



**Umweltmedizinische Hintergrundinformationen zu  
Polychlorierten Biphenylen (PCB)**

Erstellt vom

Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit,  
Sachgebiet Umweltmedizin  
Veterinärstr. 2; D-85764 Oberschleißheim

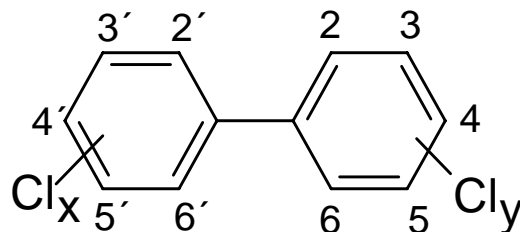
in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz

Stand Dezember 2004

## Einführung und Problemstellung

Bei den polychlorierten Biphenylen (PCB) handelt es sich um in der Natur nicht vorkommende synthetische Produkte, die aufgrund ihrer physiko-chemischen Eigenschaften (hohe Hitzestabilität, schwere Entflammbarkeit, relativ beständig gegen Säuren, Laugen und andere Chemikalien, gute Wärmeleitfähigkeit, sehr geringe elektrische Leitfähigkeit) in großem Umfang produziert und in einer Vielzahl von offenen und geschlossenen Anwendung eingesetzt wurden. Wesentliche offene Einsatzgebiete sind in Schmiermitteln, in Getriebeölen und Schraubenfetten, als wasserabstoßendes Imprägnier- und Flammschutzmittel für Holz, Papier, Stoffe und Leder, bei der Beschichtung von Transparent- und Durchschlagpapier, als Zusatzmittel in Klebstoffen, Dichtungsmassen und Fugenkitten und als Dispergierungsmittel in Druckfarben, Farbpigmenten und Wachsen zu sehen. In geschlossenen Systemen wurden sie in Transformatoren, Kondensatoren, Wärmetauschern und als Hydraulikflüssigkeit eingesetzt. Seit ca. 1930 bis 1972 wurden PCB in der Bundesrepublik in großtechnischem Maßstab hergestellt. Erst 1978 wurde die Anwendung in offenen Systemen und 1989 die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung insgesamt verboten [Anonym 1989, Anonym 1994]. Es kann bis zu diesem Zeitpunkt in den alten Bundesländern von einem Inlandsverbleib von ca. 83.000 t ausgegangen werden [Jakobi 1993].

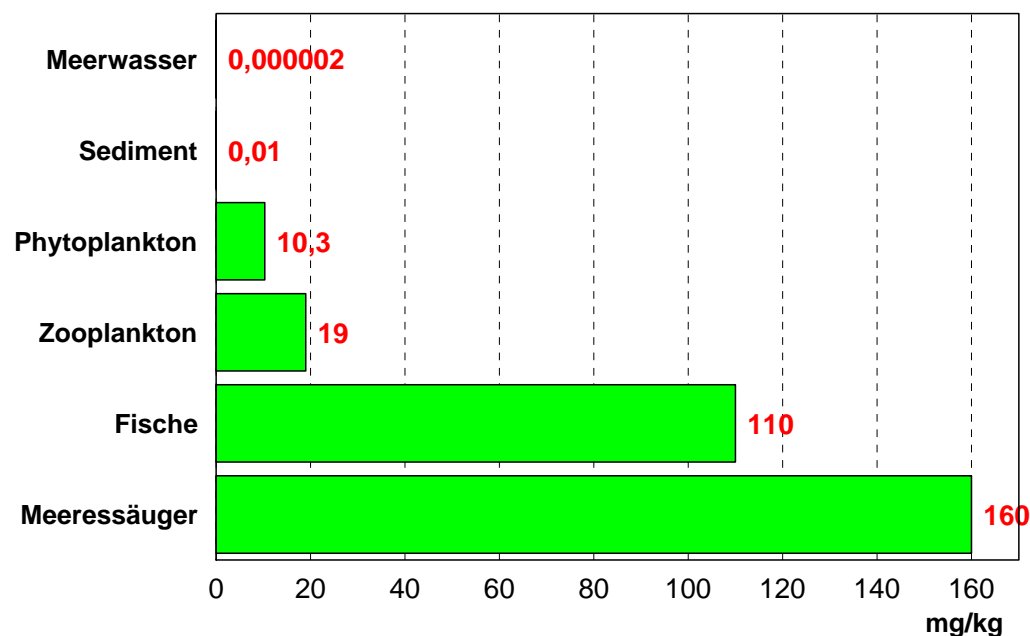
Die Herstellung erfolgt durch Chlorierung von Biphenyl, so dass sich die einzelnen PCB in ihrem Chlorierungsgrad sowie der räumlichen Anordnung der Chloratome am Biphenylring unterscheiden können (siehe Abbildung 1). Aufgrund der möglichen Varianten der Substituierung wären theoretisch 209 Einzelverbindungen (sogenannte Kongenere) möglich, wobei in der Umwelt bisher 132 Kongenere nachgewiesen wurden.



**Abb. 1:** Allgemeine Strukturformel der polychlorierten Biphenyle (PCB)

Unter Normbedingungen handelt es sich bei den PCB um helle Flüssigkeiten, deren Wasserlöslichkeit mit zunehmendem Chlorierungsgrad abnimmt und die gut in apolaren Lösemitteln löslich sind. Sie besitzen eine relativ geringe Flüchtigkeit, wobei der Dampfdruck mit zunehmendem Chlorierungsgrad abnimmt [ATSDR 2000].

Aufgrund ihres mengenmäßig großen Einsatzes und ihrer Persistenz in der Umwelt sind PCB ubiquitär anzutreffen. Wegen der guten Fettlöslichkeit (Lipophilie) besitzen insbesondere höher chlorierte Kongenere eine ausgeprägte Tendenz zur Bioakkumulation, so dass sie sich in der Nahrungskette anreichern und in erheblichen Konzentrationen auch in menschlichen Untersuchungsmaterialien nachzuweisen sind.



**Abb. 2:** Anreicherung von PCB in der Nahrungskette

## Toxikologie

Es liegt eine Vielzahl tierexperimenteller Daten nach oraler Verabreichung von PCB vor, die insgesamt eine geringe akute Toxizität und bei längerer Zufuhr insbesondere neuro-, immuno- und reproduktionstoxische Effekte auffallen ließen [WHO 2003]. In epidemiologischen Untersuchungen wurden altersabhängige Störungen der motorischen und psychomotorischen Entwicklung von Kindern [Jacobson 2001;

Winneke 1998] und Hinweise auf Störungen des Immunsystems mit z.B. einer erhöhten Infektneigung beobachtet [Dewailly 2000]. Wesentliche Erkenntnisse lieferten zwei akzidentelle Vergiftungen in Yusho (Japan, 1968) und Yu Cheng (Taiwan, 1979), bei denen eine große Anzahl von Personen erhebliche PCB-Mengen (im Mittel bis 1.800 mg) über kontaminiertes Reisöl aufgenommen hatten. Es wurden z.T. schwere gesundheitliche Beeinträchtigungen wie Chlorakne, Hautverdickungen, Hyperpigmentierungen, Sensibilitätsstörungen, Lidödeme, Atemwegserkrankungen, Veränderungen der Zusammensetzung der Blutfette und Zeichen einer Immunschwäche beobachtet [Chen 1985; Aoki 2001]. Für den Menschen liegen Hinweise, aber kein eindeutig kausaler Zusammenhang auf eine krebserzeugende Wirkung vor. Die Weltgesundheitsorganisation und die amerikanische Umweltschutzbehörde haben PCB jedoch in die Rubrik „wahrscheinliches Humankarzinogen“ eingestuft.

Die Hauptbestandteile der technischen PCB-Gemische sind Kongenere, bei denen an zwei oder mehr der Kohlenstoffatome Nr. 2, 2', 6 und 6' (ortho-Positionen) an Stelle eines Wasserstoffatoms ein Chloratom gebunden ist. Aufgrund der räumlichen Hinderung durch die großen Chloratome ist die freie Drehbarkeit der beiden Phenylringe um die C-C-Einfachbindung stark eingeschränkt und die Einnahme einer planaren Konformation somit energetisch sehr ungünstig. Solche PCB-Kongenere besitzen *keine* dioxinähnliche Wirkung. Dazu gehören auch die sechs Leit- oder Indikatorkongenere, die zur näherungsweise Ermittlung der PCB-Gesamtgehalte (Multiplikation mit dem Faktor 5) in Umwelt- und Lebensmittelproben nach den bislang geltenden Vorschriften in Deutschland ausschließlich zu bestimmen sind. Sind an den ortho-Kohlenstoffatomen keine Chlorsubstituenten vorhanden (non-ortho PCB) so sind die beiden Phenylringe um die C-C-Einfachbindung frei drehbar und die Einnahme einer planaren Molekülgeometrie ist leicht möglich. Auch bei mono-ortho-substituierten PCB ist die Energiebarriere für eine planare Konformation noch relativ niedrig.

Solche non-ortho und mono-ortho substituierten PCB zeigen vergleichbare biologische und toxische Wirkungen wie die planar gebauten polychlorierten Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF). Ähnlich wie für die als besonders toxisch geltenden 2,3,7,8-substituierten PCDD- und PCDF-Kongenere

wurden von einer Expertengruppe der WHO für vier nicht-ortho- und acht mono-ortho-substituierte PCB-Kongenerere Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEF) festgelegt (siehe Tabelle 1), welche ihre dioxinähnliche Wirksamkeit (Potenz) relativ zum 2,3,7,8-TCDD gewichten [Van den Bergh 1998].

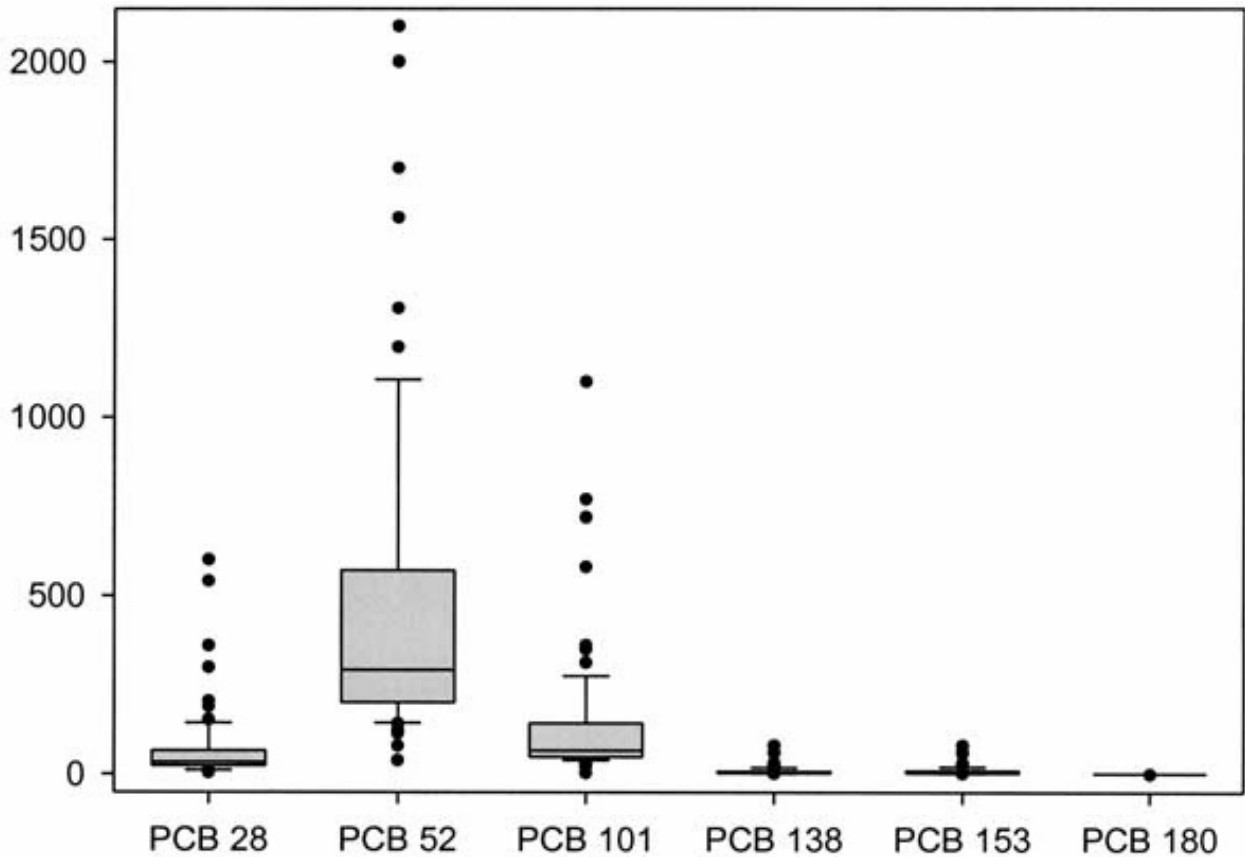
**Tab. 1:** Zusammenstellung der wichtigsten bzw. häufig untersuchten Kongenerere und ihre Toxizitätsäquivalenzfaktoren

PCB-Kongener	IUPAC-Name	WHO-TEF
<b>Indikator-Kongenerere nach DIN</b>		
28	2,4,4'-Trichlorbiphenyl	-
52	2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl	-
101	2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl	-
138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	-
153	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	-
180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	-
<b>non-ortho-substituierte Kongenerere</b>		
77	3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl	0,01
81	3,4,4',5-Tetrachlorbiphenyl	0,0001
126	3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0,1
169	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	0,01
<b>mono-ortho-substituierte Kongenerere</b>		
105	2,3,3',4,4'-Pentachlorbiphenyl	0,0001
114	2,3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0,0005
118	2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0,0001
123	2,3',4,4',5'-Pentachlorbiphenyl	0,0001
156	2,3,3',4,4',5-Hexachlorbiphenyl	0,0005
157	2,3,3',4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	0,0005
167	2,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	0,00001
189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	0,0001

## Innenraumbelastung

Auf die PCB als ein relevantes Innenraumluftproblem wurde man erstmals durch ihre Freisetzung aus defekten Kleinkondensatoren in Leuchtstoffröhren aufmerksam. Anfang 1990 ist eine weitere Kontaminationsquelle entdeckt worden [Burkhardt et al. 1990]. Damals stellte sich heraus, dass PCB-haltige Fugendichtungsmassen gleichfalls eine Quelle darstellen können. Diese Polysulfid-Fugenmassen sind ungefähr bis 1972 in Betonfertigteilbauten als Dehnungsfugen bzw. als Abschlussfugen an Fenstern und Türen eingesetzt worden.

In der Abbildung 3 sind die Raumlufthuntersuchungen von 83 Schulräumen einer PCB-belasteten Schule in Bayern dargestellt. Als Quelle konnte in diesem Fall eine dauerelastische Fugendichtungsmasse ermittelt werden.



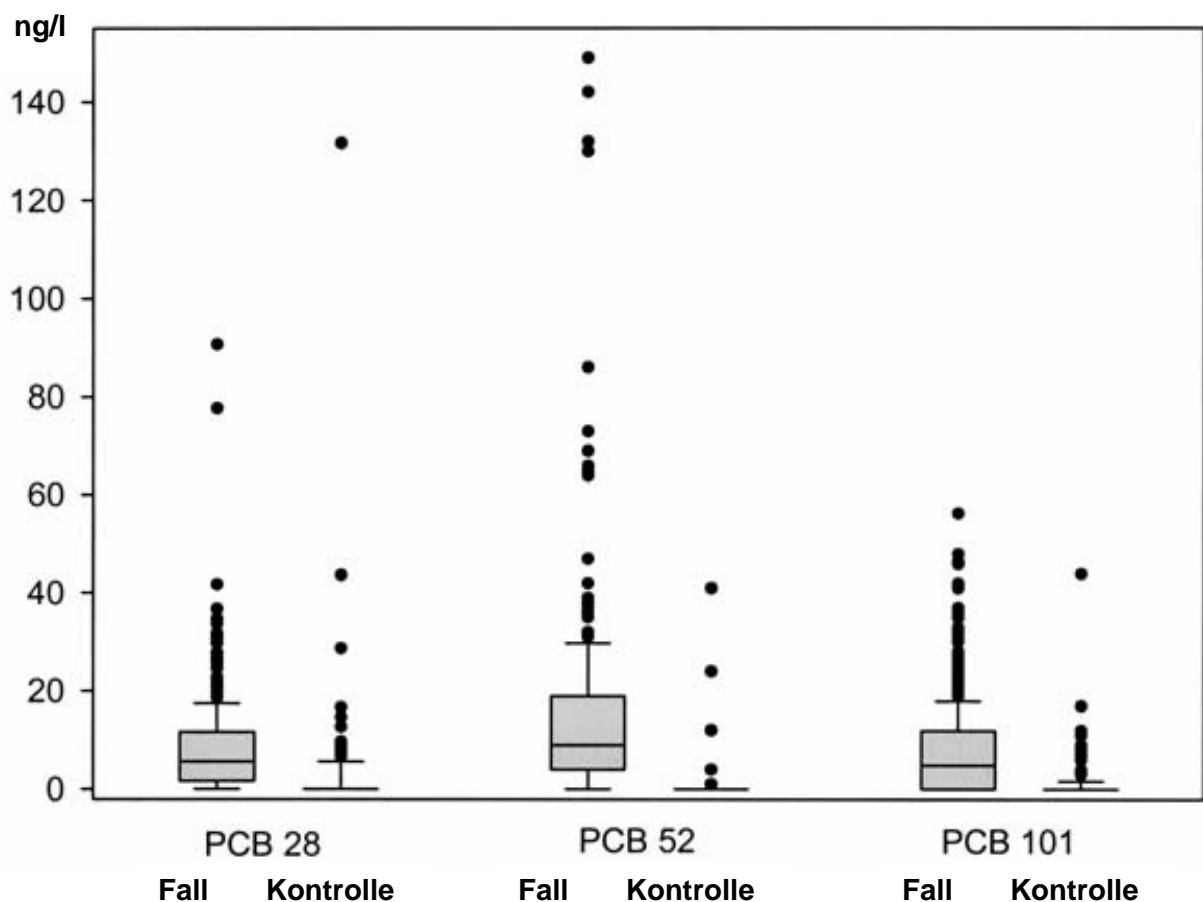
**Abb. 3:** PCB in der Innenraumlufthuntersuchung einer Nürnberger Schule (nach [Liebl et al. 2004])

Für den privaten Wohnungsbereich wurde bisher davon ausgegangen, dass PCB-haltige Fugendichtungsmassen nicht zum Einsatz gekommen sind, obwohl auch hier insbesondere in den 60er und 70er Jahren eine Vielzahl an Gebäuden in Tafelbauweise errichtet wurden. Im Unterschied zu den öffentlichen Gebäuden sind die Innenraumfugen jedoch in der Regel verputzt worden und somit der Einsatzort von Fugendichtungsmaterialien größtenteils auf den Außenbereich begrenzt geblieben. In ersten Voruntersuchungen konnte jedoch bereits 1994 auch für den privaten Wohnungsbau gezeigt werden, dass Außenfugenmaterialien mit bis zu 30 Gew.% PCB belastet sein können. So konnte bei der Untersuchung von 23 Wohnräumen in Wohngebäuden, die in Betonskelettbauweise erstellt wurden,

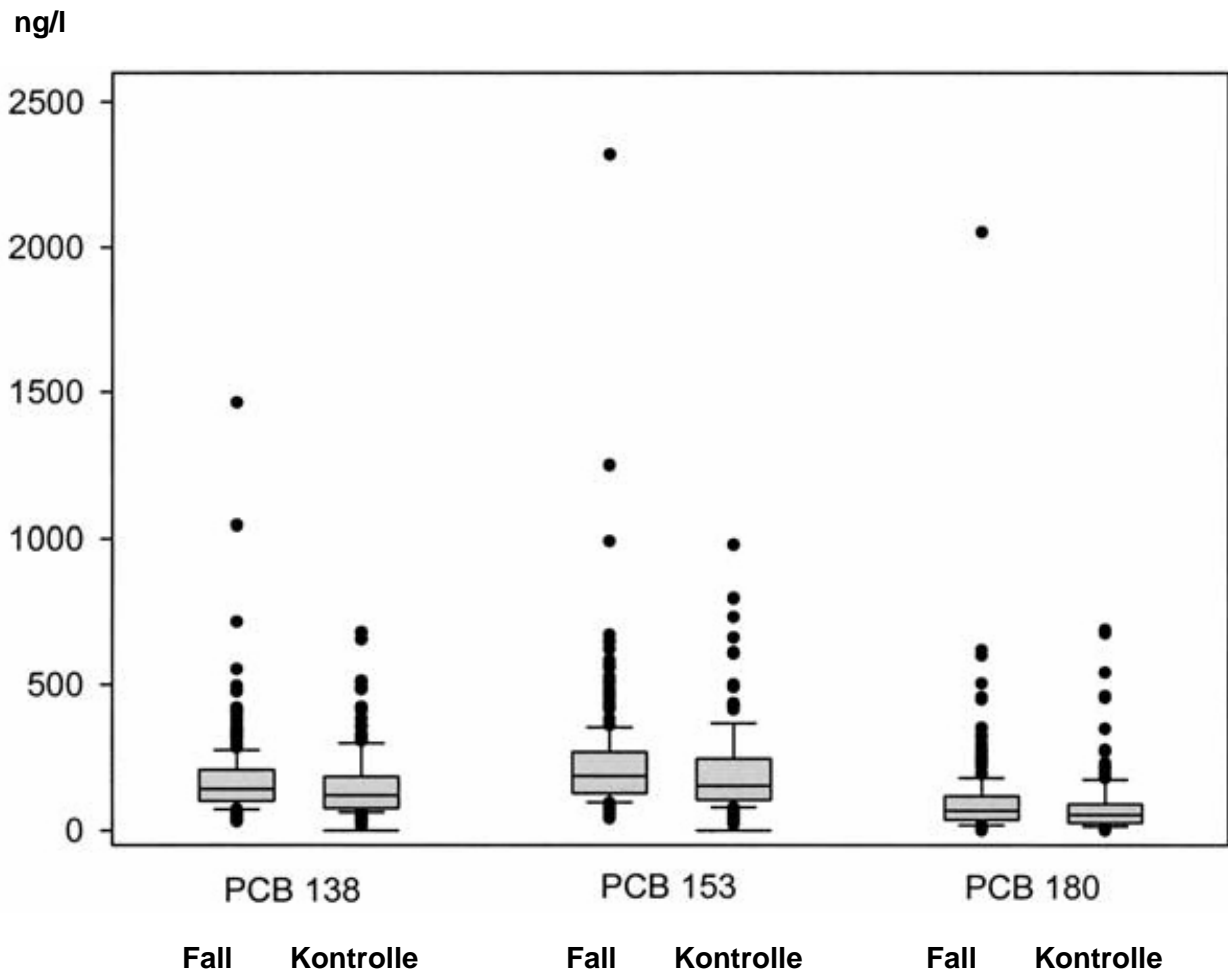
Innenraumlufkonzentrationen von bis zu 1.000 ng/m<sup>3</sup> ermittelt werden [Köppel 1996; Fromme 1997]. Nach den bisher vorliegenden Erkenntnissen muss somit in Wohngebäuden entsprechender Bauweise mit gasgängigen Verbindungen vom Außenfugenbereich gerechnet werden, die zu Innenraumluftkontaminationen führen können.

## Humanbiomonitoring

Der Nachweis von PCB ist in der Vergangenheit in verschiedenen menschlichen Organen beziehungsweise Körperflüssigkeiten geführt worden [Angerer 1996; Heudorf 1996; Göen 1998; Liebl 2004]. Auch für die dioxinähnlichen PCB sind Ergebnisse in der wissenschaftlichen Literatur beschrieben, so dass auch in diesem Fall ein Human-Biomonitoring zur Belastungsabschätzung sinnvoll durchgeführt werden kann.



**Abb. 4:** Niedrigchlorierte PCB-Kongenere im Blut von Schülern einer PCB-belasteten und einer nicht belasteten Schule (nach [Liebl et al. 2004])



**Abb. 5:** Höherchlorierte PCB-Kongenere im Blut von Schülern einer PCB-belasteten und einer nicht belasteten Schule (nach [Liebl et al. 2004])

In den Abbildungen 4 und 5 sind die Ergebnisse des Humanbiomonitorings in der Schule dargestellt, in der die in Abbildung 3 präsentierten Raumluftgehalte gefunden wurden. Insgesamt wurden 377 Schüler im Alter von 7 bis 16 aus der belasteten Schule und 218 Personen aus einer altersgleichen Kontrollgruppe untersucht. Bei den höherchlorierten PCB wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen gefunden, da die hier die tägliche Aufnahme über Nahrungsmittel dominiert. Bei den in der Raumluft in höheren Konzentrationen vorkommenden niedrigchlorierten PCB ließen sich bei den Nutzern der kontaminierten Schule jedoch höhere Gehalte als in der Kontrollgruppe finden [Liebl et al. 2004]. Insgesamt war die Zusatzbelastung jedoch sehr gering.



## **Aufnahme / Bewertung**

Erste Untersuchungen von tierischen Lebensmitteln in Deutschland und anderen Ländern zeigten, dass der Beitrag dieser dioxinähnlich wirkenden PCB zum Gesamt-Toxizitätsäquivalent (TEQ) erheblich ist und oft gleich hoch oder sogar höher liegt als der TEQ der PCDD/PCDF (Übersicht siehe [Alcock 1998]). Trotz der deutlichen Abnahme der Belastung der Umwelt und der Nahrungsmittel mit PCDD/PCDF in den letzten 15 Jahren [UBA 2001] liegt bei Berücksichtigung der dioxinähnlichen PCB aufgrund neuerer Untersuchungen die durchschnittliche ernährungsbedingte tägliche Aufnahme an Gesamt-TEQ in der EU immer noch in einem Bereich von 1,2 - 3 pg TEQ/kg Körpergewicht [JECFA 2002]. In einer Duplikatuntersuchung, die 1997 in England durchgeführt wurde, lag die mittlere Aufnahme bei 1,8 pg TEQ/kg KG für Erwachsene, jedoch noch bei 4,8 pg/kg KG bei Kleinkindern. Das 97,5. Perzentil der Aufnahme lag in diesen Gruppen bei 13 bzw. 28 pg TEQ/kg KG [FSA 2000].

Verschiedene Organisationen haben Wertsetzungen für eine duldbare Aufnahme festgelegt. Von der WHO wurde 1998 für die duldbare tägliche Aufnahme (tolerable daily intake, TDI) von Dioxinen und dioxinähnlichen PCB ein Bereich von 1 - 4 pg TEQ/kg KG begründet. Das Scientific Committee on Food empfahl 2001 eine wöchentliche tolerierbare Aufnahme von 14 pg TEQ/kg KG (2 pg TEQ/kg/Tag) [SCF 2001] und das FAO/WHO Expert Committee on Food Additives eine provisorische duldbare monatliche Aufnahme von 70 pg TEQ/kg KG (2,3 pg TEQ/kg/Tag) [JECFA 2001]. Von den deutschen Bundesbehörden wird ein Wert von 1 pg WHO-TEQ/kg KG pro Tag vorgeschlagen. Dies bedeutet, dass ein beträchtlicher Teil der deutschen Bevölkerung gegenwärtig die duldbare tägliche Aufnahme an dioxinähnlichen Substanzen überschreiten könnte.

## **Literaturzusammenstellung**

- Alcock, R.E., Behnisch, P.A., Jones, K.C., Hagenmaier, H. (1998). Dioxin-like PCBs in the environment – human exposure and the significance of sources. *Chemosphere* 37, 1457-1472.
- Angerer, J., Göen, T., Schaller, K.-H., Lackmann, G.M., Töllner, U. (1996). Pränatale Belastung mit Polychlorierten Biphenylen und Hexachlorbenzol. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 1, 78-82.
- Anonym (1989). Verordnung zum Verbot von Polychlorierten Biphenylen, polychlorierten Terphenylen und zur Beschränkung von Vinylchlorid. (PCB-, PCT-, VC - Verbotsverordnung) vom 18.7.1989. *BGBI. I*, S. 1482. (seit 1992 in

- geänderter Fassung in: Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz (Chemikalien-Verbotsverordnung - ChemVerbotsV) zuletzt geändert am 26. Juni 2000).
- Anonym (1994). (PCB-Richtlinie) Vollzug des Art. 3 Abs. 2 Satz 1 der Bayerischen Bauordnung; Liste der als Technische Baubestimmungen eingeführten technischen Regeln (Anlage 6.1/1 zu PCB). Bekanntmachung des BStMI vom 21.07.97 (AllMBI. S. 545), zuletzt geändert 30.08.00 (AllMBI. S. 654)
- Aoki, Y. (2001). Polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, and polychlorinated dibenzofurans as endocrine disrupters - what we have learned from Yusho disease. *Environ. Res.* 86, 2-11.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2000). Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Burkhardt, U., Bork, M., Balfanz, E., Leidel, J. (1990). Innenraumluftverunreinigungen durch Polychlorierte Biphenyle (PCB) in dauerelastischen Dichtungsmassen. *Öff. Gesundheitswes.* 52, 567-574.
- Chen, P.H., Wong, C.-K., Rappe, C., Nygren, M. (1985). Polychlorinated biphenyls, dibenzofurans and quaterphenyls in toxic rice-bran oil and in the blood and tissues of patients with PCB poisoning (Yu-Cheng) in Taiwan. *Environ. Health Perspect.* 59, 59-65.
- Dewailly, E., Ayotte, P., Bruneau, S., Gingras, S., Belles-Isles, M., Roy, R. (2000). Susceptibility to infections and immune status in inuit infants exposed to organochlorines. *Environ. Health Perspect.* 108, 205-211.
- FSA (Food Standard Agency) (2000). COT statement on dietary exposure to dioxins and dioxin-like PCBs.
- Fromme, H., Baldauf, A.M., Klautke, O., Piloty, M., Bohrer, L. (1997). Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Fugendichtungsmassen von Gebäuden. Bestandsaufnahme für Berlin und neue Innenraumquellen. *Gesundheitswesen* 58, 666-672.
- Göen, T., Schaller, K.-H., Ball, M., Drexler, H., Angerer, J. (1998). Risikoabschätzung langjähriger PCB-Innenraumexpositionen durch Humanbiomonitoring. Kongress der Gesellschaft für Hygiene und Umweltmedizin in Tübingen, 1.-3. März 1998. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin* 201, 22-23.
- Heinzow, B., Mohr, S., Ostendorp, G., Kerst, M., Körner, W. (2004). Dioxin-like PCB in indoor air contaminated with different PCB sources. Abstract eingereicht für DIOXIN2004, Berlin, 6.-10.9.2004.
- Heudorf, U., Salzmann, N., Angerer, J., Wittsiepe, J. (1996). Biomonitoring auf PCDD/F und auf PCBs bei stark erhöhten Raumluftbelastungen. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 1, 6-12.
- Jacobson, J.L., Jacobson, S.W. (2001). Postnatal exposure to PCB and childhood development. *The Lancet* 358, 1568-1569.
- Jakobi, H.W. (1993). PCB in der Umwelt. Eintragspfade, Quellen und Entsorgung. In: Senatsverwaltung für Gesundheit Berlin (Hrsg.): Polychlorierte Biphenyle in Fugendichtungsmassen. Materialien zur Umweltmedizin März 1993.
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (2001) Summary and conclusions of the fifty-seventh meeting of the JECFA. Rome, 5-14 June 2001. Verfügbar unter: <http://www.who.int/pcs/jecfa/jecfa.htm>
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (2002). Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Polychlorinated Dibenzodioxins, Polychlorinated Dibenzofurans, and coplanar Polychlorinated Biphenyls. WHO Food Additives Series 48, Geneva.

- Kerst, M., Körner W. (2003). Untersuchung und Bewertung von Proben aus verschiedenen Umweltkompartimenten auf PCDD/PCDF sowie PCB unter Berücksichtigung der neuen WHO-Toxizitätsäquivalenzfaktoren. Abschlussbericht zum FuE-Projekt Nr. 7000 (01.12.2000 – 28.02.2003). LfU Augsburg.
- Köppl, B., Jablonski, E., Piloty, M. (1996) Polychlorierte Biphenyle im Wohnzimmer. Ignoriert - vergessen - verdrängt. In: Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute. Kooperations- und Beratungsstelle für Umweltfragen der TU Berlin (Hg.): PCB in Innenräumen, Seite 57-60.
- Liebl, B., Schettgen, T. Kerscher, G., Broding, H.-C., Otto, A., Angerer, J., Drexler, H. (2004). Evidence for increased internal exposure to lower chlorinated polychlorinated biphenyls (PCB) in pupils attending a contaminated school. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 207, 315-324.
- SCF (Scientific Committee on Food) (2001) Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food, 30 May 2001. Verfügbar unter: [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/outcome\\_en.html](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/outcome_en.html).
- UBA (Umweltbundesamt) (2001). Daten zur Umwelt 2000. Umweltbundesamt (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 3-503-05973-3.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P. (1998). Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* 106, 775-792.
- WHO (World Health Organization) (2003). Polychlorinated biphenyls: human health aspects. Concise International Chemical Document 55. Geneva.
- Winneke, G., Bucholski, A., Heinzow, B., Krämer, U., Schmidt, E., Walkowiak, J., Wiener, J. A., Steingrueber, H.J. (1998). Developmental neurotoxicity of polychlorinated biphenyls (PCBs): cognitive and psychomotor functions in 7-month old children. *Toxicol. Lett.* 102-103, 423-428.