

Abschätzung der zusätzlichen Aufnahme von PCB in Innenräumen durch die Bestimmung der PCB-Konzentrationen in Plasma bzw. Vollblut

Stellungnahme der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes

Hintergrund

Auf der Grundlage neuer Erkenntnisse zur Immun-, Neuro- und Hepatotoxizität von PCB im niedrigen Dosisbereich sowie in Folge der Neubewertung der coplanaren PCB im Rahmen des TEQ-Konzeptes durch die WHO wird derzeit in Fachgremien über eine Revision des TDI-Wertes für PCB sowie über eine Revision der Richtwerte der Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden [1] diskutiert. Im Zusammenhang mit der ggf. erforderlichen Neubewertung von Innenraumluftbelastungen durch PCB hat die Innenraumluftthygiene-Kommission des Umweltbundesam-

tes die Kommission für Human-Biomonitoring um eine fachliche Stellungnahme gebeten. Es sollte insbesondere zu der Frage Stellung genommen werden, in welchem Ausmaß PCB-Raumluftbelastungen zur intrakorporalen PCB-Belastung exponierter Personen beitragen.

Aktivitäten der HBM-Kommission

Die HBM-Kommission hat sich in den letzten Jahren intensiv mit der korporalen Belastung des Menschen mit PCB befasst. In einer Mitteilung aus dem Jahre 1998 wurden Referenzwerte für die PCB-Kongeneren Nr. 138, 153 und 180 und deren Summe in Humanblut und -plas-

ma publiziert [2]. Im Jahre 1999 wurde eine Stoffmonographie über PCB mit einer ausführlichen Erläuterung dieser Referenzwerte vorgelegt [3]. Zur Beurteilung der Belastung von Muttermilch durch PCB und andere Organochlorverbindungen wurden ebenfalls Referenzwerte abgeleitet [4]. Aufgrund des allgemeinen Rückgangs der nahrungsbedingten PCB-Belastung wurde eine Aktualisierung der Referenzwerte für die PCB-Kongeneren Nr. 138, 153 und 180 in Humanblut auf Basis der Ergebnisse des Umwelt-Surveys 1998 und des Landesgesundheitsamtes Baden-Württemberg vorgenommen [5] (Tabelle 1).

Die aktuelle PCB-Innenraumluftproblematik wurde in der Arbeitsgruppensitzung „Organochlorverbindungen“ der HBM-Kommission im Februar 2002 und auf der Sitzung der HBM-Kommission am 18. und 19. April 2002 ausführlich erörtert. Wesentliche Grundlage für die Beurteilung war die Vorstellung neuerer Untersuchungsergebnisse aus einer PCB-kontaminierten Schule in Nürnberg sowie Überlegungen zur Ableitung von HBM-Werten für PCB.

Die bisherigen Feststellungen und Empfehlungen der HBM-Kommission [2, 3, 4, 5] lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Hauptquelle der PCB-Belastung des Menschen ist die Nahrung.
- Die PCB-Belastung der Nahrung ist seit Jahren rückläufig. Entsprechend

Tabelle 1
Referenzwerte für die Summe PCB 138, 153 und 180 in Vollblut/Plasma in µg/l

∑ 138+153+180	Alter (Jahre)	Untersuchungsjahr	Referenzwert	Quelle
Plasma	18–25	1994/95	3,2	[2, 3]
	26–35		5,6	
	36–45		7,6	
	46–55		10,0	
	56–65		12,2	
Vollblut	9–11	1998	0,9	[5]
	18–19		1,1	
	20–29		2,0	
	30–39		3,2	
	40–49		5,1	
	50–59		6,4	
	60–69		7,8	

Tabelle 2

Summenkonzentrationen der 3 hoch und der 3 niedrig chlorierten Indikator-kongeneren der PCB im Plasma von Kindern, Jugendlichen und Erwachsenen

	Alter (Jahre)	Untersuchungs-jahr	Anzahl (n)	Median [$\mu\text{g/l}$]	95. Perzentile [$\mu\text{g/l}$]	Quelle
Nürnberg						
Ledebour-Schule						
Σ 28, 52, 101	6–17	2001	377	0,022	0,081	[7]
Σ 138, 153, 180	6–12		174	0,395	1,043	
	12–17		201	0,401	1,030	
Kontrollschule						
Σ 28, 52, 101	6–17	2001	218	<NWG	0,013	[7]
Σ 28, 52, 101	6–12		124	0,319	1,128	
Σ 138, 153, 180	12–17		94	0,340	0,859	
Frankfurt/Main						
Σ 28, 52, 101				<0,1	<0,1	[8]
Σ 138, 153, 180	6–12	1998	60	0,92	3,51	
Σ 28, 52, 101				<0,1	<0,1	
Σ 138, 153, 180	12–18	1998	40	0,66	1,34	

ist auch die PCB-Belastung in Humanblut und Muttermilch rückläufig.

- Von den 6 Indikator-kongeneren PCB 28, 52, 101, 138, 153 und 180 werden in Humanblut und Muttermilch mit den üblichen Nachweismethoden nur die Kongeneren 138, 153 und 180 erfasst. Diese spiegeln überwiegend die nahrungsbedingte PCB-Belastung der Allgemeinbevölkerung wider.
- Die in kontaminierten Innenraumluft zumeist stark dominierenden Indikator-kongeneren Nr. 28, 52 und 101 werden im Blut der Allgemeinbevölkerung mit den üblichen Nachweisverfahren nicht gefunden, weil ihre Konzentration unterhalb der konventionellen Bestimmungsgrenze von etwa 0,1 $\mu\text{g/l}$ liegt.
- Die Festlegung von HBM-Werten für PCB in Humanblut ist aufgrund unzureichender Untersuchungen zu Dosis-Wirkungs-Beziehungen beim Menschen derzeit nicht möglich.

Zusatzbelastung durch PCB-belastete Innenraumluft

In den letzten Jahren wurden von verschiedenen Arbeitsgruppen Human-Bio-monitoring-Untersuchungen an Personen durchgeführt, die sich über längere Zeit in PCB-kontaminierten Räumen aufgehalten haben [6]. Die meisten dieser Untersuchungen zeigen, dass die Konzentrationen der PCB-Kongeneren Nr. 138, 153

und 180 im Blut dieser Personen im Vergleich zu Kontrollgruppen nicht oder nur sehr wenig erhöht waren. Die Konzentrationen der in der Innenraumluft zumeist dominierenden Indikator-kongeneren 28, 52 und 101 in Humanblut lagen bei den meisten Studien unterhalb der konventionellen Bestimmungsgrenze von 0,1 $\mu\text{g/l}$.

Durch Verfeinerung der Analyseverfahren konnte die Nachweisgrenze für PCB-Kongeneren in Humanblut inzwischen bis in den unteren ng/l-Bereich abgesenkt werden. Damit sind auch die PCB-Kongeneren Nr. 28, 52 und 101 in einem Konzentrationsbereich von einigen ng/l in Humanblut nachweisbar geworden.

Aufschlussreich sind in diesem Zusammenhang neuere Untersuchungen aus einer Schule in Nürnberg (Untersuchung und Bewertung der PCB-Belastung von Schülern und Lehrern der Georg-Ledebour-Schule, Nürnberg) [7]. Die PCB-Raumluft-Konzentrationen in dieser Schule lagen im Mittel bei 2.000 ng/m^3 , wobei das PCB 52 das vorherrschende Kongener war. Die PCB-Untersuchungen im Plasma der Schüler ($n=377$) ergaben für die PCB-Kongeneren 28, 52 und 101 höhere Werte im Vergleich zum Kontrollkollektiv, das 218 Schüler einer nicht mit PCB belasteten Schule im gleichen Stadtteil umfasste. Die Medianwerte für die Plasmaspiegel der 3 niedrig chlorierten PCB lagen bei den belasteten Schülern bei 6, 9 und 5 ng/l . Der Medianwert für die Summe der 3 niedrig chlorierten PCB betrug 22 ng/l . Die entsprechenden 95. Perzentile betragen 23, 38 und 24 ng/l (Σ 81 ng/l). Bei der Gruppe der nicht PCB-belasteten Schüler lagen die Medianwerte unterhalb der Nachweisgrenze. Die 95. Perzentile für die Summe der PCB-Kongeneren 28, 52 und 101 lag bei 13 ng/l (Tabelle 2).

Die aus dieser Studie vorliegenden Messdaten zeigen, dass es bei den Schülerinnen und Schülern der PCB-belasteten Schule zu einer messbaren zusätzlichen inneren Belastung durch niedrig chlorierte PCB gekommen ist. Gemessen am Medianwert der Summenkonzentration der 6 Indikator-kongeneren beträgt der Anteil der PCB-Kongeneren 28, 52 und 101 allerdings nur ca. 5%. Der Anteil der überwiegend mit der Nahrung aufgenommenen PCB-Kongeneren 138, 152 und

Tabelle 3

Summe der 3 niedrig- und der 3 hoch chlorierten PCB-Konzentrationen in Plasma von Lehrerinnen und Lehrern einer kontaminierten und einer nicht kontaminierten Schule in Nürnberg

	Alter (Jahre)	Untersuchungs-jahr	Anzahl (n)	Median [$\mu\text{g/l}$]	95. Perzentile [$\mu\text{g/l}$]	Quelle
Nürnberg						
Ledebour-Schule						
Σ 28, 52, 101	28–59	2001	27	0,085	0,217	[7]
Σ 138, 153, 180	AM: 45			2,204	5,729	
Kontrollschule						
Σ 28, 52, 101	26–65	2001	17	0,005	0,072	
Σ 138, 153, 180	AM: 55			2,642	5,731	

AM arithmetischer Mittelwert.

180 macht demgegenüber im Mittel ca. 95% der Summenkonzentration der 6 Indikatorkongenere aus. Bei den Schülerinnen und Schülern der nicht PCB-belasteten Vergleichsschule ist der Anteil der PCB-Kongenere 28, 52 und 101 so gering, dass er nicht quantifiziert werden kann.

Der Medianwert der Summe der 3 hoch chlorierten Indikatorkongenere liegt bei Schülern der Ledebour-Schule bei 396 ng/l, der entsprechende Wert der Vergleichsgruppe beträgt 331 ng/l. Dieser Unterschied ist statistisch nicht signifikant. Entsprechende Daten zur inneren PCB-Belastung von Kindern und Jugendlichen aus Frankfurt liegen deutlich höher [8] (s. Tabelle 2). Dabei ist allerdings zu bedenken, dass zwischen den Untersuchungen in Frankfurt und Nürnberg etwa 3 Jahre liegen, in denen die PCB-Belastung der Bevölkerung weiter rückläufig war. Auch Einflüsse durch regionale Unterschiede in der Ernährung sind nicht auszuschließen. Die in der Ledebour-Schule ermittelte mittlere Zusatzbelastung von ca. 5% liegt damit im Bereich der Schwankungen der hauptsächlich nahrungsbedingten Hintergrundbelastungen und kann in Relation zur Höhe dieser Hintergrundbelastung als gering eingestuft werden.

Tabelle 3 zeigt, dass auch bei den Lehrerinnen und Lehrern der Ledebour-Schule eine zusätzliche inhalative Aufnahme von niedrig chlorierten PCB nachweisbar war. Diese zusätzliche Aufnahme schlägt sich in einem Medianwert für die Summe von PCB 28, 52 und 101 von 85 ng/l Plasma nieder. Dem steht ein Medianwert der unbelasteten Vergleichsgruppe von nur 5 ng/l gegenüber. Gemessen an den Plasmaspiegeln der 3 hoch chlorierten PCB stellt diese zusätzliche Belastung durch die niedrig chlorierten PCB-Kongenere einen Anteil von 4% dar. Der bei den Lehrerinnen und Lehrern der Kontrollschule ermittelte höhere Medianwert der Summenkonzentrationen von PCB 138, 152 und 180 ist vermutlich auf das höhere Lebensalter (Mittelwerte 55 vs. 45 Jahre) zurückzuführen.

Untersuchungen an Lehrerinnen und Lehrern von 2 stark PCB-kontaminierten Schulen in Baden-Württemberg [9] führten zu ähnlichen Ergebnissen (Tabelle 4). Bei sehr hohen PCB-Raumluftkonzentrationen [Gesamt-PCB berechnet nach LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) jeweils bis über 10.000 ng/m³, in einer Schule (Waib-

Tabelle 4

PCB-Gehalte im Blut von Lehrerinnen und Lehrern in Baden-Württemberg aus 2 kontaminierten Schulen im Vergleich zu einer nicht kontaminierten Schule

	Alter (Jahre)	Untersuchungsjahr	Anzahl (n)	Median [µg/l]	95. Perzentile [µg/l]	Quelle
Schule Neureut						
∑ 28, 101	38–58	1995	37	0,14	0,25	[9, 13]
∑ 138, 153, 180	AM: 47			2,39	3,4	
Schule Waibstadt						
∑ 28, 101	40–62	1995	35	0,06	0,28	[9, 13]
∑ 138, 153, 180	AM: 50			2,04	4,1	
Kontrollschule						
∑ 28, 101	38–64	1995	29	0,03	0,07	[9, 13]
∑ 138, 153, 180	AM: 50			2,19	3,7	

AM arithmetischer Mittelwert.

stadt) überwiegend niedrig chlorierte, in der anderen (Neureut) mittel bis hoch chlorierte) waren die Konzentrationen von PCB 28 und PCB 101 im Blut der Lehrerinnen und Lehrer im Vergleich zur Kontrollgruppe (Lehrer einer nicht PCB-belasteten Schule) auf das 2- bis 4fache erhöht. PCB 52 konnte bei diesen Untersuchungen aufgrund von Matrixeinflüssen im Blut nicht quantifiziert werden. Die Konzentrationen der PCB-Kongenere 138, 152 und 180 im Blut waren im Vergleich zur Kontrollgruppe nicht erhöht. Die durch die PCB-Raumluftbelastung in den Schulgebäuden bedingte mittlere Zunahme der PCB-Konzentrationen im Blut (Summe der 6 Indikatorkongenere) wurde mit 6–7% abgeschätzt.

Eine weitere Studie [10] kommt zu ähnlichen Ergebnissen. Bei sehr hohen Raumluftkonzentrationen der PCB-Kongenere Nr. 28 und 52 (Konzentrationsbereich 400–1.200 ng/m³) war die Konzentration von PCB 28 in einer gepoolten Blutprobe der im Schulgebäude tätigen 18 Lehrerinnen und Lehrern 8fach höher als in der gepoolten Blutprobe einer Kontrollgruppe (240 ng/l vs. 30 ng/l). PCB 52 und 101 waren in Relation zur Kontrollgruppe etwa 2fach erhöht (70 ng/l vs. 30 ng/l bzw. 20 ng/l vs. 10 ng/l). Die durch die stark PCB-kontaminierte Raumluft bedingte Zunahme der Summenkonzentration der 6 PCB-Indikatorkongenere im Blut wird mit ca. 13% angegeben.

Bei den beiden v. g. Studien ist zu berücksichtigen, dass die PCB-Konzentrationen in der Raumluft der Schulge-

bäude weit oberhalb des Interventionswertes der PCB-Richtlinie lagen.

Aus den Ergebnissen der v. g. Studien lassen sich bzgl. der inhalativen PCB-Aufnahme bedeutsame Schlussfolgerungen ableiten. Die Ableitung der Richtwerte der PCB-Richtlinie beruht auf der Annahme eines Atemvolumens von 20 m³ (was einem praktisch 24-stündigen Aufenthalt in einer PCB-belasteten Atmosphäre entspricht) und einer 100%igen Resorption der eingeatmeten PCB-Dosis in den Blutkreislauf. Eine Modellrechnung ergibt, dass bei Zugrundelegen dieser Annahmen (lebenslanger 24-h-Aufenthalt, 100%ige Resorption) im Falle der Georg-Ledebour-Schule in Nürnberg für PCB 52 Plasmakonzentrationen im Bereich von ca. 300 ng/l zu erwarten gewesen wären. Die tatsächlich gemessenen Konzentrationen betragen im Mittel aber nur ca. 10 ng/l und lagen damit um das 30fache niedriger. Dies zeigt, dass mit den Annahmen, die der Ableitung der Richtwerte der PCB Richtlinie zugrunde gelegt wurden, die zusätzliche intrakorporale Belastung durch PCB-kontaminierte Innenraumluft erheblich überschätzt wird. Bei einer durchschnittlichen täglichen Expositionszeit von 6–8 h und einer vermutlich deutlich unterhalb von 100% liegenden Resorption der eingeatmeten PCB-Dosis ist vielmehr von einer deutlich geringeren resorbierten Dosis auszugehen. Eine Beurteilung der Risiken allein aufgrund der PCB-Konzentrationen in der Innenraumluft erscheint daher nicht sachgerecht.

Tabelle 5

Summenkonzentrationen der 3 hoch chlorierten Indikatorkongeneren PCB 138, 153 und 180 im Vollblut von Kindern, Jugendlichen und Erwachsenen in Deutschland

	Alter (Jahre)	Untersuchungs-jahr	Anzahl (n)	Median [$\mu\text{g/l}$]	95. Perzentile [$\mu\text{g/l}$]	Quelle
Baden-Württemberg						
Gesundheitsämter	9–11	1998/1999	404	0,35	0,89	[11]
Deutschland						
Umwelt-Survey	18–19	1998	107	0,5	0,9	[12]
	20–29		470	0,7	1,9	
	30–39		656	1,3	2,7	
	40–49		572	1,9	4,4	
	50–59		541	2,6	5,5	
	60–69		470	3,1	6,9	

Die Tabellen 2 und 5 zeigen eine Gegenüberstellung der PCB-Spiegel im Blut bzw. Plasma von Kindern, Jugendlichen und Erwachsenen aus verschiedenen Regionen in Deutschland. Um sie mit den in Plasma ermittelten Werten (Tabelle 2) vergleichen zu können, müssen die im Vollblut gemessenen PCB-Konzentrationen (Tabelle 5) mit einem Faktor von 2 multipliziert werden. Damit wird berücksichtigt, dass PCB ganz überwiegend nur im Plasma enthalten ist. Betrachtet man die Medianwerte und 95. Perzentile für die Summe der 6 Indikatorkongeneren, so zeigt sich, dass die Schüler der Ledebour-Schule in Nürnberg keine höheren PCB-Belastungen aufweisen als gleichaltrige Jugendliche aus anderen Regionen in Deutschland. Im Gegenteil: Im Rahmen der Studie Beobachtungsgesundheitsämter in Baden-Württemberg [11] und im Rahmen des Umwelt-Survey 1998 [12] wurden im Mittel sogar deutlich höhere Werte gemessen als bei den Schülerinnen und Schülern der Ledebour-Schule in Nürnberg.

Mit Ausnahme der in den Tabellen 2, 3 und 4 aufgeführten Untersuchungen liegen keine Angaben über die Konzentrationen der 3 niedrig chlorierten Indikatorkongeneren in Blut bzw. Plasma von Personen vor, die hinsichtlich ihrer inneren PCB-Belastung untersucht worden sind.

Zusammenfassend ist aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse festzustellen, dass unter den Nutzungsbedingungen einer Schule mit einer PCB-Raumluftbelastung im Bereich des

Interventionswertes der PCB-Richtlinie (3.000 ng/m^3) und typischem Kongenerenmuster (überwiegend niedrig und mittel chlorierte PCB) mit einer nur geringfügigen Zunahme der PCB-Konzentrationen im Blut zu rechnen ist. Letztere betrifft hauptsächlich die Kongeneren 28 und 52, in geringerem Maß auch PCB 101. In Relation zur hauptsächlich nahrungsbedingten Hintergrundbelastung ist die durch PCB-haltige Raumluft bedingte Zunahme der PCB-Konzentrationen im Blut gering. Im Bereich des Interventionswertes von 3.000 ng/m^3 kann diese Zunahme mit etwa 5% abgeschätzt werden. Dieser Unterschied ist jedoch unbedeutend, wenn man bedenkt, dass Kinder und Erwachsene in Deutschland auch unter normalen Lebensbedingungen PCB-Konzentrationen im Blut aufweisen, die z. T. wesentlich höher sind als die von Schülern und Lehrern in kontaminierten Schulen.

Obwohl sich die insgesamt 209 PCB-Kongeneren nicht nur in der Anzahl ihrer Chloratome unterscheiden, sondern auch in ihrem Stoffwechselverhalten und in ihrer Toxikokinetik, soll hier bei der Betrachtung ihrer Toxizität von einer vergleichbaren gesundheitlichen Wirkung ausgegangen werden. Da die höher chlorierten PCB-Kongeneren persistenter sind als die niedrig chlorierten Kongeneren, reichern sich die höher chlorierten PCB im menschlichen Körper stärker an, wobei mit steigender Konzentration dieser Substanzen die Wirkungen auf das Immunsystem und auf das Nervensystem

zunehmen. Für die Vermutung, dass die niedrig chlorierten PCB-Kongeneren stärker toxisch sind als die höher chlorierten PCB-Kongeneren, gibt es derzeit keine unterstützenden Daten.

In Anbetracht der relativ hohen Variabilität der nahrungsbedingten Hintergrundbelastung und unter der plausiblen Annahme, dass die in der Innenraumluft dominierenden PCB-Kongeneren nicht stärker toxisch sind als die mit der Nahrung aufgenommenen höher chlorierten PCB-Kongeneren, kann nach Auffassung der Kommission Human-Biomonitoring aus der durch Einatmung von PCB-belasteter Innenraumluft (bis 3.000 ng/m^3) bedingten geringfügigen Zusatzbelastung kein nennenswertes zusätzliches Gesundheitsrisiko abgeleitet werden.

Ableitung von HBM-Werten für PCB

Die HBM-Kommission hat sich auf ihrer 23. Sitzung am 18. und 19. April 2002 erneut mit der Frage der Ableitung von HBM-Werten für PCB in Humanblut befasst. Unter Berücksichtigung der neuesten Literatur wurde ein mögliches Ableitungsverfahren diskutiert, das allerdings erhebliche Unsicherheiten einschloss. Nach Auffassung der HBM-Kommission ist eine Festlegung von HBM-Werten für PCB aufgrund der diesbezüglich nach wie vor unbefriedigenden Datenlage derzeit nicht möglich.

Empfehlungen der HBM-Kommission an die Innenraumluftthygiene-Kommission

Die HBM-Kommission empfiehlt der Innenraumluftthygiene-Kommission, bei der Reevaluierung der Richtwerte der PCB-Richtlinie zu berücksichtigen, dass die durch PCB-haltige Innenraumluft bedingte korporale Zusatzbelastung im Vergleich zur überwiegend nahrungsbedingten Hintergrundbelastung gering ist und dass die nahrungsbedingte PCB-Belastung weiter rückläufig ist. Raumluftbelastungen im Bereich des in der PCB-Richtlinie genannten Interventionswertes von 3.000 ng/m^3 führen unter den Nutzungsbedingungen einer Schule nur zu einer geringfügigen korporalen Zusatzbelastung. Raumluftbelastungen im Bereich des Vorsorgewertes von 300 ng/m^3 dürften dementsprechend

mit einer nur minimalen Zusatzbelastung assoziiert sein. In Anbetracht der relativ großen Variabilität der nahrungsbedingten Hintergrundbelastung und unter der Annahme, dass die in der Innenraumluft dominierenden PCB-Kongeneren nicht stärker toxisch sind als die mit der Nahrung aufgenommenen höher chlorierten PCB-Kongeneren, kann nach Auffassung der Kommission Human-Biomonitoring aus diesem geringen Inkrement der Zusatzbelastung kein nennenswertes zusätzliches Gesundheitsrisiko abgeleitet werden.

Für Schulen sowie für Kindergärten und verschiedene andere Gebäude mit vergleichbarer Aufenthaltsdauer der Nutzer gewährleistet die Einhaltung der Richtwerte der PCB-Richtlinie nach Auffassung der HBM-Kommission ein ausreichendes Maß an Sicherheit dafür, dass die korporale Belastung mit Gesamt-PCB nur unwesentlich erhöht wird.

Um ggf. auch HBM-Werte für polychlorierte Biphenyle ableiten zu können, sollten künftig die gesundheitlichen Wirkungen von PCB-Raumluftbelastungen und PCB-Belastungen über andere Pfade anhand geeigneter Parameter untersucht und zusätzlich die PCB-Konzentrationen im Blut bzw. Plasma der exponierten Personen gemessen werden.

Da die durch PCB-kontaminierte Raumluft bedingte Zunahme der PCB-Konzentrationen im Blut im unteren ng/l-Bereich angesiedelt ist, sollte durch Vergleichsuntersuchungen, Ringversuche etc. geklärt werden, ob es die heutigen Möglichkeiten der instrumentellen Analytik zulassen, die konventionelle Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l weiter abzusenken. Dies sollte insbesondere im Hinblick darauf erfolgen, die durch Einatmung PCB-belasteter Innenraumluft bedingte Zusatzbelastung besser quantifizieren zu können.

Mit einer dergestalt optimierten analytischen Methode sollte versucht werden, die Konzentrationen der 3 niedriger chlorierten PCB-Indikatorkongene-

re in Plasma- bzw. Vollblutproben einer repräsentativen Gruppe der Allgemeinbevölkerung zu bestimmen. Aus den Ergebnissen können dann Referenzwerte für die Konzentrationen von PCB 28, 52 und 101 in Plasma bzw. Vollblut abgeleitet werden. Diese Referenzwerte könnten möglicherweise die Grundlage für eine eingehendere Abschätzung der zusätzlichen Belastungen durch PCB bilden, die in Innenräumen auftreten.

Die aktuelle Diskussion bezieht sich nicht nur auf die nieder chlorierten, sondern auch auf coplanare PCB. Neuere Ergebnisse weisen darauf hin, dass PCB-kontaminierte Räume (bei hoch chloriertem PCB-Kongeneren-Muster) z.T. kritische Konzentrationen an coplanaren PCB erreichen, wenn man die mit üblichen Expositionsszenarien berechnete inhalativ aufgenommene PCB-Dosis mit dem von der WHO empfohlenen TEQ-Richtwert vergleicht. Aufgrund der bisherigen Biomonitoring-Ergebnisse kann man allerdings davon ausgehen, dass die Aufnahme der coplanaren PCB in diesen Szenarien in gleicher Weise überschätzt wird, wie die der Indikatorkongeneren und damit die interne Belastung nicht im kritischen Bereich sein wird. Weitere Biomonitoring-Untersuchungen sind erforderlich, um diese Fragen gezielt abzuklären und damit eine sichere Basis für die Regulierung zu finden.

Im Zuge einer Revision der PCB-Richtlinie sollten auch Human-Biomonitoring-Untersuchungen als Entscheidungskriterium in Erwägung gezogen werden, damit Entscheidungen über Sanierungsmaßnahmen angemessen getroffen werden können.

Literatur

1. Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile (PCB-Richtlinie) (1995) Mitteilungen DIBt (=Deutsches Institut für Bautechnik) 2:50–59
2. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes (1998) Referenzwerte für die PCB-Kongeneren Nr. 138, 153 und 180 und deren Summe im Humanblut. Bundesgesundheitsblatt 41:416
3. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes (1999) Stoffmonographie PCB. Referenzwerte für Blut. Bundesgesundheitsbl Gesundheitsforsch Gesundheitsschutz 42:511–521
4. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes (1999) Referenzwerte für HCB, β -HCH, DDT und PCB in Frauenmilch. Bundesgesundheitsbl Gesundheitsforsch Gesundheitsschutz 42:533–539
5. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes (2003) Aktualisierung der Referenzwerte PCB-138, -153, -180 im Vollblut sowie Referenzwerte für HCB, β -HCH und DDE im Vollblut. Bundesgesundheitsbl Gesundheitsforsch Gesundheitsschutz 46:161–168
6. Bleeker I, Fischer AB, Tilkes F, Eikmann T (1999) PCB-Konzentrationen im menschlichen Blut. Umweltmed Forsch Prax 4:84–96
7. Bayerisches Staatsministerium für Gesundheit, Ernährung und Verbraucherschutz (StMGEV) (2002) Abschlussbericht für das StMGEV zum Forschungsprojekt Untersuchung und Bewertung der PCB-Belastung von Schülern und Lehrern der Georg-Ledebour-Schule. Nürnberg, September 2002
8. Heudorf U, Angerer J, Drexler H (2002) Polychlorinated biphenyls in the blood plasma: current exposure of the population in Germany. Rev Environ Health 17:123–134
9. Gabrio T, Piechotowski I, Wallenhorst T et al. (2000): PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools. Chemosphere 40:1055–1062
10. Schwenk M, Gabrio T, Pöpke O, Wallenhorst T (2002) Human biomonitoring of polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofuranes in teachers working in a PCB-contaminated school. Chemosphere 47:229–233
11. Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg (2000) Projekt Beobachtungsgesundheitsämter; Belastungs- und Wirkungsmonitoring, Bericht zur Untersuchung 1998/1999 und Anhang, Stuttgart
12. Becker K, Kaus S, Helm D et al. (2002) Umwelt-Survey 1998, Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland. WaBoLu-Heft 01/02 Umweltbundesamt, Berlin