



Richtwert für PCB in der Innenraumluft

Information und Empfehlungen

R. Waeber, BAG, Sektion Chemie und Toxikologie

B. Brüscheweiler, BAG, Sektion Lebensmitteltoxikologie

Diese Information entstand im Rahmen der Arbeiten der Projektgruppe "PCB-haltige Fugendichtungen" von BUWAL, BAG, EMPA, Vertretern aus den Kantonen BE, BL, BS, GE, GL, GR, SZ, ZH, des Laboratoriums der Urkantone, der Städte Bern und Zürich sowie von zwei Fachfirmen.

Sie richtet sich an Fachleute, welche Gebäude mit PCB-Altlasten im Hinblick auf eine mögliche Gesundheitsgefährdung der Nutzer bzw. Bewohner zu beurteilen haben. Für Messungen von PCB in der Innenraumluft gelten die Empfehlungen gemäss Merkblatt "Messung von PCB in der Innenraumluft" [1], das in Zusammenarbeit mit der EMPA erstellt wurde.

Ausgangslage

Innenraumbelastung durch PCB-Altlasten in Gebäuden

Polychlorierte Biphenyle (PCB), vor allem aus dauerelastischen Fugendichtungsmassen, aber auch anderen Quellen wie Kleinkondensatoren oder Deckenplatten können zu Belastungen der Innenraumluft führen. Betroffen sind insbesondere grosse Betonbauten aus der Zeit von 1955 bis 1975, die PCB-haltige Fugendichtungen im Innenbereich aufweisen (Fensteranschlussfugen, Dilatationsfugen mit Kontakt zur Innenraumluft).

Bei den betroffenen Gebäuden kann es sich um Schulhäuser, Turnhallen, Firmengebäude, Einkaufscenter, Spitäler oder grosse Wohnblocks handeln. Die bisher durchgeführten Raumluftmessungen in Deutschland und der Schweiz konzentrierten sich vor allem auf Schulhäuser, zum Teil auch Kindergärten und andere öffentliche Gebäude. Dabei wurden vereinzelt hohe Konzentrationen von mehreren Mikrogramm PCB pro Kubikmeter Raumluft gefunden. Von Wohngebäuden sind bedeutend weniger Daten vorhanden.

Rechtliche Basis

In der Schweiz besteht seit 1986 ein generelles Verbot für PCB und Materialien oder Gegenstände, die PCB enthalten¹. Es gibt Regelungen betreffend die Entsorgung² und den Arbeitnehmerschutz³. Hingegen fehlt die gesetzliche Grundlage, die es ermöglicht, rechtlich verbindliche Grenzwerte für Innenraumluftschadstoffe festzulegen und darauf gestützte Sanierungspflichten abzuleiten. Das Bundesamt für Gesundheit kann jedoch Empfehlungen zur gesundheitlichen Beurteilung von Raumluftschadstoffen abgeben und entsprechende gesundheitsbasierte Richtwerte vorschlagen, die nicht überschritten werden sollten.

¹ Stoffverordnung StoV, Anhang 3.1, SR 814.013. Die Verwendung von PCB in chemischen Produkten (z.B. Farben, Lacke, Dichtstoffe etc.) ist bereits seit 1972 verboten.(Art. 9 Verordnung über verbotene giftige Stoffe, SR 813.39)

² Technische Verordnung über Abfälle TVA, SR 814.600, Verordnung über den Verkehr mit Sonderabfällen VVS, SR 814.610, Verordnung über die Rückgabe, die Rücknahme und die Entsorgung elektrischer und elektronischer Geräte

³ Verordnung über die Verhütung von Unfällen und Berufskrankheiten VUV, SR 832.30; Verordnung 3 zum Arbeitsgesetz (Gesundheitsvorsorge) SR 822.113

Gemäss *baurechtlichem Grundsatz* darf ein Gebäude die Gesundheit und das Leben der Menschen, die sich in ihm aufhalten, nicht gefährden. Im Zusammenhang mit PCB-Innenraumbelastungen stellt sich also die konkrete Frage, ab welchen Konzentrationen von PCB in der Innenraumluft mit einer Gesundheitsgefährdung der Bewohner bzw. Raumnutzer gerechnet werden muss und somit Massnahmen zur Reduktion der Belastung notwendig sind.

PCB in der Innenraumluft

Zusammensetzung des PCB-Gemisches

Technische PCB-Gemische, die als Isolationsflüssigkeit, Flammschutzmittel und Weichmacher eingesetzt wurden, enthalten bis zu 130 Einzelverbindungen (so genannte Kongenere), die sich in der Anzahl und Stellung der Chloratome im Biphenyl-Gerüst unterscheiden⁴. Zur Bestimmung der Gesamtmenge an PCB werden üblicherweise sechs so genannte Indikatorkongenere (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180) gemessen und deren Summe mit einem Umrechnungsfaktor multipliziert. Der PCB-Gesamtgehalt in der Innenraumluft berechnet sich wie folgt:

$$\text{Gesamt-PCB-Raumluftkonzentration} = (\Sigma \text{ PCB } 28, 52, 101, 138, 153, 180) * 5$$

PCB sind gesamthaft gesehen sehr schlecht abbaubar. Dabei gibt es jedoch Unterschiede. In der Umwelt bzw. der Nahrungskette erfolgt eine Anreicherung besonders der höherchlorierten, persistenten Kongenere in tierischem Fettgewebe (Indikatorkongenere PCB 138, 153 und 180, sowie auch dioxin-ähnliche PCB, siehe Abschnitt „Bewertung von PCB-Umweltbelastungen über die Dioxinwirkung“, Seite 5). Durch die ständige Aufnahme kleiner Mengen über die Nahrung reichern sich diese schliesslich auch im menschlichen Fettgewebe an.

In der Innenraumluft von belasteten Gebäuden werden hingegen vor allem die niedrigchlorierten Kongenere vorgefunden (Indikatorkongenere 28, 52, 101) [2]. Der Grund dafür ist der höhere Dampfdruck dieser Kongenere, die damit leichter aus PCB-haltigen Materialien austreten. Niedrigchlorierte PCB-Kongenere sind in der Umwelt weniger stabil als die höherchlorierten; sie weisen deutlich kürzere Halbwertszeiten im menschlichen Körper auf und akkumulieren daher kaum. Die nur in geringem Masse emittierten höherchlorierten Kongenere sind grösstenteils an Staubpartikeln gebunden. Ihre Konzentration in der Innenraumluft ist u.a. von der Menge und dem Alter des Staubes und dem Grad an Aktivität im Raum (Aufwirbelungen von sedimentiertem Staub) abhängig.

Gesundheitliche Relevanz von PCB-Innenraumbelastungen

Bei chronischen PCB-Raumluftbelastungen an industriellen Arbeitsplätzen wurden vor allem Hauteffekte (Rötungen, Chlorakne) und leichte Effekte auf die Leber (erhöhte Aktivität von Leberenzymen) beobachtet [3]. Weiter wurde über gastrointestinale Symptome sowie Reizeffekte an Augen und Atemtrakt berichtet. Die betroffenen Arbeitnehmer waren PCB-Luftbelastungen im Bereich von einigen Hundert bis zu mehreren Tausend $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt und wiesen deutlich erhöhte PCB-Konzentrationen im Blut auf. Eine zuverlässige Dosis-Wirkungsbeziehung für die PCB-Luftbelastung kann aus diesen Studien nicht abgeleitet werden. Es wird vermutet, dass für die beobachteten Wirkungen die arbeitsplatzbedingte Aufnahme von Dioxinen und Furanen (Verunreinigung des verwendeten PCB-Gemisches) und höherchlorierten PCB von Bedeutung sind. An solchen Arbeitsplätzen ist mit relevanten Aufnahmen durch Hautkontakt sowie über kontaminierte Lebensmittel und Zigaretten zu rechnen. Diese Aufnahmemengen können bei gleicher PCB-Luftbelastung unterschiedlich hoch sein. Die Exposition von Personen in kontaminierten, nicht-industriellen Gebäuden unterscheidet sich in der Höhe und Art der Belastungen wesentlich von der industriellen Situation; das Auftreten der genannten Effekte ist hier sehr unwahrscheinlich.

⁴ Theoretisch sind 209 verschiedene PCB-Kongenere möglich.

Verschiedene Studien in den letzten Jahren weisen darauf hin, dass PCB-Belastungen im tiefen Dosisbereich geringfügige, negative Einflüsse auf die geistige und sensomotorische Entwicklung von Kindern haben können⁵ [4]. Im Zentrum stehen dabei die PCB-Belastungen des Kindes während der Schwangerschaft (über die Plazenta) und durch das Stillen. Diese sind direkt von der Körperbelastung der Mutter abhängig.

Die Konzentrationen von PCB im Blut sind ein guter Spiegel der Körperbelastung. Dabei dominieren die höherchlorierten, persistenten PCB (Indikatorkongenere 138, 153, 180). Die niedrigchlorierten Kongenere, welche sich im Körper relativ rasch abbauen, liegen meist unter der Nachweisgrenze der heutigen Messmethoden. Die Langlebigkeit der kontinuierlich über die Nahrung aufgenommenen PCB zeigt sich deutlich in der Altersabhängigkeit der Blutwerte: Eine 60-jährige Person weist doppelt so hohe Blutwerte wie eine 30-jährige auf und bei einem 30-jährigen Erwachsenen sind sie mehr als doppelt so hoch wie bei einem 10-jährigen Kind. Auch widerspiegelt sich der Konsum von stärker belasteten Lebensmitteln (z.B. Fischen) in einer Erhöhung der Blutkonzentrationen. Umgekehrt wirkt sich die Reduktion der Belastung aus Nahrungsmitteln deutlich positiv aus. Der Erfolg der bisherigen Reduktionsmassnahmen lässt sich so eindrücklich belegen. Beispielsweise zeigte eine Studie mit Neugeborenen in Deutschland einen Rückgang der PCB-Körperbelastung von rund 75% in den letzten 15 Jahren [5].

Dagegen hat der Aufenthalt in einem belasteten Gebäude kaum einen Einfluss auf die gemessenen Blutwerte. Dies zeigten verschiedene Untersuchungen an Lehrern und Kindern in stark belasteten Schulhäusern (PCB-Raumluftkonzentrationen bis über 10 µg/m³) [6]. Der Hauptgrund dürfte der rasche Abbau der niedrigchlorierten Kongenere im menschlichen Körper sein. Weiter ist zu beachten, dass berechnete Aufnahmen von schwerflüchtigen Stoffen über die Innenraumluft leicht zu Überschätzungen führen können (konservative Annahmen zu Aufenthaltszeiten, mittleren Konzentrationen, Atemvolumina, Bioverfügbarkeit). Nach dem heutigen Kenntnisstand sind im Zusammenhang mit PCB-Innenraumbelastungen im tiefen Dosisbereich keine gravierenden Effekte zu erwarten.

Es bestehen aber noch Unsicherheiten bei der Bewertung unterschiedlicher PCB-Gemische [7]. So werden mögliche Interaktionen mit Schilddrüsenhormonen auch bei den vorgefundenen niedrigchlorierten Kongeneren und ihren Stoffwechselprodukten (Metaboliten) diskutiert [8]. Störungen des Schilddrüsenhormonhaushaltes sind vor allem in der empfindlichen Phase der Gehirnentwicklung problematisch, d.h. während der Schwangerschaft und in den ersten Lebensjahren. Damit ergeben sich für Abklärungen und Massnahmen zur Reduktion von Raumluftbelastungen folgende Prioritäten:

- 1. Priorität:** Wohngebäude und Wohnräume in umgenutzten industriellen/gewerblichen Gebäuden (Lofts). Hier halten sich die empfindlichsten Personengruppen auf (Schwangere mit ihren Ungeborenen, Säuglinge und Kleinkinder) und die Aufenthaltszeiten für diese Gruppen liegen über längere Zeit nahe bei 24 Stunden pro Tag.
- 2. Priorität:** Spitäler, Altersheime (Daueraufenthalt) sowie Kindergärten, Grundschulen (Gebäude mit Tagesaufenthalt).
- 3. Priorität:** Bürogebäude und weitere Gebäude mit Tagesaufenthalt.

Für die Bewertung von PCB-Innenraumbelastungen ist eine Ableitung aus den zur Verfügung stehenden Daten zur Toxikologie der technischen PCB-Gemische zur Zeit der vernünftigste Ansatz (siehe unten). Um den daraus berechneten Richtwert besser abzusichern, wurde auch eine Überprüfung mit der Bewertung über die Dioxinwirkung durchgeführt (Abschnitt „Bewertung von PCB-Umweltbelastungen über die Dioxinwirkung“, Seite 5).

⁵ Dabei spielt die gleichzeitige Aufnahme von Dioxinen und Furanen eine wichtige Rolle. Allenfalls sind auch weitere Schadstoffe wie persistente Organochlorpestizide und Schwermetalle von Bedeutung. Zudem müssen mögliche Störgrössen (Confounders) berücksichtigt werden, was bei der Untersuchung von schwachen Effekten besonders schwierig ist.

Ableitung des Richtwertes für PCB in der Innenraumluft

Längerfristig tolerierbare tägliche Aufnahmemenge

Ausgangspunkt für die vorliegende Bewertung des BAG von PCB-Innenraumbelastungen ist eine längerfristig tolerierbare tägliche Aufnahmemenge (TDI) für technische PCB-Gemische von 1 µg Gesamt-PCB pro Kilogramm Körpergewicht (KG) und Tag⁶. Obwohl sich die Zusammensetzung des Gemisches in der Innenraumluft von jener technischer Gemische unterscheidet (Verschiebung in Richtung niedrigchlorierte Kongenere, siehe oben), wird die Annahme getroffen, dass das Raumluftgemisch genauso giftig ist wie die technischen Gemische. Die vorliegenden Daten, die generell eine höhere Toxizität bei höherchlorierten Gemischen zeigen, stützen diese Annahme [3].

Die gesamte Aufnahme von PCB sollte im längerfristigen Mittel den TDI nicht überschreiten [7]. Über die Nahrung werden heute täglich etwa 0.1 µg PCB/kg KG aufgenommen, wobei die Werte im Einzelfall höher liegen können. Für die Ableitung des Raumluftrichtwertes wurde festgelegt, dass längerfristig nicht mehr als die Hälfte des TDI, also maximal 0.5 µg/kg KG über die Luft in einem kontaminierten Gebäude aufgenommen werden soll. In belasteten Gebäuden kann eine Aufnahme auch über Hautkontakt mit Staub und kontaminierten Oberflächen sowie eine zusätzliche orale Aufnahme ("Hand-zu-Mund", bei Säuglingen und Kleinkindern) erfolgen. Unter der Voraussetzung, dass wiederholter direkter Kontakt mit PCB-haltigen Fugen nicht stattfindet, dürfte die Aufnahme über Hautkontakt längerfristig deutlich geringer sein als die Aufnahme über Lebensmittel. Es verbleibt also noch eine gewisse Reserve bis zur Ausschöpfung des TDI.

Berechnung der maximal tolerierbaren Raumluftkonzentration (PCB-Richtwert)

Da die massgebliche Bewertungsgrösse eine Dosis darstellt, kann über Annahmen zur Aufenthaltsdauer in PCB-belasteten Räumen die entsprechende maximal tolerierbare Raumluftkonzentration berechnet werden. Dabei bleibt die Perspektive eine langfristige; d.h. entscheidend sind die längerfristig gemittelten Aufenthaltszeiten und Raumluftkonzentrationen. Der TDI bezieht sich im Prinzip auf eine lebenslang gemittelte Exposition. Für die Innenraumbelastung soll aber die Mittelungszeit auf ein Jahr begrenzt sein (Jahresmittelwert).

Die *Aufenthaltszeiten* können je nach Gebäudenutzung sehr unterschiedlich sein, insbesondere im längerfristigen Mittel. Je länger die Aufenthaltszeit, desto tiefer muss die Konzentration sein, wenn die tägliche Aufnahmemenge von 0.5 µg/kg KG nicht überschritten werden soll. Für den Richtwert werden zwei Situationen unterschieden:

- Gebäude mit *Tagesaufenthalt* wie Schulen, Büroräume, öffentliche Gebäude etc., bei welchen eine mittlere Aufenthaltszeit von *8 Stunden pro Tag*⁷ erwartet werden kann.
- Gebäude, in welchen längerfristig mit *Daueraufenthalt*, d.h. mit mittleren Aufenthaltszeiten von bis zu *24 Stunden pro Tag* gerechnet werden muss (wie Wohnungen in Wohngebäuden oder umgenutzten industriellen/gewerblichen Gebäuden (Lofts), Spitäler, Internate etc.)

Bei der Berechnung der aufgenommenen Dosis über die Atemluft ist zu berücksichtigen, dass bei nicht-reaktiven Umweltschadstoffen wie PCB ein Teil der in der eingeatmeten Luft enthaltenen Schadstoffmenge jeweils wieder ausgeatmet wird und somit nicht für eine Aufnahme in den Körper zur Verfügung steht. Es wird mit einer *Bioverfügbarkeit* von 75% gerechnet [9].

Für das *Körpergewicht* und die *durchschnittlichen Atemvolumina* werden Standardwerte eingesetzt: Gewicht 60 kg, Atemvolumen 20 m³ pro 24 Stunden (mittlerer Wert bei 8 Stunden Ruhe und 16 Stunden leichter Aktivität). Mit 30 kg und 10 m³ pro Tag (10jähriges Kind) ergeben sich rechnerisch dieselben Aufnahmemengen pro Kilogramm Körpergewicht.

⁶ Dieser TDI wurde von verschiedenen Expertengremien abgeleitet, um gezielt Risikominderungsmaßnahmen durchzuführen, darunter die amerikanische Nahrungsmittelbehörde FDA (1973), die Kanadische Gesundheitsbehörde (Health and Welfare Canada, 1983), das deutsche Umweltbundesamt (1983) und die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG, 1988). Heute erfolgt die Bewertung von PCB-Lebensmittelkontaminationen über die Dioxinwirkungen (siehe Abschnitt „Bewertung von PCB-Umweltbelastungen über die Dioxinwirkung“, Seite 5).

⁷ gilt für 7 Tage pro Woche, d.h. 56 Stunden pro Woche (nicht 40 h wie z.B. bei MAK-Werten)

Mit den beschriebenen Annahmen wird die Ausschöpfung der Hälfte des TDI ($0.5 \mu\text{g}$ Gesamt-PCB/kg KG) bei einer PCB-Raumluftkonzentration von $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($6'000 \text{ ng}/\text{m}^3$) während 8 Stunden pro Tag beziehungsweise bei $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($2'000 \text{ ng}/\text{m}^3$) bei Dauerbelastung von 24 Stunden pro Tag erreicht. Diese Richtwerte für PCB in der Innenraumluft sollten als *maximal tolerierbare Konzentrationen* angesehen werden. Dabei handelt es sich um Durchschnittskonzentrationen über einen längeren Zeitraum, d.h. kurzfristige Überschreitungen wie Spitzenbelastungen am späten Nachmittag eines heissen Sommertages (Materialerwärmung) können toleriert werden, wenn das langfristige Mittel unterhalb des Richtwertes liegt.

Tabelle 1: PCB-Richtwert für Innenraumluft (Erläuterungen siehe Text)

Mittlere Aufenthaltszeit im betroffenen Gebäude	Beispiele	PCB-Richtwert (maximal tolerierbare Raumluftkonzentration im Jahresmittel, als Gesamt-PCB)
24 Stunden pro Tag	Wohnung, Spital, Altersheim etc.	$2 \mu\text{g}/\text{m}^3$
8 Stunden pro Tag	Schulhaus, Kindergarten, Büro etc.	$6 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Vergleich mit dem Deutschen Interventionswert (PCB-Richtlinie)

In Deutschland wurde ein Interventionswert für PCB in der Innenraumluft festgelegt, der dem hier abgeleiteten Richtwert gleichzustellen ist [2]. Die toxikologische Basis ist dieselbe, aber die Berechnung ist leicht unterschiedlich: mit 100% Ausschöpfung des TDI ($1 \mu\text{g}/\text{kg KG}$), 100% Bioverfügbarkeit und Dauerbelastung 24 Stunden pro Tag ergibt sich ein Interventionswert von $3'000 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Gemäss der Deutschen PCB-Richtlinie kann bei niedrigeren Aufenthaltszeiten ein entsprechend höherer Interventionswert angewendet werden, also bei 8 Stunden pro Tag $9'000 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Einige Bundesländer haben dies auch so in Ihre Richtlinie übernommen, während in anderen ein genereller Wert von $3'000 \text{ ng}/\text{m}^3$ zur Anwendung kommt.

"Vorsorgewert", Sanierungsziel

Im Zusammenhang mit vorsorglichen Massnahmen und dem Ziel von Sanierungsmassnahmen stellt sich die Frage, welche Konzentrationen als unproblematisch angesehen werden können. Bei Belastungen mit Schadstoffen, welche über mehrere Pfade aufgenommen werden können wird empfohlen, dass die Aufnahme über die Atemluft 10-20% der gesamten Aufnahme nicht überschreiten sollte. Daraus kann dann analog auf die entsprechenden Raumluftkonzentrationen zurückgerechnet werden. Aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der PCB in Lebensmitteln und Raumluft und ihrem unterschiedlichen Verhalten – insbesondere dem geringen Einfluss von PCB-Raumluftbelastungen auf die Körperbelastung – ist die gesundheitliche Aussagekraft der so berechneten "Vorsorgewerte" fraglich.

Bewertung von PCB-Umweltbelastungen über die Dioxinwirkung

Einige PCB-Kongeneren (so genannte co-planare Kongeneren⁸) weisen dioxin-ähnliche Wirkungen auf, die für die toxikologische Beurteilung von PCB-Umweltkontaminationen von Bedeutung sind. Diese Kongeneren werden wie andere höherchlorierte Kongeneren in der Nahrungskette angereichert. Daher werden PCB in Lebensmitteln heute über ihre Dioxinwirkung bewertet, zusammen mit Dioxinen und Furanen (vgl. BAG Fact-Sheet [10]) Dazu werden die Konzentrationen der dioxinähnlichen PCB-Einzelkongeneren gemessen und mit einem Gewichtungsfaktor für die Dioxinwirkung (Toxizitätsäquivalenzfaktor, TEF) multipliziert. Die entsprechenden Toxizitätsäquivalente (TEQ) werden aufsummiert. Die WHO hat für die Bewertung von Dioxinen, Furanen und dioxin-ähnlichen PCB eine tolerierbare tägliche Aufnahme von 1 bis 4 Pikogramm TEQ/kg KG festgelegt. Dabei gilt der obere Wert von $4 \text{ pg}/\text{kg}$ als Maximalwert („action level“) und der untere von $1 \text{ pg}/\text{kg}$ als Zielwert („target level“) [11]. Die Europäische Kommission hat für die Bewertung von Nahrungsmitteln eine tolerierbare wöchentliche Aufnahme (tolerable weekly intake, group TWI) von $14 \text{ pg WHO TEQ}/\text{kg KG}$ festgelegt [12]. Dies entspricht einer täglichen Aufnahmemenge von $2 \text{ pg WHO TEQ}/\text{kg KG}$.

⁸ Bei co-planaren PCB sind die Chloratome so angeordnet, dass die zwei Biphenylringe auf einer Ebene liegen können. Sie weisen damit strukturelle Ähnlichkeit mit dem "Seveso-Dioxin" 2,3,7,8-TCDD auf.

Die zuverlässige Bestimmung der co-planaren PCB in der Innenraumluft ist sehr aufwändig und anspruchsvoll. Die Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) hat im Auftrag des BAG entsprechende Raumluftmessungen durchgeführt und diese mit der Messung des Gesamtgehaltes verglichen [13]. Damit lässt sich die Konzentration der dioxin-ähnlichen Kongenere in einem durch PCB-haltige Fugendichtungen belasteten Raum abschätzen: Pro 1'000 ng Gesamt-PCB/m³ (berechnet als Summe der Indikatorkongenere*5) werden in öffentlichen Gebäuden rund 1 pg TEQ/m³ gemessen (Bereich 0.28 bis 1.04 pg TEQ/m³). Es kann somit gezeigt werden, dass bei der maximal tolerierbaren Raumluftkonzentration die tägliche Aufnahme von dioxin-ähnlichen PCB über diese Raumluft deutlich unterhalb von 1 pg TEQ/kg liegt: Bei einer Raumluftkonzentration von 2 µg/m³ (24h/d) werden rund 2 pg TEQ/m³ (Bereich 0.56-2.08) erwartet. Bei einer Bioverfügbarkeit von 75%, Standard-Atemvolumen und -Körpergewicht errechnet sich eine tägliche Aufnahme von 0.5 pg TEQ/kg (Bereich 0.14-0.52). Dieselbe Aufnahme errechnet sich bei 6 µg/m³ während 8h/d. Die dioxin-ähnlichen PCB liegen an Staubpartikeln gebunden vor. Längerfristig dominieren in der Innenraumluft die feinen Partikel mit Durchmessern von <2.5 µm. Diese weisen wegen ihrer im Vergleich zur Masse grossen Oberfläche auch die höchsten relativen Konzentrationen an PCB auf. Bei den feinen Partikeln (<2.5 µm) werden nur etwa 20 bis 30 % der eingeatmeten Menge im Atemtrakt bzw. der Lunge deponiert [14]. Mit dieser realistischeren Annahme zur Bioverfügbarkeit der dioxin-ähnlichen PCB errechnet sich eine tägliche Aufnahmemenge im Bereich von 0.04 bis 0.21 pg TEQ/kg.

Tabelle 2: Vergleich der Beurteilungsansätze für die inhalative Aufnahme – TDI für technische Gemische vs. TDI für Dioxinwirkungen

Konzentration in der Innenraumluft	Annahme zur Bioverfügbarkeit durch Inhalation	Tägliche Aufnahme	Ausschöpfung des TDI
2 µg Gesamt-PCB/m ³ (24h/d) bzw. 6 µg Gesamt-PCB/m ³ (8h/d)	75%	0.5 µg Gesamt-PCB/kg KG	50% des TDI für Gesamt-PCB (technische Gemische)
entspricht:			
0.56-2.08 pg TEQ/m ³ (24h/d) bzw. 1.68-6.24 pg TEQ/m ³ (8h/d)	75% (wie oben)	0.14-0.52 pg TEQ/kg KG	14 - 52% des TDI für Dioxinwirkungen (WHO, target level)
	20-30% (Deposition von Feinstaubpartikeln im Atemtrakt)	0.04-0.21 pg TEQ/kg KG	4 - 21 % des TDI für Dioxinwirkungen (WHO, target level)

Weil die oralen Aufnahmemengen von Dioxinen bei vielen Säuglingen und Kleinkindern bereits zu hoch liegen, ist im Prinzip jede weitere zusätzliche Belastung unerwünscht. Da die dioxin-ähnlichen PCB fast ausschliesslich staubgebunden vorliegen, kann diese Belastung durch regelmässige Reinigungsmassnahmen vermindert und gering gehalten werden.

Massnahmen

Allgemeine Bemerkungen

Nach heutigem Kenntnisstand sind die Belastungen von Neugeborenen und Kleinkindern mit PCB, Dioxinen und Furanen immer noch zu hoch. Es sind deshalb nach wie vor Massnahmen notwendig, um die langfristige Belastung des Menschen mit diesen persistenten Umweltgiften weiter zu reduzieren [11]. Im Hinblick auf die Gesundheit der Bevölkerung hat die fachgerechte Entsorgung der rund 100 Tonnen PCB in Fugendichtungsmassen in der Schweiz erste Priorität.

Weiter müssen hohe Belastungen durch PCB in der Raumluft reduziert werden. Belastungen über dem toxikologisch abgeleiteten (Langzeit-)Richtwert sind nicht tolerierbar und auf jeden Fall zu vermindern. Bei erhöhten Belastungen

unterhalb des Richtwertes werden Reduktionsmassnahmen *im Sinne der Vorsorge* empfohlen, da ihre gesundheitliche Relevanz noch nicht ausreichend geklärt ist.

Die bisher vorliegenden Messungen vor allem in betroffenen Schulhäusern und ähnlichen Bauten in der Schweiz zeigen, dass die maximal tolerierbare Raumluftkonzentration selten erreicht werden dürfte. Nach diesen Daten könnten Messwerte (Einzelwerte) von mehreren Mikrogramm PCB pro m³ in 10-20% der belasteten Gebäude auftreten. Für den Wohnbereich können zur Zeit keine Aussagen gemacht werden, da zu wenig Messdaten vorliegen.

Massnahmen bei Überschreitung des Richtwertes

Zeigen die gemäss den Empfehlungen zur Raumluftmessung gefundenen Konzentrationen eine Überschreitung des Richtwertes von 6 µg/m³ in Gebäuden mit Tagesaufenthalt bzw. von 2 µg/m³ in Gebäuden mit Daueraufenthalt an, so müssen umgehend Massnahmen zur Reduktion der Belastung getroffen werden.

Nach der Sanierung muss der Richtwert deutlich unterschritten sein. Das konkrete Sanierungsziel soll im Einzelfall gemeinsam⁹ festgelegt werden. Dabei ist zu beachten, dass bei hohen Raumluftbelastungen durch Fugen so genannte sekundäre Quellen wie kontaminierte Bodenbeläge, Wand- und Deckenanstriche erhöhte Raumluftbelastungen unterhalten können. Der Aufwand, gewisse Restbelastungen zu entfernen, kann je nach gefordertem Sanierungsziel unverhältnismässig gross werden. Als Minimalziel einer Fugensanierung sollte eine Halbierung der Raumluftbelastung erreicht werden.

Sanierung:

- Entfernung der PCB-haltigen Fugendichtungen und, falls vorhanden, auch von PCB-haltigen Vorschaltgeräten von Leuchtstoffröhren, Deckenplatten oder Anstrichen unverzüglich planen und ausführen.
- Zum Schutz der Gebäudenutzer ist der Arbeitsbereich staubdicht abzuschotten; Verfrachtungen von Staub über Arbeitskleidung oder Gegenstände sind zu vermeiden.
- Der Schutz der Arbeitnehmer, welche Sanierungsarbeiten durchführen, muss gewährleistet sein.
- Nach den Arbeiten ist eine gründliche Reinigung der Räume durchzuführen
- Kontrollmessungen durchführen.
Dabei ist zu beachten, dass Messwerte unmittelbar nach Sanierungsarbeiten meist nicht repräsentativ sind für die längerfristige Belastungssituation im sanierten Gebäude. Messungen im Hinblick auf eine gesundheitliche Beurteilung für die Raumnutzer sind im Prinzip erst aussagekräftig, nachdem sich die Werte bei üblicher Nutzung und Reinigung stabilisiert haben. Es wird empfohlen, die Räume nach Abschluss der Sanierungsmassnahmen während 4 Wochen normal zu nutzen und dann eine Kontrollmessung durchzuführen

Sofortmassnahmen bis zur Sanierung:

Verhinderung von direktem Kontakt mit PCB-haltigen Fugendichtungen:

- direkt zugängliche Fugendichtungen abdecken oder unzugänglich machen.
Direkter Hautkontakt mit den teilweise hoch belasteten Fugen muss vermieden werden. Gegenmassnahmen sind daher überall dort angezeigt, wo sich Kinder aufhalten, wie z.B. Kindertagesstätten, Kindergärten, Grundschulen.

Raumlufthygienische Massnahmen:

- Erhöhung der Reinigungsfrequenz.
Die regelmässige Entfernung von sedimentiertem Staub ist eine bedeutende Massnahme zur Reduktion der Belastung mit besonders problematischen PCB-Kongeneren (dioxin-ähnliche PCB und andere persistente, höherchlorierte PCB).
- Lüftung des Raumes intensivieren
Es soll mehrmals am Tag eine gründliche Querlüftung durchgeführt werden ("Durchzug"). Mit dieser Massnahme

⁹ Gebäudebesitzer, Gesundheits- und Baubehörden, Verantwortliche auf Seiten der Gebäudenutzer, Sanierungsfirmen

dürfte in der Praxis nur eine geringfügige Reduktion der PCB-Raumluftbelastung erreicht werden (bis ca. 20%). Insbesondere in dicht belegten Räumen (z.B. Schulzimmer) werden jedoch oft ungenügende Lüftungsraten vorgefunden, die zu einer generell schlechten Raumluftqualität, einem erhöhten Infektionsrisiko, und einem erhöhtem Risiko für Schimmelbefall führen. Daher ist diese Massnahme aus raumlufthygienischer Sicht auf jeden Fall zu empfehlen.

- Gewährleistung/Verbesserung des Sonnenschutzes zur Verminderung der Materialerwärmung
Bei starker Sonneneinstrahlung können sich Fugendichtungsmassen (oder allenfalls auch Sekundärquellen wie Bodenbeläge) aufheizen und damit mehr PCB ausgasen. Dies kann insbesondere bei Anschlussfugen von Fenstern von Bedeutung sein und zu hohen Spitzenbelastungen im Sommer führen. Ein effektiver aussen liegender Sonnenschutz kann helfen, diese Belastungsspitzen zu reduzieren.

Information:

- Die Gebäudenutzer sind über die Belastungssituation, die geplanten Massnahmen und den Stand der Arbeiten offen zu informieren. Es dürfen keine Informationen zurückgehalten werden.
- Es soll eine Stelle oder Person bezeichnet werden, an welche sich Betroffene bei Fragen oder Unklarheiten wenden können.

Vorsorgliche Massnahmen bei erhöhten Belastungen unterhalb des Richtwertes

Unabhängig von der Raumluftkonzentration soll überall dort, wo sich Kinder aufhalten, der direkte Hautkontakt mit PCB-haltigen Fugen verhindert werden.

Wenn Messwerte (ohne Spitzenbelastungen) in Gebäuden mit Daueraufenthalt im Mikrogrammbereich pro m³, in Gebäuden mit Tagesaufenthalt bei mehreren Mikrogramm pro m³ liegen, sind vorsorgliche Massnahmen zur Reduktion der Raumluftbelastung zu empfehlen.

Neben den raumlufthygienischen Massnahmen und ggf. Verhinderung von direktem Hautkontakt (siehe oben) wird empfohlen, die Möglichkeit einer *vorgezogenen Sanierung der Fugen* zu prüfen. Dabei muss eine *Güterabwägung im Einzelfall* erfolgen, die die Höhe der Belastung und die entsprechende Besorgnis der Gebäudenutzer, die technischen Möglichkeiten und die finanzielle Tragbarkeit miteinschliesst. Es hat sich in solchen Fällen bewährt, den Entscheid über das Vorgehen und die zu treffenden Massnahmen am runden Tisch mit allen Akteuren¹⁰ und im Beisein von Vertretern der Betroffenen zu suchen.

Die Entfernung von PCB-Quellen wie Vorschaltgeräte von Leuchtstoffröhren oder Deckenplatten ist deutlich weniger aufwändig als die Fugensanierung und sollte auf jeden Fall durchgeführt werden.

¹⁰ Gebäudebesitzer, Gesundheits- und Baubehörden, Verantwortliche auf Seiten der Gebäudenutzer, Sanierungsfirmen

Literatur

- [1] BAG-Merkblatt "Messung von PCB in der Innenraumluft. Informationen und Empfehlungen." Bern 2002, <http://www.bag.admin.ch/chemikal/publ/d/pcbmessg.pdf>
- [2] Sagunski, H., Rosskamp, E. und Heinrich-Hirsch, B. Polychlorierte Biphenyle in Innenräumen: Versuch einer Bilanz. Gesundheitswesen 59 (1997): 391-399
- [3] WHO/IPCS: Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls (Secon Edition) Environmental Health Criteria 140, Geneva, 1993 <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc140.htm>
- [4] Walkowiak, J., Wiener, J.A., Fastabend A., Heinzow, B., Krämer, U., Schmidt, E., Steingrüber, H.-J., Wundram, S., und Winnecke, G. Environmental exposure to polychlorinated biphenyls and quality of the home environment: effects on psychodevelopment in early childhood. Lancet 358 (2001):1602-1607
- [5] Lackmann G.-M. Pränatale, 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 6 (2001); 3: 165-171
- [6] Bleeker, I., Fischer, A.B., Tilkes, F. und Eikmann, T. PCB-Konzentrationen im menschlichen Blut. Umweltmed Fosch Prax 4 (1999); 2:84-96
- [7] Hansen G. Stepping Backward to Improve Assessment of PCB Congener Toxicities. Environ Health Perspect 106 (1998) Supplement 1: 171-189
- [8] Cheek, O., Kow, K., Chen, J., McLachlan, J. Potential Mechanisms of Thyroid Disruption in Humans: Interaction of Organochlorine Compounds with Thyroid Receptor, Transthyrein, and Thyroid-binding Globulin. Environ Health Perspect 107 (1999): 273-278
- [9] European Commission. Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances. Part I. Luxembourg, 1996, p. 214/215
- [10] BAG Fact-Sheet Dioxine und Furane. Bern, 2000 http://www.bag.admin.ch/verbrau/lebensmi/infos/d/fakten/dioxine_furane.pdf
- [11] WHO-ECEH/IPCS: Consultation on assessment of the health risk of dioxins; re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI) (Executive Summary). WHO Consultation 25.-29. Mai 1998, Geneva, Switzerland <http://www.who.int/pcs/docs/dioxin-exec-sum/exec-sum-final.doc>
- [12] European Commission, Scientific Committee on Food (SCF): Opinion of the SCF on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food. Brüssel, 30. Mai 2001 (SCF/CS/CNTM/DIOXIN/20 FINAL) http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf
- [13] Kohler, M.: Messung coplanarer polychlorierter Biphenyle (PCB) in Innenraumluft. Qualitätssicherung der chemischen Analytik von PCB in Fugendichtungen. EMPA-Bericht Nr. 840'516, Dübendorf 2001 <http://empa.ch/deutsch/fachber/abt132/papers/pcb.pdf>
- [14] Stöber, W., McClellan R. O.; Morrow, P. E. Approaches to Modeling Disposition of Inhaled Particles and Fibers in the Lung. In Toxicology of the Lung, 2nd ed. (Gardner, D.E., Crapo, J.D. and McClellan, R. O., Eds.), Raven Press, Ltd., New York, 1993, 527-601.