

Luftgetragene PAK-Belastungen in Innenräumen – Vorkommen, Quellen und Bewertung

Michael Köhler, Norbert Weis, Christian Zorn

Zusammenfassung

Aufgrund der Funde von Teerklebstoffen in US-Housings wurden von 1997 bis heute in bedeutendem Maße Untersuchungen zu staubgetragenen PAK-Belastungen durchgeführt. Mit den „PAK-Hinweisen“ (DIBT, 2000) existieren hierzu zudem Vorgaben zur Bewertung mit justiziablem Charakter. Weniger Beachtung finden bislang jedoch vor allem luftgetragene (gasförmige) PAK-Belastungen in Innenräumen. In vorliegender Untersuchung soll auf Innenraumsituationen mit luftgetragenen PAK-Belastungen eingegangen werden. Als Emissionsquellen von Raumluftbelastungen lassen sich häufig staubdicht verbaute Baumaterialien in Boden, Wand oder Decke ermitteln (bspw. Teer-anstriche oder Teerpappen). Erhöhte PAK-Luftbelastungen treten zudem infolge von Bränden auf.

Das Bremer Umweltinstitut hat in ca. 110 Räumen aus 20 unterschiedlichen Objekten Luftuntersuchungen auf PAK durchgeführt. Hierbei handelt es sich überwiegend um Untersuchungen aus Verdachtsräumen bzw. in Nachbarschaft derselben (bspw. Nebenräume von Brandräumen). Häufig war auch eine Geruchsbelästigung Anlass zu der durchgeführten Untersuchung. In den meisten Fällen wurde zu Vergleichszwecken die Außenluftbelastung mit PAK erhoben. Die vorliegende Studie präsentiert die erhaltenen Daten. Für die Summe der üblicherweise untersuchten 16 PAK nach EPA wurden Konzentrationen zwischen 4,5 und 34.000 ng/m³ nachgewiesen. Hierbei dominieren die flüchtigeren PAK wie Naphthalin, Fluoren, Phenanthren oder Acenaphthen. Schwererflüchtige PAK liegen in der Raumluft – bei staubdicht verbauten Primärquellen – in der Regel nicht vor. Erhöhte luftgetragene PAK-Konzentrationen führen zu einem darstellbar erhöhten Risiko für eine Krebserkrankung (Bremer Umweltinstitut, 2004, in Vorbereitung).

Die analytische Durchführung zur Bestimmung von PAK in Luft erfolgte entsprechend VDI 4300 Blatt 2 bzw. VDI 3875 Blatt 1. Durch Zudotierung eines Isotopen-markierten Naphthalinstandards konnte in ca. 150 Luftuntersuchungen eine mittlere Wiederfindungsrate von 25 ± 17 % bestimmt werden. Die nach diesem Verfahren bestimmte Naphthalinkonzentration muss mit der probenspezifischen Wiederfindung korrigiert werden.

Zur Einschätzung der luftgetragenen PAK-Belastung in der Innenraumluft liegen bislang keine ausreichenden Bewertungsmaßstäbe vor. Auf Basis der Untersuchungen wird ein Bewertungsvorschlag formuliert.

Einleitung

Teer- bzw. Bitumenprodukte haben im Baubereich auch im Innenraum eine langjährige Tradition. Es wurde wegen des gleichen Aussehens und vergleichbarer Konsistenz oft vermutet, dass Teer und Bitumen eine identische Zusammensetzung haben, tatsächlich weichen jedoch diese Stoffgemische infolge ihrer unterschiedlichen Herkunft in ihrer chemischen Zusammensetzung deutlich voneinander ab.

Insbesondere sind die Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (kurz PAK) hier von Interesse, da einige dieser PAK als bedeutende Kanzerogene angesehen werden. Analysen im Jahre 1999 marktüblicher Bitumensorten ergaben PAK-Gehalte

von 5 bis 76 mg/kg, mit Gehalten von 1,2 bis 2,7 mg/kg Benzo(a)pyren (BaP) (Rühl und Kluger, 2002). Teere weisen jedoch in der Regel mehr als 50 mg/kg PAK auf und sind deshalb als kanzerogene Arbeitsstoffe eingestuft (§ 35 der Gefahrstoffverordnung).

Bitumenprodukte finden z.B. Anwendung als Fußbodenbeläge, Kleber, Dichtungs- und Dachbahnen, im Bautenschutzbereich (als Bitumenlösung, Bitumenvergußmassen, Bitumenlacke, Bitumenemulsionen) und bituminierte Spachtelmassen. Reine Teerprodukte wurden als Fußbodenplatten, Kleber und als Holzschutzmittel (Carbolineum, Steinkohlenteeröl) eingesetzt (Zwiener, 1997). Problematisch ist jedoch, dass bis in die 70er Jahre Bitumen mit teer-haltigen Produkten vermischt wurde (Rühl und Kluger, 2002), so dass in alten bituminösen Bauprodukten mit dem Vorkommen hoher PAK-Konzentrationen gerechnet werden muss.

Andere Eintragswege für PAK in den Innenraum, denen in der Regel bislang eine höhere Bedeutung beigemessen wird, sind der Eintrag aus der Außenluft und Verbrennungsvorgänge (Zigarettenrauch, Gas- und Holzherde, ungelüftete Heizgeräte (Maroni et.al., 1995)). Schlecht ziehende Kamine, rußende Kerzen oder Wohnungsbrände stellen weitere PAK-Eintragswege dar. Reines Naphthalin wurde in Form von Mottenkugeln in Innenräumen verwendet.

Obwohl verschiedene Baustoffe als PAK-Emissionsquellen in Frage kommen sind in diesem Zusammenhang nur in wenigen Fällen Untersuchungen zu Luftbelastungen in Innenräumen mit PAK bekannt.

So untersuchten 1990 Luther et.al. die Emissionen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) von Asphaltfußbodenplatten. Allerdings wurden hierbei nur die Schwebstaub-gebundenen Emissionen der Fußbodenplatten erfasst. Zwiener (1997) weist bereits drauf hin, dass Fußbodenasphaltplatten erhebliche Anteile gasförmiger PAK emittieren, er stellt bei der gemeinsamen Untersuchungen gasförmiger und schwebstaub-gebundener PAK gegenüber den Untersuchung von Luther fast 50fach höhere Konzentrationen fest.

1997 werden Teerklebstoffe als Emissionsquelle in Innenräumen „wiederentdeckt“, in den folgenden Jahren werden bundesweit in bedeutendem Umfang Untersuchungen von schwarzen Parkett- oder Linoleumklebstoffen vorgenommen (Heudorf und Ewers, 2003). Entsprechend der Vorgaben verschiedener Expertengespräche am Umweltbundesamt und den PAK-Hinweisen der Argebau (DIBT, 2000) wurden als Entscheidungskriterium für das Vorliegen einer Belastungssituation vor allem Staubproben auf PAK untersucht. In einer zusammenfassenden Studie von Dieckow (1999) werden nur 69 Luftuntersuchungen der 630 vorliegenden als auswertbar angesehen. Es sei bemerkt, dass die meisten Luftwerte der Studie sich auf Fälle beziehen, bei denen ein Klebstoff mit mehr als 3000 mg/kg BaP ermittelt wurde und im Hausstaub weniger als 10 mg/kg. Von den auswertbaren 69 Proben weisen 20 für BaP einen höheren Innenraumwert auf als für die Außenluft, jedoch liegt die Differenz in keinem Fall bei mehr als 2 ng/m³. Eine vergleichende Auswertung für die Summe der PAK erfolgt jedoch nicht.

1998 werden erhöhte PAK-Raumluftbelastungen ausgehend von Teeranstrichen in einem einzelnen Objekt durch das Bremer Umweltinstitut festgestellt. Die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen an diesem Objekt wurden 2001 veröffentlicht (Köhler, et.al.).

In den vergangenen 18 Monaten wurden weitere luftgetragene PAK-Belastungen in unterschiedlichen Gebäuden durch das Bremer Umweltinstitut untersucht. Ergebnisse dieser Untersuchungen werden im folgenden vorgestellt.

Material und Methoden

Die Messstrategie zur Untersuchung polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe wird in der VDI-Richtlinie 4300 Blatt 2 erläutert. Die Vorbereitung der Räume wurde durch die Nutzer nach Absprache wie folgt realisiert: Nach einer guten Lüftung werden die betroffenen Räume mindestens 8 Stunden bis maximal über Nacht vor dem Beprobungstermin geschlossen gehalten (Fenster und Türen). Sie wurden in diesem Zeitraum nicht mehr betreten. Die Räume sollten auf ca. 20°C erwärmt sein. In den Räumen wurde vor und während der Probenahme nicht geraucht sowie keine offenen Feuerstellen betrieben.

Die VDI 4300 Blatt 2 verweist auf die VDI-Richtlinie 3875 als analytisches Verfahren, das in dieser Untersuchung modifiziert Verwendung findet. Es werden die 16 PAK nach EPA (environmental protection agency) erfasst. Als analytische Schwierigkeit ist in Fachkreisen die unterschiedliche Flüchtigkeit der Analyten bekannt, beginnend mit Naphthalin als eine flüchtige organischen Verbindung mit einem Siedepunkt von 218 °C und endend bei nur staubgebunden vorliegenden Verbindungen mit Siedepunkten deutlich über 500 °C (Schätzwerte). Eine Übersicht gibt die Tabelle 1. Um auch flüchtige PAK erfassen zu können, wurde in Ergänzung der VDI 3875 zur Adsorption neben dem Glasfaserfilter auch ein Polyurethanschaum benutzt. Der gewählte Arbeitsbereich ist über die gesamte Spanne statistisch durch Dotierungsversuche auf Polyurethanschäumen validiert. Für die untersuchten PAK liegt die Verfahrensstandardabweichung $s_{x0} < 0,08 \text{ ng/m}^3$. Die Nachweisgrenze der einzelnen Verbindungen liegt in der Regel bei $< 0,4 \text{ ng/m}^3$. Zur Bestimmung von Verlusten durch Probenahme und Analytik werden deuterierte interne Standards zugegeben.

Methodenbeschreibung:

- Aktive Luftprobenahme bei Adsorption der PAK an Glasfaserfilter und mit internem deuterierten Standards (d^8 -Naphthalin und d^{12} -Chrysen) dotiertem Polyurethanschaum.
- Beprobung eines Luftvolumen von 5 bis 14 m³, hierbei erfolgt eine Nutzungssimulation durch definiertes Anblasen entsprechend VDI 3492
- Elution mit Toluol unter Zugabe eines weiteren internen Standards (d^{10} -Anthracen)
- Aufreinigung über Minikieselgel-Säule
- Identifizierung und Quantifizierung kapillargaschromatografisch mit GC-MS gegenüber externen und internen Standards, hierbei Korrektur der Naphthalinkonzentration über Wiederfindung des d^8 -Naphthalin

Tabelle 1: Siedepunkte der analytisch bestimmten PAK (verändert nach Zwiener, 1997)

überwiegend in Gasphase vorliegende PAK		überwiegend Staub-gebundene PAK	
Substanz	Siedepunkt [°C]	Substanz	Siedepunkt [°C]
Naphthalin	218	Benz(a)anthracen	435
Acenaphthylen	265	Chrysen	448
Acenaphthen	279	Benzo(b)fluoranthen	481
Fluoren	298	Benzo(k)fluoranthen	481
Phenanthren	340	Benzo(a)pyren	496
Anthracen	340	Dibenz(a,h)anthracen	535
Fluoranthen	384	Benzo(g,h,i)perylen	542
Pyren	393	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	534

Für Chrysen wird mit 99,5% eine optimale mittlere Wiederfindung erreicht. Die mittlere Wiederfindung für Anthracen ist mit ca. 107 % als akzeptabel anzusehen. Hingegen findet sich für Naphthalin nur eine mittlere Wiederfindung von $25\pm 17\%$ (vgl. Tabelle 2). Die Parameter, die die Wiederfindung für Naphthalin negativ beeinflussen, sind nicht abschließend geklärt. Eine Korrelation zu dem beprobten Luftvolumen konnte nicht festgestellt werden. Hingegen ergibt sich eine signifikante, negative Korrelation zur Temperatur bei der Probenahme (vgl. Abbildung 11). Die Existenz weiterer Einflussfaktoren oder Störgrößen ist jedoch zu vermuten. Daher sollte die ermittelte Luftkonzentration anhand der Wiederfindung des internen d8-Naphthalinstandards in der jeweiligen Probe korrigiert werden.

Tabelle 2: Wiederfindung von deuterierten internen Standards bei Luftprobenahme zur Untersuchung auf PAK in Anlehnung nach VDI 3875

Analyt	Wiederfindungsrate	Anzahl der Messwerte
Naphthalin	$25,2\pm 17,1\%$	152
Anthracen	$106,6\pm 20,6\%$	157
Chrysen	$99,5\pm 18,4\%$	159

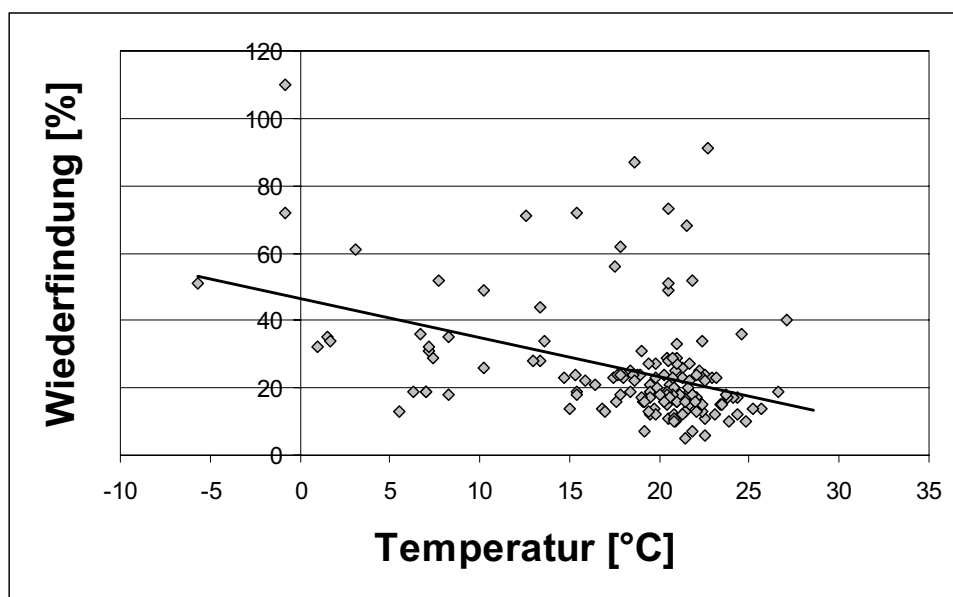


Abbildung 11: Korrelation von Naphthalinwiederfindung und Temperatur bei der Probenahme, Regressionskoeffizient $r = 0,41$, $n = 152$

Außenluftkonzentrationen

Eine zu berücksichtigende Quelle für Belastungen mit PAK im Innenraumbereich stellen auch Einträge aus der Außenluft dar. Die PAK in der Außenluft entstammen vorwiegend aus (unvollständigen) Verbrennungsvorgängen. Emittiert werden sie hauptsächlich von Gebäudeheizungen und industriellen Feuerungsanlagen, vom Kraftfahrzeugverkehr sowie bei einer Reihe industrieller Fertigungsprozessen.

Eine vergleichsweise gute Datenlage existiert zu den Außenluftkonzentrationen mit Benzo(a)pyren (BaP), da diese im Rahmen der Luftgüteüberwachung ermittelt werden.

Während in den 50er und 60er Jahren mit schwankenden Angaben zwischen 0,2 und 39 ng/m³ noch überwiegend höhere BaP-Gehalte bestimmt wurden, wird in jüngerer Zeit allgemein eher ein Rückgang der BaP-Konzentration beobachtet (Moriske 2003). So geht das hessische Landesamt für Umwelt und Ökologie davon aus, dass der vom Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI, 1992) vorgeschlagene Richtwert von 1,3 ng BaP/m³ im Jahresmittel in Hessen eingehalten wird. Allerdings kann es hier zur Überschreitung in der Umgebung von Emittenten wie stark befahrenen Straßen oder Industrieanlagen kommen. (<http://www.umwelt.hessen.de>). Auch in anderen bundesdeutschen Gebieten wird ein Rückgang der BaP-Belastung der Außenluft festgestellt, so wurden im Rhein-Ruhr-Gebiet 1985 noch ca. 4 ng/m³ BaP ermittelt, 1994 waren es noch ca. 1 ng/m³ (Moriske, 2003).

Es liegt jedoch nur eine geringe Datenlage zu den – im Innenraum dominierenden – leichter flüchtigen PAK vor. Es wurden durch das Bremer Umweltinstitut daher ergänzend an den 20 unterschiedlichen Standorten insgesamt 47 Luftuntersuchungen der Außenluft durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Gehalte der 16 PAK nach EPA in der Außenluft, n = 47

Substanz	Min	10 Perzentil	50 Perzentil	90 Perzentil	Max
Angaben in ng/m ³					
Naphthalin	0,8	26,2	121,0	507,9	1.428,6
Acenaphthylen	<0,4	0,5	2,9	11,6	37
Acenaphthen	< 0,4	1,6	4,5	46,8	98
Fluoren	< 0,4	3,2	5,8	21	60
Phenanthren	4,6	5,0	12	45,2	410
Anthracen	< 0,4	0,5	1,2	6,4	14
Fluoranthren	< 0,4	1,1	2,8	11,4	28
Pyren	< 0,4	0,5	2,2	9,3	15
Chrysen	< 0,4	< 0,4	0,4	1,6	3,2
Benzo(a)anthracen	< 0,4	< 0,4	0,5	2,0	4,7
Benzo(b)fluoranthren	< 0,4	< 0,4	0,5	1,9	4,7
Benzo(k)fluoranthren	< 0,4	< 0,4	0,5	1,5	4,6
Benzo(a)pyren	< 0,4	< 0,4	< 0,4	2,5	5
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,4	< 0,4	0,5	3,1	5
Dibenzo(a,h)anthracen	< 0,4	< 0,4	0,5	1,5	5
Benzo(g,h,i)perylene	< 0,4	< 0,4	0,5	2,1	5
Summe PAK	35,6	57,5	164,8	593,5	1.607,6

Innenraumluftkonzentrationen

An etwa 20 Objekten wurden in unterschiedlichen Räumen PAK-Konzentrationen in der Luft bestimmt. Der Anlass der Beprobung war hierbei unterschiedlich: In einigen Objekten führte eine starke Geruchsbelästigung (teeriger Geruch) zu dem Verdacht einer Belastung mit PAK, in anderen Objekten wurden – zufällig bei Renovierungsmaßnahmen - PAK-haltige Materialien entdeckt. Hier sollte eine mögliche Luftbelastung

aufgrund einer erkannten Primärquelle abgeklärt werden. Eine Reihe von Untersuchungen fand zudem gezielt in der Umgebung von PAK-belasteten Räumen (zur Abgrenzung des belasteten Bereichs im Gebäude) statt, andere Untersuchungen wurden an kalten Brandstellen bzw. in deren Umgebung durchgeführt. Weiterhin sind einige Sanierungskontrollen in die Untersuchungen eingeflossen. Insgesamt liegen 111 Luftuntersuchungen in Innenräumen vor, die im Zeitraum 1.8.02 bis Ende 2003 entnommen und untersucht wurden. Die statistischen Kenngrößen der Verteilung sind in Tabelle 4 zusammengestellt. Als mengenmässig bedeutendste PAK sind Naphthalin, Acenaphthen, Fluoren und Phenanthren anzusehen. Es wird deutlich, dass im Innenraum erheblich höhere Belastungen mit den untersuchten 16 PAK nach EPA möglich sind und erwartet werden müssen als in der Außenluft.

Obwohl in der hier vorliegenden Untersuchung kein Zufallskollektiv dargestellt wird, entsprechen die dargestellten Perzentilwerte für Naphthalin weitgehend den von Krause et.al. (1991) veröffentlichten. Diese wurden allerdings in den 80er Jahren mit einem Aktivkohle basierten Passivsammlerverfahren gewonnen, so dass ein Vergleich erschwert ist. Ausgehend von beiden Untersuchungen gibt es jedoch keinen Hinweis auf eine bedeutende Veränderung der Belastungssituation mit gasförmigen PAK.

Tabelle 4: Zusammenfassung aus 111 Luftuntersuchung aus Innenräumen (Verdachtsräume)

Substanz	min	10 Perzentil	50 Perzentil	90 Perzentil	max
Angaben in ng/m ³					
Naphthalin	241,9	361,1	944,4	3.823,5	30.909,1
Acenaphthylen	0,3	2,6	9,5	94,0	1.800,0
Acenaphthen	4,7	14,0	53,0	540,0	10.000,0
Fluoren	7,9	16,0	44,0	320,0	1.700,0
Phenanthren	19,0	40,0	150,0	720,0	5.500,0
Anthracen	0,7	1,8	12,0	51,0	420,0
Fluoranthren	0,4	3,5	8,5	58,0	470,0
Pyren	0,4	1,9	5,5	25,0	190,0
Chrysen	< 0,4	< 0,4	0,5	2,7	56,0
Benzo(a)anthracen	< 0,4	< 0,4	0,6	2,8	120,0
Benzo(b)fluoranthren	< 0,4	< 0,4	0,5	2,1	110,0
Benzo(k)fluoranthren	< 0,4	< 0,4	0,5	1,2	110,0
Benzo(a)pyren	< 0,4	< 0,4	0,5	1,8	21,0
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,4	0,4	0,5	0,9	30,0
Dibenzo(a,h)anthracen	< 0,4	< 0,4	0,5	0,8	9,8
Benzo(g,h,i)perylene	< 0,4	0,4	0,5	1,4	90,2
Summe PAK	353	513	1.517	8.436	34.217

Anhand der hier vorliegenden Untersuchungen ist in verschiedenen Objekten erkennbar, dass auch staubdicht verbaute PAK-haltige Materialien zu erhöhten Belastungen mit (gasförmigen) PAK-Belastungen führen können. Zu nennen sind Anstriche (zum Teil als Feuchtigkeitssperreanstriche unter Putz), Pappen (als Feuchtigkeitsschutz zum Teil unterhalb des Estrich zwischen Mauern und Fundamenten oder unterhalb von Holzkonstruktionen unter Parketten), Asphaltestriche bzw. Vergussprodukte im Fußbodenbereich. Im

Gegensatz hierzu sind Asphalthomogenplatten in der Regel deutlich sichtbar. Eine Übersicht über die PAK-Gehalte der Primärquellen in den genannten Objekten findet sich in Tabelle 5.

Tabelle 5: Übersicht über PAK-Gehalte unterschiedlicher Primärquellen

	Anstriche n=4	Pappen n=3	Estrich/ Vergussmassen n=5	Asphaltplatten n=2
Angaben in mg/kg				
Naphthalin	1,7 – 340	8,5 – 410	1,4 – 4.200	3 / 4,6
Acenaphthylen	1,1 – 5	17 – 95	2,3 – 1.400	2,6 / 16
Acenaphthen	1,1 – 31	30 – 3.300	24 – 1.100	28/190
Fluoren	0,4 – 100	89 – 1.400	23 – 1.600	59/230
Phenanthren	860 – 1.000	2.300 – 23.000	220 – 36.000	1.500 / 4.400
Anthracen	77 – 140	590 – 2.400	30 – 5.700	240 / 1.200
Fluoranthen	79 – 2.400	1800 – 17.000	280 – 67.000	900 / 4.000
Pyren	140 – 1.800	1300 – 11.000	210 – 58.000	700 / 2.800
Chrysen	35 – 1.100	480 – 3.200	42 – 35.000	890 / 2.100
Benzo(a)anthracen	49 – 1.100	410 – 3.000	57 – 41.000	860 / 2.200
Benzo(b)fluoranthen	21 – 950	1200 – 2.900	16 – 13.000	720 / 1.200
Benzo(k)fluoranthen	25 – 810	1200 – 2.600	9,9 – 14.000	570 / 750
Benzo(a)pyren	31 – 880	760 – 3.000	13 – 13.000	910 / 1.200
Indeno(1,2,3-cd)pyren	14 – 550	330 – 1.700	5,2 – 5.300	440 / 920
Dibenzo(a,h)anthracen	4,8 – 380	130 – 400	2,3 – 2.600	51 / 570
Benzo(g,h,i)perylene	20 – 320	200 – 1.500	7,5 – 4.700	310 / 750
Summe PAK	485-10.940	13.745 – 68.050	980 – 298.000	8.180/22.530

Vorläufiges Bewertungsschema

Die ubiquitäre Belastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen ist kritisch aufgrund der kanzerogenen Wirkung verschiedener PAK. Als krebserregend für den Menschen sind laut MAK-Liste (DFG, 2003) folgende Substanzen bzw. Gemische, die die folgenden Substanzen enthalten, anzusehen: Naphthalin, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylene, Benzo(k)fluoranthen, Chrysen, Dibenzo(a,h)-anthracen und Indeno(1,2,3-cd)pyren.

Aufgrund dieser kanzerogenen Wirkungen existiert für die Außenluft für BaP ein Zielwert von 1,3 ng/m³ (LAI, 1992), zur Zeit wird auf EU-Ebene ein BaP-Grenzwert von 1 ng/m³ diskutiert (<http://www.umwelt.hessen.de>).

Vergleichbare Ziel- oder Richtwerte für den Innenraum existieren bislang nicht. Zwar sind die in höheren Mengen im Innenraum nachgewiesenen, flüchtigeren PAK – nach heutigem Kenntnisstand – weniger stark kanzerogen, dennoch kann aufgrund der höheren Konzentrationen in Innenräumen eine Gesundheitsgefährdung per se nicht ausgeschlossen werden. Ein Konzept zur Bewertung des kanzerogenen Potenzials wird vom Bremer Umweltinstitut in Kürze (2004) vorgeschlagen.

Aus verschiedenen Gründen ist jedoch auch die Beschreibung einer „normalen“ Belastungssituation erforderlich. Eine Datengrundlage, die dies etwa auf Basis einer repräsentativen Untersuchung von Haushalten ermöglichen würde, liegt für Naphthalin nur begrenzt, für die anderen PAK nicht vor. Daher soll aus der hier beschriebenen Studie ein vorläufiger Bewertungsvorschlag erarbeitet werden.

Die Ähnlichkeit der statistisch ermittelten Perzentilwerte für Schwebstaub-gebundenen PAK (ab Benzo(a)anthracen) zwischen Außenluft und Innenraum lässt erkennen, dass bedeutende Teile der Belastungen in Innenräumen durch die Außenluft verursacht sein dürften. Zur Bewertung dieser Substanzen ist daher weiterhin eine parallele Beprobung der Außenluft sinnvoll.

Bei deutlicher Überschreitung (bspw. um den Faktor 2) der Innenluftbelastung mit schwerer flüchtigen PAK gegenüber der Außenluft, sollte dies als Hinweis auf eine erhöhte Belastung im Innenraum, d.h. in der Regel als Hinweis auf die Existenz einer Quelle gewertet werden.

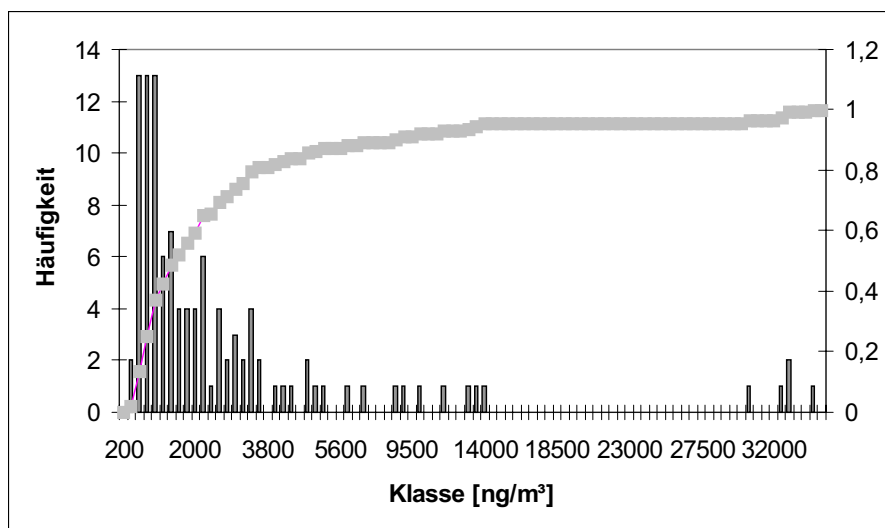


Abbildung 12: Häufigkeitsdiagramm für die Summe der PAK nach EPA aus 111 Luftuntersuchungen in Innenräumen

Bei leichter flüchtigen PAK sind in der Regel erhöhte Konzentrationen im Innenraum gegenüber der Außenluft festzustellen, auch ohne dass dies zwingend auf den Einfluss einer massiven Innenraumquelle hinweist. Verantwortlich hierfür können diffuse Innenraumquellen oder ein photolytischer Abbau einzelner PAK in der Außenluft sein. Eine Bewertung durch den Vergleich mit der Außenluft ist daher nicht möglich. Für diese Substanzen wird eine vorläufige Bewertung auf Basis der Perzentilwerte vorgeschlagen. Bei Betrachtung der Verteilung der PAK-Summenkonzentrationen (vgl. Abbildung 12) wird ersichtlich, dass sich zumindest 5 Luftproben mit jeweils mehr als 30.000 ng/m³ PAK deutlich von den anderen Luftuntersuchungen separieren lassen. In diesen Räumen sind sicher starke Emissionsquellen vorhanden. Daher soll als Basis für die Bewertung eine von Extremwerten bereinigte Statistik Verwendung finden (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6: Zusammenstellung aus Luftuntersuchungen bezüglich Extremwerte bereinigt

	Minimum	10 Perzentil	50 Perzentil	90 Perzentil	Maximum
Angaben in ng/m ³					
Naphthalin	241,9	354,5	938,8	3.000,0	10.714,3
Acenaphthen	4,7	13,5	44,0	370,0	4.800,0
Fluoren	7,9	16,0	42,5	235,0	1.700,0
Phenanthren	19,0	39,5	145,0	535,0	5.500,0
Anthracen	0,7	1,8	11,5	47,0	420,0
Fluoranthren	0,4	3,4	8,4	49,0	470,0
Pyren	0,4	1,9	5,4	21,0	190,0
Chrysen	0,1	0,3	0,5	2,6	56,0
Summe PAK	353	511	1.322	4.782	13.654

Folgende Rückschlüsse werden für Bewertung von **Belastungen mit überwiegend flüchtigen, in der Gasphase vorliegenden PAK** gezogen:

1. **Bei einer Überschreitung eines der in Tabelle 6 angegebenen 90 Perzentilwerte ist mit hoher Sicherheit eine deutliche Emissionsquelle im Raum zu vermuten.** Es sei darauf hingewiesen, dass die AGÖF (N.N., 2004) basierend auf ihren Untersuchungsdaten zu VOC-Untersuchungen für Naphthalin einen Auffälligkeitswert von 2000 ng/m³ nennt (entspricht dem 80 Perzentilwert dieser Studie).
2. Lux et al. weisen in einer Untersuchung flüchtiger organischer Verbindungen in 188 Wohnräumen in Neubauten Naphthalin mit einer Nachweisgrenze von 1000 ng/m³ in der Regel nicht nach (95. Perzentilwert). Köhler et.al. (2003) konnten in einem Gebäude anhand der Untersuchung der Phenanthrenluftkonzentration Räume ohne erkennbare PAK-Quellen (mit einer Mediankonzentration von 55 ng/m³) gegenüber Räumen mit einem Teeranstrich unterhalb des Putzes (mit einer Mediankonzentration von 96 ng/m³) deutlich unterscheiden. Das in dieser Untersuchung erfasste Probenkollektiv entstammt vor allem Verdachtsräumen, daher liegen die in dieser Untersuchung ermittelten Perzentilwerte über der hypothetischen durchschnittlichen Belastung. **Eine Überschreitung eines oder mehrerer 50 Perzentilwerte der Tabelle 6 weist daher (höchstwahrscheinlich) auf eine über dem Durchschnitt liegende PAK-Belastung hin und stellt einen Hinweis auf eine Emissionsquelle oder mehrere Emissionsquellen im Raum dar.**

Das vorgeschlagene Bewertungskonzept ist nicht zur Bewertung einer möglichen gesundheitlichen Gefährdung ausgehend von PAK-Luftbelastungen geeignet. Es dient jedoch dem Erkennen möglicher Emissionsquellen für PAK. Durch Entfernen emissionsstarker PAK-Emissionsquellen sollte eine Minimierung der Innenraumbelastungen mit PAK angestrebt werden.

Literatur

BGA (1991): Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes zu Asphalt-Fußbodenplatten. Bundesgesundheitsblatt Nr. 8, S. 391

Bremer Umweltinstitut (2004) in Vorbereitung

- DFG (2003): MAK- und BAT-Werte-Liste. Senatskommission zur Prüfung gesundheits-schädlicher Arbeitsstoffe.
- DIBT (2000): Hinweise für die Bewertung und Maßnahmen zur Verminderung der PAK-Belastung durch Parkettböden mit Teerklebstoffen in Gebäuden. DIBT-Mitteilungen Nr.4
- DIECKOW, P.; ULLRICH, D.; SEIFERT, B. (1999): Vorkommen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wohnungen mit Parkettfußböden. WaBoLu Heft 2.
- HEUDORF, U.; EWERS, U. (2003): Humanbiomonitoring-Untersuchung- und -Bewertung bei Schadstoffbelastungen im Innenraum. In: Morsike und Turowski (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lufthygiene. 10. Erg.-Lieferung. Ecomed-Verlag
- KÖHLER, M.; HOERNES, U.; ZORN, Ch., (2001): PAK-Belastungen durch Teer-anstriche und ihre Sanierung. Tagungsband des 6. Fachkongreß der Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute, Nürnberg. ISBN 3-930576-03-1. S 241
- KRAUSE, C. et al. (1991): Umwelt-Survey, Band III c: Wohn-Innenraum: Raumluft.-Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin 1991 (WaBoLu Hefte 4/1991)
- LÄNDERAUSSCHUSS für IMISSIONSSCHUTZ (LAI, 1992): Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Entwicklung von „Beurteilungsmaßstäben für kanzerogene Luftverunreinigungen“ im Auftrag der Umweltministerkonferenz. Ministerium für Umwelt, Raumordnung, und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf
- LUTHER, M; MORISKE, H.-J.; RÜDEM; H. (1990): Raumluftbelastung mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) bei Verwendung von Asphalt-Fußbodenplatten. Forum Städte-Hygiene 41. S. 95 -103
- LUX, W.; MOHR, S., HEINZOW, B., OSTENDORP, G. (2001): Belastungen der Raumluft privater Neubauten mit flüchtigen organischen Verbindungen. Bundesgesundheitsblatt Nr. 6 S. 619-624
- MARONI, M.; SEIFERT, B., LINDVALL, TH. (1995): Indoor Air Quality – a comprehensive reference book. Elsevier Science B.V. Amsterdam
- MORISKE, H.-J.(2003): Außenlufthygiene – Chemische Luftverunreinigungen.In: Morsike und Turowski (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lufthygiene. 10. Erg.-Lieferung. Ecomed-Verlag
- RÜHL R., KLUGER N. (2003): Handbuch Bauchemikalien. ecomed Verlag, Landsberg am Lech, 28. Ergänzungslieferung
- VDI 4300 Blatt 2 (1997), Beuth-Verlag
- VDI 3875 Blatt 1 (1996), Beuth-Verlag
- ZWIENER, G. (1997): Handbuch Gebäude-Schadstoffe. Verlagsgesellschaft Rudolf Müller. Köln