

U. Ewers<sup>1</sup>  
E. Roßkamp<sup>2</sup>  
U. Heudorf<sup>3</sup>  
H.-J. Mergner<sup>1</sup>

# Zehn Jahre PCB-Richtlinie – Versuch einer Bilanz aus hygienischer und umweltmedizinisch-toxikologischer Sicht

*10 Years Guideline for the Remediation of PCB-Contaminated Buildings – a Hygienic and Toxicological Re-evaluation*

## Zusammenfassung

**Ziel:** Im Jahre 1995 wurde die Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCB-Richtlinie) der Arbeitsgemeinschaft der für das Bau-, Wohnungs- und Siedlungswesen zuständigen Minister der Bundesländer (ARGEBAU) veröffentlicht. Seitdem wurden zahlreiche PCB-belastete Schul-, Universitäts- und Verwaltungsgebäude gemäß PCB-Richtlinie saniert. In dem vorliegenden Artikel wird versucht, aus hygienischer und umweltmedizinisch-toxikologischer Sicht eine Bilanz der Anwendung und Umsetzung der PCB-Richtlinie zu ziehen. Es werden die toxikologischen Grundlagen der Beurteilungswerte der PCB-Richtlinie, die Bedeutung und Funktion von TDI-Werten und die neueren Diskussionen über eine Absenkung des bisher gültigen TDI-Wertes für PCB und damit der Beurteilungswerte der PCB-Richtlinie dargestellt und kommentiert. Des Weiteren werden die Ergebnisse der in jüngster Zeit publizierten Human-Biomonitoring-Untersuchungen an Personen, die gegenüber PCB-haltiger Raumluft exponiert waren, erörtert. **Schlussfolgerungen:** Eine Revision der PCB-Richtlinie erscheint erforderlich. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass die durch PCB-haltige Raumluft bedingte Zusatzbelastung im Vergleich zur nahrungsbedingten Hintergrundbelastung gering ist, und dass die Hintergrundbelastung mit PCB seit Anfang/Mitte der 1980er-Jahre stark abgenommen hat und weiter abnimmt. Bei Entscheidungen über aufwändige Sanierungsmaßnahmen sollten auch die Ergebnisse von HBM-Untersuchungen berücksichtigt werden. Des Weiteren sollte deutlich gemacht werden, dass Sanierungen von PCB-belasteten Gebäuden i. d. R. Vorsorgemaßnahmen sind, und dass Gesundheitsgefährdungen durch

## Abstract

**Purpose:** In 1995 a guideline was established in Germany, which requires the remediation of buildings with elevated indoor air concentrations of polychlorinated biphenyls (PCB). The action limit is 3000 ng/m<sup>3</sup>. The tolerable PCB indoor air concentration is 300 ng/m<sup>3</sup>. The aim of remediation actions is to reduce PCB in indoor air to levels < 300 ng/m<sup>3</sup> by removing the sources of PCB in buildings (mainly sealants, ceiling plates, wall colours). Based on this guideline a great number of school buildings, university buildings and administration buildings constructed in the 1960ies and 1970ies were renovated. In this paper, the toxicological basis of the aforementioned guide values are discussed. Furthermore, recent papers and proposals to establish lower guideline values for PCB in indoor air are discussed. **Conclusions:** The existing PCB guideline should be revised. When revising the guide values for PCB in indoor air it should be kept in mind that human PCB exposure is mainly via food, that PCB intake via food has been declining since more than 20 years, and that there is only a minor increase of PCB blood levels following inhalation of PCB in indoor air. In public discussions it should be clearly stated that remediation of PCB contaminated buildings is a preventive action. PCB concentrations in indoor air, which are associated with significant health risks, are presumably much higher than the current action value.

## Key words

Polychlorinated biphenyls · PCB · indoor air · public buildings · TDI · guide values · biological monitoring

## Institutsangaben

<sup>1</sup> Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen  
<sup>2</sup> Querstraße 10, 14163 Berlin  
<sup>3</sup> Gesundheitsamt der Stadt Frankfurt, Frankfurt/Main

## Korrespondenzadresse

Prof. Dr. Ulrich Ewers · Hygiene-Institut des Ruhrgebiets · Rotthausenstraße 19 · 45879 Gelsenkirchen ·  
E-mail: u.ewers@hyg.de

## Bibliografie

Gesundheitswesen 2005; 67: 809–819 © Georg Thieme Verlag KG Stuttgart · New York  
DOI 10.1055/s-2005-858784  
ISSN 0941-3790

PCB-haltige Raumluft (im toxikologischen Sinne) erst bei sehr viel höheren Raumluftkonzentrationen zu erwarten sind.

### Schlüsselwörter

PCB · Polychlorierte Biphenyle · PCB-Richtlinie · Innenraumluft · Richtwerte · TDI · Human-Biomonitoring

### Einleitung

Vor zehn Jahren wurde die PCB-Richtlinie der ARGEBAU publiziert [1]. In verschiedenen Bundesländern wurden entsprechende Richtlinien als technische Baubestimmungen eingeführt. Landauf, landab wurden seitdem Schul-, Hochschul- und Verwaltungsgebäude aus den 1960er- und 1970er-Jahren, in denen PCB-haltige Materialien verbaut wurden, saniert. Viele architektonisch wenig ansprechende und z.T. marode Gebäude erstrahlen seitdem in neuem Glanz und sind nach Sanierung gemäß PCB-Richtlinie (mehr oder weniger) schadstofffrei. Einige Gebäude sind u.a. wegen der PCB-Kontamination abgerissen worden, so z.B. die Ledebour-Schule in Nürnberg und die Rathäustürme in Gladbeck. Die Haushaltsmittel, die Staat und Kommunen für Sanierungsmaßnahmen gemäß PCB-Richtlinie aufgewandt haben (und in den nächsten Jahren noch aufwenden werden), sind bisher noch nicht ermittelt worden. Die Summe der Aufwändungen dürfte einige Hundert Millionen Euro betragen. Viele Kommunen tragen schwer unter der Last der Aufwändungen für die Sanierung ihrer Schulgebäude oder Rathäuser und müssen dafür in anderen, für die Gesundheitsvorsorge möglicherweise bedeutsameren Bereichen schmerzhaft Einschnitte und Einsparungen vornehmen.

Nach mehr als zehn Jahren und nachdem enorme Summen in Sanierungsmaßnahmen investiert worden sind, stellt sich die Frage, ob diese Aufwändungen im Hinblick auf das durch PCB-belastete Raumluft bedingte Gesundheitsrisiko angemessen waren und sind und dem Gebot der Verhältnismäßigkeit entsprechen. Nachdem bereits Sagunski et al. [22] im Jahre 1997 eine Bilanz zur Einführung und Umsetzung der PCB-Richtlinie gezogen haben, soll an dieser Stelle der Versuch einer Aktualisierung der Bilanz der Anwendung und Umsetzung der PCB-Richtlinie unternommen werden. Dabei sollen sowohl die neueren Diskussionen über eine Absenkung des TDI-Wertes für PCB als auch die neuesten Untersuchungsergebnisse insbesondere aus dem Bereich des Human-Biomonitorings berücksichtigt werden.

### Bewertung der PCB-Belastung von Räumen und der Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen gemäß PCB-Richtlinie der ARGEBAU

Die Bewertung der PCB-Belastung von Räumen und der Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen erfolgt gemäß PCB-Richtlinie der ARGEBAU [1] anhand von zwei Beurteilungswerten:

- „Raumluftkonzentrationen unter 300 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft sind als langfristig tolerabel anzusehen (Vorsorgewert);
- Raumluftkonzentrationen oberhalb von 3000 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft sollten im Hinblick auf mögliche andere nicht kontrollierbare PCB-Belastungen vermieden werden. Bei entsprechenden Be-

funden sollen unverzüglich Kontrollanalysen durchgeführt werden. Bei Bestätigung des Wertes sollten in Abhängigkeit von der Belastung zur Vermeidung gesundheitlicher Risiken in diesen Räumen unverzüglich Maßnahmen zur Verringerung der Raumluftkonzentrationen von PCB ergriffen werden. Die Sanierungsmaßnahmen müssen geeignet sein, die PCB-Aufnahme wirksam zu vermindern. Der Zielwert liegt auch hier bei weniger als 300 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft (Sanierungsleitwert)“.

Zur Ableitung dieser Richtwerte wird Folgendes ausgeführt:

- „Dieser Beurteilung liegt eine tolerable tägliche Aufnahmemenge (TDI-Wert) von 1 µg PCB/kg Körpergewicht zugrunde, der vom früheren Bundesgesundheitsamt und der Deutschen Forschungsgemeinschaft abgeleitet wurde. Um möglichen Gefahren für Leben oder Gesundheit zu begegnen, ist eine längerfristige Überschreitung des genannten TDI-Wertes zu vermeiden;
- unter Vorsorgeaspekten sollte die anteilige Aufnahme über die Luft nicht mehr als 10% des genannten TDI-Wertes betragen. Dies ist bei ganztägigem Aufenthalt in Innenräumen bei Raumluftkonzentrationen bis 300 ng/m<sup>3</sup> gewährleistet. Da über Nahrungsmittel derzeit durchschnittlich etwa 0,1 µg PCB/kg Körpergewicht pro Tag aufgenommen werden, ist auch bei höheren Raumluftkonzentrationen, insbesondere bei verkürzter Aufenthaltsdauer, eine Überschreitung des genannten TDI-Wertes nicht unmittelbar gegeben. In Räumen, die keiner täglichen Nutzung unterliegen, kann dem Vorsorgegedanken in ausreichendem Maße Rechnung getragen sein, wenn die PCB-Raumluftkonzentration durch Lüften und Feuchtwischen möglichst gering gehalten wird;
- in Räumen mit im Jahresmittel zu erwartenden Raumluftkonzentrationen über 3000 ng/m<sup>3</sup> Luft kann bei einer täglichen Aufenthaltsdauer von 24 Stunden der genannte TDI-Wert allein durch die inhalative Aufnahme überschritten werden. In diesen Fällen sind daher Maßnahmen zur Abwehr einer möglichen Gefahr für Leben oder Gesundheit angezeigt. Bei kürzerer mittlerer Aufenthaltsdauer sind bei Überschreitung entsprechend höherer Raumluftkonzentrationen Gefahrenabwehrmaßnahmen angezeigt.“

Die Grundlagen der Ableitung der Richtwerte der PCB-Richtlinie der ARGEBAU stammen von Roßkamp u.a., damals Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (BGA) [20, 21]. Empfehlungen zur Ableitung von Richtwerten im Innenraum im Sinne des Baurechtes, wie sie später entwickelt wurden [10], lagen zu diesem Zeitpunkt noch nicht vor. Es ist aufschlussreich und lohnend, die Überlegungen, die Anfang der 1990er-Jahre der Ableitung der Richtwerte zugrunde gelegt wurden, an dieser Stelle nochmals in Erinnerung zu bringen (Zitat aus [21]):

„Die Bewertungen des BGA orientieren sich am vorbeugenden Gesundheitsschutz. Dieser Begriff ist noch nicht in allen Rechtsbereichen eingeführt. Im bestehenden Baurecht wird ausschließlich die Abwehr konkreter Gefahren gefordert. Dies führt dazu, dass Baubehörden keine Sanierungsmaßnahmen anordnen können und immer wieder gefordert wird, Interventionswerte durch die Gesundheitsbehörden aufzustellen, bei deren Überschreitung der Sachstand der Gesundheitsgefährdung eindeutig gegeben ist. Es ist jedoch praktisch unmöglich, Werte für Innenraum-

schadstoffe zu benennen, bei deren knapper Unterschreitung Gesundheitsschäden nicht zu erwarten sind, bei deren minimaler Überschreitung aber mit einer Gefährdung von Leben und Gesundheit zu rechnen ist;

Der Ermittlung eines Vorsorgewertes für PCB in Innenräumen durch das BGA liegt die „sog. akzeptable bzw. tolerierbare tägliche Dosis (ADI/TDI) zugrunde, die mit  $1 \mu\text{g PCB/kg}$  Körpergewicht und Tag angesetzt wird. Bei täglicher 24-stündiger Exposition wäre dieser Wert bei einer Innenraumkonzentration von  $3000 \text{ ng/m}^3$  ausgeschöpft. Bei der anzunehmenden wöchentlichen Exposition von rund 40 Stunden wäre der TDI-Wert erst bei Konzentrationen von rund  $12000 \text{ ng/m}^3$  ausgeschöpft. Berücksichtigt man, dass derzeit täglich rund 10% des TDI-Wertes mit der Nahrung aufgenommen wird, sollte die Innenraumkonzentration  $10000 \text{ ng/m}^3$  ( $= 10 \mu\text{g/m}^3$ ) nicht überschreiten, da hiermit die duldbare tägliche Dosis ausgeschöpft ist und der Sicherheitsabstand zu toxikologisch relevanten Tagesdosen klein wird.“

Im Sinne des vorbeugenden Gesundheitsschutzes ging das BGA davon aus, dass „folgende Bewertung den Schutz des Menschen vor gesundheitlichen Gefahren durch PCB in der Raumluft hinreichend gerecht wird:

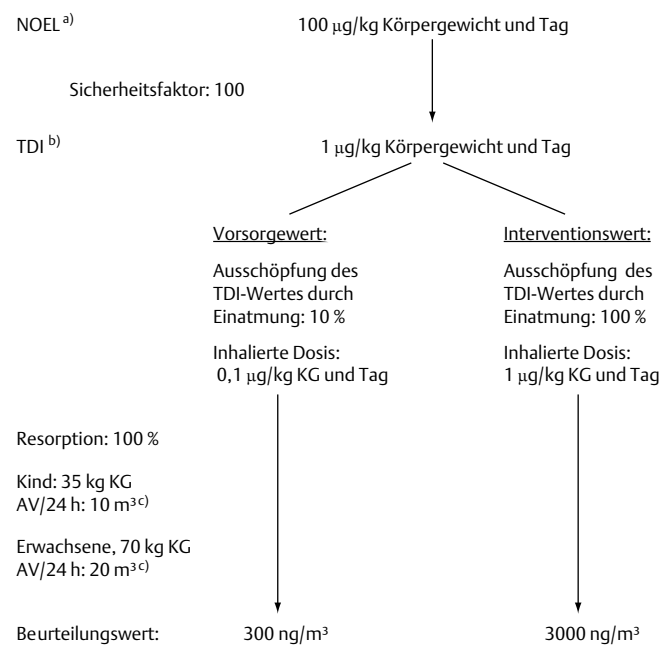
- Raumluftkonzentrationen bis  $300 \text{ ng PCB/m}^3$  sind als unbedenklich anzusehen;
- bei Konzentrationen zwischen  $300$  und  $3000 \text{ ng PCB/m}^3$  sollte die Quelle der Raumluftverunreinigung aufgespürt und nach Möglichkeit beseitigt werden; eine Verminderung der PCB-Konzentration ist durch regelmäßiges Lüften sowie gründliche Reinigung und Entstaubung der Räume anzustreben. Der Zielwert liegt bei weniger als  $300 \text{ ng/m}^3$ ;
- selbst Konzentrationen zwischen  $3000$  und  $10000 \text{ ng PCB/m}^3$  stellen noch kein konkretes gesundheitliches Risiko dar, zumal die vorausgesetzte 24-stündige Exposition in der Regel nicht gegeben ist. Dennoch sollte im Hinblick auf mögliche andere nicht kontrollierbare PCB-Belastungen eine solche überhöhte Exposition vermieden werden. Bei entsprechenden Befunden sollten unverzüglich Kontrollanalysen durchgeführt werden. Bei Bestätigung des Wertes sollten die PCB-Quellen saniert werden, sobald dies möglich ist.“ (Zitat aus [21]).

Nach diesen Überlegungen stellt eine Innenraumluftkonzentration von  $10000 \text{ ng PCB/m}^3$  noch keine konkrete Gesundheitsgefährdung dar, da bei einer wöchentlichen Aufenthaltszeit von 40 Stunden die duldbare tägliche Dosis (TDI) gerade ausgeschöpft wird. Ein „echter“ Gefahrenwert im toxikologischen Sinne wäre bei einer Expositionszeit von 40 Stunden pro Woche – so wird in dem Artikel weiter ausgeführt – erst bei einer Konzentration von ca.  $100 \mu\text{g PCB/m}^3$  ( $= 100000 \text{ ng/m}^3$ ) anzusetzen.

Zur Verdeutlichung sei die Ableitung der Richtwerte der PCB-Richtlinie anhand von Abb. 1 nochmals erläutert. Wie daraus hervorgeht, wurde bei Erwachsenen (Körpergewicht  $70 \text{ kg}$ ) von einem Atemvolumen von  $20 \text{ m}^3$  (dies entspricht einem Atemvolumen über 24 Stunden bei mittlerer körperlicher Aktivität) und von der Annahme einer pulmonalen Resorptionsquote von 100% ausgegangen (Letzteres bedeutet, dass die gesamte eingeatmete PCB-Dosis in den Blutkreislauf resorbiert wird). Für Kinder wird

ein Atemvolumen von  $10 \text{ m}^3$  und ein Körpergewicht von  $35 \text{ kg}$  angesetzt. Es ist offensichtlich, dass hierbei von extrem ungünstigen und z.T. unrealistischen Annahmen ausgegangen wurde, um eine Unterschätzung der Exposition und damit des Gesundheitsrisikos zu vermeiden. Dies gilt zum einen für das Atemvolumen und die damit unterstellte Expositionszeit von 24 Stunden pro Tag, zum anderen für die pulmonale Resorptionsquote, die in Ermangelung empirischer Daten mit 100% angesetzt wurde. Anhand von Vergleichsdaten anderer lipophiler Stoffe ist realistischere eher von einer Resorptionsquote von ca. 30% auszugehen. Bei einem arbeitstäglich 5- bis 8-stündigen Aufenthalt in PCB-belasteten Räumen an ca. 200 Tagen pro Jahr und Annahme einer pulmonalen Resorptionsquote von ca. 30% ist davon auszugehen, dass die durch Inhalation in den Blutkreislauf aufgenommene PCB-Dosis bei diesem „Szenario“ etwa um den Faktor 15 überschätzt wird.

Obwohl Konzentrationen zwischen  $3000$  und  $10000 \text{ ng PCB/m}^3$  – wie Roßkamp [21] feststellt – noch kein konkretes gesundheitliches Risiko darstellen, sind nach der PCB-Richtlinie der ARGEBAU bei Raumluftkonzentration  $> 3000 \text{ ng PCB/m}^3$  Raumluft (als Jahresmittel) „Maßnahmen zur Abwehr einer möglichen Gefahr für Leben oder Gesundheit“ angezeigt, wenn von einer täglichen Aufenthaltsdauer von 24 Stunden auszugehen ist. Bei kürzerer mittlerer Aufenthaltsdauer pro Tag sind – so wird weiter ausgeführt – erst bei Überschreitung entsprechend höherer Raumluftkonzentrationen Gefahrenabwehrmaßnahmen angezeigt. Da letzterer Satz häufig überlesen wird, hat der „magische“ Wert von  $3000 \text{ ng PCB/m}^3$  Raumluft in der öffentlichen Wahrnehmung weithin den Charakter eines Gefahrenwertes angenommen, bei dessen Überschreitung eine Gefahr für Leben oder Gesundheit unterstellt wird.



<sup>a)</sup> No-observed-effect-level; in Tierversuchen ermittelt. Wirkungsendpunkt: Hepatotoxizität

<sup>b)</sup> Tolerable daily intake

<sup>c)</sup> AV = Atemvolumen

Abb. 1 Ableitung der Beurteilungswerte der PCB-Richtlinie.

## Vergleich der PCB-Richtlinie der ARGEBAU mit den PCB-Richtlinien verschiedener Bundesländer

Die meisten Bundesländer haben die PCB-Richtlinie der ARGEBAU mehr oder weniger unverändert übernommen, während die PCB-Richtlinien von Hessen und Nordrhein-Westfalen bezüglich der Bewertung der PCB-Belastung von Räumen und der Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen erheblich von der Ursprungsrichtlinie abweichen. Vergleicht man den Text der PCB-Richtlinie der ARGEBAU (Abschnitt 3) mit den entsprechenden Textteilen der PCB-Richtlinie von Hessen und Nordrhein-Westfalen, so sind folgende Unterschiede festzustellen:

- Während in der PCB-Richtlinie der ARGEBAU festgestellt wird: „In Räumen mit im Jahresmittel zu erwartenden Raumluftkonzentrationen über 3000 ng/m<sup>3</sup> Luft kann bei einer täglichen Aufenthaltsdauer von 24 Stunden der genannte TDI-Wert allein durch die inhalative Aufnahme überschritten werden. In diesen Fällen sind daher Maßnahmen zur Abwehr einer möglichen Gefahr für Leben oder Gesundheit angezeigt.“, fehlt ein Bezug zur Expositionszeit in der PCB-Richtlinie von Hessen und Nordrhein-Westfalen. Für den nicht fachkundigen Leser ist den PCB-Richtlinien dieser Bundesländer zu entnehmen, dass – unabhängig von der Aufenthaltsdauer – Raumluftkonzentrationen oberhalb von 3000 ng PCB/m<sup>3</sup> eine Gefahr für Leben oder Gesundheit darstellen können.
- Während es in der PCB-Richtlinie der ARGEBAU heißt, „Raumluftkonzentrationen oberhalb von 3000 ng PCB/m<sup>3</sup> sollten im Hinblick auf mögliche andere nicht kontrollierbare PCB-Belastungen vermieden werden.“, wird in der PCB-Richtlinie von Hessen und Nordrhein-Westfalen eine Raumluftkonzentration von 3000 ng/m<sup>3</sup> unabhängig von der Aufenthaltsdauer als Gefahren- und Interventionswert eingestuft (Zitat aus der PCB-Richtlinie NRW: „Bei Raumluftkonzentrationen oberhalb von 3000 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft sind akute Gesundheitsgefahren nicht auszuschließen (Interventionswert für Sofortmaßnahmen)“).
- Während in der PCB-Richtlinie der ARGEBAU festgestellt wird: „Um möglichen Gefahren für Leben oder Gesundheit zu begegnen, ist eine längerfristige Überschreitung des TDI-Wertes zu vermeiden.“, fehlen entsprechende Hinweise in der PCB-Richtlinie von Hessen und Nordrhein-Westfalen. Für den nicht fachkundigen Leser wird damit der Eindruck vermittelt, dass jedwede Überschreitung des TDI-Wertes eine Gefahr für Leben oder Gesundheit darstellt. Nicht erwähnt wird dabei, dass TDI-Werte unter Berücksichtigung von Sicherheitsfaktoren abgeleitet werden. Eine zeitweilige Überschreitung des TDI-Wertes führt dazu, dass der Sicherheitsabstand zur experimentell ermittelten Wirkschwelle kleiner wird, beinhaltet aber noch keineswegs die Gefahr einer akuten Gesundheitsgefährdung.

Die PCB-Richtlinien der anderen Bundesländer sind mehr oder weniger wortgleich und identisch mit der PCB-Richtlinie der ARGEBAU. Hinsichtlich der Bewertung der PCB-Belastung von Räumen und der Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen bedeutet dies, dass die durchschnittliche Aufenthaltsdauer der Gebäude- bzw. Raumnutzer in die Bewertung einbezogen wird. Bei Schulen, Kindergärten und Büros geht man von einem 8-stündigen Aufenthalt pro Tag aus. Eine vollständige Ausschöpfung des TDI-Wertes über den inhalativen Pfad ist – bei Annahme eines Aufenthalts an 365 Tagen pro Jahr und einer pulmonalen Resorptionsquote von

100% – somit erst bei PCB-Raumluftkonzentrationen von 9000 ng/m<sup>3</sup> gegeben. Bei einer durchschnittlichen Aufenthaltsdauer von 8 Stunden/Tag wird somit eine PCB-Raumluftkonzentration von 9000 ng/m<sup>3</sup> als Gefahrenwert angesehen (vgl. hierzu z. B. den Erlass des Sozialministeriums Baden-Württemberg vom 27.7.1995).

In der administrativen Umsetzung der PCB-Richtlinie unterscheiden sich die Bundesländer allerdings nur wenig voneinander. Räume mit PCB-Raumluftkonzentrationen > 3000 ng/m<sup>3</sup> werden, dem Druck der Öffentlichkeit und der Betroffenen nachgebend, i. d. R. sofort geschlossen und aus der Nutzung genommen. Insoweit verfahren die Behörden in den Bundesländern, welche die PCB-Richtlinie der ARGEBAU mehr oder weniger unverändert übernommen haben, nicht anders als die Behörden in Hessen und Nordrhein-Westfalen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die PCB-Richtlinien von Hessen und Nordrhein-Westfalen gegenüber der Ursprungsrichtlinie der ARGEBAU erheblich strengere Kriterien bezüglich der Bewertung der PCB-Belastung von Räumen und der Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen beinhalten. Unabhängig von der Aufenthaltsdauer/Expositionszeit wird eine Raumluftkonzentration > 3000 ng/m<sup>3</sup> als mögliche Gefahr für Leben oder Gesundheit eingestuft. Entsprechend muss nach der „Philosophie“ dieser Richtlinien eine sofortige Schließung der betroffenen Räume und Gebäudeteile erfolgen, da ansonsten akute Gesundheitsgefahren nicht auszuschließen sind. In den anderen Bundesländern soll bei der Bewertung von Raumluftbelastungen mit PCB entsprechend der Richtlinie der ARGEBAU zwar die mittlere Aufenthaltsdauer pro Tag berücksichtigt werden. In der administrativen Praxis verfahren die Behörden dieser Bundesländer zumeist aber ähnlich wie die in Hessen und NRW. Sie gehen damit erheblich über die von Roßkamp [21] formulierten Grundsätze des vorbeugenden Gesundheitsschutzes hinaus, die seinerzeit der Bewertung von PCB-Raumluftbelastungen zugrunde gelegt wurden.

### Bedeutung und Funktion von TDI-Werten

Wie bereits dargelegt, beruht die Ableitung der Beurteilungswerte der PCB-Richtlinie der ARGEBAU auf einem TDI-Wert von 1 µg PCB/kg Körpergewicht. Der TDI-Wert kennzeichnet die bei lebenslanger Aufnahme tolerierbare tägliche Aufnahmemenge eines Stoffes. Über längere Zeit andauernde Überschreitungen des TDI-Wertes sollten aus Vorsorgegründen vermieden werden. Es stellt sich aber die Frage, ob selbst geringfügige Überschreitungen des TDI-Wertes bereits als „Gefahr für Leben oder Gesundheit“ anzusehen sind, so dass unverzüglich Maßnahmen zur Abwehr dieser Gefahr angezeigt sind.

Um diese Frage zu beantworten, sei an die Definition des TDI-Wertes erinnert. Nach allgemeinem Konsens kennzeichnet der TDI-Wert die Dosis eines Schadstoffes, die bei lebenslanger täglicher Aufnahme keine schädlichen Wirkungen beim Menschen hervorruft. Die Ableitung von TDI-Werten basiert in der Regel auf einem tierexperimentell ermittelten NOEL (no observed effect level), der in Langzeitierversuchen mit chronischer oder subchronischer Exposition ermittelt wird. Der NOEL wird dann durch einen Sicherheitsfaktor (heute wird zumeist der Begriff „Unsicherheitsfaktor“ verwendet) von 100 dividiert. Mit diesem Faktor sollen zum einen

Empfindlichkeitsunterschiede zwischen Versuchstieren und dem Menschen berücksichtigt werden (Interspeziesfaktor; i.d.R. 10), zum anderen Empfindlichkeitsunterschiede innerhalb der menschlichen Population (Intraspeziesfaktor; i.d.R. 10). Beide Faktoren werden multiplikativ miteinander verknüpft, so dass ein Gesamtfaktor von 100 resultiert. Dies bedeutet, dass bei der Festlegung des TDI-Wertes für einen Stoff davon ausgegangen wird, dass der Mensch im Durchschnitt zehnmal empfindlicher auf diesen Stoff reagiert als ein Versuchstier, und dass mit dem TDI-Wert ein Schutzniveau erreicht wird, bei dem auch besonders empfindlich reagierende Menschen geschützt sind. Bei guter oder schlechter Datenlage können auch kleinere bzw. größere Sicherheitsfaktoren angewendet werden.

Hieraus folgt, dass bei zeitweiliger oder auch länger andauernder Überschreitung eines TDI-Wertes nicht unmittelbar gesundheitsschädliche Wirkungen bei den Betroffenen zu erwarten sind. Geht man davon aus, dass der LOEL (lowest observed effect level) etwa 10fach höher ist als der NOEL (dieser Faktor wird üblicherweise verwendet, um aus einem experimentell ermittelten LOEL den NOEL abzuschätzen), so liegt zwischen der tierexperimentell ermittelten niedrigsten Wirkdosis und dem TDI-Wert i.d.R. eine Sicherheitsspanne von ca. 1000. Eine längerfristige Überschreitung des TDI-Wertes um den Faktor 2 würde zu einer Verminderung der Sicherheitsspanne von ca. 1000 auf ca. 500 führen. Eine konkrete Gesundheitsgefährdung, die unverzüglich Maßnahmen zur Abwehr möglicher Gefahren für Leben oder Gesundheit zwingend erforderlich macht, lässt sich daraus nicht ableiten.

Zusammengefasst bedeutet dies, dass TDI-Werte nicht als Gefahrenwerte, sondern als Vorsorgewerte einzustufen sind. Überschreitungen eines TDI-Wertes führen zu einer Verminderung der Sicherheitsspanne, ohne dass damit jedoch bereits die Wirkdosis erreicht wird. Für die Überwachungspraxis der Behörden ergibt sich daraus, dass zeitweilige oder längerfristige Überschreitungen des TDI-Wertes aus Gründen der Vorsorge durch geeignete Maßnahmen vermieden werden sollten. Insoweit stellt ein TDI-Wert zugleich einen Interventionswert dar, bei dessen Überschreitung aus Gründen der Vorsorge, nicht aber aus Gründen der Gefahrenabwehr (!), geeignete Maßnahmen zur Verminderung der Schadstoffaufnahme angezeigt sind.

Bezogen auf die Beurteilungswerte der PCB-Richtlinie folgt hieraus, dass bei einer täglichen Aufenthaltsdauer von 24 Stunden und bei Annahme einer vollständigen Aufnahme der inhalierten PCB-Dosis Raumluftkonzentrationen über 3000 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft aus Gründen der Vorsorge vermieden werden sollten. Bei kürzeren Aufenthaltszeiten sind entsprechend höhere Raumluftkonzentrationen tolerabel, wie bereits von Roßkamp [20] festgestellt wurde. Eine konkrete Gesundheitsgefährdung bei Raumluftkonzentrationen oberhalb von 3000 ng/m<sup>3</sup> ist entsprechend der „Philosophie“ der Ableitung von TDI-Werten nicht gegeben. Mit steigenden Konzentrationen wird die Sicherheitsspanne jedoch kleiner, d.h., der Abstand zu der wirklich gesundheitsschädlichen Konzentration wird geringer.

Die PCB-Richtlinie der ARGEBAU weicht von der allgemein akzeptierten „Philosophie“ des TDI-Wertes insoweit ab, als selbst eine geringfügige Überschreitung des TDI-Wertes bereits als Ge-

sundheitsgefahr im Sinne des Baurechts gekennzeichnet wird, die unverzüglich Maßnahmen zur Abwehr von Gefahren für Leben oder Gesundheit erforderlich macht. Vorsorgewert und Gefahrenwert werden hierbei gleichgesetzt. Die allgemein übliche Schließung von Räumen mit PCB-Raumluftkonzentrationen > 3000 ng/m<sup>3</sup>, unabhängig von der mittleren Aufenthaltsdauer der Nutzer, geht über dieses Maß an Vorsorge noch erheblich hinaus.

### Aktualisierung des TDI-Wertes für PCB

Der TDI-Wert für PCB, welcher der Ableitung der Beurteilungswerte der PCB-Richtlinie der ARGEBAU zugrunde gelegt wurde, basiert auf den Befunden einer älteren Studie von Chen und Dubois (1973) an Ratten, in der bei subchronischer Exposition ein NOEL von 100 µg/kg Körpergewicht und Tag ermittelt wurde. Als toxikologisch relevanter Endpunkt wurden hepatotoxische Effekte angesehen. Unter Verwendung eines Sicherheitsfaktors von 100 wurde hieraus ein TDI-Wert von 1 µg/kg Körpergewicht abgeleitet.

Aus heutiger Sicht ist festzustellen, dass die Lebertoxizität nicht der empfindlichste Endpunkt der subchronischen und chronischen Toxizität von PCB ist. Als empfindlichste Endpunkte gelten heute vielmehr:

- neurotoxische Effekte, die insbesondere bei pränataler PCB-Exposition und auch bei postnotaler Exposition über die Muttermilch) auftreten können,
- immuntoxische Effekte,
- hormonähnliche Wirkungen.

In Bezug auf diese Wirkungen wurden in Studien an Rhesusaffen, die bezüglich PCB als empfindlichste Tierart gelten, LOEL-Werte im Bereich von 5 – 10 µg/kg Körpergewicht und Tag ermittelt. Unter Anwendung verschiedener Sicherheitsfaktoren wurden hieraus TDI bzw. TRD-Werte im Bereich von 15 – 20 ng PCB/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet [8, 9, 17]. Diese Werte liegen um das 50- bis 70fache unterhalb des bisher verwendeten TDI-Wertes von 1 µg/kg Körpergewicht (entspr. 1000 ng/kg). Eine Übersicht über die verschiedenen neueren TDI- bzw. TRD-Wert-Vorschläge und die dabei angewandten Sicherheitsfaktoren findet sich bei Kalberlah [12].

Ein internationales Expertengremium publizierte im Jahre 2003 für PCB einen TDI-Wert-Vorschlag von 20 ng PCB/kg Körpergewicht, der in der gleichen Größenordnung und damit ebenfalls erheblich unter dem „alten“ TDI-Wert von 1 µg/kg Körpergewicht liegt [9]. Basis dieses TDI-Wert-Vorschlags ist ein LOEL von 5 µg/kg Körpergewicht und Tag (Immuntoxizität bei Rhesusaffen; Exposition gegenüber PCB-Gemisch vom Typ Aroclor 1254 über einen Zeitraum von 55 Monaten). Der verwendete Unsicherheitsfaktor beträgt 300 und setzt sich aus folgenden einzelnen Faktoren zusammen: Interspeziesfaktor: 3; Intraspeziesfaktor: 10; Faktor zur Extrapolation vom LOEL auf den NOEL: 10). Der mit 3 relativ niedrig angesetzte Interspeziesfaktor wird damit begründet, dass Affen (non-human primates) in Bezug auf PCB die mit Abstand empfindlichste Tierart darstellen. Ergänzend wird angemerkt, dass verhaltenstoxikologische Untersuchungen an Rhesusaffen einen LOEL von 7,5 µg/kg Körper-

gewicht ergeben haben. Da die beiden LOEL-Werte sehr nahe beieinander liegen, ergibt sich nach Auffassung des Expertengremiums hieraus, dass der vorgeschlagene TDI-Wert für die Beurteilung von PCB-Gemischen, wie sie typischerweise über die Nahrung aufgenommen werden, gut geeignet ist. PCB-Gemische mit geringerem Chlorgehalt sind – so wird weiter ausgeführt – wahrscheinlich weniger toxisch. Insoweit wird angemerkt, dass die vorliegenden Daten nicht ausreichen, um tolerable PCB-Konzentrationen in der Atemluft abzuleiten. PCB-Gemische mit einem höheren Gehalt an dioxinähnlichen sog. coplanaren PCB könnten dagegen ein größeres toxisches Potenzial beinhalten.

Die Diskussionen über eine Absenkung des TDI-Wertes für PCB werden u. a. auch vor dem Hintergrund der Tatsache geführt, dass in neueren Studien bereits im Bereich der Hintergrundbelastung über die Muttermilch und die Nahrung PCB-assoziierte immunologische und entwicklungsschädigende Wirkungen bei Kindern beschrieben wurden [26, 27]. Die immunologischen Wirkungen bestehen in einer erhöhten Infektanfälligkeit, die entwicklungsschädigenden Wirkungen in subtilen Beeinträchtigungen und Verzögerungen der mentalen, kognitiven und motorischen Entwicklung, die nur mit speziellen und standardisierten neuropsychologischen Testbatterien ermittelt werden können. Die dabei gemessenen Effekte liegen durchgängig im Schwankungsbereich der Normalwerte der jeweiligen Parameter und sind daher auf individueller Ebene nicht nachweisbar. Sie lassen sich vielmehr nur als statistische Assoziationen darstellen. Ein weiterer Gesichtspunkt ist, dass die gemessenen, in der statistischen Analyse mit PCB assoziierten Effekte von zahlreichen anderen Einflussfaktoren, insbesondere der familiären und häuslichen Umgebung, überlagert werden und bezüglich der „Effektstärke“ im Bereich der Messgenauigkeit der Testmethoden liegen. Die beschriebenen Effekte können daher auf individueller Ebene nicht als advers eingestuft werden. Des Weiteren ist anzumerken, dass die Untersuchungen Anfang/Mitte der 1990er-Jahre durchgeführt wurden, und dass die PCB-Belastung der Bevölkerung in der Zwischenzeit weiter gesunken ist (siehe hierzu den folgenden Absatz). Auch die Ausprägung der Effekte dürfte damit geringer geworden sein. Gleichwohl unterstreichen die vorliegenden Befunde, dass eine weitere Senkung der PCB-Belastung der Allgemeinbevölkerung aus Gründen der Vorsorge sinnvoll und wünschenswert ist.

Kalberlah [12] weist zu Recht darauf hin, dass die derzeit bestehenden Diskrepanzen in der Abschätzung von tolerierbaren Körperdosen von PCB-Gemischen – „alter“ TDI-Wert 1000 ng/kg Körpergewicht vs. „neuer“ TDI-Wert 15–20 ng/kg Körpergewicht – bei vielen Betroffenen, die sich, gestützt auf Informationen aus dem Internet, mit der toxikologischen Bewertung von PCB befassen, zu einer erheblichen Verunsicherung führen. Das Vertrauen in die Verlässlichkeit fachwissenschaftlicher Analysen und Bewertungen sowie behördlichen Handelns werde hierdurch erheblich gestört. Die zuständigen Fachgremien des Bundes und der Bundesländer sind daher gefordert, diesbezüglich Klarheit zu schaffen.

### Entwicklung der Hintergrundbelastung durch PCB

Die Nahrung stellt die Hauptquelle der PCB-Belastung der Allgemeinbevölkerung dar [9, 13]. Die höchsten PCB-Gehalte finden sich in fettreichen tierischen Nahrungsmitteln. Da PCB-Kongene-

re mit niedrigem Chlorgehalt im Vergleich zu den höher chlorierten PCB-Kongenere im tierischen Organismus schneller verstoffwechselt und ausgeschieden werden, werden mit der Nahrung hauptsächlich die höher chlorierten PCB-Kongenere aufgenommen. In der Raumluft von PCB-belasteten Gebäuden dominieren dagegen zumeist die niederchlorierten PCB-Kongenere, da diese leichter flüchtig sind als die höher chlorierten PCB-Kongenere.

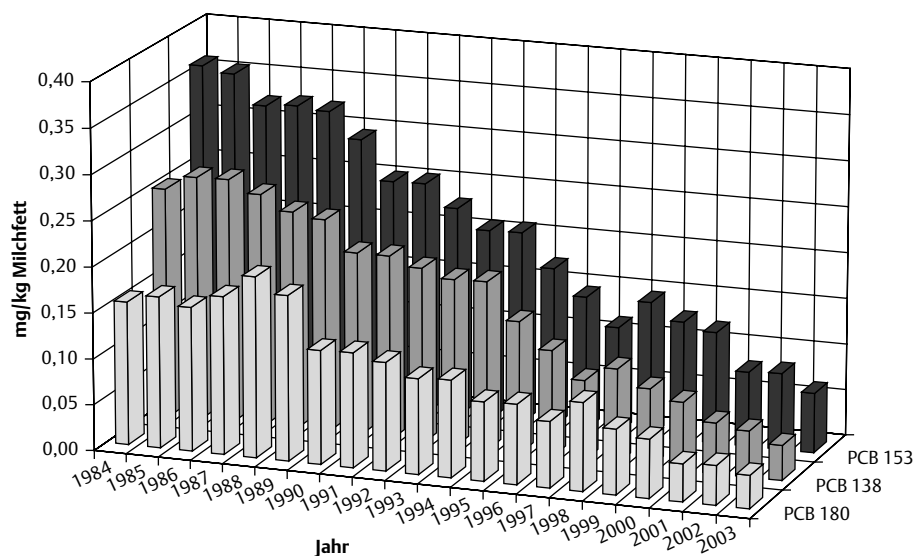
Die PCB-Aufnahme über die Nahrung bei Erwachsenen in Deutschland wurde Ende der 1980er-Jahre auf durchschnittlich ca. 50 ng/kg Körpergewicht und Tag geschätzt [13]. Studien, die in den 1990er-Jahren durchgeführt wurden, ergaben deutlich geringere mittlere Zufuhrmengen. Schäfer et al. [23] ermittelten in einer Duplikat-Studie an jungen Frauen aus Schleswig-Holstein, die im Jahre 1997 durchgeführt wurde, eine mediane PCB-Zufuhr von 7,2 ng/kg Körpergewicht und Tag (95. Perzentil: 27 ng/kg Körpergewicht und Tag). Wilhelm et al. [29] fanden bei einer Duplikatstudie mit 14 Kindern (mittleres Alter: 3,9 Jahre), die 1995 durchgeführt wurde, eine mediane PCB-Zufuhr von 20,7 ng/kg Körpergewicht und Tag. In einer holländischen Studie von 1997/98 (Bakker et al. [2]) wurden für Kinder und Erwachsene ähnliche Zufuhrmengen ermittelt. Wegen der, bezogen auf kg Körpergewicht, höheren Nahrungsaufnahme, insbesondere von Milch- und Milchprodukten, nehmen Kinder pro kg Körpergewicht offensichtlich mehr PCB auf als Erwachsene.

Kalberlah et al. [17] schätzen die derzeitige mittlere PCB-Zufuhr über die Nahrung auf 30–80 ng/kg Körpergewicht und Tag. Diese Schätzung ist im Vergleich zu anderen Angaben und Schätzungen um den Faktor 3–10 höher. Ursache hierfür ist, dass – ausgehend von  $\Sigma$  PCB 138, 153 und 180 – zur Berechnung von Gesamt-PCB ein Faktor von 2–5 verwendet wurde. Andere Autoren verwenden den aus einer Studie von Schulte und Malisch [24] abgeleiteten Faktor von 1,64. Da die PCB-Aufnahme mit der Nahrung hauptsächlich durch den PCB-Gehalt in Milch und Milchprodukten sowie in Fleisch und Fleischprodukten bestimmt wird, gibt es derzeit keinen plausiblen Grund, einen anderen als den von Schulte und Malisch [24] für Milch abgeleiteten Faktor zu verwenden. Lediglich für Populationen mit einem überdurchschnittlich hohen Fischverzehr erscheint die Anwendung eines höheren Faktors gerechtfertigt.

Der Rückgang der PCB-Belastung der Allgemeinbevölkerung seit dem Verbot von PCB im Jahre 1985 lässt sich besonders eindrucksvoll anhand des Rückgangs der PCB-Konzentrationen in Muttermilchproben zeigen (Abb. 2). Nach Untersuchungen des Chemischen Landes- und Staatlichen Veterinäruntersuchungsamtes (CVUA) Münster, das seit Anfang der 1980er-Jahre Muttermilchuntersuchungen auf Organochlorverbindungen durchführt, lagen die mittleren Gehalte der PCB-Kongenere 138, 153 und 180 in den Proben des Jahre 2003 um etwa 80% niedriger als die Ergebnisse der Proben aus dem Jahre 1984 [3]. Auch wenn stillende Frauen keine repräsentative Stichprobe der Gesamtbevölkerung darstellen, so kann aus diesen Daten – bei aller gebotenen Vorsicht – gefolgert werden, dass die nahrungsbedingte PCB-Belastung der Bevölkerung seit Anfang/Mitte der 1980er-Jahre durchschnittlich um ca. 80% abgenommen hat.

Ebenso eindrucksvoll ist der Rückgang der PCB-Belastung von neugeborenen Kindern. Aufgrund eigener Untersuchungen gibt

Abb. 2 Trend der PCB-Konzentrationen in Muttermilchproben aus Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1984–2003. Quelle: Dr. P. Fürst, Chemisches Landes- und Staatliches Veterinäruntersuchungsamt Münster.



Lackmann [16] den Rückgang der Belastung im Zeitraum von 1984/85 bis 1998 mit rund 75 % an.

Auch die PCB-Konzentrationen im Blut von Personen aus der Allgemeinbevölkerung sind seit Mitte der 1980er-Jahre stark rückläufig (s. [14] und dort zitierte Literatur). Dies war für die HBM-Kommission im Jahre 2003 Anlass, die Referenzwerte für die PCB-Kongener 138, 153 und 180 abzusenken und damit der aktuellen Situation anzupassen. Auch bei Schulkindern konnte ein deutlicher Rückgang der PCB-Konzentrationen im Blut nachgewiesen werden [7].

In niederländischen Untersuchungen wurde auf der Basis von Duplikatstudien ein Rückgang der PCB-Zufuhr mit der Nahrung von im Mittel 83 ng/kg Körpergewicht und Tag im Jahre 1978 auf im Mittel 10 ng/kg Körpergewicht und Tag im Jahre 1994 gefunden (Liem und Theelen, 1997, zitiert nach [2]). Dies entspricht einem Rückgang von ca. 85 %.

Zusammenfassend ist festzustellen:

- Die PCB-Belastung der Allgemeinbevölkerung hat seit Anfang/Mitte der 1980er-Jahre um ca. 80 % abgenommen und ist weiter rückläufig. Dies zeigt, dass sich die politischen Entscheidungen der 1980er- und 1990er-Jahre – PCB-Verbot, strenge Reglementierung der Entsorgung von PCB-haltigen Produkten und Abfällen, verstärkte Überwachung von Futter- und Nahrungsmitteln – positiv im Sinne einer deutlichen Entlastung der Bevölkerung ausgewirkt haben.
- Nach den vorliegenden Studien ist davon auszugehen, dass die durchschnittliche nahrungsbedingte PCB-Zufuhr heute unterhalb des von einem IPCS-Expertengremium und von anderen Autoren vorgeschlagenen TDI-Wertes von 15 bzw. 20 ng PCB/kg Körpergewicht liegt. Wegen der inter-individuellen Schwankungen der PCB-Zufuhr muss jedoch angenommen werden, dass die PCB-Zufuhr bei einem derzeit nicht quantifizierbaren Teil der Bevölkerung über dem TDI-Wert liegt. Aus Gründen der Vorsorge sollte daher die PCB-Belastung der Bevölkerung insgesamt durch geeignete Maßnahmen weiter reduziert werden.

### Bewertung der inhalativen Aufnahme von PCB

Den rechtlichen Bezugsrahmen für die Festlegung von Richtwerten für den Innenraum liefert das Baurecht, d. h. konkret die jeweiligen Landesbauordnungen. Bereits eingangs wurde darauf hingewiesen, dass hiernach von Innenräumen keine Gesundheitsgefährdung für die Raumnutzer ausgehen darf. Maßnahmen zur gesundheitlichen Vorsorge sind nicht Gegenstand dieser Rechtsvorschriften.

Entsprechend diesen gesetzlichen Vorgaben hat eine 1993 gegründete, beim Umweltbundesamt angesiedelte Ad-hoc-Arbeitsgruppe, bestehend aus Mitgliedern der Innenraumlufthygienekommission des Umweltbundesamtes (IRK) und des Länderarbeitskreises umweltbezogener Gesundheitsschutz (LAUG) des Arbeitskreises Oberster Landesgesundheitsbehörden (AOLG) („ad-hoc AG IRK-AOLG“), die Aufgabe übernommen, Richtwerte für einzelne Stoffe und Stoffgruppen zu erarbeiten, die toxikologisch begründet sind und den Vorgaben der Bauordnungen gerecht werden. Die Entwicklung eines nachvollziehbaren Basisschemas zur Ableitung derartiger Richtwerte sowie die Definition dieser Richtwerte standen am Beginn der Arbeiten dieser „ad-hoc AG“ [10].

Die Ableitung eines Richtwertes II (RW II), der die Gefahrenschwelle bei inhalativer Aufnahme definiert, wurde für die Stoffgruppe der PCB auf der Grundlage des in [10] beschriebenen Basisschemas in dieser Ad-hoc-Arbeitsgruppe eingehend und unter Beteiligung externer Sachverständiger diskutiert. Ein Konsens konnte nicht erreicht werden, da nach mehrheitlicher Auffassung die verfügbaren tierexperimentellen Daten nicht ausreichen, um einen wissenschaftlich begründeten LO(A)EL-Wert zu definieren, der als Grundlage für die Ableitung eines justiziablen, gefahrenbezogenen Eingriffswertes dienen könnte.

Unabhängig von der Arbeit der „ad-hoc AG IRK-AOLG“ haben Kalberlah et al. im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen eine toxikologische Bewertung von PCB bei inhalativer Aufnahme vorgenommen [17]. Die Autoren gehen von einem

tierexperimentell ermittelten LO(A)EL von 5 µg/kg und Tag aus und leiten unter Anwendung eines Interspeziesfaktors von 10 und eines Intraspeziesfaktors von 10 daraus einen „humanäquivalenten LO(A)EL“ von 50 ng/kg und Tag ab. Unter Verwendung dieses Wertes wird nach dem Basisschema der „ad-hoc AG IRK-AOLG“ für Räume mit einer Nutzungsdauer ≤ 7 Stunden/Tag ein toxikologisch begründeter Richtwert II von 200 ng PCB/m<sup>3</sup> abgeleitet. Für Räume mit einer Nutzungsdauer > 7 Stunden/Tag schlagen die Autoren einen toxikologisch begründeten Richtwert II von 70 ng/m<sup>3</sup> vor.

Zu den Richtwert-Vorschlägen von Kalberlah et al. ist Folgendes anzumerken:

- Die in der Raumluft zumeist vorkommenden PCB-Gemische unterscheiden sich bezüglich ihres Kongenerenmusters grundlegend von den technischen PCB-Gemischen, die bei den tierexperimentellen toxikologischen Untersuchungen verwendet wurden. Während in der Raumluft zumeist die leichter flüchtigen niedrig chlorierten PCB (Leitkongenere PCB 28 und PCB 52) dominieren, enthalten die technischen PCB-Gemische viel höhere Anteile an höher chlorierten PCB. Es ist daher fraglich, ob die aus den tierexperimentellen Untersuchungen abgeleiteten TDI-Werte zur toxikologischen Bewertung der in der Raumluft zumeist vorkommenden PCB-Gemische geeignet sind.
- Die bei den toxikologischen Untersuchungen verwendeten technischen PCB-Gemische enthalten viel höhere Anteile an sog. coplanaren PCB (= PCB mit dioxinartigen Wirkungen) als die in der Raumluft zumeist vorkommenden PCB-Gemische. Es könnte sein, dass die experimentell gefundenen immunotoxischen und neurotoxischen Effekte zu einem wesentlichen Teil auf den Wirkungen von PCB mit dioxinartigen Wirkungen beruhen.
- Der der Ableitung eines „humanäquivalenten LO(A)EL“ zugrunde liegende tierexperimentell ermittelte LO(A)EL ist umstritten und wird von der Mehrheit der konsultierten wissenschaftlichen Experten nicht akzeptiert
- Die „Umrechnung“ des „humanäquivalenten LO(A)EL“ in eine gefahrenbezogene PCB-Raumluftkonzentration erfolgt auf der Grundlage von Expositionsszenarien und – soweit keine empirischen Daten verfügbar sind – verschiedenen Annahmen, z. B. bezüglich des Atemvolumens und der pulmonalen Resorption von PCB. Dabei wurde von extrem ungünstigen und unrealistischen Annahmen ausgegangen (z. B. wurde die Resorptionsquote bei inhalativer Aufnahme mit 100% angenommen).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Ableitung von Richtwerten für PCB in der Raumluft trotz des beträchtlichen Erkenntniszuwachses in den vergangenen Jahren durch ein hohes Maß an Unsicherheiten gekennzeichnet ist. Schon geringe Manipulationen an den „Stellschrauben“ der Ableitungsschemata für die toxikologischen Basiswerte und an den Expositionsfaktoren führen zu stark variierenden Beurteilungswerten. Ob dies eine valide Grundlage für die Ableitung eines gefahrenbezogenen, toxikologisch begründeten Richtwertes darstellt, muss bezweifelt werden.

Ein alternativer, pragmatischer Ansatz zur Ableitung von Richtwerten für PCB in der Raumluft könnte von der Frage ausgehen, welchen Anteil die inhalative PCB-Aufnahme in belasteten Räu-

men zur PCB-Belastung insgesamt beiträgt. Es ist unstrittig, dass die Nahrung die Hauptquelle der PCB-Belastung ist und dass eine weitere Verminderung der PCB-Zufuhr für die Mehrheit der Bevölkerung vorrangig durch eine Verminderung der PCB-Zufuhr über die Nahrung erreicht werden kann. Die Frage, was der Gesetzgeber und die Politik über das bisher Geschehene (PCB-Verbot, diverse andere Regelungen) hinaus noch tun können, soll hier nicht weiter erörtert werden. Es stellt sich aber die Frage, ob es sinnvoll ist, dass ein Belastungspfad bzw. Medium, von dem eine evtl. nur geringfügige und marginale Zusatzbelastung ausgeht, mit hohem Aufwand zur entscheidenden „Stellschraube“ für die grundsätzlich wünschenswerte weitere Senkung der PCB-Belastung der Bevölkerung gemacht wird.

Die Frage, welchen Anteil die inhalative PCB-Aufnahme in belasteten Innenräumen zur PCB-Belastung insgesamt tatsächlich beiträgt, kann einerseits anhand von Modellrechnungen (mit all ihren zwangsläufig inhärenten Unsicherheiten; siehe oben) beantwortet werden, andererseits durch geeignete empirische Untersuchungen. Hier bietet sich vor allem eine Auswertung der in den vergangenen Jahren durchgeführten Human-Biomonitoring-Untersuchungen an.

Die Kommission Human-Biomonitoring (HBM-Kommission) hat in ihrer Stellungnahme [14] hierzu folgende Feststellung getroffen: „Die in kontaminierten Innenräumen in der Regel überwiegenden niedrig chlorierten PCB werden im menschlichen Organismus auch bei langjähriger Exposition kaum angereichert und tragen zur inneren Exposition im Vergleich mit der Exposition über die Nahrung nur geringfügig bei.“

In einer weiteren Stellungnahme [15] heißt es u. a.:

„Bei der Reevaluierung der Richtwerte der PCB-Richtlinie (ist) 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 3000 ng/m<sup>3</sup> führen unter den Nutzungsbedingungen einer Schule nur zu einer geringfügigen korporalen Zusatzbelastung. Raumluftbelastungen im Bereich des Vorsorgewertes von 300 ng/m<sup>3</sup> dürften entsprechend 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-Kongenere nicht stärker toxisch sind als die mit der Nahrung aufgenommenen höher chlorierten PCB-Kongenere, kann nach Auffassung der HBM-Kommission 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.“



Die Stellungnahme der HBM-Kommission basiert auf verschiedenen Untersuchungen, deren Ergebnisse konsistent sind, und die erkennen lassen, dass Raumluftkonzentrationen von etwa 1000 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft mit einer Zunahme der PCB-Konzentrationen ( $\Sigma$  PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180) im Blut bzw. Plasma von im Mittel 1–3% assoziiert sind (s. Tab. 1). Die Zunahme resultiert aus den bei Einatmung von PCB-haltiger Raumluft zumeist erhöhten Konzentrationen von PCB 28 und PCB 52 (Erhöhung im Mittel um 0,01–0,06 µg/l Blut bzw. Plasma, in Einzelfällen bis 0,2 µg/l). Wenn das PCB-Kongenerenspektrum in der Raumluft stärker zu den höher chlorierten PCB verschoben ist, kann auch PCB 101 erhöht sein [6]. Die durch die nahrungsbedingte Hintergrundbelastung bedingten Konzentrationen von PCB 138, 153 und 180 sind bei Einatmung von PCB-haltiger Raumluft i. d. R. nicht verändert.

Zusammenfassend ist festzustellen:

- Trotz des beträchtlichen Erkenntniszuwachses in den vergangenen Jahren ist die Ableitung von Richtwerten für PCB in der Innenraumluft durch ein hohes Maß an Unsicherheiten gekennzeichnet. Schon geringe Manipulationen an den „Stellschrauben“ der Ableitungsschemata für die toxikologischen Basisdaten und an den Expositionsfaktoren führen zu stark variierenden Beurteilungswerten. Ob dies eine valide Grundlage für die Ableitung eines gefahrenbezogenen, toxikologisch begründeten Richtwertes darstellt, muss bezweifelt werden.
- Der arbeitstägliche Aufenthalt in Räumen mit PCB-Konzentrationen < 3000 ng/m<sup>3</sup> führt zu korporalen Zusatzbelastungen, die im Vergleich zur überwiegend nahrungsbedingten Hintergrundbelastung gering sind. 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 aus diesem geringen Inkrement der Zusatzbelastung kein nennenswertes zusätzliches Gesundheitsrisiko abgeleitet werden.

- Für Schulen, Hochschulen, Kindergärten und andere Gebäude mit vergleichbarer Aufenthaltsdauer der Nutzer kann bei PCB-Raumluftkonzentrationen < 3000 ng/m<sup>3</sup> davon ausgegangen werden, dass die korporale PCB-Belastung der Nutzer nicht über den Schwankungsbereich der Hintergrundbelastung hinausgeht. Ein durch PCB bedingtes Gesundheitsrisiko kann damit ausgeschlossen werden.

### Umfang von PCB-Sanierungen

Es liegen bisher keine systematischen Erhebungen über die in Deutschland durchgeführten PCB-Sanierungen von Gebäuden und die im Zusammenhang damit entstandenen Kosten vor. Das Problem der gesundheitlichen Bewertung von Raumluftbelastungen durch PCB stellt sich vorrangig in den westlichen Bundesländern Deutschlands, vereinzelt auch in Österreich und in der Schweiz. Sanierungen finden hauptsächlich in öffentlichen Gebäuden wie Schulen, Hochschulen und Verwaltungsgebäuden statt. Aufgrund der Verwendung von PCB in elektrotechnischen Geräten hat die deutsche Post ebenfalls umfangreiche PCB-Sanierungen in ihren Gebäuden durchgeführt. Wohnhäuser und Industriebauten aus den 1960er- und 1970er-Jahren, die aus Betonfertigteilen bestehen, wurden bisher vergleichsweise wenig untersucht. Nach Untersuchungen von Fromme et al. [5] können Außenfugen an solchen Gebäuden bis zu 30% PCB enthalten. In West-Berliner Wohnblocks dieser Bauart wurden nach dem Bericht von Fromme et al. PCB-Konzentrationen bis zu 1000 ng PCB/m<sup>3</sup> in der Innenraumluft gemessen. Neuere Untersuchungen aus Schweden [11] weisen darauf hin, dass möglicherweise auch in anderen Ländern PCB-haltige Fugenmaterialien und andere

Tab. 1 Abschätzung der durch PCB-haltige Raumluft bedingten mittleren relativen Zunahme der PCB-Konzentration ( $\Sigma$ (PCB 28, 52, 101, 138, 152, 180) im Blut und Plasma

Gebäude	PCB (gesamt) in der Raumluft <sup>1</sup> (ng/m <sup>3</sup> )	Kongenerenverteilung	untersuchte Personen	mittlerer relativer Anteil von $\Sigma$ (PCB 28, 52, 101) an der $\Sigma$ (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180) im Blut	abgeschätzte mittlere relative Zunahme von PCB im Blut pro 1000 ng PCB/m <sup>3</sup> Luft	Quelle
Schule	50–10 000 MW ca. 2 100	101 > 52 > 138 > 153 > 28 > 180	Schüler/innen, Lehrer/innen	k. A.	3%	[18]
Schule	3 000–10 700 MW: 7 490	52 > 28 >> 101 >> 138, 153, 180	Lehrer/innen	7%	1%	[6]
Schule	70–10 000 MW: 3 450	101 > 153 > 138 >> 52 > 180 > 28	Lehrer/innen	7%	2%	[6]
Schule	ca. 5 000–12 500 Median ca. 8 000	52 > 28 >> 101 >> 138 > 153, 180	Lehrer/innen	13%	2,5%	[25]
Schule	ca. 700–20 000 Median: 1 450	101 > 138 > 52 > 153 > 180 > 28	Schüler/innen	5%	3%	[19]
Verwaltungsgebäude	bis ca. 3 500 Median: 1 280	52 > 28 >> 101 >> 138, 153, 180	Verwaltungsmitarbeiter/innen	4,6%	3,6%	[28]
Verwaltungsgebäude	ca. 500–6 000 Median: ca. 1 200	52 > 28 >> 101, 138, 153, 180	Verwaltungsmitarbeiter/innen	2%	2%	[4]

<sup>1</sup>  $\Sigma$ (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180) × 5

Baustoffe in größerem Umfang verwendet worden sind, ohne dass den dadurch bedingten Raumluftbelastungen bisher näher nachgegangen wurde.

## Revision der PCB-Richtlinie der ARGEBAU

Die in der PCB-Richtlinie der ARGEBAU getroffenen Feststellungen zur toxikologischen Bewertung von Raumbelastungen durch PCB und zur Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen sowie die entsprechenden Richtlinien von Hessen und Nordrhein-Westfalen bedürfen der Überarbeitung. Wesentliche Aspekte der Revision dieser Richtlinien sollten sein:

- Die Klarstellung, dass die durch PCB-haltige Raumluft bedingte Zusatzbelastung im Vergleich zur nahrungsbedingten PCB-Belastung gering ist.
- Der starke Rückgang der nahrungsbedingten Hintergrundbelastung mit PCB seit Anfang/Mitte der 1980er-Jahre.
- Die Klarstellung, dass PCB-Sanierungen in den allermeisten Fällen Vorsorgemaßnahmen sind, und dass Gesundheitsgefährdungen durch PCB in der Raumluft (im toxikologischen Sinne) erst bei Raumluftkonzentrationen zu erwarten sind, die wesentlich höher sind als die Konzentrationen, die man üblicherweise in PCB-belasteten Gebäuden findet.
- Die Berücksichtigung der mittleren Aufenthaltsdauer der Raumnutzer bei der Anwendung der Beurteilungswerte. Die PCB-Richtlinien von Hessen und Nordrhein-Westfalen sollten diesbezüglich der PCB-Richtlinie der ARGEBAU angeglichen werden.

Die verschiedenen, z.T. kontroversen Ansätze zur Ableitung von Vorsorge- und Gefahrenwerten für PCB in der Raumluft zeigen die Unsicherheiten und damit die Problematik derartiger Ableitungen. Es ist fraglich, ob rein rechnerische Expositions- und Risikoabschätzungen, die durch ein hohes Maß an Beliebigkeit und Unsicherheit gekennzeichnet sind, eine verlässliche Grundlage für die Ableitung von Beurteilungswerten für PCB in der Raumluft darstellen. Aus diesem Grund sollten bewährte und anerkannte Untersuchungsmethoden der Umweltmedizin wie das Human-Biomonitoring (HBM) stärker als bisher für Gefährdungsabschätzungen eingesetzt werden. In der revidierten Fassung der PCB-Richtlinie sollten daher HBM-Untersuchungen als Grundlage für Entscheidungsfindungen bei sehr kostenaufwändigen Sanierungsmaßnahmen empfohlen werden. Die hierfür erforderlichen Blutentnahmen müssen zeitnah zur Exposition erfolgen.

Es sollte des Weiteren klargestellt werden, dass TDI-Werte Vorsorgewerte sind und dass nicht jedwede TDI-Wert-Überschreitung eine Gefahr für Leben oder Gesundheit darstellt. Zugleich muss deutlich gemacht werden, dass TDI-Werte auf Populations-ebene auch Interventionswerte sind: Länger andauernde TDI-Wert-Überschreitungen sollten aus Gründen der Vorsorge durch geeignete Maßnahmen vermieden werden. Bei TDI-Wert-Überschreitungen müssen die zuständigen Behörden aus Gründen der Vorsorge daher tätig werden und Maßnahmen ergreifen, die geeignet sind, die Belastung so weit zu vermindern, dass der TDI-Wert sicher unterschritten wird. Die Verminderung der PCB-Konzentrationen in der Raumluft von Schul- und Hochschulgebäuden und in Verwaltungsbauten kann hierzu einen Beitrag

leisten. Hauptansatzpunkt muss aber die weitere Absenkung der PCB-Aufnahme über die Nahrung sein. Das Hauptaugenmerk sollte sich hier auf die am stärksten belasteten Nahrungs- und Futtermittel richten.

## Schlussfolgerungen

Die PCB-Belastung der Bevölkerung in Deutschland und in anderen europäischen Ländern ist seit Anfang/Mitte der 1980er-Jahre um mehr als 80% zurückgegangen. Damit ist auch das Risiko von Gesundheitsschädigungen durch PCB erheblich geringer geworden.

Im Vergleich zur PCB-Belastung über die Nahrung ist die Zusatzbelastung durch Einatmung PCB-kontaminierter Raumluft in PCB-belasteten Gebäuden selbst bei relativ hohen PCB-Konzentrationen in der Raumluft gering. Ein Gesundheitsrisiko kann hieraus nicht abgeleitet werden.

PCB-Sanierungen von Gebäuden mit PCB-Raumluftkonzentrationen im Bereich bis 3000 ng/m<sup>3</sup> sind Vorsorgemaßnahmen. Eine konkrete Gesundheitsgefährdung besteht nicht.

Die PCB-Richtlinie bedarf bezüglich der Bewertung von PCB-Raumluftbelastungen einer Überarbeitung und Revision auf der Basis der vorliegenden neueren wissenschaftlichen Erkenntnisse der Toxikologie und der Expositionsmessung durch das Human-Biomonitoring. Bis zum Abschluss der Überarbeitung sollte aus pragmatischen Gründen an den Beurteilungswerten der PCB-Richtlinie der ARGEBAU festgehalten werden, da sie im Sinne der Vorsorge ein ausreichendes Maß an Sicherheit beinhalten [15].

Die administrative und politische Handhabung und Umsetzung der PCB-Richtlinie geht unter dem Druck der Betroffenen und der Medien in vielen Fällen weit über das aus fachwissenschaftlicher Sicht begründete und gebotene Maß an Vorsorge hinaus. Das Prinzip der Verhältnismäßigkeit, wonach staatliches Handeln in Hinblick auf den verfolgten Zweck geeignet, erforderlich und angemessen sein muss, wird dabei häufig missachtet.

## Danksagung

Die Autoren danken den Herren Professor Dr. Dr. D. Schrenk (Universität Kaiserslautern), Professor Dr. F. Schweinsberg (Universität Tübingen), Professor Dr. G. Winneke (Düsseldorf), und Professor Dr. M. Wilhelm (Ruhr-Universität Bochum) für die Durchsicht des Manuskriptes und für wertvolle Anregungen. Herrn Dr. P. Fürst, Chemisches Landes- und Staatliches Veterinäruntersuchungsamt Münster, danken sie für die Zurverfügungstellung von Abb. 2.

## Literatur

- <sup>1</sup> ARGEBAU (Arbeitsgemeinschaft der für das Bau-, Wohnungs- und Siedlungswesen zuständigen Minister der Bundesländer). Projektgruppe Schadstoffe der Fachkommission Baunormung. Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCB-Richtlinie). DIBt-Mitt 1995: 41ff

- <sup>2</sup> Bakker M, Baars BJ et al. Indicator PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in the Netherlands at the end of the 20th century. RIVM report 639 102 025. Bilthoven 2003; <http://www.rikilt.dlo.nl/Publications/Reports/Rapport-iPCBs10.pdf>
- <sup>3</sup> CVUA (Chemisches Landes und Staatliches Veterinäruntersuchungsamt Münster). Jahresberichte. Eigenverlag
- <sup>4</sup> Drexler H, Angerer J. Untersuchung und Bewertung der PCB-Belastung von Mitarbeitern der Stadtverwaltung Gladbeck. Bericht vom 11.03.2003
- <sup>5</sup> Fromme H, Baldauf AM et al. Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Fugendichtungsmassen von Gebäuden – Bestandsaufnahme für Berlin und neue Innenraumquellen. *Gesundheitswesen* 1996; 58: 666–672
- <sup>6</sup> Gabrio T, Piechotowski I et al. PCB levels in teachers working in PCB-contaminated schools. *Chemosphere* 2000; 40: 1055–1062
- <sup>7</sup> Gabrio T, Broser S et al. Human-Biomonitoring-Untersuchungen von Organohalogenverbindungen - PCB, DDE, HCB,  $\beta$ - und  $\gamma$ -HCH, PCDD/PCDF, koplanaren PCB sowie polybromierten Biphenylethern. *Gesundheitswesen* 2005; 67: 302–311
- <sup>8</sup> Hassauer M, Kalberlah F. Polychlorierte Biphenyle. In: Eikmann T, Heinrich U, Heinzow B, Konietzka R (Hrsg). *Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Toxikologische Basisdaten und ihre Bewertung*. Berlin: E. Schmidt Verlag, 1999
- <sup>9</sup> IPCS (= International Programme on Chemical Safety). *Polychlorinated biphenyls: Human Health Aspects. Concise International Chemical Assessment Document 55*. Geneva: WHO, 2003
- <sup>10</sup> Innenraumlufthygienekommission des Umweltbundesamtes. Richtwerte für die Innenraumluft: Basisschema. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 1996; 39: 422–426
- <sup>11</sup> Johansson N, Hanberg A et al. PCB in building sealant is influencing PCB levels in blood of residents. *Organohalogen Compounds* 2003; 63: 381–384
- <sup>12</sup> Kalberlah F. Defizitanalyse bei der Standardsetzung am Beispiel der Innenraum-lufttrichtwerte für Polychlorierte Biphenyle (PCB). *Umweltmed Forsch Prax* 2003; 8: 337–346
- <sup>13</sup> Kommission Human-Biomonitoring. *Stoffmonographie PCB – Referenzwerte für Blut*. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 1999; 42: 511–521.; <http://www.umwelt Daten.de/daten/monitor/pcbblut.pdf>
- <sup>14</sup> Kommission Human-Biomonitoring. Aktualisierung der Referenzwerte für PCB-138, – 153, – 180 im Vollblut sowie Referenzwerte für HCB,  $\beta$ -HCH und DDE im Vollblut. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 2003; 46: 161–168.; <http://www.umwelt Daten.de/daten/monitor/organochlor.pdf>
- <sup>15</sup> Kommission Human-Biomonitoring. Abschätzung der zusätzlichen Aufnahme von PCB in Innenräumen durch die Bestimmung der PCB-Konzentrationen in Plasma bzw. Vollblut. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 2003; 46: 923–927; <http://www.umwelt Daten.de/daten/monitor/PCB-Innenraum-HBM.pdf>
- <sup>16</sup> Lackmann GM. Perinatale, transplazentare Übertragung von polychlorierten Biphenylen und Hexachlorbenzol beim Menschen. Teil II: Entwicklung der neonatalen Schadstoffbelastung in Deutschland in den vergangenen 15 Jahren. *Umweltmed Forsch Prax* 2001; 6: 165–171
- <sup>17</sup> Kalberlah F, Schulze J, Hassauer M et al. Toxikologische Bewertung polychlorierter Biphenyle (PCB) bei inhalativer Aufnahme. In: *Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg). Essen: LUA-Materialien, 2002: Nr. 62*
- <sup>18</sup> Liebl B, Schettgen T et al. Evidence for increased internal exposure to lower chlorinated polychlorinated biphenyls (PCB) in pupils attending a contaminated school. *Int J Environ Health* 2002; 204: 315–324
- <sup>19</sup> Neisel F, Manikowsky S et al. Humanes Biomonitoring auf Polychlorierte Biphenyle bei 130 in einer Grundschule exponierten Personen. *Gesundheitswesen* 1999; 61: 137–150
- <sup>20</sup> Roßkamp E, Rotard W. Dioxine und polychlorierte Biphenyle im Innenraum. *Gesundheitswesen* 1991; 53: 392–397
- <sup>21</sup> Roßkamp E. Polychlorierte Biphenyle in der Innenraumluft – Sachstand. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 1992; 36: 434
- <sup>22</sup> Sagunski H, Roskamp E, Heinrich-Hirsch B. Polychlorierte Biphenyle in Innenräumen: Versuch einer Bilanz. *Gesundheitswesen* 1997; 59: 391–399
- <sup>23</sup> Schäfer M, Petzold G et al. Duplikatstudie und Humanbiomonitoring zur Feststellung der PCB-Belastung bei jungen Frauen. *Umweltmed Forsch Prax* 2000; 5: 154–160
- <sup>24</sup> Schulte E, Malisch R. Calculation of real PCB content in environmental samples. *Fresenius Z Anal Chem* 1984; 319: 54–59
- <sup>25</sup> Schwenk M, Gabrio T et al. Human biomonitoring of polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofuranes in teachers working in a PCB-contaminated school. *Chemosphere* 2002; 47: 229–233
- <sup>26</sup> Walkowiak J, Wiener JA et al. Environmental exposure to polychlorinated biphenyls and quality of the home environment: effects on psychodevelopment in early childhood. *The Lancet* 2001; 358: 1602–1607
- <sup>27</sup> Weisglas-Kuperus N, Patandin S et al. Immunological effects of background exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins in Dutch preschool children. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 1203–1207
- <sup>28</sup> Weiss T, Schettgen T et al. Äußere und innere Exposition gegenüber PCB in einem kontaminierten öffentlichen Gebäude – Worst case scenarios vs. effektive Aufnahme. *Umweltmed Forsch Prax* 2003; 8: 190–191
- <sup>29</sup> Wilhelm M, Schrey P et al. Dietary intake of persistent organic pollutants (POPs) by German children using duplicate portion sampling. *Int J Environ Health* 2002; 204: 359–362