

6.02 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Vorhergehende Berichte: HLfU 1997 (für 1991-1996), S. 34-40; HLfU 1999 (für 1997-1998), S. 20-22; HLUg 2003a (für 1999-2001), S. 7-18
Tabellen: HLUg 2003b, Tab. 7, 8, 9, 10, 11, 12.

I. Allgemeine Angaben

Polychlorierte Biphenylen (PCB) sind schwer entflammbar und schwer flüchtige Öle. Sie bestehen aus zwei über eine C-C-Bindung miteinander verbundenen Benzolringen, bei denen 1-10 Wasserstoffatome durch Chlor-Atome substituiert sind. Theoretisch sind bei den PCB 209 Kongenere (Substanzen mit gleichem Grundgerüst, aber unterschiedlicher Anzahl an Chlorsubstituenten) möglich. Die PCB werden nach ihrem unterschiedlichen Chlorierungsgrad (mono- bis decachlorierte PCB) und aufgrund der Stellungsisomerie unterschieden. Wegen ihrer chemischen Beständigkeit haben die PCB ein breites Anwendungsspektrum gefunden. Über 130 der möglichen 209 Kongenere sind in der Umwelt nachgewiesen worden.

In den orientierenden Messungen der Jahre 1991-2003 wurden die Konzentrationen der sechs sog. „DIN-Kongenere“ gemessen, die seit längerem als Leit-PCB zur Bestimmung der Umweltkonzentrationen an PCB dienen, sowie coplanare PCB.

1. PCB-DIN-Kongenere

Die sechs DIN-Kongenere

- PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180

sind die quantitativ bedeutendsten Kongenere der industriellen PCB-Gemische. Sie enthalten drei (PCB 28), vier (PCB 52), fünf (PCB 101), sechs (PCB 138, 153) bzw. sieben (PCB 180) Chloratome. Es handelt sich um mono- (PCB 28) bzw. di-ortho-chlorierte PCB, die – im Gegensatz zu den coplanaren PCB – keine dioxinähnlichen biochemischen und toxischen Effekte zeigen. Um auf den Gesamt-PCB-Gehalt zu schließen, wird der Summenwert der sechs Kongenere mit dem Erfahrungswert fünf multipliziert (nach LAGA; vgl. Behnisch 1997). Mit dem Begriff *DIN-PCB-Gehalt* ist im folgenden immer die *Summe* der o.g. sechs DIN-PCB gemeint.

2. Coplanare PCB

In verschiedenem Umfang wurden die Konzentrationen von insgesamt 12 coplanaren PCB (dioxinähnliche „WHO-PCB“¹) gemessen. Dies betrifft seit 1995 die vier Kongenere

- PCB 77, PCB 105, PCB 126 und PCB 169,

sowie ab 1999 acht weitere Kongenere:

- PCB 81, PCB 106/123, PCB 114, PCB 118, PCB 156, PCB 157, PCB 167 und PCB 189.

¹ „WHO-PCB“ wegen der ihnen von der WHO zugeordneten Dioxin-Toxizitätsäquivalente (s.u.)

Vor 1999 waren coplanare PCB im Schwebstoff bei einer BG von 1 µg/kg TS meist nicht nachweisbar. Erst mit der Erniedrigung der BG (1999) wurde dies möglich. Bei den coplanaren (WHO-)PCB sind Trendergebnisse kaum zu treffen, da für die Zeit vor 1999 i.d.R. keine Vergleichswerte vorliegen.

Die coplanaren PCB sind im Unterschied zu den DIN-Kongeneren in der ortho-Stellung nicht – so die PCB 77, 81, 126 und 169 – oder höchstens einfach chloriert (non- oder mono-ortho-PCB). Dadurch sind die beiden aromatischen Ringe leichter drehbar. Sie können sich in einer Ebene befinden, womit sie dioxinähnliche Eigenschaften annehmen und entsprechende Effekte auslösen.

Die PCB 77 und 81 sind vierfach chloriert. Die PCB 105, 106/123, 114, 118 und 126 enthalten fünf, die PCB 156, 157, 167 und 169 sechs sowie PCB 189 sieben Chloratome.

II. Verfügbare Messdaten

Übersicht 6.02.1: PCB – Messdaten 1991-2003			
Probenahmeort: Ortstyp/Matrix	Stoffgruppe /Parameter	Jahre	Anmerkungen
1. Oberflächen- Gewässer: Schwebstoff	6 DIN-PCB	1991-2001 2002-2003 1995-2000	zwischen 9 und 20 Oberflächen-Gewässer, davon 9 (fast) durchgehend beprobt 7 bzw. 6 Oberflächen-Gewässer Sonderuntersuchung Schwarzbach/Rodau
	Coplanare PCB (4)	1995-2001	zwischen 9 und 18 Oberflächen-Gewässer, davon 10 (fast) durchgehend beprobt
	Coplanare PCB (8)	1999-2001	zwischen 9 und 18 Oberflächen-Gewässer
	Coplanare PCB (4 bzw. 10)	1995-2000	Sonderuntersuchung Schwarzbach/Rodau (4 in 1995-1999; 10 in 2000)
	Coplanare PCB (12)	2002-2003	7 bzw. 6 Oberflächen-Gewässer
Sediment	6 DIN-PCB	1991/1992 1995-2000	Main und Lahn Einzelmessungen Sonderuntersuchung Schwarzbach/Rodau
	Coplanare PCB (10)	1996-2000	Einzelmessungen Sonderuntersuchung Schwarzbach/Rodau
2. Kommunale Kläranlagen: Ablauf (Schwebstoff)	6 DIN-PCB	2002	8 KA
	Coplanare PCB (12)	2002	8 KA
Klärschlamm	6 DIN-PCB	1994-1998 und 2000; 2002	4 KA, davon 1 durchgehend beprobt 10 KA
	Coplanare PCB (12)	2002	10 KA
3. Industrielle Kläranlagen: Ablauf (Schwebstoff)	6 DIN-PCB	2002	5 IKA
	Coplanare PCB (12)	2002	5 IKA
Klärschlamm	6 DIN-PCB	2002	6 IKA
	Coplanare PCB (12)	2002	6 IKA

Aus den Orientierenden Messungen liegen hauptsächlich Messdaten zu den sechs PCB-DIN-Kongeneren und den 12 PCB-WHO-Kongeneren *im Schwebstoff* hessischer Oberflächengewässer für die Jahre 1991-2003 vor (vgl. Übersicht 6.02.1). Dazu kommen einige *Sediment-Daten* (DIN-PCB) sowie Messdaten aus *Klärschlämmen* und *Schwebstoff kommunaler und industrieller Kläranlagen* (DIN- und WHO-PCB) für verschiedene Jahre.

III. Herkunft – Umweltverhalten – Toxizität

1. PCB-DIN-Kongenere

1.1 Umwelteinträge und Vorkommen

Anwendung: Bei den *technisch angewandten PCB* handelt es sich meist um Gemische mit einem Chlorgehalt zwischen 30 und 60 Prozent (bekannte Handelsnamen: Clophen von Bayer AG, Aroclor von Monsanto). Auf Grund ihrer Stabilität und flammhemmenden Eigenschaften wurden die PCB in der Vergangenheit für vielfältige Zwecke eingesetzt (als Schmiermittel, Kühl- und Isolierflüssigkeiten in Transformatoren, Dielektrika in Kondensatoren, Hydraulik-Flüssigkeiten u.a. im Bergbau, Weichmacher und Flammschutzmittel in Kunststoffen, Kitten, Dichtungs- und Vergussmassen, Hilfsmittel der Textil- und Papierindustrie, Formulierungshilfsmittel für Pestizide usw.). Die *Hauptanwendungen* von PCB lagen vor ihrem Verbot in Deutschland im Jahre 1989 im Bereich von Altanlagen in der Elektroindustrie und im Bergbau. Auf offene Anwendungen entfiel etwa ein Drittel der PCB-Verwendung. Insgesamt wurden lt. UBA-Schätzungen rd. 85.000 t PCB eingesetzt (UBA 1998; Richter et al. 2001).

Regulierung: Die PCB-Anwendung in *offenen* Systemen (z.B. als Weichmacher und Flammschutzmittel in Kunststoffen) wurde in Deutschland 1978 untersagt (EG-Richtlinie von 1976). Der Einsatz in *geschlossenen* Systemen (z.B. in Kondensatoren einschl. Kleinkondensatoren für Haushaltsgeräte und Leuchtstoffröhren, in Transformatoren oder als Hydrauliköl im Bergbau) blieb bis zur PCB-Verbots-Verordnung 1989 gestattet, mit der Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung der PCB verboten wurden. Die Herstellung von PCB war in der BRD Ende 1983 eingestellt worden. 1988 standen einer Schätzung zufolge rd. drei Viertel der eingesetzten PCB noch zur Entsorgung an (vgl. ifeu 1998). Bis 1999 sollten alle PCB-gefüllten Erzeugnisse außer Betrieb genommen sein.

Umwelteinträge: Trotz der Verbote stellt diese Substanzklasse auch heute ein aktuelles Belastungsproblem dar. PCB sind ubiquitär vorhanden. Für 1996 wurde die Eintragsmenge in die Umwelt für die Bundesrepublik auf ca. 42 t/a geschätzt. Dies entspricht etwa der gleichen Menge wie 1990 und etwa einem Viertel der Menge von 1985 bzw. 1980. Für 1975 wurde eine PCB-Eintragsmenge von über 320 t/a geschätzt (vgl. Richter et al. 2001). Der Eintrag in Oberflächengewässer erfolgt hauptsächlich über diffuse Quellen einschl. Altlasten und Mülldeponien, ferner aus der Atmosphäre. Kläranlagenabläufe und Regenüberläufe (Straßenentwässerung) spielen ebenfalls eine wichtige Rolle. Als Trendindikator kann der deutliche Rückgang der PCB-Sediment-Konzentrationen in den Mündungsgebieten von Rhein und Maas zwischen 1986 und 1996 um ca. 70 Prozent dienen (OSPAR 2000 nach SRU 2004).

Wichtige anwendungsbedingte *Emissionsquellen* der 90er Jahre (und später) dürften zuerst die offenen PCB-Anwendungen gewesen sein, insbesondere PCB-haltige

Dichtungsstoffe. Erwähnenswert ist hier auch der Einsatz von PCB in kohlefreien Durchschreibepapieren, die über Recyclingpapier und deren Verwendung für die Herstellung von Toilettenpapier abwasserrelevant wurden (ifeu 1998). Gewässerrelevant sind ebenfalls die geschlossenen Anwendungen (Elektrogeräte, Hydraulikflüssigkeiten). Aus entsprechenden Altgeräten sowie Deponien, insbesondere der Entsorgung von PCB-haltigen Kleinkondensatoren über Hausmüll und Schrotthandel, werden nach wie vor PCB emittiert. PCB gasen aus entsprechend belasteten Materialien und Altlasten aus (Büchen et al. 2001). PCB-Emissionsquellen sind auch Verbrennungsprozesse der Abfallentsorgung (Behnisch 1997; Akai et al. 2001).

1.2 Stoffeigenschaften, Toxizität

Zusammensetzung und Quellenidentifizierung: Auf die Quellen der PCB-Kontamination kann u.U. anhand des Kongenerenmusters der gefundenen PCB geschlossen werden. In den technischen PCB dominieren die DIN-Kongenere. Die PCB 138, 153 und 180 spielen dabei die entscheidende Rolle (vgl. Behnisch 1997). Niedrigchlorierte PCB wie PCB 28 und 52 fanden besonders in Hydraulikflüssigkeiten im Bergbau Verwendung. Treten sie in größerem Maße in Umweltproben auf, wie in der Vergangenheit z.B. in der Saar oder der Lippe, so wird dies mit dem Eintrag aus Grubenwässern in Verbindung gebracht (vgl. Breitung/Schumacher 1996; Busch/Büther 2000). Jedoch sind hierfür auch andere Quellen denkbar, z.B. die Verwendung PCB-haltiger Altöle als Verschalungsmittel (vgl. Koch 2003, niedrigchlorierte PCB im Sediment des Teltow-Kanals).

Stoffeigenschaften: Die *Wasserlöslichkeit* der PCB ist generell gering und nimmt mit steigendem Chlorierungsgrad ab. Sie beträgt für PCB 28 (Trichlorbiphenyl) 407 µg/L, für PCB 52 (Tetrachlorbiphenyl) 121 µg/L, für PCB 101 (Pentachlorbiphenyl) 13 µg/L und für das Hexachlorbiphenyl PCB 138 nur noch 1,3 µg/L (Fieser et al. 1996).

Abbau bzw. Transformation der PCB in der Umwelt erfolgen i.d.R. nur langsam und unvollständig. Als Grenze für den aeroben Abbau von PCB wird ein Chlorgehalt von ≤ 5 Atomen angegeben, wobei auch die Stellung der Chlor-Atome für Transformation/Abbau von Bedeutung ist. Die höherchlorierten PCB sind stabil; sie werden unter anaeroben Bedingungen sehr langsam dechloriert. (Übersicht bei Michels et al. 2001)

Der *Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient* der PCB steigt mit wachsendem Chlorierungsgrad. Er wird für Trichlorbiphenyle mit ca. 5,5, für Tetrachlorbiphenyle mit 5,3-5,8, für Pentachlorbiphenyle mit 5,9 und für Hexachlorbiphenyle mit 6,7 angegeben (Behnisch 1997). PCB reichern sich bevorzugt in Sediment und Schwebstoff an. Götz et al. (1994) bestimmten den schwebstoffgebundenen PCB-Anteil in einer Elbe-Probe zu >98 Prozent. Untersuchungen von Sediment-Kernen (Ost-Deutschland) ergaben höhere PCB-Konzentrationen in älteren, niedrigere in jüngeren Schichten. Dies wird als Ausdruck eines abnehmenden PCB-Eintrags interpretiert (Koch 2003).

Wegen ihrer Persistenz und Lipophilie findet eine erhebliche *PCB-Anreicherung* in der Nahrungskette statt. So ergab die Untersuchung der PCB-Akkumulation in Süßwasser-Muscheln (*Dreissena polymorpha*) bei den biologisch abbaubaren, niedrig chlorierten PCB-Kongeneren (PCB 28 und PCB 52) eine geringe, bei den im Ökosystem persistenten, höher chlorierten PCB (PCB 101, 138, 153, 180) dagegen eine teilweise erhebliche Anreicherung (PCB 138 bis zu 1.000 µg/kg Fett; Busch 2000). Es wurden Biokonzentrationsfaktoren bis über 10^5 im aquatischen Bereich gefunden

(UBA 1986). Persistenz und Anreicherungsvermögen der PCB führen auch zu relativ hohen PCB-Gehalten der Frauenmilch. Dies gilt besonders für die PCB-Kongener 138, 153 und 180. Bei einem Gesamtgehalt an DIN-PCB von 1,2 mg/kg Fett machten PCB 138 und 153 je 0,3 mg/kg und PCB 180 0,2 mg/kg Fett aus (UBA, Umweltprobenbank 2002, Referenzwerte für 2000).

Die *toxischen Wirkungen* von PCB sind sehr vielfältig. Die von ihnen ausgehende Gefahr für aquatische Systeme ergibt sich nicht aus ihrer akuten Giftigkeit, sondern aus ihren langfristigen, chronischen Wirkungen. Es wurden genotoxische, immunotoxische, neurotoxische und tumorpromovierende Effekte beobachtet. Bei aquatischen Organismen und bei Vögeln wirkt sich eine PCB-Kontamination vor allem in Reproduktionsstörungen und Wachstumshemmungen aus (vgl. Behnisch 1997; UBA, Umweltprobenbank 2002). Es liegen aus in-vitro- und Tierversuchen Anhaltspunkte für eine krebserzeugende Wirkung von PCB vor (vgl. DFG 2002). Die endokrine Wirkung von PCB ist in den letzten Jahren genauer untersucht worden. Viele der bisher geprüften, nicht-coplanaren PCB zeigen in vivo mehr oder minder hohe östrogene Aktivität (nähere Angaben bei Gülden et al. 1997). PCB passieren die Plazentaschranke und können über die Muttermilch weitergegeben werden. Vielfältige Beeinträchtigungen und eine erniedrigte Lebenserwartung zeigten sich bei Kindern von Müttern, die bei einer Reisöl-Verseuchung in Japan (1968, Yusho) bzw. Taiwan (1978/79, Yu-Cheng) während der Schwangerschaft PCB-kontaminiertes Reisöl zu sich genommen hatten. PCB müssen als fruchtschädigend und als beeinträchtigend für die menschliche Fortpflanzungsfähigkeit und Fruchtbarkeit angesehen werden (BAuA 1998). Die EU-Kommission hält gerade wegen der Anreicherung der „klassischen“ DIN-PCB in aquatischen Biota wie Fisch oder Schalentieren eine neue Risikobewertung dieser PCB für erforderlich (vgl. EU-Kommission 2001).

Die PCB werden als Gruppe unter den 12 Stoffen der POP-Konvention (Stockholm-Konvention 2001) aufgeführt, die in Zukunft weltweit eliminiert werden sollen. DIN-PCB im Klärschlamm gelten als „Stoffe mit vorrangiger Relevanz“ (Litz et al. 1998).

1.3 Bewertungsgrundlagen – Zielwerte

Für die DIN-PCB gelten Qualitätsziele nach 76/464/EWG bzw. Qualitätsnormen nach VO-WRRL (20 µg/kg TS im Feststoff je Kongener). Niedriger sind die Zielvorgaben der ARGE Elbe. Die Klärschlammverordnung sieht Höchstwerte von 200 µg/kg TS je Kongener vor. Für Lebensmittel gelten Höchstmengen nach Schadstoff-Höchstmengenverordnung von 200 bzw. 300 µg/kg Lebensmittel (vgl. Übers. 6.02.2).

Übersicht 6.02.2: DIN-PCB – Bewertungsgrundlagen			
Matrix	Parameter	Zielwerte: QN/QZ/ZV	Quelle
Schwebstoff	DIN-PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180	20 µg/kg TS je Kongener	76/464/EWG, VO-WRRL
	DIN-PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180	5 µg/kg TS je Kongener	ARGE Elbe
Klärschlamm	DIN-PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180	200 µg/kg TS je Kongener	AbfKlärV 1992
Lebensmittel (Biota)	DIN-PCB 28, 52, 101, 180	200 µg/kg Lebensmittel (Frischgewicht)	SHmV 2003, Anlage, Liste A
	DIN-PCB 138, 153	300 µg/kg Lebensmittel (Frischgewicht)	

2. Coplanare PCB

2.1 Umwelteinträge und Vorkommen

Die coplanaren PCB sind *Bestandteil des komplexen PCB-Gemischs*. Für sie gelten damit generell die gleichen Angaben zu Verwendung, Eintrag, Umweltverhalten und Verboten wie für die DIN-PCB. Die coplanaren PCB treten in den früher eingesetzten, heute verbotenen technischen Gemischen für offene wie geschlossene Anwendungen nur in untergeordnetem Anteil auf, entstehen aber bevorzugt bei *Verbrennungs-Prozessen* und können bei Proben aus thermischen Quellen mengenmäßig eine zumindest gleichwertige Rolle spielen.

2.2 Stoffeigenschaften

Auf Grund ihrer bereits eingangs erwähnten strukturellen Eigenschaften – Dioxin-Ähnlichkeit – haben die coplanaren PCB eine höhere Toxizität als die sehr viel häufiger vorkommenden DIN-PCB. Zu den dioxinähnlichen PCBs zählen hauptsächlich 3 non-ortho und 8 mono-ortho PCB. Ihre *Toxizität* beruht bei Wirbeltieren u.a. auf der Bindung an den im Zellsaft (Cytosol) liegenden „Ah-Rezeptor“, mit dem sie einen Komplex bilden, der in den Zellkern wandert, dort an die DNS andockt und bestimmte Gene aktiviert. In der Folge werden eine Vielzahl biologischer Effekte ausgelöst, die den Organismus schädigen können. Ihre akute Toxizität wird als relativ gering beurteilt. Dagegen dominieren chronische Schädwirkungen. Es werden u.a. neurotoxische und reproduktionsschädigende Effekte, immuntoxische Wirkungen sowie Tumorpromotion beobachtet (vgl. Behnisch 1997; BAuA 1998). Im Unterschied zu den DIN-Kongeneren wirken die auf ihre endokrine Wirkung untersuchten coplanaren PCB antiöstrogen (Gülden u.a. 1997).

Dioxin-Toxizitätsäquivalente: Die strukturelle Verwandtschaft der 12 angeführten coplanaren PCB, ihre Bindung an den Ah-Rezeptor, die dem 2,3,7,8-TCDD (Tetrachlordibenzodioxin) ähnliche Wirkung im Tierexperiment sowie ihre hohe Persistenz in Umwelt und Organismen haben die WHO 1997 veranlasst, den coplanaren PCB sog. *TEF-Werte* (Toxizitätsäquivalenzfaktoren, bezogen auf 2,3,7,8-TCDD) zuzuordnen, so dass sie hinsichtlich ihrer Toxizität unmittelbar mit Dioxinen und Furanen verglichen werden können. Die Faktoren betragen für

PCB 126	0,1
PCB 169	0,01
PCB 114, 156, 157	0,0005
PCB 81, 77, 105, 118, 123, 189	0,0001
PCB 167	0,00001 (vgl. Johnke et al. 2001).

Die WHO hat 1998 bei der Festlegung des TDI-Werts für Dioxine/Furane die dioxin-ähnlichen PCB („WHO-PCB“) einbezogen. Der Wert liegt bei 1-4 pg Dioxin-Äquivalente (WHO-TEQ) pro Kg Körpergewicht (KGW) und Tag. Im Sinne eines vorsorgenden Verbraucherschutzes wird der Wert von 1 pg WHO-TEQ/kg KGW pro Tag seither als Zielwert für Risikobewertungen zugrunde gelegt (vgl. UBA 2001). Der Anteil der dioxinähnlichen PCB am Gesamt-TEQ kann den von Dibenzodioxinen und -furanen übersteigen. So lag der Anteil der PCB an der Dioxin-Belastung in Frauenmilch (Studien von Mitte der 90er Jahre) bei 50-65 Prozent, im menschlichen Fettgewebe bei 73 Prozent; in Fischproben dominierten die PCB den TEQ ebenfalls (verschiedene Quellen, zusammengefasst bei Behnisch 1997).

2.3 Bewertungsgrundlagen – Zielwerte

Für das coplanare PCB 118 gilt eine Qualitätsnorm nach VO-WRRL (20 µg/kg TS im Schwebstoff; vgl. Übers. 6.02.3).

Übersicht 6.02.3: Coplanare PCB – Bewertungsgrundlagen			
Matrix	Parameter	QZ/QN	Quelle
Schwebstoff	PCB 118	20 µg/kg TS je Kongener	76/464/EWG, VO-WRRL

IV. Hessische Werte: Einzeldaten und Trends

1. DIN-PCB im Schwebstoff aus hessischen Oberflächengewässern

Alle sechs DIN-Kongeneren wurden im Schwebstoff hessischer Oberflächengewässer 1991-2003 regelmäßig nachgewiesen.

1.1 Die Ergebnisse 2002/2003

2002 wurden sieben, im Folgejahr (ohne die Rodau) sechs Oberflächengewässer auf PCB beprobt, darunter die Lahn mit jeweils zwei Probenahmestellen (Limburg-Staffel sowie Heuchelheim bzw. Lahнау-Atzbach).

Quellen der PCB-Belastung: Wie oben dargestellt gibt das Verhältnis der beiden Kongeneren-Gruppen der DIN-PCB Hinweise auf die Quellen der PCB-Belastung:

Die für 2002/2003 zusammengezogenen *Jahresmittelwerte* der Konzentrationen von PCB 28, 52 und 101 über alle beprobten Gewässer bewegten sich zwischen 3,3 und 9,1 µg/kg TS, für die Kongeneren 153, 138 und 180 zwischen 14,8 und 21,4 µg/kg TS. Diese Relation der beiden Kongeneren-Gruppen ähnelt der Kongeneren-Verteilung in technischen PCB-Gemischen (vgl. Behnisch 1997) und dem Vorkommen in anderen, nicht durch Grubenabwässer belasteten Oberflächengewässern (vgl. Breitung/Schumacher 1996). Gegenüber den Vorjahren ist keine Veränderung festzustellen.

Belastungshöhe und Belastungsunterschiede: In 2002/2003 reichte die *Spannweite der Jahresmittelwerte/Messstelle* für den DIN-PCB-Gehalt (Summe der sechs Kongeneren) in den beprobten Flüssen von 32,4 µg/kg TS (Main/Bischofsheim, 2002) bis über 203 µg/kg TS (Schwarzbach/Mündung, 2003). Die gleiche Spannweite zeigt sich bei den für Langfristvergleiche herangezogenen Septemberwerten der seit 1991 durchgehend beprobten Oberflächengewässer (vgl. Tab. 6.02.1). Sie reicht hier von 28.6 µg/kg TS (Fulda/Hann.Münden) bis 205 µg/kg TS (Schwarzbach/Mündung).

Die beachtlichen PCB-Konzentrationsunterschiede zwischen den Gewässern wurden auch in den Vorjahren beobachtet. Die Auswertung der Messdaten für 1999-2001 (HLUG 2003a) hatte DIN-PCB-Gehalte im Schwebstoff

- bei 15 Probenahmeorten zwischen 20 und 50 µg/kg TS,
- bei fünf Messstellen von vier Flüssen (Weschnitz, Nidda, Lahn und Dill) zwischen 50 und 100 µg/kg TS sowie
- bei fünf weiteren Messstellen aus drei anderen Fließgewässern (Schwarzbach, Gerätsbach, Rodau) über 100 µg/kg TS

ergeben. Die höchsten Konzentrationen fanden sich 2002/2003 erneut im Schwarzbach und in der Rodau (2002), den Gewässern mit besonders hohem Schmutzwasseranteil.

Die *Jahresmittelwerte* für die Summe der 6 DIN-Kongenere über alle in diesen beiden Jahren beprobten Flüsse lagen 2002 und 2003 bei jeweils 70,8 µg/kg TS (2002 mit, 2003 ohne die Rodau). Die vergleichbaren September-MW der für die Langfristbetrachtung herangezogenen Gewässerauswahl in Tab. 6.02.1 (2002 zuzüglich Rodau) lauten 74,4 bzw. 75,5 µg/kg TS. Dies bedeutet bei diesen Gewässern keine wesentliche Veränderung gegenüber den Vorjahren.

1.2 Vergleich mit den Befunden seit 1991 (ausgewählte Messstellen)

Für die langfristige Bewertung werden die Septemberwerte² für die 1991 bis 2003 kontinuierlich beprobten Oberflächengewässer herangezogen (Weschnitz/Mündung; Schwarzbach/Mündung; Main/Bischofsheim; Nidda/Mündung; Lahn/Limburg-Staffel; Fulda/Hann.Münden).³

Tab. 6.02.1 enthält die Septemberwerte für die Messstellen, die 2000-2003 (mit einer Ausnahme) durchgehend beprobt wurden, sowie für Vergleichszwecke die entsprechenden Mittelwerte/Ort 1991-1993, 1991-2001 und 2000-2003. Sie lässt folgendes erkennen:

Erstens liegen bei den einzelnen Messstellen die Werte für die Summe der 6 DIN-PCB in den letzten vier Jahren (2000-2003) jeweils trotz Streuungen im gleichen „Korridor“. Die Werte für 2003 sind gegenüber dem MW/Ort für 2000-2003 meist etwas erhöht (Ausnahme: Lahn).

Tab. 6.02.1: Summe der 6 DIN-PCB (Septemberwerte) im Schwebstoff ausgewählter hessischer Oberflächengewässer (µg/kg TS)

Fließgewässer/Ort	MW/Ort 1991-1993	MW/Ort 1991-1999	2000	2001	2002	2003	MW/Ort 2000-2003
Weschnitz/Mündung	86	72	40,9	65,7	50,3	61,0	54,5
Schwarzbach/Mündung	155	165	153,1	160,5	179,0	205,0	174,4
Main/Bischofsheim	67	45	31	29,9	45,5	47,8	38,6
Nidda/Mündung	103	88	52,8	61,5	56,7	61,4	58,1
Lahn/Limburg-Staffel	113	73	73,6	63,0	41,0	42,9	51,4
Fulda/Hann.Münden	150	41	-	29,8	28,6	36,2	31,5
MW aller Messorte	[112,3]	[80,7]	70,3	68,4	66,9	75,7	[68,1]

* Werte bis 2001 nach HLUg 2003b. Werte >MW/Ort 1991-1999 (Basis: Septemberwerte) hervorgehoben.

² Septemberwerte, da für die Vergleichsperiode 1991-2001 nur entspr. Herbst-Werte vorliegen.

³ Bei den orientierenden Messungen 1991-2003 wechselte die Gewässerauswahl und die Zahl der Messstellen (z.B. liegen für 1999 neun Messwerte aus neun Oberflächengewässern, für 1994 28 Messwerte aus 20 Oberflächengewässern vor; vgl. HLUg 2003b, Tab. 7). Angesichts der großen Spannweite der PCB-Konzentrationen zwischen schwach- und starkbelasteten Gewässern können die jährlichen Mittel- bzw. Medianwerte über alle Messorte wegen dieser wechselnden Beprobung für die Langfristbetrachtung nicht verwendet werden.

Zweitens ergibt sich im langfristigen Vergleich trotz etwas unterschiedlicher Entwicklung bei den einzelnen Gewässern ein erkennbarer Trend der Belastungsreduzierung. Mit Ausnahme des Schwarzbach liegen die MW 2000-2003 in allen Gewässern deutlich unter jenen für 1991-1993. Der Mittelwert über alle Messorte hat sich 2000-2003 gegenüber 1991-1993 um annähernd 40 Prozent vermindert.

Drittens: Die Tendenz der Belastungsreduzierung hat sich in den 90er Jahren abgeschwächt. Dies zeigt sich, wenn man die MW/Ort für 2000-2003 mit jenen für 1991-1993 und für 1991-1999 vergleicht. Die MW-Reduzierung über alle Messorte beträgt beim Vergleich 2000-2003 zu 1991-1999 nur etwa 15 Prozent. Beim Schwarzbach liegt der MW 2000/2003 *über* dem Mittel 1991-1993. In den 90er Jahren steigt die Belastung im Schwarzbach noch an (der MW 1991-1999 liegt über dem MW für Anfang der 90er Jahre). Die PCB-Höchstbelastung wurde hier mit 205 µg/kg TS 2003 registriert.

Die Abschwächung der Belastungsminderung zeigt sich auch, wenn zusätzliche Messwerte für den Main/Bischofsheim herangezogen werden. Der Main entspricht mit einer Belastungsreduktion von rd. 40 Prozent der PCB-Konzentration zwischen 1991-1993 und 2000-2003 dem allgemeinen Trend. Er wird seit 1995 *monatlich* auf PCB im Schwebstoff untersucht (vgl. Tab. 8 in HLUG 2003b). Die Median-Werte für den Gesamtgehalt der DIN-PCB im Main/Bischofsheim (Tab. 6.02.2) fallen seit Mitte der 90er Jahre nur noch leicht ab (das Mittel für 1995-2003 beträgt knapp 34). In 2003 lag das Maximum (53,9 µg/kg TS) erstmals seit 1998 wieder über 50 µg/kg TS.

Tab. 6.02.2: Summe der 6 DIN-PCB (Median) im Schwebstoff des Main bei Bischofsheim 1995 - 2003 (µg/kg TS)

1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
39	33	39	35	30	31	30	31	34

1.3 Zielwertüberschreitungen und Vergleichswerte

Die Feststoff-Qualitätsnorm nach VO-WRRRL beträgt *für jedes einzelne Kongener* der DIN-PCB 20 µg/kg TS (das coplanare PCB 118 wird weiter unten behandelt). Qualitätsnorm-Überschreitungen (MW/Messstelle \geq QN; vgl. Tab. 6.02.3) betrafen 2002 und 2003 den Schwarzbach (PCB 101, 138, 153 und 180), 2002 die Rodau (PCB 138, 153 und 180), beides stark abwasserbelastete Gewässer, sowie die Fulda (PCB 28). Die Höchstwerte wurden stets für PCB 153 (Schwarzbach, MW 2003: 59,4 µg/kg TS; Rodau, MW 2002: 37 µg/kg TS), in der Fulda für PCB 28 (MW 2002: 22 µg/kg TS) gemessen. Tab. 6.02.3 gibt auch die jeweils gemessenen höchsten PCB-*Einzelwerte* an (ebenfalls stets PCB 153, nur in der Fulda PCB 28).⁴

Der Blick auf „bedeutsame Konzentrationen“ i.S. der Überschreitung der halben Qualitätsnorm von 10 µg/kg TS (MW $>^{1/2}$ QN – MW $<$ QN) zeigt, dass auch andere Gewässer durchaus PCB-belastet sind (Tab. 6.02.3). Entsprechende MW wurden im Schwarzbach für PCB 28 (2002, 2003) und PCB 52 (2002), in der Rodau 2002 für PCB 101 sowie für die PCB 138 und 153 in beiden Jahren in Weschnitz, Nidda, Lahn/Limburg-Staffel und Lahn/Heuchelheim, für PCB 153 im Main/Bischofsheim

⁴ In der Fulda waren 2002 zwei von vier Messwerten für PCB 28 (34,2 bzw. 51,2 µg/kg TS) und PCB 52 (10,7 bzw. 16,3 µg/kg TS) stark erhöht, ohne dass die Ursachen für diese Abweichungen geklärt werden konnten.

(2003) sowie für PCB 180 in beiden Jahren in Weschnitz, Nidda und Lahn/Heuchelheim gemessen.

Fließgewässer/Ort	MW \geq QZ (20 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$) für	MW $> \frac{1}{2}$ QZ - MW < QZ (10- < 20 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$) für	Maximum (Einzelwert, $\mu\text{g}/\text{kg TS}$)
Schwarzbach/Mündung	PCB 101, 138, 153, 180 (2002/, 2003)	PCB 28 (2002/2003), PCB 52 (2002)	PCB 153: 60,9
Rodau/Mündung (nur 2002)	PCB 138, 153, 180 (2002)	PCB 101	PCB 153: 35,2
Fulda/Hann.Münden	PCB 28 (2002)		PCB 28: 51,2
Weschnitz/Mündung		PCB 138, 153, 180 (2002/2003)	PCB 153: 53,2
Nidda/Mündung		PCB 138, 153 (2002/2003)	PCB 153: 19,7
Lahn/Limburg-Staffel		PCB 138, 153, 180 (2002/2003)	PCB 153: 16,8
Lahn/Heuchelheim		PCB 138, 153, 180 (2002/2003)	PCB 153: 27,0
Main/Bischofsheim		PCB 153 (2003)	PCB 153: 16,5

Tab. 6.02.4 gibt die Häufigkeit der QZ-Überschreitungen (einzelne Messwerte, nicht MW/Messstelle) nach DIN-Kongeneren in Prozent der Messwerte an. Aus beiden Jahren liegen zusammen je Kongener 75 Messwerte vor. Am häufigsten betrafen QZ-Überschreitungen PCB 153, für das auch die höchsten Werte gemessen wurden (Maximum im Schwarzbach mit knapp 61 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$; vgl. Tab. 6.02.3). Annähernd ein Fünftel der Messwerte für PCB 153 überschritten das QZ; über 70 Prozent lagen über 10 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ ($\frac{1}{2}$ QZ). Die Übersicht lässt deutlich erkennen, dass die Hauptbelastung auf die drei höherchlorierten DIN-Kongeneren 138, 153 und 180 zurückzuführen ist.

PCB-Kongener	n $\geq \frac{1}{2}$ QZ (Prozent der Messwerte)	n \geq QZ (Prozent der Messwerte)
28	9	3
52	12	-
101	16	8
138	63	15
153	71	19
180	44	15

Schwebstoff-Vergleichsdaten aus anderen Bundesländern zeigen, dass die Schwebstoff-Belastung mit DIN-PCB in den hessischen Fließgewässern in der gleichen Größenordnung liegt wie die vieler anderer Oberflächengewässer der Bundesrepublik (vgl. HLfU 1997; HLOG 2003a). Die bei Durchführung der Richtlinie 76/464/EWG für 1999-2001 festgestellten PCB-Qualitätsziel-Überschreitungen in der Bundesrepublik (LAWA-Messstellen-Netz) betrafen meistens die PCB 138, 153 und 180 (UBA 2003). Dies entspricht den hessischen Befunden.

2. Coplanare PCB im Schwebstoff aus hessischen Oberflächengewässern

2.1 Die Ergebnisse 2002/2003

Wie in den Vorjahren waren auch 2002/2003 die Konzentrationen der 12 coplanaren PCB im Schwebstoff der genannten sieben (2002) bzw. sechs (2003) hessischen Oberflächengewässer sehr unterschiedlich. Zehn PCB wurden regelmäßig, zwei (PCB 81 und 169) nur gelegentlich und in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen.

Die Konzentrationsabstufung nach Kongeneren zeigt sich bei Betrachtung der *Jahresmittelwerte für die einzelnen Kongenere* über alle beprobten Gewässer (in Klammern: Spanne der MW/Messstelle):

- *Mittelwerte >1 µg/kg TS* ergaben sich für vier PCB:
PCB 118 (Spanne von 1,9-12,9 µg/kg TS),
PCB 156 (Spanne von 0,7-4,6 µg/kg TS),
PCB 105 (Spanne von 0,7-4,3 µg/kg TS) sowie
PCB 167 (Spanne von 0,4-1,0 µg/kg TS);
- *Mittelwerte zwischen 0,1 und 1 µg/kg TS* zeigten fünf PCB:
PCB 77 (Spanne von 0,2-2,0 [Schwarzbach] µg/kg TS), PCB 114, PCB 123/106, PCB 157 und PCB 189;
- *Mittelwerte < 0,1 µg/kg TS* wurden bei den drei PCB 126, 169 und 81 gemessen, wobei die beiden letzten nicht regelmäßig nachgewiesen werden konnten.

Die *Jahresmittelwerte für den Gesamtgehalt an schwebstoffgebundenen coplanaren PCB* (Summe der 12 coplanaren PCB) in den beprobten Gewässern lagen 2002/2003 bei 10,2 bzw. 10,7 µg/kg TS (bei ausgeprägten Unterschieden zwischen den einzelnen Fließgewässern; s.u.). Dies entspricht etwa 14 bis 15 Prozent des Gesamtgehalts an DIN-Kongeneren (in den Vorjahren 1999-2001: 17 Prozent). Insoweit sind bei den hier in Frage stehenden Gewässern keine auffälligen Veränderungen gegenüber den Vorjahren zu beobachten.

Konzentrationsunterschiede bei der Schwebstoffbelastung mit coplanaren PCB zeigen sich wie bei den DIN-PCB auch *nach Messstellen bzw. Gewässern*. Für den Gesamtgehalt an coplanaren PCB (Jahresmittelwerte/Ort) ergibt sich eine Spanne von 4,4 µg/kg TS (Fulda/Hann.Münden, 2002) bis 28,8 µg/kg TS im Schwarzbach (2003), der wie in den Vorjahren als abwasserreiches Gewässer deutlich hervorsticht. Die gleichen Unterschiede in der WHO-PCB-Belastung der einzelnen Gewässer sind auch bei Betrachtung der *Septemberwerte* (Tab. 6.02.5) erkennbar.

2.2 Vergleich mit den Befunden seit 1995 bzw. 1999 (ausgewählte Messstellen)

Die coplanaren PCB 77, 105, 126 und 169 wurden in den Orientierenden Messungen in Hessen seit 1995 untersucht. Dass sie vor 1999 im Schwebstoff meist nicht gefunden wurden, lag an der erst 1999 erniedrigten BG von 1 µg/kg TS. Die anderen acht coplanaren PCB wurden 1999 ins Untersuchungssample aufgenommen. Daher können hier nur Aussagen für die Jahre 1999 ff getroffen werden.

Beim Vergleich 1999-2003 werden wie bei den DIN-PCB nur die Messstellen herangezogen, die (mit wenigen Ausnahmen) in allen Jahren beprobt wurden. Basis sind auch hier die *September-Werte* (vgl. Tab. 6.02.5).

Die Werte der einzelnen Messstellen für 2002/2003 liegen zwar im wesentlichen in der Größenordnung des Mittelwerts/Ort, sind aber 2003 (wie 2001) erhöht. Der hohe Wert für den Schwarzbach 2003 und die relativ deutliche PCB-Reduktion in der Lahn bei Limburg-Staffel⁵ fallen auf.

Fließgewässer/Ort	1999	2000	2001	2002	2003	MW/Ort
Weschnitz/Mündung	-	6,79	10,68	6,98	9,51	8,49
Schwarzbach/Mündung	17,65	15,98	27,00	16,67	30,39	21,54
Main/Bischofsheim	6,99	6,00	5,58	8,05	8,40	7,00
Nidda/Mündung	-	8,64	10,41	8,04	9,09	9,05
Lahn/Limburg-Staffel	-	17,41	13,07	6,31	6,44	10,81
Fulda/Hann.Münden	4,80	-	5,40	4,51	5,76	5,12
MW aller Messorte	9,81	10,96	10,36	8,43	11,60	10,34

* Werte bis 2001 nach HLUg 2003b. Werte >MW/Ort hervorgehoben.

Der Blick auf die Mittelwerte aller Messorte zeigt, dass sich die Gesamtbelastung mit coplanaren PCB in den angeführten Fließgewässern 1999-2003 nicht grundsätzlich verändert hat. Dies entspricht der Tendenz für diese Jahre bei den DIN-PCB (vgl. Tab. 6.02.1). Langfristdaten sind für die coplanaren PCB nicht verfügbar. PCB-Nachweise für 1995 bis 2003 gibt es nur für PCB 77 aus dem Schwarzbach sowie für PCB 105 aus Schwarzbach, Rodau und Lahn/Limburg-Staffel. Diese Werte lassen keinen Trend erkennen. Auch dies steht nicht in Widerspruch zu den Ergebnissen für die DIN-PCB, bei denen sich der Reduktionstrend seit Mitte der 90er Jahre stark abgeschwächt hatte.

2.3 Zielwertüberschreitungen und Vergleichswerte

Für die coplanaren PCB-Spezies gibt es anders als bei den DIN-PCB generell keine gewässerrelevanten Zielvorgaben mit Ausnahme von PCB 118, für das 76/464/EWG wie für die DIN-PCB 20 µg/kg TS als QZ vorschreibt. Dieser Wert wurde 2002 und 2003 nirgendwo überschritten. Im Schwarzbach lag der Wert für PCB 118 2002 und 2003 über dem halben QZ (Maximum: 14,0 µg/kg TS, 2003).

Die hessischen Werte für coplanare PCB sind im Vergleich zu den Messbefunden aus anderen Bundesländern nicht auffällig. Für PCB 118 wurden Überschreitungen des QZ in den letzten Jahren aus Rur, Mosel und Saar (bzw. des halben QZ aus Lippe und Emscher) berichtet (vgl. UBA 2003; HLUg 2003b).

3. PCB im Sediment hessischer Oberflächengewässer

Bei den sehr punktuellen Sedimentbeprobungen (vgl. Tab. 6.02.6) wurden im Main bei Griesheim, Eddersheim und Bischofsheim 1992 *Gesamt-DIN-PCB-Gehalte* von 40-212 µg/kg TS gemessen. In der Rodau lagen die Werte 1996 bei 131/131/138 und 158 µg/kg TS, im besonders stark belasteten Geräthsbach 1997 bis 2000 zwischen 746 und 250 µg/kg TS. Bei einer Längsbeprobung der Lahn in 2002 wurden Werte zwischen 1,5 µg/kg TS in Limburg-Staffel und 134 µg/kg TS in Marburg-Ronshausen ermittelt. 2000 wurden im Geräthsbach für 10 WHO-PCB (ohne PCB 118 und 167) ca. 13 µg/kg TS bestimmt (ca. 5 Prozent der DIN-PCB-Summe).

⁵ Der Septemberwert für 2001 weicht in der Lahn allerdings deutlich vom Jahresmittelwert (aus vier Messwerten) ab – der MW beträgt 8,9, der Septemberwert 13,1 µg/kg TS – während 2002 und 2003 September- und Jahresmittelwerte eng beieinander liegen. Für 2000 liegt nur der Herbst-Wert vor.

Die in hessischen Sedimenten gefundenen DIN-PCB streuen mit Werten zwischen 40 und 746 µg/kg TS stark. Dies ist nicht ungewöhnlich und entspricht Befunden aus anderen Bundesländern, bei denen sich auch zeigt, dass industrie- und siedlungsnah Standorte deutlich stärker belastet sind. Bei sechs Flüssen in Schleswig-Holstein lag der MW der DIN-PCB-Belastung z.B. bei 38 µg/kg TS, im Sediment von innerstädtischen Kanälen Hamburgs dagegen bei >250 µg/kg TS (vgl. HLUG 2003a mit Vergleichswerten; Koch 2003; Grunewald et al. 2004).

Tab. 6.02.6: PCB in Sedimenten hessischer Oberflächengewässer (µg/kg TS)		
Gewässer/Jahr/Ort	Summe 6 DIN-PCB	Summe 10 WHO-PCB (ohne PCB 118, 167)
Main 1992: - Griesheim (3 Messstellen) - Eddersheim (2 Messstellen) - Bischofsheim	144, 132, 159 90, 212 40	
Rodau 1996: - obh. Bieber - Mündung	158 138	
Geräthsbach (nach KA Langen): - 1997 - 1998 - 2000	746 396 250,4	13,25
Lahn 2002 (7 Proben zwischen Cölbe und Limburg-Staffel)	Min 1,5 (Staffel) Max 134 (Marburg-Ronshausen)	

nach HLUG 2003b, Tab. 11 und 12

4. PCB-Anreicherung in Fisch aus hessischen Oberflächengewässern

Von Interesse sind auch Angaben zur PCB-Anreicherung in Biota (ESWE 2003). In Fisch (Aalfilet) aus hessischen Oberflächengewässern wurden die DIN-PCB 1999 und 2000 regelmäßig nachgewiesen (1999: 12 Flüsse, 18 Fangstellen; 2000: 14 Flüsse, 19 Fangstellen). Nur PCB 28 wurde in einigen Fällen nicht gefunden.

Die Schadstoff-Höchstmengen-Verordnung legt für Süßwasserfisch Grenzwerte für die DIN-Kongener PCB 28, 52, 101 und 180 von jeweils 200 µg/kg, für die Kongenere 138 und 153 von jeweils 300 µg/kg fest. Bei deren Überschreitung dürfen die Fische nicht mehr vermarktet werden. Diese Höchstwerte wurden 1999 an 12 von 18 Fangstellen in Rhein, Lahn, Ohm, Dill, Fulda, Schwalm, Main, Nidda und Weschnitz bei mindestens einem der drei PCB-Kongenere 138, 153 oder 180 überschritten. Im Jahr 2000 war dies an 6 von 19 Fangstellen der Fall. Die PCB-Gesamtbelastung (Summe der 6 DIN-Kongenere) lag 1999 zwischen 0,2 und 1,9 mg/kg Filet, im Jahr 2000 bei 0,2-1,4 mg/kg Filet (ESWE 2003).

5. PCB-Belastung in Schwebstoff und Klärschlamm hessischer Kläranlagen

2002 wurden bei kommunalen und industriellen Kläranlagen Hessens Klärschlämme und Schwebstoffproben im Kläranlagenauslauf auf PCB beprobt (jeweils ein Messwert). Die Schlammproben stammten durchgängig vom Ende August, die Schwebstoffproben wurden zu verschiedenen Zeiten gewonnen (i.d.R. zweite Jahreshälfte). Für DIN-PCB liegen einige kommunale Klärschlammproben auch aus den Jahren 1994 bis 1998 und 2000 vor, mehr oder weniger durchgehend jedoch nur für die KA Gießen (vgl. HLUG 2003b, Tab. 12).

5.1 PCB im Ablauf (Schwebstoff) kommunaler und industrieller Kläranlagen in Hessen

Für 2002 können Schwebstoffproben aus den Ausläufen von acht kommunalen und fünf industriellen Kläranlagen ausgewertet werden.

Bei den *kommunalen Kläranlagen* bewegt sich der Gesamtgehalt an DIN-PCB im Schwebstoff zwischen 51 und 169 µg/kg TS, bei den 12 WHO-PCB zwischen 9,0 und 27,4 µg/kg TS (vgl. Tab. 6.02.7).

Die Hauptbelastung entfällt überall auf die DIN-PCB. Die WHO-PCB umfassen zwischen 11 und 20 Gewichts-Prozent der Summe der DIN-PCB, was mit einem Durchschnitt von ca. 16 Prozent auch der in den Fließgewässern gefundenen Relation entspricht und auf allgemeine Verunreinigung durch technische PCB hindeutet.

Die Kongeneren-Verteilung ist bei allen KA relativ einheitlich. PCB 52 trat in Hanau und auch in Kassel mit etwas erhöhten Werten auf.

Kläranlage	Summe 6 DIN-PCB (µg/kg TS) 2002	Summe 12 WHO-PCB (µg/kg TS) 2002	WHO-PCB in Prozent der DIN-PCB
Fulda-Gläserzell	68,90	11,66	16,9
Limburg, Lahn	70,80	10,17	14,4
Sindlingen, Frankfurt/M.	140,00	27,38	19,6
Kassel	64,70	12,12	18,7
Gießen	129,00	18,22	14,1
Niederrad, Frankfurt/M.	51,00	8,95	17,5
Hanau	169,25	18,72	11,1
Darmstadt	127,00	18,63	14,7
Spannweite	51,0-169,3	9,0-27,4	11,1-19,6

Bei den fünf *industriellen Kläranlagen* sieht das Bild etwas anders aus (vgl. Tab. 6.02.8). Der DIN-PCB-Gehalt im Schwebstoff liegt zwischen 7,8 und 158 µg/kg TS und ist damit eher niedriger als bei den kommunalen KA. Allerdings ist die Spanne größer.

Kläranlage	Summe 6 DIN-PCB (µg/kg TS)	Summe 12 WHO-PCB (µg/kg TS)	WHO-PCB in Prozent der DIN-PCB
I13	22,70	24,87	109,6
I12	158,00	22,05	14,0
I11	21,40	122,97	574,6
I41	7,80	0,75	9,6
I21	145,00	19,43	13,4
Spannweite	7,80-158,00	0,75-122,97	9,6-574,6

Hervorgehoben: stark abweichende PCB-Zusammensetzung.

Im einzelnen zeigen sich deutliche Abweichungen von der normalerweise im Schwebstoff (Fließgewässer; kommunale KA-Abläufe) beobachteten Kongeneren-Verteilung der DIN-PCB: Bei vier der fünf industriellen KA (Ausnahme: I21) sind die niederchlorierten PCB 28 und 52 vergleichsweise stark (im Fall I11 nur PCB 52), die höherchlorierten PCB (101-180) dagegen relativ schwach vertreten. Der relativ hohe

Anteil der niedrigchlorierten Kongenere im Schwebstoff der industriellen KA kann kaum mit verzögertem Abbau erklärt werden, da er sonst auch bei den kommunalen KA beobachtet werden müsste. Daher ist ein erhöhter Eintrag dieser DIN-PCB-Spezies zu vermuten.

Bei den coplanaren WHO-PCB weist nur eine industrielle KA einen deutlich höheren absoluten Wert aus als die kommunalen KA (I11 mit 123 µg/kg TS). Die anderen bewegen sich der Größenordnung nach im Horizont der kommunalen KA (vgl. Tab. 6.02.7). Der hohe WHO-PCB-Gehalt geht bei I11 fast ausschließlich auf das Konto von PCB 77. Bei drei der fünf industriellen KA entspricht das Verhältnis von DIN- zu coplanaren PCB mit 10-14 Prozent etwa der Relation, die im Schwebstoff der Oberflächengewässer und der kommunalen KA-Ausläufe gefunden wurde. Dagegen macht der Gehalt an coplanaren PCB bei I11 wegen des hohen PCB 77-Eintrags rd. das 5,8fache der DIN-PCB aus. Bei I13 enthält der Schwebstoff etwa gleichviel coplanare wie DIN-PCB. Dies spricht für einen spezifischen Eintrag von coplanaren PCB (bei I13 PCB 114, bei I11 PCB 77).

5.2 PCB im Klärschlamm kommunaler und industrieller Kläranlagen in Hessen

5.2.1 Kommunale Kläranlagen

Klärschlamm-Proben liegen für 2002 aus insgesamt zehn *kommunalen Kläranlagen* vor. Sie weisen DIN-PCB-Gehalte zwischen 69 und 230 µg/kg TS sowie WHO-PCB-Gehalte zwischen 17 und knapp 28 µg/kg TS auf (vgl. Tab. 6.02.9). Die PCB-Werte streuen also insgesamt um den Faktor 3. Letzteres wurde auch bei den Schwebstoffbelastungen in den KA-Ausläufen beobachtet.

Die PCB-Zusammensetzung entspricht in fast allen Fällen mit einer Relation WHO-PCB zu DIN-PCB von ca. 15:100 der auch sonst beobachteten „Normalverteilung“ (abweichend Niederrad mit erhöhtem Anteil coplanarer PCB; Relation: 24:100).

Kläranlage	Summe 6 DIN-PCB (µg/kg TS) 2002	Summe 12 WHO-PCB (µg/kg TS) 2002	WHO-PCB in Prozent der DIN-PCB
Fulda-Gläserzell	91,00	13,16	14,5
Limburg, Lahn	171,00	25,09	14,7
Wiesbaden	109,00	15,45	14,2
Sindlingen, Frankfurt/M.	69,00	11,65	16,9
Kassel	110,00	19,65	17,9
Gießen	230,00	27,55	12,0
Wetzlar-Dorlar	211,00	23,60	11,2
Niederrad, Frankfurt/M.	74,75	18,22	24,4
Hanau	152,00	26,43	17,4
Darmstadt	106,00	16,68	15,7
Spannweite	69-230	11,7-27,6	11,2-24,4

Hervorgehoben: abweichende PCB-Zusammensetzung.

Die Zusammensetzung der DIN-PCB nach Kongeneren ist bei allen kommunalen KA relativ einheitlich. Bei der KA Hanau fällt – wie auch bei den Schwebstoffproben - PCB 52 mit einem Anteil von 24 Prozent an den DIN-PCB aus dem Rahmen (sonst streut der PCB-52-Anteil zwischen 3 und 12 Prozent).

Zielwertüberschreitung: Der in der Klärschlamm-Verordnung (AbfKlärV v. 15.4.1992, §4) für DIN-PCB in landwirtschaftlich verwendeten Klärschlämmen festgesetzte Höchstgehalt je Kongener von 200 µg/kg TS wird von den untersuchten kommunalen Klärschlämmen stets unterschritten. Die Höchstwerte für einzelne Kongenere betragen 64,3 µg/KG TS (PCB 138, KA Gießen 2002) bzw. 63,2 µg/kg TS (PCB 153, KA Wetzlar-Dorlar, 2002).

Daten für eine *Langfristbetrachtung* sind kaum verfügbar. 1994 ergab sich für die vier kommunale KA Fulda/Gläserzell, Gießen, Wetzlar und Frankfurt/M.-Sindlingen ein DIN-PCB-Gehalt im Klärschlamm von 110-247 µg/kg TS (HLUG 2003b, Tab. 12). 2002 wurden im Schlamm dieser vier KA im Durchschnitt um ca. 23 Prozent niedrigere Werte gemessen (zwischen 69 und 230 µg/kg TS). Für die KA Gießen liegt eine längerfristige Messreihe vor (Tab. 6.02.10). Sie zeigt zwischen 1994 und 1998 eine deutliche Verminderung der PCB-Gehalte im Klärschlamm um etwa 40 Prozent, dann aber wieder ansteigende Werte, die 2002 fast das Ausgangsniveau von 1994 erreichten.

Tab. 6.02.10: Summe der 6 DIN-PCB im Klärschlamm der KA Gießen 1994-2002 (µg/kg TS)

KA	1994	1996	1997	1998	2000	2002
Gießen	247	219	186	144	181,4	230

Vergleichswerte: Für die Bundesrepublik werden folgende durchschnittlichen DIN-PCB-Belastungen im kommunalen Klärschlamm genannt (BMU 1999): 1989 265 µg/kg TS (Median) bzw. 340 µg/kg TS (arithmetisches Mittel); 1994 und 1996 158 bzw. 154 µg/kg TS (gewogenes Mittel). Die DIN-PCB-Gehalte in Klärschlämmen des Umlandverbandes Frankfurt/M. (90. Perzentil) hatten sich gegenüber 1991 (603 µg/kg TS) von 1993 bis 1997 auf Gehalte zwischen 277 und 369 µg/kg TS vermindert, ohne dass in diesem Schwankungsbereich signifikante Änderungen beobachtet werden konnten (UBA, Dioxine 2002). Das arithmetische Mittel der DIN-PCB-Gehalte der 10 kommunalen Klärschlämme aus Hessen für 2002 (vgl. Tab. 6.02.9) von 132 µg/kg TS (Median: 110 µg/kg/TS) liegt etwas unter den genannten Durchschnittswerten der BRD für 1994 bzw. 1996. Der gegenüber Ende der 80er Jahre bis Mitte der 90er Jahre erkennbare Rückgang in der PCB-Belastung hat sich demnach höchstens schwach fortgesetzt. Bei einer neueren Klärschlammuntersuchung in Sachsen-Anhalt (23 KA; vgl. Sachsen-Anhalt 1999) wurde der Grenzwert für die DIN-Einzelkongenere ebenfalls in keinem Fall überschritten. Der PCB-Gesamtgehalt lag in Sachsen-Anhalt in einem Fall über 0,2 mg/kg TS, in Hessen bei 10 KA in zwei Fällen.

5.2.2 Industrielle Kläranlagen

Bei den sechs *industriellen Kläranlagen* (vgl. Tab. 6.02.11) ist die *Spannweite der DIN-PCB-Gehalte* im Klärschlamm mit Werten zwischen 3 und 348 µg/kg TS größer als bei den kommunalen KA. Drei IKA haben höhere, die übrigen niedrige DIN-PCB-Gehalte als die kommunalen KA, darunter eine IKA (I41), die generell in Schlamm und Schwebstoff nur schwach PCB-belastet ist.

Bei den WHO-PCB reicht die Spanne von 0,4-491 µg/kg TS. Aber auch hier ist das Bild gespalten: Drei Anlagen haben im Vergleich zu den kommunalen KA eine höhere WHO-PCB-Belastung im Schlamm (zwischen 35 und 51 µg/kg TS: I12, I31, I21). Dies sind die Anlagen, die auch einen höheren DIN-PCB-Gehalt aufweisen. Bei zwei

Anlagen (I13 und I41) sind die Werte eher niedrig. Aus dem Rahmen fällt die I11: Wie der Schwebstoff ist auch der Klärschlamm hier gering mit DIN-PCB, aber extrem stark mit WHO-PCB belastet, ohne dass die genaue Ursache hierfür bekannt wäre.

Kläranlage	Summe 6 DIN-PCB (µg/kg TS)	Summe 12 WHO-PCB (µg/kg TS)	WHO-PCB/DIN-PCB (%)
I13	37,70	21,24	56,3
I12	234,00	35,07	15,0
I11	28,50	490,92	1.722,5
I41	3,01	0,36	12,0
I31	244,00	47,60	19,5
I21	348,00	50,53	14,5
Spannweite	3,0-348,0	0,4-490,9	12,0-1.722,5

Hervorgehoben: stark abweichende PCB-Zusammensetzung.

Das *Verhältnis von WHO- zu DIN-PCB* entspricht bei vier der sechs KA der „Normalverteilung“. Erhöhte WHO-Anteile zeigen – wie beim Schwebstoff – die IKA I13 und besonders I11 (56 bzw. 1.723 Prozent des DIN-PCB-Gehalts), was im letztgenannten Fall auf den sehr hohen Eintrag von PCB 77 zurückzuführen ist.

Zusammensetzung der DIN-Kongeneren: Bei den IKA I13 und I12 sind die höherchlorierten DIN-PCB schwächer vertreten als PCB 28 und 52 (wie im Schwebstoff). Bei den anderen vier industriellen KA entspricht die Verteilung der DIN-PCB eher dem „Normalfall“ (wie bei den kommunalen KA). Bei den mit DIN-PCB hochbelasteten Schlämmen ist eine sehr unterschiedliche Kongeneren-Verteilung zu beobachten:

- bei I12 dominieren die niedrigchlorierten PCB 28 (65 Prozent des DIN-PCB-Gehalts) und 52 (22 Prozent);
- bei I31 machen die PCB 52, 101, 153, 138 und 180 zwischen 9 (PCB 52) und 28 Prozent (PCB 138) der Belastung aus;
- bei I21 entfallen rd. 58 Prozent des DIN-PCB-Gehalts auf die beiden Kongenere 153 und 138.

Höchstwerte einzelner DIN-PCB-Kongeneren: PCB 28: 154 µg/kg TS (I12, 2002); PCB 52: 50,7 µg/kg TS (I12, 2002); PCB 101: 54,80 µg/kg TS (I21, 2002); PCB 153: 105 µg/kg TS (I21, 2002), PCB 138: 96,3 µg/kg TS (I21, 2002); PCB 180: 39 µg/kg TS (I21, 2002).

Höchstwerte einzelner WHO-PCB-Kongeneren: Bei I11 fällt eine PCB 77-Konzentration von 477 µg/kg TS auf. PCB 118 wurde bei I31 mit 23,6 und bei I21 mit 20,4 µg/kg TS gemessen. Sonst bewegen sich die Höchstkonzentrationen von coplanaren PCB zwischen 5,5 µg/kg TS (PCB 167, I21) und 15,9 µg/kg TS (PCB 114, I13).

Zielwerte: Industrielle Klärschlämme dürfen lt. Klärschlamm-Verordnung nicht auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden ausgebracht werden. Daher gibt es hier auch keine Zielvorgaben bzw. Grenzwerte.

5.3 Vergleich von kommunalen und industriellen Kläranlagen

Zwischen kommunalen und industriellen Kläranlagen bestehen hinsichtlich der PCB-Belastung von Schlamm und Schwebstoff z.T. deutliche Unterschiede:

- Während das DIN-WHO-Verhältnis bei den *kommunalen* Kläranlagen in Schlamm und Schwebstoff recht einheitlich ist („Normalverteilung“), zeigen sich bei den *industriellen* KA deutliche Unterschiede: Zwei KA haben in Schlamm und Schwebstoff stark erhöhte WHO-PCB-Anteile.
- Die Zusammensetzung der DIN-PCB-Gehalte nach Kongeneren ist bei den *kommunalen* Kläranlagen in Schlamm und Schwebstoff ebenfalls relativ einheitlich. Bei den *industriellen* KA zeigen sich viele Abweichungen.
- Die DIN-PCB-Belastung im Schwebstoff ist bei industriellen KA nicht höher als bei den kommunalen KA. Bei der Hälfte der industriellen Kläranlagen ist sie im Klärschlamm dagegen etwas höher als bei der am stärksten belasteten kommunalen KA. Bei den WHO-PCB sind Schwebstoff, besonders aber der Klärschlamm der industriellen KA z.T. deutlich stärker belastet.

Die in Schwebstoff und Schlamm gleichermaßen auftretenden Abweichungen bei den industriellen Klärschlämmen im Vergleich zu den kommunalen Kläranlagen dürften mit spezifischen PCB-Einträgen (unterschiedlicher Eintrag von PCB-Kongeneren) zusammenhängen. Bei den industriellen KA auftretende Unterschiede in der Belastung von Schwebstoff einerseits und Klärschlamm andererseits können ev. mit den unterschiedlichen Beprobungszeiten erklärt werden, wenn angenommen wird, dass bei den industriellen KA der PCB-Eintrag wegen Schwankungen im Produktionsregime zeitlich stärker variiert als bei den kommunalen KA, bei denen der PCB-input aus gleichmäßiger fließenden diffusen Eintragsquellen stammen sollte.

V. Vergleichswerte

Auf Vergleichswerte aus anderen Bundesländern war in den einzelnen Abschnitten verwiesen worden (vgl. auch entsprechende Angaben zu den letzten Jahren in HLUg 2003a). Zusammenfassend ergibt sich, dass die hessischen Befunde bei DIN- und coplanaren PCB im *Schwebstoff* aus Oberflächengewässern nicht auffällig sind. Auch die (wenigen) *Sediment*-Befunde zu DIN-PCB liegen im Rahmen der aus anderen Untersuchungen bekannten Größenordnungen. Bei der DIN-PCB-Belastung kommunaler *Klärschlämme* liegen die hessischen Werte für 2002 etwas unter den Durchschnittswerten der BRD für 1994 bzw. 1996 und etwas über Vergleichswerten aus Sachsen-Anhalt von 1999.

VI. Bewertung

1. Zielwerte und Zielwertüberschreitungen

Grundlage der Bewertung sind die in den Übersichten 6.02.2 und 6.02.3 zusammengestellten Zielwerte.

Im *Schwebstoff* hessischer Oberflächengewässer werden in den Jahren 2002/2003 die QZ nach 76/464/EWG bei DIN-PCB in Schwarzbach (2002/2003) und Rodau (nur 2002 beprobt) als abwasserreichen Gewässern sowie bei PCB 28 in der Fulda (2002) überschritten. Bei den höherchlorierten DIN-PCB liegen zwischen 15 Prozent (PCB 138, 180) und 19 Prozent (PCB 153, Hauptkontaminant) aller Messwerte über

dem QZ. Zu berücksichtigen sind jedoch auch die „bedeutsamen Konzentrationen“ ($>1/2$ QZ), die in Weschnitz, Nidda und Lahn für mehrere PCB in beiden Jahren und im Main 2003 (PCB 153) gemessen wurden. Zwischen 44 und 71 Prozent der einzelnen Messwerte der höherchlorierten PCB überschreiten $10 \mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Dies verweist darauf, dass die PCB-Belastung im Schwebstoff nach wie vor ein Problem darstellt. Die coplanaren PCB überschreiten den Zielwert in keinem Fall, allerdings liegt PCB 118 im Schwarzbach 2002 und 2003 über dem halben QZ.

Die Zielvorgabe der Arge Elbe von $5 \mu\text{g}/\text{kg}$ TS je Kongener wird 2003 im Fall der PCB 101, 138, 153 und 180 in allen Oberflächengewässern überschritten (einzige Ausnahme: PCB 101 in der Fulda/Hann.Münden $<5 \mu\text{g}/\text{kg}$ TS), bei PCB 28 und 52 sowie bei PCB 118 nur im Schwarzbach.

Dass die PCB nach wie vor gewässerrelevant sind, zeigt sich auch in der häufigen bis sehr häufigen Überschreitung der Grenzwerte der Schadstoffhöchstmengenverordnung für DIN-PCB in Fisch (Aal-Filet, 1999 und 2000).

QZ-Überschreitungen im kommunalen Klärschlamm traten nicht auf. Auch das halbe QZ wurde in keinem Fall erreicht; die zugelassene Höchstmenge wurde in Einzelfällen zu max. einem Drittel ausgeschöpft. Die Summe der 6-DIN-PCB lag mit zwei Ausnahmen (Gießen und Wetzlar) unter $200 \mu\text{g}/\text{kg}$ TS.

2. Belastungstrend und Vergleichsdaten

Schwebstoff in Oberflächengewässern: Die aus den orientierenden Messungen der Jahre 1991 bis 2003 vorliegenden Messdaten lassen bei den DIN-PCB im Schwebstoff hessischer Oberflächengewässer einen deutlichen Trend der Belastungsreduzierung erkennen. Bei den über die Gesamtperiode beprobten Messstellen ergibt sich im Vergleich der Jahre 1991-1993 zu 2000-2003 eine Belastungsminderung um annähernd 40 Prozent. Die Daten zeigen weiter, dass sich die Belastungsminderung in den neunziger Jahren abgeschwächt hat und dass sich in den letzten Jahren (2000-2003) keine wesentlichen Veränderungen ergeben haben. Für die coplanaren PCB sind keine Trendaussagen möglich, da hierfür nicht genügend lange Zeitreihen vorliegen. Die verfügbaren Daten seit 1999, in wenigen Fällen seit 1995, lassen keine wesentlichen Belastungsveränderungen erkennen und entsprechen damit dem Bild, das sich für diese Zeit auch bei den DIN-PCB ergibt.

Gegenüber Befunden aus anderen Bundesländern sind die Schwebstoff-PCB-Daten aus Hessen nicht auffällig, sie bewegen sich im gleichen Rahmen.

Klärschlamm: Bei den vier kommunalen Kläranlagen, für die längerfristige Aussagen zum DIN-PCB-Gehalt im Klärschlamm getroffen werden können, ergab sich zwischen 1994 und 2002 eine Konzentrationsminderung um ca. 23 Prozent. Dies spricht für einen ähnlichen Tendenz wie beim Schwebstoff. Die für eine dieser Kläranlagen vorliegenden Jahreswerte zeigen eine ausgeprägte Abnahme der PCB-Gehalte bis 1998 (um ca. 40 Prozent), anschließend aber wieder einen deutlichen Anstieg bis 2002. Vergleichswerte aus anderen Bundesländern sowie vom Umlandverband Frankfurt/M. ergeben für den Anfang der 90er Jahre ebenfalls eine deutliche PCB-Minderung im Klärschlamm, Mitte der 90er Jahre aber ein eher gleichbleibendes Belastungsniveau. Auch hier scheint sich eine ähnlicher Verlauf wie bei den Schwebstoffwerten abzuzeichnen.

Die PCB-Belastung in den kommunalen Klärschlämmen 2002 in Hessen war gegenüber Vergleichswerten aus Sachsen-Anhalt (1999) nicht auffällig.

3. Zusammenfassende Bewertung

Die PCB-Gehalte im Schwebstoff aus hessischen Oberflächengewässern sind erkennbar zurückgegangen. Der Minderungstrend vom Anfang der 90er Jahre hat sich jedoch abgeschwächt. Die PCB-Belastung erreicht nach wie vor in zahlreichen Gewässern eine beachtliche Höhe knapp unterhalb des QZ. Besonders in abwasserreichen Gewässern wird das QZ überschritten.

Die Kongeneren-Zusammensetzung der PCB-Gehalte kommunaler Klärschlämme und des Schwebstoffs in den Ausläufen kommunaler Kläranlagen ist relativ einheitlich und verweist auf diffuse Belastungen mit technischen PCB. Anders die stark abweichende Zusammensetzung bei einigen industriellen Kläranlagen, die auf spezifische Einträge hindeuten. Die Belastung der industriellen Klärschlämme mit DIN- und insbesondere dioxinähnlichen WHO-PCB ist im Vergleich zu den kommunalen Klärschlämmen in einigen Fällen etwas, gelegentlich stark erhöht.

VII. Lit.

- AbfKlärV: Klärschlammverordnung vom 15. April 1992,
http://www.umweltministerium.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/abfklaerv_aenderung.pdf
- S. Akai et al., Dioxin-like PCBs released from waste incineration and their deposition flux, in: *Environmental Science and Technology* 35, 2001, S. 3601-3607
- BAuA 1998: Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Begründungen zur Bewertung von Stoffen als krebserzeugend, erbgutverändernd oder fortpflanzungsgefährdend: Polychlorierte Biphenyle (PCB), Ausgabe Mai 1998
- P. Behnisch, Isomerspezifische Untersuchungen über Eintrag, Verbleib und Risikoabschätzung der nicht-, mono- und di-ortho-chlorierten Biphenyle in der Umwelt (Diss. Univ. Tübingen 1997), Konstanz 1997
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), Organische Schadstoffe bei der Klärschlammverwertung, Umwelt, H. 2/1999, S. 75-78
- V. Breitung/D. Schumacher, Räumliche und zeitliche Verteilung von PCB in Schwebstoffen und Sedimenten in Fließgewässern, in: *Vom Wasser* 87, 1996, S. 101-112
- M. Büchen et al., Immissionsbelastung durch Dioxine und PCB-Vergleich der Immissionsentwicklung, in: HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie), Jahresbericht 2001, Wiesbaden 2002, S. 51-58
- D. Busch, Zebrauscheln im Dienste des Umweltschutzes – Akkumulationsmonitoring von biologisch verfügbaren Schadstoffanteilen in der Weser, in: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Gewässergütebericht 2000 – Sonderbericht – 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen, Essen 2000, S. 41-47
- D. Busch/H. Büther, Zuviel Salz in der Suppe – Notwendigkeit eines einheitlichen Grubenwasserkonzeptes für Emscher und Lippe, in: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Gewässergütebericht 2000 – Sonderbericht – 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen, Essen 2000, S. 323-334

- DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft), Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, MAK- und BAT-Werte-Liste 2002, Weinheim [Wiley-VCH] 2002
- ESWE (ESWE-Institut für Wasserforschung und Wassertechnologie, Wiesbaden), Schadstoffe in Fischen hessischer Fließgewässer, unveröff. Daten des HLUG, Wiesbaden 2003
- EU-Kommission (Kommission der Europäischen Gemeinschaften), Strategie der Gemeinschaft für Dioxine, Furane und polychlorierte Biphenyle vom 24.10.2001 (Komm[2001]593endgültig)
- C. Fieseler et al., Biologischer Abbau von chlorierten Aromaten in Feststoffen, BMFT-Forschungsbericht 14508942, 1996
- R. Götz et al., Quantification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and hexachlorobenzene (HCB) in the picogram/liter range in water of the river Elbe, Fres. J. Anal. Chem. 348, 1994, S. 694-695
- K. Grunewald et al., Elbehochwasser 2002 – Ein Rückblick. Schadstoffbelastung von Schlamm- und Sedimentproben im Raum Dresden (Sachsen), in: UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 16, 2004, S. 7-14
- M. Gülden et al., Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern, UBA-Texte 46/97, Berlin 1997
- HLfU (Hessische Landesanstalt für Umwelt) 1997: C. Fooker, R. Gühr, M. Häckl, P. Seel, Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen 1991-1996. HLfU, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz H. 233, Wiesbaden 1997
- HLfU (Hessische Landesanstalt für Umwelt) 1999: C. Fooker, R. Gühr, P. Seel, Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen 1991-1998. Ergänzender Bericht zu 1997-1998. HLfU, Wiesbaden o.J. [1999]
- HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) 2002: Hessisches Programm nach §3 der Qualitätszielverordnung und Artikel 7 der Richtlinie 76/464/EWG zur Verringerung der Gewässerbelastung durch gefährliche Stoffe und Gruppen von Stoffen nach Liste II der Richtlinie, Jahresbericht 2002 [Wiesbaden 2002]
- HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) 2003a: A. Leisewitz, P. Seel, S. Fengler, Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen 1991-2001, Ergänzender Bericht zu 1999-2001, HLUG [Wiesbaden 2003]
- HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) 2003b: S. Fengler, C. Fooker, R. Gühr, P. Seel, Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen 1991-2001, Analysenergebnisse, HLUG [Wiesbaden 2003]
- ifeu (Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH), Ermittlung von Emissionen und Minderungsmaßnahmen für persistente organische Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland, Stoffband C, UBA-FE-Vorhaben 10402365, 1998
- B. Johnke et al., Neue Bewertung bei den Toxizitätsäquivalenten für Dioxine/Furane und für PCB durch die WHO, in: UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 13, 2001, S. 175-180

- M. Koch, Quellenermittlung von Schadstoffen in kommunalen Abwässern und Sedimenten, Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15, Nr. 246, Düsseldorf 2003
- N. Litz et al., Konzept zur Ermittlung und Bewertung der Relevanz schädlicher organischer Inhaltsstoffe im Klärschlamm, in: Korrespondenz Abwasser 45, 1998, S. 492-498
- J. Michels et al., Biologische Verfahren zur Bodensanierung (Hrg. Umweltbundesamt), Berlin 2001
- St. Richter et al., POPs – Stand der Entwicklung zur Emissionsinventarisierung, in: UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 13, 2001, S. 165-170
- Sachsen-Anhalt, Landesamt für Umweltschutz, Untersuchungen zur Hintergrundbelastung von kommunalen Klärschlämmen im Land Sachsen-Anhalt, Fachinformationen Nr. 1/1999, o.O.
- SHmV, Verordnung über Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln (Schadstoff-Höchstmengenverordnung – SHmV) vom 19.12.2003
http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/shmv_2003/gesamt.pdf
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen), Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee, Sondergutachten 2004
- UBA (Umweltbundesamt), Beitrag zur Beurteilung von 19 gefährlichen Stoffen in oberirdischen Gewässern (C. Gottschalk et al.); Umweltbundesamt Texte 10/86, Berlin 1986
- UBA (Umweltbundesamt), Polychlorierte Biphenyle,
<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/polychlorierte-biphenyle.htm>
- UBA (Umweltbundesamt), Gemeinsame Presseerklärung des Umweltbundesamtes (UBA) und des Bundesinstituts für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV): Expertenrunde der Weltgesundheitsorganisation diskutiert gesundheitliche Bewertung von PCB, Presse-Information v. 11.9.2001
- UBA (Umweltbundesamt), Dioxine – Daten aus Deutschland. Daten zur Dioxinbelastung der Umwelt. 3. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE; Dioxin-Referenzmessprogramm. 4. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE, Berlin 2002
- UBA (Umweltbundesamt), Kommission Human-Biomonitoring, Umweltprobenbank 2002, Referenz- und HBM-Werte, nach: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info/daten/umweltprobenbank-des-bundes.htm>
- UBA (Umweltbundesamt), Bericht der Bundesrepublik Deutschland zur Durchführung der Richtlinie 76/464/EWG und Tochterrichtlinien betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft für den Zeitraum 1999-2001 v. 10. 2. 2003
- VO-WRRL 2005: Verordnung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (VO-WRRL). Vom 17. Mai 2005, GVBl. I, 382 ff. [Hessen]
http://www.hessenrecht.hessen.de/gesetze/85_Wasserwirtschaft_Wasserrecht/85-63-VO-WRRL/VO-WRRL.htm