Verfahren die höchsten Gehalte an eluierbaren Substanzen ermittelt. Ein einheitlicher Zusammenhang zwischen pH-Wert während der Elution und Auslaugrate konnte allerdings nicht gefunden werden.

Gravierend sind die Unterschiede zwischen der maximalen Eluierbarkeit bei einem pH-Wert von 12 mit einem Größtkorn von 4 mm und dem DEV-S4-Verfahren, das ebenfalls mit einer maximalen Korngröße von 4 mm durchgeführt wurde (s. Bild B12). Diese Unterschiede sind auf die unterschiedlichen Versuchparameter (Verhältnis des Probematerials zum Eluenten, Art der Vermischung) zurückzuführen. Insbesondere die Verhältnisse von Probenmaterial zu Eluent haben einen entscheidenden Einfluß, da die Sättigungskonzentration der schwerwasserlöslichen organischen Stoffe relativ schnell erreicht ist. So ist zum Beispiel bei Phenol die Sättigungskonzentration bei 20 °C mit  $1,05 \cdot 10^{-10}$  Mol/l erreicht, während bei Acetylaceton erst eine Sättigungskonzentration bei 25 °C bei  $1,5 \cdot 10^{-6}$  Mol/l vorliegt.

Der Elutionsversuch an Frischmörteln in Anlehnung an das S4-Verfahren ergab relativ hohe Elutionsraten für TOC. Es muß aber darauf hingewiesen werden, daß es sich bei diesem Verfahren um keinen praxisorientierten Versuch handelt, wie im Abschnitt 3.3.2.2.4 erläutert. Das Verfahren wurde jedoch trotzdem gewählt, da es sich dabei um einen einfachen Versuchsaufbau handelte, der erste Tendenzen aufzeigen sollten. Aufgrund dieses Versuchsergebnisses sollten weiterführende praxisnähere Versuche /51/ zur Auslaugung von organischen Bestandteilen aus Frischmörtel durchgeführt werden, dies war jedoch im Rahmen dieses Forschungsprojektes nicht mehr durchführbar.

Die durchgeführten Standtests ergaben, daß die tatsächlich freigesetzten TOC-Mengen relativ gering sind. Bei der Freisetzung organischer Stoffe handelt es sich mit hoher Wahrscheinlichkeit um eine löslichkeitskontrollierte Elution. Somit ist die ausgelaugte TOC-Menge proportional zur Zeit und nicht, wie es aus der Auslaugung anorganischer Stoffe bekannt ist, proportional zur Wurzel aus der Zeit. Nach dieser Erkenntnis müßte ein Eluentenwechsel in kontinuierlichen Abständen erfolgen, um jeweils annähernd gleiche Konzentrationen im Eluenten zu erzielen.

Eine abschließende Bewertung der Umweltrelevanz der untersuchten organischen Betonzusatzstoffe hinsichtlich der Elution organischer Stoffe kann nicht gegeben werden. Ein Vergleich der TOC-Werte, die bei den Standtests ermittelt worden sind (Tabelle A6), mit den TOC-Gehalten von Trinkwasser (Aachener Leitungswasser: Mittelwert aus drei Einzelwerten: 5 mg/l) deutet darauf hin, daß die Umweltrelevanz der organischen Betonzusatzstoffe für die meisten Einsatzbereiche als unbedenklich eingestuft werden kann.

## **4 GASFÖRMIGE EMISSION**

Der 2. Schwerpunkt dieses Forschungsprojektes liegt in der Bestimmung der Emission flüchtiger umweltrelevanter Bestandteile aus Betonen/Mörteln mit OBZS.

In diesem Abschnitt wird zunächst der Sachstand zum gasförmigen Emissionsverhalten von Baustoffen dargelegt, um darauf aufbauend die im Rahmen dieser Projektes durchgeführten Untersuchungen sowie die daraus gewonnenen Kenntnisse zu dokumentieren.

### **4.1 Sachstand zum gasförmigen Emissionsverhalten von Baustoffen**

#### **4.1.1 Definition der flüchtigen organischen Verbindungen**

In der Luft werden etwa 2800 chemische Substanzen nachgewiesen, wovon allein 260 auf die Substanzgruppe der leichtflüchtigen organischen Verbindungen entfallen /44/.

Insbesondere in Innenräumen treten zahlreiche organische Verbindungen auf, die je nach ihrem Siedepunkt bevorzugt in der Gasphase oder aber gebunden an Schwebstaubpartikeln oder abgelagertem Staub vorliegen. Von einer Arbeitsgruppe der Weltgesundheitsorganisation (WHO) wurde in Abhängigkeit vom Siedepunkt eine Unterteilung in vier Kategorien vorgenommen, die in Tabelle 5 wiedergegeben ist. Danach ist bei den organischen Emittenten grob zwischen den sehr flüchtigen Substanzen (VVOC = Very Volatile Organic Compounds),

den flüchtigen Substanzen (VOC = Volatile Organic Compounds), den schwer flüchtigen Substanzen (SVOC = Semi Volatile Organic Compounds) und den partikelgebundenen organischen Verbindungen (POM = Particulare Organic Matter) zu unterscheiden /53/.

Tabelle 5: Klassifizierung von organischen Verbindungen in der Innenraumluft /53/

Gruppenbezeichnung	Abkürzung	Siedepunktsbereich
-	-	°C
1	2	3
Very Volatile Organic Compounds	VVOC	<0 bis 50-100
Volatile Organic Compounds	VOC	50-100 bis 250-260
Semi Volatile Organic Compounds	SVOC	250-260 bis 380-500
Particulare Organic Matter	POM	>380

Die Begrenzung des Siedepunktintervalls der VOC auf die in Tabelle 5 angegebenen Zahlenwerte ist nicht ohne Kritik geblieben. Nach einem anderen Vorschlag sollen die VOC nicht über die Siedepunkte definiert werden, sondern besser über einen bestimmten Bereich im Chromatogramm einer unpolaren Trennsäule, z. B. den durch die Peaks von n-Hexan und n-Hexandecan begrenzten Bereich. De facto kommt das einer Erweiterung des Siedepunktintervalls nach oben auf 290 °C gleich /43/.

Nach beiden Definitionen gehören allerdings weder Formaldehyd noch Diethylhexylphthalat zu den VOC.

#### **4.1.2 Herkunft und Vorkommen der flüchtigen organischen Verbindungen**

Die Quellen, der in großer Zahl in Innenraumluft auftretenden VOC, sind vielgestaltig. Insbesondere zählen Bauprodukte, Innenraumausstattungen, menschliche Aktivitäten (z. B. Rauchen, Renovierungs- und Hobbyarbeiten) und in bestimmten Situationen auch die Außenluft zu den Emissionsquellen. Dabei ist zu beachten, daß die rasche Entwicklung moderner Produkte sich ständig ändernde Emissionsmuster bedingt. Tabelle A10 gibt eine Übersicht über wichtige VOC-Quellen und ihre Emissionscharakteristiken.

Bei der Betrachtung der zeitlichen Änderung von VOC-Konzentrationen lassen sich zwei Kategorien von Quellen unterscheiden: Es gibt kontinuierliche, über längere Zeiträume (Monate, Jahre) aktive Quellen und intermittierende, nur über kürzere Zeiträume (Tage, Stunden) aktive Quellen. Eine weitere Differenzierung ergibt sich, wenn man die Emissions-

muster näher betrachtet: Jede der beiden Hauptkategorien läßt sich in zwei Untergruppen einteilen, in solche mit konstantem und solche mit variablem Zeitmuster (s. Tabelle A10) /43/.

Folgende Verbindungsklassen werden häufig in der Innenraumlufte nachgewiesen, Einzelkomponenten mit ihren möglichen Herkunftsquellen sind in Tabelle A11 zusammengestellt:

- Alkane und Cycloalkane,
- Aromatische Kohlenwasserstoffe,
- Halogenierte Kohlenwasserstoffe,
- Terpene,
- Aldehyde,
- Ketone,
- Alkohole, Alkoxyalkohole,
- Ester /43/.

#### 4.1.3 Grenzwerte/Richtwerte für VOC

Anders als die Luft am industriellen Arbeitsplatz, wo produktionsbedingt ein in seiner Zusammensetzung meist annähernd bekanntes Stoffgemisch vorliegt, enthält die Luft von privaten, öffentlichen und anderen nicht industriellen Räumen ein wesentlich komplexer zusammengesetztes Gemisch von Verbindungen /53/. Für den Bereich des gewerblichen Innenraumes liegen bereits seit Jahren anerkannte toxikologische und arbeitsmedizinische Kenntnisse sowie abgesicherte Kriterien zur Beurteilung von Luftverunreinigungen vor. Die MAK-Werte (maximale Arbeitsplatzkonzentration) sind Grenzwerte für die höchstzulässige Konzentration eines Stoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz. Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand beeinträchtigen diese Grenzwerte auch bei wiederholter und langfristiger Exposition (in der Regel 8 h täglich, wöchentlich 40 h) die Gesundheit eines Beschäftigten nicht. Eine Definition von Grenzwerten für zulässige Gehalte an Luftverunreinigungen in der Innenraumlufte (dazu zählen neben der Wohnung Hobby- und Sporträume, Kindertagesstätten, Schulen, Krankenhäuser, Gaststätten, private und öffentliche Verkehrsmittel /44/) liegt zur Zeit nicht vor. Gründe hierfür sind unter anderem:

- die Komplexität und Schwankungsbreite der Gemische von Verbindungen in Innenräumen verursacht durch unterschiedliche Aktivitäten (z. B. Kochen, Putzen, Renovieren, Festivitäten),
- die weitläufigere Exposition (Kleidung, Lebensmittel etc.),

- die längere Expositionszeit,
- die Inhomogenität der Bevölkerung (Kinder, Schwangere, Jugendliche, Alte).

Bisher wurden lediglich Richtwerte für einige Einzelsubstanzen in der Innenraumluft veröffentlicht /1, 45, 46/. Der Richtwert RW II ist dabei ein wirkungsbezogener, begründeter Wert, der sich auf die gegenwärtigen toxikologischen und epidemiologischen Kenntnisse zur Wirkungsschwelle eines Stoffes unter Einführung von Sicherheitsfaktoren stützt. Er stellt die Konzentration eines Stoffes dar, bei deren Erreichen bzw. Überschreiten unverzüglich Handlungsbedarf besteht, da diese geeignet ist, insbesondere für empfindliche Personen bei Daueraufenthalt in den Räumen eine gesundheitliche Gefährdung darzustellen. Der Richtwert RW I ist die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft, bei der im Rahmen einer Einzelstoffbetrachtung nach gegenwärtigem Kenntnisstand auch bei lebenslanger Exposition keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind /1/.

Tabelle 6: Richtwerte für die Innenraumluft

Einzelverbindung	RW II	RW I
-	mg/m <sup>3</sup>	
1	2	3
Toluol	3	0,3
Styrol	0,3	0,03
Dichlormethan	2	0,2

Angesichts der Vielzahl, des unterschiedlichen chemischen Charakters und des unterschiedlichen Wirkungspotentials, der in der Innenraumluft anzutreffenden flüchtigen organischen Verbindungen, ist es jedoch sehr fraglich, ob die Einhaltung von Richtwerten für Einzelsubstanzen ausreicht /53/.

#### 4.1.4 Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC-Wert)

Zur Beurteilung der Gesamtsituation wird häufig eine einzige Konzentrationsangabe herangezogen, die die Summe der VOC-Konzentrationen charakterisieren soll. Die Summenbildung der Konzentrationen der Einzelverbindungen, die als TVOC-Wert (Total Volatile Organic Compounds) bezeichnet wird, ist nicht definiert. Dies hat zur Folge, daß die Angaben in der Literatur zur Bildung des TVOC-Wertes unterschiedlich sind. In den meisten Fällen wird nach einer der folgenden Methoden vorgegangen /53/:

- Bestimmung mit Hilfe von direkt anzeigender Meßgeräte. Der Nachweis von organischen Verbindungen in der Luft mit Hilfe kontinuierlich registrierender Geräte erfolgt im allgemeinen unter Verwendung eines Flammenionisationsdetektors (FID), eines Photoionisationsdetektors (PID) oder eines photoakustischen Sensors (PAS). Die Geräte arbeiten ohne Trennung der einzelnen Stoffe, so daß neben den VOC teilweise auch die in der Raumluft vorhandenen VVOC und SVOC erfaßt werden. Obwohl die einzelnen Verbindungen ein teilweise extrem unterschiedliches Ansprechverhalten im Detektor zeigen, wird der Detektor mit nur einer Verbindung kalibriert.
- Probenahme der flüchtigen, organischen Luftverunreinigungen auf feste Sorbentien (z. B. Tenax-Röhrchen, Aktivkohle) mit anschließender gaschromatographischer Trennung und Quantifizierung der Einzelsubstanzen sowie abschließender Berechnung der TVOC-Konzentration.

Der TVOC-Wert als bewertende Größe für die Belastung der Raumluft durch flüchtige organische Verbindungen ist aus folgenden Gründen kritisch zu betrachten:

- die Auswirkungen von komplexen Gemischen unterschiedlicher qualitativer und quantitativer Zusammensetzung sind noch in keinerlei Hinsicht bekannt,
- die Bestimmung des TVOC-Wertes ist nicht allgemeingültig definiert und erfolgt je nach Autor unterschiedlich,
- je nach gewähltem Meßprinzip für die direkt anzeigenden Meßgeräte können starke Schwankungen in den Ergebnissen auftreten.

#### 4.1.4.1 Wirkungen von VOC-Gemischen und daraus resultierende Empfehlungen

Anfang der 80er Jahre wurden von Molhave et al. /34/ kontrollierte Wirkstudien von VOC an menschlichen Probanden durchgeführt. Dazu wurden die Versuchspersonen in Versuchskammern unter kontrollierten Bedingungen gegenüber verschiedenen Gesamtkonzentrationen eines Gemisches an VOC exponiert. Die Zusammensetzung des VOC-Gemisches war auf der Grundlage von Untersuchungen der Emissionen aus Baustoffen und der Luft in dänischen Häusern Ende der 70er Jahre gewählt worden. Die Testpersonen hatten während der Exposition Fragen über subjektive Wahrnehmungen zu beantworten und wurden gleichzeitig einem Leistungs- und Konzentrationstest unterzogen. Die Testleistungen änderten sich während der Expositionen nicht, die Probanden klagten aber vor allem über Kopfschmerzen sowie Augen- und Rachenreizungen die gegen Ende der Expositionszeiten zunahmen. Geruchswahrnehmungen traten als Folge von Adsorptions- und Desorptionseffekten an den Kammerwänden – auch bei den Nullluftexperimenten auf, jedoch wurde ab einer Konzentration der VOCs von  $3 \text{ mg/m}^3$  eine deutliche Zunahme beobachtet. Ab  $8 \text{ mg/m}^3$  wurde der Geruch als unangenehm empfunden und verstärkte Lüftung verlangt. Schleimhautreizungen, vor allem an Auge und Nase, traten ebenfalls ab  $8 \text{ mg/m}^3$  signifikant höher als beim Nullluftexperiment auf.

Der Anlaß für die meisten Studien, bei denen dann auch VOC gemessen wurden, war der Wunsch nach Aufklärung von SBS-Beschwerden (SBS = Sick Building Syndrome), deren Genese lange Zeit zu einem erheblichen Maß auf die Gegenwart von chemischen Innenraumluftverunreinigungen, vor allem von VOC, zurückgeführt wurde. Es ist zur Zeit, trotz einer großen Anzahl von Studien, nicht möglich, klare Aussagen über die tatsächliche Wirkung von VOC-Gemischen, charakterisiert durch die TVOC-Konzentration, abzuleiten. Es wird jedoch darauf hingewiesen, daß für die überwiegend in der Praxis vorkommenden VOC-Gemische die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Beschwerden mit steigender TVOC-Konzentration zunimmt.

Speziell für die Innenraumluft wurde von Seifert /53/ ein TVOC-Wert von  $300 \text{ µg/m}^3$  vorgeschlagen, der jedoch nicht mit toxikologischen Erkenntnissen begründet wurde. Dieser Wert, der in der Praxis häufig für Bewertungszwecke herangezogen wird, wurde abgeleitet aus den Ergebnissen von Untersuchungen in etwa 500 westdeutschen Wohnräumen /27/.

Aus den vorhandenen Studien wurde von Molhave eine „Konzentrations-Wirkungs-Beziehung„ für Beeinträchtigungen durch VOC in der Innenraumluft aufgestellt, die in Tabelle 7 wiedergegeben ist. Sie beruht hauptsächlich auf der Betrachtung von Reizwirkungen und Geruchswahrnehmungen.

**Tabelle 7:** Vorläufige „Konzentrations-Wirkungs-Beziehung„ für Beeinträchtigungen durch Expositionen gegenüber VOC /35/

TVOC-Konzentration	Wirkung
mg/m <sup>3</sup>	-
1	2
<0,20	Keine Reizung oder Beeinträchtigung des Wohlbefinden
0,20-3,0	Reizung oder Beeinträchtigung des Wohlbefindens möglich, wenn Wechselwirkung mit anderen Expositionsparametern gegeben ist
3,0-25	Exposition führt zu einer Wirkung, Kopfschmerzen möglich, wenn Wechselwirkung mit anderen Expositionsparametern gegeben ist
>25	Kopfschmerzen, weitere neurotoxische Wirkungen außer Kopfschmerzen möglich

#### 4.1.5 Gasemissionen aus zementgebundenen Baustoffen

Der bisher dargestellte Sachstand bezieht sich auf Erkenntnisse zur gasförmigen Emission, die im Zusammenhang mit der Innenraumbelastung durch unterschiedliche Bau- und Werkstoffe zu sehen sind. Erkenntnisse über die Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus zementgebundenen Baustoffen liegen zur Zeit in sehr eingeschränktem Umfang vor.

Um die Erkenntnisse über die Abgabe von VOC bei der Herstellung und der Nutzung zementgebundener Baustoffe zu erweitern, wurden von Spanka und Thielen /56/ erste systematische Untersuchungen in Deutschland durchgeführt. Der Schwerpunkt dieser Arbeiten lag in der Untersuchung von Freisetzungen organischer Substanzen aus Betonzusatzmitteln und mögliche Exhalationen von Mahlhilfsmitteln aus Zementen.

Es wurden Betone mit 40 verschiedenen Betonzusatzmitteln der acht verschiedenen Wirkungsgruppen untersucht. Kriterium der Auswahl der Betonzusatzstoffe waren ihre unterschiedlichen Wirkungsstoffe. Bei den Untersuchungen der BZM mit Hilfe der Headspace-Gaschromatographie wurden im Gasraum über den Proben geringe Anteile organischer Substanzen festgestellt. Eine Ausnahme bilden lediglich die Beschleuniger. Bei den freigesetzten Substanzen handelt es sich neben Formaldehyd um Stoffe, die in der chemischen Industrie

als Lösemittel eingesetzt werden und in vielen Produkten als Verunreinigungen enthalten sind. Bei diesen Verbindungen, wie z. B. Methanol, Aceton, Ethylacetat usw., wurde davon ausgegangen, daß sie in den Mengen, in denen sie in Betonzusatzmitteln sind, keine Gefährdung darstellen. /56/.

Die Bestimmung der Formaldehydfreisetzung aus Zementleimen bzw. Zementsteinen, die unter Verwendung von Betonzusatzmitteln hergestellt wurden, erfolgte nach der Exsikkatormethode, die in /56/ ebenfalls erwähnt ist. Die Untersuchungen zeigten, daß in einem Zeitraum von bis zu max. 7 d meßbare Formaldehydkonzentrationen auftraten, wobei jedoch nur 30 % des gesamten freien Formaldehyds, das in den Betonzusatzmitteln enthalten war, freigesetzt wurden. Die Autoren gehen davon aus, daß unter den bei der Herstellung und Verarbeitung von Frischbeton auf der Baustelle oder im Werk herrschenden Verhältnissen eine Überschreitung des für Formaldehyd geltenden MAK-Wertes nicht zu befürchten ist.

#### **4.1.6 Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen**

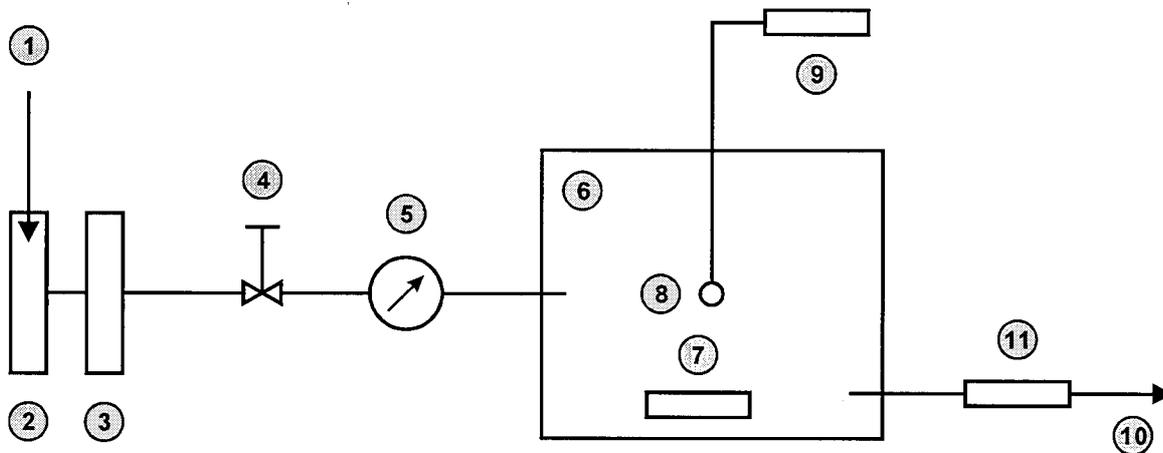
Zusammenfassend kann gesagt werden, daß es zwei Verfahren zur Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten gibt; das Emissionsprüfkammer-Verfahren und das Emissionsprüfzellen-Verfahren. Im folgenden werden diese beiden Verfahren erläutert.

##### **4.1.6.1 Emissionsprüfkammer-Verfahren**

Unter dem Begriff Emissionsprüfkammer versteht man einen gasdichten Prüfraum mit inerten Oberflächen, der es ermöglicht, Bauprodukte unter definierten klimatischen Randbedingungen und frei von Außeneinflüssen hinsichtlich der Freisetzung von gasförmigen Emissionen zu untersuchen.

##### **4.1.6.1.1 Anforderungen an Emissionsprüfkammern**

Der Entwurf der Vornorm prENV 13 419-1 /39/ ist für verschiedene Emissionsprüfkammern gültig, die zur Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten eingesetzt werden. Die eingesetzten Emissionsprüfkammern sollten nach dieser Norm die in Bild 7 dargestellten wesentlichen Elemente enthalten.



- ① Lufterinlaß
- ② Luftfilter
- ③ Systemeinheit zur Klimatisierung der Luft
- ④ Luftdurchflußregler
- ⑤ Luftdurchflußmesser
- ⑥ Prüfkammer
- ⑦ Vorrichtung zur Luftzirkulation und zur Regelung der Luftgeschwindigkeit
- ⑧ Sensoren für Temperatur und Feuchte
- ⑨ Überwachungssystem für Temperatur und Feuchte
- ⑩ Abluftauslaß
- ⑪ Vorrichtung für Mehrfachprobenahmen

Bild 7: Prinzipskizze einer VOC-Emissionsprüfkammer /39/

Die Prüfkammer und die Teile des Probennahmesystems, die in Kontakt mit den emittierten VOCs kommen, müssen aus oberflächenbehandeltem (polierten) Edelstahl oder Glas bestehen /39/.

#### 4.1.6.1.2 Kammergröße

Seit den ersten Versuchen im Jahr 1974 zur Ermittlung von Formaldehyd aus Holzprodukten sind viele unterschiedliche Kammern entwickelt worden. So beschreibt Mason et al /30/ eine Prüfkammer mit einem Volumen von 33,4 l, Marutzky et al /52/, Breuer und Mayer /5/, Meyer et al /32/ und Wensing /61/ verwendeten für ihre Untersuchungen Prüfkammern mit einem Volumen von 1 m<sup>3</sup>. Die American Society of Testing Materials (ASTM) hat eine 2,3 l-Kammer in ASTM E981 /30/ festgeschrieben.

In der Praxis haben sich für die Untersuchung von Bauprodukten Kammern mit einem nutzbaren Prüfraumvolumen von ca. 0,1 bis 1 m<sup>3</sup> bewährt /61/. Zu beachten ist, daß sich bei einer Verkleinerung des Kammervolumens das Verhältnis Kammeroberfläche zu Kammervolumen verkleinert. In kleineren Kammern können Wandeffekte (s. Abschnitt 4.1.6.1.4) einen größeren Einfluß haben. Die Ergebnisse der bisher vorgenommenen Vergleichsmessungen geben keinen Hinweis auf einen signifikanten Einfluß der Kammergröße auf das Untersuchungsergebnis /61/.

#### **4.1.6.1.3 Prüfbedingungen**

Im Hinblick auf die Vergleichsmöglichkeit der Ergebnisse von Bauproduktuntersuchungen mit einer Prüfkammer muß die Probenvorbereitung und deren Lagerung bis zur Kammeruntersuchung unter definierten Bedingungen erfolgen.

Die oft produktspezifischen Prüfparameter müssen folgende Aspekte behandeln:

- Probenherstellung,
- Oberflächen-Volumen-Verhältnis des Probekörpers,
- Probenlagerung bis zur Kammeruntersuchung,
- Zeitpunkt der Emissionsuntersuchung in der Prüfkammer,
- Beladungsfaktor L (Verhältnis von Probenoberfläche zu Kammervolumen) der Prüfkammer.

Die VOC-Emissionen von Bauprodukten zeigen in der Regel eine starke zeitliche Abhängigkeit. Man kann prinzipiell zwei Zeiträume unterscheiden:

- Verarbeitungsphase,
- Nutzungsphase.

Während der Verarbeitungsphase, besonders bei Farben und Lacken, treten in der Regel kurzzeitige vergleichsweise deutlich höhere VOC-Konzentrationen auf. Zur Beurteilung dieser Konzentrationen werden die MAK-Werte (Maximale Arbeitsplatz Konzentration) herangezogen. Unter dem Aspekt der Innenraumluftqualität sind dagegen eher die Konzentrationen interessant, die sich im Anschluß an eine Baumaßnahme während der Nutzungszeit eines Raumes längerfristig ergeben und in der Regel vergleichsweise deutlich geringer sind /61/.

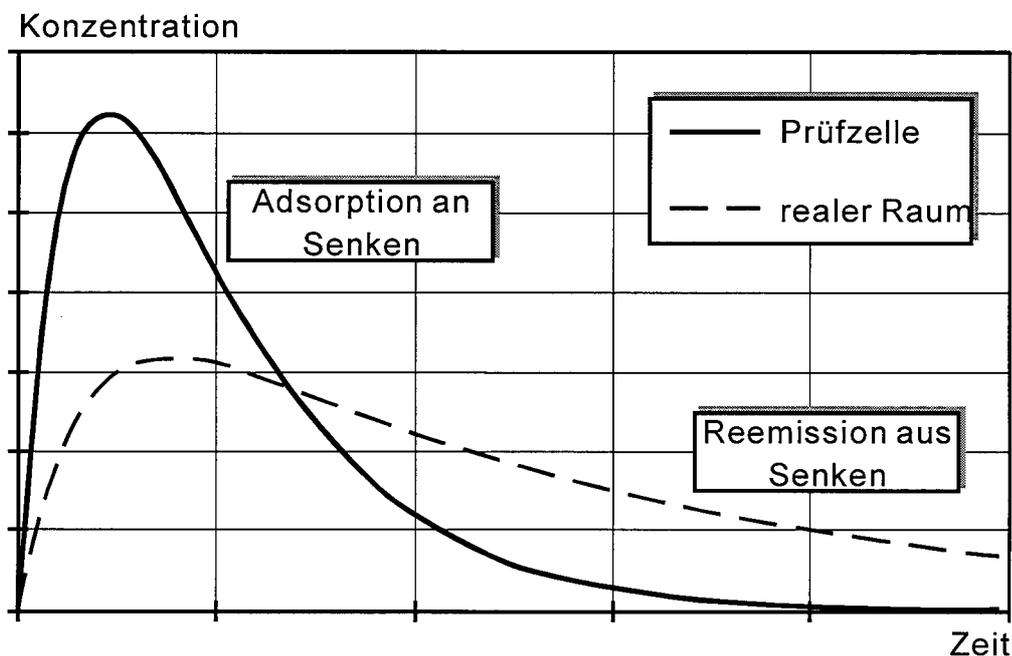
Das Prüfkammerverfahren wird hauptsächlich eingesetzt, um für ein vorkonditioniertes Bauprodukt einen VOC- oder TVOC-Emissionsfaktor für die sogenannte Nutzungsphase unter nutzungstypischen Randbedingungen zu bestimmen.

Alle Bauteile der Kammer, die mit dem Spülgas und der Kammeratmosphäre in Berührung kommen, müssen so gefertigt sein, daß sie unter den Prüfbedingungen selber keine VOC-Emissionen aufweisen. Geeignete Materialien für die Kammerwände sind Edelstahl und Glas. Eine Edelstahlkammer hat den Vorteil, daß der Kammerkörper quasi wie aus einem Stück gefertigt werden kann. Besonders kritische Bauteile sind Dichtungen. Hier hat sich der Einsatz von Teflon bewährt. Andere Materialien wie z. B. Plexiglas sind ungeeignet. Bei Leermessungen, ohne zu testende Produkte in der Kammer, sollte die Hintergrundkonzentration (Systemblindwert) an TVOC < 10 µg/m<sup>3</sup> betragen. Die Zuluft muß frei von VOC-Kontaminationen sein /61/.

#### **4.1.6.1.4 Senkeneffekte - Wiederfindungsraten**

Bei der Auswahl der Materialien besteht weiterhin die Anforderung nach einer möglichst geringen Adsorption (Senkeneffekt) von VOC's an allen Bauteilen, die mit der Prüfkammeratmosphäre in Berührung kommen. Solche Senkeneffekte beeinflussen die VOC-Konzentration in der Prüfkammer. Diese Senkeneffekte treten auch in Innenräumen auf.

Durch Versuche in 1 m<sup>3</sup> Prüfkammern und vergleichenden Raumlufthmessungen zeigen Gehrig et al. /20/, daß die Belastungen in Innenräumen zu Beginn der Untersuchung zwar geringer sind, aber länger andauern können als in definierten Prüfsystemen, wie in Bild 8 zu sehen ist. Dazu wurde einerseits die Luft in drei verschiedenen, renovierten Räumen über längere Zeit untersucht und andererseits die Emissionen der bei der Renovation verwendeten Baustoffe gemessen. Hiernach reagiert der Beton mit seiner porösen Oberfläche als starke Senke. Spätere Desorption aus dem Beton ist jedoch möglich.



**Bild 8:** Konzentrationsverlauf von VOC in Prüfkammern und realen Räumen nach vergleichenden Raumlufmessungen nach /20/

Für quantitative Aussagen zum Langzeitverhalten müssen die Senkeneffekte bekannt sein. Diese können mit Testgemischen untersucht werden. Für die in /20/ eingesetzte 1 m<sup>3</sup> –Prüfkammer ließ sich feststellen, daß mit abnehmender Flüchtigkeit der emittierten Verbindungen eine Adsorption an Senken zunimmt und die Emissionen länger andauern. Werden also Substanzen in der Prüfkammerluft in Kurzzeitversuchen nicht gefunden, so darf nicht davon ausgegangen werden, daß diese nicht aus der Probe ausgedampft sind.

#### 4.1.6.1.5 Quantitative Auswertung

Der Zahlenwert der VOC- oder TVOC-Konzentration in der Prüfkammer ist direkt mit den Randbedingungen der Untersuchung bzgl. Kammerluftwechsel und Beladungsfaktor verknüpft und wird in der Einheit µg/m<sup>3</sup> angegeben. Eine Änderung der Versuchsbedingungen führt unmittelbar zu anderen Konzentrationen in der Prüfkammer. Es ist wenig sinnvoll, bei Kammeruntersuchungen Konzentrationswerte zu vergleichen, wenn die Prüfparameter nicht bekannt bzw. unterschiedlich sind. Die VOC- bzw. TVOC-Prüfkammerkonzentration kann in einen Emissionsfaktor umgerechnet werden, die gemäß Gleichung 2 als emittierte VOC-Menge (µg) pro Fläche (m<sup>2</sup>) und Zeiteinheit (Stunde) angegeben wird und den Vergleich unterschiedlicher Emissionspotentiale ermöglicht /61/.

$$EF = Q C/A \tag{2}$$

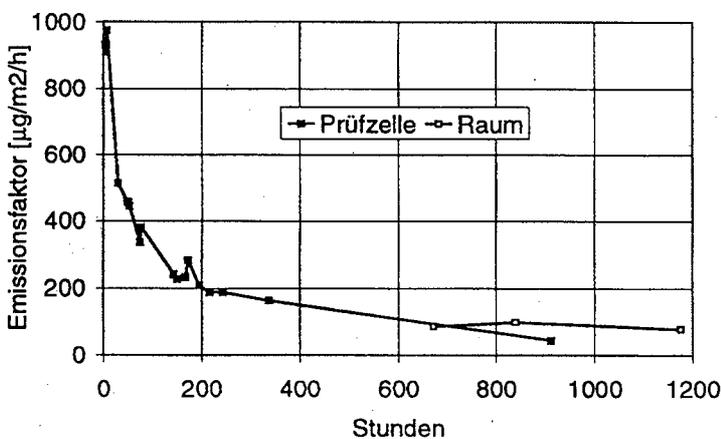
mit:

- EF: Emissionsfaktor,  $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$
- C: Konzentration in der Prüfkammer,  $\mu\text{g m}^{-3}$
- Q: Kammerluftwechsel,  $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$
- A: Probenoberfläche,  $\text{m}^2$

Diese Berechnungsformel gilt jedoch nur für konstant emittierende Quellen, bei der sich die Emissionen im zeitlichen Verlauf statisch verhalten oder nur unwesentlich ändern.

In /20/ werden Untersuchungsergebnisse von Exhalationen aus Baustoffen verglichen, die mit Prüfkammermessungen und mit Raumlufmessung erzielt wurden.

Voraussetzung für die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse ist die gleiche Applikation des Baustoffes sowohl in der Prüfkammer als auch im realen Raum. In der Arbeit wurden Emissionen eines Lackes für Heizungsradiatoren, welcher Methyldiglycol und zwei verschiedene Diester emittierte. Für das Prüfkammerexperiment wurde der Lack auf eine Metallplatte aufgetragen, was einen realistischen Vergleich ermöglicht. Bild 9 zeigt den Verlauf der Emissionsfaktoren für einen der beiden Diester. Die Raumlufmessungen zeigten in den ersten 4 Wochen eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen in der Prüfkammer. Nach 900 h ergibt die Berechnung der Raumlufkonzentrationen aus den Ergebnissen der Prüfkammeruntersuchung einen etwas zu tiefen Wert an als die entsprechende Berechnung mit den Ergebnissen aus den Raumlufuntersuchungen. Der Grund hierfür könnte in der Reemission aus vorher beladenen Senken in den Raum liegen.



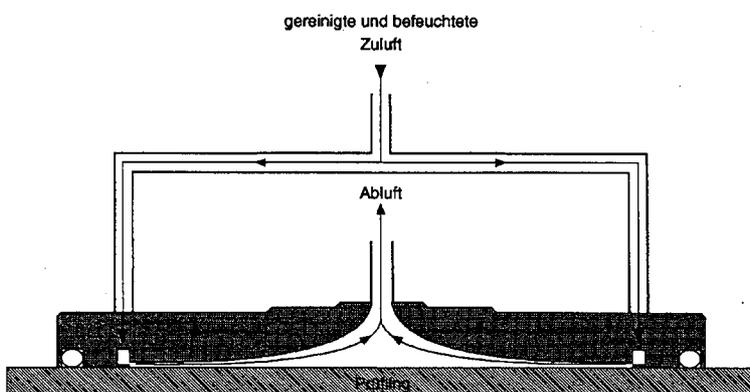
**Bild 9:** Emissionen eines Diesters ( $\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_4$ ) aus einem Radiatorenlack /20/

#### 4.1.6.2 Emissionsprüfzellen-Verfahren

Das Prinzip der Prüfung besteht laut der Vornorm prENV 13 419-2 /39/ in der Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsrate der VOCs, die von der Oberfläche eines Prüfstückes emittiert werden. Die Prüfung wird in einer Emissionsprüfzelle bei konstanter Temperatur, konstanter relativer Feuchte und konstanter flächenspezifischer Luftdurchflußrate durchgeführt. Die Luft in der Emissionsprüfzelle wird vollständig durchmischt, und Messungen der VOC-Konzentrationen in der Auslaßluft sind repräsentativ für die Luft in der Emissionsprüfzelle.

In Skandinavien wurde die Emissionsprüfzelle FLEC (Field and Laboratory Emission Cell) entwickelt, um Herstellern eine Möglichkeit zur Produktionskontrolle und Produktionsentwicklung von Baustoffen zu ermöglichen /23, 62/. Sie stellt eine glockenförmige Kleinzelle mit einem Volumen von 35 ml dar, die direkt auf die Oberfläche eines emittierenden Materials aufgesetzt werden kann. Damit sind auch In-situ-Messungen an bereits verbauten Materialien in Räumen möglich, sofern sie eine planare Oberfläche aufweisen.

Der Aufbau einer FLEC ist in Bild 10 dargestellt.



**Bild 10:** Aufbau der Field an Laboratory Emission Cell (FLEC) nach /20/

## 4.2 Durchgeführte Untersuchungen zur gasförmigen Emission von organischen Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen mit OBZS

### 4.2.1 Prüfkörper

Für die Emissionsversuche wurden Mörtel- und Betonprüfkörper verwendet. In dem Forschungsprojekt sollten in Grundlagenversuchen ansatzweise die Unterschiede der gasförmigen Emis-

sion zwischen Mörtel und Beton erfaßt werden. Der Untersuchungsschwerpunkt lag jedoch bei den Mörteln, da man, wie bei der Auslaugung, davon ausging, daß aufgrund der höheren Zugabemengen an OBZSen bei Mörteln mit einer höheren Emissionsmenge zu rechnen war.

Angaben zu den für die Herstellung der Prüfkörper verwendeten Zementen und Betonzusatzstoffen sind in Abschnitt 3.3.1.1 enthalten. Über den in Abschnitt 3.3.1.1 beschriebenen Sachverhalt hinaus soll hier noch kurz auf eine Untersuchung von Spanka und Thielen /56/ eingegangen werden. In /56/ wurden 25 verschiedene Zemente untersucht. Unter den Zementen waren sechs CEM I und drei CEM III/A. Die Untersuchungen ergaben unter anderem, daß die schwer flüchtigen, chemisorbierten Mahlhilfsmittel einen so geringen Dampfdruck aufweisen, daß sie nicht oder nur in solchen Spuren in den Gasraum übergehen, die selbst mit der nachweisstarken Head-Space-Gaschromatographie nicht feststellbar sind.

Für die Emissionsuntersuchungen wurden Mörtelprüfkörper mit der gleichen Zusammensetzung wie für die Prüfkörper der Elutionsversuche eingesetzt (Tabelle 4). Die Mischungszusammensetzung der zusätzlich untersuchten beiden Betone sind in der Tabelle 8 angegeben. Als Betonzusatzstoff wurde das Produkt BZS1 (Polystyrolacrylat) verwendet. Die Sieblinie A/B 8 wurde ausgewählt, damit das Größtkorn des Zuschlages 5,6 mal kleiner als die Probekörperhöhe ist, was die Herstellung eines homogenen Probekörpers gewährleistet /14/. Der flüssige Anteil des BZS 1 ( $D \cdot k_F$ ) wurde dem Wasseranteil zugerechnet. Der  $(w + D \cdot k_F) / z$  Wert wurde für beide Betone konstant auf 0,6 gehalten.

Tabelle 8: Zusammensetzung der im Labor hergestellten Betone

Bestandteil	Probe	
	B1.0	B1.1
-	kg/m <sup>3</sup>	
1	2	3
CEM I 32,5 R	300	300
BZS1	-	60
Zuschlag (Sieblinie A/B 8)	1863	1790
Wasser	180	150
$(w + D \cdot k_F) / z$ Wert <sup>1)</sup>	0,6	0,6

1) D = BZS;  $k_F$  = flüssiger Anteil der jeweiligen Kunststoffdispersion

Aus den in Tabelle 4 aufgeführten Mörtelmischungen und den in Tabelle 8 aufgeführten Betonmischungen wurden Emissionsplatten mit den Abmessungen 50 x 50 x 4,5 cm<sup>3</sup> (Breite x Länge x Höhe) hergestellt. Die Lagerung der Probekörper wird im Abschnitt 4.2.2 beschrieben.

#### 4.2.2 Versuche zur gasförmigen Emission

Die im Rahmen dieses Forschungsprojektes angewandte Prüfmethode lehnt sich an das in Abschnitt 4.1.6.1 beschriebene Emissionsprüfkammer-Verfahren und den bisherigen Erkenntnissen zur Bestimmung von VOC an. Die Emissionsuntersuchungen wurden mit der sogenannten Aachener Kammer durchgeführt. Diese Prüfkammer wurde von der Firma Elektrophysik Aachen GmbH entworfen und konstruiert. Sie hat ein Volumen von 1 m<sup>3</sup> und ist aus 8 mm starkem Sicherheitsglas gebaut. Die Kanten der Prüfkammer wurden mit Teflonband abgedichtet. Eine Skizze der Kammer ist in Bild 11 dargestellt:

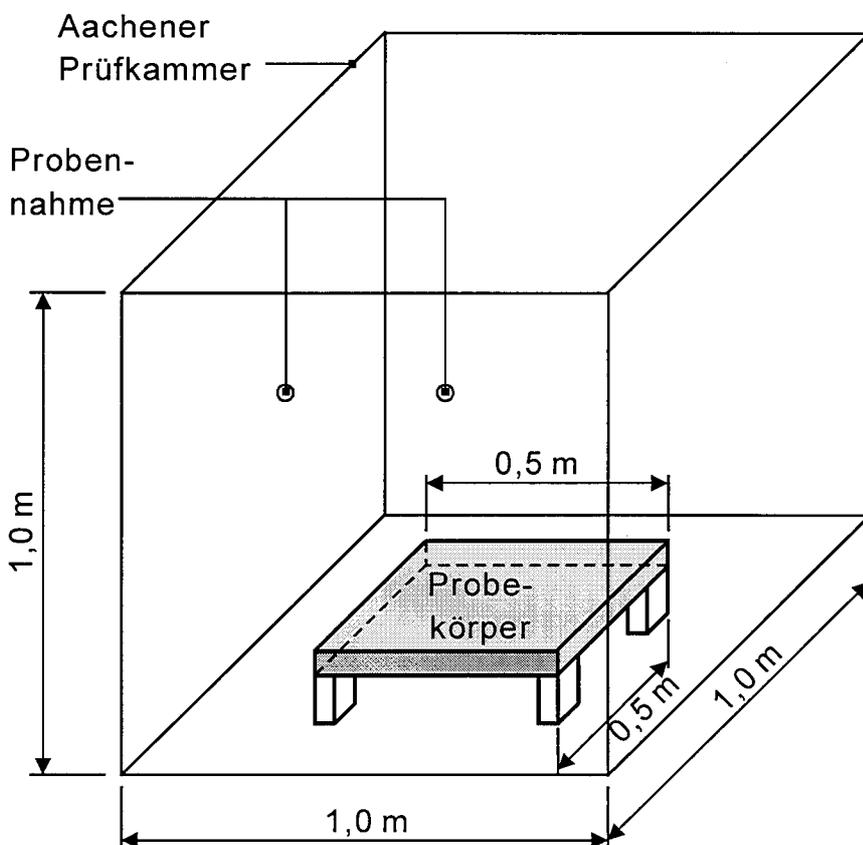


Bild 11: Aachener Prüfkammer

Der einfache Versuchsaufbau eignet sich für eine Bewertung der gasförmigen Emission eines Probekörpers zu einem Meßzeitpunkt (statischer Versuch), wodurch die Bestimmung erster Orientierungsgrößen über die Freisetzung flüchtiger organischer Bestandteile aus Betonen mit organischen Betonzusatzmitteln gewährleistet wurde.

Die Herstellung der Prüfkörper zur Untersuchung der Emission von gasförmigen Bestandteilen, der sogenannten Emissionsplatten, erfordert sorgsamem Umgang mit den Gerätschaften und Stoffen, damit keine unplanmäßigen organischen Verunreinigungen in die Probe eingetragen werden.

Nach dem Einbau der Emissionsplatte wurde die Kammer verschlossen und nach den in Tabelle 9 angegebenen Vorlaufzeiten erfolgte die Probennahme über 60 min. Unmittelbar vor dem Verschließen der Kammer wurde die Temperatur und Luftfeuchte erfaßt. Die Temperatur wurde bei 25 °C konstant gehalten, während die relative Luftfeuchte zwischen 45 und 55 % schwankte. Die mit einem Trägermaterial gefüllten Glasröhrchen wurden mit den zugehörigen Pumpen verbunden und an den entsprechenden Probenentnahmestellen zur Messung der VOC und der Aldehyde eingebracht. Die nach einer Meßdauer von 60 min mit den organischen Substanzen angereicherten Glasröhrchen wurden dann mittels einer Headspace-Gaschromatograph/Massenspektrometer-Kopplung (GC/MS-Kopplung, s. Abschnitt 2.1.2.1 und 4.2.3) im Institut für Hygiene und Umweltanalytik des Universitätsklinikums der RWTH Aachen analysiert.

Tabelle 9: Übersicht über die Messzeitpunkte, Vorlaufzeiten und Probennahmezeiten

Messung-Nr.	Probenalter	Vorlaufzeiten	Probennahmezeit
-	d	h	min
1	2	3	4
1	0 <sup>1)</sup>	0	60
2	1	24 <sup>2)</sup>	
3	2	1	
4	3		
5	14		
6	28		
7	42		

- 1) unmittelbar nach Herstellung der Emissionsplatte
- 2) die Kammer blieb nach dem Einbau der Frischbetonprobe bis zum Zeitpunkt der 2. Messung geschlossen

Die 1. Messung wurde direkt nach der Herstellung der Emissionsplatte durchgeführt, um die Emissionen während der Verarbeitungsphase zu ermitteln. Im Anschluß an dieser 1. Messung blieb die Kammer weitere 23 h verschlossen, um für die 2. Messung möglichst stationäre Verhältnisse in der Prüfkammer zu erzielen. Da davon ausgegangen werden kann, daß in den ersten 24 h nach Herstellung der Probe die maximale Menge emittiert wird, wird mit dem 2. Meßwert ermittelt, welche Mengen an organischen Substanzen im ungünstigsten Fall aus einer 50 x 50 cm<sup>2</sup> großen Mörtelplatte mit OBZS in einem 1 m<sup>3</sup> großen Raum angesammelt werden können.

Nach der 2. Messung wurde eine Seite der Glaskammer geöffnet und mittels eines Ventilators eine konstant anhaltende Belüftung der Probenplatte gesichert. Zur Durchführung der 3. Messung wurde die Kammer eine Stunde vor Beginn der Messung verschlossen, dann fand die Probennahme über eine Stunde statt und im Anschluß daran wurde wieder gelüftet.

In den Zeiträumen zwischen der 4. und 7. Messung wurden die Emissionsplatten in sogenannten Lüftungskammern gelagert. Diese Lüftungskammern sind aus Edelstahl und erlauben es die Platten mit definierten Luftwechseln zu beaufschlagen. Die Probekörper wurden in diesen Kammern mit einer Lüftungsrate von 25 Wechsel/h, einer Temperatur von 20 °C und einer relativen Luftfeuchte von 65 % gelagert.

#### **4.2.3 Probenahme und Analysemethoden**

Bei den Untersuchungen fand gleichzeitig zur Probennahme für die VOC-Bestimmung auch eine Probennahme für die Aldehyd-Bestimmung statt. Im folgenden werden beide Arten der Probennahme sowie die angewandten Analysemethoden beschrieben, um im Anschluß daran die Ergebnisse zu erläutern.

Die Probennahme für die VOC-Bestimmungen erfolgte mit einer Saugpumpe, wobei die entnommene Luft durch Tenax-GR-Röhrchen als Sorbens für die VOC geleitet wurde. Der Volumenstrom während der Messung betrug rund 10 ml/min. Die Probennahme für die Aldehyd-Bestimmungen erfolgte mit einer Saugpumpe (Volumenstrom: 50 ml/min) und die entnommene Luft wurde durch ein Sorptionsröhrchen, das mit 2 (Hydroxymethyl)piperidin beschichtetem XAD-2 gefüllt war, geleitet.

Bei der Bestimmung der VOC-Einzelkomponenten und der TVOC-Konzentration wurde in Anlehnung an dem im ECA-Report Nr. 19 beschriebenen Verfahren vorgegangen /43, 53/. Die in den Tenaxröhrchen angereicherten VOC wurden mit dem Thermodesorptionsinjektor ATD 400 der Firma Perkin Elmer desorbiert und in dem Gaschromatographen GC 8500 der

Firma Perkin-Elmer mit angekoppelten Massenspektrometer IDT 800 der Firma FINNIGAN MAT analysiert.

Die Tenax-Röhrchen wurden jeweils über einen Zeitraum von 3 min bei einer Temperatur von 250 °C und einem Heliumfluß von 100 ml/min bei geschlossenem Inletsplit auf eine mit -30 °C gekühlte, mit Tenax-TA gefüllte Kühlfalle desorbiert. In dem darauffolgenden Analyseschritt wurde diese Kühlfalle bei einem Heliumfluß von 10 ml/min auf 270 °C erhitzt und bei offenem Outletsplit mit 165 kPa Heliumvordruck in den Gaschromatographen injiziert. Die Temperatur der Gasleitungen und Transferline zum Gaschromatographen betragen dabei 220 °C, die des 6-Wege-Ventils 200 °C.

Die gaschromatographische Trennung erfolgte über eine 60 m lange Kapillarsäule, Innendurchmesser 250 µm und 0,25 µm Filmdicke aus 5 % Phenylpolysiloxan- und 95 % Dimethylpolysiloxan. Die Analysen wurden temperaturprogrammiert durchgeführt mit einer Starttemperatur von 37 °C und einer Isotherme von 8 min, dann mit einer Heizrate von 5 °C/min auf 90 °C, dort 0,1 min isotherm, dann mit 10 °C/min bis 280 °C und dort 12,3 min isotherm bis zum Ende der Trennung. Somit wurde eine Nachweisgrenze von 0,1 µg/m<sup>3</sup> erreicht.

Die Aufnahme der Massenspektren erfolgte in einem Massebereich von 48-249 amu bei einer Scanrate von 1 scan/s. Die Temperaturen des Massenspektrometer waren eingestellt auf: MS-Transferline 250 °C, Quadrupol 106 °C und Ionenquelle 230 °C.

Bei den untersuchten Proben konnten die in der Tabelle 10 aufgeführten Verbindungen nachgewiesen werden.

Tabelle 10: Nachgewiesene VOC und ihre Zuordnung in Verbindungsklassen

Detektierte VOC	Verbindungsklassen
1	2
2-Propanol, 1-Butanol	Alkohol
Aceton	Keton
Benzol, Toluol, Ethylbenzol, m/p-Xylol, Styrol, o-Xylol	Aromatische Kohlenwasserstoffe
n-Hexan	Aliphatische Kohlenwasserstoffe
Naphthalin	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Summe der Gehalte der identifizierten Stoffe wird als  $S_{id}$  bezeichnet. Die Summe der Konzentration der nicht individuell identifizierten (unidentified) VOC wird als  $S_{un}$  [mg/m<sup>3</sup>] bezeichnet. Die Summe  $S_{id} + S_{un}$  wird als TVOC-Konzentration angegeben.

Die Bestimmung der Aldehyde wurde nach Desorption mit Toluol über eine GC/MS-Kopplung analog der NIOSH-Methode 2541 (National Institute for Occupational Safety and Health, USA) durchgeführt.

1 µl des Toluolextraktes wurden bei 280 °C mit einem CTC-Autosampler splitlos injiziert. Die gaschromatographische Trennung erfolgte über eine 30 m lange Kapillarsäule, Innendurchmesser 250 µm und 0,25 µm Filmdicke aus 5 % Phenylpolysiloxan- und 95 % Dimethylpolysiloxan. Die Analysen wurden bei einem konstanten Heliumfluß von 40 cm/s temperaturprogrammiert durchgeführt mit einer Starttemperatur von 35 °C und einer Isotherme von 1 min, dann mit einer Heizrate von 15 °C/min auf 200 °C, dort 2 min isotherm, dann mit 5 °C/min bis 330 °C und dort 2 min isotherm bis zum Ende der Trennung.

Die Aufnahme der Massenspektren erfolgte in einem Massebereich von 50-400 amu bei einer Scanrate von 1 scan/s. Die Temperaturen des Massenspektrometers waren eingestellt auf: MS-Transferline 300 °C, und Ionenquelle 130 °C.

Bei den Untersuchungen konnte nur Formaldehyd eindeutig nachgewiesen werden. Die Gehalte von anderen Aldehyden lagen unterhalb der Nachweisgrenzen.

#### **4.2.4 Ergebnisse der VOC-Bestimmung**

##### **4.2.4.1 Allgemeines**

Die aus den jeweiligen Emissionsplatten emittierten und nach der oben beschriebenen Methode quantifizierten organischen Verbindungen sind den Tabellen A14, A17, A20, A23, A26, A29 und A32 angegeben. Auf eine gesonderte Aufführung der einzelnen Chromatogramme wurde verzichtet. Die nicht individuell identifizierten VOC sowie die TVOC-Werte der Proben sind in den Tabellen A16, A19, A22, A25, A28, A31 und A34 zusammengestellt. Für eine überschaubare grafische Darstellung der Ergebnisse wurden die Einzelverbindungen in Verbindungsklassen zusammengefaßt, was aus den Tabellen A15, A18, A21, A24, A27, A30 und A33 zu entnehmen ist.

In den Bildern B13 bis B19 sind die in Abhängigkeit von der Zeit ermittelten Prüfkammerkonzentrationen in  $\text{mg}/\text{m}^3$  über den Verbindungsklassen dargestellt. In den Bildern B20 bis B24 sind die Konzentrationen der Verbindungsklassen, welche von den jeweiligen Emissionsplatten emittiert wurden, vergleichend für zwei Zeitpunkte aufgetragen. Zum ersten Zeitpunkt werden die Frischmörtel/Betone betrachtet, der zweite Zeitpunkt wurde nach 3 d gewählt, um mögliche Abnahmen der Konzentrationen innerhalb der ersten Tage darzustellen. Aus darstellungstechnischen Gründen wurde eine logarithmische Skalierung gewählt. Zunächst verdeutlichen die Bilder, daß die Konzentrationen an organischen Substanzen, welche sich in der  $1 \text{ m}^3$ -Kammer befinden, mit zunehmenden Probenalter abnehmen. Bei der Ergebnisinterpretation muß berücksichtigt werden, daß Schwankungen in den Meßwerten, insbesondere bei Konzentrationen unterhalb  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auftreten können.

Für eine übersichtliche Ergebnisdarstellung werden im folgenden zuerst die Ergebnisse aus den Versuchen an Proben ohne Betonzusatzstoff erläutert, dann werden die Ergebnisse aus den Versuchen an Proben mit Betonzusatzstoff besprochen. Nach der Diskussion einiger Auffälligkeiten erfolgt im letzten Abschnitt eine Betrachtung der ermittelten TVOC-Werte.

#### **4.2.4.2 Proben ohne organische Betonzusatzstoffe (M1.0, M2.0, B1.0)**

Ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse für die beiden Mörtel M1.0 und M2.0 (Bild B13 und Bild B16) zeigt, daß der Mörtel mit CEM III (M2.0) bei einer Probennahmezeit von 1 h keine nachweisbaren Mengen an VOC freigesetzt hat. Die einzige Ausnahme bildet der erste Meßzeitpunkt, bei dem sehr geringe Mengen von Aceton ( $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nachgewiesen werden konnten. Im Gegensatz hierzu wurden bei dem Mörtel M1.0 geringe Mengen an Alkoholen und sehr geringe Spuren an aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen nachgewiesen. Diese Verbindungen stammen eventuell aus den Mahlhilfen, die bei der Portlandzementherstellung eingesetzt werden, obwohl Spanka und Thielen /56/ eine Freisetzung organischer Stoffe aus Zementen nicht nachgewiesen haben.

Der Gehalt an VOC ist bei dem Beton B1.0 um etwa eine Zehnerpotenz höher als beim Mörtel M1.0 (Bild B13 und B18). Eine Ursache für die höheren VOC-Konzentrationen beim Beton B1.0 ist vermutlich der höhere Wasserzementwert von 0,6, im Vergleich zum Wasserzementwert von 0,5 des Mörtels M1.0 sein. Da die organischen Bestandteile nicht nur von den Prüfkörperoberflächen, sondern auch aus dem Probeninneren freigesetzt werden, gelangt ein Teil der organischen Verbindungen über das Kapillarporensystem an die Oberfläche der Prüfkörper und dann in den Prüfraum. Bei zementgebundenen Baustoffen nimmt die Kapillarporosität mit steigendem w/z-Wert zu, so daß mit zunehmenden w/z-Wert auch

höhere Emissionen gasförmiger Stoffe beobachtet wurden. Einen weiteren Einfluß haben auch die unterschiedlichen Bindemittelmatrizes.

Die Konzentrationen der organischen Verbindungen, die von den Mörteln und dem Beton freigesetzt wurden können aber als gering eingestuft werden (s. Abschnitt 4.1.3, 4.1.4.1).

#### **4.2.4.3 Proben mit Betonzusatzstoff**

##### ***BZS1***

Die aromatischen Kohlenwasserstoffe Ethylbenzol und Xylol, die bei der Untersuchung des reinen Zusatzstoff BZS1 mit der Head-space Technik nachgewiesen wurden, werden vom Mörtel M2.1 in höheren Mengen emittiert als vom Mörtel M1.1 (Tabellen A26 und A17). Bei beiden Mörteln ist Ethylbenzol der aromatische Kohlenwasserstoff mit der höchsten Konzentration in der Prüfkammer, ähnliches wurde auch bei der Untersuchung des reinen BZS1 festgestellt (Tabelle 1, Seite 6). Ein Vergleich der aus den Mörtel-/Betonprüfkörpern freigesetzten VOC mit den flüchtigen Substanzen, die über einem abgeschlossenen Dampfraum oberhalb der flüssigen Betonzusatzstoffe in einer Headspace-Analyse ermittelt wurden, ist nur qualitativ möglich, da bei den beiden Analysemethoden sehr unterschiedliche Prüfparameter (z. B. Druck, Temperatur) vorlagen, durch die der Partialdruck der verschiedenen Verbindungen erheblich beeinflußt wird.

Die Alkohole (2-Propanol, 1-Butanol) bilden die Gruppe mit den höchsten Emissionskonzentrationen bei den BZS1-haltigen Proben (Tabellen A18, A27 und A33, Bilder B14, B17 und B19). 2-Propanol und 1-Butanol sind in dem Mörtel M1.0 enthalten und konnten in dem reinen Betonzusatzstoff BZS1 nachgewiesen werden. Die Herkunft der von 2-Propanol kann mit hoher Wahrscheinlichkeit aber auch auf Reaktionsprodukte, die sich beim Kontakt des Betonzusatzstoffes mit dem alkalischen Zementstein gebildet haben, zurückgeführt werden. Diese Schlußfolgerung beruht darauf, daß der Mörtel M2.0 kein 2-Propanol freigesetzt hat und die Mengen an 2-Propanol, die von den Mörtelproben M1.0 emittiert wurden erheblich geringer waren als bei den betonzusatzstoffhaltigen Prüfkörpern (M1.1, M2.1, B1.1).

Das Keton Aceton wird von den betonzusatzstoffhaltigen Proben M1.1, M2.1 und B1.1 in relativ hohen Konzentrationen freigesetzt (Tabellen A18, A27 und A33). Im reinen BSZ1 konnte lediglich eine relativ geringe Menge an Aceton nachgewiesen werden (Tabelle 1, Seite 6).

Die aus dem Frischmörtel M2.1 und dem Frischbeton des B1.1 emittierten Mengen an Alkoholverbindungen liegen mit  $6,3 \text{ mg/m}^3$  und  $4,6 \text{ mg/m}^3$  auf etwa demselben Niveau wie die emittierten Mengen des M1.1. Für die emittierten Mengen an Keton, aromatischen Kohlenwasserstoffen und aliphatischen Kohlenwasserstoffen gilt dies analog (Bild B20 bis B23).

Die Konzentrationen an identifizierbaren Verbindungen verringern sich bei den beiden Prüfkörpern mit CEM I (M1.1, B1.1) erheblich schneller als bei dem Prüfkörper mit CEM III (M2.1). Zu Beginn der Versuche weisen alle Proben eine ähnliche Konzentration an identifizierbaren Verbindungen von rund  $10 \text{ mg/m}^3$  auf, die bei den M1.1 und B1.1 Proben bereits nach 3 d unter  $1 \text{ mg/m}^3$  sanken, während der Mörtel M2.1 zu diesem Prüftermin noch eine Konzentration an identifizierbaren Verbindungen von rund  $4,5 \text{ mg/m}^3$  aufwies (s. Bild B25). Die Zementart beeinflusst demnach das Einbindungsvermögen der organischen Substanzen in die Matrix während der Erhärtungsphase. Reaktionen zwischen Betonzusatzstoff und Zementleim/-stein könnten die Bildung flüchtiger organischer Substanzen beeinflussen.

## **BZS2**

Bei der Untersuchung des reinen Betonzusatzstoffes BZS2 wurde relativ viel Styrol im Vergleich zu den anderen nachgewiesenen Stoffen freigesetzt (Tabelle 1, Seite 6). Die in der Prüfkammer resultierende Konzentration an Styrol aus der Mörtelprobe M1.2 lag in der Regel jedoch unter  $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  und kann als gering eingestuft werden (s. Tabelle 6, Seite 33).

Bei einem Vergleich der Mörtel M1.1 (CEM I mit BZS1) und M1.2 (CEM I mit BZS2) in den Bildern B20 bis B24 wurde unabhängig von der Verbindungsklasse beim M1.1 eine deutlich höhere Konzentration an emittierten organischen Substanzen in der Aachener Prüfkammer gemessen. Wie bereits in Abschnitt 3.3.2.2.2 erläutert, könnte u. a. eine Ursache hierfür in den unterschiedlichen Dosiermengen und Feststoffgehalte der beiden Betonzusatzstoffe liegen. Die Konzentration an Alkoholverbindungen in der Prüfkammer mit der eingelagerten Frischbetonprobe M1.1 liegt um das rund 100fache höher als die des M1.2. Bei der gasförmigen Emission von Keton und Kohlenwasserstoff zeigt sich ein ähnliches Verhalten. Nach 3 d verringert sich die Konzentration der jeweiligen Gruppen in der Prüfkammer bei beiden Probekörpern um etwa eine Zehnerpotenz. Der Tabelle A39 ist zu entnehmen, daß die Mischungen M1.1 und M1.2 in den ersten 2 h nach der Herstellung eine annähernd gleiche Konsistenz aufweisen. Nach 3 h ist das Ausbreitmaß des M1.2 um rund 18 % geringer. Eventuell hat das unterschiedliche Erstarrungsverhalten ebenfalls einen Einfluß auf die Konzentration an organischen Verbindungen in der Prüfkammer (zwischen Herstellung und Beginn der Messung lagen 1-1,5 h).

#### 4.2.4.4 Summe der nicht individuell identifizierten Verbindungen

Aus den Bildern B25 und B26 geht hervor, daß die Summe der nicht individuell identifizierten Verbindungen ( $S_{un}$ ) annähernd gleich bzw. höher lag als die Summe der identifizierten Verbindungen ( $S_{id}$ ). Dabei muß berücksichtigt werden, daß sich die Summe der nicht identifizierten VOC aus einer sehr großen Anzahl von Einzelsubstanzen, die in sehr geringen Konzentrationen vorlagen, zusammensetzt. Eine Identifizierung dieser Substanzen war nicht oder nur unter einem sehr hohen Aufwand, der bei den geringen Konzentrationen der jeweiligen Komponente nicht vertretbar erschien, durchführbar. Die Analyse an den Mörtel-/Betonprüfkörper hinsichtlich der VOC, die in der Richtlinie VDI 4300 Blatt 6 aufgeführt sind oder die für die reinen Betonzusatzstoffe nachgewiesen werden konnten, wurde durchgeführt.

Im Vergleich zur im Abschnitt 4.1.6.1 beschriebenen Emissionsprüfkammer, erlaubt die in diesem Forschungsprojekt eingesetzte „Aachener-Kammer“ kosten- und zeitgünstigere Untersuchungen. Die „Aachener-Kammer“ wird seit längerer Zeit vom Institut für Hygiene und Arbeitsmedizin am Klinikum Aachen erfolgreich eingesetzt, obwohl bei dieser Meßeinrichtung Klimaschwankungen und die Qualität der ihr umgebenden Atmosphäre grundsätzlich einen stärkeren Einfluß auf die erzielten Meßergebnisse, insbesondere auf die nicht individuell identifizierten Verbindungen haben können, als bei den in Abschnitt 4.1.6.1 beschriebenen Emissionsprüfkammern. In diesem Forschungsprojekt konnten diese Kammern für die ersten richtungsweisenden Untersuchungen zu dieser Thematik eingesetzt werden, indem darauf geachtet wurde, daß die Prüfeinrichtung in einem klimatisierten Raum aufgestellt ist und die umgebende Atmosphäre nicht durch VOC belastet ist.

#### 4.2.4.5 Diskussion der TVOC-Konzentrationen

Bild B27 zeigt die ermittelten Mengen an TVOC für die unterschiedlichen Probekörper in Abhängigkeit von der Zeit. Die Darstellung spiegelt die in den vorherigen Abschnitten besprochenen Ergebnisse wieder. Es ist eine Abnahme der Konzentrationen über die Zeit zu erkennen. Ebenso wird noch einmal deutlich, daß aus den Probekörpern mit dem Betonzusatzstoff BZS1 die größten Mengen emittiert werden.

Eine vergleichende Darstellung des TVOC-Gehaltes in der Prüfkammer nach einer Vorlaufzeit von 24 h und einem Probenalter von 1 d zeigt Bild B28 (Erläuterungen s. Abschnitt 4.2.2). Eine Verlängerung der Vorlaufzeit auf 24 h ergab im Vergleich zu den kurzfristigen Vorlaufzeiten von rund 1 h bei den Prüfkörpern ohne Betonzusatzstoffe M1.0 und M2.0 eine Verdoppelung der Konzentrationen. Bei den Prüfkörpern mit Betonzusatzstoffen

entstand eine bis zu 17 mal höhere Konzentration an TVOC in der Prüfkammer. Dies deutet darauf hin, daß sich bei den Mörtel M1.0 und M2.0 schneller ein Gleichgewicht zwischen den Prüfkörpern und der Prüfatmosphäre einstellt als bei den Probekörpern mit Betonzusatzstoffen. Hieraus muß geschlossen werden, daß bei den betonzusatzstoffhaltigen Proben andere Freisetzungsmechanismen stattgefunden haben als bei den Proben M1.0 und M2.0. Unter anderem muß in Betracht gezogen werden, daß aufgrund einer Reaktion zwischen Betonzusatzstoff und Zementleim/-stein eine chemische Veränderung organischer Bestandteile der Betonzusatzstoffe nicht auszuschließen ist und eine Bildung zusätzlicher flüchtiger organischer Verbindungen stattfinden kann. Die VOC, die von den Prüfkörpern ohne Zusatzstoff freigesetzt wurden, waren hingegen bereits von Beginn an in den Proben und mußten nicht mehr gebildet werden.

#### **4.2.5 Ergebnisse aus der Aldehyd-Bestimmung**

Bei allen Prüfungen konnte lediglich Formaldehyd nachgewiesen werden. Die ermittelten Formaldehydkonzentrationen sind in Tabelle A38 dargestellt.

Die Formaldehydkonzentration lag in der Regel unter der Nachweisgrenze der eingesetzten Analysenmethode. Lediglich bei dem Mörtel M1.1 wurde bei den ersten Prüfterminen dieser Grenzwert mit 0,4 bzw. 0,5 mg/m<sup>3</sup> überschritten.

Der MAK-Wert für Formaldehyd liegt bei 0,6 mg/m<sup>3</sup>. Für die Bewertung der Innenraumluft wurde vom Bundesgesundheitsamt 1977 ein Richtwert von 0,1 ppm (~ 0,12 mg/m<sup>3</sup>) für Formaldehyd ausgegeben.

In Hinblick auf die Aldehydproblematik müssen Optimierungen an der Analysemethode durchgeführt werden. Eine Erhöhung der Menge an entnommener Luft ist denkbar, so daß größere Mengen an Aldehyden auf den Adsorptionsröhrchen fixiert werden können. Dafür müßte jedoch eine andere Versuchsmethode eingesetzt werden, da in der „Aachener Prüfkammer“ nur ein beschränktes Raumvolumen und damit ein beschränktes Probennahmenvolumen zur Verfügung steht.

## **5 DISKUSSION DER FORSCHUNGSERGEBNISSE UNTER DEM ASPEKT DER UMWELTVERTRÄGLICHKEIT**

Kunststoffdispersionen werden im Beton unter anderem eingesetzt, um diesen gegenüber besonderen Beanspruchungen (z. B. durch organische Flüssigkeiten) dichter zu machen. Über diese abdichtende Wirkung hinaus wird vor allem die Dauerhaftigkeit (Karbonatisierungsfortschritt, Frostwiderstand, Wassereindringverhalten) des Betons deutlich verbessert /49/. Dementsprechend sind folgende Anwendungsbereiche von besonderem Interesse:

1. Abwasserbereich (Rinnen, Rohre, Schächte, Sammelbecken, Kläranlagen),
2. Betonrohrbau,
3. Fabrikations- und Werkstattgebäude sowie Handels- und Lagergebäude,
4. Tankstellen und Waschhallen, Tank- und Gleistassen, Parkhäuser und Tiefgaragen,
5. Beton für besonders korrosionsgefährdete Bauteile wie Kaminköpfe, Kühltürme usw.

Der Auflistung ist zu entnehmen, daß die OBZS üblicherweise nicht im Wohnungsbau eingesetzt werden, sondern lediglich in den in Punkt 3 aufgeführten Gebäuden. Auch dort befindet sich der Mensch nicht im direkten Kontakt mit dem Baustoff und es ist von hohen Lüftungsraten auszugehen. Bei einer Abschätzung einer möglichen gesundheitlichen Beeinträchtigung des Menschen durch die gasförmige Emission von organischen Bestandteilen aus OBZS sollte dies berücksichtigt werden. Die aus der Literatur zu entnehmenden Richt- und Erfahrungswerte zur Bewertung der Innenraumluft stellen somit keine direkte Vergleichs- bzw. Beurteilungsbasis dar. Die Konzentrationen der Einzelverbindungen liegen weit unterhalb der MAK-Werte (s. Tabelle A13). Dies ist für die Verarbeitung des Baustoffes als positiv anzusehen.

Die Auslaugung von umweltrelevanten organischen Bestandteilen aus zementgebundenen Baustoffen mit OBZS ist insbesondere im Abwasserbereich und Betonrohrbau von Bedeutung. Wie im Sachstand des Abschnitts 3.1 erläutert ist, wird für praxisorientierte Untersuchungen der Standtest verwendet. Nach einer Auslaugdauer von 16 d liegt die aus den erhärteten Mörteln eluierte TOC-Menge auf demselben Niveau wie Leitungswasser. Die Ergebnisse des unter dem Aspekt der Charakterisierung des Probenmaterials durchgeführten DEV-S4-Versuches liegen unterhalb der im Entwurf des Merkblattes zur Bewertung von Bauprodukten hinsichtlich Boden und Grundwasserschutz /10/ angegebenen Grenze von 20 mg/l. Somit kann die Möglichkeit einer Umweltbelastung infolge ausgelaugter organischer Bestandteile aus erhärteten Baustoffen mit organischen Betonzusatzstoffen als gering angesehen werden.

Bei der Auslaugung von organischen Bestandteilen aus Frischmörteln mit OBZS kann die soeben gemachte Aussage leider nicht getroffen werden. Der Elutionsversuch an Frischmörteln in Anlehnung an des DEV-S4-Verfahren ergab relativ hohe eluierte Mengen für TOC. Aufgrund dieses Ergebnisses sollten weiterführende praxisnähere Versuche zur Auslaugung von organischen Bestandteilen aus Frischmörtel durchgeführt werden.

## 6 ZUSAMMENFASSUNG

Für zementgebundene Baustoffe mit organischen Betonzusatzstoffen kann eine potentielle Belastung der Umwelt darin bestehen, daß umweltrelevante organische Bestandteile zum einem durch Auslaugung aber auch durch Ausgasung emittiert werden. Bei der Betrachtung möglicher Auswirkungen auf die Umwelt müssen zwei Zeiträume berücksichtigt werden:

- Verarbeitungsphase,
- Nutzungsphase.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden erste grundlegende Versuche zu der oben genannten Fragestellung durchgeführt. Dazu wurde sowohl das Auslaugverhalten als auch die gasförmige Emission von zementgebundenen Baustoffe mit organischen Zusatzstoffen in Abhängigkeit von der Zeit untersucht.

Zur Auslaugung von anorganischen Stoffen aus zementgebundenen Baustoffen sind bereits umfangreiche Untersuchungen durchgeführt worden. Dieser Sachstand wurde zur Untersuchung der Auslaugung von organischen Bestandteilen herangezogen. Um genügend Informationen über das Auslaugverhalten eines Stoffes zu erhalten, ist folgende Kombination verschiedener Auslaugtests nötig:

- Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen (Bestimmung der Mobilisierbarkeit),
- Standtests (praxisorientierte Auslaugtests),
- Auslaugung von Frischbeton.

Bei der Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen wurde sowohl die maximale Eluierbarkeit als auch das DEV-S4-Verfahren durchgeführt. Das pH-stat-Verfahren (Maximale Eluierbarkeit) erwies sich als das schärfste Prüfverfahren. Die mit diesem Verfahren ermittelten TOC-Gehalte in den Eluaten der Mörtelproben, die auf eine Korngröße < 0,125 mm

aufgemahlen wurden, waren deutlich höher, als bei den Mörtelproben, die lediglich auf eine Korngröße  $< 4$  mm zerkleinert wurden. Bei den fein aufgemahlene Mörtelproben (Korngröße  $< 0,125$  mm) verringert sich der TOC-Gehalt im Eluat tendenziell mit steigendem pH-Wert.

Beide Verfahren, DEV-S4-Verfahren und pH-stat-Verfahren wurden mit einem aufgemahlene Probengut von  $< 4$  mm durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, daß die eluierte TOC-Menge bei der Maximalen Eluierbarkeit die ausgelaugte TOC-Menge beim DEV-S4-Verfahren um ein vielfaches übersteigt. Diese Unterschiede sind auf die unterschiedlichen Versuchsparameter (Verhältnis des Probenmaterials zum Eluenten, Art der Vermischung) zurückzuführen.

Für alle nach dem DEV-S4-Verfahren untersuchten Mörtelproben kann gesagt werden, daß die ausgelaugte TOC-Menge unterhalb der im Entwurf des Merkblattes zur Bewertung von Bauprodukten hinsichtlich Boden und Grundwasserschutz /10/ angegebenen Grenze von 20 mg/l liegt. Deshalb wurde im Rahmen dieses Forschungsvorhabens auf eine Analyse der Einzelstoffe verzichtet.

Der Elutionsversuch an Frischmörtel in Anlehnung an das DEV-S4-Verfahren ergab relativ hohe Auslaugmengen für TOC. Dabei muß jedoch beachtet werden, daß es sich bei diesem Versuch um keinen praxisorientierten Versuch handelt. Das relativ einfache und schnelle Verfahren wurde gewählt um erste Tendenzen aufzuzeigen. Aufgrund des Ergebnisses sollten weiterführende praxisnähere Versuche zur Auslaugung von Frischmörtel durchgeführt werden.

Ein Vergleich der TOC-Werte, die bei den Standtests ermittelt worden sind, mit den TOC-Gehalten von Trinkwasser deutet darauf hin, daß die Umweltrelevanz der organischen Betonzusatzstoffe für die meisten Einsatzbereiche (z. B. Abwasserbereich, Betonrohrbau) als unbedenklich eingestuft werden kann.

Zur gasförmigen Emission von organischen Bestandteilen aus Innenraumausstattungsgegenständen liegen in der Literatur Untersuchungen vor, wobei die Bemühungen dahin gehen Grenzwerte für zulässige Gehalte an Luftverunreinigungen in der Innenraumluft zu definieren. Zur gasförmigen Emission von organischen Bestandteilen aus zementgebundenen Baustoffen wurden bisher nur wenige Untersuchungen durchgeführt. Eine Norm zur Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten /39/ befindet sich zur Zeit in Bearbeitung.

Mit Prüfkammeruntersuchungen sind Relativaussagen über die Emissionsquellstärke vergleichbarer Produkte möglich. Die Prüfergebnisse lassen keine quantitativen Aussagen über die Emissionen nach einer realen Anwendung im System zu /38/. Dies kann für alle Emissions-Prüfkammern gesagt werden.

Aus den durchgeführten Untersuchungen zur gasförmigen Emission von organischen Bestandteilen aus zementgebundenen Baustoffen mit OBZS geht eindeutig hervor, daß die emittierten Konzentrationen über einen Zeitraum von 42 d kontinuierlich abnehmen. Ein vollständiges Abklingen der emittierten Konzentrationen konnte jedoch innerhalb dieses Zeitraumes nicht festgestellt werden, die Emissionen sind somit über einen längeren Zeitraum wirksam. Ebenso eindeutig ist die Aussage, daß aus den Probekörpern mit dem Betonzusatzstoff BZS1 größere Mengen an VOC emittiert werden als aus den Probekörpern mit dem Betonzusatzstoff BZS2. Eine Ursache hierfür könnte in den unterschiedlichen Dosiermengen und Feststoffgehalten der beiden Betonzusatzstoffe liegen.

Obwohl der Betonprobekörper B1.1 aufgrund seines geringeren Zementgehaltes eine geringere Menge an BZS1 aufweist als die Mörtelprobekörper M1.1 und M2.1 liegen die emittierten Konzentrationen an organischen Bestandteilen auf einem annähernd gleichem Niveau. Eine Ursache hierfür wird in dem gegenüber den Mörteln höherem w/z-Wert gesehen. Aufgrund des höheren w/z-Wertes liegt ein höherer Porenanteil vor, was einen verstärkten Transport von organischen Bestandteilen ermöglicht.

Aufgrund der hohen Alkalität der zementgebundenen Baustoffe ist eine chemische Veränderung der organischen Bestandteile der Betonzusatzstoffe nicht auszuschließen. Diese Annahme wird durch die hohen emittierten Alkohol-Gehalte der Proben mit dem BZS1 unterstützt.

Die Konzentrationen der emittierten Einzelverbindungen liegen weit unterhalb der MAK-Werte. Dies ist für die Verarbeitung des Baustoffes als positiv anzusehen.

## 7 LITERATUR

- /1/ Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission, Umweltbundesamt: Richtwerte für die Innenraumluft : Basisschema. In: Bundesgesundheitsblatt 39 (1996), Nr. 11, S. 422-426
- /2/ Amarantos, S.G. ; Papadokostaki, K.G. ; Petropoulos, J.H.: Comparison of leaching tests and study of leaching mechanisms. Athen : National research centre for the physical sciences domocritos, 1985
- /3/ Black, M.S. ; Bayer, C.W.: Formaldehyde and Other VOC Exposures from Consumer Products. In: Proceedings of the ASHRAE Conference IAQ '86: Managing Indoor Air for Health and Energy Conservation, Atlanta, 20-23 April 1986, S. 454-468
- /4/ Brameshuber, W. ; Übachs, St.: Emission organischer Stoffe aus mineralischen Baustoffen unter Berücksichtigung der Verwendung von Abfällen zur Verwertung. Aachen : Institut für Bauforschung, 1996. - Forschungsbericht Nr. F 581
- /5/ Breuer, K. ; Mayer, E.: Kann man die Gesundheitsverträglichkeit von Bauprodukten ermitteln? Chemische und sensorische Bestimmung des Emissionspotentials als Grundlage für eine Beurteilung von Bauprodukten. In: Bauphysik 20 (1998), Nr. 6, S. 226-232
- /6/ Bundesminister für Arbeit und Sozialordnung ; TRGS 901: Begründungen und Erläuterungen zu Grenzwerten in der Luft am Arbeitsplatz. TRGS 901 In: Bundesarbeitsblatt (1997), Nr. 4, S. 42-53
- /7/ Coté, P.L. ; Constable, T.W. ; Moreira, A.: An evaluation of cement-based waste forms using the results of approximately two years of dynamic leaching. Nuclear and waste management 7 (1987) Nr.2, S.129-139
- /8/ Crank, J.: The mathematics of diffusion. 2. Auflage, Oxford : Clarendon Press, 1975
- /9/ DAfStb ; AA Umweltverträglichkeit von Beton: Bestimmung der Freisetzung anorganischer Substanzen aus zementgebundenen Baustoffen durch Auslaugung. Normentwurf, 2. Fassung 11.98 – nicht veröffentlicht
- /10/ DIBt-Projektgruppe "Boden- und Grundwassergefährdung durch Baustoffe, Analyse und Bewertung": Entwurf des Merkblatts zur Bewertung der Boden- und Grundwassergefährdung durch Bauprodukte (Fassung 08.99) - nicht veröffentlicht
- /11/ DIN 1048 Teil 5 06.91. Prüfverfahren für Beton; Festbeton, gesondert hergestellte Probekörper

- /12/ DIN 38 414 Teil 4 10.84. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S): Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4)
- /13/ DIN 50 014 07.85. Klimate und ihre technische Anwendung; Normalklimate
- /14/ DIN EN 196 Teil 1 05.95. Prüfverfahren für Zement; Bestimmung der Festigkeit
- /15/ DIN EN 717 Teil 1: Entwurf Juli 1996: Holzwerkstoffe. Bestimmung der Formaldehydabgabe. Formaldehyd nach der Prüfkammer-Methode
- /16/ Dunn, J.E. ; Tichenor, B.A.: Compensating für sink effects in emission test chambers by mathematical modeling. Atmos. Environ., 27A/1988, S. 885-894
- /17/ Fachverband Schweizerischer Hersteller von Betonzusatzmitteln ; FSHBZ: Umweltverträglichkeit von Betonzusatzmitteln. Zürich : Fachverband Schweizerischer Hersteller von Betonzusatzmitteln, FSHBZ, 1995
- /18/ Fichtel, K. ; Beck, W.: Auslaugverhalten von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen (2) : Dargestellt am Beispiel der Rückstandsdeponie Großmehring. In: Müll und Abfall (1984), Nr. 11, S. 331-339
- /19/ Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen; FGSV-Arbeitspapier 28/1: Umweltverträglichkeit von Mineralstoffen Teil 1: Wasserwirtschaftliche Verträglichkeit. Köln : Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, 1994
- /20/ Gehrig, R. ; Zellweger, Chr. ; Hill, M. ; Hofer, P.: Dübendorf/ CH: VOC-Emissionen aus Baumaterialien. Sind Prüfkammernmessungen auf reale Räume übertragbar? VDI-Berichte Nr. 1257/ 1996, S 393-403
- /21/ Gehrig, R. ; Zellweger, Chr. ; Hill, M. ; Hofer, P.: Schadstoffemissionen aus Baumaterialien, Messung und Ansätze zur Beurteilung. In: Schweizer Ingenieur und Architekt 113 (1995), Nr. 6, S. 36-41
- /22/ Gierloff, M. ; Bundesanstalt für Materialprüfung ; BAM: Beeinflussung von Betoneigenschaften durch Zusatz von Kunststoffdispersionen. Stuttgart : IRB, 1983. - Bundesanstalt für Materialprüfung, Berlin (Hrsg.) Forschungsbericht Nr. F 1907
- /23/ Gustafsson, H.: Building Materials Identified as Sources for Indoor Air Pollutants: A Critical Review. (Orig. schwedisch). Borås : Swedish National Testing and Research Institute, 1990. - SP Rapport 1990:25
- /24/ Hachenberg, H. ; Beringer, K.: Die Headspace-Gaschromatographie als Analysen- und Meßmethode. Braunschweig/Wiesbaden : Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, 1996

- /25/ Härdtl, R.: Veränderung des Betongefüges durch die Wirkung von Steinkohlenflugasche und ihr Einfluß auf die Betoneigenschaften : The Change of Concrete Structure by the Efficiency of Fly Ash and its Influence on Concrete Properties. Berlin : Beuth. - In: Schriftenreihe des Deutschen Ausschusses für Stahlbeton (1995), Nr. 448 = Dissertation
- /26/ Hohberg, I. ; Müller, Ch. ; Schießl, P. ; Volland, G.: Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe. Sachstandsbericht. Berlin : Beuth. - In: Schriftenreihe des Deutschen Ausschusses für Stahlbeton (1996), Nr. 458
- /27/ Krause, C. ; Chutsch, M. ; Henke, M. ; Huber, M. ; Kliem, C. ; WaBoLu ; et al: Umwelt-Survey Band IIIc Wohn-Innenraum: Raumluft. Berlin : Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes. - In: WaBoLu Hefte (1991), Nr. 4
- /28/ Levin, H. ; Hodgson, A.T.: Scening and Selecting Building Materials and Products Based on their Emissions of Volatile Organic Compounds (VOCs). Philadelphia : American Society for Testing and Materials, ASTM STP 1287, 1996. - In: Characterizing Sources of Indoor Air Pollution and Related Sink Effects, (Tichenor, B.A. (Ed.)), S. 376-391
- /29/ MAK-Werte ; BAT-Werte ; Deutsche Forschungsgemeinschaft ; DFG: MAK- und BAT-Werte-Liste 1997. Weinheim : VCH. - In: Mitteilungen Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (1997), Nr. 33
- /30/ Mason, M.A. ; Roache, N.F. ; Guo, Z. ; Costa, D.: Design and Characterization of a Small Chamber for Chemical and Biological Evaluation of Sources of Indoor Air Contamination. Philadelphia : American Society for Testing and Materials, ASTM STP 1287, 1996. - In: Characterizing Sources of Indoor Air Pollution and Related Sink Effects, (Tichenor, B.A. (Ed.)), S. 112-120
- /31/ Methods and Results of Characterization of Organic Emissions from an Indoor Material. In: Atmospheric Environment 21 (1987), Nr. 2, S. 337-345
- /32/ Meyer, U. ; Möhle, K. ; Eyerer, P. ; Maresch, L.: Entwicklung, Bau und Inbetriebnahme einer 1-m<sup>3</sup>-Bauteilmesskammer zur Bestimmung von Emissionen aus Endprodukten. In: Staub - Reinhaltung der Luft 54 (1994), S. 137-142
- /33/ Miksch, R.R. ; Hollowell, C.D. ; Schmidt, H.E.: Trace Organic Chemical Contaminants in Office Spaces. In: Environmental International 8 (1982), S. 129-137
- /34/ Molhave, L. ; Bach, B. ; Pedersen, O.F.: Human Reactions to low Concentrations of volatile Organic Compunds. In: Environment International 12 (1986), S. 167-175
- /35/ Molhave, L.: Volatile Organic Compounds, Indoor Air Quality and Health. In: Indoor Air 1: S. 357-376, 1991

- /36/ Mortimer, C.E. ; Jacoby, P. ; Schweizer, H.J. ; Schilling, G.: Chemie : Das Basiswissen der Chemie in Schwerpunkten. 3. Aufl. Stuttgart : Thieme, 1980
- /37/ NEN 7345 (Draft) 04.95: Leaching characteristics of building and solid waste materials - Leaching tests : Determination of the leaching behaviour of inorganic components from shaped building materials, monolithic and stabilised waste materials
- /38/ Oppl, R.: Aussagekraft und Realitätsbezug von Prüfkammeruntersuchungen an Bauprodukten. VDI-Berichte Nr. 1443/ 1999, S 755-763
- /39/ prENV 13 419 Teil 1 02.99. Bauprodukte; Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen; Emissions-prüfkammer-Verfahren.  
Teil 2 02.99. Bauprodukte; Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen; Emissions-prüfzellen-Verfahren
- /40/ Rechenberg, W. ; Spanka, G. ; Thielen, G.: Einbinden organischer Schadstoffe durch Zementverfestigung. In: Beton 43 (1993), Nr. 2, S. 72-76, Nr. 3, S. 122-125
- /41/ Reul, H.: Handbuch Bauchemie ; Einführung in die Grundlagen : Rohstoffe, Rezepturen. Augsburg : Verlag für Chemische Industrie, H. Ziolkowsky KG, 1991
- /42/ Richtlinie VDI 4300 Blatt 1 12.95. Messungen von Innenraumluftverunreinigungen; Allgemeine Aspekte der Meßstrategie
- /43/ Richtlinie VDI 4300 Blatt 6 Entwurf 04.99. Messungen von Innenraumluftverunreinigungen; Meßstrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC)
- /44/ Sagunski, H. ; Forschner, S. ; Koss, G. ; Kappos, A.D.: Organisch-chemische Luftverunreinigungen in Innenräumen - Aspekte der umwelttoxikologischen Beurteilung. In: Öffentliches Gesundheits-Wesen 52 (1990), S.113-122
- /45/ Sagunski, H.: Richtwerte für die Innenraumluft : Styrol. In: Bundesgesundheitsblatt 41 (1998), Nr. 9, S. 392-398
- /46/ Sagunski, H.: Richtwerte für die Innenraumluft : Toluol. In: Bundesgesundheitsblatt 39 (1996), Nr. 11, S. 416-421
- /47/ Salthammer, T. ; Marutzky, R.: Kammerverfahren zur Bestimmung der Emissionen organischer Substanzen aus Materialien. Renningen-Malsheim : Expert-Verlag, 1996. - Kontakt & Studium, Band 478 : Baupraxis; In: Emissionen aus Beschichtungsstoffen (Bagda, E. (Hrsg.)), S. 75-94
- /48/ Schießl, P. ; Müller, Ch. ; Hohberg, I.: Umweltverträglichkeit von Recyclingmaterialien - Ansätze zur Bewertung im Hinblick auf die Verwertung als Betonzuschlag -. Aachen : Institut für Bauforschung, 1996. - Forschungsbericht Nr. F 469 = In: Kurzberichte aus der Bauforschung 37 (1996), Nr. 12, S. 481-489

- /49/ Schießl, P. ; Rößler, G.: Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung einer Styrol-Acrylat-Dispersion als Betonzusatzstoff : General authorization by the local government for the use of a Styrene Acrylate dispersion as a concrete admixture. In: Bauingenieur 71 (1996), Nr. 11, S. 489-495
- /50/ Schießl, P. ; Hohberg, I.: Umweltverträglichkeit von zementgebundenen Baustoffen - Untersuchungen zum Auslaugverhalten. Aachen : Institut für Bauforschung, 1995. - Forschungsbericht Nr. F 414
- /51/ Schießl, P. ; Hohberg, I.: Untersuchungen zum Auslaugverhalten von Frischbeton. Aachen : Institut für Bauforschung, 1998. - Forschungsbericht Nr. F 641
- /52/ Schriever, E. ; Marutzky, R.: Geruchs- und Schadstoffbelastung durch Baustoffe in Innenräumen. Eine Literaturstudie. Braunschweig : Wilhelm-Klauditz-Institut, WKI. - In: WKI-Bericht (1991), Nr. 24
- /53/ Seifert, B.: Richtwerte für die Innenraumluft : Die Beurteilung der Innenraumluftqualität mit Hilfe der Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC-Wert). In: Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz 42 (1999), Nr. 3, S. 270-278
- /54/ Sloot van der, H.A. ; Groot de, G.J. ; Wijkstra, J. ; ECN: Leaching characteristics of construction materials and stabilization products containing waste materials. Petten : Netherlands energy research foundation (ECN), 1987. - restricted distribution ECN-87-093
- /55/ Sloot van der, H.A. ; Groot de, G.J. ; Wijkstra, J. ; Wegen van de, G.: Karakterisering van het uitloggedrag van anorganische Componenten uit Bouwmaterialen waarin primaire en secundaire Grondstoffen zijn verwerkt. Bilthoven : Workshopverlslag, 1989. - In: Beoordeling van Bouwstoffen in het Licht van het Bouwstoffenbesluit - WBB, 1989, S. 12-27
- /56/ Spanka, G. ; Thielen, G.: Freisetzung flüchtiger Substanzen aus zementgebundenen Bauprodukten (Teil 1 und Teil2). In: Beton 49 (1999), Nr. 2, S. 111-114, Nr. 3, S. 173-177
- /57/ Ullmanns Encyclopädie der technischen Chemie. Band 16, 4. Auflage, 1978, Verlag Weinheim
- /58/ VDI 2457 Blatt 3. Messen gasförmiger Emissionen. Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen. Probennahme durch Adsorption an festen Sammelphasen. 12/1996. Berlin : Beuth Verlag
- /59/ VDZ-Mitteilungen ; N.N.: Organische Substanzen werden nur in Spuren ausgelaut. In: VDZ-Mitteilungen (1996), Nr. 102, S. 7

- /60/ Wallace, L.A. ; Pellizzari, E. ; Leaderer, B. ; Zelon, H. ; Sheldon, L.: Emissions of Volatile Organic Compounds from Building Materials and Consumer Products. In: Atmospheric Environment 21 (1987), Nr. 2, S. 385-393
- /61/ Wensing, M.: Bestimmung gasförmiger Emissionen von Bauprodukten - Anforderungen an die Prüfkammermethode und exemplarische Untersuchungsergebnisse. Düsseldorf : VDI. - In: VDI Berichte (1996), Nr. 1257, S. 405-438
- /62/ Wolkoff, P.: An Emission Cell for Measurement of Volatile Organic Compounds Emitted from Building Materials for Indoor Use. - The Field and Laboratory Emission Cell FLEC. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 56 (1996), S. 151-157
- /63/ Wolkoff, P. ; Nielsen, P.A.: Indoor Climate Labeling of Building Materials: The Experimental Approach for a Prototype. Philadelphia : American Society for Testing and Materials, ASTM STP 1287, 1996. - In: Characterizing Sources of Indoor Air Pollution and Related Sink Effects, (Tichenor, B.A. (Ed.)), S. 331-349
- /64/ Wruss, W. ; Rechenberg, W. ; Spanka, G. ; Hohberg, I.: Verfahren zur Prüfung des Auslaugverhaltens zementverfestigter Stoffe: Auslaugverhalten und Bewertung der Prüfergebnisse. Wien : Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, 1992. - In: Rilem-Workshop: Auslaugverhalten von Beton und zementgebundenem Material, Wien, Juni 1992, S. 21-37 /

Tabelle A1: Charakteristische Absorptionsbanden für die Probe BZS1

Wellenzahl	Molekülgruppe	Bemerkungen
cm <sup>-1</sup>	-	-
1	2	3
3450	Wasser	-
2920-2820	-CH <sub>2</sub>	Asymetrische Streckschwingung, symetrische Streckschwingung
1950	Benzolring	-
1800	Benzolring	-
1710	-C=O	-
1600-1590	Benzolring	-
1480	Benzolring	-
1380-1320	-CH <sub>2</sub>	Symetrische Deformationsschwingung
1150	=C-O-	Deformationsschwingung
1100-1000	Benzolring	-
950	-C=O	Streckschwingung
830	-C-C-	Streckschwingung
750	Benzolring	Monosubstituiert
-	-CH	Rocking
690	Benzolring	Monosubstituiert

Tabelle A2: Charakteristische Absorptionsbanden für die Probe BZS2

Wellenzahl	Molekülgruppe	Bemerkungen
cm <sup>-1</sup>	-	-
1	2	3
3060-2850	-CH <sub>2</sub>	Asymetrische Streckschwingung, symetrische Streckschwingung
1950-1750	Benzolring	-
1667	C=C, Benzolring	-
1600-1590	Benzolring	-
1490	Benzolring	-
1450	-CH <sub>2</sub> =CH	Symetrische Deformationsschwingung Deformationsschwingung
1350-1310	-CH <sub>2</sub>	Deformationsschwingung
1110	-CH=CH-	Deformationsschwingung
1000	Benzolring	-
910	-C-C-	Streckschwingung
760	Benzolring	Monosubstituiert
-	-CH	Rocking

**Tabelle A3:** Ergebnisse aus den Untersuchungen zur maximalen Eluierbarkeit, Werte in mg/l

Probe	pH-Wert von 4		pH-Wert von 7		pH-Wert von 12	
	<4mm	<0,125mm	<4mm	<0,125mm	<4mm	<0,125mm
eluierte TOC-Menge in mg/l						
1	2	3	4	5	6	7
M1.0	< 0,5	8,1	0,5	6,9	0,6	1,5
M1.1	16,7	28	11,4	30,8	5,8	8,9
M1.2	3,6	28,1	2,8	8,3	4,6	3,6
M2.0	< 0,5	13,5	0,7	4,7	1,9	9,6
M2.1	8,6	17,3	13,6	19,2	3,9	18,3

**Tabelle A4:** Ergebnisse aus den Untersuchungen zur maximalen Eluierbarkeit, Werte in mg/kg

Probe	pH-Wert von 4		pH-Wert von 7		pH-Wert von 12	
	<4mm	<0,125mm	<4mm	<0,125mm	<4mm	<0,125mm
eluierte TOC-Menge in mg/kg						
1	2	3	4	5	6	7
M1.0	< 50	810	50	690	60	150
M1.1	1670	2800	1140	3080	580	890
M1.2	460	2810	280	830	460	360
M2.0	< 50	1350	70	470	190	960
M2.1	860	1730	1360	1920	390	1830

**Tabelle A5:** Ergebnisse aus dem Schütteltest DEV-S4 (Größtkorn von 4 mm)

Probe	TOC-Menge	
	mg/l	mg/kg
1	2	3
M1.0	1,4	14
M1.1	12,5	125
M1.2	3,1	31
M2.0	2,3	23
M2.1	9,8	98

**Tabelle A6:** Untersuchungsergebnisse aus dem Standtest an Mörtelproben, jeweils 2 Einzelmessungen, Werte in mg/l

Probe	Auslaugdauer in d			
	1	2	4	9
eluierte TOC-Menge in mg/l				
1	2	3	4	5
M1.0	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,8
	< 0,5	< 0,5	0,7	< 0,5
M1.1	0,7	< 0,5	1,8	3,1
	< 0,5	< 0,5	1,7	2,0
M1.2	< 0,5	< 0,5	0,8	1,1
	< 0,5	< 0,5	1,2	2,0
M2.0	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,5
	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,6
M2.1	< 0,5	< 0,5	1,9	2,6
	< 0,5	< 0,5	2,0	2,0

**Tabelle A7:** Untersuchungsergebnisse aus dem Standtest an Mörtelproben, jeweils 2 Einzelmessungen, Werte in mg/kg

Probe	Auslaugdauer in d			
	1	2	4	9
eluierte TOC-Menge in mg/kg				
1	2	3	4	5
M1.0	< 1,3	< 1,3	< 1,3	4,6
	< 1,3	< 1,3	1,8	< 1,3
M1.1	1,8	< 1,3	4,6	8,0
	< 1,3	< 1,3	4,4	5,1
M1.2	< 1,3	< 1,3	2,1	2,8
	< 1,3	< 1,3	3,1	5,1
M2.0	< 1,3	< 1,3	< 1,3	3,9
	< 1,3	< 1,3	< 1,3	4,1
M2.1	< 1,3	< 1,3	4,9	6,7
	< 1,3	< 1,3	5,1	5,1

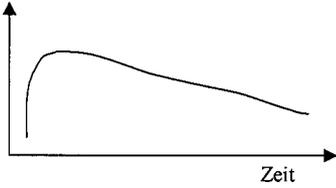
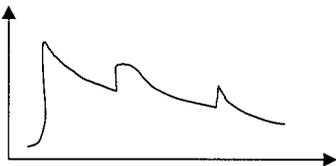
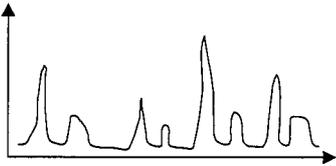
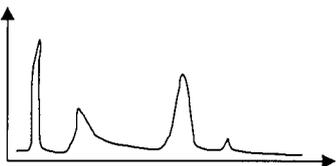
**Tabelle A8:** Aufsummierung der aus dem Standtest eluierten TOC-Menge, wobei die Werte  $< 1,3$  mit 1,3 angesetzt wurden, Mittelwerte aus 2 Einzelwerten, Werte in mg/kg

Probe	Auslaugdauer in d			
	1	2	4	9
eluierte TOC-Menge in mg/kg				
1	2	3	4	5
M1.0	1,3	2,6	4,1	7,1
M1.1	1,5	2,8	7,3	13,9
M1.2	1,3	2,6	5,2	9,2
M2.0	1,3	2,0	3,3	7,2
M2.1	1,3	2,6	7,6	13,5

**Tabelle A9:** Untersuchungsergebnisse aus der Auslaugung von Frischmörtel, jeweils 2 Einzelmessungen

Probe	TOC-Menge	
	mg/l	mg/kg
1	2	3
M1.0	4,8	48
	3,7	37
M1.1	50	500
	49,4	494
M1.2	13	130
	13,4	134
M2.0	3,5	35
	2,5	25
M2.1	25,9	259
	28,4	284

**Tabelle A10:** Emissionscharakteristiken von VOC-Quellen und der resultierende zeitliche Verlauf der Raumlufkonzentration /43/

Emissionscharakteristik der Quellen 1	Zeitlicher Verlauf der Raumlufkonzentration 2	Beispiele für Quellen 3
<p><i>Kontinuierlich</i> *) (über lange Zeit wirksam) gleichmäßig</p>		<p>Bauprodukte, Möbel, Bodenbeläge</p>
<p><i>Kontinuierlich</i> Unregelmäßig</p>		<p>Farben, Lacke, Kleber (Renovierungsaktivitäten)</p>
<p><i>Intermittierend</i> (kurzzeitig wirksam) gleichmäßig (periodisches Zeitmuster)</p>		<p>Gasherd, Tabakrauch</p>
<p><i>Intermittierend</i> Unregelmäßig (variables Zeitmuster)</p>		<p>Haushalts- und Hobbypro- dukte</p>
<p>Quellen außerhalb von Gebäuden</p>	<p>Resultierende Innenraumlufkonzentrationen hängen stark von den Lüftungsgewohnheiten, der Nähe und Stärke der Quelle sowie der Dichtheit der Gebäudehülle und den meteorologischen Bedingungen (Windrichtung, Winddruck) ab.</p>	<p>Verkehr, Gewerbebetriebe, Altlasten</p>

\*) Kurzfristige Änderungen der Emissionsrate sind gering

**Tabelle A11: Häufig nachgewiesene organische Stoffe und ihre möglichen Quellen /42/**

In erster Linie sind Verbindungen aufgeführt, über die häufige Messungen vorliegen; Verbindungen und Gruppen, über deren Konzentrationsbereich nur sehr geringe Kenntnisse vorliegen, sind nicht aufgeführt. Hierzu zählen unter anderem: Diisocyanate, Phthalate, Nitrosamine, Amine, Schädlingsbekämpfungsmittel.

Komponente	Quelle	Bemerkung
1	2	3
<b>Kohlenwasserstoffe</b>		
Aromaten	Lösungen	
Benzol	Otto-Kraftstoff, off. Feuerstellen, Tabakrauch, Kfz-Abgase	-
C6-C15-Alkane	Kfz-Abgase, Ölheizungen, Reinigungsmittel	
Toluol	Anstrichmittel, Holzschutzmittel, Klebmittel, Druckfarben, Druckerzeugnisse, Lösungsmittel, Filzschreiber, Tankstellen, Otto-Kraftstoff, Kfz-Abgase, (Tief-)Garagen	AQG: 7,5 mg/m <sup>3</sup> (24 h) 1 mg/m <sup>3</sup> (30 min wegen der Geruchseigenschaften)
Styrol	Polystyrol (Restmonomere), Hobbyartikel (z.B. Gießharz, Schmelzgranulate)	AQG: 800 µg/m <sup>3</sup> (24 h) 70 µg/m <sup>3</sup> (30 min wegen der Geruchseigenschaften)
4-Phenylcyclohexen/trimeres Isobuten	Teppichboden	
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	offene Feuerstellen, unvollständige Verbrennungsprozesse, Tabakrauch	-
Terpene, z. B. Δ <sup>3</sup> -Careb, α-Pinen, Limonen	Terpentinöl (Anstrichmittel, Bodenpflegemittel, Holzschutzmittel, Möbelpflegemittel), Lösemittel, Badezusätze, Reinigungsmittel	
<b>Halogenkohlenwasserstoffe (leichtflüchtige)</b>		
Tetrachlorethen	Chemische Reinigungen	2.BlmSchV: 0,1 mg/m <sup>3</sup> (7-Tage-Wert) rechtsverbindlicher Grenzwert AQG: 5 mg/m <sup>3</sup> (24 h)
Dichlormethan	Treibmittel, Abbeizmittel, Lösemittel	AQG: 3 mg/m <sup>3</sup> (24 h)
Trichlorethen	Lösemittel	AQG: 1 mg/m <sup>3</sup> (24 h)
1,1,1-Trichlorethan	Korrekturfüssigkeiten	-
<b>Halogenkohlenwasserstoffe (mittel- bis schwerflüchtig)</b>		
1,4-Dichlorbenzol	WC-Becken-Steine, Deodorant, Mottenkugeln	-
HCH-Isomere (z. B. Lindan)	Holzschutzmittel, Insektizid, Anstrichmittel	1 µg/m <sup>3</sup>
Pentachlorphenol	Holzschutzmittel, Anstrichmittel, Fungizid	1 µg/m <sup>3</sup>
Polychlorierte Biphenyle (PCB)	Dichtungsmassen, Kondensatoren in Leuchtstoffröhren, Flammenschutzmittel	BGA: 3000 ng/m <sup>3</sup> (Interventionswert) 300 ng/m <sup>3</sup> (Sanierungsleitwert)
Polyhalogenierte Dibenzo-p-dioxine/-furane	Halogenhaltige Brennmateriale in offenen Feuerstellen, Holzschutzmittel (als Verunreinigung), Flammenschutzmittel, z.B. bromierte Phenylether in Kunststoffen (Fernseher, Rechner)	-
<b>Weitere organische Verbindungen</b>		
<b>Aldehyde</b>		
- Formaldehyd	offene Feuerstellen, Tabakrauch, Spanplatten, Dämmstoffe, Desinfektionsmittel	AQG: 0,1 mg/m <sup>3</sup> (30 min) BGA: 0,1 ppm
- Acetaldehyd	offene Feuerstellen	
- Acrolein, Hexanal, Nonanal	Friteusen, offene Feuerstellen, Lackierung von Heizkörpern	
Ketone (Aceton, 2-Butanon, Methylisobutylketon)	Klebstoffe, Nagellackentferner	
Alkohole (Ethanol, Propanol, 2-Propanol, Glykole, 2-Ethoxyethanol)	Anstrichmittel, Teppich- und Polsterreiniger, Fensterreiniger, Kosmetika, Klebstoffe, Desinfektionsmittel, Frostschutzmittel (in Kfz), Abbeizmittel, Filzschreiber	-
Glykolether	Reinigungsmittel	
Phenole	Abbeizmittel, Desinfektionsmittel, Holzschutzmittel (Carbolineum), Tabakrauch	
Ester (Ethylacetat, Butylacetat)	Anstrichmittel, Möbelpflegemittel, Klebstoffe, Fleckenentferner, Schuhpflegemittel, Nagellackentferner, Lösemittel	
Nikotin	Tabakrauch	

AQG: Air Quality Guideline der Weltgesundheitsorganisation

BGA: Vorschlag des Bundesgesundheitsamtes, Berlin

Tabelle A12: Luftgrenzwerte für Kohlenwasserstoff-Gemische /6/

Folgende Luftgrenzwerte dürfen als Schichtmittelwerte nicht überschritten werden. Diese Regelung gilt nur für Stoffgemische mit einem Benzolgehalt < 0,1 Gew.-%.

Gruppe	Definition	Luftgrenzwert	
		mg/m <sup>3</sup>	ppm
-	-	3	4
1	2	3	4
1	aromatenfreie oder entaromatisierte Kohlenwasserstoff Gemische mit einem Gehalt an: Aromaten <1 Gew.-% n-Hexan <5 Gew.-% Cyclo-/Isohexane <25 Gew.-%	1000	200
2	aromatenarme Kohlenwasserstoff-Gemische mit einem Gehalt an: Aromaten 1 – 25 Gew.-% n-Hexan <5 Gew.-% Cyclo-/Isohexane <25 Gew.-%	500	100
3	aromatenreiche Kohlenwasserstoff-Gemische mit einem Gehalt an: Aromaten >25 Gew.-%	200	50
4	Kohlenwasserstoff-Gemische mit einem Gehalt an: n-Hexan ≥ 5 Gew.-%	200	50
5	iso-/cyclohexanische Kohlenwasserstoff-Gemische mit einem Gehalt an: Aromaten <1 Gew.-% n-Hexan <5 Gew.-% Cyclo-/Isohexane ≥25 Gew.-%	600	170

Tabelle A13: MAK-Werte /29/

Verbindungen	MAK-Werte	TRK-Werte
-	mg/m <sup>3</sup>	
1	2	3
2-Propanol	500	-
Aceton	1200	-
n-Hexan	180	-
Benzol	-	3,2
1-Butanol	310	-
Toluol	190	-
Ethylbenzol	440	-
m/p-Xylol	440	-
Styrol	86	-
o-Xylol	440	-
Naphtalin	-	-

Tabelle A14: Ergebnisse aus der Prüfkammermessung, CEM I-Mörtel ohne BZS (M1.0)

Verbindungen	Probenalter in d				
	0	2	3	14	28
	mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5	6
2-Propanol	0,086	0,016	<0,0001	0,005	<0,0001
Aceton	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
n-Hexan	0,0005	0,009	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Benzol	0,0006	0,0003	0,0002	0,0002	<0,0001
1-Butanol	0,011	0,096	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Toluol	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.
Ethylbenzol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
m/p-Xylol	0,0002	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Styrol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
o-Xylol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Naphthalin	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

n.q. nicht quantifiziert

Tabelle A15: Konzentration der Verbindungsklassen in der Prüfkammer, CEM I-Mörtel ohne BZS (M1.0)

Gruppen	Probenalter in d				
	0	2	3	14	28
	mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5	6
Alkohole	0,0970	0,1120	<0,0001	0,0050	<0,0001
Ketone	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
aromat. KW	0,0008	0,0003	0,0002	0,0002	<0,0001
aliphat. KW	0,0005	0,009	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PAK	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Summe S <sub>id</sub>	0,098	0,123	0,000	0,007	0,000

Die Konzentrationen &lt; 0,0001 wurden bei der Aufsummierung zu Null gesetzt

KW: Kohlenwasserstoffe

PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Tabelle A16: Ermittlung der TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer, CEM I-Mörtel ohne BZS (M1.0)

Summen	Probenalter in d				
	0	2	3	14	28
	mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5	6
S <sub>id</sub>	0,10	0,12	0,00	0,01	0,00
S <sub>un</sub>	0,45	0,13	0,06	0,32	0,06
TVOC	0,55	0,25	0,06	0,33	0,06

Tabelle A17: Ergebnisse aus der Prüfkammermessung, CEM I-Mörtel mit BZS1 (M1.1)

Verbindungen	Probenalter in d				
	0	2	3	14	28
mg/m <sup>3</sup>					
1	2	3	4	5	6
2-Propanol	0,435	0,015	0,04	0,011	0,013
Aceton	3,694	0,341	0,188	0,027	0,033
n-Hexan	0,025	0,011	0,008	0,003	0,009
Benzol	0,0006	0,0005	0,0005	0,0003	0,0006
1-Butanol	5,8	1,11	0,68	0,185	0,631
Toluol	0,003	0,009	0,004	0,003	0,004
Ethylbenzol	0,09	0,023	0,012	0,002	0,004
m/p-Xylol	0,011	0,002	0,001	0,0002	0,001
Styrol	0,0006	0,0002	0,0003	<0,0001	<0,0001
o-Xylol	0,011	0,001	0,0007	<0,0001	0,0005
Naphthalin	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Tabelle A18: Konzentrationen der Verbindungsklassen in der Prüfkammer, CEM I-Mörtel mit BZS1 (M1.1)

Gruppen	Probenalter in d				
	0	2	3	14	28
mg/m <sup>3</sup>					
1	2	3	4	5	6
Alkohole	6,2350	1,1250	0,7200	0,1960	0,6440
Ketone	3,6940	0,3410	0,1880	0,0270	0,0330
aromat. KW	0,1162	0,0357	0,0185	0,0055	0,0101
aliphat. KW	0,0250	0,0110	0,0080	0,0030	0,0090
PAK	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Summe S <sub>id</sub>	10,070	1,513	0,935	0,232	0,696

Die Konzentrationen < 0,0001 wurden bei der Aufsummierung zu Null gesetzt

KW: Kohlenwasserstoffe

PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Tabelle A19: Ermittlung der TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer, CEM I-Mörtel mit BZS1 (M1.1)

Summen	Probenalter in d				
	0	2	3	14	28
mg/m <sup>3</sup>					
1	2	3	4	5	6
S <sub>id</sub>	10,07	1,51	0,93	0,23	0,70
S <sub>un</sub>	10,12	2,15	1,22	1,41	0,51
TVOC	20,19	3,66	2,15	1,64	1,21

Tabelle A20: Ergebnisse aus der Prüfkammermessung, CEM I-Mörtel mit BZS2 (M1.2)

Verbindungen	Probenalter in d				
	0	2	3	28	42
	mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5	6
2-Propanol	0,026	0,047	0,015	0,012	0,011
Aceton	0,034	0,003	0,002	<0,0001	0,001
n-Hexan	0,0003	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Benzol	0,0007	0,001	0,0007	0,0004	<0,0001
1-Butanol	0,022	0,028	0,018	0,01	0,004
Toluol	0,051	0,014	0,006	0,006	0,008
Ethylbenzol	0,006	0,003	0,002	0,0004	0,0008
m/p-Xylol	0,001	0,003	0,002	0,0004	0,001
Styrol	0,003	0,0008	<0,0001	<0,0001	<0,0001
o-Xylol	0,0007	0,001	0,0006	<0,0001	<0,0001
Naphthalin	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Tabelle A21: Konzentrationen der Verbindungsklassen in der Prüfkammer, CEM I-Mörtel mit BZS2 (M1.2)

Gruppen	Probenalter in d				
	0	2	3	28	42
	mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5	6
Alkohole	0,0480	0,0750	0,0330	0,0220	0,0150
Ketone	0,0340	0,0030	0,0020	<0,0001	0,0010
aromat. KW	0,0624	0,0228	0,0113	0,0072	0,0098
aliphat. KW	0,0003	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PAK	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Summe S <sub>id</sub>	0,145	0,101	0,046	0,029	0,026

Die Konzentrationen < 0,0001 wurden bei der Aufsummierung zu Null gesetzt

KW: Kohlenwasserstoffe

PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Tabelle A22: Ermittlung der TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer, CEM I-Mörtel mit BZS2 (M1.2)

Summen	Probenalter in d				
	0	2	3	28	42
	mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5	6
S <sub>id</sub>	0,14	0,10	0,05	0,03	0,03
S <sub>un</sub>	3,55	2,47	1,31	0,48	0,67
TVOC	3,69	2,57	1,36	0,51	0,70

**Tabelle A23:** Ergebnisse aus der Prüfkammermessung, CEM III-Mörtel ohne BZS (M2.0)

Verbindungen	Probenalter in d			
	0	2	3	14
mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5
2-Propanol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Aceton	0,003	<0,0001	<0,0001	<0,0001
n-Hexan	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Benzol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
1-Butanol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Toluol	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.
Ethylbenzol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
m/p-Xylol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Styrol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
o-Xylol	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Naphthalin	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

n.q. nicht quantifiziert

**Tabelle A24:** Konzentrationen der Verbindungsklassen in der Prüfkammer, CEM III-Mörtel ohne BZS (M2.0)

Gruppen	Probenalter in d			
	0	2	3	14
mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5
Alkohole	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Ketone	0,0030	<0,0001	<0,0001	<0,0001
aromat. KW	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
aliphat. KW	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PAK	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Summe S <sub>id</sub>	0,003	0,000	0,000	0,000

Die Konzentrationen &lt; 0,0001 wurden bei der Aufsummierung zu Null gesetzt

KW: Kohlenwasserstoffe

PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

**Tabelle A25:** Ermittlung der TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer, CEM III-Mörtel ohne BZS (M2.0)

Summen	Probenalter in d			
	0	2	3	14
mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5
S <sub>id</sub>	0,00	0,00	0,00	0,00
S <sub>un</sub>	0,40	0,11	0,01	0,01
TVOC	0,40	0,11	0,01	0,01

**Tabelle A26:** Ergebnisse aus der Prüfkammermessung, CEM III-Mörtel mit BZS1 (M2.1)

Verbindungen	Probenalter in d					
	0	2	3	14	28	42
mg/m <sup>3</sup>						
1	2	3	4	5	6	7
2-Propanol	0,118	0,062	1,071	0,002	0,002	0,001
Aceton	3,741	0,671	0,506	0,012	0,007	0,001
n-Hexan	0,012	0,013	0,006	<0,0001	0,0001	<0,0001
Benzol	0,008	0,003	0,012	0,0003	0,0002	0,0002
1-Butanol	6,133	7,884	2,367	0,124	0,019	0,011
Toluol	0,024	0,182	0,044	0,003	n.q.	n.q.
Ethylbenzol	1,483	1,218	0,462	0,002	0,002	<0,0001
m/p-Xylol	0,1	0,089	0,039	0,0004	0,0006	<0,0001
Styrol	0,001	0,0005	0,0003	<0,0001	<0,0001	<0,0001
o-Xylol	0,103	0,06	0,011	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Naphthalin	0,0002	0,0004	0,001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

n.q. nicht quantifiziert

**Tabelle A27:** Konzentrationen der Verbindungsklassen in der Prüfkammer, CEM III-Mörtel mit BZS1 (M2.1)

Gruppen	Probenalter in d					
	0	2	3	14	28	42
mg/m <sup>3</sup>						
1	2	3	4	5	6	7
Alkohole	6,2510	7,9460	3,4380	0,1260	0,0210	0,0120
Ketone	3,7410	0,6710	0,5060	0,0120	0,0070	0,0010
aromat. KW	1,7190	1,5525	0,5683	0,0057	0,0028	0,0002
aliphat. KW	0,0120	0,0130	0,0060	<0,0001	0,0001	<0,0001
PAK	0,0002	0,0004	0,0010	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Summe S <sub>id</sub>	11,723	10,183	4,519	0,144	0,031	0,013

Die Konzentrationen &lt; 0,0001 wurden bei der Aufsummierung zu Null gesetzt

KW: Kohlenwasserstoffe

PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

**Tabelle A28:** Ermittlung der TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer, CEM III-Mörtel mit BZS1 (M2.1)

Summen	Probenalter in d					
	0	2	3	14	28	42
mg/m <sup>3</sup>						
1	2	3	4	5	6	7
S <sub>id</sub>	11,72	10,18	4,52	0,14	0,03	0,01
S <sub>un</sub>	9,03	7,81	3,30	0,65	0,23	0,03
TVOC	20,75	17,99	7,82	0,79	0,26	0,04

**Tabelle A29:** Ergebnisse aus der Prüfkammermessung, CEM I-Beton ohne BZS (B1.0)

Verbindungen	Probenalter in d			
	0	2	6	16
mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5
2-Propanol	n.b.	0,013	0,012	0,01
Aceton		<0,0001	0,006	0,002
n-Hexan		0,016	0,002	0,001
Benzol		0,001	0,0004	0,0004
1-Butanol		0,532	0,008	0,003
Toluol		0,007	0,002	0,005
Ethylbenzol		0,0007	0,0005	0,0004
m/p-Xylol		0,0007	0,0005	0,0004
Styrol		<0,0001	<0,0001	<0,0001
o-Xylol		<0,0001	0,0001	<0,0001
Naphthalin		<0,0001	<0,0001	<0,0001

n.b. nicht bestimmt

**Tabelle A30:** Konzentrationen der Verbindungsklassen in der Prüfkammer, CEM I-Beton ohne BZS (B1.0)

Gruppen	Probenalter in d			
	0	2	6	16
mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5
Alkohole	n.b.	0,5450	0,0200	0,0130
Ketone		<0,0001	0,0060	0,0020
aromat. KW		0,0094	0,0035	0,0062
aliphat. KW		0,0160	0,0020	0,0010
PAK		<0,0001	<0,0001	<0,0001
Summe S <sub>id</sub>	n.b.	0,570	0,032	0,022

Die Konzentrationen < 0,0001 wurden bei der Aufsummierung zu Null gesetzt

KW: Kohlenwasserstoffe

PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

**Tabelle A31:** Ermittlung der TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer, CEM I-Beton ohne BZS (B1.0)

Summen	Probenalter in d			
	0	2	6	16
mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5
S <sub>id</sub>	n.b.	0,57	0,03	0,02
S <sub>un</sub>		1,06	0,51	0,32
TVOC	n.b.	1,63	0,54	0,34

**Tabelle A32:** Ergebnisse aus der Prüfkammermessung, CEM I-Beton mit BZS1 (B1.1)

Verbindungen	Probenalter in d			
	0	2	3	42
	mg/m <sup>3</sup>			
1	2	3	4	5
2-Propanol	0,069	0,01	0,006	0,006
Aceton	2,612	0,141	0,065	<0,0001
n-Hexan	0,035	0,013	0,004	0,003
Benzol	0,004	0,004	0,004	0,005
1-Butanol	4,531	0,996	0,304	0,093
Toluol	0,024	0,025	0,025	0,073
Ethylbenzol	0,226	0,126	0,051	0,013
m/p-Xylol	0,014	0,009	0,005	0,012
Styrol	<0,0001	0,007	<0,0001	<0,0001
o-Xylol	0,011	0,005	0,003	0,003
Naphthalin	0,005	0,005	<0,0001	<0,0001

**Tabelle A33:** Konzentrationen der Verbindungsklassen in der Prüfkammer, CEM I-Beton mit BZS1 (B1.1)

Gruppen	Probenalter in d			
	0	2	3	42
	mg/m <sup>3</sup>			
1	2	3	4	5
Alkohole	4,6000	1,0060	0,3100	0,0990
Ketone	2,6120	0,1410	0,0650	0,0000
aromat. KW	0,2790	0,1760	0,0880	0,1060
aliphat. KW	0,0350	0,0130	0,0040	0,0030
PAK	0,0050	0,0050	0,0000	0,0000
Summe S <sub>id</sub>	7,531	1,341	0,467	0,208

Die Konzentrationen < 0,0001 wurden bei der Aufsummierung zu Null gesetzt

KW: Kohlenwasserstoffe

PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

**Tabelle A34:** Ermittlung der TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer, CEM I-Beton mit BZS1 (B1.1)

Summen	Probenalter in d			
	0	2	3	42
	mg/m <sup>3</sup>			
1	2	3	4	5
S <sub>id</sub>	7,53	1,34	0,47	0,21
S <sub>un</sub>	1,63	0,74	0,74	0,26
TVOC	9,16	2,08	1,21	0,47

**Tabelle A35:** Vergleich der ermittelten TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer über die Zeit

Probe	Probenalter in d					
	0	2	3 <sup>1)</sup>	14 <sup>2)</sup>	28	42
mg/m <sup>3</sup>						
1	2	3	4	5	6	7
M1.0	0,548	0,253	0,060	0,327	0,060	n.b.
M1.1	20,190	3,663	2,155	1,642	1,206	n.b.
M1.2	3,695	2,571	1,356	n.b.	0,509	0,696
M2.0	0,403	0,110	0,010	0,010	n.b.	n.b.
M2.1	20,753	17,993	7,819	0,794	0,261	0,043
B1.0	n.b.	1,630	0,542	0,342	n.b.	n.b.
B1.1	9,616	2,081	1,207	n.b.	n.b.	0,468

1) Probenalter von B1.0 betrug 6d

2) Probenalter von B1.0 betrug 16d

n. b. nicht bestimmt

**Tabelle A36:** Vergleich der Konzentrationen der Verbindungsklassen in der Prüfkammer, nach einer Vorlaufzeit von 24 h und im Alter von 1 d

Gruppen	Probe						
	M1.0	M1.1	M1.2	M2.0	M2.1	B1.0	B1.1
mg/m <sup>3</sup>							
1	2	3	4	5	6	7	8
Alkohole	0,3170	58,0550	0,1850	0,0110	189,8220	0,3000	99,3880
Ketone	<0,0001	14,6350	0,0400	0,0040	33,5650	0,0120	13,9050
aromat. KW	0,0012	0,3070	0,1177	0,0002	1,7130	0,0140	2,6650
aliphat. KW	0,0020	0,1360	0,0060	<0,0001	0,1910	0,0120	0,0180
PAK	<0,0001	<0,0001	0,0080	<0,0001	0,0060	0,0020	0,0280
Summe S <sub>id</sub>	0,320	73,133	0,357	0,015	225,297	0,340	116,004

Die Konzentrationen < 0,0001 wurden bei der Aufsummierung zu Null gesetzt

KW: Kohlenwasserstoffe

PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

**Tabelle A37:** Vergleich der ermittelten TVOC-Werte aus den Konzentrationen in der Prüfkammer, nach einer Vorlaufzeit von 24 h und im Alter von 1 d

Summen	Probe						
	M1.0	M1.1	M1.2	M2.0	M2.1	B1.0	B1.1
mg/m <sup>3</sup>							
1	2	3	4	5	6	7	8
S <sub>id</sub>	0,32	73,13	0,36	0,02	225,30	0,34	116,00
S <sub>un</sub>	0,77	33,24	40,67	0,77	130,32	11,94	14,06
TVOC	1,09	106,37	41,03	0,79	355,62	12,28	130,06

**Tabelle A38: Ergebnisse der Formaldehydmessung in der Prüfkammer**

Probe	Probenalter in d			
	0	1	2	3
mg/m <sup>3</sup>				
1	2	3	4	5
M1.0	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
M1.1	0,4	0,5	0,2	0,2
M1.2	< 0,2	< 0,2	0,2	0,4
M2.0	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
M2.1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,2
B1.0	n.b.	n.b.	n.b.	< 0,2 <sup>1)</sup>
B1.1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	n.b.

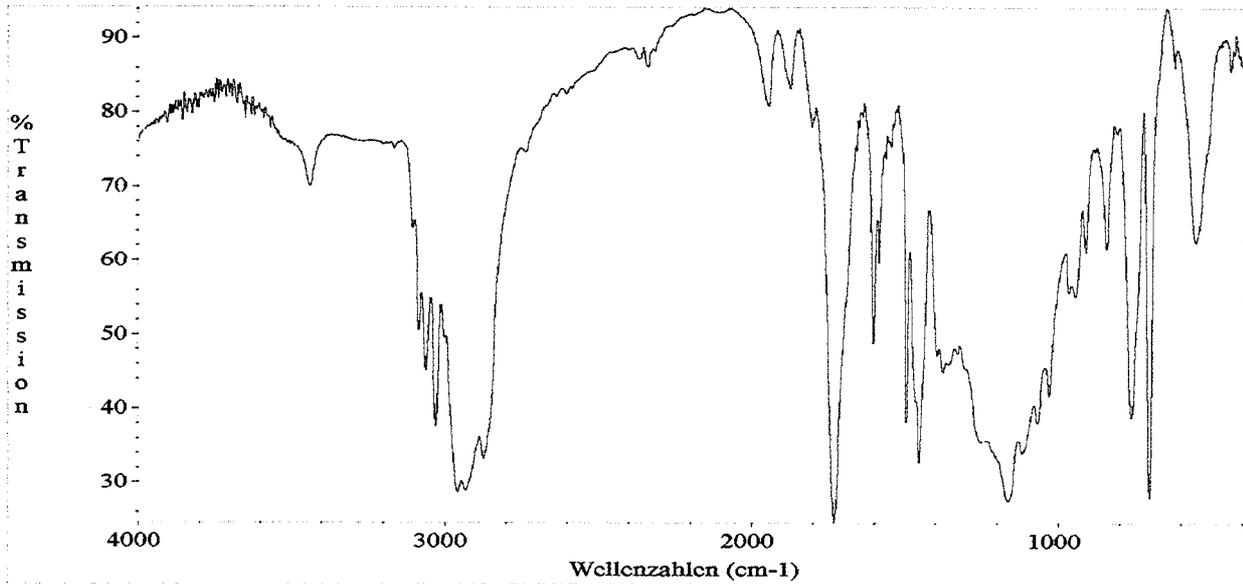
1) Probenalter der Platte B1.0 betrug 6d

n. b. nicht bestimmt

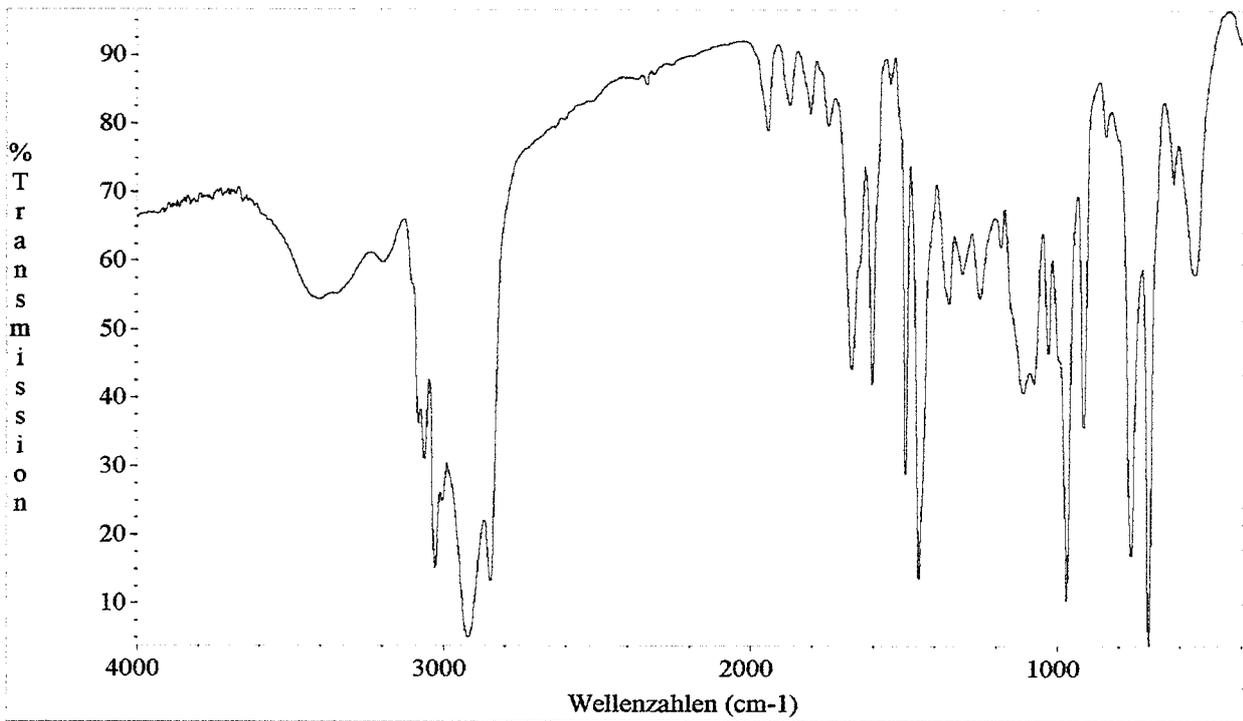
Anmerkung: MAK-Wert für Formaldehyd 0,6 mg/m<sup>3</sup>

Tabelle A39: Vergleich des Erstarrungsverhaltens der CEMI-Mörtel mit BZS1 bzw. BZS2 (M1.1 und M1.2)

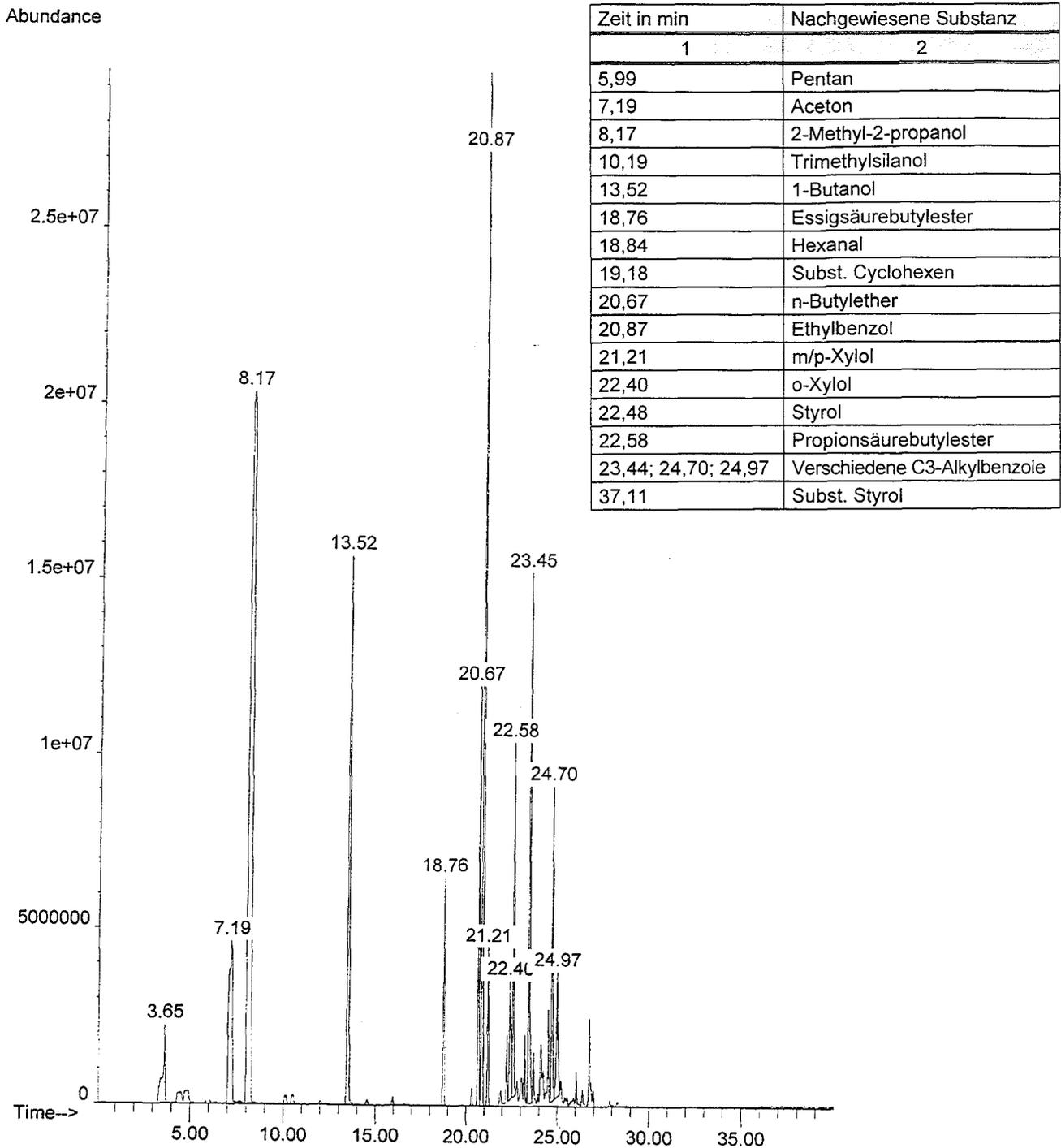
Mörtel	Ausbreitmaß in cm nach									
	0 min	15 min	30 min	1 h	2 h	3 h	4 h	5 h	6 h	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
M1.1	24,9	24,6	22,5	21,2	20,7	20,6	19,7	19	17,3	
M1.2	24,3	24,8	23,6	22,9	20	16,8	14,7	14,1	12,3	



**Bild B1:** Infrarotspektrogramm der Probe BZS1



**Bild B2:** Infrarotspektrogramm der Probe BZS2



**Bild B3:** Headspace-Gaschromatogramm der Probe BZS1

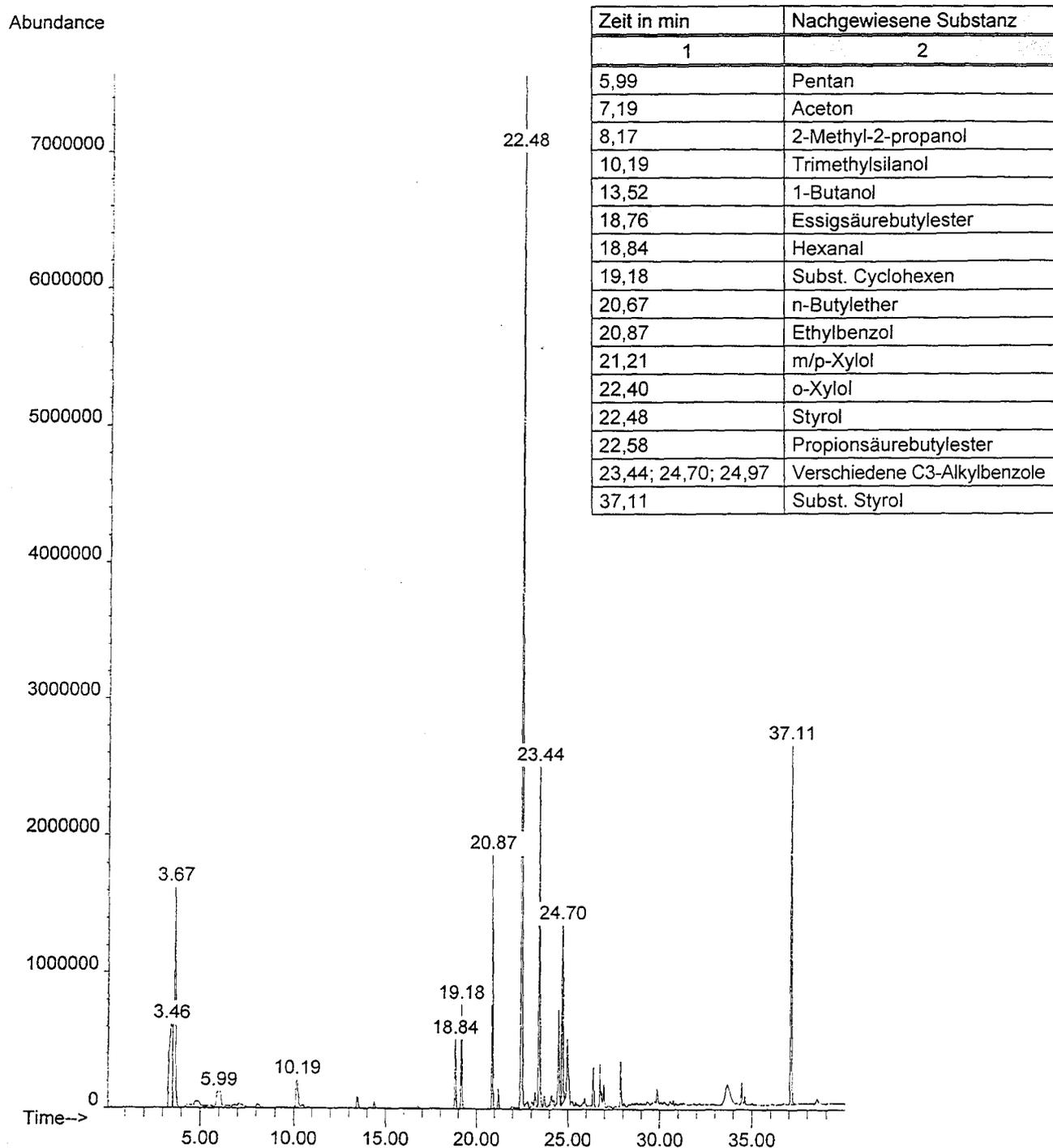
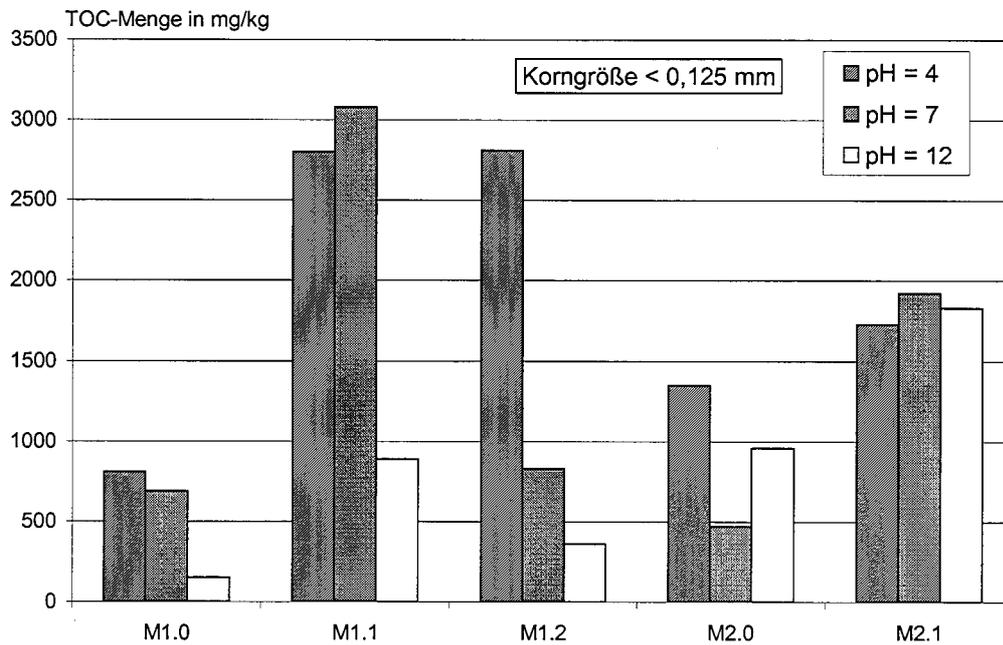
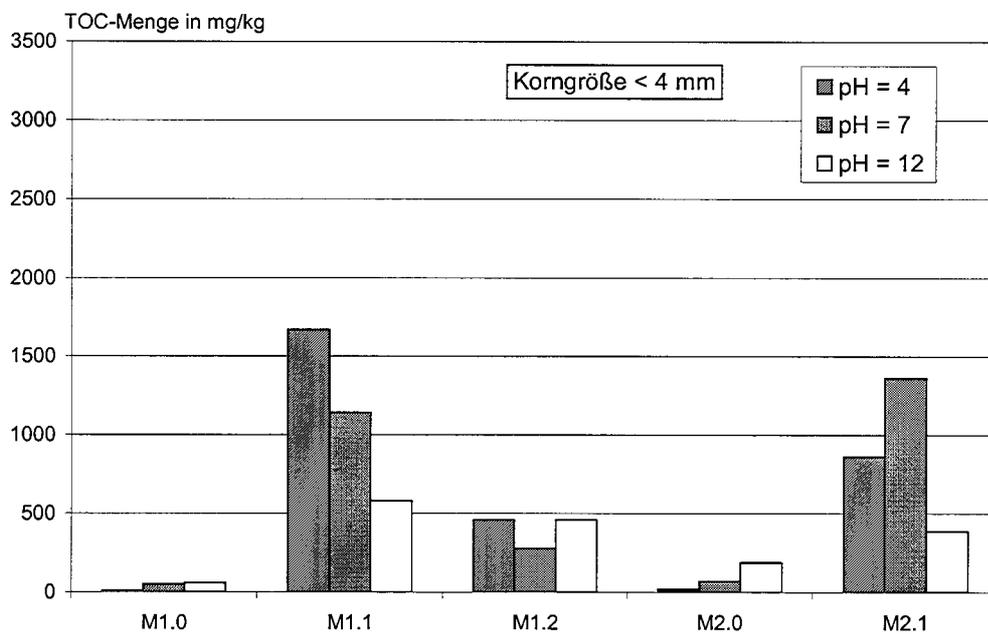


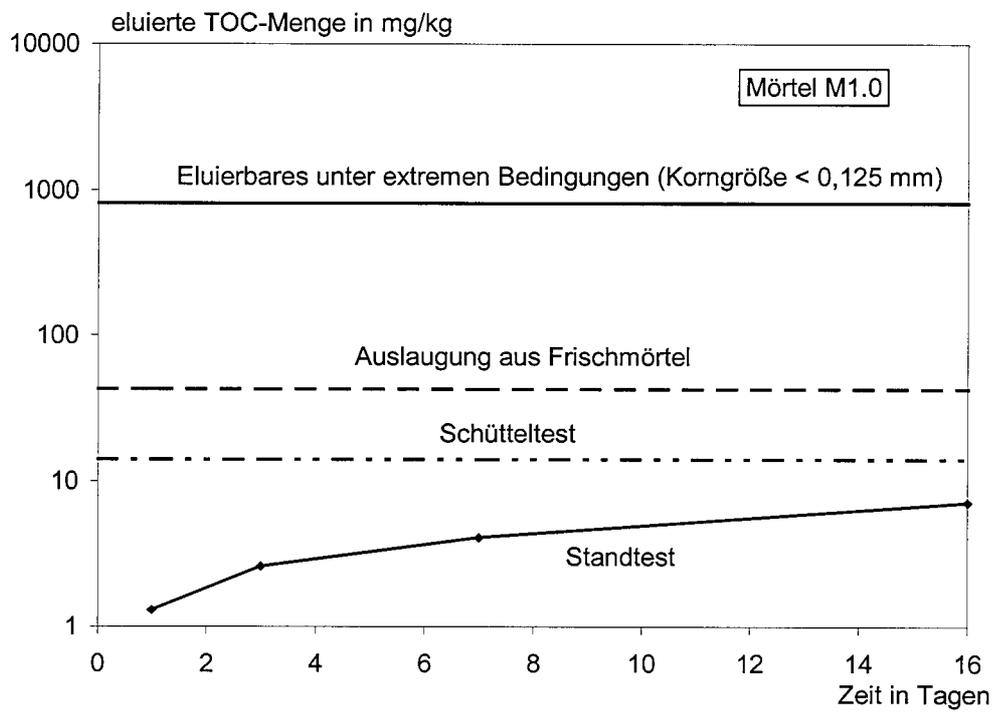
Bild B4: Headspace-Gaschromatogramm der Probe BZS2



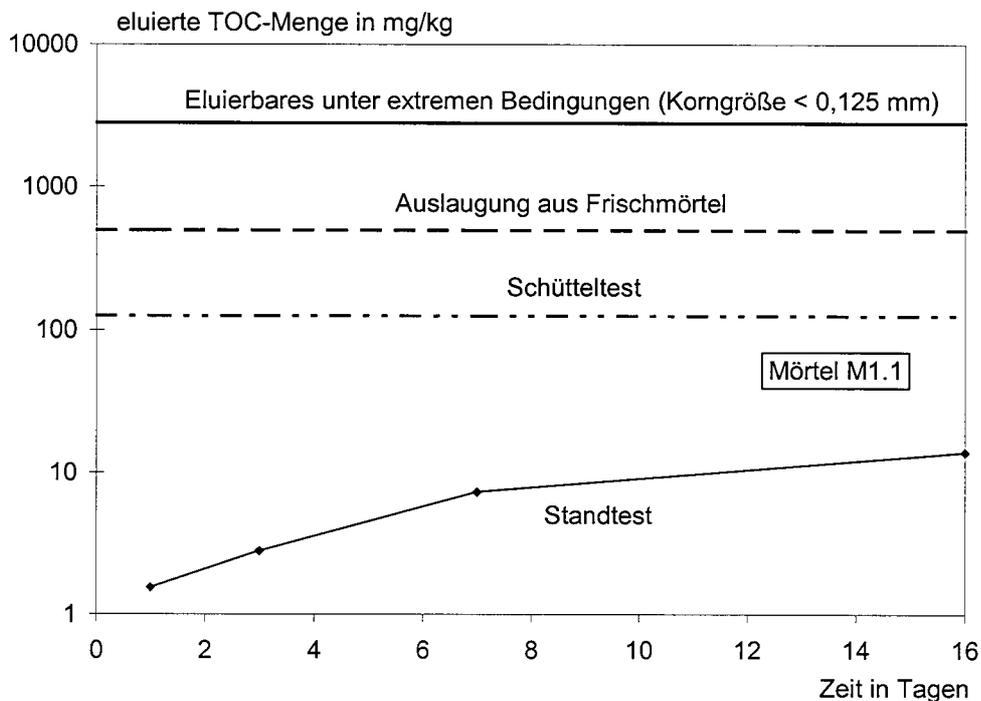
**Bild B5:** Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen, Einfluß des pH-Wertes, Korngröße < 0,125 mm



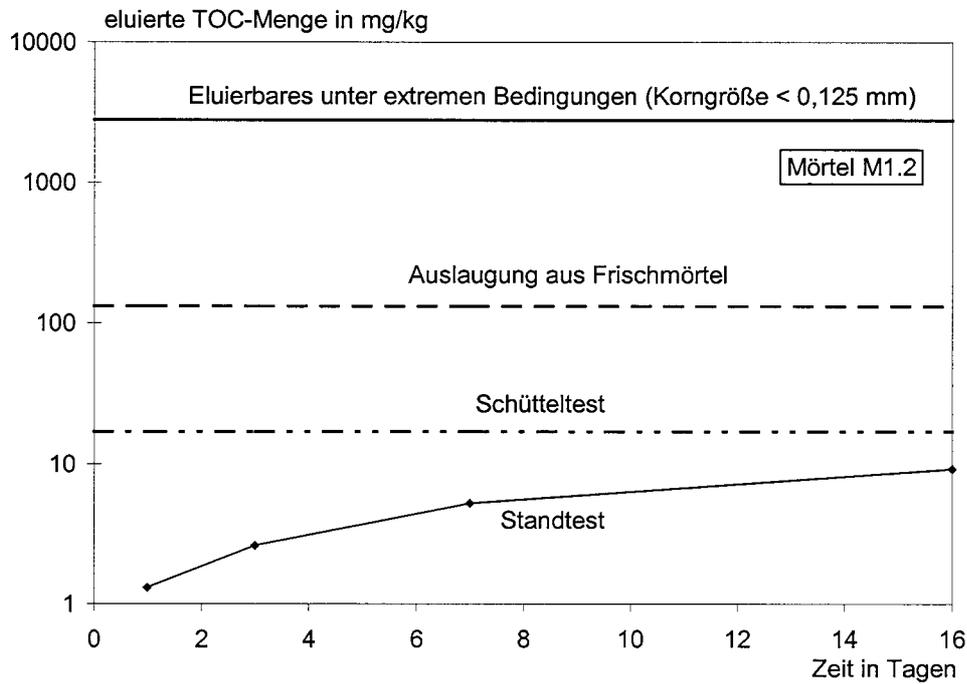
**Bild B6:** Eluierbarkeit unter extremen Bedingungen, Einfluß des pH-Wertes, Korngröße < 4 mm



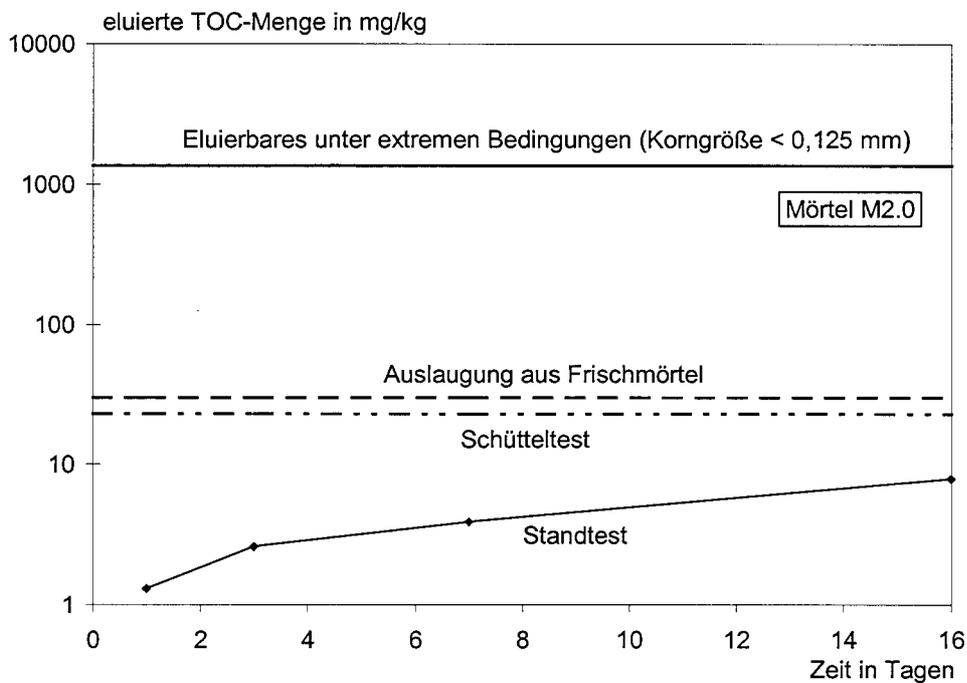
**Bild B7:** Vergleichende Darstellung der Auslaugungsergebnisse, ausgelaugte TOC-Mengen; M1.0



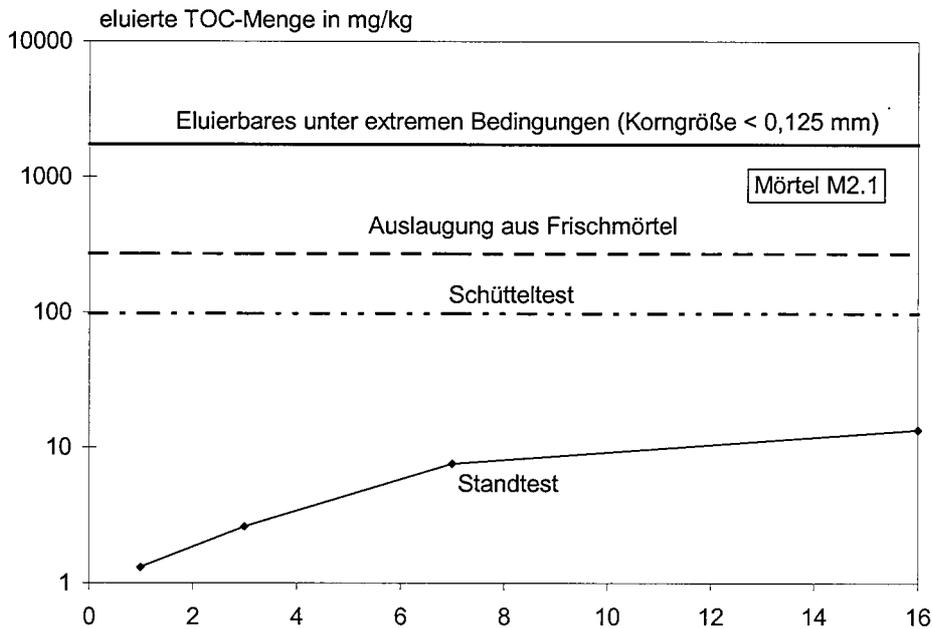
**Bild B8:** Vergleichende Darstellung der Auslaugungsergebnisse, ausgelaugte TOC-Mengen; M1.1



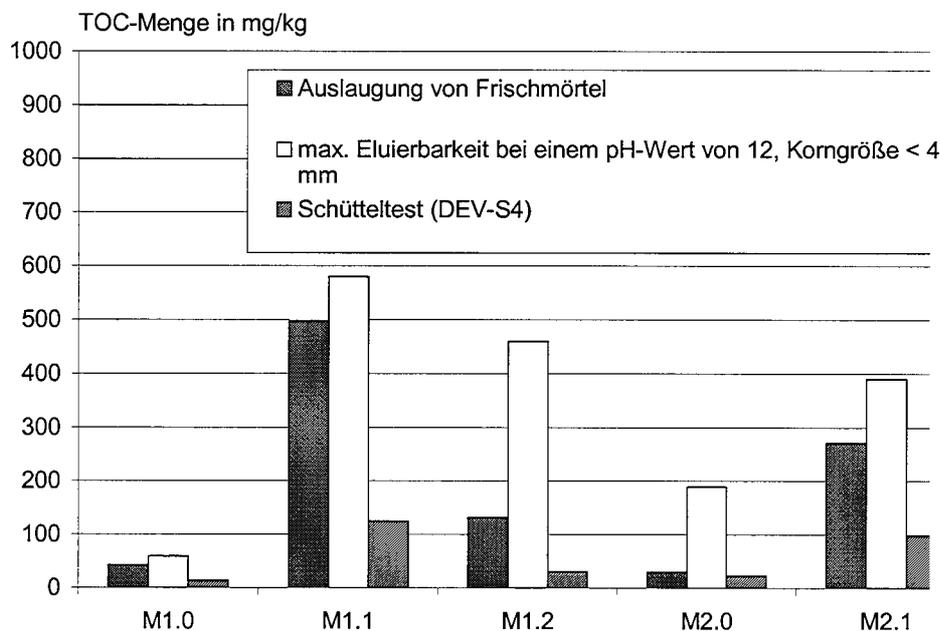
**Bild B9:** Vergleichende Darstellung der Auslaugungsergebnisse, aus-gelaugte TOC-Mengen; M1.2



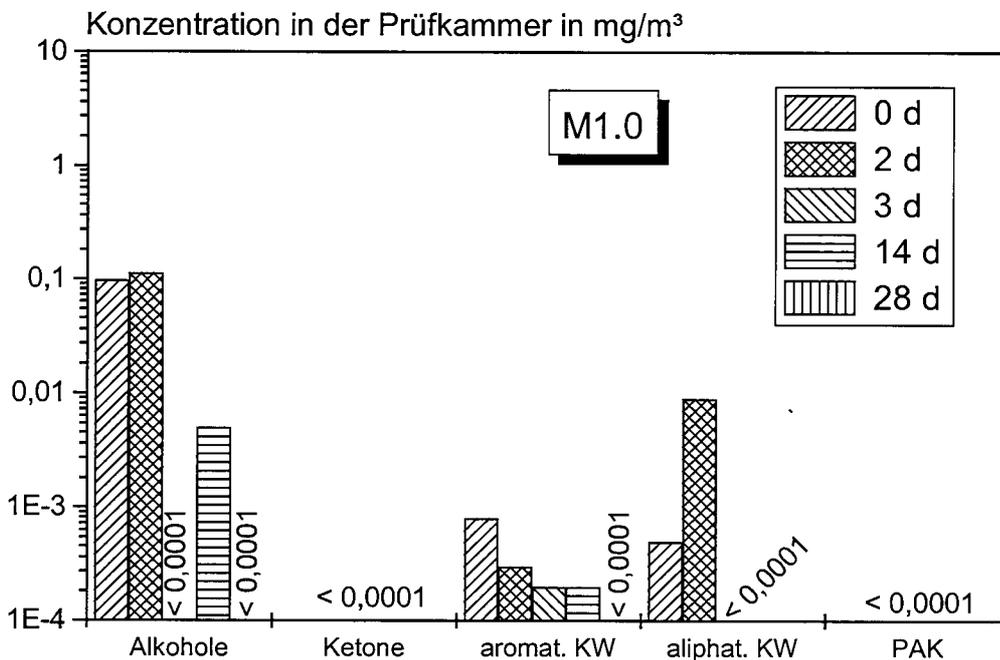
**Bild B10:** Vergleichende Darstellung der Auslaugungsergebnisse, aus-gelaugte TOC-Mengen; M2.0



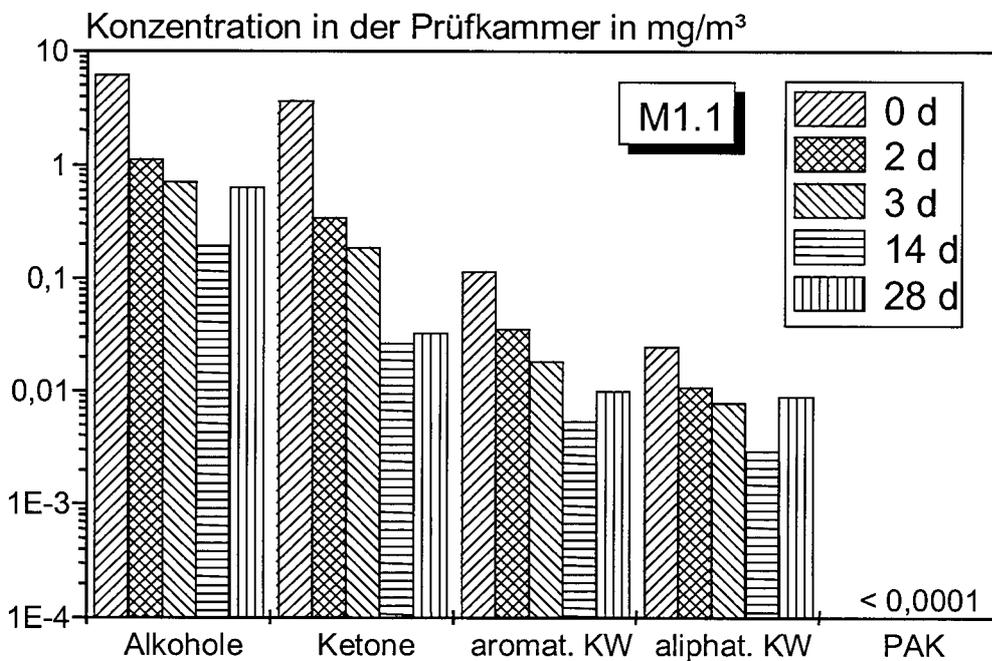
**Bild B11:** Vergleichende Darstellung der Auslaugungsergebnisse, aus-gelaugte TOC-Mengen; M2.1



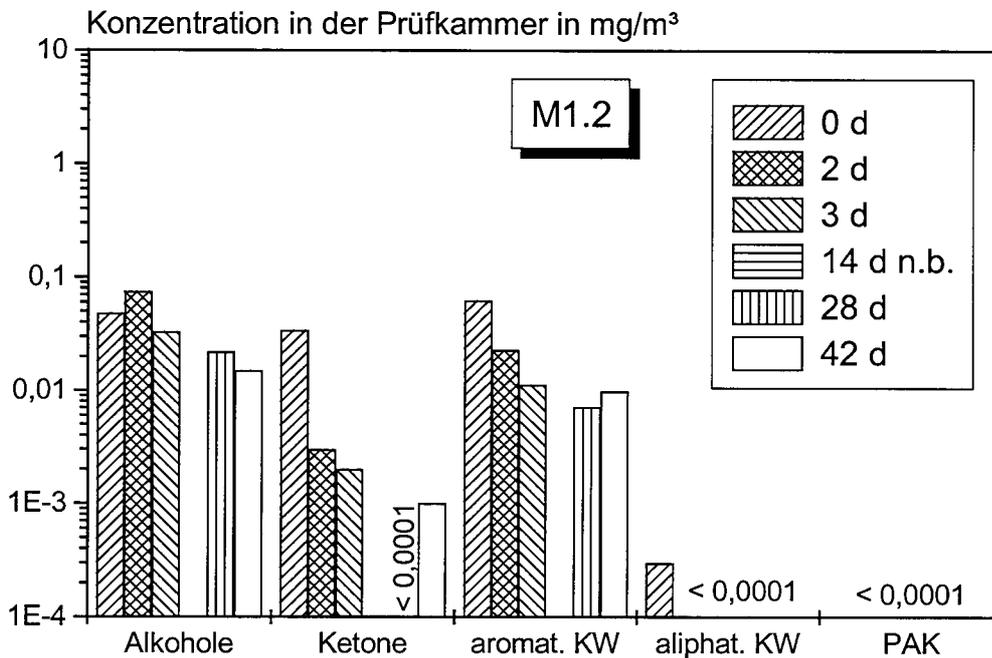
**Bild B12:** Vergleich der ausgelaugten TOC-Mengen von Frischmörtel (pH-Wert von rd. 12) mit der maximalen Eluierbarkeit bei einem pH-Wert von 12 sowie den Ergebnissen aus dem Schütteltest



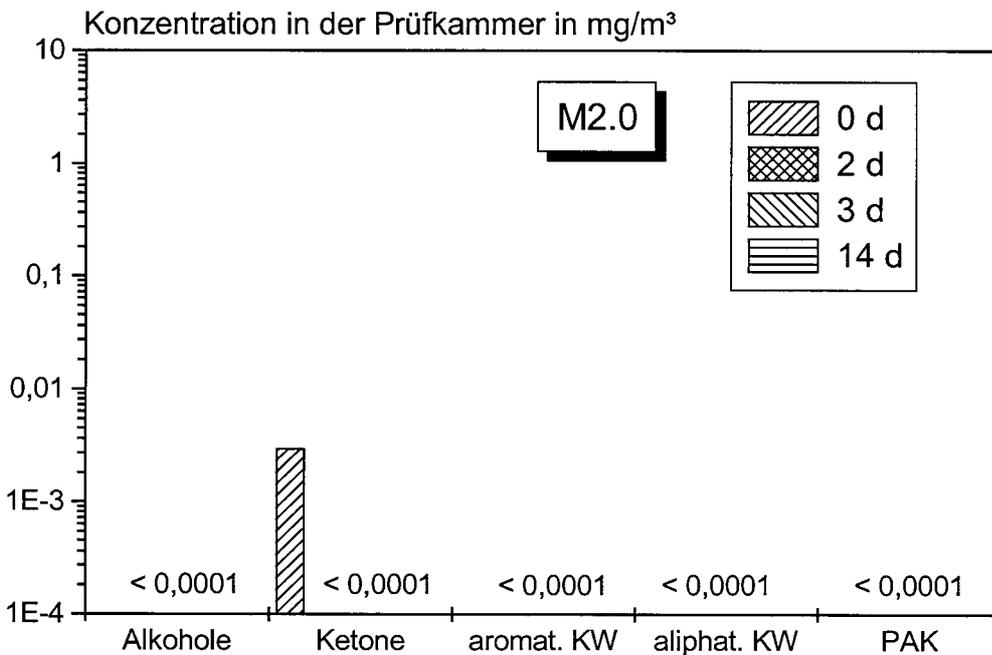
**Bild 13:** Konzentrationen der in die Prüfkammer emittierten Verbindungsclassen einer Emissionsplatte in Abhängigkeit von der Zeit; CEM I-Mörtel o. BZS



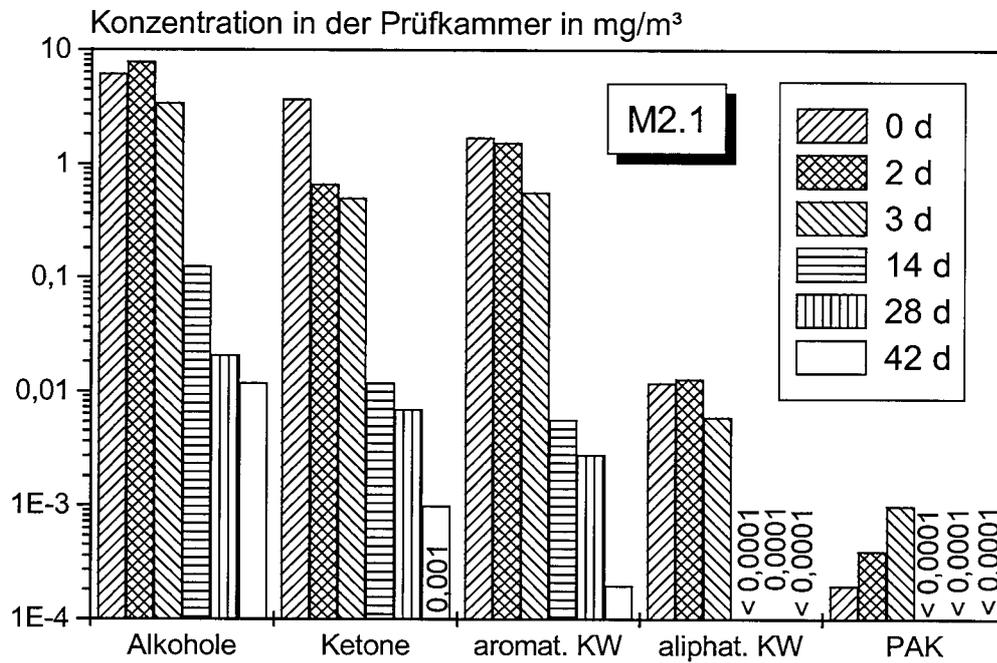
**Bild 14:** Konzentrationen der in die Prüfkammer emittierten Verbindungsclassen einer Emissionsplatte in Abhängigkeit von der Zeit; CEM I-Mörtel mit BZS1



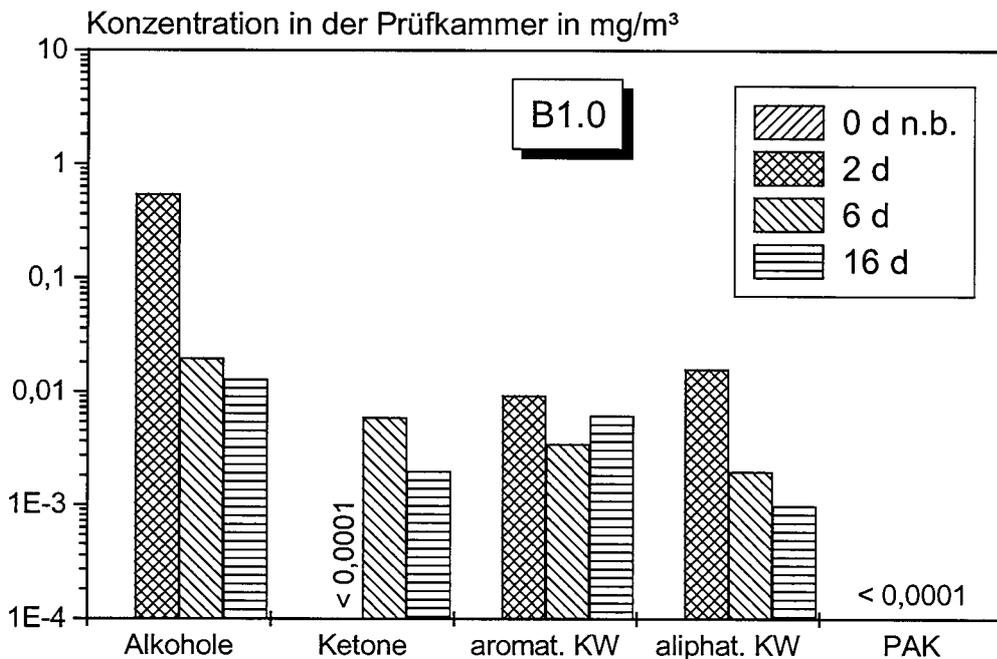
**Bild 15:** Konzentrationen der in die Prüfkammer emittierten Verbindungsklassen einer Emissionsplatte in Abhängigkeit von der Zeit; CEM I-Mörtel mit BZS2



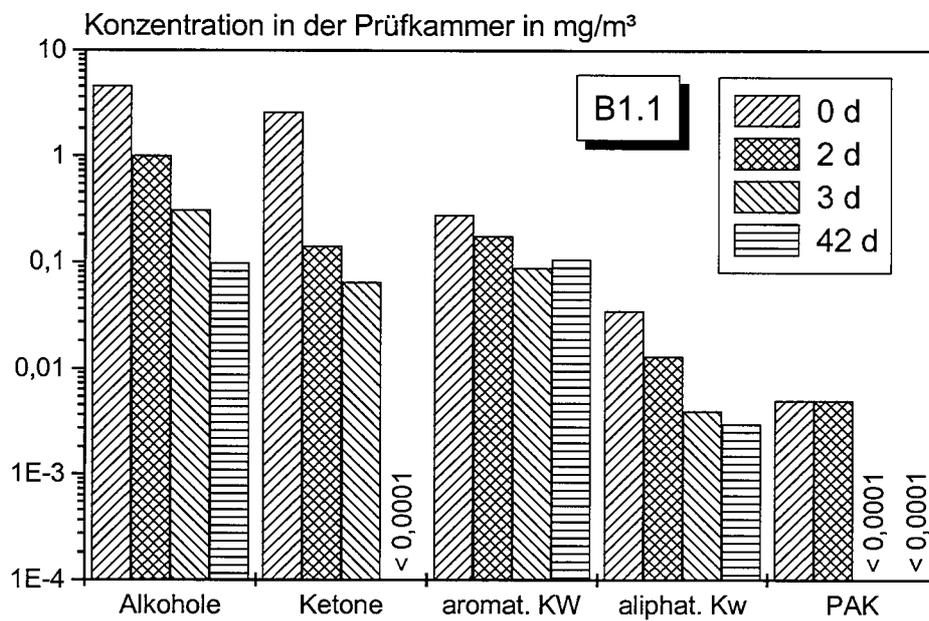
**Bild 16:** Konzentrationen der in die Prüfkammer emittierten Verbindungsklassen einer Emissionsplatte in Abhängigkeit von der Zeit; CEM III-Mörtel o. BZS



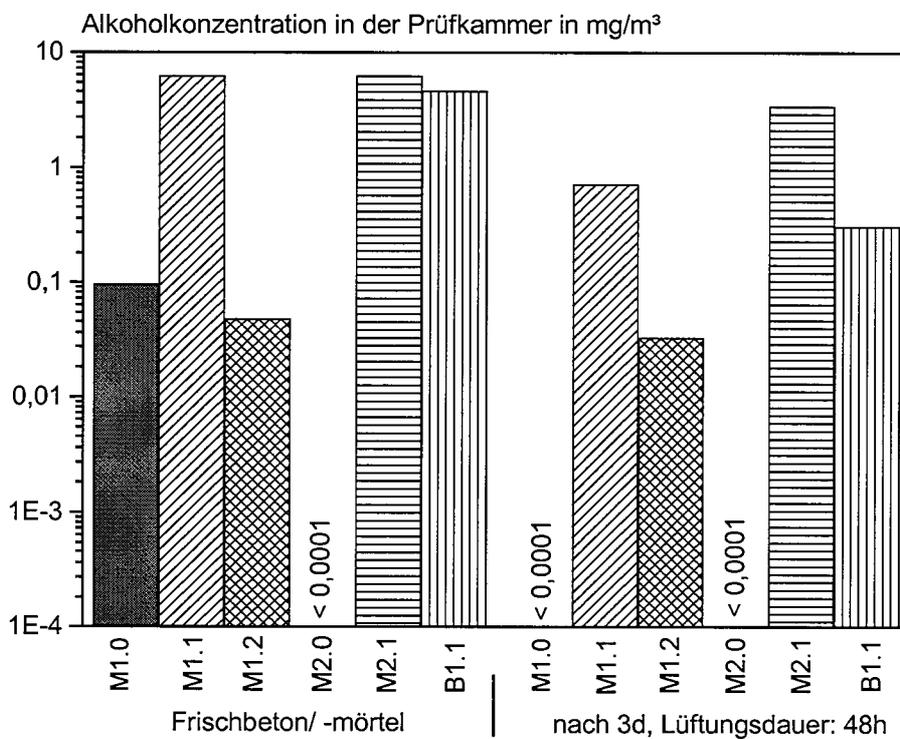
**Bild 17:** Konzentrationen der in die Prüfkammer emittierten Verbindungsklassen einer Emissionsplatte in Abhängigkeit von der Zeit; CEM III-Mörtel mit BZS1



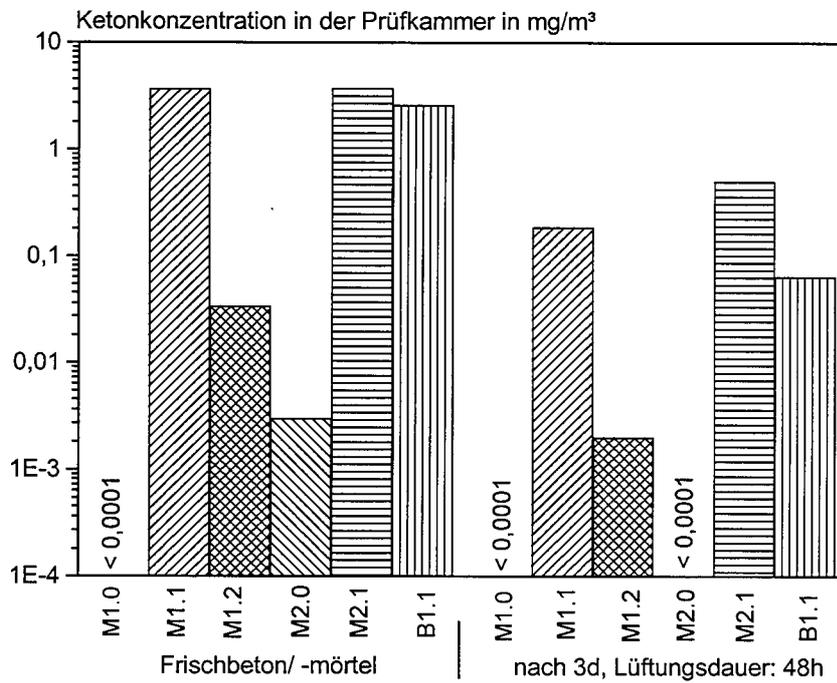
**Bild 18:** Konzentrationen der in die Prüfkammer emittierten Verbindungsklassen einer Emissionsplatte in Abhängigkeit von der Zeit; CEM I-Beton o. BZS



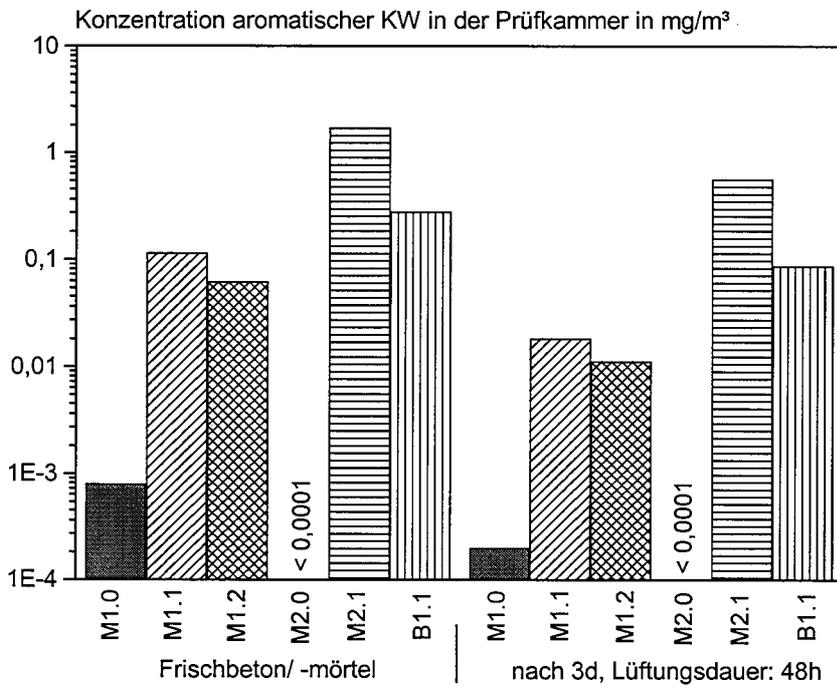
**Bild 19:** Konzentrationen der in die Prüfkammer emittierten Verbindungsklassen einer Emissionsplatte in Abhängigkeit von der Zeit; CEM I-Beton mit BZS1



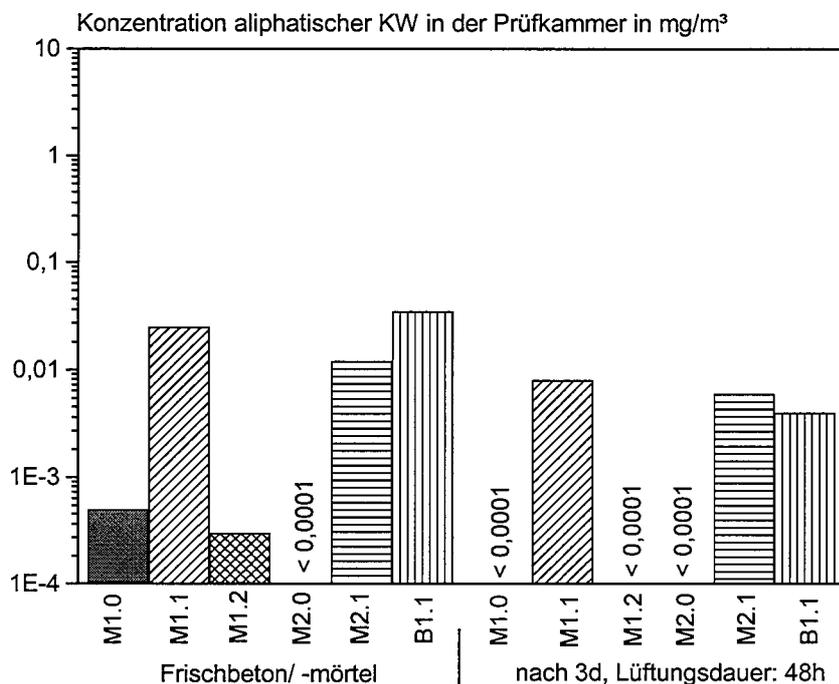
**Bild 20:** Vergleich der Prüfkammerkonzentrationen einer Verbindungsgruppe; Alkohole



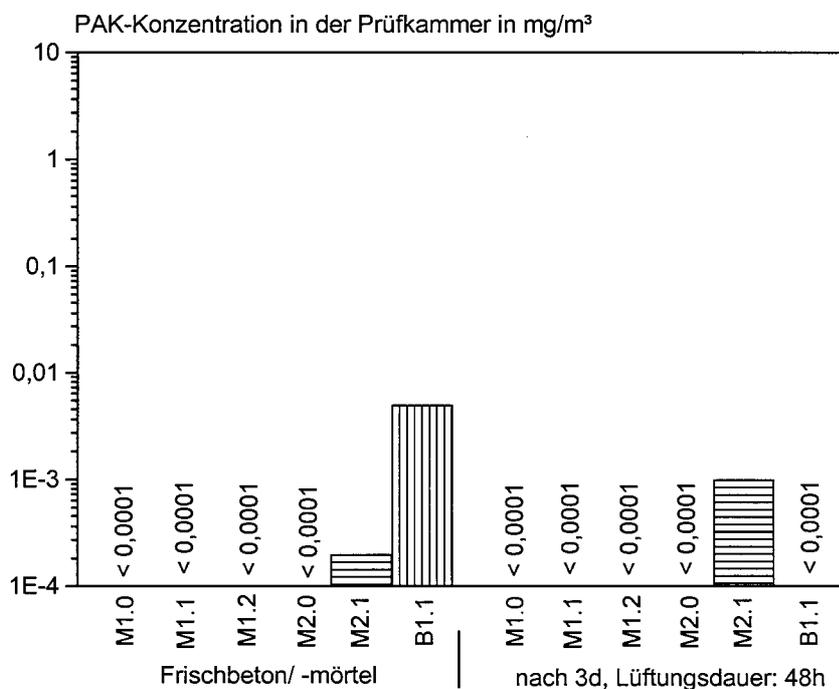
**Bild 21:** Vergleich der Prüfkammerkonzentrationen einer Verbindungsklasse; Ketone



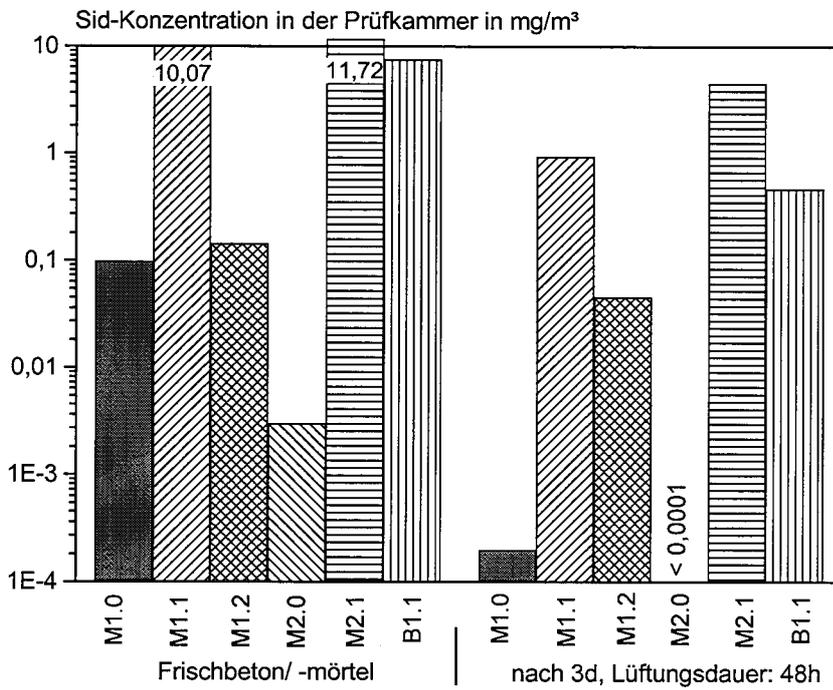
**Bild 22:** Vergleich der Prüfkammerkonzentrationen einer Verbindungsklasse; aromatische Kohlenwasserstoffe



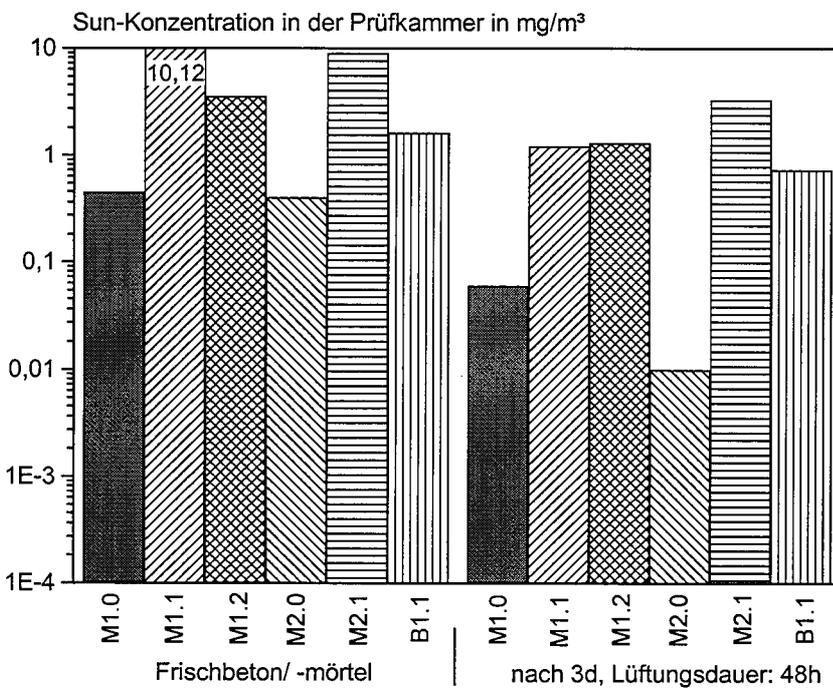
**Bild 23:** Vergleich der Prüfkammerkonzentrationen einer Verbindungsgruppe; aliphatischen Kohlenwasserstoffe



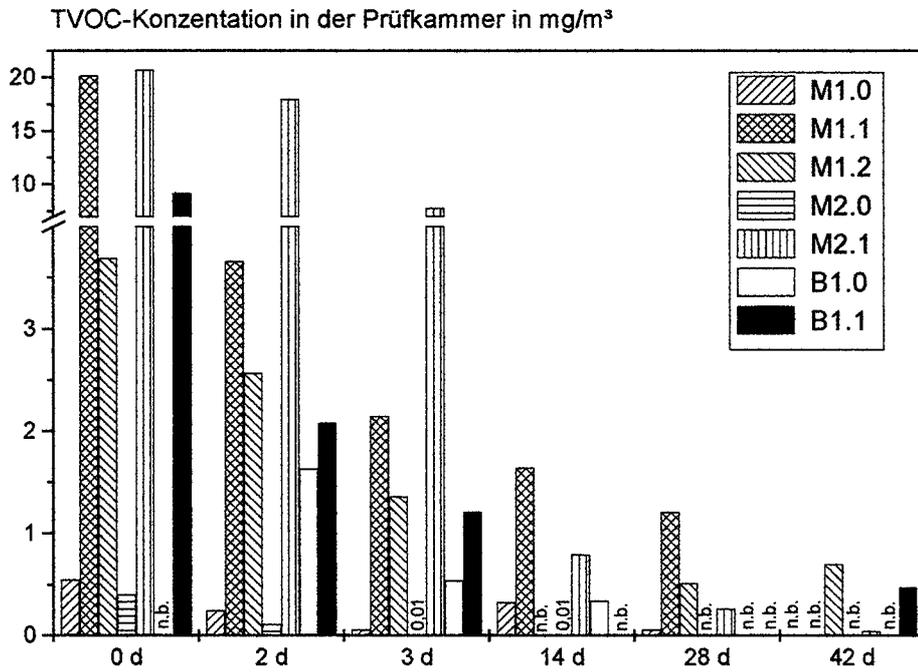
**Bild 24:** Vergleich der Prüfkammerkonzentrationen einer Verbindungsgruppe; Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe



**Bild 25:** Vergleich der Summen der identifizierten Verbindungen in der Prüfkammer;  $S_{id}$

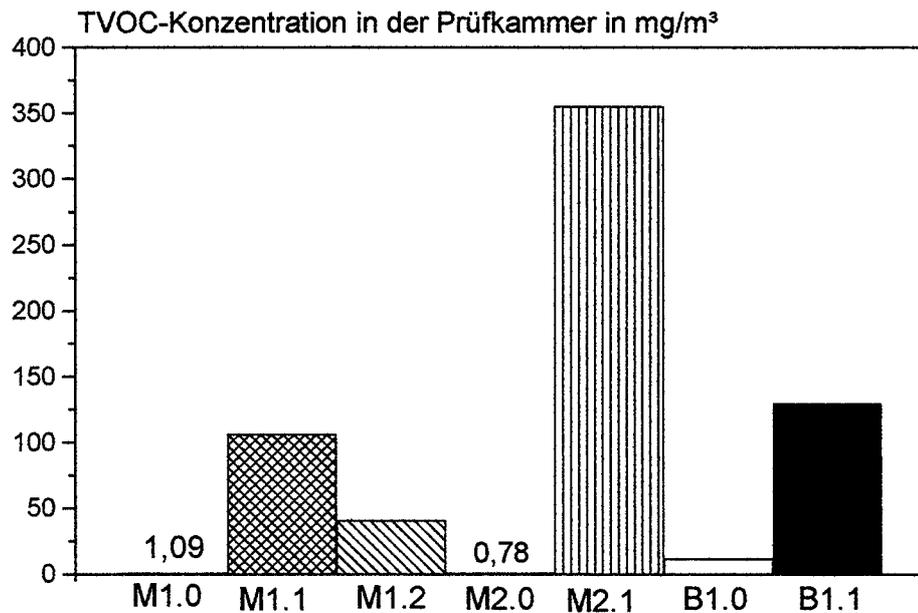


**Bild 26:** Vergleich der Summen der nicht individuell identifizierten Verbindungen in der Prüfkammer;  $S_{un}$



n.b.: nicht bestimmt

**Bild 27:** Vergleichende Darstellung des TVOC-Gehaltes in der Prüfkammer in Abhängigkeit von den verwendeten Materialien und der Zeit



**Bild 28:** Vergleichende Darstellung des TVOC-Gehaltes in der Prüfkammer nach einer Vorlaufzeit von 24 h und im Alter von 1 d