

TEXTE

01/2019

Analyse der novellierten NEC-Richtlinie bezüglich der erweiterten Anforderungen an die Berichterstattung von Schadstoffemissionen in die Luft

Teilbericht zu Verbesserungen des POP-Inventars
hinsichtlich PCB-Emissionen aus dem Baubereich

TEXTE 01/2019

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 51 1010

Analyse der novellierten NEC-Richtlinie bezüglich der erweiterten Anforderungen an die Berichterstattung von Schadstoffemissionen in die Luft

Teilbericht zu Verbesserungen des POP-Inventars hinsichtlich PCB-
Emissionen aus dem Baubereich

von

Dr. Till Zimmermann, Christian Tebert
Ökopol - Institut für Ökologie und Politik GmbH, Hamburg

mit Unterstützung von

Dr. Roland Weber, Christine Herold
POPs Environmental Consulting, Schwäbisch Gmünd

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Ökopool – Institut für Ökologie und Politik GmbH
Nernstweg 32-34,
22765 Hamburg

Abschlussdatum:

November 2018

Redaktion:

Fachgebiet V 1.6 Emissionssituation
Robert Kludt

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Januar 2019

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Seit dem 31. Dezember 2016 ist die neue „NEC“-Richtlinie (2016/2284/EU) „über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe“ in Kraft, die die Richtlinie 2001/81/EG „zu nationalen Emissionshöchstgrenzen“ ablöst. Die neue NEC-Richtlinie verpflichtet die EU-Mitgliedstaaten, ab dem Jahr 2030 neue Minderungsziele zu erreichen, die über die bisher regulierten Luftschadstoffe SO₂, NO_x, NMVOC und NH₃ hinausgehen. Auf die Mitgliedstaaten kommen durch die neue Richtlinie deutlich erweiterte Berichtspflichten zu. Erstmals werden sie verpflichtet, Emissionsinventare für Feinstäube, Schwermetalle und POP zu erstellen. Die Inventare müssen Emissionsprojektionen beinhalten. Weiterhin sind Emissionen von Punktquellen zu berichten und Emissionsdaten räumlich aufzuschlüsseln.

Vor diesem Hintergrund wurden von Ökopool unter anderem Arbeiten zur Verbesserung des Inventars zu persistenten organischen Schadstoffen (POP) im Bereich PCB-Emissionen aus dem Baubereich durchgeführt. Dieser Bericht dokumentiert die Ergebnisse der Arbeiten.

Abstract

Since 31 December 2016, the new "NEC" Directive (2016/2284 / EU) "*on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants*" is in force, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC. The new NEC Directive obliges EU Member States to reach new reduction targets from 2030 on, beyond the previously regulated air pollutants SO₂, NO_x, NMVOC and NH₃. The new Directive comes along with significantly increased reporting requirements for the Member States. For the first time, they are required to provide emission inventories for fine dust, heavy metals and POP. The inventories must include emission projections. Furthermore, emissions from point sources have to be reported and emissions data spatially broken down.

Against this background, Ökopool looked into possible improvements for the inventory of persistent organic pollutants (POPs) in the field of PCB emissions from the construction sector. This report documents the results of the work.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis	9
Zusammenfassung	10
Summary	11
1 Verbesserung der Berichterstattung zu POP hinsichtlich PCB-Emissionen aus offenen Anwendungen im Baubereich	12
1.1 Hintergrund	12
1.2 Ausgangspunkt: UBA-Studie Weber und Herold 2015	12
1.3 Validierung der Informationen von Weber und Herold (2015)	13
1.3.1 PCB-Verwendungsmengen	13
1.4 Verbleibsmenge / PCB im Bestand	15
1.4.1 Abschätzungen der Anzahl der Gebäude mit PCB-Belastung	15
1.4.2 Rechnerische Abschätzung der Verbleibsmenge in Deutschland	18
1.4.3 Menge der PCB-haltigen Bauabfälle, die das Abfallstadium erreichen	19
1.5 Emissionen und Emissionsfaktoren	23
1.6 Sekundärquellen für PCB-Emissionen	24
1.7 Zusammenführung der Erkenntnisse: AR, EF und Zeitreihe der Emissionen	26
2 Quellenverzeichnis	31

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Angenommene Lebensdauervertelung für in Gebäuden eingesetztes PCB.....	19
Abbildung 2:	Systematik der Berechnung der PCB-Emissionen.....	26

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Zusammenfassung der Daten von Weber und Herold (2015).....	13
Tabelle 2:	Daten zu Produktion und Verwendung von PCB	15
Tabelle 3:	Berechnete PCB-Mengen in Fugenmassen und Farbanstrichen, die das Abfallstadium erreichen (2005–2016) basierend auf den Annahmen von Glüge et al. (2017)	20
Tabelle 4:	Vergleich zwischen berechneter und tatsächlich entsorgter Menge an PCB-haltigen Bauabfällen (2005–2016) – Hochrechnung für West-Deutschland*	22
Tabelle 5:	Zeitreihen: PCB-Menge im Bestand und Abfall	26
Tabelle 6:	Übersicht berechneter Fälle mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren und Lebensdauern	29
Tabelle 7:	Zeitreihen der Emissionen von PCB aus Gebäuden in Tonnen pro Jahr.....	29

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AP	Arbeitspaket
AR	Aktivitätsrate
D	Bundesrepublik Deutschland
EF	Emissionsfaktor
EG	Europäische Gemeinschaft
EMEP	Co-operative Programme For Monitoring And Evaluation of The Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe (Gemeinsames Programm zur Überwachung und Evaluierung des weiträumigen Transportes von Luftverunreinigungen in Europa)
EU	Europäische Union
FKZ	Forschungskennzahl
NEC	National Emission Ceilings (nationale Emissionshöchstmengen)
NH₃	Ammoniak
NMVO	Non-methane volatile organic compounds (flüchtige organische Verbindungen außer Methan)
NO_x	Stickstoffoxide
PCB	Polychlorierte Biphenyle
POP	Persistent Organic Pollutant (persistente organische Schadstoffe)
E-PRTR	European Pollutant Release and Transfer Register (Europäisches Schadstoffregister)
SO₂	Schwefeldioxid (in der neuen NEC-Richtlinie entsprechend SO _x)
UBA	Umweltbundesamt

Zusammenfassung

Seit dem 31. Dezember 2016 ist die neue „NEC“-Richtlinie (2016/2284/EU) „über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe“ in Kraft, die die Richtlinie 2001/81/EG „zu nationalen Emissionshöchstgrenzen“ ablöst. Die neue NEC-Richtlinie verpflichtet die EU-Mitgliedstaaten, ab dem Jahr 2030 neue Minderungsziele zu erreichen, die über die bisher regulierten Luftschadstoffe SO₂, NO_x, NMVOC und NH₃ hinausgehen. Auf die Mitgliedstaaten kommen durch die neue Richtlinie deutlich erweiterte Berichtspflichten zu. Erstmals werden sie verpflichtet, Emissionsinventare für Feinstäube, Schwermetalle und POP zu erstellen. Die Inventare müssen Emissionsprojektionen beinhalten. Weiterhin sind Emissionen von Punktquellen zu berichten und Emissionsdaten räumlich aufzuschlüsseln.

Vor diesem Hintergrund hat Ökopol Arbeiten zur Verbesserung des Inventars zu persistenten organischen Schadstoffen (POP) im Bereich PCB-Emissionen aus dem Baubereich durchgeführt. Hierzu wurden der Wissensstand zur PCB-Verwendung und dem PCB-Verbleib in Deutschland sowie der Stand der Forschung zu Emissionsfaktoren und Sekundärquellen von PCB-Emissionen aufgearbeitet. Auf dieser Basis wurde ein Ansatz für die Emissionsberechnung entwickelt. Die Zeitreihe der PCB-Menge im Bestand stellt die Aktivitätsrate dar, als (Basis-) Emissionsfaktor wurde 0,07 % der im Bestand vorhandenen PCB-Menge gewählt.

Bezüglich der Aktivitätsrate (PCB-Menge im Bestand) lässt sich zusammenfassend festhalten, dass die im relevanten Zeitraum 1953-1972 eingesetzte PCB-Menge 24.000 t betrug. Für die Ableitung von Zeitreihen der im Bestand befindlichen Menge ist eine Lebensdauermodellierung vorgenommen worden, für die eine durchschnittliche Lebensdauer von 50 Jahren und 60 Jahren angenommen wurde. Für das Jahr 2017 ergibt sich auf dieser Basis eine PCB-Menge im Bestand von rund 11.000 bis 16.000 t. Die berechnete PCB-Menge in Abfällen lag in den letzten fünf Jahren jeweils zwischen 400 und 600 t/a.

Die Auswertung verfügbarer Informationen zum Emissionsfaktor hat eine Spannbreite von 0,05% bis 0,1% bezogen auf die PCB-Menge im Bestand ergeben. Hierbei ist jedoch zu erwähnen, dass von den drei hier relevanten Studien, die Untersuchung der Universität Tübingen mit 0,06 % (Weber 2013) und die Untersuchungen aus Schweden mit 0,07 % (Sundahl et al. 1999) eher Werte im unteren Bereich dieser Spanne angeben. Auf dieser Basis wird für die Emissionsberechnung vorgeschlagen, mit einem Basiswert von 0,07 % zu rechnen und zusätzlich die Spanne von 0,05 % bis 0,1 % zu untersuchen.

Die Betrachtungen zu Sekundärquellen von PCB haben zudem ergeben, dass auch nach PCB-Sanierungen die PCB-Emissionen die Raumluftkonzentrationen nicht in dem eigentlich erwarteten Maße zurückgehen. Sekundär belastete Gegenstände weisen zwar eine geringere Konzentration auf als die PCB-Primärquellen, jedoch ist die Fläche der sekundär belasteten Gegenstände um ein Vielfaches größer. Das erklärt, warum sich die Raumluftkonzentration nach dem Entfernen der Primärquellen nicht entsprechend der entfernten PCB-Menge verringert. Um die Raumluftkonzentration und die PCB-Freisetzung in die Umwelt ausreichend zu reduzieren, müssten auch die Sekundärquellen entfernt werden. Im Ansatz zur Emissionsberechnung erfolgt daher keine Bereinigung um die bereits emittierte PCB-Menge.

Im Ergebnis ergeben sich anhand des Ansatzes zur Emissionsberechnung für das Jahr 2017 PCB-Emissionen zwischen 5,4 und 15,7 t.

Summary

Since 31 December 2016, the new "NEC" Directive (2016/2284 / EU) "*on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants*" is in force, repealing Directive 2001/81/EC. The new NEC Directive obliges EU Member States to reach new reduction targets from 2030 on, beyond the previously regulated air pollutants SO₂, NO_x, NMVOC and NH₃. The new Directive comes along with significantly increased reporting requirements for the Member States. For the first time, they are required to provide emission inventories for fine dust, heavy metals and POP. The inventories must include emission projections. Furthermore, emissions from point sources have to be reported and emissions data spatially broken down.

In this context, Ökopoll looked into possible improvements for the inventory of persistent organic pollutants (POPs) in the field of PCB emissions from the construction sector: The state of knowledge on PCB use and stocks in Germany as well as the state of science on PCB emission factors and secondary sources of PCB emissions have been reviewed. Based on this, an approach for calculating PCB-emissions from buildings has been developed. In this approach, the activity rate is represented by the time series of the PCB-stock in buildings. The (baseline) emission factor was 0.07 % (with regard to the PCB in stock).

Regarding the activity rate (amount of PCB in stock), it can be summarized that the amount of PCB used in the relevant period of 1953-1972 was 24,000 t. For deriving time series of the stock development, a lifetime modelling has been carried out, for which an average life span of 50 years and 60 years has been assumed. For 2017, this results in a PCB quantity of 11,000 t to 16,000 t. The calculated amount of PCBs in waste has been between 400 and 600 t/a in the last five years.

The review of available information on emission factors showed a range of 0.05 % to 0.1 %. It should be noted, however, that of the three studies particularly relevant here, the study of the University of Tübingen with 0.06 % (Weber 2013) and the analyses from Sweden with 0.07% (Sundahl et al., 1999) are at the lower end of this margin. On this basis, it is proposed for the calculation approach to use an emission factors of 0.07 % and additionally investigate the range from 0.05 % to 0.1 %.

The review on secondary sources of PCBs showed that even after PCB removals (renovations) the PCB emissions do not reduce the indoor air concentrations to the expected level. Although secondarily loaded objects have a lower concentration than the PCB primary sources, the surface area of the secondarily loaded objects is many times larger. This explains why the room air concentration does not decrease according to the removed amount of PCB after removing the primary sources. In order to reduce the indoor air concentration and the PCB release into the environment sufficiently, the secondary sources would have to be removed. The emission calculation approach therefore is not adjusted for the amount of already emitted PCB.

As a result, the emissions calculation approach results in PCB emissions between 5.4 t and 15.7 t for the year 2017.

1 Verbesserung der Berichterstattung zu POP hinsichtlich PCB-Emissionen aus offenen Anwendungen im Baubereich

1.1 Hintergrund

In Deutschland wurden laut den Erkenntnissen einer UBA-Studie¹ aus dem Jahr 2015 (Weber und Herold 2015) ca. 85.000 Tonnen PCB² eingesetzt, hiervon rund 24.000 t im Bausektor, schwerpunktmäßig als Fugenmassen (rund 20.000 t) sowie Farben und Lacke (rund 4.000 t) (Weber und Herold 2015). Der Einsatz im Bausektor konzentrierte sich dabei auf Westdeutschland und Westberlin, für Ostdeutschland wird nicht von einem nennenswerten Einsatz ausgegangen. Betroffen sind schwerpunktmäßig Gebäude, die zwischen den 1950er Jahren und bis 1975 errichtet wurden (Weber und Herold 2015). Für das Gebiet der ehemaligen DDR gibt es keinen Nachweis über das Vorkommen von PCB in der Bausubstanz und es wird nicht von einem nennenswerten Einsatz im Bausektor ausgegangen.

In Westdeutschland erstreckte sich der Einsatz über öffentliche Gebäude (Schulen, Kindergärten, Universitäten) und Wohngebäude als auch andere Bauwerke (Brücken, Unterführungen). Es wird davon ausgegangen, dass ein großer Teil der eingesetzten PCB-haltigen Materialien in Deutschland noch im Bestand enthalten ist und PCB Emissionen in die Luft hieraus resultieren. Messungen, insbesondere in öffentlichen Gebäuden, zeigen regelmäßig Konzentrationen in der Innenraumluft, bei denen eine Gesundheitsgefährdung nicht mehr ausgeschlossen werden kann (Weber und Herold 2015). Während die Bundesregierung in einer Antwort auf eine kleine Anfrage angibt, dass in den vergangenen 10 Jahren keine PCB-Vergiftungsfälle in Deutschland bekannt geworden sind (Bundesregierung 2014), weisen diverse Berichte und Veröffentlichungen darauf hin, dass sehr wohl entsprechende Fälle zu verzeichnen sind (Haase et al. 2016; Kraus et al. 2012; Wilhelm et al. 2007), wobei anzumerken ist, dass sich diese Studien schwerpunktmäßig auf industrielle PCB-Quellen als Ursache beziehen.

Für eine Abschätzung der jährlichen PCB-Emissionen aus dem Gebäudebestand bestehen zentrale Fragen bzgl.

- ▶ Aktivitätsrate sowie
- ▶ Emissionsfaktor.

Aktivitätsrate: Ein Einsatz von PCB in Gebäuden findet seit ca. 1975 nicht mehr statt. Relevant für die Emissionen ist die (noch) im Bestand vorhandene Menge an PCB. Es liegt daher nahe, diese als Grundlage für die AR für die Modellierung heranzuziehen. Die Herausforderungen hierbei bestehen darin, diese Menge abzuschätzen.

Emissionsfaktor: Der Emissionsfaktor muss die Berechnung der jährlichen Emissionen auf Basis des PCB-Bestandes in Gebäuden ermöglichen. Die Herausforderung liegt hierbei darin, dass zwar verschiedene Messungen zu PCB-Gehalten bspw. in Fugenmassen verfügbar sind, diese jedoch keine Rückschlüsse auf die emittierten Mengen PCB pro PCB im Gebäudebestand zulassen.

1.2 Ausgangspunkt: UBA-Studie Weber und Herold 2015

Um die PCB Menge im Gebäudebestand abzuschätzen, kann (wie auch in der Leistungsbeschreibung zum Vorhaben beschrieben) auf Ergebnisse aus einem vorherigen Forschungsvorhaben aufgebaut

¹ UFOPLAN Vorhaben FKZ 3712 65 407 1 „Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung“

² Davon ca. 72.500 t in Westdeutschland und rund 12.500 t in der ehemaligen DDR (Detzel et al. 1998).

werden (UFOPLAN FKZ 3712 65 407 1 „Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung“). Hier wurde die eingesetzte Menge PCB in Fugenmassen auf 20.000 t abgeschätzt. Hinzu kommen rund 4.000 t in Farben und Lacken (Weber und Herold 2015). Diese Mengenangaben zur PCB-Verwendung stammen zum Teil aus einem älteren UBA-Forschungsvorhaben (Detzel et al. 1998). Zugleich wird die Abschätzung geliefert, dass hiervon 50-80 % noch im Bestand vorhanden seien. Diese Abschätzungen wurden auf Basis einer Expertenkonsultation vorgenommen. Tabelle 1 fasst die zentralen Daten und Abschätzungen zur PCB-Verwendung im Bausektor von (Weber und Herold 2015) zusammen.

Tabelle 1: Zusammenfassung der Daten von Weber und Herold (2015)

PCB-Verwendung	Verwendete Menge [t]	Geschätzter Anteil noch im Bestand, 2015	Geschätzte Menge, noch im Bestand 2015 [t]
Fugenmassen	20.000	50-80 %	10.000-16.000
Lacke und Farben	< 4.000	50-80 %	2.000-3.2000

Vom Umweltbundesamt wurde bezüglich dieser Daten und Annahmen, welche eine mögliche Grundlage für die Aktivitätsrate in der Emissionsberichterstattung darstellen, der Wunsch nach einer Validierung geäußert. Das Vorgehen hierzu wird im folgenden Abschnitt beschrieben.

1.3 Validierung der Informationen von Weber und Herold (2015)

Bezüglich einer Validierung der Daten von Weber und Herold (2015) werden verschiedene Daten- und Informationszugänge geprüft, um ergänzende Erkenntnisse zu PCB-Verwendung und Verbleib zu gewinnen. Hierunter fallen:

- ▶ Öffentliche Statistiken
- ▶ Antworten der Bundesregierung auf einschlägige kleine Anfragen
- ▶ Erkenntnisse aus aktuellen Forschungsvorhaben
- ▶ Studien und Literaturquellen

1.3.1 PCB-Verwendungsmengen

Die Angaben von Weber und Herold (2015) stammen z.T. aus einer älteren UBA-Studie von Detzel et al. (1998). Diese Studie wurde daher in einem ersten Schritt von den Gutachtern beschafft und geprüft. Detzel et al. (1998) haben auf Basis von Produktionsdaten der Hersteller PCB-haltiger Produkte bis 1984 sowie von Import- und Exportdaten eine Abschätzung der inländischen Verwendung in Deutschland vorgenommen. Unter Berücksichtigung weiterer Daten, insbesondere der älteren UBA-Studie „Herkunft und Verbleib PCB-haltiger Rückstände“ (UBA Forschungsbericht Nr. 103 02 119), erfolgt eine Quantifizierung der Anwendung im Bereich der Dichtungsmassen, Lacke usw., für den eine Menge von 24.000 t angegeben wird. Demgegenüber steht eine Gesamtmenge von 83.000 t in Gesamtdeutschland und 72.500 t in Westdeutschland. Der Anteil der Anwendung im Bereich der Dichtungsmassen, Lacke usw. beläuft sich somit auf rund 33 %. Die Mengen entsprechen denen, welche bei Weber und Herold (2015) angegeben werden.

Zahlen zur weltweiten und regionalen Verwendung von PCB in verschiedenen Anwendungen finden sich auch bei Kimbrough und Jensen (1989). Die hier berichteten Zahlen stützen sich auf OECD Daten zur Produktion, Auskünfte von Herstellern (u.a. Monsanto, Bayer) sowie Import und Exportdaten. Diese Daten umfassen jedoch nicht den kompletten relevanten Zeitraum, sondern beschränken sich bei der Produktion auf die Jahre 1973-1984 und somit auf einen Zeitraum, in dem in Deutschland kein

PCB für offene PCB-Anwendungen mehr produziert wurde (nach dem Verbot von offenen PCB Anwendungen, Goßler und Höhlein 1991), bei Importen und Exporten auf die Jahre 1973-1980, wobei hier das Jahr 1979 fehlt. Für diesen Zeitraum (1973-1978 sowie 1980) wird ein Verbrauch in Deutschland von rund 28.000 t angegeben. Dieser wird den Bereichen Transformatoren, Kondensatoren und Hydrauliköle zugeordnet, andere Anwendungsbereiche werden als nicht relevant eingeschätzt, was auf den Beschluss des Rates der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) von 1973 zum Verbot von offenen PCB-Anwendungen zurückgeführt werden kann (Goßler und Höhlein 1991). Die Firma Bayer stellte den Verkauf von PCB für offene Anwendungen bereits 1972 ein (Goßler und Höhlein 1991). Weber und Herold geben den Verwendungszeitraum für PCB im Baubereich von 1960 bis 1974 an (Weber und Herold 2015). Aufgrund der Lückenhaftigkeit und unterschiedlicher Zeiträume ist auf dieser Basis keine Validierung der Angaben von (Weber und Herold 2015) möglich.

Knetsch (2016) liefert ebenfalls eine Übersicht über globale Produktionsmengen sowie deutsche Produktion und Verbrauch auf Basis einer Auswertung verschiedener Studien³. Die hier berichteten Mengen für Deutschland entsprechen den Angaben von Weber und Herold (2015) sowie Detzel et al. (1998), wobei letztere Quelle soweit ersichtlich eine wesentliche Datengrundlage für Knetsch (2016) dargestellt hat.

Fiedler (2001) gibt neben globalen Zahlen (1.5 Mio. t PCB Produktion) wiederum Produktions- und Verwendungsmengen für Deutschland an. Für die Verwendung in Deutschland werden Angaben von Bayer für die Jahre 1974-1985 ausgewertet sowie Import- und Exportdaten. Als Verbrauch für offene Anwendungen werden 23.000 t angegeben (vor dem Zeitraum '74-'85).

Tabelle 2 liefert eine Übersicht der Angaben zur globalen und deutschen PCB Produktion sowie zur Verwendung. Wie beschrieben stammen die Angaben von Fiedler (2001) und Kimbrough und Jensen (1989) direkt von Herstellern sowie nationalen und internationalen Statistiken. Bei Knetsch (2016) lässt sich nicht in Gänze nachvollziehen, aus welchen Studien bzw. Quellen welche Informationen bezogen wurden. Wagner et al. (2014) stützen sich wiederum auf andere Studien. Bezüglich den weiteren Quellen sei auf die obigen Ausführungen verwiesen.

Es lässt sich feststellen, dass bzgl. der globalen Produktion mit Mengen zwischen 1,3 und 1,5 Mio. t ein einheitliches Bild besteht. Bezüglich der Produktion in Deutschland bewegen sich die Angaben zwischen 144.000 und 159.000 t, was wiederum ein gutes Maß an Übereinstimmung bedeutet. Bezüglich des Verbrauchs in Deutschland in offenen Anwendungen liegen zwar drei Informationen vor, die Angabe von (Knetsch 2016) stammt aber ggf. aus der Studie von Detzel et al. (1998). Fiedler (2001) liefert hier jedoch nur geringfügig abweichende Zahlen.

³ Konkret benannt werden hier:

de Voogt P, Brinkmann UAT. 1989. In Kimbrough, Jensen, eds, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands, 3-45.

Hillejan U, Schaafhausen von J. 1990. Herkunft und Verbleib PCB-haltiger Rückstände, BSM Gesellschaft für Betriebsberatung mbH. FuE-Vorhaben 103 02 119, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Düsseldorf.

Schaafhausen von J, Gramenz JP. 1993. Aufkommen und Verbleib von PCB-Abfällen in der ehemaligen DDR sowie Herkunft und Entsorgung von PCB-Abfällen aus wehrtechnischen Geräten, aus Geräten bei der Bundesbahn (Reichsbahn) und Bundespost und von PCDM-Abfällen aus dem Bergbau, FuE-Vorhaben 103 50 204, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.

Knetsch G 2011. Auswahl und Bewertung von Daten aus Umweltbeobachtungsprogrammen zur Bilanzierung von polychlorierten Biphenylen- Modelltheoretische Ansätze der Integration, http://www.diss.fu-berlin.de/diss/receive/FU-DISS_thesis_000000035463.

Tabelle 2: Daten zu Produktion und Verwendung von PCB

Größe	Detzel et al. 1998 [t]	Knetsch 2016 [t]	Kerscher und Roscher 2001 [t]	Wagner et al. 2014 [t]	Kimbrough und Jensen 1989 [t]	Fiedler 2001 [t]
Globale Produktion bis 1985	>1.000.000	1.325.810	1.500.000	1.300.000	1.500.000	1.500.000
Produktion (D)	144.000 (West-D)	159.052	(nicht berichtet)	(nicht berichtet)	144.052 t (West-D, bis '85) 70.470 t (1973-1984)	57.590 t (West-D, 1974-1983)
Verbrauch (D)	72.500	103.000 t	(nicht berichtet)	(nicht berichtet)	>48.000 (West-D, '73-'84)	(nicht berichtet)
Menge (Verbrauch) in offenen Anwendungen (D)	24.000	24.000	(nicht berichtet)	(nicht berichtet)	(nicht berichtet)	23.000

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass keine Hinweise darauf bestehen, dass die von Weber und Herold (2015) angegebene Menge von 24.000 t in Zweifel zu ziehen ist. Es besteht eine Übereinstimmung mit den anderen Quellen, die diesbezüglich gefunden werden konnten. Die Datenquellen (Produktionsstatistiken, Import- und Exportstatistiken und/oder Herstellerinformationen) stellen eine Datengrundlage dar, die grundsätzlich als valide einzustufen ist. Weitere, vergleichbar robuste Quellen sind aufgrund des zeitlichen Abstands zur Bezugsperiode nicht verfügbar.

1.4 Verbleibsmenge / PCB im Bestand

1.4.1 Abschätzungen der Anzahl der Gebäude mit PCB-Belastung

Insgesamt lässt sich eine sehr schwache Datenlage zur PCB Menge im Gebäudebestand feststellen. Ein Kataster PCB-belasteter Gebäude existiert in Deutschland nicht. Vorhandene Informationen zum Gebäudebestand (unabhängig von PCB Mengen) liegen lediglich relativ hoch aggregiert vor. Die Bundesregierung antwortete auf zwei kleine Anfragen der Fraktion DIE LINKE, dass auf Bundes- und Länderebene keine Informationen zu PCB-belasteten öffentlichen Gebäuden vorliegen würden (Bundesregierung 2018, 2014). Es sei auch nicht bekannt, bei wie vielen öffentlichen Gebäuden Sanierungen durchgeführt wurden, welche eine Entfernung der PCB-belasteten Materialien umfassten (Bundesregierung 2014).

Dessen ungeachtet liegen Erhebungen aus verschiedenen Bundesländern, z. B. aus West-Berlin, Nordrhein-Westfalen und Bayern vor. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in Deutschland die PCB-Belastung von Gebäuden üblicherweise anhand der jeweiligen landeseigenen PCB-Richtlinie beurteilt wird. Danach gelten Gebäude als unbelastet, wenn die PCB-Konzentration in dauerhaft genutzten Räumen unter 300 ng/m³ liegt, selbst wenn PCB-haltige Materialien vorhanden sind (z.B. in Außenfugen). Es wird meist nur eine Auswahl an Räumen im Gebäude beprobt. Flure, Keller- und Technikräume werden von der PCB-Richtlinie nicht erfasst.

West-Berlin

Fromme et al. (1996) führten PCB-Messungen in allen Schulen und Kindergärten im ehemaligen Westberliner Bezirk Tiergarten durch. In 13 % der Schulen und 4 % der Kindergärten wurden Raumluftkonzentrationen über 300 ng PCB/m³ gemessen.

Nordrhein-Westfalen

2004 ließ das Land Nordrhein-Westfalen (NRW) alle 4.260 Gebäude auf PCB untersuchen, die sich im Besitz des landeseigenen Bau- und Liegenschaftsbetriebs (BLB NRW) befinden. Man stellte fest, dass 12 % der landeseigenen Gebäude eine PCB-Belastung haben (Finanzministerium NRW 2013). In den betroffenen 506 Gebäuden wurden Maßnahmen durchgeführt bzw. sind Maßnahmen geplant⁴.

Bayern

Bei einer landesweiten Erhebung an allen bayerischen Schulen, Kindergärten, -krippen und -horten ergab sich bei 53 % der Gebäude (8296 von 15470) ein Hinweis auf PCB (Bayer. Staatsministerium 2002). Raumluftmessungen fanden in 7326 der PCB-verdächtigen Gebäude statt. Bei 478 (6,5%) der PCB-verdächtigen Gebäude wurde die Konzentration von 300 ng PCB/m³ überschritten, das sind 3 % aller Schulen und Kindergärten in Bayern. Bei weiteren 3 % konnte eine Überschreitung nicht ausgeschlossen werden.

Ausblick: Situation in anderen Ländern

In Deutschland wird bisher die Gefährdung durch PCB in Baumaterialien anhand der PCB-Richtlinie (Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden) beurteilt. Eine Gefährdung der Bevölkerung wird allein für die Nutzer belasteter Gebäude angenommen und wird über die in Innenräumen mit der Atemluft aufgenommene PCB-Menge bewertet.

In anderen Ländern wird bereits das Vorhandensein von PCB als Gefahr gesehen. Zudem verlangt die Stockholmer Konvention, dass alle Vertragsparteien PCB-haltige Materialien bis 2025 aus der Verwendung nehmen und bis 2028 auf umweltverträgliche Weise beseitigen⁵. In verschiedenen Ländern wurden Messprogramme initiiert und es wurden Anstrengungen unternommen, PCB-haltige Bauprodukte zu identifizieren und die Anzahl der betroffenen Gebäude und/oder die noch verbliebene PCB-Menge abzuschätzen:

Dänemark

In Dänemark wurden landesweit Gebäude untersucht, die in der PCB-Verwendungszeit (1950-1986) errichtet oder saniert wurden (Langeland und Jensen 2013, Langeland 2018).

Etwa ein Drittel des Gebäudebestands in Dänemark wurde zwischen 1950 und 1977 errichtet, der Zeit in der in Dänemark PCB-haltige Baumaterialien Verwendung fanden. Die in Wohnungen und Schulen verbaute PCB-Menge wird auf 1500 t geschätzt (Egsmose et al. 2016). Die landesweite Untersuchung von 1758 Gebäuden auf PCB-haltige Materialien sowie PCB-Belastung der Innenraumluft in Dänemark zeigte:

- In 75 % der Einfamilienhäuser und in 80 % der Schulen aus dieser Zeit sind PCB-haltige Materialien vorhanden. Gebäude wurden als PCB-kontaminiert eingestuft, wenn die PCB-Konzentration in Baumaterialien über dem Grenzwert von 0,1 mg PCB/kg lag, der in Dänemark für Recyclingbaustoffe⁶ eingehalten werden muss.

⁴ Solange der Gefahrenwert der PCB-Richtlinie (3000 ng/m³) nicht überschritten ist, beschränken sich diese Maßnahmen meist auf häufigere Fensterlüftung und kürzere Reinigungsintervalle

⁵ <http://chm.pops.int/Implementation/IndustrialPOPs/PCBs/Overview/tabid/273/Default.aspx>

⁶ Für Deutschland ist in der geplanten Ersatzbaustoffverordnung ein Grenzwert von 0,15 mg/kg für die Summe aus 7 PCB-Kongeneren (Summe der 6 Indikator-PCB + PCB-118) in Diskussion

- Abhängig von der Art des Gebäudes enthielten zwischen 15 % und 40 % der untersuchten Gebäude aus der PCB-Verwendungszeit Materialien mit PCB-Konzentrationen > 50 mg/kg. Diese Materialien müssen als gefährlicher Abfall entsorgt werden. Das betrifft mehr als 480.000 Gebäude in Dänemark.
- In mehr als 21 % der untersuchten Gebäude aus der Zeit 1950–1977 wurden Raumluftkonzentrationen von mehr als 300 ng PCB/m³ gemessen. Das betrifft mehr als 252.000 Gebäude in Dänemark.
- Quellen der PCB-Belastung waren Fugenmassen (um Fenster und Türen, zwischen Gebäudeteilen), Farben (strapazierfähiger Anstrich auf Wänden und Böden, Anstrich auf Metall) und Kondensatoren von Leuchtstofflampen.
- Auch in manchen Gebäuden mit Bauzeit 1978–1986 wurden erhöhte PCB-Konzentrationen in der Raumluft gemessen. Ursache waren PCB-haltige Lampenkondensatoren.

In Schulen wurden häufiger hohe PCB-Konzentrationen in Fugenmassen gemessen als in anderen öffentlichen Gebäuden. In 31% der untersuchten Schulen aus der PCB-Verwendungszeit wurden PCB-Konzentrationen in Fugenmassen ≥ 5.000 mg/kg, meist ≥ 100.000 mg/kg gefunden.

Schweiz

In der Schweiz wurden landesweit Fugenmassen von Betongebäuden der Bauzeit zwischen 1955 und 1975 untersucht (Kohler et al. 2005). Die Ergebnisse zeigten, dass in der Schweiz in diesem Zeitraum PCB in großem Umfang als Weichmacher in Fugenmassen verwendet wurde. Von insgesamt 1348 beprobten Fugenmassen enthielten 567 (42 %) PCB in Konzentrationen von mehr als 50 mg/kg. 279 Fugenmassen (21 % der Proben) enthielten mehr als 1 % PCB, und 129 Fugenmassen (9,6 % der Proben) mehr als 10 % PCB. Die höchste gemessene PCB-Konzentration lag bei 55 %, d. h. mehr als die Hälfte dieser Fugenmasse bestand aus reinem PCB. Die höchsten PCB-Konzentrationen wurden zudem in Fugenmassen von Gebäuden gemessen, die zwischen 1966 und 1971 gebaut wurden: ein Drittel enthielt mehr als 1 % PCB. In 160 Räumen mit PCB-haltigen Fugenmassen im Innenbereich wurde die Raumluftkonzentration bestimmt. In 94 Räumen (59 %) lag sie höher als 300 ng PCB/m³ und in acht Räumen (5 % der Messungen in Räumen mit Innenfugen) höher als 3.000 ng PCB m³. Die mittlere Konzentration lag bei 790 ng PCB/m³.

Schweden

In Schweden wurden zwischen 1956 und 1973 etwa 200 t PCB in Fugenmassen und 20–30 t in Bodenbeschichtungen verwendet (Johansson 2010). Nachdem Ende der 1990er Jahre offensichtlich wurde, dass PCB aus diesen Materialien freigesetzt wird, wurden Anstrengungen unternommen, diese Quellen zu beseitigen. Behörden, Bau- und Immobilienwirtschaft bemühten sich zusammen um Lösungen und erarbeiteten gemeinsam Informationsmaterial und Handlungsempfehlungen (Johansson 2010). Seit 2007 ist gesetzlich vorgeschrieben, dass Gebäude und Bauwerke, die zwischen 1956 und 1973 errichtet wurden, auf PCB in Fugenmassen und Bodenbeschichtungen untersucht und ggf. saniert werden müssen. Die Sanierungen hatten auf umweltverträgliche Weise erfolgen und mussten – abhängig vom Typ des Gebäudes – bis Mitte 2011 bzw. 2013 abgeschlossen sein (Johansson 2010).

USA

In den USA gilt das Vorhandensein von Baumaterialien mit einem PCB-Gehalt von mehr als 50 mg/kg als unerlaubte Verwendung („unauthorized use“, Herrick 2010). Jedoch besteht für die Gebäudeeigentümer keine Pflicht zur Beprobung. Die US-amerikanische Umweltschutzbehörde EPA geht davon aus, dass in den USA in zahlreichen Schulen und anderen Gebäuden, die zwischen 1950 und 1979 gebaut oder renoviert wurden, PCB-haltige Baumaterialien vorhanden sind (US-EPA 2018). In den USA sind Schulen von der PCB-Problematik besonders betroffen, da gerade in der Zeit der größten PCB-Verwendung im Bausektor Schulgebäude in großem Umfang neu errichtet wurden (Herrick et al. 2016). 1999 gab es in den USA 78.300 öffentliche Schulen, von diesen waren etwa 48.000 (62 %) zwischen 1950 und 1984 neu erbaut worden (Herrick et al. 2016). Herrick et al. (2016) werteten 5 Studien zur Häufigkeit des Vorkommens PCB-haltiger Fugenmassen aus. Damit schätzten sie ab, dass es in den USA 12.960 bis 25.920 Schulen gibt, in denen PCB-haltige Fugenmassen verbaut sind, d.h. in 17 % bis 33 % aller Schulen in den USA sind PCB-haltigen Fugenmassen vorhanden. Herrick et al. (2016) weisen darauf hin, dass die Zahl der Schulen mit PCB-Belastung tatsächlich noch höher ist, da PCB-haltige Farbanstriche, PCB-Lampenkondensatoren oder andere PCB-haltige Materialien in der Abschätzung nicht berücksichtigt sind.

1.4.2 Rechnerische Abschätzung der Verbleibsmenge in Deutschland

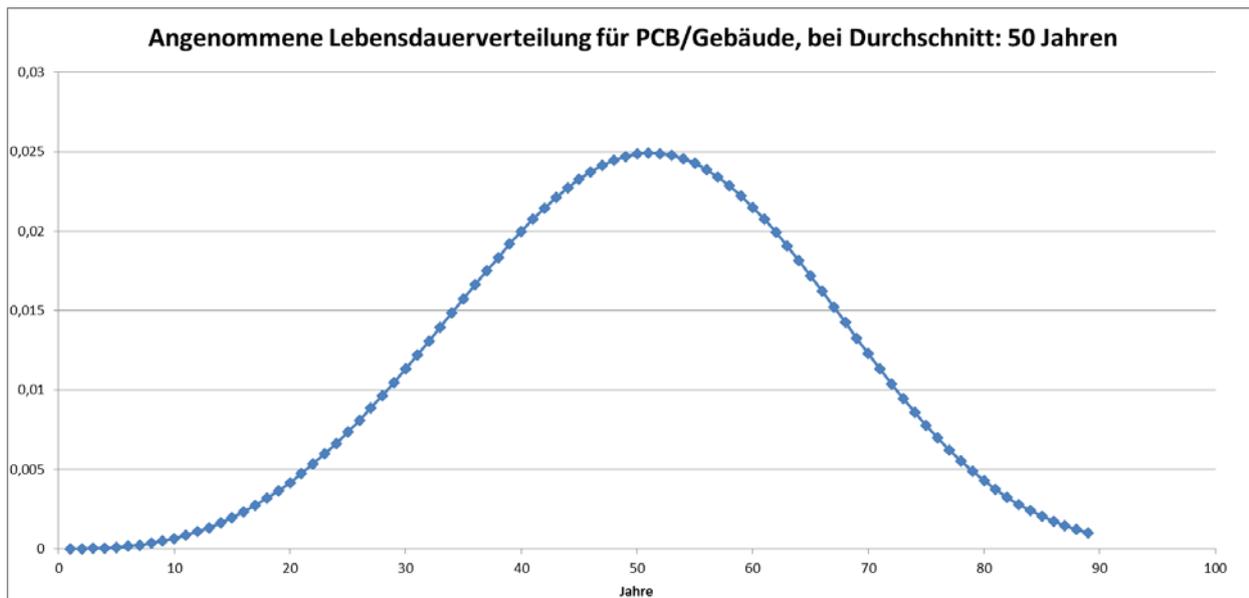
Aus einigen Gebäuden in Deutschland mussten in den drei letzten Jahrzehnten PCB-haltige Materialien entfernt werden, weil bei Messungen der Grenzwert der PCB-Richtlinie von 3.000 ng PCB/m³ (bzw. 9.000 ng PCB/m³ in einigen Bundesländern bis 2012) überschritten war. Die Erhebungen aus Dänemark und der Schweiz zeigen jedoch, dass nur ein geringer Prozentsatz der Gebäude mit PCB in der Bausubstanz solch eine hohe Konzentration in der Innenraumluft erreicht. Zudem sind – verglichen mit den 24.000 t PCB, die im Bausektor eingesetzt wurden – die PCB-Mengen gering, die bisher im Rahmen von PCB-Sanierungen gemäß PCB-Richtlinie beseitigt wurden. So wurde für ein zehnstöckiges hochbelastetes Gebäude bspw. abgeschätzt, dass 1 t PCB in Fugenmassen und Deckenplatten verbaut waren (Weber und Herold 2015). PCB-Sanierungen nach PCB-Richtlinie werden deshalb bei der folgenden Berechnung der Lebensdauer für PCB in Gebäuden nicht berücksichtigt.

Weber und Herold (2015) nehmen auf Grundlage einer Expertenkonsultation an, dass von der in Gebäuden eingesetzten Menge PCB noch 50-80 % im Bestand vorhanden sind.

Wagner et al. (2014) geben für die hier relevanten Anwendungen (Farben, Lacke und Dichtungsmassen) eine Nutzungsdauer von 40-60 Jahre an (Wagner et al. 2014). Unter zur Hilfenahme dieser Nutzungsdauer lässt sich eine überschlagsartige Berechnung der entsprechend noch im Bestand vorhandenen PCB-Menge durchführen:

- ▶ Als Zeitraum für die Inverkehrbringung der 24.000 t sei 1953 bis 1972 angenommen (vgl. Goßler und Höhle 1991). Unter Berücksichtigung der Informationen von Goßler und Höhle (1991) wird ein Peak der Inverkehrbringung im Jahr 1970 angenommen.
- ▶ Als durchschnittliche Nutzungsdauer seien 50 Jahre angenommen.
- ▶ Unter Berechnung mit angenommener Weibullverteilung (Formparameter 3,602 was in Annäherung einer Normalverteilung entspricht; siehe Abbildung 1) ergibt sich eine bis 2015 kumulierte Abfallmenge von 12.040 t. Umgekehrt ergibt sich hieraus eine noch im Bestand vorhandene Menge von 11.960 t oder 50 %.

Abbildung 1: Angenommene Lebensdauerverteilung für in Gebäuden eingesetztes PCB



Die Abbildung zeigt die Lebensdauerverteilung für die in Gebäuden eingesetzte PCB Menge auf Basis einer Weibullverteilung mit angenommener durchschnittlicher Lebensdauer von 50 Jahren.

Ein ausschlaggebender Faktor für diese Berechnung ist die angenommene mittlere Lebensdauer. Zieht man Studien heran, welche die wirtschaftlichen Nutzungsdauern verschiedener Gebäudetypen auswerten (bspw. Kalusche 2004), so erscheinen die von Wagner angegebenen 40-60 als ggf. zu gering. Für Mietwohngebäude werden von Kalusche (2004) 50-80 Jahre Nutzungsdauer, für öffentliche Gebäude (Verwaltungs- und Bürogebäude, Schulen, Kindergärten) ebenfalls 50-80 Jahre angegeben. Eine Berechnung mit einer durchschnittlichen Lebensdauer von 60 Jahren (bei sonst gleichen Annahmen) bspw. ergibt eine anteilige Restmenge im Bestand von 69 %. Eine grobe Validierung der Angaben von Weber und Herold (2015), die abschätzten, dass noch 50-80% der Menge im Bestand sind, ist auf dieser Basis dabei grundsätzlich möglich.

Eine weitere mögliche Herangehensweise zur zusätzlichen Validierung kann ggf. im Vorgehen anhand von Destatis Veröffentlichungen bestehen. Aus Zusatzerhebungen zum Mikrozensus bestehen Informationen zum Wohngebäudebestand (Anzahl Wohnungen sowie Anzahl Wohngebäude) für die Jahre 2006, 2010 und 2014. Hierbei erfolgt eine grobe Aufschlüsselung nach Baujahren. Relevant hier ist der Zeitraum 1949-1978. Aus Archivpublikationen von Destatis der Jahre 1950-1978 können händisch Informationen zum Wohnungsbau dieser Jahre herausgezogen werden. Auf dieser Basis können Bau und Bestand von Wohngebäude bzw. Wohnungen der Jahre 1949-1978 gegenübergestellt werden und ggf. ein Faktor zur Abschätzung des noch im Bestand befindlichen PCBs abgeleitet werden. Bei diesem Vorgehen wäre zu beachten, dass ggf. zusätzliche Annahmen zur Sanierung von Gebäuden getroffen werden müssten. Zudem würde sich die Abschätzung auf Wohngebäude beschränken, eine Berücksichtigung von öffentlichen Gebäuden ist aufgrund der Datenlage nicht möglich. Die Erkenntnisse für Wohngebäude müssten daher auf alle relevanten Gebäude übertragen werden. Dieser Ansatz wird aktuell nicht weiter verfolgt.

1.4.3 Menge der PCB-haltigen Bauabfälle, die das Abfallstadium erreichen

Für die Schweiz berechneten Glüge et al. (2017) die PCB-Emissionen aus Transformatoren, Kondensatoren, Fugenmassen und Korrosionsschutzanstrichen für die Jahre 1930 bis 2100. Für die Lebensdauer von Transformatoren und großen Kondensatoren nahmen sie 25 Jahre und von kleinen Kondensatoren 22 Jahre an. Die Lebensdauer von Fugenmassen und Farbanstrichen wurde auf 55 Jahre geschätzt. Die in der Schweiz in Farbanstrichen und Fugenmassen zwischen 1946 und 1975 verwendete

PCB-Menge wird mit je 250 t angegeben. Für die importierte/verbrauchte PCB-Menge verwendeten sie Daten von Breivik et al. (2002). Sie nahmen an, dass der Verbrauch von PCB in offenen Anwendungen zwischen 1946 und 1972 anstieg und zwischen 1973 und 1975 auf null sank. In Glüge et al. (2017, Supporting Informations S2) sind die entsprechenden PCB-Mengen angegeben, die nach ihren Berechnungen jährlich das Abfallstadium erreichen (Tabelle 3).

Aus den berechneten Schweizer Daten lassen sich für Westdeutschland die Mengen reinen PCBs aus offenen Anwendungen abschätzen, die jährlich als Abfall entsorgt werden müssen. Hierfür wird für Westdeutschland von einer verwendeten PCB-Menge von 20.000 t in Fugenmassen (250 t für die Schweiz; Multiplikationsfaktor 80) und 4.000 t in Farbanstrichen (250 t für die Schweiz; Multiplikationsfaktor 16) ausgegangen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Berechnete PCB-Mengen in Fugenmassen und Farbanstrichen, die das Abfallstadium erreichen (2005–2016) basierend auf den Annahmen von Glüge et al. (2017)

PCB-Mengen, die das Abfallstadium erreichen	Menge in Fugenmassen + Farbanstrichen ** in der Schweiz [t/a]*	Hochrechnung für W-Deutschland [t/a]*: Menge in Fugenmassen	Hochrechnung für W-Deutschland [t/a]*: Menge in Farbanstrichen	Hochrechnung für W-Deutschland [t/a]*: Menge in Fugenmassen und Farbanstrichen
2005	8,5 (4,25 + 4,25)	338,2	67,6	406
2006	8,9 (4,45 + 4,45)	355,7	71,1	427
2007	9,3 (4,65 + 4,65)	372,5	74,5	447
2008	9,7 (4,85 + 4,85)	388,3	77,7	466
2009	10,1 (5,05 + 5,05)	402,9	80,6	484
2010	10,4 (5,2 + 5,2)	416,1	83,2	499
2011	10,7 (5,35 + 5,35)	427,7	85,5	513
2012	10,9 (5,45 + 5,45)	437,5	87,5	525
2013	11,1 (5,55 + 5,55)	445,2	89,0	534
2014	11,3 (5,65 + 5,65)	450,7	90,1	541
2015	11,3 (5,65 + 5,65)	453,8	90,8	545
2016	11,36 (5,68 + 5,68)	454,4	90,9	545
2017	11,31 (5,66 + 5,66)	452,4	90,5	543

Multiplikationsfaktor für Fugenmassen: 80, für Farbanstriche: 16

* Annahme: Gleicher zeitlicher Trend des Imports/der Verwendung wie bei Breivik et al. (2002) für Westdeutschland und die Schweiz

** nach Glüge et al. (2017) S2 (Excel: EMEP Yearly Performance: Model: renovation. Renovation of anti-corrosive paints/joint seal., tons of PCBs in renovation process)

Das statistische Bundesamt erhebt jährlich Daten zur Abfallerzeugung. Für die Jahre 2005 bis 2015 liegen Zahlen vor zu „Bau- und Abbruchabfällen, die PCB enthalten (z.B. PCB-haltige Dichtungsmassen, PCB-haltige Bodenbeläge auf Harzbasis, PCB-haltige Isolierverglasungen, PCB-haltige Kondensatoren)“. Diese Abfälle wurden unter dem Abfallschlüssel 170902 * aufgeführt. Seit 2016 werden die Abfälle als „PCB-haltige Abfälle aus dem Baugewerbe“ angegeben (Destatis 2018).

Die berechneten jährlich als Abfall anfallenden PCB-Mengen lassen sich mit der tatsächlich entsorgten Menge an PCB-haltigen Bauabfällen des Statistischen Bundesamtes vergleichen. Dabei ist zu beachten:

PCB-haltige Isolierverglasungen wurden zwar im Abfallschlüssel aufgeführt, jedoch scheint in Deutschland diese Verwendung nicht üblich gewesen zu sein. Es ist unbekannt, ob es diese Verwendung nicht oder nur selten gab, ob sie nicht identifiziert wird oder ob sie als Dichtungsmassen (um Isolierglasscheiben) bezeichnet wird.

Für die ebenfalls im Abfallschlüssel aufgeführten Kondensatoren lässt sich abschätzen, dass diese PCB-Menge im Vergleich zu der in Fugenmassen- und Anstrichen enthaltenen PCB-Menge vernachlässigt werden kann:

- ▶ Aufgrund ihrer kürzeren Lebensdauer (22 Jahre) wären die meisten Kleinkondensatoren aus der PCB-Verwendungszeit nicht mehr in Gebrauch. Von den 10.000 t PCB in Kleinkondensatoren wären, hochgerechnet aus den Zahlen von Glüge et al. (2017, S2), im Jahr 2005 93 t PCB zu entsorgen gewesen und 2015 „nur“ noch 15 t. Die berechnete PCB-Menge, die mit Fugenmassen und Farben das Abfallstadium erreicht, ist deutlich höher und beträgt für das Jahr 2005 406 t und erreicht im Jahr 2016 das Maximum von 545 t (Tabelle 3).
- ▶ Anders als in der Schweiz, mussten in Deutschland Kondensatoren oder Anordnungen von Kondensatoren, die insgesamt mehr als 1 Liter PCB enthalten, bis Ende 1999 ausgetauscht werden. Dies scheint in den allermeisten Fällen geschehen zu sein.
- ▶ Kondensatoren in Gebäuden sind üblicherweise Teil von elektrischen Geräten. Elektro- und Elektronikschrott wird gesondert entsorgt.

Somit kann davon ausgegangen werden, dass die vom statischen Bundesamt erfassten PCB-haltigen Bauabfälle so gut wie ausschließlich aus der Sanierung PCB-haltiger Fugenmassen und Anstriche stammen.

In Tabelle 4 sind die berechneten PCB-Mengen, die das Abfallstadium erreichen, sowie die Zahlen des statistischen Bundesamtes aus den Jahren 2005 bis 2016 angegeben. Ein direkter Vergleich beider Angaben ist jedoch nicht möglich, denn es muss beachtet werden, dass die Menge PCB-haltiger Bauabfälle ist um ein Vielfaches höher als die darin enthaltene PCB-Menge, denn:

- ▶ Fugenmassen und Farbanstriche enthalten meist PCB im niedrigen Prozentbereich.
- ▶ PCB ist über die Jahre aus Fugenmassen in angrenzende Materialien diffundiert: Die Fugenflanken werden oft abgetragen und das hinter Fugenmassen evtl. vorhandene Hinterfüllmaterial muss ebenfalls entsorgt werden.
- ▶ Wilhelmi-Deckenplatten mit PCB-haltigem Anstrich müssen als Ganzes entsorgt werden. Auf die gesamte Platte bezogen ergibt sich ein PCB-Gehalt von ca. 0,5 % (Bayer. LfU 2004).
- ▶ Beim Abtragen von PCB-Anstrichen auf Beton oder Putz werden meist Teile des Untergrunds mit entfernt oder es fällt kontaminiertes Strahlmaterial an.
- ▶ Bei PCB-Farben wurden über die Jahrzehnte oft weitere Farbschichten aufgetragen (zum Beispiel Schwimmbäder). Das Abfallmaterial enthält im Schnitt weniger als 2 % PCB.
- ▶ Baustellenabschottungen, Schutzkleidung und kontaminierte Arbeitsmaterialien werden zusammen mit den ausgebauten Materialien entsorgt.
- ▶ Bei hohen PCB-Konzentrationen in der Innenraumluft werden Bauteile (bspw. Bodenbeläge) und Gebrauchs- und Einrichtungsgegenstände über die Luft sekundär kontaminiert. Sie werden z.T. bei PCB-Sanierungen ebenfalls als PCB-Abfall entsorgt. Die Sekundärbelastung liegt meist im Bereich von 100 mg PCB/kg (0,01 % PCB)

Aus all diesem folgt, dass eine realistische mittlere PCB Konzentration bei Bauabfall von PCB belasteten Gebäuden um ca. 2 % oder darunter liegt. Johansson von der schwedischen EPA schätzt sogar die mittlere Konzentration von Fugendichtungsabfall auf 2% (Johansson 2012).

Um die in Tabelle 3 angegebenen zu entsorgenden PCB-Mengen mit den Abfall-Daten des Statistischen Bundesamtes vergleichen zu können, werden die Mengen an PCB-Abfall für zwei Szenarien berechnet (Tabelle 4):

- ▶ für den hypothetischen Fall, dass von 2005 bis 2016 ausschließlich hochbelastete Fugenmassen und Farbanstriche (10 % PCB im Material) als Abfall entsorgt wurden
- ▶ für den Fall, dass der PCB-Gehalt im Abfall 2 % beträgt (realistischste Annahme);

Tabelle 4 zeigt, dass die Menge der ordnungsgemäß entsorgten PCB-haltigen Bauabfälle (Spalte 5) deutlich niedriger ist, als zu erwarten wäre. Selbst unter der Annahme, dass in diesem Zeitraum ausschließlich Fugenmassen und Farbanstriche, die hoch belastet waren (PCB-Gehalt 10 %) das Abfallstadium erreicht hätten (Spalte 3), käme man zu dem Schluss, dass 1/3 davon auf nicht legale Weise entsorgt wurden. Bei einem durchschnittlichen PCB-Gehalt von 2 % (realistischste Annahme; Spalte 4) wäre von 2005 bis 2016 nur ein Achtel der anfallenden Abfallmenge ordnungsgemäß entsorgt worden.

Möglicherweise liegen jedoch die mittleren PCB-Gehalte in PCB-haltigen Abfällen aus dem Baugewerbe noch unter 2 %. Dann wäre die Diskrepanz zwischen den Zahlen, die rechnerisch ermittelt wurden und den Zahlen, die vom Statistischen Bundesamt veröffentlicht wurden, noch größer.

Der Unterschied zwischen den rechnerisch ermittelten und den erfassten Mengen an PCB-haltigen Bauabfällen kann die folgenden Gründe haben:

- ▶ Bei Bau- und Instandhaltungsarbeiten werden Bauabfälle oft nicht als PCB-haltig identifiziert und infolgedessen nicht vorschriftsmäßig entsorgt (Weber und Herold 2015)
- ▶ Es ist ein noch größerer Anteil der ursprünglich verbauten PCB-Menge in Gebäuden und Bauten vorhanden, als das Rechenmodell voraussagt. Dann müssten Annahmen des Rechenmodells (z. B. Lebensdauer) modifiziert werden.

Tabelle 4: Vergleich zwischen berechneter und tatsächlich entsorgter Menge an PCB-haltigen Bauabfällen (2005–2016) – Hochrechnung für West-Deutschland*

Jahr	PCB-Menge in Fugenmassen und Farbanstrichen [t/a]	Menge Fugenmassen und Farben mit 10% PCB (Minimal Abfallmenge) [t/a]	Menge Fugenmassen und Farben bei PCB-Gehalt im Abfall: 2 % (Realistische Abfallmenge) [t/a]	PCB-haltige Bau- und Abbruchabfälle [t/a] (Destatis 2018)
2005	406	4.060	20.300	2.100
2006	427	4.270	21.350	5.300
2007	447	4.470	22.350	1.600
2008	466	4.660	23.300	3.900
2009	484	4.840	24.200	1.500
2010	499	4.990	24.950	5.400
2011	513	5.130	25.650	2.700
2012	525	5.250	26.250	k.A.
2013	534	5.340	26.700	2.300
2014	541	5.410	27.050	3.200
2015	545	5.450	27.250	2.500
2016	545	5.450	27.250	4.000

* nach Glüge et al. (2017, S2), Annahme: Gleicher zeitlicher Trend des Imports/der Verwendung wie bei Breivik et al. (2002) für Westdeutschland und die Schweiz

1.5 Emissionen und Emissionsfaktoren

Rund ein Fünftel der weltweit verbrauchten PCB-Menge gelangte in offene Anwendungen (vgl. hierzu auch Abschnitt 1.3.1), jedoch verursachen sie laut UNEP Angaben mehr 50 % der PCB-Emissionen, denen die Menschen ausgesetzt sind (UNEP 2017). Die Europäische Kommission informiert, dass Baumaterialien, die seit den 1950er Jahren und bis in die 1970er Jahre verwendet wurden, zu erhöhten PCB-Konzentrationen in der Luft und zu einer erhöhten Belastung der Bewohner dieser Gebäude führen (Europäische Kommission 2016). Aus offenen PCB-Anwendungen wird kontinuierlich PCB freigesetzt. Von Städten geht eine PCB-Fahne aus, die viele Kilometer ins Umland reicht. Messungen in Zürich bestätigten die Annahme, dass die hohen PCB-Emissionen der Stadt aus vielen lokalen Punktquellen stammen (Diefenbacher et al. 2016). Mittels Außenluftmessungen und Modellrechnung wurde für einen Wohnblock die jährliche Emission für die Indikator-PCB zu 110–190 g bestimmt. Das entspricht einer Freisetzung von etwa 550–950 g PCB pro Jahr aus dem Gebäude.

Verschiedene Studien geben Emissionsfaktoren für PCB aus Gebäuden an (Volland et al. 2007; Wagner et al. 2014; Weber 2013; Weber und Herold 2015; Sundahl et al. 1999; Diefenbacher et al. 2015; Robson et al. 2010). Soweit dies ersichtlich ist, lassen sich jedoch alle Werte auf drei Untersuchungen zurückführen:

- ▶ Eine Untersuchung an der Universität Tübingen (PCB-Inventarisierung und Emissionsmessung eines Universitätsgebäudes mit mehr als 1 t PCB in Fugenmassen und Farbanstrichen, davon ca. 500 kg PCB im Farbanstrich von Deckenplatten, und jährlicher PCB-Freisetzung von 600 g über die Raumlüftung) ergab eine Emissionsrate von jährlich ca. 0,06 % (Weber 2013).
- ▶ Eine Untersuchung eines Gebäudes in Schweden hat ergeben, dass 0,07 % des in Dichtungsmasse enthaltenen PCB jährlich emittiert (60 g / Jahr bei Bestand 90 kg). Große Schwankungen können in Abhängigkeit von der spezifischen Anwendung, Temperatur und Lüftung auftreten (Sundahl et al. 1999).
- ▶ Eine Untersuchung in Toronto, Kanada (Messkampagne kombiniert mit GIS-gestützter Modellierung des Bestands) ergab eine Emissionsrate von 0,05-0,1 % jährlicher Emission (Robson et al. 2010).

Die verschiedenen Untersuchungen kommen also jeweils zu Emissionsfaktoren bezogen auf die PCB Menge im Bestand in der Spannweite von 0,05 % bis 0,1 % pro Jahr.

Thomas et al. (2012) ließen die Emissionen von Proben verschiedener Fugenmassen von Schulen in einer Prüfkammer messen (bei 23 °C). Daraus bestimmten sie die Emissionsrate der entsprechenden gesamten Fugenmasse:

- ▶ Fugenmasse im Außenbereich: Länge 6,4 m; 14,2% PCB; Emissionsrate: 320 µg PCB/h (2,8 g PCB/Jahr) (am Gebäude waren weitere gleichartige Fugen vorhanden)
- ▶ Fugenmassen außen, um die Fenster eines (!) Klassenzimmers: Länge 29,9 m; 12% PCB; Emissionsrate: 940 µg PCB/h (8,2 g PCB/Jahr)
- ▶ Fugenmassen innen, im Flur um die Türen: Länge 110 m; 24,3% PCB; Emissionsrate: 3100 µg PCB/h (27,2 g PCB/Jahr)
- ▶ Summe von 8 verschiedene Fugenmassen einer Schule (Gesamtlänge 208 m; Gesamt-Emissionsrate: 5133 µg PCB/h (45 g PCB/Jahr)

Kohler et al. (2005) berichten, dass aus einem Schulgebäude in der Schweiz mehr als 8000 m PCB-haltige Fugenmassen entfernt wurden (Konzentrationen zwischen 2,7% und 58,3% PCB). In einem Gebäude in Deutschland waren allein an den Balkonbrüstungen Fugenmassen in einer Länge von 2000 m verbaut, in einem anderen waren mehr als 3000 m Fugenmasse an der Fassade vorhanden (Weber und Herold 2015). Für diese Gebäude ist mit Emissionsraten von mehreren 100 g PCB/Jahr zu rechnen.

Die Emissionsraten aus anderen Materialien können sich stark von den Emissionsraten aus Fugenmassen unterscheiden. PCB-haltige Farben oder Lacke emittieren aufgrund ihrer größeren Oberfläche mehr PCB. Durch Überstreichung der Farben wird die Emission nicht zwangsläufig reduziert, da PCB neue Beschichtungen meist gut durchdringt. Lösungsmittelhaltige Neuanstriche können auch über einige Wochen zu stark erhöhten PCB-Emissionen führen. Durch Abblättern der Farbe oder bei Sandstrahlen des Farbanstrichs gelangen die PCB gänzlich oder zu einem großen Anteil in die Umwelt (Jartun et al. 2009; Schwarz et al. 2016).

Die PCB-Emissionen aus offenen Anwendungen variieren zudem stark mit der Temperatur. Raumluftmessungen von Volland und Neuwirth (2005) in PCB-belasteten Gebäuden zeigten, dass sich bei einer Temperaturerhöhung um 5°C die PCB-Konzentration verdoppelt und die TEQ-Konzentration der dioxinähnlichen PCB verdreifacht. Bei Messungen in einer Prüfkammer stieg die Emissionsrate von Fugenmassen bei einer Erhöhung um 10 °C um etwa das 6-Fache (Thomas et al. 2012). Thomas und Mitarbeiter betonen, dass Fugenmassen im Außenbereich meist wärmer sind als die Außenluft: im Sommer aufgrund der Aufheizung durch die Sonneneinstrahlung und im Winter durch die Wärme des Gebäudes. Außenluftmessungen in Zürich zeigten, dass die PCB-Emission der Stadt im Sommer neunmal höher ist als im Winter (Diefenbacher et al. 2015). In ländlichen Gebieten Bayerns wurden in den Sommermonaten 2-3mal höhere PCB-Konzentrationen in der Außenluft gemessen als in den Wintermonaten (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2006).

Neben Emissionsfaktoren, die die PCB-Emissionen anteilig bezogen auf die Menge im Bestand angeben, und Emissionsraten, die die PCB-Freisetzung pro Stunde oder Jahr angeben, finden sich in der Literatur verschiedene Pro-Kopf-Emissionen.

Bogdal et al. (2014) haben in einer Studie Luftkonzentrationen verschiedener POPs in Zürich gemessen und bezüglich ihrer Quellen analysiert. Hierbei wurden auch saisonale Unterschiede berücksichtigt. Auf dieser Basis werden pro-Kopf-Emissionsfaktoren abgeleitet:

- ▶ iPCBs (Indikator PCBs: PCB-28, 52, 101, 138, 153 und 180): 107 (61-193) µg/(Kopf * Tag)
- ▶ dlPCBs (coplanar dioxin-like PCBs/dioxinähnliche PCBs: PCB-77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 und 189): 18 (10-35) µg/(Kopf * Tag)
- ▶ Zum Vergleich: Für Deutschland wird auf Basis der Angaben von (Weber 2013) für iPCBs eine Pro-Kopf Emission von 50-82 µg/(Kopf * Tag) angegeben.

1.6 Sekundärquellen für PCB-Emissionen

Es hat sich vielfach gezeigt, dass in Gebäuden, aus denen die verbauten PCB-haltigen Materialien (Primärquellen) entfernt wurden, die Raumluftkonzentrationen nicht in dem eigentlich erwarteten Maße zurückgehen. Nach der Sanierung von 5 Schulen in den USA hatte sich die Raumluftkonzentration nur um im Mittel 74 % reduziert (Thomas et al. 2012). In dem oben erwähnten Universitätsgebäude, lag die mittlere Raumluftkonzentration im Jahr 2002 bei 2.500 ng/m³. Im Jahr 2016 – 10 Jahre nach der Sanierung – wurde noch eine mittlere Konzentration von 320 ng/m³ gemessen. Das entspricht einer Reduktion von 87 %. Im Rahmen einer Masterarbeit wurde die PCB-Freisetzung über die beiden Lüftungsanlagen gemessen und zu 50 g PCB/Jahr bestimmt (Wohlgemuth 2017). Die PCB-Freisetzung in die Umwelt über den natürlichen Luftwechsel aus Räumen ohne Lüftungsanlage, wurde zu 40 g PCB/Jahr berechnet (Wohlgemuth 2017). Im Vergleich zur PCB-Emission vor der Sanierung von 600 g/Jahr, entspricht die Emission von 90 g PCB/Jahr nach der Sanierung, einer Reduktion um 85 % und ist in gleicher Höhe wie die Reduktion der Raumluftkonzentration. Jedoch wurden an dem sanierten Gebäude die Außenfugen nicht entfernt. Zusätzlich zu der PCB-Freisetzung von 90 g/Jahr aus den Innenräumen in die Außenluft, wird noch aus den Außenfugen PCB emittiert. Die jährliche Gesamt-Emission liegt damit im Bereich von 100 g PCB/Jahr und die Emission wäre meldepflichtig (E-PRTR), wenn es sich bei dem Gebäude um eine Industrieanlage handeln würde. Auch nach der Sanierung ist das Gebäude Quelle umweltgefährdender PCB-Emissionen.

Bei einem Emissionsfaktor von 0,06 % pro Jahr wurden in den 5 Jahrzehnten, die seit dem Einbau der PCB-haltigen Materialien vergangen sind, etwa 3 % der im Raum vorhandenen PCB-Menge in die Innenraumluft emittiert. Gebäudeteile, Einrichtungs- und Gebrauchsgegenstände werden über die Luft mit PCB kontaminiert. Diese Sekundärkontamination steigt von Jahr zu Jahr an. Dies zeigten auch Weis et al. (2010) am Buchbestand einer Bibliothek, in der die älteren Bücher höhere PCB-Konzentrationen hatten als die neueren (bei ähnlicher Materialbeschaffenheit). Sekundär kontaminierte Gegenstände wiederum emittieren selbst PCB, jedoch überwiegt ihre Absorption die Emission, solange die Primärquellen vorhanden sind. Einrichtungsgegenstände, Bodenbeläge und Wandfarben haben oft PCB-Konzentrationen im Bereich von 100 mg PCB/kg Material (Thomas et al. 2012). Materialien mit Konzentrationen von mehr als 50 mg PCB/kg müssen, wenn sie entfernt/ausgebaut werden, nach PCB-Abfallverordnung als gefährlicher Abfall entsorgt werden. Hölzer mit PCB-Konzentrationen über 5 mg/kg dürfen nach Altholzverordnung nicht recycelt werden; für mineralische Abfälle liegt der Recycling-Grenzwert für PCB in ähnlicher Höhe wie für Altholz.

Köppl und Buchholz (2003) berechneten für einen Raum von 250–300 m³ die PCB-Menge, die in Wänden, Boden und Decke als Sekundärkontamination vorhanden ist – es waren 70 g PCB. Zöltzer (2002) zeigte in einem Raum eines Universitätsgebäudes mittels Passivsammlern, dass nach Beendigung der Emission der Primärquelle, die Re-Emission aus sekundärbelasteten Wänden, Boden und Schränken eine PCB-Raumluftkonzentration verursachte, die noch etwa 30 % der Ausgangskonzentration betrug. Konzentrationen von mehreren 100 mg PCB/kg konnte Zöltzer in sekundär belasteten Bauteilen einer Schule messen, in der hohe Konzentrationen einer niederchlorierter PCB-Mischung in Fugenmassen und Raumluft vorhanden waren (Zöltzer 1999). Mittels einer Prüfkammer bestimmte er die Emissionsrate von kontaminierten Einrichtungsgegenständen: ein Computer mit Bildschirm emittierte 130 µg PCB/h und ebenso hoch war die Emissionsrate von 1 m² Schulbücher, die ein Jahr in der Schule gelagert waren. Zwei Schulstühle aus Kunststoff/Stahlrohr jedoch emittierten 1180 µg PCB/h. Denn Kunststoffe reichern PCB besonders stark an. Weis et al. (2010) fanden in den Kunststoff- und Folien-einbänden von Büchern 44 bzw. 120 mg PCB/kg, während ein Papierumschlag 7,5 mg PCB/kg und ein kartoniertes Buch 0,5 mg PCB/kg im Deckblatt enthielt.

Sekundär belastete Gegenstände weisen zwar eine geringere Konzentration auf als die PCB-Primärquellen, jedoch ist die Fläche der sekundär belasteten Gegenstände um ein Vielfaches größer. Das erklärt, warum sich die Raumluftkonzentration nach dem Entfernen der Primärquellen nicht entsprechend der entfernten PCB-Menge verringert. Um die Raumluftkonzentration und die PCB-Freisetzung in die Umwelt ausreichend zu reduzieren, müssen auch die Sekundärquellen entfernt werden. Aufgrund der großen Oberflächen der Sekundärquellen besteht auch die Gefahr der PCB-Aufnahme durch Hautkontakt (Guo et al. 2012). Verbliebene Sekundärquellen kontaminieren zudem neu eingebrachte Materialien und vergrößern die Menge der später zu entsorgenden, problematischen Abfälle um ein Vielfaches.

1.7 Zusammenführung der Erkenntnisse: AR, EF und Zeitreihe der Emissionen

Wie Eingangs beschrieben, stellt die PCB-Menge im Gebäudebestand die relevante Aktivitätsrate für die Emissionsberechnung dar. Der Emissionsfaktor muss entsprechend die Berechnung der jährlichen Emissionen auf Basis des PCB-Bestandes in Gebäuden ermöglichen. Der grundsätzliche methodische Ansatz zur Berechnung der PCB-Emissionen aus dem Gebäudebestand ist in Abbildung 2 skizziert.

Abbildung 2: Systematik der Berechnung der PCB-Emissionen



Bezüglich der Aktivitätsrate (PCB-Menge im Bestand) wurde in den Abschnitten 1.2, 1.3 und 1.4 eine detaillierte Betrachtung der verfügbaren Daten und veröffentlichter Studien vorgenommen. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die im relevanten Zeitraum 1953-1972 eingesetzte PCB-Menge von 24.000 t als valide angenommen werden kann.

Für die Ableitung von Zeitreihen der im Bestand befindlichen Menge wurden in den genannten Abschnitten ergänzende Betrachtungen vorgenommen. Als zielführender Ansatz hat sich hierbei die Modellierung anhand angenommener Lebensdauerverteilungen erwiesen, wobei mit diesem Vorgehen Unsicherheiten bezüglich der mittleren Lebensdauer verbunden sind, die eine zentrale Berechnungsgröße darstellt. Auf Basis einer solchen Modellierung können Zeitreihen der PCB-Menge im Bestand sowie der jährlichen Abfallmenge abgebildet werden. Diese Modellierung wurde für die eine angenommene durchschnittliche Lebensdauer von 50 Jahren und 60 Jahren vorgenommen.

Die entsprechenden Zeitreihen der PCB-Menge im Bestand finden sich in Tabelle 5. Ergänzend sind die Daten der Berechnung basierend auf den Annahmen von Glüge et al. (2017) für die Jahre 2005 bis 2017 aufgeführt, wie sie in Abschnitt 1.4.3 vorgenommen wurden.

Tabelle 5: Zeitreihen: PCB-Menge im Bestand und Abfall

Jahr	PCB-Menge im Bestand bei 50 Jahren durchschnittlicher Lebensdauer [t]	Menge PCB im Abfall bei 50 Jahren durchschnittlicher Lebensdauer [t/a]	PCB-Menge im Bestand bei 60 Jahren durchschnittlicher Lebensdauer [t]	Menge PCB im Abfall bei 60 Jahren durchschnittlicher Lebensdauer [t/a]	Zum Vergleich (ab 2005): Berechnungen basierend auf den Annahmen von Glüge et al. (2017)
1953	250	0	250	0	
1954	650	0	650	0	
1955	1.150	0	1.150	0	
1956	1.750	0	1.750	0	

Jahr	PCB-Menge im Bestand bei 50 Jahren durch- schnittlicher Le- bensdauer [t]	Menge PCB im Abfall bei 50 Jahren durch- schnittlicher Le- bensdauer [t/a]	PCB-Menge im Bestand bei 60 Jahren durch- schnittlicher Le- bensdauer [t]	Menge PCB im Abfall bei 60 Jahren durch- schnittlicher Le- bensdauer [t/a]	Zum Vergleich (ab 2005): Berechnungen basierend auf den Annahmen von Glüge et al. (2017)
1957	2.450	0	2.450	0	
1958	3.250	0	3.250	0	
1959	4.150	0	4.150	0	
1960	5.150	0	5.150	0	
1961	6.249	0	6.250	0	
1962	7.449	1	7.449	0	
1963	8.748	1	8.749	0	
1964	10.246	1	10.248	1	
1965	11.894	2	11.897	1	
1966	13.641	3	13.646	1	
1967	15.438	4	15.444	2	
1968	17.263	5	17.271	3	
1969	19.109	7	19.120	3	
1970	21.004	9	21.020	4	
1971	22.737	11	22.758	6	
1972	23.942	14	23.970	7	
1973	23.925	17	23.961	9	
1974	23.904	21	23.950	11	
1975	23.878	26	23.937	13	
1976	23.848	31	23.921	16	
1977	23.811	37	23.901	19	
1978	23.767	44	23.878	23	
1979	23.716	51	23.852	27	
1980	23.656	59	23.820	31	
1981	23.588	69	23.784	36	
1982	23.509	79	23.743	41	
1983	23.420	89	23.696	47	
1984	23.319	101	23.642	54	
1985	23.205	114	23.582	60	
1986	23.078	127	23.514	68	
1987	22.937	141	23.439	75	
1988	22.781	156	23.355	84	
1989	22.609	172	23.263	93	
1990	22.421	188	23.161	102	
1991	22.216	205	23.049	112	
1992	21.993	223	22.927	122	
1993	21.751	241	22.795	133	
1994	21.491	260	22.651	144	
1995	21.211	279	22.495	156	

Jahr	PCB-Menge im Bestand bei 50 Jahren durchschnittlicher Lebensdauer [t]	Menge PCB im Abfall bei 50 Jahren durchschnittlicher Lebensdauer [t/a]	PCB-Menge im Bestand bei 60 Jahren durchschnittlicher Lebensdauer [t]	Menge PCB im Abfall bei 60 Jahren durchschnittlicher Lebensdauer [t/a]	Zum Vergleich (ab 2005): Berechnungen basierend auf den Annahmen von Glüge et al. (2017)
1996	20.913	299	22.328	168	
1997	20.594	319	22.148	180	
1998	20.255	339	21.955	193	
1999	19.897	358	21.749	206	
2000	19.519	378	21.530	219	
2001	19.121	398	21.297	233	
2002	18.705	417	21.050	247	
2003	18.270	435	20.789	261	
2004	17.816	453	20.514	275	
2005	17.346	470	20.225	289	406
2006	16.860	487	19.922	303	427
2007	16.358	502	19.605	317	447
2008	15.842	516	19.274	331	466
2009	15.313	529	18.930	345	484
2010	14.773	540	18.572	358	499
2011	14.224	550	18.200	371	513
2012	13.666	558	17.817	384	525
2013	13.102	564	17.420	396	534
2014	12.533	569	17.013	408	541
2015	11.961	572	16.594	419	545
2016	11.388	573	16.165	429	545
2017	10.817	572	15.726	439	543

Bezüglich der PCB-Menge im Bestand ergibt sich mit fortlaufender Zeit eine zunehmende Differenz. Im Jahr 2017 beträgt diese rund 5.000 t. In Bezug auf die Abfallmenge zeigt sich, dass die Berechnungen auf Basis der Annahmen von Glüge et al. (2017) zwischen den beiden Modellierungsansätzen liegen.

Die Auswertung verfügbarer Informationen zum Emissionsfaktor (Abschnitt 1.5) hat eine Spannweite von 0,05% bis 0,1% bezogen auf die PCB-Menge im Bestand ergeben. Hierbei ist jedoch zu erwähnen, dass von den drei hier relevanten Studien, die Untersuchung der Universität Tübingen mit 0,06 % (Weber 2013) und die Untersuchungen aus Schweden mit 0,07 % (Sundahl et al. 1999) eher Werte im unteren Bereich dieser Spanne angeben. Auf dieser Basis wird für die Emissionsberechnung vorgeschlagen, mit einem Basiswert von 0,07 % zu rechnen und zusätzlich die Spanne von 0,05 % bis 0,1 % zu untersuchen.

Grundsätzlich könnte ein weiterer Schritt darin bestehen, die dargestellte Zeitreihe der PCB-Menge im Bestand um die in den Vorjahren bereits emittierte PCB-Menge zu korrigieren. Hiervon wird jedoch aus folgenden Gründen Abstand genommen. Zum einen kommt es in Folge der PCB-Emissionen zu Emissionen aus Sekundärquellen (vgl. Abschnitt 1.6), zum anderen würden sich auch bei einem vollen Abzug der emittierten PCB-Menge nur marginale Unterschiede ergeben, welche diesen zusätzlichen methodischen Schritt nicht rechtfertigen.

Für die Emissionsberechnung ergeben sich entsprechend die folgenden Fälle:

- ▶ Aktivitätsrate auf Basis einer angenommenen durchschnittlichen Lebensdauer von 50 und 60 Jahren
- ▶ Emissionsfaktor von 0,05%, 0,07 % und 0,1 %.

Die folgende Tabelle zeigt eine Übersicht dieser Fälle.

Tabelle 6: Übersicht berechneter Fälle mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren und Lebensdauern

Durchschnittliche Lebensdauer	EF= 0,05 %	EF= 0,07 %	EF= 0,1 %
50 Jahre	Fall 1	Fall 2	Fall 3
60 Jahre	Fall 4	Fall 5	Fall 6

Die hieraus resultierenden Zeitreihen der Emissionen sind in folgender Tabelle dargestellt. Je nach zu Grunde gelegten Annahmen ergeben sich für das Jahr 2017 Emissionen zwischen 5,4 und 15,7 t.

Tabelle 7: Zeitreihen der Emissionen von PCB aus Gebäuden in Tonnen pro Jahr

Jahr	Fall 1 [t/a]	Fall 2 [t/a]	Fall 3 [t/a]	Fall 4 [t/a]	Fall 5 [t/a]	Fall 6 [t/a]
1953	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3
1954	0,3	0,5	0,6	0,3	0,5	0,6
1955	0,6	0,8	1,1	0,6	0,8	1,1
1956	0,9	1,2	1,7	0,9	1,2	1,7
1957	1,2	1,7	2,4	1,2	1,7	2,4
1958	1,6	2,3	3,2	1,6	2,3	3,2
1959	2,1	2,9	4,1	2,1	2,9	4,1
1960	2,6	3,6	5,1	2,6	3,6	5,1
1961	3,1	4,4	6,2	3,1	4,4	6,2
1962	3,7	5,2	7,4	3,7	5,2	7,4
1963	4,4	6,1	8,7	4,4	6,1	8,7
1964	5,1	7,2	10,2	5,1	7,2	10,2
1965	5,9	8,3	11,9	5,9	8,3	11,9
1966	6,8	9,5	13,6	6,8	9,6	13,6
1967	7,7	10,8	15,4	7,7	10,8	15,4
1968	8,6	12,1	17,3	8,6	12,1	17,3
1969	9,6	13,4	19,1	9,6	13,4	19,1
1970	10,5	14,7	21,0	10,5	14,7	21,0
1971	11,4	15,9	22,7	11,4	15,9	22,8
1972	12,0	16,8	23,9	12,0	16,8	24,0
1973	12,0	16,7	23,9	12,0	16,8	24,0
1974	12,0	16,7	23,9	12,0	16,8	24,0
1975	11,9	16,7	23,9	12,0	16,8	23,9
1976	11,9	16,7	23,8	12,0	16,7	23,9
1977	11,9	16,7	23,8	12,0	16,7	23,9

Jahr	Fall 1 [t/a]	Fall 2 [t/a]	Fall 3 [t/a]	Fall 4 [t/a]	Fall 5 [t/a]	Fall 6 [t/a]
1978	11,9	16,6	23,8	11,9	16,7	23,9
1979	11,9	16,6	23,7	11,9	16,7	23,9
1980	11,8	16,6	23,7	11,9	16,7	23,8
1981	11,8	16,5	23,6	11,9	16,6	23,8
1982	11,8	16,5	23,5	11,9	16,6	23,7
1983	11,7	16,4	23,4	11,8	16,6	23,7
1984	11,7	16,3	23,3	11,8	16,5	23,6
1985	11,6	16,2	23,2	11,8	16,5	23,6
1986	11,5	16,2	23,1	11,8	16,5	23,5
1987	11,5	16,1	22,9	11,7	16,4	23,4
1988	11,4	15,9	22,8	11,7	16,3	23,4
1989	11,3	15,8	22,6	11,6	16,3	23,3
1990	11,2	15,7	22,4	11,6	16,2	23,2
1991	11,1	15,6	22,2	11,5	16,1	23,0
1992	11,0	15,4	22,0	11,5	16,0	22,9
1993	10,9	15,2	21,8	11,4	16,0	22,8
1994	10,7	15,0	21,5	11,3	15,9	22,7
1995	10,6	14,8	21,2	11,2	15,7	22,5
1996	10,5	14,6	20,9	11,2	15,6	22,3
1997	10,3	14,4	20,6	11,1	15,5	22,1
1998	10,1	14,2	20,3	11,0	15,4	22,0
1999	9,9	13,9	19,9	10,9	15,2	21,7
2000	9,8	13,7	19,5	10,8	15,1	21,5
2001	9,6	13,4	19,1	10,6	14,9	21,3
2002	9,4	13,1	18,7	10,5	14,7	21,0
2003	9,1	12,8	18,3	10,4	14,6	20,8
2004	8,9	12,5	17,8	10,3	14,4	20,5
2005	8,7	12,1	17,3	10,1	14,2	20,2
2006	8,4	11,8	16,9	10,0	13,9	19,9
2007	8,2	11,5	16,4	9,8	13,7	19,6
2008	7,9	11,1	15,8	9,6	13,5	19,3
2009	7,7	10,7	15,3	9,5	13,3	18,9
2010	7,4	10,3	14,8	9,3	13,0	18,6
2011	7,1	10,0	14,2	9,1	12,7	18,2
2012	6,8	9,6	13,7	8,9	12,5	17,8
2013	6,6	9,2	13,1	8,7	12,2	17,4
2014	6,3	8,8	12,5	8,5	11,9	17,0
2015	6,0	8,4	12,0	8,3	11,6	16,6
2016	5,7	8,0	11,4	8,1	11,3	16,2
2017	5,4	7,6	10,8	7,9	11,0	15,7

2 Quellenverzeichnis

- Bayer. LfU (2004): Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, Bauplatten, https://www.lfu.bayern.de/abfall/schadstoffratgeber_gebaeuderueckbau/suchregister/doc/402.pdf
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Ermittlung der Immissionsbelastung durch polychlorierte Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF) sowie dioxinähnliche PCB in Bayern
- Bayer. Staatsministerium (2002): Erhebung möglicher PCB-Belastungen bei Schulen, Kinderkrippen, Kindergärten und Kinderhorten, Anhang zur Antwort auf die schriftliche Anfrage der Abgeordneten Rosi Steinberger BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN vom 09.08.2016, Bayerischer Landtag, Drucksache 17/12966, 18.11.2016
- Bogdal, Christian; Müller, Claudia E.; Buser, Andreas M.; Wang, Zhanyun; Scheringer, Martin; Gerecke, Andreas C. et al. (2014): Emissions of polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, and polychlorinated dibenzofurans during 2010 and 2011 in Zurich, Switzerland. In: *Environmental science & technology* 48 (1), S. 482–490. DOI: 10.1021/es4044352.
- Breivik, Knut; Sweetman, Andy; Pacyna, Jozef M. (2002): Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach. In: *The Science of the total environment* 290 (1-3), S. 181–198. DOI: 10.1016/S0048-9697(01)01075-0.
- Bundesregierung (2014): Antwort der Bundesregierung auf die kleine Anfrage der Abgeordneten Eva Bulling-Schröter, Caren Lay, Dr. Dietmar Bartsch, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. Sanierung PCB-belasteter Gebäude. Drucksache 18/293.
- Bundesregierung (2018): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Ralph Lenkert, Dr. Gesine Lötzsch, Lorenz Gösta Beutin, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. Drucksache 19/502.
- Destatis (2018): Erhebung über die Abfallerzeugung. Statistisches Bundesamt, 2018.
- Detzel, Andreas; Patyk, Andreas; Fehrenbach, Horst; Franke, Bernd; Giegrich, Jürgen; Lell, Martin; Vogt, Regine (1998): Ermittlung von Emissionen und Minderungsmaßnahmen für persistente organische Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland. Endbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 104 02 365. Hg. v. Umweltbundesamt. Heidelberg.
- Diefenbacher, Pascal S.; Bogdal, Christian; Gerecke, Andreas C.; Glüge, Juliane; Schmid, Peter; Scheringer, Martin; Hungerbühler, Konrad (2015): Emissions of polychlorinated biphenyls in Switzerland: a combination of long-term measurements and modeling. In: *Environmental science & technology* 49 (4), S. 2199–2206. DOI: 10.1021/es505242d.
- Egsmose, E. L., Bräuner, E. V., Frederiksen, M., Mørck, T. A., Siersma, V. D., Hansen, P. W., ... & Knudsen, L. E. (2016): Associations between plasma concentrations of PCB 28 and possible indoor exposure sources in Danish school children and mothers. *Environment International*, 87, 13-19.
- Europäische Kommission (2016) European Commission, Science for Environment Policy, Building materials used between 1950 and 1980 in Europe may contribute to PCB air pollution, Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/building_materials_used_1950_1980_in_europe_may_contribute_to_pcb_air_pollution_453na2_en.pdf
- Fiedler, Heidelore (2001): Global and Local Disposition of PCBs. In: Larry W. Robertson und L. G. Hansen (Hg.): PCBs. Recent advances in environmental toxicology and health effects. Lexington: The University Press of Kentucky. Online verfügbar unter https://books.google.de/books?id=g9i7AiYR8GsC&pg=PA11&lpg=PA11&dq=bayer+pcb+produktion&source=bl&ots=nKJLsx2BA&sig=ueCtKJ6JaLhXH9_xUUd1bSNTg7c&hl=de&sa=X&ved=0ahUKewiPsq2I1p3aAh-WGwYwKHcy6DcoQ6AEIcAl#v=onepage&q=bayer%20pcb%20produktion&f=false.
- Finanzministerium NRW (2013) PCB-Belastung in öffentlichen Gebäuden, Vorlage an den Ausschuss für Klimaschutz, Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landtags Nordrhein-Westfalen, 8. März 2013
- Fromme H, Baldauf AM, Klautke O, Piloty M, Bohrer L (1996): Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Fugendichtungsmassen von Gebäuden – Bestandsaufnahme für Berlin und neue Innenraumquellen. *Gesundheitswesen* 1996; 58: 666-672.
- Goßler, Klaus; Höhle, Thomas (1991): Recherche über das Vorkommen von polychlorierten Biphenylen in Baumaterialien. Schlußbericht zum Forschungsvorhaben für das Deutsche Institut für Bautechnik. Hg. v. Landesgewerbeanstalt Bayern (LGA). Nürnberg.
- Glüge, Juliane; Steinlin, Christine; Schalles, Simone; Wegmann, Lukas; Tremp, Josef; Breivik, Knut et al. (2017): Import, use, and emissions of PCBs in Switzerland from 1930 to 2100. In: *PloS one* 12 (10), e0183768. DOI: 10.1371/journal.pone.0183768.

- Guo, Z., Liu, X., Krebs, K. A., Greenwell, D. J., Roache, N. F., Stinson, R. A., ... & Pope, R. H. (2012). Laboratory study of polychlorinated biphenyl (PCB) contamination and mitigation in buildings. Part 2. Transport from primary sources to building materials and settled dust (Vol. 156). EPA/600/R-11.
- Haase, Hajo; Fahlenkamp, Astrid; Schettgen, Thomas; Esser, Andre; Gube, Monika; Ziegler, Patrick et al. (2016): Immunotoxicity Monitoring in a Population Exposed to Polychlorinated Biphenyls. In: International journal of environmental research and public health 13 (3). DOI: 10.3390/ijerph13030295.
- Herrick, Robert F. (2010): PCBs in school-persistent chemicals, persistent problems. In: New solutions : a journal of environmental and occupational health policy : NS 20 (1), S. 115–126. DOI: 10.2190/NS.20.1.h.
- Herrick, Robert F.; Stewart, James H.; Allen, Joseph G. (2016): Review of PCBs in US schools: a brief history, an estimate of the number of impacted schools, and an approach for evaluating indoor air samples. In: Environmental science and pollution research international 23 (3), S. 1975–1985. DOI: 10.1007/s11356-015-4574-8.
- Jartun M, Ottesen RT, Steinnes E, Volden T (2009) Painted surfaces – Important sources of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination to the urban and marine environment. Environmental Pollution 157, 295–302.
- Johansson Niklas (2010) New ordinance on PCB in sweden and follow-up of the identification and decontamination of PCB-containing buildings. Organohalogen Compounds, Vol. 72, 586-587
- Johansson N (2012) Current inventory and clean-up of PCBs in Sweden. Presentation at UNEP PCB Elimination Network (PEN) Meeting.
- Kalusche, Wolfdietrich (2004): Technische Lebensdauer von Bauteilen und wirtschaftliche Nutzungsdauer eines Gebäudes. Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Zürich, zuletzt geprüft am 03.05.2018.
- Kerscher, Günther; Roscher, Eike (2001): Polychlorierte Biphenyle (PCB). Hg. v. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. Online verfügbar unter https://www.vis.bayern.de/produktsicherheit/technik_chemie_basis/gefahrstoffe/pcb.htm, zuletzt aktualisiert am 13.09.2001, zuletzt geprüft am 03.04.2018.
- Kimbrough, Renate D.; Jensen, Allan A. (1989): Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins, and related products. 2nd fully rev. ed. Amsterdam, New York, New York, NY, USA: Elsevier; Sole distributors for the USA and Canada, Elsevier Science Pub. Co. (Topics in environmental health, v. 4). Online verfügbar unter https://books.google.de/books?id=mOvJCEEzIAGC&pg=PA227&lpg=PA227&dq=Halogenated+biphenyls,+terphenyls,+naphthalenes,+dibenzodioxins,+and+related+products&source=bl&ots=xEieMG4sVX&sig=2asQAK-kiVtEaiSh_3ANZdjb_nD0&hl=de&sa=X&ved=0ahUKEwih-rui6sXZAhUKbxQKHwURCl4Q6AEIPDAE#v=onepage&q=Halogenated%20biphenyls%2C%20terphenyls%2C%20naphthalenes%2C%20dibenzodioxins%2C%20and%20related%20products&f=false.
- Knetsch, Gerlinde (2016): Modelling approach for a PCB inventory in our environment. In: S. Sauvage, J. M. Sánchez-Pérez und A. E. Rizzoli (Hg.): Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Modelling and Software. Toulouse, 10-14.07.2016, S. 690–695.
- Kohler, Martin; Tremp, Josef; Zennegg, Markus; Seiler, Cornelia; Minder-Kohler, Salome; Beck, Marcel ... & Schmid, Peter (2005): Joint sealants: an overlooked diffuse source of polychlorinated biphenyls in buildings. Environmental Science & Technology, 39(7), 1967-1973.
- Köppel, Bernd; Buchholz, Katrin (2003) PCB in Schulen – Gesundheitsgefährdung, Modellsanierung, Interessenkonflikte; Erfahrungen aus Berlin- Steglitz, Broschüre des Bezirksamtes Steglitz- Zehlendorf in Kooperation mit der Technischen Universität Berlin/KUBUS
- Kraus, Thomas; Gube, Monika; Lang, Jessica; Esser, Andre; Sturm, Walter; Fimm, Bruno et al. (2012): Surveillance program for former PCB-exposed workers of a transformer and capacitor recycling company, family members, employees of surrounding companies, and area residents—executive summary. In: Journal of toxicology and environmental health. Part A 75 (19-20), S. 1241–1247. DOI: 10.1080/15287394.2012.709377.
- Langeland Majbrith (2018) Big data: National investigation of PCBs in indoor air in homes, offices, institutions, universities, laboratories, storage spaces and workshops, in Dioxin 2018 Kraków Abstracts Book: 38th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants & 10th International PCB Work-shop, 26-31 August 2018, Kraków, Poland. Gdańsk University Press, Gdańsk, 2018.

- Langeland, Majbrith; Jensen, Marie Kloppenborg (2013): Kortlægning af pcb i materialer og indeluft (auf Dänisch). Samlet rapport. Grontmij/COWI.
- Robson, Matthew; Melymuk, Lisa; Csiszar, Susan A.; Giang, Amanda; Diamond, Miriam L.; Helm, Paul A. (2010): Continuing sources of PCBs: the significance of building sealants. In: *Environment international* 36 (6), S. 506–513. DOI: 10.1016/j.envint.2010.03.009.
- Schwartz et al. (2016) PCB in der Elbe, Eigenschaften, Vorkommen und Trends sowie Ursachen und Folgen der erhöhten Freisetzung im Jahr 2015, Projekt Schadstoffsanierung Elbsedimente – ELSA, <http://elsa-elbe.de/massnahmen/fachstudien-neu/bericht-pcb-in-derelbe.html>
- Sundahl, Mikael; Sikander, E.; Ek-Olausson, B.; Hjorthage, A.; Rosell, L.; Tornevall, M. (1999): Determinations of PCB within a project to develop cleanup methods for PCB-containing elastic sealant used in outdoor joints between concrete blocks in buildings. In: *Journal of Environmental Monitoring* 1 (4), S. 383–387.
- Thomas, Kent; Xue, Jianping; Williams, Ronald; Jones, Paul; Whitaker, Donald (2012). Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in School Buildings: Sources, Environmental Levels, and Exposures, US EPA. EPA/600/R-12/051 Online verfügbar unter: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/pcb_epa600r12051_final.pdf
- UNEP (2017): PCB: A Forgotten Legacy? PCB-Brochure [https://we-docs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/20786/PCB%20Brochure%20\(2017\).pdf](https://we-docs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/20786/PCB%20Brochure%20(2017).pdf)
- US EPA (2018): Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Building Materials | US EPA. Online verfügbar unter <https://www.epa.gov/pcbs/polychlorinated-biphenyls-pcbs-building-materials>, zuletzt geprüft am 24.09.2018.
- Volland, Gerhard; Hansen, Dagmar; Zöltzer, Dieter (2007): Dangerous Substances in Building Materials — Emissions from PCB Coated Ceiling Panels — Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Indoor Air. In: Christian U. Grosse (Hg.): *Advances in Construction Materials 2007*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 691–696.
- Volland G. und Neuwirth A. 2005, Dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCB) und polychlorierte Dioxine/Furane (PCDD/F) im Innenraum. Online verfügbar unter: <http://www.fachdokumente.lubw.badenwuerttemberg.de/servlet/is/40225/?COMMAND=DisplayBericht&FIS=203&OBJECT=40225&MODE=METADATA>
- Wagner, Urs; Schneider, Evelyn; Watson, Alan; Weber, Roland (2014): Management of PCBs from Open and Closed Applications – Case Study Switzerland. Factsheet (7).
- Weber, Roland (2013): Dioxin und PCB: Stand des Wissens zu Eintragspfaden und Belastungssituation. Vermeidung von PCB- und Dioxin-Einträgen in tierischen Lebensmitteln. Kassel, 2013.
- Weber, Roland; Herold, Christine (2015): Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung. Anhang 1: PCB im Bausektor und daraus freigesetzte Emissionen - eine Bestandsaufnahme und Neubewertung. UFOPLAN FKZ 3712 65 407 1. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau.
- Weis N, Kohler M, Mertens J (2010) Sekundärkontaminationen mit SVOC (PAK, PCN, PCB) in Büchern belasteter Bibliotheken, Bremer Umweltinstitut, Online verfügbar: http://www.brumi.de/Literatur/194_SVOC_in_Bibliotheken_2010.pdf
- Wilhelm, Michael; Ewers, Ulrich; Wittsiepe, Jürgen; Fürst, Peter; Hölzer, Jürgen; Eberwein, Georg et al. (2007): Human biomonitoring studies in North Rhine-Westphalia, Germany. In: *International journal of hygiene and environmental health* 210 (3-4), S. 307–318. DOI: 10.1016/j.ijheh.2007.01.039.
- Wohlgemuth Lena (2017): Characterization of PCB concentrations in air and soil in the vicinity of a point source, Master Thesis, Universität Tübingen
- Zöltzer Dieter (1999) Sanierung einer PCB-belasteten Schule, Forschungs- und Materialprüfungsanstalt Baden-Württemberg, Stuttgart. Online verfügbar unter: <http://129.69.59.201/bibliothek/festschr/zoeltzer.pdf>
- Zöltzer, Dieter (2002) Untersuchungen zu einem neuen Sanierungsverfahren für PCB-belastete Deckenplatten, Untersuchungsbericht, 01.07.2002, Otto-Graf-Institut, Universität Stuttgart. Online verfügbar unter: <http://www.uhst.de/pdf/untersuchungsbericht.pdf>