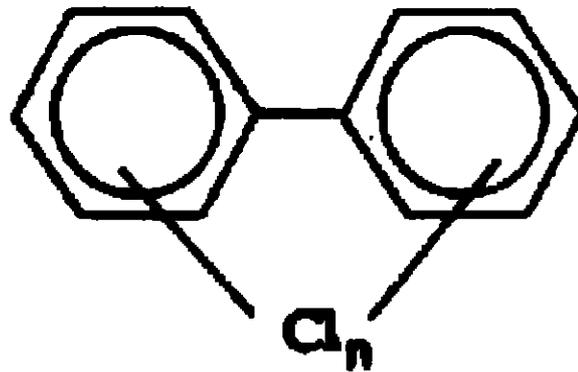


Polychlorierte Biphenyle

Synonyma

PCB, Polychlorbiphenyle

Chemische Formel



Beschaffenheit

Die Gruppe der polychlorierten Biphenyle besteht theoretisch aus 209 isomeren und homologen Verbindungen (Kongeneren). Ihre Charakterisierung erfolgt mit Hilfe der BZ-Nummer (nach ➔ Ballschmiter und ➔ Zell).

Sie alle sind, wie DDT oder Lindan, halogenierte Kohlenwasserstoffe und entstehen aus dem Grundstoff Biphenyl durch Einbau von Chlor. Die Kongenere unterscheiden sich in der Anzahl der Chloratome und deren Stellung im Molekül. Technische Produkte setzen sich aus 50 bis 80 solcher Einzelkomponenten zusammen, die sich vor allem in der Toxizität voneinander unterscheiden. Außerdem enthalten technische PCB in der Regel hochgiftige Verunreinigungen, in erster Linie polychlorierte Dibenzofurane (PCDF), aber auch polychlorierte Naphtaline.

Polychlorierte Biphenyle sind je nach Chlorgehalt wasserklare bis gelbliche Flüssigkeiten (in Abhängigkeit vom Chlorgehalt dünn- bis zähflüssig) bzw. Harze oder Pulver mit charakteristischem Geruch. Unter Pyrolysebedingungen entstehen bei 300-900 °C in Anwesenheit von Sauerstoff aus den ansonsten sehr stabilen Verbindungen Spuren von polychlorierten Dibenzofuranen und Dioxinen. Sie besitzen einen niedrigen Dampfdruck, hohe Viskosität, Widerstandsfestigkeit gegen Oxidationsmittel, gute Wärmeleitfähigkeit sowie eine geringe elektrische Leitfähigkeit. Im Boden werden die PCB's noch langsamer als DDT abgebaut, die höher chlorierten überhaupt nicht. Diskutiert werden Halbwertszeiten zwischen zehn und 100 Jahren!

Tab. 1: Bezeichnung der PCB-Kongenere nach Ballschmiter und Zell

Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur
	<i>Monochlor- biphenyl</i>	43	2,2',3,5	88	2,2',3,4,6	133	2,2',3,3',5,5'	178	2,2',3,3',5,5',6
1	2	44	2,2',3,5'	89	2,2',3,4,6'	134	2,2',3,3',5,6	179	2,2',3,3',5,6,6'
2	3	45	2,2',3,6	90	2,2',3,4',5	135	2,2',3,3',5,6'	180	2,2',3,4,4',5,6'
3	4	46	2,2',3,6'	91	2,2',3,4',6	136	2,2',3,3',6,6'	181	2,2',3,4,4',5,6
	<i>Dichlor- biphenyl</i>	47	2,2',4,4'	92	2,2',3,5,5'	137	2,2',3,4,4',5	182	2,2',3,4,4',5,6'
4	2,2'	48	2,2',4,5	93	2,2',3,5,6	138	2,2',3,4,4',5'	183	2,2',3,4,4',5',6
5	2,3	49	2,2',4,5'	94	2,2',3,5,6'	139	2,2',3,4,4',6	184	2,2',3,4,4',6,6'
6	2,3'	50	2,2',4,6	95	2,2',3,5',6	140	2,2',3,4,4',6'	185	2,2',3,4,5,5',6
7	2,4	51	2,2',4,6'	96	2,2',3,6,6'	141	2,2',3,4,5,5'	186	2,2',3,4,5,6,6'
8	2,4'	52	2,2',5,5'	97	2,2',3',4,5	142	2,2',3,4,5,6	187	2,2',3,4',5,5',6

* Quelle: Umweltw. Gesundh.-Wes. 55 (1993)

Tab. 1: Bezeichnung der PCB-Kongenere nach Ballschmiter und Zell (Fortsetzung)

Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur
9	2,5	53	2,2',5,6'	98	2,2',3',4,6	143	2,2',3,4,5,6'	188	2,2',3,4',5,6,6'
10	2,6	54	2,2',6,6'	99	2,2',4,4',5	144	2,2',3,4,5',6	189	2,3,3',4,4',5,5'
11	3,3'	55	2,3,3',4	100	2,2',4,4',6	145	2,2',3,4,6,6'	190	2,3,3',4,4',5,6
12	3,4	56	2,3,3',4'	101	2,2',4,5,5'	146	2,2',3,4',5,5'	191	2,3,3',4,4',5',6
13	3,4'	57	2,3,3',5	102	2,2',4,5,6'	147	2,2',3,4',5,6	192	2,3,3',4,5,5',6
14	3,5	58	2,3,3',5'	103	2,2',4,5',6	148	2,2',3,4',5,6'	193	2,3,3',4',5,5',6
15	4,4'	59	2,3,3',6	104	2,2',4,6,6'	149	2,2',3,4',5',6		Octachlor- biphenyl
	Trichlor- biphenyl	60	2,3,4,4'	105	2,3,3',4,4'	150	2,2',3,4',6,6'	194	2,2',3,3',4,4', 5,5'
16	2,2',3	61	2,3,4,5	106	2,3,3',4,5	151	2,2',3,5,5',6	195	2,2',3,3',4,4', 5,6
17	2,2',4	62	2,3,4,6	107	2,3,3',4',5	152	2,2',3,5,6,6'	196	2,2',3,3',4,4', 5',6
18	2,2',5	63	2,3,4',5	108	2,3,3',4,5'	153	2,2',4,4',5,5'	197	2,2',3,3',4, 4',6,6'
19	2,2',6	64	2,3,4',6	109	2,3,3',4,6	154	2,2',4,4',5,6	198	2,2',3,3',4,5, 5',6
20	2,3,3'	65	2,3,5,6	110	2,3,3',4',6	155	2,2',4,4',6,6'	199	2,2',3,3',4,5, 6,6'
21	2,3,4	66	2,3',4,4'	111	2,3,3',5,5'	156	2,3,3',4,4',5	200	2,2',3,3',4,5', 6,6'
22	2,3,4'	67	2,3',4,5	112	2,3,3',5,6	157	2,3,3',4,4',5'	201	2,2',3,3',4',5, 5',6
23	2,3,5	68	2,3',4,5'	113	2,3,3',5',6	158	2,3,3',4,4',6	202	2,2',3,3',5,5', 6,6'
24	2,3,6	69	2,3',4,6	114	2,3,4,4',5	159	2,3,3',4,5,6'	203	2,2',3,4,4',5, 5',6
25	2,3',4	70	2,3',4',5	115	2,3,4,4',6	160	2,3,3',4,5,6	204	2,2',3,4,4',5, 5,6'
26	2,3',5	71	2,3',4',6	116	2,3,4,5,6	161	2,3,3',4,5',6	205	2,3,3',4,4', 5,5',6'
27	2,3',6	72	2,3',5,5'	117	2,3,4',5,6	162	2,3,3',4',5,5'		Nonachlor- biphenyl
28	2,4,4'	73	2,3',5',6	118	2,3',4,4',5	163	2,3,3',4',5,6	206	2,2',3,3',4,4', 5,5',6
29	2,4,5	74	2,4,4',5	119	2,3',4,4',6	164	2,3,3',4',5,6	207	2,2',3,3',4,4', 5,6,6'
30	2,4,6	75	2,4,4',6	120	2,3',4,5,5'	165	2,3,3',5,5',6	208	2,2',3,3',4,5, 5',6,6'
31	2,4',5	76	2',3,4,5	121	2,3',4,5',6	166	2,3,4,4',5,6		Decachlor- biphenyl
32	2,4',6	77	3,3',4,4'	122	2',3,3',4,5	167	2,3',4,4',5,5'	209	2,2',3,3',4,4', 5,5',6,6'
33	2',3,4	78	3,3',4,5	123	2',3,4,4',5	168	2,3',4,4',5',6		
34	2',3,5	79	3,3',4,5'	124	2',3,4,5,5'	169	3,3',4,4',5,5'		
35	3,3',4	80	3,3',5,5'	125	2',3,4,5,6'		Heptachlor- biphenyl		
36	3,3',5	81	3,4,4',5	126	3,3',4,4',5	170	2,2',3,3',4,4',5		
37	3,4,4'		Pentachlor- biphenyl	127	3,3',4,5,5'	171	2,2',3,3',4,4',6		

Tab. 1: Bezeichnung der PCB-Kongenerne nach Ballschmiter und Zell (Fortsetzung)

Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur	Nr.	Struktur
38	3,4,5	82	2,2',3,3',4		<i>Hexachlor- biphenyl</i>	172	2,2',3,3',4,5,5'		
39	3,4',5	83	2,2',3,3',5	128	2,2',3,3',4,4'	173	2,2',3,3',4,5,6		
	<i>Tetrachlor- biphenyl</i>	84	2,2',3,3',6	129	2,2',3,3',4,5	174	2,2',3,3',4,5,6'		
40	2,2',3,3'	85	2,2',3,4,4'	130	2,2',3,3',4,5'	175	2,2',3,3',4,5',6		
41	2,2',3,4	86	2,2',3,4,5	131	2,2',3,3',4,6	176	2,2',3,3',4,6,6'		
42	2,2',3,4'	87	2,2',3,4,5'	132	2,2',3,3',4,6'	177	2,2',3,3',4',5,6		

Vorkommen/Verwendung

PCB sind Stoffe ausschließlich anthropogenen Ursprungs (→ Vogl et al., 1989).

Synthetisiert wurden PCB erstmals im Jahre 1864; seit 1929 läuft die industrielle Produktion. Bereits früh erkannte man die hervorragenden technischen Eigenschaften der PCB. Sie können elektrischen Strom nicht leiten, eignen sich also bestens als Isoliermaterialien. Sie sind chemisch stabil und nicht brennbar. Entsprechend breit war denn auch bald ihr Einsatzbereich. Sie fanden Anwendung in der Landwirtschaft als Träger für Insektizide und Pestizide, in Deutschland bis 1978 in offenen Systemen als Schmierstoffe, Zusatzstoffe oder Weichmacher für Lacke, Kunststoffe und Wachse sowie zu Kitten, Spachteln und Vergußmassen, für die Papierbeschichtung, in Durchschreibpapier, in Pigmenten, in Klebstoffen, Imprägnier- und Flammschutzmitteln, als Wärme- und Kälteüberträgeröl, als Schweröl in Ringwaagen und als Sperrflüssigkeit in Meßgeräten für aggressive Medien.

Erst allmählich kristallisierten sich die schwerwiegenden Nachteile dieser "chemischen Multitalente" heraus. PCB erwiesen sich als resistent, werden also nur sehr langsam abgebaut. Ihre Anreicherung in der Nahrungskette führt zu einer wachsenden Konzentration von PCB im menschlichen Körperfett. Besonders besorgniserregend ist in diesem Zusammenhang die nach wie vor hohe Belastung der Muttermilch.

Nach einer Massenvergiftung 1968 in Japan, als über 1000 Menschen an hoch mit PCB belastetem Reisöl erkrankten, erkannte man die von den Substanzen ausgehenden Gesundheitsgefahren. Der Ministerrat der Europäischen Gemeinschaft (EG) verabschiedete aber 1976 eine Richtlinie, nach der PCB nur noch in geschlossenen Systemen verwendet werden durfte. Zwei Jahre ließ man sich Zeit, diese Richtlinie in deutsches Recht umzusetzen. Bis dahin waren jedoch bereits etwa 23 000 Tonnen der Gifte in offenen Systemen eingesetzt worden, aus denen sie vermutlich schon in großen Mengen ausgedampft sind und auch weiterhin entweichen werden.

1983 stellte man die gesamte PCB-Produktion in der Bundesrepublik ein. 1989 trat die Verbotsverordnung für diese Substanzen in Kraft, nach der Materialien mit mehr als 50 mg PCB pro Kilogramm nicht mehr in den Verkehr gebracht werden dürfen. Als Altlasten spielen sie aber noch immer eine große Rolle.

Innenraumexpositionen durch polychlorierte Biphenyle (PCB) wurden bekannt durch auslaufende Isolierflüssigkeit aus elektrotechnischen Bauteilen (z.B. Kondensatoren in Leuchtstoffröhren). Belastungen entstanden und entstehen so durch unerkannte Einträge und durch Verschleppungen und Ausgasungen in Innenraummaterialien, können aber auch (noch heute) bei Beschäftigten auftreten, die berufsbedingten Umgang mit Leuchtstoffröhren haben. Blutwerte für niedrig chlorierte PCB-Kongenere (Nr. 28 und 52) von mehr als 80 ng/l (PCB-28) und 15 ng/l (PCB-52) sind keine Seltenheit bei diesen Personen.

Die PCB-Schadstoffproblematik wurde nach der Austauschaktion alter Kondensatoren in Leuchtstoffröhren häufig der Vergangenheit zugerechnet. Sie begegnet uns jetzt aber wieder in Bauten, vorzugsweise aus den Jahren 1965 bis 1975. Hier sind die dauerelastischen Dichtungsmassen auf Polysulfid-Kautschukbasis (Thiokol) zwischen den Betonfertigteilen, zwischen Beton und Fenstern sowie Türen und im Sanitärbereich die Ausgasungsquelle. Der Anteil an PCB als Weichmacher liegt in der Regel zwischen 10-30%. Fälle mit mehr als 50%-Anteil sind bekannt geworden (→ Gagelmann, 1992).

Wegen des geringeren Dampfdruckes dampfen niedrig chlorierte PCB kontinuierlich aus den Dichtungsmassen aus, werden vom Menschen eingeatmet und kontaminieren die gesamte Inneneinrichtung (Burckhardt et al., 1990). Ohne chemische Analyse ist bei Dichtungsmassen nicht festzustellen, ob sie PCB enthalten oder nicht. Einen ersten Hinweis auf PCB in den Dichtungsmassen liefert eine positive Beilstein Abb. 1: Emissions- bzw. Reemissionspotential = Funktion u.a. von: PCB-Gehalt, Zusammensetzung insgesamt, Deckschicht, Oberfläche, Temperatur

Herstellungsland	Handelsname	Hersteller
Bundesrepublik Deutschland	Clophen Elaol	Bayer
Frankreich	Phenoclor	Prodelec
Großbritannien	Pyralene Aroclor	Monsanto
Italien	Pyroclor Fenclor	Caffaro
Japan	Apirolio Kanechlor Santotherm	Kanegafuchi Mitsubishi-Monsanto
Tschechoslowakei	Delor	Chemko
UdSSR		Sovcol
USA	Aroclor Pyranol	Monsanto

Oberflächenböden der Erde vorhanden sind, in Sedimenten sogar in 10- bis 100fach höheren Konzentrationen. Dies ist alarmierend, denn PCB reichern sich, wie chlorierte Pflanzenschutzmittel, in lipophilen Fraktionen lebender Organismen an und können so in sehr hohen Konzentrationen in den Nahrungsketten auftreten. Anreicherungen sind in Fischen (bis zu 100 ppm) und Vögeln und deren Eiern (bis 900 ppm) gut dokumentiert (→ Pal et al., 1980). Genauso findet man Daten über das Vorkommen von PCB in vielen anderen Nahrungsmitteln in beträchtlichen Konzentrationen (= Klein, 1979).

In Frauenmilch wurden 1975 in Japan z.B. PCB-Konzentrationen von etwa 40 ppb gemessen (→ Fujiwara, 1975), das Fettgewebe der Säuglinge enthielt sogar 75 µg/kg. Dabei liegt in Japan der Grenzwert für PCB in menschlichem Gewebe bei 5 µg/kg.

Tab. 3: Anreicherung der PCB in der aquatischen Nahrungskette (→ Scharenberg, 1989; UBA, 1992, → Vagts, 1992)

untersuchtes Material	PCB
Meerwasser	1-3 ng/l
Meeressedimente	5-160 µg/kg
Fische	0,8-37 mg/kg Fett
Seehunde	\bar{X} = 34 mg/kg Fett
Graureiher	\bar{X} = 26 mg/kg Fett
Seeschwalben	\bar{X} = 52 mg/kg Fett

Wirkungscharakter

Bei einer chronischen PCB-Belastung stehen Enzyminduktion, reproduktions-, neuro- und immuntoxische Effekte im Vordergrund (DFG, 1988; ➔ Tilson et al., 1990).

Stoffwechselverhalten

Untersuchungen zur Nahrungsbelastung durch PCB beweisen, daß der Mensch PCB vorzugsweise durch tierische Nahrung (Fett; insbesondere Fisch) und nur in geringem Umfang durch Getreideprodukte aufnimmt.

Polychlorierte Biphenyle reichern sich im menschlichen Organismus im Fettgewebe, Knochenmark und weißer Gehirnschicht an.

Bei permanenter Aufnahme von PCB über Luft und Nahrung stellt sich ein für jedes Kongener konstantes Gleichgewicht (steady state) zwischen dem Blut und einzelnen Gewebearten ein (DFG, 1988). Dieses Gleichgewicht hängt u.a. von folgenden Faktoren ab:

- lipophile Eigenschaften des Kongeners und
- Geschwindigkeit der Metabolisierung

Je geringer die metabolische Abbaurate ist, desto größer ist der Fett-Plasma-Verteilungskoeffizient. Die unterschiedliche Metabolisierung führt in den verschiedenen Nahrungsketten zu sehr spezifischen Verteilungsmustern in den Fettgeweben der Nahrungskettenendglieder. Beim Warmblüter werden im ersten Abbauschritt aus PCB mit Hilfe von Zytochrom-P450-Oxygenasen Epoxide gebildet, die anschließend in chlorierte Phenole und Dihydroxydihydrobiphenyle übergeführt werden (Kimbrough et al., 1989). Der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist die Oxidation. Sie wird durch Chloratome in den Positionen 3,4 und 5 gehemmt (DFG, 1988).

Hinsichtlich der Enzyminduktion ist zu beobachten, daß die Kongenere, deren Phenylringe aufgrund der beiden nicht besetzten ortho-Positionen in einer Ebene liegen, am wirksamsten sind. Die vorgestellten non-ortho-substituierten koplanaren PCB besitzen ähnliche Molekülabmessungen wie das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (→ Ludwig, 1993).

Toxizität

Die Verwendung von Polychlorierten Biphenylen (PCB) als technische Hilfsstoffe u.a. in der Elektro-, Hydraulik- und Kunststoffindustrie hat wegen der hohen Persistenz und Lipophilie der PCB zu deren ubiquitären Verbreitung und Anreicherung in Nahrungsketten geführt. Die Toxizität der PCB beim Menschen ist aufgrund chronischer Vergiftungsfälle bekannt, allerdings sind wegen der Mischexpositionen keine exakten Dosiswirkungsangaben möglich. Besser untersucht ist die Toxizität einzelner PCB-Kongenere bei Tieren. PCB sind kanzerogen in Mäusen und Ratten und erzeugen in hohen Dosen (100-500 ppm im Futter) gut- und bösartige Lebertumoren. Nach Angaben der IARC besteht ausreichende Evidenz für die Kanzerogenität von PCB bei Versuchstieren.

Die unterschiedlich stark ausgeprägte Enzyminduktion durch verschiedene PCB-Kongenere hat zur Einführung von Toxizitätsäquivalenten geführt, die auf das Seveso-Dioxin (2,3,7,8-TCDD) bezogen sind. Diese Befunde stellen die herkömmliche PCB-Bewertung anhand von einfachen Summenwerten in Frage. Der vom Bundesgesundheitsamt genannte "Vorsorgewert" für Gesamt-PCB in Innenräumen von 300 ng/m³ ist nicht haltbar, da er weder die unterschiedliche Toxizität der PCB-Kongenere noch die Anreicherung von PCB in Nahrungsketten berücksichtigt (→ Ludewig, 1993).

Tab. 4: Toxizitätsäquivalenzfaktoren für PCB-Kongenere (→ Ludewig, 1993)

		Toxizitätsäquivalenzfaktoren
	<i>planare PCB</i>	
77	3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl	0,01
126	3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0,1
169	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	0,005
	<i>mono-ortho-chlorsubstituierte planare PCB</i>	
60	2,3,4,4'-Tetrachlorbiphenyl	0,00001
74	2,4,4',5-Tetrachlorbiphenyl	0,00001
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	0,00005
123	2',3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0,00005
156	2,2,3',4,4',5-Hexachlorbiphenyl	0,0005
157	2,3,3',4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	0,0005
167	2,3',4,4',6,6'-Hexachlorbiphenyl	0,00001

Toxikologische Daten von PCB: ■

1)	LD ₅₀ (oral, Ratte):	1 000-11 000 mg/kg KG (→ Lorenz et al., 1983)
2)	NOEL (Ratte):	0,5 mg/kg KG · d (→ Lorenz et al., 1983)
3)	ADI (siehe 2):	5 µg/kg KG · d - 0,5 µg/kg KG · d (Sicherheitsfaktor 100 bzw. 1000)
4)	NOEL (Rhesusaffe):	16 µg/kg KG · d (→ Lorenz et al., 1983)
5)	ATD (akzeptable Tagesdosis):	1 µg/kg KG · d (→ Lorenz et al., 1983)
6)	ADI (BRD):	2,5 µg/kg · d (→ Lorenz et al., 1983)
7)	Tatsächlich aufgenommene Tagesdosis	:
	a) FDA (Food and Drug Adm.)	2-4 µg/kg KG · d
	b) WHO:	4 µg/kg KG · d
	c) DFG:	0,4 µg/kg KG · d
	d) Summermann et al:	0,5 µg/kg KG · d (→ Summermann et al., 1978)
	e) ZEBS (Zentr. Erfassungs- und Bewertungsst. des BGA):	0,1 µg/kg KG · d (DFG, 1988)
	f) Land Hessen:	1-3 µg/kg KG · d (Hessisches Innenmin., 1988)
8)	MAK:	
	a) 42% Chlorgehalt:	1 mg/m ³
	b) 54% Chlorgehalt:	0,5 mg/m ³
9)	Sonstige Raumluf-Konzentrationen:	
	a) Hessisch. Innenminist. (Innenraum):	100 ng/m ³ (TÜV Hessen)
	b) BGA:	50 ng/m ³ (Magistrat der Stadt Wiesbaden, 1991)
	c) Außenluft:	5-50 ng/m ³ (→ Burkhardt et al., 1990)
	d) (Schulraum):	300 ng/m ³ (Land Schleswig-Holstein, 7/89)

Toxikologische Beschreibung der Daten: ■

a) Zur Abschätzung des Unterschieds zwischen inhalativer und oraler Toxizität wird eine Angabe von Henschler (→ Henschler, 1989) verwendet: Jeweils täglich 7 Stunden wurden Ratten einer mit 0,11 ppm PCB belasteten Luft 7 Monate lang ausgesetzt. Man fand anschließend histopathologische Veränderungen der Leber, d.h. daß die folgenden Daten zur Abschätzung eines LOAEL verwendet werden sollen.

-	0,11 ppm = 0,11 ml/m ³ :	entspr. 1,1 mg/m ³ = 0,0011 mg/l
-	Atemvolumen Ratte, 7h:	85 · 60 · 7 · 0,86 = 31 l
-	pro Tag aufgenommene Dosis:	31 · 0,0011 mg = 0,034 mg
-	300g Ratte:	0,034 mg/300 g x d
-	LOAEL Ratte:	0,11 mg/kg KG x d

Ein NOEL würde entsprechend niedriger ausfallen, so daß im Vergleich mit 2) eine mehr als 5mal größere inhalative Toxizität folgen muß.

b) Ein Vergleich der ADI-Werte (3,5,6) mit den tatsächlich aufgenommenen Dosen (7) läßt befürchten, daß u.U. der ADI-Wert mit der täglichen PCB-Aufnahme bereits zu 100% ausgeschöpft sein könnte.

PCB-Raumluftbelastungen:

MODELL A:

a)	-	LOAEL (= MAK-Wert nach 8b):	0,5 mg/m ³
	-	Innenraumluft-Qualität (Mindestanforderung: 100):	5 µg/m ³
	-	Begründeter Verdacht auf cancerogene Wirkung:	0,05 µg/m ³ = 50 ng/m ³
	-	Mögliche Halbwertszeit von ca. 1 Monat:	9 ng/m ³
b)	-	Für niedriger chlorierte PCB folgt aus (8a):	10 ng/m ³ - 100 ng/m ³

MODELL B:

a)	-	ADI (aus 3):	5 µg/kg KG x d
	-	10% davon:	0,5 µg/kg KG x d
	-	25 kg Kind:	12,5 µg/d
	-	10 m ³ Atemvolumen/d:	1,25 µg/m ³ = 1250 ng/m ³
	-	Inhalative Korrektur (Faktor 5):	250 ng/m ³
b)	-	nach (5) folgt:	250 ng/m ³
c)	-	nach (6) folgt:	125 ng/m ³

MODELL C:

a)	-	WHO-Angabe (7b, maximal):	4 µg/kg KG x d
	-	10% davon:	0,4 µg/kg KG x d
	-	25 kg Kind:	10 µg/d
	-	10 m ³ Atemvolumen/d:	1 µg/m ³
	-	Inhalative Korrektur:	200 ng/m ³ (Maximum)
b)	-	ZEBS (7e, maximal)	25 ng/m ³ (ohne inh. Korr.)
			5 ng/m ³ (mit inh. Korr.)

MODELL D:

a)	-	MAK (PCB, hochchloriert):	0,5 mg/m ³
	-	MIK (1/20 MAK):	25 µg/m ³
			25 000 ng/m ³
b)	-	MAK (PCB, hochchloriert):	500 µg/m ³
	-	MRK (1/42):	12 000 ng/m ³
	-	MRK (1/420):	1 200 ng/m ³

MODELL E:

- NOEL (Ratte, 2):	0,5 mg/kg KG x d (→ Lorenz et al., 1983)
- ADI (NOEL: 10 000):	0,05 µg/kg KG x d = 50 ng/kg KG x d
- 10% davon:	5 ng/kg KG d
- 25 kg Kind:	125 ng/d
- 10 m ³ Atemvolumen/d:	12,5 ng/m ³

Mit der 10. Bundesimmissionsschutzverordnung (10. BImSchV) aus dem Jahre 1978 wurde das Inverkehrbringen von PCB in offenen Systemen verboten. Seit 1984 wird in der Bundesrepublik Deutschland PCB nicht mehr in neuen elektrotechnischen Anlagen eingesetzt. Durch die EG-Richtlinie 85/467/EWG vom 1.10.1985 wurde das Inverkehrbringen von PCB auch für geschlossene Systeme verboten. Seit 1989 sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung dieser Stoffe in der Bundesrepublik Deutschland verboten (1983 wurde die Produktion in Deutschland bereits eingestellt).

Polychlorierte Biphenyle in der Innenraumlufte - Sachstand ■

1990 fand im Bundesgesundheitsamt ein Fachgespräch zur gesundheitlichen Bewertung polychlorierter Biphenyle (PCB) im Innenraum und zur Risikominimierung statt. Die Ergebnisse wurden im Bundesgesundheitsblatt 33,11 (1990) 497-499 veröffentlicht. Die Diskussion um die toxikologische Bewertung der PCB und die Formulierung von Richt- und Grenzwerten ist bis heute nicht abgeschlossen. Immer wieder gehen beim BGA Anfragen zum Sachstand aus Gesundheits- und Umweltbehörden von Kommunen und Ländern ein, deshalb soll die Problematik noch einmal kurz verdeutlicht und die Stellungnahme, die das BGA auf Anfragen erteilt, wiedergegeben werden.

Vorbeugender Gesundheitsschutz:

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 Innenraumschadstoffe 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 µg PCB/kg Körpergewicht und Tag angesetzt wird. Bei täglicher 24stündiger Exposition wäre dieser Wert bei einer Innenraumkonzentration von 3000 ng/m³ ausgeschöpft. Bei der anzunehmenden wöchentlichen Exposition von rund 40 Stunden wäre der TDI-Wert erst bei Konzentrationen von rund 12 000 ng/m³ ausgeschöpft. Berücksichtigt man, daß derzeit täglich rund 10% des TDI-Wertes mit der Nahrung aufgenommen wird, sollte die Innenraumkonzentration 10 000 ng/m³ (= 10µg/m³) nicht überschreiten, da hiermit die duldbare tägliche Dosis ausgeschöpft ist und der Sicherheitsabstand zu toxikologisch relevanten Tagesdosen klein wird.

Gefahrenabwehr:

Als Gefahrenschwelle zur Abgrenzung einer konkreten Gefahr, wie sie für bauaufsichtliches Handeln derzeit erforderlich ist, könnte der von der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe festgelegte MAK-Wert (Maximale Arbeitsplatz-Konzentration) unter Vorbehalt herangezogen werden, der nach seiner Definition "...im allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten nicht beeinträchtigt...". Nach dem Verständnis der Kommission gelten diese MAK-Werte jedoch nur für gesunde Arbeitnehmer, die diesen Arbeitsstoff herstellen oder weiterverarbeiten, bei 40stündiger Wochenarbeitszeit und regelmäßiger gezielter ärztlicher Überwachung. Er wurde mit 0,1 ppm oder 1 mg/m³ festgelegt, wobei in diesem Wert PCB mit einem

Chloranteil von 42% berücksichtigt wurde, da vor allem die niederchlorierten PCB in der Innenraumluft nachgewiesen werden.

Überhöhte PCB-Konzentrationen finden sich insbesondere in öffentlichen Gebäuden, z.B. Schulen, die bis 1975 in Großtafelbauweise unter Verwendung PCB-haltiger Fugenmaterialien hergestellt wurden. In diesen Gebäuden befinden sich neben Erwachsenen auch Kinder, über deren Empfindlichkeit gegenüber PCB Daten fehlen. Kinder haben eine höhere körperliche Aktivität und ein im Vergleich zum Erwachsenen erhöhtes Atemminutenvolumen; aus diesem Grund und um unterschiedliche Empfindlichkeiten in der Bevölkerung zu berücksichtigen, müsste ein Sicherheitsfaktor von 40 eingerechnet werden. Bei einer wöchentlichen Belastung von 40 Stunden ergäbe sich für die Gefahrenabwehr ein PCB-Innenraumluftwert von 0,01 ppm bzw. 100 µg/m³.

Bewertung im Sinne des vorbeugenden Gesundheitsschutzes:

Unter den genannten Gesichtspunkten geht das BGA davon aus, daß folgende Bewertung dem Schutz des Menschen vor gesundheitlichen Gefahren hinreichend gerecht wird:

- Raumluftkonzentrationen bis 300 ng PCB/m³ sind als unbedenklich anzusehen;
- bei Konzentrationen zwischen 300 und 3000 ng PCB/m³ sollte die Quelle der Raumluftverunreinigung aufgespürt und nach Möglichkeit beseitigt werden; eine Verminderung der PCB-Konzentration ist (z.B. durch regelmäßiges Lüften sowie gründliche Reinigung und Entstaubung der Räume) anzustreben. Der Zielwert liegt bei weniger als 300 ng/m³.
- selbst Konzentrationen zwischen 3000 und 10 000 ng PCB/m³ stellen noch kein konkretes gesundheitliches Risiko dar, zumal die vorausgesetzte 24stündige 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.

Befriedigende Sanierungskonzepte liegen bisher allerdings nicht vor. In einigen Sanierungsfällen standen die indirekten Umweltbelastungen durch den hohen Energieverbrauch der Sanierung in keinem Verhältnis zu dem gesundheitlichen Sanierungsnutzen. Eine Projektgruppe "Schadstoffe" der Fachkommission Baunormung der ARGEBAU beschäftigt sich jedoch intensiv mit dieser Problematik und hofft, im Frühjahr 1993 Empfehlungen vorlegen zu können.

1991 hat ein bundesdeutsches Gericht den vom Bundesgesundheitsamt festgelegten PCB (Polychlorierte Biphenyle) –"Grenzwert" von 3000 Nanogramm (ng)/m³ Raumluft deutlich reduziert - auf 1000 ng/m³, zu jeder Zeit, bei jeder Innenraumtemperatur (Wiesbadener Verwaltungsgericht III/1G1011/91).

Symptome

Bei mehreren akuten Intoxikationen (z.B. Yusho-Krankheit) (→ Safe, 1987) fiel die hohe Toxizität der PCB auf. Folgen einer akuten PCB-Vergiftung sind (→ Burckhardt et al., 1990; DFG, 1988):

- Chlorakne,
- Lidödeme,
- Überpigmentierung einzelner Hautpartien,
- Verfärbung von Finger- und Zehennägeln,
- chronische Bronchitis,
- Lungenfunktionsstörungen,
- neurologische Defizite,
- Stoffwechselstörungen,
- Schädigungen am Immunsystem,
- Haarausfall,
- erhöhte Krebsrate,
- Wirkungen auf die Leberfunktion,
- Müdigkeit,
- Gelenk- und Kopfschmerzen.

Die diesen Effekten zugrunde liegende Dosis wird auf ca. 200-800 mg Gesamt-PCB geschätzt, die im Verlauf mehrerer Monate aufgenommen wurden.

Nachweis

Ohne chemische Analyse ist bei Dichtungsmassen nicht festzustellen, ob sie PCB enthalten. Einen ersten Hinweis auf PCB in den Dichtungsmassen liefert eine positive Beilsteinprobe. Diese Prüfung sollte man nur unter guter Belüftung durchführen, da beim Vorhandensein von PCB bei Durchführung der Beilsteinprobe chlorierte Dibenzofurane entstehen (→ Lukassowitz, 1990; → Streit, 1991). Ein exakter Nachweis der PCB kann nur mit Hilfe der Gaschromatographie erbracht werden (→ Ludewig, 1993).

Jedoch werden selbst die Leit-PCB z.Z. in der Routine analytisch nicht exakt erfasst, da weder die Soxhlet-Extraktion noch die Behandlung im Ultraschallbad eine vollständige Ablösung der PCB gewährleisten (→ Richards, 1992). Die analytische Erfassung möglichst vieler Einzelkongenere, z.B. in der Luft, stößt auf große analytische Schwierigkeiten. Mit Hilfe der einfachen Kapillargaschromatographie ist es z.Z. nicht möglich, die in Umweltproben vorkommenden 120 PCB-Kongenere sicher zu trennen. Erst mit Hilfe der zweidimensionalen Gaschromatographie sind exakte Ergebnisse zu erhalten (→ Duinker et al., 1992). Diese Analysenmethode konnte sich aber bisher in der Routine aufgrund des erheblichen zeitlichen und apparativen Aufwandes noch nicht durchsetzen.

Tab. 5: Beispiele für PCB-Luft-Konzentrationen (→ Ludewig, 1993)

PCB Nr.	PCB-Leitkongenere	Hamburg Außenluft (ng/m ³)	Altbau Innenraumluf (ng/m ³)	Neubau Innenraumluf* (ng/m ³)
28	2,4,4'-Trichlorbiphenyl	0,3	1,8	25,7
52	2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl	0,2	3,4	318,2
101	2,2',4,4,5'-Pentachlorbiphenyl	0,3	0,9	137,3
138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	0,2	0,5	87,9
153	2,2',3,4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	0,2	n.n.	81,7
180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	0,2	n.n.	17,8
	Summe der sechs PCB-Leitkongenere	1,4	6,6	669,1
	Gesamt-PCB-Gehalt nach Laga-Verfahren ([-5])	7	33	3345,5

* PCB-Emission aus Fugendichtungen

Inwieweit PCB-Blutanalysen geeignet sind, PCB-Raumluftbelastungen anzuzeigen, wurde geprüft. Während Belastungen von einigen 100 ng PCB/m³ von der dominierenden Belastung über die Nahrung überdeckt werden, konnte eine Raumluftkonzentration von ca. 20 000 ng/m³, über Wochen eingeatmet, im Blut nachgewiesen werden.

Tab. 6: Nachweis und Normalwerte für PCB (→ Schiwara et al., 1995)

Untersuchungs- parameter	Probenmaterial		Methode	Nachweis- Grenze	Normalwerte Toxizitätsdaten	
PCB Nr.	EDTA-Blut	10 ml	GC/ECD Doppels.	0,01 µg/l	Normalwert nicht koplantar, diortho	TEF
52				0,01 µg/l	<0,01 µg/l	0,00002
101				0,01 µg/l	<0,09 µg/l	0,00002
138				0,01 µg/l	<0,5 µg/l	0,00002
153				0,01 µg/l	<0,6 µg/l	0,00002
180				0,01 µg/l	<0,3 µg/l	0,00002
					koplantar, monoortho	
28				0,01 µg/l	<0,01 µg/l	0,001
156				0,01 µg/l	<0,01 µg/l	0,001
					koplantar, nonortho	
77				0,01 µg/l	<0,01 µg/l	0,01
126				0,01 µg/l	<0,01 µg/l	0,1
169				0,01 µg/l	<0,01 µg/l	0,05
138	Fettgewebe	2 g			50 µg/kg	<330 µg/kg Fett
153	Fettgewebe	2 g			50 µg/kg	<340 µg/kg Fett
28, 52, 101, 138, 153 und 180	Hausstaub	5 g		0,1 mg/kg	<2 mg/kg (Summenwert)	
	Feststoffe	5 g		0,1 mg/kg	PCB-V: 50 mg/kg	
	Luft (Passivsammler)				MAK: 2 bzw. 0,5 mg/m ³ bei einem Chlorgehalt von 42 bzw. 54% MAK Liste III B (Begründeter Verdacht auf krebserzeugendes Potential) BGA-Vorsorgewert: 300 ng/m ³ BGA-Interventionswert: 3000 ng/m ³	
	Muttermilch				<1,51 mg/kg Milchfett DK: 1,91 mg/kg Milchfett	
	Trinkwasser				TVO: 0,5 µg/l ADI: 0,1 µg/kg/d (EPA-Wert) 1 µg/kg/d (BGA-Wert) LD ₅₀ (Ratte, oral): 1,2-11 mg/kg für PCB-Produkte	

Sanierung/Alternativen

Nicht bewährt haben sich nach Auskunft des Berliner Umweltexperten Methoden wie das "Ausbackverfahren" (Hochheizen der Räume und viel Lüften) oder das Überkleben der Fugen mit Metall oder Teflonplatten.

Zwei Verfahren sind derzeit Praxis: Herausbrechen und Abkratzen der Dichtungsfugen oder Vereisen der Fuge mit flüssigem Stickstoff, um die verfestigte Knetmasse abzuschlagen und dabei einen Teil des hochkontaminierten Betons mitabzutragen. Erstere Methode wurde unter Begleitung von Umweltmediziner Bernd Köppl an einer Schule in Berlin-Steglitz ausprobiert: Die Luftbelastung sank um die Hälfte. Daneben wurden Erfahrungen aus Köln-Rodenkirchen genutzt, um die weitere Abgabe von PCB wenigstens zu verschleppen. Fugenflanken wurden mit Epoxidharz überstrichen und neu verfüllt, die Wände mit Glasfasertapete und einem Latexfarbenstrich versehen, PVC-Scheuerleisten durch solche aus Holz ersetzt, Fenster abgeschliffen, die Baustelle täglich aufwendig gesäubert. Die erste Messung danach brachte ein "ermutigendes Ergebnis". PCB scheint aber unberechenbar: Der Absperreffekt durch Farben und Tapete ließ nach wenigen Monaten stark nach, stieg später aber wieder steil an. Seit die PCB nicht mehr hergestellt werden (Abklingphase 1979-1984) stellt die französische Industrie Ersatzstoffe wie Ugilec 141 her. Auch bei dessen Synthese entstehen als Nebenprodukte chlorierte Furane. Ugilec selbst wurde bereits in zahlreichen Umweltproben gefunden. Es ist nur eine Frage der Zeit, bis es auch in Komposten nachgewiesen wird. Die Notwendigkeit, neue Produkte auf Persistenz, Akkumulation und natürlich nicht zuletzt auf unerwünschte Nebenprodukte zu untersuchen, bevor sie auf den Markt kommen, wird daraus erneut deutlich.

Kasuistik

1. Fall:

45 Jahre, m.

Anamnese:

Leitender Angestellter in einem Geldinstitut; bis vor etwa einem Jahr 40 bis 60 Zigaretten/Tag und häufiger Biergenuß, seitdem Nichtraucher und absolute Alkoholkarenz.

Bei mehreren Mitarbeitern des Patienten fanden sich bei Untersuchungen erhöhte PCB-Werte, bei der Ehefrau lagen die Werte im Normalbereich.

Symptome:

Rezidivierende leichte Hautrötungen, gering schuppig und juckend am Stamm und Extremitäten, gelegentlich auch im Gesicht; LeistungseinbuÙe, chronische Bronchitis, Luftnot bei Belastung.

Laborwerte:

γ -GT-Werte	80-120
GPT	<60

Persistieren der Leberwerte trotz der absoluten Alkoholkarenz.

Formaldehyd und PCP im Serum bzw. Urin nicht erhöht

PCB	>10 µg/l (Normalwert <5 µg/l)
-----	-------------------------------

Diagnostik:

Sonographie mit Gallensteinausschluß, Abdomen-CT, Rö-Thorax, laparoskopische Leberpunktion

Ergebnis der Histologie: Fettleberhepatitis ohne alkoholtypische Veränderungen

Diagnose:

Fettleber durch PCB-Belastung.

2. Fall: ■

Zwei Jahre nach dem Absturz einer amerikanischen Militärmaschine auf einen Stadtteil in Remscheid sprechen Anwohner, Presse und Teile der Stadtverwaltung von einem "einzigem Trauerspiel".

Schreckensmeldungen über Hauterkrankungen und enorm hohe PCB- und Dioxin-Belastungen reiÙen nicht ab. Unmittelbar vor Ablauf der Frist meldeten sich jetzt weitere 220 Remscheider mit vorsorglichen Anträgen auf

Schadensersatz im Amt für Verteidigungslasten. 300 Erstattungsanträge liegen schon länger vor.

Dagegen sagte der nordrheinwestfälische Gesundheitsminister Hermann Heinemann in der Landtagssitzung, "daß nach den gegenwärtigen Erkenntnissen der Fachleute mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit eine Schadstoffkontamination durch den Flugzeugabsturz am 8.12.1988 und damit eine Gesundheitsgefährdung der Bevölkerung nicht anzunehmen ist." Die bei den Anwohnern nahe der Absturzstelle klinisch festgestellten Hauterkrankungen hätten sich als Dermatosen erwiesen, "wie sie in der täglichen Praxis vorkommen", so Heinemann. Im Gesundheitsamt in Remscheid hätten sich keine weiteren Bürger zu einer medizinischen Untersuchung gemeldet.

Inzwischen ist ein Kind aus der Stockder Straße, dem Absturzort, an Leukämie erkrankt. Der Düsseldorfer Umwelthygieniker Professor Hans-Werner Schlipkötter empfahl im August im Landtag, von dem Grundstück weitere Proben zu nehmen und zu analysieren. Eine weitere Bombe platze im Umweltausschuß am 29. November in Remscheid: Die Verwaltung hatte den Auftrag, die Ursachen für hochkonzentrierte PCB-Nester im Boden durch ein Analyse-Institut erforschen zu lassen, überhaupt nicht durchgeführt. Eine Studie des Bundes für Umweltschutz ergab, daß der Hausstaub 20 000 µg PCB enthält. In vielen Bodenproben wurde ein und dasselbe PCB (Chlophen A 60) gefunden. Klärschlamm mit 1000 µg PCB ist bereits Sondermüll.

Gezielte Beprobung von Einzelobjekten: ■

Um über die Untersuchungen von Bodenproben hinaus Informationen über die Belastung mit Schadstoffen im Untersuchungsraum zu erhalten, wurden gezielt Einzelobjekte zur Beprobung ausgewählt. Als wesentliches Auswahlkriterium diente dabei vor allem der zeitliche, räumliche oder stoffliche Zusammenhang der Objekte mit den verschiedenen Ursachentheorien (Flugzeugabsturz, Schlammausbringung, Immissionereignis, etc.).

Tab. 7: Tabelle Einzelobjektbeprobung aus dem Bereich des Flugzeugabsturzes in Remscheid

Nr.	Objektbeschreibung	Auswahlkriterium	Untersuchte Parameter	Analyseergebnisse
1	Wischprobe Dachfenster Wohnhaus Königstraße	Dunkler, schmieriger Niederschlag bei Brandereignis Flugzeugabsturz	PCB	unter Nachweisgrenze
2a	Bodenprobe Erdwall hinter Konzertmuschel (0-5 cm Tiefe)	Verfüllung von Sedimentschlamm als Bodenverbesserer nach Rekonstruktionsmaßnahmen	PCB, Schwermetalle, MKW	53 528 µg PCB/kg 40,8 mg MKW/kg
2b	Bodenprobe Erdwall hinter Konzertmuschel (5-30 cm Tiefe)	Verfüllung von Sedimentschlamm als Bodenverbesserer nach Rekonstruktionsmaßnahmen	PCB, Schwermetalle, MKW	34 735 µg PCB/kg 74,3 mg MKW/kg
3	Bodenprobe Standort Baracke Rollschuhbahn	Hat von 1956 bis 01.03.88 Untergrund gegen Immissionseinflüsse geschützt	PCB	392 µg/kg
4	Lederjacke Feuerwehrmann	Wurde bei Brandereignis vor Ort getragen; danach nicht mehr	PCB, PCDD/F, GC/MS; PCP	PCB: 330 µg/kg PCDD/F: 49,2 ng TE PCP: 53,4 µg/kg GC/MS: keine auffälligen Substanzen
5a	Zedernadeln 1-2 jährig	Immissionsbelastung Stadtpark	PCB	PCB: 176 µg/kg
5b	Zedernadeln 3-4 jährig	Immissionsbelastung Stadtpark	PCB	PCB: 120 µg/kg
6	Teppiche Wohnhaus Stockder Straße	Immissionsbelastung während Brandereignis Flugzeugabsturz		
6a	Teppich Wohnzimmer Nähe Balkontür (Stockder Straße)	Schadstoffeintrag von Außen	PCB	PCB: 331 µg/m ² 169 µg/kg
6b	Teppich Wohnzimmer Nähe Flurtür	Schadstoffeintrag intern	PCB	PCB: 451 µg/m ² 230 µg/kg
6c	Teppich Kinderzimmer	Nutzungsbedingte Schadstoffbelastung	PCB, PCDD/F	PCB: 296 µg/m ² 117 µg/kg PCDD/F: 95,6 ng TE/m ² 37,5 ng TE/kg
7	Staubsaugerbeutel Wohnhaus Stockder Straße	Immissionsbelastung während Brandereignis Flugzeugabsturz		
7a	Staubsaugerbeutel Wohn-/Kinderzimmer	Indikator Hausstaubbelastung	PCB	PCB: 112 µg/kg

** Quelle: ARBEITSGEMEINSCHAFT ITU - UMWELTFORSCHUNG: Untersuchungsbericht Bodenbelastung Remscheid Phasen 1-3

Tab. 7: Tabelle Einzelobjektbeprobung aus dem Bereich des Flugzeugabsturzes in Remscheid (Fortsetzung)

Nr. Objektbeschreibung	Auswahlkriterien	Untersuchte Parameter	Analyseergebnisse
7b Staubeaegerbeutel Umbaumaßnahme	Einfluß Baumaßnahme	PCB	PCB: 234 µg/kg
8 Moosproben und Anstrich Stützmauer Stockder Straße 128	Schadstoffentwicklung Brandereignis Flugzeugabsturz	PCB, GC/MS	PCB: 106 µg/kg GC/MS: keine auffälligen Substanzen
9 Wischprobe öliger Fleck Dach Königstraße	Betriebsmittel Militärflugzeug	PCB	Rückstellprobe (nicht analysiert)
10 Einsatzstiefel Feuerwehrmann	Schadstoffentwicklung Brandereignis Flugzeugabsturz	?	Rückstellprobe (nicht analysiert)

Probe Nr. 1

Die Wischprobe konnte von einem Dachfenster eines Hauses in der Königstraße gezogen werden, das am nördlichen Rand des Untersuchungsgebietes liegt. Nach Angaben der Hausbewohnerin wurde das Fenster während des Brandereignisses nach dem Flugzeugabsturz mit dunklem, schmierigem Belag beaufschlagt und seither nicht wieder gereinigt. Zum Zeitpunkt der Probenahme war kein Belag mehr festzustellen. Trotzdem wurde sicherheitshalber eine Probe entnommen. Die von dem Fenster angefertigte Wischprobe wurde im ITU-Labor auf PCB untersucht. Die Auswertung konnte nicht erfolgen, da die Konzentration der Einzelisomere unter der Nachweisgrenze lag. Wir schätzen, daß die PCB-Deposition auf dem Dachfenster im Rahmen des Wertebereichs liegt, der während des 1990/91 durchgeführten Immissionsmeßprogramms in Remscheid ermittelt wurde. Ein Einfluß des Brandereignisses auf die Fensterfläche kann somit nicht mehr nachgewiesen werden.

Probe Nr. 2a + 2b

Laut Angaben eines früheren Bediensteten der Stadt Remscheid wurden bei Rekonstruktionsmaßnahmen im Stadtpark Sedimentschlamm aus Regenrückhaltebecken zur Bodenverbesserung eingesetzt. Dies geschah auch im Bereich der Konzertmuschel. Frühere Untersuchungen stellten hohe Kontaminationen in diesem Bereich fest. Beim Rasteruntersuchungsprogramm der ITU konnten diese Werte als flächenhafte Belastung nicht bestätigt werden. Die Bereiche unmittelbar um die Konzertmuschel herum wurden von der ITU allerdings nicht beprobt. Die Schlußfolgerung von Seiten der ITU war, daß die festgestellte Belastung sehr kleinräumig vorliegen muß und nicht repräsentativ für die Gesamtfläche ist. Diese Theorie sollte mit einer Sonderprobe im Rahmen der Einzelobjektbeprobung überprüft werden. Zu diesem Zweck wurde in einem Erdwall hinter der Konzertmuschel ein Profil mit einem Spaten aufgegraben und Bodenproben von zwei Tiefen entnommen. Die Proben wurden auf PCB und Schwermetalle untersucht.

Die PCB-Analyseergebnisse bestätigen die zuvor ermittelten Werte und die Vermutung, daß es sich hierbei um eine auf den Bereich der Konzertmuschel begrenzte, lokale Kontamination handelt. Die Schwermetall-Werte sind leicht erhöht, geben aber im Vergleich zu den übrigen, in Remscheid ermittelten Schwermetall-Werten, keinen klaren Hinweis auf eine Einbringung von Sedimentschlamm. Darüber hinaus konnte bis jetzt kein Hinweis auf eine Sedimentschlamm-Belastung von über 50 000 µg PCB/kg gefunden werden. Die Probeentnahmestelle liegt ebenfalls nicht im Bereich der Traufkante des Dachs, ein Eintrag über Regenwasserablauf vom Dach der Konzertmuschel ist deshalb unwahrscheinlich.

Probe Nr. 3

Die Probe Nr. 3 wurde von dem Standort der im am 01.03.1988 entfernten Holzbaracke an der Rollschuhbahn entnommen. Der unter der Hütte liegende Boden war während der Standzeit der Hütte gegenüber Immissionen geschützt und kann somit Aufschluß über den Zeitraum des Einwirkens von PCB-Immissionen in diesem Bereich geben.

Die PCB-Analyse der Probe ergab einen Wert von 392 µg PCB/kg Boden. Der Boden am ehemaligen Standort der Baracke unterscheidet sich somit nicht von der durchschnittlichen, allgemeinen Belastung im Stadtpark. Demzufolge muß die ermittelte Bodenbelastung entweder noch vor dem Bau oder nach Abriß der Baracke erfolgt

sein, sofern der Brandschaden der Hütte selbst keine PCB-Emissionen zur Folge hatte.

Probe Nr. 4

Die Lederjacke wurde von einem Feuerwehrmann zur Verfügung gestellt, der, ursprünglich außer Dienst, an den Lösch- und Aufräumaktionen im Flugzeugabsturzgebiet teilgenommen hat. Die Lederjacke wurde bei keinem anderen Einsatz getragen und kann evtl. im nachhinein Hinweise auf die Schadstoffentwicklung am Unfallort geben. Die Untersuchung erfolgte auf PCB, Dioxine und ein GC/MS-Screening.

Die Auswertung der Analyseergebnisse gestaltete sich aufgrund von Matrixeffekten äußerst schwierig. Die offensichtlich für die Pflege der Lederjacke verwendeten Lederbehandlungsmittel dominierten die Analysespektren und machten eine Analyse von Spurenstoffen nahezu unmöglich. Bei der GC/MS-Übersichtsanalyse konnten neben einer Reihe von Fettinhaltsstoffen, wie aliphatische Kohlenwasserstoffe, freie Fettsäuren, Fettsäureester und Wollfettbestandteilen keine für eine Lederjacke auffälligen Substanzen identifiziert werden.

Die Jacke weist eine deutliche Belastung mit PCDD/F auf, allerdings fehlen Vergleichswerte ähnlicher Kleidungsstücke, die eine bessere Einschätzung ermöglichen würden. Aufgrund des in der Jacke ebenfalls nachgewiesenen PCP-Gehaltes muß davon ausgegangen werden, daß ein Teil der Dioxine und Furane aus der Verunreinigung von Pentachlorphenol (PCP) stammt.

Die Belastung mit PCB ist auffällig hoch, jedoch ist kein ausgesprochenes Verbrennungsmuster zu beobachten. Es bleibt offen, inwieweit die PCB-Belastung durch absichtlich aufgebrauchte Substanzen (z.B. Pflegemittel) in das Material eingetragen wurde oder wieviel eine besondere Immissionsituation dazu beigetragen hat. Mit Sicherheit kann davon ausgegangen werden, daß das Leder aufgrund der Fettsubstanzen eine ausgezeichnete Sammel- und Speicherkapazität für lipophile organische Substanzen besitzt und damit ein Indikator für akkumulative Belastungen sein kann.

Probe Nr. 5a + 5b

Als Anhaltspunkt für die Immissionsbelastung des Stadtparks wurden von einer Zeder im Stadtpark Triebe verschiedenen Alters entnommen. Die Proben wurden in 1-2 jährige Triebe und 3-4-jährige Triebe aufgeteilt. Die Triebe wurden mit Toluol extrahiert um die oberflächliche Belastung der Nadeln auszuwaschen und das Extrakt wurde auf PCB analysiert. Im Vergleich zu den in Remscheid nun mehrfach untersuchten Grünkohlproben ist die Belastung der Zedernadeln deutlich höher. Dies kann z.T. auf die exponiertere Position und die bekannte Filterwirkung der Nadeln zurückzuführen sein.

Dessen ungeachtet ist festzustellen, daß die Zedernadeln in den unterschiedlichen Jahrgängen keinen auffällig schwankenden Immissionsbelastungen unterworfen waren. Darüber hinaus wird deutlich, daß die an mehreren Stellen im Stadtpark aufzufindende hohe Bodenbelastung mit PCB nicht auf die Akkumulationseigenschaften der Nadelstreu zurückzuführen ist.

Probe Nr. 6a + 6b + 6c

Die Proben wurden aus einer Wohnung in der unmittelbaren Umgebung der Absturzstelle an der Stockder Straße entnommen. Das Wohnhaus wurde bei dem Absturz beschädigt, blieb jedoch weiter bewohnbar. Nach Aussagen der Bewohner war das Haus stark durch die Rauchentwicklung während des Unfalls in Mitleidenschaft gezogen und roch noch monatelang intensiv nach Rauch. Eine der im Haus wohnenden Familien hatte nach einem deutlichen PCB-Befund in einem Staubsaugerbeutel die in der Wohnung liegenden Teppiche ausgewechselt. Die Teppiche befanden sich vor dem Absturzereignis und noch ca. 1 Jahr danach in der Wohnung. Die ausgetauschten Teppiche befanden sich noch im Besitz der Familie und wurden für eine Beprobung zur Verfügung gestellt. Teppichprobe Nr. 6a wurde aus dem unmittelbaren Bereich der Balkontür entnommen, Teppichprobe Nr. 6b von der gegenüberliegenden Seite des Raumes, in der Höhe der Tür zum Gang. Eine Verschleppung von PCB-belastetem Material vom Balkon in den Innenraum muß zu einer unterschiedlichen Belastung des Balkontür-Bereichs und des gegenüberliegenden Flurtür-Bereichs führen. Teppichprobe Nr. 6c wurde von einem Kinderzimmerteppich entnommen. Aufgrund der Verhaltensweise von Kindern ist es am wahrscheinlichsten, daß bei einer Bodenbelastung in der Umgebung des Hauses das Kinderzimmer den höchsten Eintrag zu verzeichnen hat.

Alle drei Teppichproben wurden kalt extrahiert und auf PCB untersucht, die der Kinderzimmerprobe zusätzlich auf PCDD/F. Bei der Probenaufbereitung wurde darauf geachtet, möglichst nur den im Teppich anhängenden Staub zu erfassen, die Extraktion eines Teils des Teppichmaterials ließ sich jedoch nicht ausschließen. Die PCB-Ergebnisse der Wohnzimmerprobe erbrachten keine deutlichen Unterschiede. Eine Einschleppung von PCB-kontaminiertem Material aus dem Balkonbereich läßt sich nicht nachweisen, eine außergewöhnliche Belastung des Balkonbereichs ist wenig wahrscheinlich. Der Teppich im Kinderzimmer weist einen niedrigeren PCB-Gehalt auf, was aber auch auf das unterschiedliche Fabrikat zurückgeführt werden kann. Ein Hinweis auf die Quelle der PCB-Belastung konnte nicht gefunden werden.

Die Dioxin und Furan-Analyse ergab eine auffallend hohe Belastung an PCDD und, in geringerem Maße, Furane. In den Vereinigten Staaten werden, in Abhängigkeit von der Raumluftbelastung, Richtwerte von 3,3 ng TE/m², bzw. 28 ng TE/m² für Teppichböden angewendet.

3. Fall: ■

Enorme finanzielle Lasten, möglicherweise in Milliardenhöhe, kommen auf die deutsche Telekom zu, weil ihre Vermittlungsgebäude mit dem Gift PCB (polychlorierte Biphenyle) verseucht sind. Messungen der Luft, die seit 1992 bundesweit in 1600 Ortsvermittlungsstellen durchgeführt wurden, ergaben teils stark überhöhte Werte des Giftes, das im Verdacht steht, Krebs zu erregen. Eine zweite Meßreihe ähnlicher Dimension ist laut Telekom-Generaldirektion in Auftrag. Im Januar sollen Resultate vorliegen. Die offen zugängliche Verwendung von PCB ist seit 1978 untersagt, PCB selbst seit 1989 verboten.

In einzelnen Fällen stellte die bundesweite Meßreihe mehr als 15 000 Nanogramm (Milliardstel Gramm) PCB je Kubikmeter Raumluft fest. In etwa jedem hundersten Gebäude werden bei Werten über 10 000 Nanogramm nach Auffassung der Telekom-Generaldirektion "gebäudetechnische" Sanierungen nötig mit einem geschätzten Aufwand von bis zu einem Viertel der Baukosten. Teuer wird die PCB-Belastung auch durch Sanierungsbedarf in weniger verseuchten Bauten: "Unmittelbaren Sanierungsbedarf" sieht das Bundesgesundheitsamt (BGA) ab 3000 Nanogramm vor.

Meßergebnisse aus dem Fernmeldebereich Hanau, die der FR vorliegen, zeigen: In einem Dutzend von 56 untersuchten Räumen liegt die Belastung der Luft über 3000 Nanogramm. Nur 17 Räume sind mit weniger als den 300 Nanogramm belastet, die das BGA als "Vorsorgewert" nennt und welche die Telekom "in einem abgestuften Verfahren" anstrebt.

Verwendet wurde PCB bei der Telekom in den Fugendichtungen zwischen den Fertigteilen der Plattenbauten aus den 70er Jahren. Das Gift wurde dem Dichtungsmaterial als "Weichmacher" beigemischt, um dieses dauerhaft elastisch zu halten. (Diesen "Luxus" konnte sich die Deutsche Post der DDR nicht leisten, weshalb der Telekom in ihren ostdeutschen Liegenschaften heute die aufwendige Schadensbeseitigung erspart bleibt.) Schon im September 1992 schrieb die Telekom-Direktion den Belegschaften je nach Verseuchungsgrad des Gebäudes vor, wie lange sie sich höchstens darin aufhalten durften. Arbeitsplätze wurden verlagert, mancherorts Schutzmasken und -anzüge verteilt. Zudem sollen Lüften und Reinigen die Werte absenken.

In Kiel wurden Pilotsanierungen vorgenommen. Dabei wurde in 15 Vermittlungsstellen rund um Kiel die Fugenmasse ausgetauscht. Damit ist der Schaden aber nicht behoben. PCB "wandert" auch auf Wände und Decken, durchdringt Beton. Diese Bauteile werden damit zu "Sekundärquellen" für Verseuchung.

Zu den wenigen Vorbildern für Sanierungen gehören Schulen und KiTas in Berlin-Steglitz. Eins der Verfahren soll eine "nachhaltige" Senkung der Raumluft-Vergiftung erzielt haben. "Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden", fügt die Generaldirektion der Telekom hinzu, "daß das in die Wände diffundierte PCB, das als Sekundärquelle wirkt, im Laufe der Zeit die Sperrwirkung der Beschichtung durchbricht und wieder Sanierungsmaßnahmen erforderlich sein könnten."

Die "Sekundärquellen" stellten das größte Problem dar, heißt es Telekom intern. Dem Gift, das in Beton wie auch in Kunststoff gekrochen ist, versucht man neuerdings auch chemisch beizukommen: PCB in Sekundärquellen soll dabei dauerhaft unschädlich werden.

Postinterne Skeptiker bezweifeln, ob die Sanierung zügig umgesetzt wird. Sie verweisen dazu auch auf weiteren Sanierungsbedarf, etwa wegen der Verwendung von PCB-haltigen Kabeln in Nicht-Plattenbauten. Jürgen Utermark vom Telekom-Personalrat in Kiel, der dem Arbeitgeber eine "sehr gute Reaktion" beim PCB bescheinigt, äußert allerdings die Furcht, daß die Sanierung aus ökonomischen Gründen zeitlich "gestreckt" wird.

Das Beispiel Telekom nährt den Verdacht, daß in den 70er Jahren auch bei der "gelben" Post und in vielen anderen Betrieben und öffentlichen Einrichtungen beim Bau das Gift PCB verwendet wurde. Allerdings sei die Telekom bislang das "einzige deutsche Großunternehmen", so nehmen die Fernmelder für sich in Anspruch, das sich mit der PCB-Sanierung befaßt.

4. Fall: ■

Die Eskimos könnten das erste Volk der Erde sein, das durch Umweltverschmutzung ausstirbt, glauben nach einer Meldung des Umweltmagazins natur einige Toxikologen. Sie stützen ihre Meinung auf die Ergebnisse einer Studie der Regierungen Kanadas und der USA. Demnach finden sich in den Gebieten nördlich des Polarkreises zahlreiche Schadstoffe in deutlich höheren Konzentrationen als Forscher das bisher annahmen.

Großräumige Luftbewegungen transportieren radioaktiven Fallout, Industriegifte oder Pestizide in das "Endlager Arktis". Dazu gehört unter anderem das Insektenvernichtungsmittel DDT, das in Afrika und Südamerika nach wie vor Verwendung findet. Meeresströme tragen nicht nur Organochlorverbindungen oder Ölrückstände heran, sondern verfrachten auch schadstoffbelastete Meeresorganismen in den hohen Norden.

Die am Ende der Nahrungskette stehenden Inuit - so nennen die Eskimos sich selbst - reichern die giftigen Chemikalien in ihren Körpern besonders stark an. Die höchsten je in Menschen gemessenen Konzentrationen an polychlorierten Biphenylen (PCB) fanden sich zum Beispiel bei den Bewohnern einer Inselgruppe östlich der Nordspitze von Kanada.

5. Fall:

Untersuchungen von Raumluft auf Polychlorierte Biphenyle in einem Gebäude der Bundespost München.

Die Probenahme erfolgte in der Zeit vom 8.10.1992 bis 9.10.1992 nach der DFG-Vorschrift, Meth. Nr. 1, Chlorierte Biphenyle durch Anreicherung von ca. 4 m³ Raumluft auf Florisil.

Tab. 8: Ergebnis der PCB-Messungen

Labornummer		Gebäude – Baujahr	PCB nach LAGA (ng/m ³)
92-5704	WS, MPR	1971	427
92-5703	KA	1971	49
92-5702	WS, MPR	1970	320
92-5701	KA	1970	88
92-5698	WS, MPR	1967	501
92-5697	KA	1967	109
92-5700	WS, MPR	1970	3420
92-5699	KA	1970	207
92-5694	WS, MPR	1967	306
92-5693	KA	1967	283
92-5696	WS, MPR	1970	5090
92-5695	KA	1970	178
92-5692	WS, MPR	1970	641
92-5691	KA	1970	232

M+P-Raum, WS = Meß- und Prüfraum, Wählersaal

KA = Kabelaufteilung

Literatur

- Allen, J.E., Barsotti, D.A., Lambrecht J.K., Miller J.P., Reproductive effects of halogenated aromatic hydrocarbons on nonhuman primates. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 230, 419-425 (1980)
- Ballschmiter, K., Zell, M.: Analysis of polychlorinated biphenyls (PCBs) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius Zeitschrift für analytische Chemie* 302, 20 (1980)
- Burckhardt U., Borck, M., Balfanz E., Leidel J., Innenraumluftbelastung durch polychlorierte Biphenyle (PCB) in dauerelastischen Dichtungsmassen. *Öff. Gesundh. Wes.* 52, 567-574 (1990)
- Butte W.: Messungen in PCB-belasteten Schalträumen der Telekom (persönliche Mitteilung von Okt. 1992)
- Dewally, E., Weber J.-P., Gingras, S., Aliberte C.: Coplanar PCBs in human milk in the province of Quebec, Canada: Are they more toxic than dioxin for breast fed infants? *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47, 491-498 (1991)
- Duinker, J. C., Schulz-bull, D., Gert P., Kamman N.: "Multidimensional chromatography in environmental analysis". *Dioxin 92. 12th International Symposium on Dioxins and Related Compounds (24.-28. August 1992), Tampere Organohalogen Compounds, Vol. 8, p. 43*
- Deutsche Forschungsgemeinschaft: "Analytische Methoden zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe", *Luftanalyse 5.12.78. Verlag Chemie, Weinheim (1992)*
- Deutsche Forschungsgemeinschaft: "Polychlorierte Biphenyle - Bestandsaufnahme über Analytik, Vorkommen, Kinetik und Toxikologie. Mitteilung XIII der Senatskommission zur Prüfung von Rückständen in Lebensmitteln", *Verlag Chemie, Weinheim (1988)*
- Deutsche Forschungsgemeinschaft: Informationsschrift "Grenzwerte für polychlorierte Biphenyle" (1988)
- Erickson, M.D.: "Analytical chemistry of PCBs". *Butterworth Publishers (1986)*
- Friege, H., Nagel, R.: PCB in der Muttermilch, *Öko-Mitteilungen* 1 (1985)
- Henschler, D.: *Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten. VCH-Verlagsgesellschaft Weinheim (1989)*
- IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Volume 7, S. 261 ff. (1974) und Volume 18, S. 43-103 (1978).
- Kimbrough, R.D., Jensen, A.A.: "Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products". *Elsevier Science Publishers B.V. (Biomedical Division), Amsterdam (1989)*
- Lorenz H., Neumeier G. (Hrsg.): *Polychlorierte Biphenyle (PC) - Ein gemeinsamer Bericht des Bundesgesundheitsamtes und des Umweltbundesamtes. BGA-Schriften 4/83. Medizin Verlag München 1983.*
- Ludewig, S.: Zur Toxizität polychlorierter Biphenyle (PCB) Innenraumluftbelastung durch PCB-haltige dauerelastische Dichtungsmassen. *Gesundh. Wes.* 65, 431-439 (1993).
- Lukassowitz, I.: Polychlorierte Biphenyle in der Innenraumluft. *Bundesgesundhbl.* 11, 497-499 (1990)
- Mücke W.: Polychlorierte Biphenyle - Toxikologische Aspekte einer Umweltchemikalie. *Handbuch des Umweltschutzes*, 41. Erg.-Lfg. 4/89
- Muhr S.: Vortrag am 1.11.91 auf der 1. Fortbildungsveranstaltung des Insituts für Toxikologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

- PCB-, PCT-, VC-Verbotsverordnung vom 18.7.1989. Bundesgesundhbl. 38, 1482-1484 (1989)
- Richards, M. et al.: Comparison of supercritical fluid extraction. Soxhlet and sonication methods for the determination of priority pollutants. LC-GC Intl., Fol. 4, No. 7 (1992)
- Roßkamp E., Rotard W.: Dioxine und polychlorierte Biphenyle in Innenräumen. Öff. Gesundh.-Wes. 53, 329-397 (1991)
- Roßkamp E.: Polychlorierte Biphenyle in der Innenraumluft - Sachstand. Bundesgesundhbl. 9, 434 (1992)
- Safe S.: "Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). Critical Reviews in Toxicology. Vol. 21, Issue 1 (1990)
- Safe S.: PCBs and Human Health. In: Safe, S. (eds.): "Polychlorinated biphenyls (PCBs): mammalian and environmental toxicology." Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg (1987)
- Scharenberg, W.: Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) als Bioindikator für Organohalogenverbindungen. Dissertation, Universität Kiel 1989
- Schiwara H.-W., v. Winterfeld I., Pfanzelt R., Kunz J., Köster H.D.: Umweltmedizinische Analysen. 3. Auflage, Bremen (1995)
- Schulz, D.E., Petrick, G. Duinker J.C.: Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial aroclor and clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-electron capture detection. Environ. Sci. a. Technol. Vol. 23. N. 7, 852-859 (1989)
- Silbergeld E.K.: Health Effects of PCBs. Occupational Exposure, PCB-Seminar, 28.-30.9.1983, Scheveningen.
- Streit B.: Lexikon Ökotoxikologie. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim 1991
- Sümmermann W. et al.: Polychlorierte Biphenyle in Lebensmitteln. 2. Lebensmittelunters. Forsch. 166, 137-144 (1978)
- Tilson H.A., Jacobson, J.L., Rogan, W.J.: Polychlorinated biphenyls and the developing nervous system: cross-species, comparisons. Neurotoxicol. a. Teratol. 12, 239-248 (1990)
- U.S. Department of Health and Human Services: Toxicological profile for polychlorinated biphenyls. Contract No. 205-88-0608 (Oct. 1991)
- UBA-Projekt: Fischkrankheiten in der Nordsee, 1992
- Vagts A.: Nachweis ausgewählter Organochlorverbindungen in Organen des Seehundes (*Phoca vitulina*) - Ein Beitrag zur Aufklärung der Ursachen des Seehundsterbens 1988. Dissertation, Universität Kiel 1992
- Vogl J., Heigl A, Schäfer K. (Hrsg.): Handbuch des Umweltschutzes. ecomed verlagsgesellschaft, Landsberg. 45. Erg.-Lfg. 11/89.
- Wang X., Safe S.: Development of an in vitro model for investigating the mechanism of formation of Ligand Nuclear Ah receptor complexes. Dioxin '92. 12th International Symposium on Dioxins and Related Compounds (24-28 August 1992), Tampere, Finland. Organohalogen Compounds, Vol. 10, p. 235-237 (1992)
- WHO Environmental Health Criteria 2, Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls, Geneva 1976.