

**Bromierte Flammschutzmittel  
in der Umwelt**





# **BROMIERTE FLAMMSCHUTZMITTEL IN DER UMWELT**

Christina Hartmann

REPORT  
REP-0577

Wien 2016

**Projektleitung**

Sigrid Scharf

**AutorInnen**

Christina Hartmann

Sigrid Scharf

Maria Uhl

Wolfgang Moche

Stefan Weiß

**Übersetzung**

Brigitte Read

**Lektorat**

Maria Deweis

**Satz/Layout**

Elisabeth Riss

**Umschlagphoto**

© M. Kaitna (nach grafoto1+bea – Fotolia.com)

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Chemiepolitik und Biozide erstellt.

Sämtliche Analysen wurden in der akkreditierten Prüfstelle der Umweltbundesamt GmbH durchgeführt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

**Impressum**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

*Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2016

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-390-5

## VORWORT

*„Wohltätig ist des Feuers Macht,  
Wenn sie der Mensch bezähmt, bewacht,  
Und was er bildet, was er schafft,  
Das dankt er dieser Himmelskraft,  
Doch furchtbar wird die Himmelskraft,  
Wenn sie der Fessel sich entrafft,  
Einhertritt auf der eignen Spur  
Die freie Tochter der Natur.  
Wehe, wenn sie losgelassen  
Wachsend ohne Widerstand  
Durch die volkbelebten Gassen  
Wälzt den ungeheuren Brand!“*

(Auszug aus F. Schiller: Die Glocke)

Chemische Stoffe spielen in unserer heutigen Welt eine zwiespältige Rolle – während sie einerseits in vielen Bereichen das Leben erleichtern oder sogar ermöglichen (ja, auch Medikamente sind Chemikalien!), können sie andererseits auch Schaden anrichten, oftmals schleichend und für viele Jahre unemerkt. Diese janusköpfigen Eigenschaften von Chemikalien werden besonders von Flammschutzmitteln verkörpert. Brandhemmende Stoffe tragen dazu bei, dass Schäden verhindert und Menschenleben gerettet werden können. So wurden etwa polychlorierte Biphenyle (PCBs) gerade wegen ihrer Thermostabilität und flammhemmenden Eigenschaften geschätzt, bis nach Jahrzehnten des Einsatzes ihre Kehrseite deutlich wurde: PCBs sind extrem schlecht abbaubar, reichern sich in Lebewesen um ein Vielfaches an und schädigen Mensch und Umwelt. Nicht ohne Grund zählten PCBs daher zum sogenannten „Dreckigen Dutzend“, also zu den ersten Umweltschadstoffen, die durch das weltweite „Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe (POPs-Persistent Organic Pollutants)“ beschränkt und verboten wurden.

Mittlerweile werden Flammschutzmittel in sehr vielen Bereichen eingesetzt: in elektrischen und elektronischen Geräten, Bauprodukten, Textilien, Möbeln und Fahrzeugen, kurz gesagt in vielen Erzeugnissen, mit denen Konsumentinnen und Konsumenten tagtäglich in Berührung kommen. Vor allem bromierte Flammschutzmittel finden eine sehr weite Verbreitung, etliche dieser Verbindungen zählen jedoch aufgrund ihrer Eigenschaften zu den „besonders Besorgnis erregenden Stoffen“ gemäß der EU-REACH-Verordnung. Doch Flammschutzmittel sind nicht nur ein Thema in der EU: die Verwendung von polybromierten Biphenylethern (PBDEs), die vor allem in Kunststoffen für die Unterhaltungselektronik eingesetzt wurden, und des in Dämmstoffen verwendeten Stoffes Hexabromocyclododecan (HBCDD) wurde durch das internationale „Stockholmer Übereinkommen“ verboten bzw. streng beschränkt, da diese Chemikalien weltweit die Umwelt kontaminieren können. Im Sinne einer dem Vorsorgeprinzip folgenden Umweltpolitik sind daher Stoffe mit ähnlichen Eigenschaften mit spezieller Aufmerksamkeit zu beobachten und zu regulieren. Die vorliegende Studie unternimmt daher einen ersten Überblick über die mögliche Belastung von Umweltkompartimenten mit bromierten Flammschutzmitteln in Österreich und

bringt die Messwerte in Relation zu internationalen Studien. Die Ergebnisse zeigen erfreulicherweise im Allgemeinen nur geringe Belastungen auf, weisen aber auch auf jene Stoffe und Umweltkompartimente hin, auf die ein vermehrtes Augenmerk zu lenken sein wird. Es ist daher zu hoffen, dass die Instrumente und Maßnahmen moderner Umweltpolitik dazu beitragen, dass „Frühwarnsystemen“ rechtzeitig Maßnahmen zur Risikoreduktion zur Seite stehen, um Kontaminationen wie jene durch das „Dreckige Dutzend“ zu verhindern.

**Thomas Jakl**

*Leiter der Abteilung Chemiepolitik und Biozide  
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,  
Umwelt und Wasserwirtschaft*

**Barbara Perthen-Palmisano**

*Abteilung Chemiepolitik und Biozide  
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,  
Umwelt und Wasserwirtschaft*

# INHALT

ZUSAMMENFASSUNG .....	7
SUMMARY .....	8
<b>1 EINLEITUNG.....</b>	<b>9</b>
1.1 Hintergrund.....	9
1.2 Verhalten in der Umwelt .....	10
1.3 Gesundheitliche Auswirkungen .....	10
1.4 Gesetzliche Regelungen.....	11
1.5 Internationale Übereinkommen .....	11
1.6 Aktuelle Bewertungsgrundlagen und Risikoabschätzungen .....	12
1.7 Gütesiegel und Labels.....	13
<b>2 NATIONALE UND INTERNATIONALE DATEN .....</b>	<b>15</b>
<b>3 STOFFBEWERTUNGEN.....</b>	<b>16</b>
3.1 Tetrabrombisphenol A (TBBPA).....	16
3.2 Hexabromcyclododecan (HBCDD) .....	18
3.3 „Emerging“ und „novel“ bromierte Flammschutzmittel.....	21
<b>4 UNTERSUCHUNG BROMIERTER FLAMMSCHUTZMITTEL IN DER UMWELT .....</b>	<b>26</b>
4.1 Untersuchte Substanzen und Proben.....	26
4.2 Analytik .....	27
<b>5 ERGEBNISSE.....</b>	<b>29</b>
5.1 Ausgewählte bromierte Flammschutzmittel in Umweltproben .....	29
5.2 Vergleich internationaler und nationaler Daten .....	33
<b>6 DISKUSSION .....</b>	<b>34</b>
6.1 Tetrabrombisphenol A (TBBPA).....	34
6.2 Hexabromcyclododecan (HBCDD) .....	35
6.3 Decabromdiphenylethan (DBDPE) .....	38
6.4 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE).....	39
6.5 Hexabrombenzol (HBB).....	40
<b>7 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>42</b>
<b>8 QUELLENACHWEISE .....</b>	<b>43</b>
<b>9 ANHANG A: VERGLEICH DER BELASTUNGEN IN UNTERSCHIEDLICHEN BODENTIEFEN .....</b>	<b>53</b>

<b>10</b>	<b>ANHANG B: VERGLEICH VON INTERNATIONALEN UND NATIONALEN UNTERSUCHUNGSERGEBNISSEN .....</b>	<b>54</b>
<b>10.1</b>	<b>Tetrabrombisphenol A (TBBPA) .....</b>	<b>54</b>
<b>10.2</b>	<b>Hexabromcyclododecan (HBCDD) .....</b>	<b>58</b>
<b>10.3</b>	<b>Decabromdiphenylethan (DBDPE) .....</b>	<b>63</b>
<b>10.4</b>	<b>1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE) .....</b>	<b>66</b>
<b>10.5</b>	<b>Hexabrombenzol (HBB) .....</b>	<b>70</b>



## ZUSAMMENFASSUNG

Bromierte Flammschutzmittel umfassen eine Gruppe von chemischen Verbindungen, die flammhemmende Eigenschaften aufweisen. Sie werden Materialien wie beispielsweise Kunststoffen, Textilien oder elektrischen und elektronischen Geräten zugesetzt, um deren Entflammbarkeit zu reduzieren. Während des gesamten Lebenszyklus können diese Substanzen in unterschiedlichem Ausmaß aus den Materialien und Produkten in die Umwelt gelangen. Zahlreiche Verbindungen sind daher in unterschiedlichen Umweltkompartimenten nachweisbar.

### ***flammhemmende Eigenschaften***

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden sieben Fisch-, zehn Boden- und drei Klärschlammproben aus Österreich auf verschiedene bromierte Flammschutzmittelwirkstoffe untersucht. Diese umfassten Tetrabrombisphenol A (TBBPA), Hexabromcyclododecan (HBCDD) und dessen Stereoisomere, Decabromdiphenylethan (DBDPE), 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE) sowie Hexabrombenzol (HBB). Für deren Analyse wurden die Messmethoden vom Umweltbundesamt adaptiert.

### ***Untersuchungsrahmen***

Besonders in den untersuchten Fisch- und Bodenproben waren die nachgewiesenen Belastungen an diesen bromierten Flammschutzmitteln auch im Vergleich mit anderen internationalen Untersuchungsergebnissen verhältnismäßig gering.

In keiner der Fisch- und Bodenproben konnte TBBPA nachgewiesen werden. Auch die detektierten Konzentrationen an DBDPE, BTBPE und HBB lagen im unteren sowie Gesamt-HBCDD und dessen Stereoisomeren im mittleren Bereich. Die Klärschlammproben zeigten hingegen durchwegs Belastungen mit allen untersuchten bromierten Flammschutzmittelwirkstoffen. Internationale Untersuchungsergebnisse von Klärschlämmen geben ein heterogenes Belastungsbild und zeigen große Konzentrationsunterschiede. Die im Rahmen der vorliegenden Studie untersuchten Flammschutzmittel wiesen aber zumeist mit anderen Klärschlammuntersuchungen vergleichbare Konzentrationen auf.

### ***Untersuchungsergebnisse***

Augenmerk ist auf DBDPE zu legen, dessen Konzentrationen in den untersuchten Klärschlammproben im internationalen Vergleich im oberen Bereich einzuordnen sind. Aufgrund der Persistenz, des möglichen Bioakkumulationspotenzials und der endokrinen Wirksamkeit sollten die Konzentrationen im Zeitverlauf beobachtet werden. Zudem zählt DBDPE aufgrund seines Einsatzes als Substitut für das bromierte Flammschutzmittel DecaBDE zu einem der in China am häufigsten verwendeten Flammschutzmittel und ist demnach vermutlich auch in relevanten Mengen in verschiedenen Produkten des europäischen Marktes vorhanden.

### ***höhere Konzentrationen an DBDPE***

Weitere Untersuchungen von Klärschlämmen unterschiedlicher Kläranlagen (kommunale bzw. industrielle Kläranlagen mit unterschiedlicher Einleiterstruktur bzw. Technologie) auf ausgewählte Flammschutzmittel sind notwendig, um ein genaueres Bild der Belastung sowie mögliche punktuelle Eintragsquellen identifizieren zu können.

## SUMMARY

Brominated flame retardants are a heterogeneous group of chemical compounds with flame retarding properties. They are used in different materials such as plastics, textiles as well as electrical and electronic equipment to reduce the flammability of these products. During the whole life cycle these substances can leach into the environment. Numerous compounds are thus detectable in different environmental compartments.

Within the scope of this study, various brominated flame retardants were investigated in Austrian fish, soil and sewage sludge samples. Analysed compounds included tetrabromobisphenol A (TBBPA), hexabromocyclododecane (HBCDD) and its stereoisomers, decabromodiphenylethane (DBDPE), 1,2-bis (2,4,6-tribromophenoxy)ethane (BTBPE) and hexabromobenzene (HBB). The Environment Agency's analytical methods were adapted for the analysis of these compounds.

Compared with international study results, the concentrations of brominated flame retardants measured in the Austrian fish and soil samples were relatively low. TBBPA was not found in any of the examined fish and soil samples. Concentrations of DBDPE, BTBPE and HBB were also comparatively low. In contrast, concentrations of all analysed brominated flame retardants were found in the sewage sludge samples. Investigations at international level show heterogeneous levels with large differences in the concentrations. However, the concentrations measured in the Austrian sewage sludge samples within the scope of this study were largely comparable with other analyses of sewage sludge.

Attention needs to be paid to DBDPE, since the concentrations measured in the sewage sludge samples were found to be relatively high compared with international study results. Due to its persistence, possible bioaccumulative potential and endocrine disrupting effects, DBDPE and its concentrations ought to be monitored over time. Moreover, DBDPE is used in large quantities as a substitute for polybrominated diphenyl ether (DecaBDE) in China. Thus, it can be assumed that it is present in comparatively large amounts in products on the European markets.

Further analyses of sewage sludge samples from several treatment plants (including municipal and industrial plants with different discharge structures and technologies) for selected flame retardants are necessary to identify contamination patterns and point sources.

# 1 EINLEITUNG

## 1.1 Hintergrund

Flammhemmende Substanzen (im Folgenden als Flammschutzmittel bezeichnet) sind chemische Verbindungen mit unterschiedlichen Strukturen und Eigenschaften. Sie werden leicht flammbaren Materialien zugesetzt, um deren Entflammbarkeit zu reduzieren (ACC 2014) und lassen sich in insgesamt vier Hauptgruppen unterteilen (ALAE et al. 2003):

- Anorganische Flammschutzmittel
- Halogenierte Flammschutzmittel
- Organophosphat-Flammschutzmittel und
- Stickstoffhaltige Flammschutzmittel (ALAE et al. 2003)

Die Gruppe der halogenierten Flammschutzmittel umfasst unter anderem die bromierten Flammschutzmittel (BFR, brominated flame retardants) – eine chemisch heterogene Gruppe organischer Substanzen, die unterschiedlichen Produkten und Erzeugnissen wie beispielsweise Kunststoffen zugesetzt werden, da sie mit diesen gut zu kombinieren und kostengünstig sind. Ein weiterer Einsatzbereich umfasst Textilien sowie elektrische und elektronische Geräte (EFSA 2014; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008).

Die Verwendung von elektronischen Equipment sowie von Polymermaterialien im Baugewerbe stieg in den vergangenen Jahrzehnten kontinuierlich an, was auch zu einer Zunahme der BFR führte (ALAE et al. 2003). Diese werden entweder als reaktive (mit fester Bindung zum Material) oder additive (als Zusatz ohne feste Bindung) Flammschutzmittel eingesetzt. Der europäische Verbrauch von Flammschutzmitteln lag im Jahr 2005 bei insgesamt 463.800 Tonnen, wovon 50.000 Tonnen (11 %) auf die BFR fielen (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008). Weltweit lag der Flammschutzmittelverbrauch 2013 bei ca. 2 Millionen Tonnen, wovon ca. 25 % der globalen Nachfrage auf China entfielen (CERESANA 2015).

Das chemische Element Brom gehört zur Gruppe der Halogene. Diese können sehr effizient freie Radikale, die während Verbrennungsprozessen entstehen, einfangen und damit die Ausbreitung von Flammen verringern (ALAE et al. 2003; VORKAMP 2012).

Die BFR lassen sich in insgesamt fünf Hauptklassen unterteilen (EFSA 2014):

- Polybromierte Diphenylether (PBDE)
- Hexabromcyclododecan (HBCDD)
- Tetrabrombisphenol A (TBBPA)
- Polybromierte Biphenyle (PBB) und
- andere bromierte Flammschutzmittel

**Flammschutzmittel**

**bromierte  
Flammschutzmittel**

**Hauptklassen der  
BFR**

## 1.2 Verhalten in der Umwelt

### ***Eintrag in die Umwelt***

BFR gelangen über unterschiedliche Eintragspfade in die Umwelt. Die jeweiligen Beiträge dieser Pfade an der Gesamtbelastung sind allerdings bis heute nur unzureichend geklärt. Jedoch spielen Emissionen bei der Produktion und die Verarbeitung von BFR-haltigen Produkten sowie Einträge durch Emissionen und Auswaschungen während der Produktnutzung und -entsorgung eine wesentliche Rolle. Zudem sind einige BFR in der Umwelt persistent und bioakkumulativ und können in Böden, Sedimenten, Stäuben, Klärschlämmen sowie in einer Reihe von verschiedenen Tierspezies nachgewiesen werden. Der Ferntransport mit globalen Luftströmen führt außerdem zu einer Verbreitung dieser Substanzen in weit abgeschiedene Gebiete wie den Polarregionen (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008).

### ***PBT-Eigenschaften und Abbauverhalten***

Bestimmte BFR sind persistent, bioakkumulativ sowie teilweise akut und/oder chronisch toxisch (PBT) und stellen damit ein potenzielles Risiko für exponierte Organismen in der Umwelt dar (HAKK & LETCHER 2003; SEGEV et al. 2009b). Trotz ihrer verminderten Abbaubarkeit in der Umwelt kann durch verschiedene abiotische und biotische Prozesse unter bestimmten Bedingungen ein Abbau bestimmter BFR stattfinden. Abiotische Prozesse – wie Photodegradation, Ablagerungen, Verwitterung oder chemische Reaktionen mit anderen Verbindungen – können zu einem teilweisen Abbau oder zur Umwandlung von BFR führen. Biotische Prozesse führen zur Bioakkumulation und zum Eintritt in die Nahrungskette sowie zu Biotransformationen und Biodegradationen, infolgedessen manche BFR zu mehr oder weniger toxischen Substanzen modifiziert werden können (SEGEV et al. 2009a).

## 1.3 Gesundheitliche Auswirkungen

### ***Exposition des Menschen***

Die Aufnahme von BFR in den menschlichen Körper kann über unterschiedliche Expositionswege erfolgen. In erster Linie geschieht dies über Lebensmittel, Wasser, Hausstaub, Luft (insbesondere Innenraumluft) und Muttermilch sowie über Emissionen aus BFR-haltigen Materialien und Produkten. Mögliche Belastungen können auch durch den Kontakt mit kontaminierten Sedimenten und Böden verursacht werden (GOVERNMENT OF CANADA 2013). Trotz der verschiedenen Aufnahmepfade zählt die Ernährung zur Hauptquelle, da es durch die Kontaminationen in der Umwelt zu einer Anreicherung in der Nahrungskette kommen kann. Hauptsächlich lassen sich BFR in Lebensmitteln tierischen Ursprungs – wie beispielsweise Fisch, Fleisch oder Milch sowie daraus hergestellten Erzeugnissen – nachweisen (EFSA 2014; SEGEV et al. 2009a).

### ***Gesundheitsrisiken***

Da die Gruppe der BFR eine Reihe unterschiedlichster Substanzen bzw. Substanzgruppen umfasst, sind auch die humantoxikologischen Eigenschaften unterschiedlich. So weisen etliche BFR beispielsweise reproduktionstoxische Eigenschaften auf oder haben erbgutveränderndes und krebserzeugendes Potenzial. Zudem können bestimmte BFR aufgrund ihres Bioakkumulationspotenzials über die Muttermilch vom Neugeborenen aufgenommen werden (ECHA 2015; EFSA 2011b, 2012a, b). Die toxikologischen Eigenschaften der im Rahmen dieser Studie untersuchten Substanzen werden im Kapitel 3 im Detail beschrieben.

## 1.4 Gesetzliche Regelungen

Aufgrund der o. a. persistenten, bioakkumulativen und toxischen Eigenschaften (PBT-Eigenschaften) sind etliche BFR durch verschiedene nationale und internationale Gesetzgebungen eingeschränkt bzw. verboten (STIEGER et al. 2014). Tabelle 1 zeigt eine Übersicht über bedeutende Regelungsbereiche der BFR. In Kapitel 3 werden diese im Detail für die untersuchten Substanzen diskutiert.

Substanz(klasse)	REACH	POP-VO <sup>1</sup>	RoHS <sup>2</sup>	WEEE <sup>3</sup>	WRRL <sup>4</sup>
BFRs allgemein				x	
HBCDD	SVHC, Anhang XIV, Zulassungspflicht			x	
PBDEs allgemein			x	x	
<i>TetraBDE</i>		x			
<i>PentaBDE</i>	793/93/EEC, 2004	x		x	x
<i>HexaBDE</i>		x			
<i>HeptaBDE</i>		x			
<i>OctaBDE</i>	Anhang XVII			x	x
<i>DecaBDE</i>			x	x	x
	SVHC, Beschränkungsvorschlag				
TBBPA	PACT-RMOA <sup>5</sup>			x	
PBBs			x	x	
DBDPE	PACT-RMOA <sup>5</sup>				

Tabelle 1: Übersicht ausgewählter gesetzlicher Regelungen für BFR innerhalb der EU (Quellen: Ebfrp 2008; Echa 2014b, 2015; Ek 2011; Eu 2010a, b, 2011; LfU 2014).

<sup>1</sup> EU-Verordnung über persistente organische Schadstoffe

<sup>2</sup> RoHS-Richtlinie zur Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten

<sup>3</sup> WEEE-Richtlinie: Richtlinie zu Elektro- und Elektronik-Altgeräten (Waste Electrical and Electronic Equipment)

<sup>4</sup> Wasserrahmenrichtlinie (Water Framework Directive, WFD) zum Wasserschutz und Wassermanagement

<sup>5</sup> Public Activities Coordination Tool – Risk Management Option Analysis  
SVHC: Substance of Very High Concern

## 1.5 Internationale Übereinkommen

### 1.5.1 Stockholm-Konvention

Persistente organische Schadstoffe (Persistent Organic Pollutants, POPs) sind Chemikalien, die PBT-Eigenschaften aufweisen und in der Atmosphäre über weite Strecken transportiert werden können. Global stellen die POPs ein wesentliches Problem dar. Die Reduktion von Belastungen für Mensch und Umwelt durch Einschränkungen und Verbote mittels verbindlicher Richtlinien wird unter anderem mit der Stockholm-Konvention angestrebt. Dabei handelt es sich um ein weltweites Abkommen, welches seit dem Jahr 2004 in Kraft ist und für mittlerweile insgesamt 151 Vertragsparteien Gültigkeit hat (BMLFUW 2014a; SECRETARIAT OF THE STOCKHOLM CONVENTION 2014). Die in der Stockholm-Konvention gelisteten POPs werden innerhalb der EU in der sogenannten POP-

**weltweites  
Abkommen zu POPs**

Verordnung geregelt. Derzeit sind die bromierten Flammschutzmittel OctaBDE, PentaBDE und HBB in der Liste der POPs (Anhang A – Eliminierung) angeführt, für welche Anwendungs- und Produktionsverbote vereinbart wurden. Die Aufnahme von DecaBDE wird derzeit diskutiert (UNEP 2014).

### 1.5.2 Rotterdam-Konvention

#### **Handelsregulierung**

Die Rotterdam-Konvention (auch Rotterdamer Übereinkommen) zielt auf die Verbesserung der internationalen Regulierung des Handels mit gefährlichen Chemikalien und Pestiziden zum Schutz von Mensch und Umwelt ab. Damit werden Ein- und Ausfuhr bestimmter Chemikalien und Pestizide geregelt. Die Rotterdam-Konvention gilt seit dem Jahr 2004 und ist für alle Vertragsparteien rechtlich bindend. In Anhang III der Konvention sind die bromierten Flammschutzmittel OctaBDE, PentaBDE sowie TDBPP gelistet (EU 2010; SECRETARIAT OF THE ROTTERDAM CONVENTION 2010).

## 1.6 Aktuelle Bewertungsgrundlagen und Risikoabschätzungen

### 1.6.1 Europäische Kommission

#### **Risk Assessment Reports**

Die Europäische Kommission veröffentlichte in den letzten Jahren mehrere Risikobewertungen (Risk Assessment Reports) zu ausgewählten BFR wie TBBPA und HBCDD sowie den PBDEs Penta-, Octa- und DecaBDE. Die Ergebnisse dieser Bewertungen sind in Kapitel 3 für die im Rahmen dieser Studie untersuchten Substanzen diskutiert.

### 1.6.2 Europäische Lebensmittelbehörde

#### **Veröffentlichung wissenschaftlicher Gutachten**

Zwischen 2010 und 2012 veröffentlichte die Europäische Lebensmittelbehörde (EFSA) insgesamt sechs wissenschaftliche Gutachten zu verschiedenen BFR hinsichtlich potenzieller gesundheitlicher Risiken für die Gesellschaft. Von Seiten der Europäischen Kommission wurden in weiterer Folge die Mitgliedstaaten ersucht, das Vorkommen von BFR in Lebensmitteln für die darauffolgenden Jahre zu beobachten (EFSA 2014b). Die Risikobewertungen und Empfehlungen der EFSA werden in Kapitel 3 zur Stoffbewertung der in diesem Bericht diskutieren BFR im Detail besprochen. Der vorliegende Bericht bezieht sich vorrangig auf die Ergebnisse der Bewertungen der EFSA.

### 1.6.3 Umweltbundesamt Deutschland

#### **Position zur Verringerung**

Das deutsche Umweltbundesamt veröffentlichte 2008 seine Position zu den Substanzen DecaBDE, HBCDD und TBBPA und hält es aus Vorsorgegründen für erforderlich, aufgrund der PBT-Eigenschaften sowie der möglichen Schädigung der Gesundheit des Menschen jegliche Umwelteinträge durch konsequente und deutliche Verminderung der Emissionen sowie durch Substitution mit weniger problematischen Stoffen zu minimieren. Die Priorität liegt hierbei bei

der Verwendung von alternativen Substanzen speziell in Gehäusekunststoffen von Elektro- und Elektronikgeräten, elektronischen Leiterplatten und Textilien sowie bei dem Einsatz von anderen Dämmstoffen als Polystyrol (UMWELT-BUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008).

#### 1.6.4 Deutsches Bundesinstitut für Risikobewertung

Nach Ansicht des deutschen Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR) sollen BFR nicht in Textilien für den Privatgebrauch wie beispielsweise Bekleidung, Heimtextilien und Spielzeug verwendet und als solche gekennzeichnet werden (BfR 2012).

**Reduktion und  
Kennzeichnung in  
Textilien**

### 1.7 Gütesiegel und Labels

Zahlreiche Gütesiegel enthalten Vergabekriterien, die die Verwendung bzw. das Vorkommen von Flammschutzmitteln in unterschiedlichen Produktgruppen umfassen. Nachfolgend sind einige Gütesiegel bzw. Labels angeführt.

**Österreichisches Umweltzeichen:** Das österreichische Umweltzeichen kennzeichnet seit 1990 umweltfreundliche Produkte und Dienstleistungen. Die Verwendung von BFR ist dabei für unterschiedliche Produktgruppen geregelt. Beispiele hierfür sind (BMLFUW 2014b):

**Österreichisches  
Umweltzeichen**

- *UZ 55 Bettmatten* (gänzlicher Ausschluss von halogenorganischen Verbindungen).
- *UZ 54 Emissionsarme Polstermöbel* (hinsichtlich Verwertung und Entsorgung einschließlich der für die Herstellung verwendeten Materialien dürfen keine Flammschutzmittel wie Flammschutzmittel und keine halogenorganischen Verbindungen eingesetzt werden).
- *UZ 43 Hartschaum-Dämmplatten aus fossilen Rohstoffen* (kein Einsatz von halogenierten Bisphenylen, Terphenylen, Naphthalinen und Diphenylmethanen, bromierten Diphenylethern sowie HBCDD als Flammschutzmittel).
- *UZ 56 Fußbodenbeläge sowie UZ 07 Holz und Holzwerkstoffe* (kein Einsatz von halogenierten Flammschutzmitteln).
- *UZ 06 Möbel* (keine Verwendung von flüssigen Oberflächenbehandlungsmitteln und -beschichtungen, die Flammschutzmittel enthalten).

**Europäisches Umweltzeichen:** Das Europäische Umweltzeichen (EU Ecolabel) ist ein grenzüberschreitendes Umweltgütesiegel, das auf eine einheitliche Kennzeichnung für umweltfreundliche Produkte und Dienstleistungen innerhalb des europäischen Marktes abzielt. Es wurde im Jahr 1992 von der Europäischen Kommission ins Leben gerufen (BMLFUW n. b.) und beschränkt den Einsatz von BFR in unterschiedlichen Produktgruppen, wie beispielsweise für (EK 2014a, b, c, d):

**Europäisches  
Umweltzeichen**

- *Holz Möbel, textile Bodenbeläge* (kein Einsatz von Flammschutzmitteln in Konzentrationen über 0,1 %, die nach Richtlinie 67/548/EEC als kanzerogen, mutagen, reproduktionstoxisch und umweltgefährlich klassifiziert sind).

- *Fernsehgeräte* (kein Einsatz von Flammschutzmitteln in Kunststoffteilen, die nach definierten Risikosätzen nach Richtlinie 2006/121/EC klassifiziert sind).
- *Bettmatratzen* (kein Einsatz von bestimmten Flammschutzmitteln wie z. B. PBB, HBCDD, Penta-, Octa- und DecaBDE).

**Blauer Engel** **Blauer Engel:** Der blaue Engel zeichnet Produkte und Dienstleistungen aus, die umweltfreundlicher als vergleichbare konventionelle Produkte sind und wird vom Deutschen Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, dem Deutschen Umweltbundesamt, der Zeichenvergabestelle RAL GmbH sowie dem Jury-Umweltzeichen als unabhängiges Beschlussgremium getragen. Der Einsatz von Flammschutzmitteln ist für unterschiedliche Produktgruppen geregelt und umfasst dabei beispielsweise (RAL 2014):

- *RAL-UZ 132 Dämmstoffe* (kein Einsatz von halogenierten organischen Verbindungen wie Flammschutzmittel bei der Herstellung).
- *RAL-UZ 38 Holzmöbel, Holzlattenroste und Holzwerkstoffe* (kein Einsatz von halogenierten organischen Verbindungen wie Flammschutzmittel bei der Herstellung der Produkte sowie bei der Herstellung der verwendeten Materialien wie Klebstoffe und Beschichtungen, mit Ausnahme von elektrischen Bauteilen, die bei der Entsorgung abgetrennt werden können).
- *RAL-UZ 78d Tragbare Computer* (kein Einsatz von halogenierten organischen Verbindungen wie Flammschutzmittel mit Ausnahme von prozessbedingten und technisch unvermeidbaren Verunreinigungen sowie von Kunststoffteilen bis zu einer definierten Masse).
- *RAL-UZ 106 Mobiltelefone sowie RAL-UZ 138 Kühl- und Gefriergeräte* (kein Einsatz von halogenierten organischen Verbindungen wie Flammschutzmittel, die gemäß EG-Verordnung 1272/2008 als sehr giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung eingestuft sind, mit Ausnahme von prozessbedingten und technisch unvermeidbaren Verunreinigungen sowie von Kunststoffteilen bis zu einer definierten Masse).
- *RAL-UZ 117 Emissionsarme Polstermöbel* (kein Einsatz von halogenierten Flammschutzmitteln als Materialschutz).
- *RAL-UZ 128 Textile Bodenbeläge* (kein Einsatz von halogenierten organischen Verbindungen wie Flammschutzmittel bei der Herstellung).
- *RAL-UZ 140 Wärmedämmstoffe in Wärmedämmverbundsystemen* (kein Einsatz von Flammschutzmitteln, die als PBT- oder vPvB-Stoffe nach REACH-Verordnung eingestuft sind).

**Ökotex** **Ökotex:** Seit 1992 werden unter dem Ökotex-Label unabhängige Schadstoffprüfungen für gesundheitlich einwandfreie Textilprodukte durchgeführt. Neben einigen anderen Flammschutzmitteln dürfen die bromierten Flammschutzmittel PentaBDE, OctaBDE, DecaBDE, PBB, HBCDD und Tri-(2,3-dibrompropyl)-phosphat in Textilien nicht verwendet werden (ÖKOTEX 2014).



## 2 NATIONALE UND INTERNATIONALE DATEN

Weltweit gibt es einige Untersuchungen von verschiedenen BFR in diversen Umwelt- und Humanmedien. In Tabelle 2 sind die derzeit verfügbaren internationalen und nationalen Daten zu ausgewählten BFR in unterschiedlichen Medien angeführt. Die internationalen Daten wurden vorrangig den wissenschaftlichen Gutachten der EFSA entnommen.

Matrix	TBBPA	HBCDD	PBDES	BP	TDBPP	DBNPG	BTBPE	HBB
<b>internationale Daten</b>								
Boden	x	x		x	x		x	x <sup>a</sup>
Sediment/Gewässer	x <sup>a</sup>	x <sup>a</sup>		x	x		x	x
Klärschlamm	x <sup>a</sup>	x <sup>a</sup>		x			x	x
Pflanzen	x	x		x	x			
Luft	x	x		x			x	x
Staub	x	x					x	x
Lebensmittel	x	x		x <sup>b</sup>	(x)		x <sup>b</sup>	x <sup>b</sup>
Muttermilch	(x)	(x)		x				
<b>nationale Daten</b>								
Boden	x <sup>f</sup>	x <sup>c</sup>	x <sup>d</sup>				x <sup>f</sup>	x <sup>f</sup>
Sediment/Gewässer			x <sup>e</sup>					
Klärschlamm	x <sup>f</sup>	x <sup>f</sup>	x				x <sup>f</sup>	x <sup>f</sup>
Pflanzen								
Luft			x <sup>e</sup>					
Staub			x					
Lebensmittel	x <sup>f</sup>	x <sup>f</sup>	x <sup>e</sup>				x <sup>f</sup>	x <sup>f</sup>
Muttermilch			x <sup>e</sup>					

Tabelle 2:  
Übersicht der  
verfügbaren  
internationalen (EFSA  
2011a, b, c, 2012a, b)  
und nationalen Daten  
nach Substanz und  
Matrix.

Abkürzungen: BTBPE: 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan; BP: bromierte Phenole; DBNPG: Dibromneopentylglycol; HBB: Hexabrombenzol; HBCDD: Hexabromcyclododecan; PBDEs: Polybromierte Diphenylether; TBBPA: Tetrabrombisphenol A; TDBPP: Tris(2,3-dibrompropyl)phosphat.

<sup>a</sup> nicht in EFSA-Dokumenten angeführt

<sup>b</sup> EFSA call for data

<sup>c</sup> Bestimmung  $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\gamma$ -HBCDD sowie die Summe der Diastereomere

<sup>d</sup> Bestimmung einzelner Kongenere von TriBDE (BDE-28), TetraBDE (BDE-47, -49, -66 und -77), Penta-BDE (BDE-85, -99, -100, -118 und -126), HexaBDE (BDE-139, -153 und -154), HeptaBDE (BDE-181 und -183), OctaBDE (BDE-196, -197 und -203), NonaBDE (BDE-207) und DecaBDE (BDE-209)

<sup>e</sup> Bestimmung einzelner Kongenere von TriBDE (BDE-28), TetraBDE (BDE-47), PentaBDE (BDE-99 und -100) und HexaBDE (BDE-153 und -154) in Abwasser

<sup>f</sup> Untersuchung im Rahmen der vorliegenden Studie

### 3 STOFFBEWERTUNGEN

Die im Rahmen der vorliegenden Studie untersuchten Substanzen Tetrabrombisphenol A (TBBPA), Hexabromcyclododecan (HBCDD), Decabromdiphenylethan (DBDPE), 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE) sowie Hexabrombenzol (HBB) sind nachfolgend im Detail beschrieben.

#### 3.1 Tetrabrombisphenol A (TBBPA)

##### Substanz-identifikation

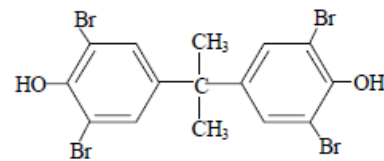
IUPAC-Name: 2,2',6,6'-tetrabromo-4,4'-isopropylidenediphenol

CAS-Nummer: 79-94-7

EINECS-Nummer: 201-236-9

Molekulare Formel:  $C_{15}H_{12}Br_4O_2$

Molekulargewicht: 543,9 g/Mol (ECB 2006)



##### Herstellung und Verwendung

TBBPA wird durch die Bromierung von Bisphenol A (BPA) hergestellt und als Flammschutzmittel in Epoxid- und Polykarbonatharzen sowie in der Polymerherstellung eingesetzt (EFSA 2011a). Die Substanz zählt mit einer weltweiten jährlichen Produktionsmenge von ca. 145.000 Tonnen als das meistproduzierte BFR und umfasst 60 % des gesamten Marktes (EFSA 2011a; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008). In der EU liegt der TBBPA-Verbrauch bei ca. 7.000 Tonnen pro Jahr. Davon werden 90 % als reaktives Flammschutzmittel in Phenolharzen und Acryl-Butadien-Styrol-Kunststoffen (ABS-Kunststoffen), die in erster Linie in Gehäusen von Elektro- und Elektronikgeräten eingesetzt werden, verwendet (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008). Zusätzlich erfolgt der Einsatz von TBBPA in Baumaterialien, Möbeln, Textilien und Teppichen (FENT 2007).

##### Derivate

Von TBBPA existieren unterschiedliche Derivate wie beispielsweise Tetrabrombisphenol A bisallylether (TBBPA-bAE), Tetrabrombisphenol A bis(2,3-dibromopropylether) (TBBPA-bDiBPrE) und Tetrabrombisphenol A bismethylether (TBBPA-bME) (EFSA 2011a).

##### Umweltverhalten

In der Umwelt verteilt sich TBBPA in Böden und Sedimenten und kann an organische Fraktionen von Schwebstoffen binden (FENT 2007). TBBPA ist in der Umwelt persistent, hat aber nur ein geringes Potenzial zur Bioakkumulation (ECB 2008a). Zudem kann TBBPA über weite Strecken transportiert werden und ist damit auch in Polarregionen nachweisbar. Generell kann die Substanz in allen Umweltmedien nachgewiesen werden, wobei die höchsten Konzentrationen in städtischen und industriellen Gebieten zu finden sind (FENT 2007). Für eine Vielzahl von Wasserorganismen ist TBBPA toxisch, wobei negative Effekte auf Überlebensraten, Fortpflanzung und Entwicklung bereits in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden konnten (GOVERNMENT OF CANADA 2013).

##### Abbauverhalten

Durch bestimmte Prozesse kann ein Abbau von TBBPA zu TBBPA-mBE erfolgen, das – anders als die Muttersubstanz – die Kriterien als vPvB-Stoff erfüllt und damit ein hohes Bioakkumulationspotenzial aufweist (ECB 2008a). Dane-

ben kann unter anaeroben Bedingungen endokrin wirksames Bisphenol A (BPA) als Abbauprodukt gebildet werden (EFSA 2011a). Bei der Verbrennung von TBBPA kann es unter bestimmten Bedingungen zur Entstehung von bromierten Dibenzo-p-Dioxinen und Dibenzofuranen kommen. Zusätzlich können diese auch als Verunreinigungen in TBBPA enthalten sein (GOVERNMENT OF CANADA 2013).

Vom Menschen kann TBBPA über Luft, Wasser, Boden und Sediment aufgenommen werden. Auch Lebensmittel, Hausstaub, Innenraumluft, Muttermilch, und Produkte, die mit TBBPA als Flammschutzmittel behandelt wurden, tragen zur TBBPA-Belastung des Menschen bei (GOVERNMENT OF CANADA 2013). Die Halbwertszeit von TBBPA liegt in Humanplasma zwischen 48 und 72 Stunden. Untersuchungen in Ratten zeigten eine Bioverfügbarkeit von TBBPA nach oraler Aufnahme von 70 % sowie eine rasche Ausscheidung über Galle und Fäzes in Form von Konjugaten (EFSA 2011a). Primäres Zielorgan im Organismus ist die Homöostase<sup>1</sup> der Schilddrüsenhormone. Nach aktuellem Wissensstand ist TBBPA nicht genotoxisch, krebserregend oder teratogen. Damit ist TBBPA als nicht humantoxisch einzustufen (EFSA 2011a).

Nach CLP-Verordnung ist TBBPA als *Aquatic Acute 1 (H400)*: Akut wassergefährdend (Sehr giftig für Wasserorganismen) und *Aquatic Chronic 1 (H410)*: Langfristig wassergefährdend (Sehr giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung) eingestuft (ECHA 2015).

In der EU unterliegen die BFR generell der WEEE-Richtlinie (Richtlinie zu Elektro- und Elektronik-Altgeräten; RL 2012/19/EU) und müssen aus Kunststoffen aus getrennt gesammelten Altgeräten entfernt werden (EBFRIP 2008). Zudem ist TBBPA als PACT-RMOA<sup>2</sup> Substanz gelistet, für welche Risikominimierungsmaßnahmen diskutiert werden. Der derzeitige Status ist „on hold“ (ECHA 2014a).

TBBPA kann in unterschiedlichen Umweltmedien wie in Luft, Hausstaub und Böden in der Umgebung von Produktionsstandorten sowie in Oberflächengewässern und Klärschlamm nachgewiesen werden. Außerdem wurde TBBPA in einigen Tierspezies gefunden (EFSA 2011a; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008). Untersuchungen in unterschiedlichen Lebensmittelproben zeigten TBBPA-Belastungen unter dem Quantifizierungslimit. In Muttermilchproben konnte TBBPA ebenfalls nachgewiesen werden, wobei hier allerdings nur eine sehr limitierte Anzahl an Untersuchungen vorliegt (EFSA 2011a).

Die internationalen Übereinkommen zum Schutz der Nord- und Ostsee (OSPAR-Übereinkommen) sowie das Helsinki-Übereinkommen haben zum Ziel, die TBBPA-Einträge in die Umwelt zu minimieren. Auf EU-Ebene wurde TBBPA vom Europäischen Parlament als prioritärer Stoff für die Wasserrahmenrichtlinie vorgeschlagen (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008).

Hinsichtlich der Risikobewertung von TBBPA bestehen weiterhin große Wissenslücken und Unsicherheiten über die Exposition aus der Umwelt und damit ein Bedarf an weiteren Untersuchungen. Konsequenzen für Gewässer, Böden

### ***TBBPA im Menschen***

### ***Einstufung und Kennzeichnung***

### ***gesetzliche Regelungen***

### ***Monitoring***

### ***internationale Übereinkommen***

### ***EU-Risikobewertung***

<sup>1</sup> Aufrechterhaltung des inneren Körpermilieus mit Hilfe von Regelsystemen wie beispielsweise die Regelung des Kreislaufs, des pH-Wertes, der Körpertemperatur oder des Hormonhaushaltes.

<sup>2</sup> [http://echa.europa.eu/de/addressing-chemicals-of-concern/substances-of-potential-concern/svhc-roadmap-implementation-plan/pact?search\\_criteria=79-94-7](http://echa.europa.eu/de/addressing-chemicals-of-concern/substances-of-potential-concern/svhc-roadmap-implementation-plan/pact?search_criteria=79-94-7)

und Sedimente in der Umgebung von Produktionsstandorten sowie systemische Risiken sind aber bekannt. Der diffuse Eintrag von TBBPA in Böden und der Abbau zu endokrin-wirksamen BPA sowie TBBPA-bME, das seinerseits als Kandidat für die Einstufung als PBT-Stoff angeführt wird, bedeuten ein potenzielles und langfristiges Risiko. Aufgrund seines Biokonzentrationsfaktors und seiner Toxizität erfüllt TBBPA die aktuellen PBT-Kriterien nach REACH allerdings nicht. Sein Metabolit TBBPA-mBE wird aber als vPvB-Stoff eingestuft. Generell besteht der Bedarf einer Reduktion des Risikos durch TBBPA (ECB 2008a; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008).

**EFSA-  
Risikobewertung**

Als Ergebnis der Risikobewertung der EFSA dürfte nach derzeitigem Wissensstand für den Menschen kein Gesundheitsrisiko durch eine TBBPA-Aufnahme über die Ernährung sowie über die Muttermilch bestehen. Zudem gilt es als unwahrscheinlich, dass eine kombinierte Exposition durch Lebensmittel und Staub speziell für Kinder ein Risiko für die Gesundheit darstellt. Dennoch ist die weitere Untersuchung und Datenbeschaffung zum TBBPA-Vorkommen und dessen Toxizität nötig. Selbiges gilt für die TBBPA-Derivate, für die noch relativ wenige Informationen vorliegen (EFSA 2011a). Basierend auf der durchgeführten Risikobewertung gibt die EFSA für TBBPA und dessen Derivate folgende Empfehlungen ab: es besteht die Notwendigkeit der Beschaffung weiterer Daten zu Produktionsraten, Verwendung, chemischer Charakteristika, Vorkommen in Lebensmitteln und in Muttermilch sowie Monitoring in weiteren europäischen Ländern und Bestimmung der Toxizität (EFSA 2011a).

**3.2 Hexabromcyclododecan (HBCDD)**

**Substanz-  
identifikation**

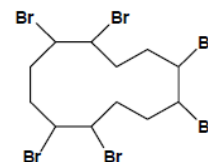
IUPAC-Name: 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododecan

CAS-Nummer: 25637-99-4 oder 3194-55-6

EINECS-Nummer: 247-148-4

Molekulare Formel: C<sub>12</sub>H<sub>18</sub>Br<sub>6</sub>

Molekulargewicht: 641,7 g/Mol (ECB 2008b)



**Stereoisomere**

Bei HBCDD handelt es sich um ein Gemisch, bestehend aus hauptsächlich drei Stereoisomeren, welchen unterschiedliche CAS-Nummern zugeteilt sind:

- α-Hexabromocyclododecan (CAS# 134237-50-6)
- β-Hexabromocyclododecan (CAS# 134237-51-7)
- γ-Hexabromocyclododecan (CAS# 134237-52-8)

Technisches HBCDD setzt sich zumeist aus 5–30 % α- und β-HBCDD sowie 70–95 % γ-HBCDD zusammen (ECB 2008b).

**Verwendung**

Aufgrund seiner technischen Eigenschaften wird HBCDD in erster Linie als Flammschutzmittel für Kunststoffe verwendet, wobei der primäre Einsatz als additives Flammschutzmittel in Dämmstoffen aus Polystyrol in der Bauindustrie erfolgt. Zudem wird HBCDD in elektrischen und elektronischen Geräten, Textilien und Möbeln eingesetzt. Ein weiteres Verwendungsbereich von HBCDD umfasst das sogenannte „high-impact Polystyrol“ (HIPS), das in elektronischen und

elektrischen Geräten in Konzentrationen von 1–7 % enthalten sein kann. Zusätzlich wird HBCDD auch in Latex, Klebern und Farben eingesetzt. In granulierter Form wird Polystyrol-Schaum als Abfallprodukt zur Texturverbesserung von Böden in der Landwirtschaft sowie im Gartenbau verwendet. 2006 wurden in Europa ungefähr 12.000 Tonnen HBCDD pro Jahr verbraucht (EFSA 2011b; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2014).

In Wärmedämmstoffen bei Gebäuden können als Alternativen zu HBCDD mineralische Dämmmaterialien aus Mineralwolle, Schaumglas und Blähton sowie Dämmstoffe, basierend auf Holzfasern, Holzspänen, Zellulose oder Hanf, verwendet werden. Auch der Einsatz von weniger problematischen Flammschutzmitteln in Polystyrol-Dämmstoffen ist ersatzweise möglich. In Textilien ist durch eine dichtere Webart der Stoffe die Verwendung von schwer entflammaren Fasermaterialien, wie Polyamiden und Glasfasern, oder der Einsatz von anderen Flammschutzmitteln alternativ möglich (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2014).

HBCDD ist nur gering wasserlöslich und weist eine gute Fettlöslichkeit auf. Die Substanz ist nur schlecht abbaubar und kann sich über die Nahrungskette anreichern. HBCDD ist daher sowohl persistent als auch bioakkumulativ, wobei das größte Bioakkumulationspotenzial das Stereoisomer  $\alpha$ -HBCDD aufweist (EFSA 2011b; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2014). Zudem ist HBCDD für Wasserorganismen toxisch. Zwar erfüllt HBCDD aufgrund der Möglichkeit eines Abbaus nicht gänzlich eindeutig das spezifische P-Kriterium, ist aber innerhalb der EU als besonders besorgniserregender Stoff mit PBT-Eigenschaften eingestuft (ECB 2008b). HBCDD kann außerdem über weite Strecken transportiert und in Polarregionen nachgewiesen werden. Aufgrund der Erfüllung der POP-Kriterien wurde es im November 2013 in Anhang A der Stockholm Konvention aufgenommen (UNEP 2013).

Zum Abbauverhalten von HBCDD in Böden, Wasser und Sedimenten gibt es derzeit nur eine limitierte Anzahl von Untersuchungen (U.S. EPA 2014). Laborstudien zeigten aber abiotische und biotische Abbauprozesse in Böden und Sedimenten mit Halbwertszeiten zwischen zwei Tagen und zwei Monaten. Obwohl HBCDD nicht hydrolysiert werden kann, können Eliminierungsreaktionen im Wasser ablaufen. Theoretische Berechnungen, basierend auf den physikalisch-chemischen Eigenschaften von technischem HBCDD sowie dem Stereoisomer  $\gamma$ -HBCDD, ergeben Halbwertszeiten im Wasser von ungefähr fünf Jahren (EFSA 2011b).

Während des gesamten Produktlebenszyklus von HBCDD oder HBCDD-haltigen Produkten kann die Substanz in Luft, Wasser, Böden und Sedimente gelangen und damit zu Umweltbelastungen sowie zu einer Exposition des Menschen führen. Hierbei kann eine Aufnahme beispielsweise über das Einatmen von kontaminiertem Staub oder über die Ernährung – wie z. B. durch den Verzehr von kontaminierten Fischen und Schalentieren – erfolgen (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2014; U.S. EPA 2014).

Untersuchungen in Ratten zeigten, dass die einzelnen HBCDD-Stereoisomere nahezu komplett über den Gastrointestinaltrakt absorbiert und in verschiedenen Geweben verteilt werden, wobei im Fettgewebe hauptsächlich  $\alpha$ -HBCDD akkumuliert. Durch bestimmte Stoffwechselforgänge kommt es zur Debromierung und Hydroxylierung sowie zur Umwandlung von  $\gamma$ -HBCDD zu  $\alpha$ - und  $\beta$ -HBCDD. Die Halbwertszeit von technischem HBCDD liegt beim Menschen zwischen 23

### **Alternativen**

### **Umweltverhalten**

### **Abbauverhalten**

### **Aufnahme**

### **HBCDD im Menschen**

und 219 Tagen. Hauptzielorgane umfassen dabei Leber, die Homöostase der Schilddrüsenhormone sowie Reproduktions-, Nerven- und Immunsystem (EFSA 2011b). Vor allem längerfristig kann HBCDD zu unterschiedlichen negativen Gesundheitseffekten führen. Im Tierversuch zeigten sich Schädigungen der Embryonal- und Säuglingsentwicklung. Außerdem steht HBCDD im Verdacht, die Fortpflanzung zu beeinträchtigen (EFSA 2011b; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2014). Zum derzeitigen Wissensstand sind technisches HBCDD sowie die einzelnen Stereoisomere allerdings weder genotoxisch noch teratogen. Es konnten aber Veränderungen der Regulierung der Schilddrüsenhormone in Versuchstieren nachgewiesen werden (EFSA 2011b).

**Einstufung und Kennzeichnung**

Nach CLP-Verordnung ist HBCDD als *Repr. 2 (H361)*: Reproduktionstoxizität Kategorie 2 (Kann vermutlich die Fruchtbarkeit beeinträchtigen oder das Kind im Mutterleib schädigen) und *Lact. (H362)*: Reproduktionstoxizität Zusatzkategorie für Wirkungen auf/über Laktation (Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen) eingestuft (ECHA 2015).

**gesetzliche Regelungen**

HBCDD ist derzeit in keiner EU-Regulierung für Lebensmittel und Futtermittel enthalten. Aufgrund der PBT-Eigenschaften erfolgten die Einstufung von HBCDD als besonders besorgniserregende Substanz (substance of very high concern, SVHC) und die Aufnahme in die REACH-Kandidatenliste für eine Zulassungspflicht. Damit liegt eine Meldepflicht für HBCDD-haltige Erzeugnisse vor. Mit August 2015 ist HBCDD in Anhang XIV der REACH-Verordnung gelistet, und damit innerhalb der EU zulassungspflichtig. Diese Zulassungspflicht bezieht sich allerdings nicht auf HBCDD in Erzeugnissen (EFSA 2011b; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2014). Durch die Aufnahme von HBCDD in die Stockholm-Konvention im Jahr 2013 gilt seit November 2014 – mit einer fünfjährigen Ausnahme für den Einsatz in Materialien in der Gebäudedämmung – ein weltweites Verwendungsverbot. Durch die geltenden Regelungen unter REACH war der Einsatz von HBCDD ohne Zulassung in der EU bis August 2015 möglich (EFSA 2011b; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2014).

**Monitoring**

HBCDD kann weltweit nachgewiesen werden und findet sich in Luft, Staub, Böden, Sedimenten und Pflanzen sowie in Innenraumluft und Hausstaub. Untersuchungen in verschiedenen Tierspezies wie Säugetieren, Süßwasser- und Meeresfischen, aquatischen Invertebraten, Vögeln, Vogeleiern und Polarbären zeigten ebenfalls Belastungen mit HBCDD (EFSA 2011b; U.S. EPA 2014). Der Nachweis von technischem HBCDD sowie der einzelnen Stereoisomere erfolgte in bestimmten Lebensmittelproben, wobei diese in erster Linie in Eiern und Eiprodukten sowie Fisch und Meerestieren nachgewiesen werden konnten. In Europa gilt der Konsum von Fischleber als wichtigste Quelle für eine HBCDD-Aufnahme. Insgesamt trägt das Stereoisomer  $\alpha$ -HBCDD am stärksten zur HBCDD-Gesamtbelastung über Lebensmittel bei. In Muttermilch gibt es derzeit nur sehr wenige Untersuchungen, wobei allerdings auch hier HBCDD nachweisbar war (EFSA 2011b). Auch in humanen Fettgewebs- und Blutproben konnte HBCDD gefunden werden. Verschiedene Studien zeigen auch eine mögliche Plazentagängigkeit (U.S. EPA 2014).

**EU-Risikobewertung**

In der vom Europäischen Chemikalienbüro (ECB) veröffentlichten Risikobewertung kam man zum Schluss, dass direkte sowie systemische Risiken für HBCDD bestehen. Des Weiteren existieren lokale Risiken für Mensch und Umwelt, wobei kritische Punktquellen industrielle Anlagen zur Formulierung von Polystyrolen sowie zur Textilbeschichtung sind. Gesundheitliche Risiken bestehen vor allem am Arbeitsplatz durch die Einatmung von HBCDD in Feinpuder-

form. Durch die bioakkumulativen Eigenschaften beinhaltet HBCDD zudem ein indirektes Risiko durch die Anreicherung über alle Nahrungsketten. Dennoch herrscht Unsicherheit betreffend der Quantifizierung der Eintragspfade, was zur Empfehlung der Verbesserung der Datenlage durch weitere Untersuchungen und Umweltbeobachtungen führt. Insgesamt besteht jedoch erheblicher Handlungsbedarf (ECB 2008b; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2014).

In ihrer Risikobewertung identifiziert die EFSA die Aufnahme von HBCDD über die Ernährung als bedeutenden Aufnahmepfad. Basierend auf den über unterschiedliche Lebensmittelgruppen aufgenommenen Mengen besteht allerdings für die Bevölkerung kein Gesundheitsrisiko. Ebenso ist es unwahrscheinlich, dass die Aufnahme über die Muttermilch für Säuglinge, bzw. die Aufnahme über Hausstaub für Kinder ein Risiko darstellen. Die aus der Bewertung abgeleiteten Empfehlungen der EFSA umfassen die Fortsetzung von Monitorings, die Erhebung von weiteren Daten zum Vorkommen in Lebensmittelgruppen, die für (Klein-)Kinder relevant sind, die Erhebung von Daten zum Vorkommen in Muttermilch sowie die Durchführung von weiteren toxikologischen und epidemiologischen Studien (EFSA 2011b).

### **EFSA- Risikobewertung**

### **3.3 „Emerging“ und „novel“ bromierte Flammschutzmittel**

Neben den bromierten Flammschutzmitteln wie PBDEs, HBCDD, TBBPA, PBBs und bromierten Phenolen existieren weitere BFR, die von Interesse für mögliche Risikobewertungen sind. Im Allgemeinen werden diese als sogenannte „emerging“ und „novel“ BFR klassifiziert. Die verfügbaren Informationen und Daten sind je nach Substanz unterschiedlich, im Allgemeinen bestehen aber Wissenslücken hinsichtlich physikalisch-chemischer Eigenschaften, Stabilität und Reaktivität, Produktionsvolumina und Verwendung sowie hinsichtlich Vorkommen, Exposition und Toxizität, wodurch ein steigendes wissenschaftliches Interesse besteht (EFSA 2012a).

Nach derzeitigem Wissensstand liegen für einige der „emerging“ und „novel“ BFR eindeutige Hinweise auf ein mögliches Risiko vor, basierend auf unterschiedlichen Toxizitätsdaten. Für die bromierten Flammschutzmittel Tris(2,3-Dibrompropyl)phosphat (TDBPP) und Dibromneopentylglycol (DBNPG) gibt es eindeutige Hinweise auf mutagene und kanzerogene Effekte, was eine Überwachung in der Umwelt und in Lebensmitteln erforderlich macht. Die bromierten Flammschutzmittel 1,2,-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE) und Hexabrombenzol (HBB) gelten als möglicherweise besorgniserregende Substanzen aufgrund ihres Potenzials zur Bioakkumulation und Persistenz (EFSA 2012a).

### **Toxizität**

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die bromierten Flammschutzmittel DBDPE, BTBPE und HBB in unterschiedlichen Umweltmedien untersucht. Die Substanzen sind im nachfolgenden Kapitel im Detail beschrieben.

### 3.3.1 Decabromdiphenylethan (DBDPE)

#### Substanz-identifikation

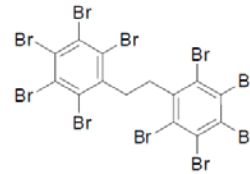
IUPAC-Name: 1,1'-(1,2-Ethanediy)l) bis[2,3,4,5,6-pentabromo-benzene]

CAS-Nummer: 84852-53-9

EC-Nummer: 284-366-9

Molekulare Formel: C<sub>14</sub>H<sub>4</sub>Br<sub>10</sub>

Molekulargewicht: 971,2 g/Mol (EFSA 2012a)



#### Verwendung

Seit den 1990er-Jahren wird DBDPE als additives Flammschutzmittel als Substitut zu DecaBDE eingesetzt, wobei die Anwendungsgebiete sehr ähnlich sind. Diese umfassen beispielsweise die Kunststoffherstellung, Polymermaterialien, ABS-Schäume, Textilien aus Baumwolle und Polyester, Leder sowie elektrische und elektronische Applikationen. DBDPE wird in der EU nicht produziert und vorrangig aus China importiert. Die Importmenge lag im Jahr 2001 bei ca. 5.000 Tonnen, wobei Deutschland den Großteil importierte. In China zählt DBDPE nach DecaBDE zu dem am zweithäufigsten hergestellten BFR mit einem Produktionsvolumen von ca. 12.000 Tonnen im Jahr 2006. Während der Herstellung und der Verwendung von DBDPE-haltigen Produkten kann die Substanz in die Umwelt gelangen (COVACI et al. 2011).

#### Umweltverhalten

Aufgrund der strukturellen Ähnlichkeit sind die physikalisch-chemischen Eigenschaften von DBDPE und DecaBDE vergleichbar. Generell ist DBDPE allerdings etwas hydrophober als DecaBDE, was auch das Entstehungspotenzial von Dioxinen und Furanen verringert (COVACI et al. 2011). DBDPE ist persistent und möglicherweise bioakkumulativ (EFSA 2012a). Aufgrund der Unsicherheiten in Bezug auf das Bioakkumulationspotenzial sowie der Möglichkeit der Bildung von Transformationsprodukten mit PBT-Eigenschaften wurde DBDPE in den „Community rolling action plan“ (CoRAP) aufgenommen (ECHA 2014b). Zudem ist DBDPE als PACT-RMOA-Substanz (Public Activities Coordination Tool – Risk Management Option Analysis) gelistet und wird derzeit evaluiert (ECHA 2014a).

#### Aufnahme

Derzeit gibt es noch kaum Untersuchungen zur Aufnahme von DBDPE. Basierend auf dem Nachweis unter anderem in Hausstaub und Luft besteht die Möglichkeit einer Aufnahme über die Lunge. Studien in Ratten zeigten, dass hohe orale DBDPE-Dosen nur schlecht absorbiert werden (EFSA 2012a).

#### Toxizität

Untersuchungen in Nagetieren sowie in Zellstudien zeigten bislang keine Hinweise auf eine Entwicklungstoxizität, Teratogenität oder Gentoxizität. Allerdings konnte in Ratten ein signifikanter Anstieg des Schilddrüsenhormons Trijodthyronin (T3) nachgewiesen werden. Untersuchungen in Fischen gaben zudem Hinweise auf eine mögliche endokrine Wirksamkeit von DBDPE (EFSA 2012a).

#### harmonisierte Einstufung

Nach CLP-Verordnung existiert derzeit für DBDPE keine harmonisierte Einstufung. Von der Industrie erfolgte die Einstufung als *Aquatic Chronic 4 (H413)*: Chronisch gewässergefährdend Kategorie 4 (Kann für Wasserorganismen schädlich sein, mit langfristiger Wirkung) (ECHA 2015).

#### Monitoring

DBDPE konnte in Kinderspielzeug, welches in China hergestellt wurde, nachgewiesen werden. Nach DecaBDE war es in den untersuchten Proben am häufigsten vorhanden. DBDPE wurde außerdem in Staub- und Luftproben sowie in Klärschlämmen, Sedimenten und Wildtieren nachgewiesen. In Lebensmitteln



wurde in bisherig durchgeführten Untersuchungen DBDPE nur in Spuren gefunden, wobei alle Konzentrationen unter dem Quantifizierungslimit lagen. In Humanproben aus Schweden war DBDPE nicht in Blut nachweisbar. Eine Studie zur DBDPE-Belastung in China zeigte, dass die Substanz in Haarproben nachweisbar war und mit bis zu 47 % einen wesentlichen Beitrag zur BFR-Gesamtbelastung leistete (EFSA 2012a).

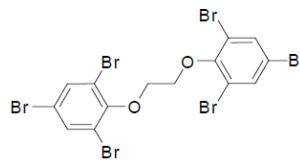
### 3.3.2 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE)

IUPAC-Name: 1,1'-[1,2-ethanediyl-bis(oxy)] bis[2,4,6-tribromo]benzene

CAS-Nummer: 37853-59-1

Molekulare Formel:  $C_{14}H_8Br_6O_2$

Molekulargewicht: 687,64 g/Mol (EFSA 2012a)



#### **Substanz- identifikation**

BTBPE ist ein additives Flammschutzmittel, das seit den 1970er-Jahren hergestellt und als Substitut für die polybromierten Diphenylether OctaBDE und DecaBDE in Polystyrolen, Thermokunststoffen und Harzen verwendet wird. Obwohl der Verbrauch nach dem Verbot von OctaBDE anstieg, ist BTBPE eine Substanz mit geringem Produktionsvolumen in der EU (EFSA 2012a).

#### **Verwendung**

Eine längere Erhitzung von BTBPE führt zur Entstehung von Hydrogenbromid, Ethylenbromid, polybromierten Vinyl-Phenyl-Ethern, Diphenylethern und Dibenzop-dioxinen. Obwohl eine Debromierung von BTBPE möglich ist, ist es in der Umwelt sehr persistent, bioakkumulativ und kann über weite Strecken transportiert werden. Aufgrund seiner PBT-Eigenschaften zählt BTBPE zu den sehr besorgniserregenden Substanzen (SVHC-Substanzen) (EFSA 2012a). Die Halbwertszeit von BTBPE im Boden liegt bei 360 Tagen und in Sediment bei 1.600 Tagen (GOVERNMENT OF CANADA 2008).

#### **Umweltverhalten**

Nach derzeitigem Wissensstand geht man davon aus, dass die Hauptaufnahme von BTBPE in den menschlichen Körper über die Lunge erfolgt (GOVERNMENT OF CANADA 2008). Eine Studie in Hausstaubproben aus Belgien und Großbritannien zeigte eine BTBPE-Belastung in 85–100 % der untersuchten Proben. Auch der Nachweis in Kinderspielzeug aus China lässt die Annahme einer möglichen Belastung von Kindern durch den Kontakt mit BTBPE-haltigem Spielzeug zu. Derzeit konnte BTBPE allerdings nicht in Humanblut nachgewiesen werden. Untersuchungen in Haarproben zeigten aber signifikante Zusammenhänge zwischen den BTBPE-Gehalten im Haar und im Hausstaub (EFSA 2012a).

#### **Aufnahme**

In Ratten ist die Aufnahme von BTBPE über den Gastrointestinaltrakt nach oraler Verabreichung minimal und auch in bestimmten Geweben wie Fettgewebe, Nieren, Haut und Thymus nur in geringen Konzentrationen nachweisbar (EFSA 2012a). Obwohl BTBPE in erster Linie unverändert über den Fäzes ausgeschieden wird, können dennoch verschiedene Metaboliten wie 2,4,6-Tribromphenol und hydroxylierte BTBPE-Produkte nachgewiesen werden. Dabei stellt insbesondere der Abbau zu 2,5,6-Tribromphenol ein Problem dar, da dieser Metabolit endokrine Wirksamkeit aufweist und speziell die Schilddrüsenhormone beeinflussen kann (GOVERNMENT OF CANADA 2008; VORKAMP & RIGÈT 2014).

#### **Metabolismus und Ausscheidung**

<b>Toxizität</b>	BTBPE hat nur eine sehr geringe akute Toxizität. Durch seine Persistenz sowie sein Bioakkumulationspotenzial gilt es allerdings als besorgniserregende Substanz. Ökotoxikologische Untersuchungen in männlichen Fischen zeigten zudem Hinweise auf endokrine Wirksamkeit (DE JOURDAN et al. n.b.).
<b>harmonisierte Einstufung</b>	Nach CLP-Verordnung existiert für BTBPE keine harmonisierte Einstufung. Auch von Seiten der Industrie liegt derzeit keine Einstufung vor (ECHA 2015).
<b>Monitoring</b>	Weltweit wurden Monitoringuntersuchungen in unterschiedlichen Matrices durchgeführt. BTBPE wurde in Hausstaub, in der Luft nahe Produktionsstätten, in Städten sowie Stätten der Entsorgung von elektronischem Abfall, in der Innenraumluft von Recyclinganlagen für Elektronik sowie in Spielzeugproben aus China nachgewiesen. Außerdem wurde BTBPE global in Sedimenten, Böden und Klärschlämmen, Wildtieren und Baumrinden sowie in gelöster Form im Meerwasser gefunden. Teilweise wurde BTBPE bereits in Lebensmitteln untersucht, wobei allerdings nur eine geringe Anzahl der Proben positive Werte aufwies (EFSA 2012a).

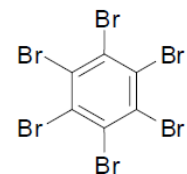
### 3.3.3 Hexabrombenzol (HBB)

IUPAC-Name: 1,2,3,4,5,6-Hexabromobenzene

CAS-Nummer: 87-82-1

Molekulare Formel: C<sub>6</sub>Br<sub>6</sub>

Molekulargewicht: 551,49 g/Mol (EFSA 2012a)



<b>Verwendung</b>	Obwohl HBB bereits seit Jahrzehnten hergestellt und eingesetzt wird, sind bis heute nur wenige Daten zu Produktionsvolumen und Verwendung verfügbar. Verschiedene Berichte beschreiben die Verwendung von HBB seit den 1970er-Jahren als Flammschutzmittel in Kunststoffen, Textilien und Holz (ARP et al. 2011) sowie als Additiv in Papier und Elektronik. Die Herstellung von HBB erfolgt hauptsächlich in Japan und China (EFSA 2012a; VORKAMP & RIGÉT 2014).
<b>Verhalten und Einfluss auf die Umwelt</b>	HBB kann in unterschiedlichen Umweltproben wie beispielsweise im Gewebe und in Eiern von Silbermöwen (ARP et al. 2011), in Polarbären der Arktis sowie in Walen nachgewiesen werden (VORKAMP & RIGÉT 2014). Untersuchungen in Regenbogenforellen zeigten bioakkumulative Eigenschaften. Primär geht man davon aus, dass HBB sich in erster Linie im Boden sowie in Sedimenten verteilt (HARJU et al. 2009). Aufgrund seiner chemischen Struktur (vollständige Bromierung am aromatischen Ring) sind unter bestimmten Umweltbedingungen bestimmte Umwandlungsreaktionen wie beispielsweise Debromierung möglich (EFSA 2012a). Die Halbwertszeit von HBB in der Atmosphäre liegt bei 458 Tagen (VORKAMP & RIGÉT 2014).
<b>Metabolismus und Ausscheidung</b>	Nach oraler Aufnahme wird HBB im Körper teilweise metabolisiert, wobei die gebildeten Stoffwechselprodukte vorrangig über den Fäzes ausgeschieden werden (EFSA 2012a; HARJU et al. 2009). Untersuchungen in Ratten zeigten, dass HBB im Blut und in verschiedenen Geweben nachzuweisen ist. Im Blut erfolgt der Peak der maximalen HBB-Konzentration nach vier Stunden, in der Leber nach einer Stunde und im Fettgewebe nach einem Tag. Bei der Ratte liegt die Halbwertszeit von HBB im gesamten Organismus bei 48 Tagen (EFSA 2012a).

HBB hat nur eine geringe akute Toxizität und ist weder teratogen noch gentoisch (EFSA 2012a). Die chronische orale Exposition zeigte in Ratten Effekte auf Leber sowie Enzyme. Ein Transfer über die Plazenta sowie eine primäre Akkumulation im Fettgewebe konnte ebenfalls festgestellt werden. Auch Untersuchungen im Menschen zeigten, dass HBB im Fettgewebe nachweisbar ist, wobei Pentabrombenzol und 1,2,4,5-Tetrabrombenzol zu den Hauptmetaboliten gehören (HARJU et al. 2009).

### **Toxizität**

Nach CLP-Verordnung existiert derzeit keine harmonisierte Einstufung und Klassifizierung für HBB. Insgesamt 23 Unternehmen stufen HBB als *Acute Tox. 4 (H302)*: Akute Toxizität (Gesundheitsschädlich bei Verschlucken), *Acute Tox. 4 (H312)*: Akute Toxizität (Gesundheitsschädlich bei Hautkontakt), *Skin Irrit. 2 (H315)*: Ätz-/Reizwirkung auf die Haut (Verursacht Hautreizungen), *Eye Irrit. 2 (H319)*: Schwere Augenschädigung/Augenreizung (Verursacht schwere Augenreizung), *Acute Tox. 4 (H332)*: Akute Toxizität (Gesundheitsschädlich bei Einatmen) und *STOT SE 3 (H335)*: Spezifische Zielorgan-Toxizität einmalige Exposition (Kann die Atemwege reizen) ein (ECHA 2015).

### **harmonisierte Einstufung**

Untersuchungen in verschiedenen Umweltkompartimenten zeigten, dass HBB in Außenluft-, Innenraumluft-, Hausstaub-, Gewässer-, Meerwasser-, Sediment-, Klärschlamm-, Moos- und Wildtierproben nachweisbar ist. Die bisher bekannten Untersuchungen in Lebensmitteln zeigten zwar generell HBB-Werte unter dem Quantifizierungslimit, die höchsten Konzentrationen wurden in tierischen und pflanzlichen Fetten und Ölen nachgewiesen. In Humanproben konnte HBB in Fettgewebe- und Serumproben detektiert werden, sowie der Metabolit 1,2,4,5-Tetrabrombenzol in Muttermilch (EFSA 2012a).

### **Monitoring**

### **3.3.4 Empfehlungen der EFSA**

Basierend auf der Bewertung etlicher „emerging“ und „novel“ BFR gab die EFSA verschiedene Empfehlungen ab. Es besteht Bedarf nach der weiteren Entwicklung analytischer Methoden zum Nachweis von HBB und seinen Metaboliten in unterschiedlichen Matrices. Des Weiteren werden Informationen zu Produktionsvolumina und relevanten Einsatzgebieten sowie zum Vorkommen von neuen BFR in Lebensmitteln benötigt. Für neue BFR mit der größten Persistenz und dem größten Bioakkumulationspotenzial wird ein Monitoring von Lebensmitteln, Futtermitteln und Humanproben empfohlen. Außerdem sollen verschiedene Toxizitätsuntersuchungen durchgeführt werden (EFSA 2012a).

## 4 UNTERSUCHUNG BROMIERTER FLAMMSCHUTZMITTEL IN DER UMWELT

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden verschiedene Umweltproben – Fische, Böden und Klärschlämme – auf die ausgewählten bromierten Flammschutzmittel untersucht. Im folgenden Kapitel sind die untersuchten Substanzen und Proben sowie die Durchführung beschrieben.

### 4.1 Untersuchte Substanzen und Proben

**Probenumfang** Insgesamt wurden 20 Fisch-, Boden- und Klärschlammproben auf verschiedene bromierte Flammschutzmittelverbindungen untersucht:

- Tetrabrombisphenol A (TBBPA) (CAS# 79-94-7)
- Hexabromcyclododecan (HBCDD) gesamt (CAS# 25637-99-4 oder 3194-55-6) sowie dessen Stereoisomere
  - $\alpha$ -HBCDD (CAS# 134237-50-6)
  - $\beta$ -HBCDD (CAS# 134237-51-7)
  - $\gamma$ -HBCDD (CAS# 134237-52-8)
- Decabromdiphenylethan (DBDPE) (CAS# 84852-53-9)
- 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE) (CAS# 37853-59-1)
- Hexabrombenzol (HBB) (CAS# 87-82-1)

Die untersuchten Proben sind in Tabelle 3 angeführt.

*Tabelle 3:  
Auf verschiedene  
bromierte  
Flammschutzmittel  
untersuchte Proben.*

<b>Matrix</b>	<b>Proben- bezeichnung</b>	<b>Ort der Probennahme</b>	<b>Zeit der Probennahme</b>
Fisch	F1	Steiermark	2013
Fisch	F2	Vorarlberg	2013
Fisch	F3	Kärnten	2013
Fisch	F4	Niederösterreich	2013
Fisch	F5	Niederösterreich	2013
Fisch	F6	Tirol	2013
Fisch	F7	Niederösterreich	2013
Boden	B1	Steiermark, 5–10 cm	2012
Boden	B2	Steiermark, 0–5 cm	2012
Boden	B3	Oberösterreich, 0–5 cm	2012
Boden	B4	Oberösterreich, 0–5 cm	2012
Boden	B5	Oberösterreich, 0–5 cm	2012
Boden	B6	Oberösterreich, 0–5 cm	2012
Boden	B7	Niederösterreich, 0–5 cm	2013
Boden	B8	Niederösterreich, 5–10 cm	2013
Boden	B9	Wien, 0–5 cm	2013
Boden	B10	Wien, 5–10 cm	2013
Klärschlamm	K1	Österreich	2015
Klärschlamm	K2	Österreich	2015
Klärschlamm	K3	Österreich	2015

## 4.2 Analytik

Die Auswahl relevanter Substanzen erfolgte – basierend auf Recherche – um bestehende Wissenslücken hinsichtlich deren Vorkommen in verschiedenen Umweltmedien zu identifizieren. Auch Empfehlungen der europäischen Lebensmittelsicherheitsbehörde EFSA wurden dabei berücksichtigt. Für die ausgewählten bromierten Flammschutzmittel war es notwendig, die analytischen Methoden in unterschiedlichen Matrices zu adaptieren.

Im Folgenden sind die analytischen Bestimmungsmethoden der untersuchten bromierten Flammschutzmittel kurz diskutiert.

### **Auswahl der untersuchten Substanzen**

### 4.2.1 Bestimmung von TBBPA und HBCDD

#### **Integration von TBBPA in eine bestehende Methode zur HBCDD-Bestimmung**

Für die Analyse von HBCDD in verschiedenen Matrices existierte bereits eine sogenannte QuEChERS-Extraktionsmethode<sup>3</sup>. Aufgrund vorliegender Erfahrungen mit chemisch ähnlichen Substanzen wurde TBBPA in die bestehende Methode inkludiert. Die Modifizierung der analytischen Methode erfolgte nach LANKOVA et al. (2013). Die Analyse von TBBPA sowie der HBCDD-Stereoisomere erfolgte mittels Ultra-Hochleistungsflüssigkeitschromatographie, gekoppelt mit einem Tandem-Massenspektrometer (UPLC-MS/MS). Zur Qualitätssicherung wurde eine isotope markierte Surrogat-Standardmischung, bestehend aus <sup>13</sup>C-markiertem TBBPA sowie  $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\gamma$ -HBCDD verwendet.

### **Methoden-adaptierung**

#### **Nachweis- und Bestimmungsgrenzen**

Tabelle 4 umfasst die Nachweisgrenzen (entsprechen dem Detektionslimit, LOD) sowie die Bestimmungsgrenzen (entsprechen dem Quantifizierungslimit, LOQ) von TBBPA und HBCDD in den untersuchten Matrices.

<b>Matrix [Einheit]</b>	<b>TBBPA</b>	<b>HBCDD</b>
Fisch [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG]	NG: 0,05 BG: 0,1	NG: 0,05 BG: 0,1
Boden [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM]	NG: 0,1 BG: 0,2	NG: 0,05 BG: 0,1
Klärschlamm [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM]	NG: 0,5 BG: 1,0	NG: 0,25–035 BG: 0,5–1,0

*Tabelle 4:  
Nachweis- und  
Bestimmungsgrenzen  
von TBBPA und  
HBCDD.*

Abkürzungen: BG: Bestimmungsgrenze; FG: Frischgewicht; NG: Nachweisgrenze;  
TM: Trockenmasse

<sup>3</sup> QuEChERS: **Q**uick **E**asy **C**heap **E**ffective **R**ugged **S**afe

#### 4.2.2 Bestimmung von HBB, BTBPE und DBDPE

##### Integration von HBB, BTBPE und DBDPE in eine bestehende Methode zur PBDE-Bestimmung

**Methoden-  
adaptierung**

Für die Analyse von polybromierten Diphenylethern (PBDE) in unterschiedlichen Umweltmedien existierte bereits eine analytische Methode. Es konnten die Substanzen HBB, BTBPE und DBDPE in die bestehende Methode integriert werden, wobei HBB und BTBPE relativ einfach zu adaptieren waren. Für die Analyse von DBDPE mussten einige Optimierungsmaßnahmen durchgeführt werden. Die Bestimmung der genannten Substanzen in den untersuchten Proben gestaltete sich je nach Matrix unterschiedlich, wobei die Fisch- und Bodenproben einfacher zu analysieren waren als die Klärschlammproben. Unterstützend zur Methodenadaptierung wurden bereits bestehende Methoden zur Bestimmung von HBB, BTBPE und DBDPE herangezogen (siehe COVACI et al. 2011; LÓPEZ et al. 2011; PAPACHLIMITZOU et al. 2012; SHI et al. 2009). Die Analyse der Substanzen erfolgte mit Gaschromatographie, gekoppelt mit einem hochauflösenden („high resolution“) Massenspektrometer (GC-HRMS). Zur Qualitätssicherung wurde eine isotopenmarkierte Surrogat-Standardmischung, bestehend aus <sup>13</sup>C-markierten HBB, BTBPE sowie DBDPE verwendet.

##### Nachweis- und Bestimmungsgrenzen

Tabelle 5 umfasst die Nachweisgrenzen (entsprechen dem Detektionslimit, LOD) sowie die Bestimmungsgrenzen (entsprechen dem Quantifizierungslimit, LOQ) von HBB, BTBPE und DBDPE in den untersuchten Matrices.

*Tabelle 5:  
Nachweis- und  
Bestimmungsgrenzen  
von HBB, BTBPE und  
DBDPE.*

<b>Matrix [Einheit]</b>	<b>HBB</b>	<b>BTBPE</b>	<b>DBDPE</b>
Fisch [µg/kg FG]	NG: 0,0000013– 0,0000058 BG: 0,0016	NG: 0,000015– 0,000074 BG: 0,0037	NG: 0,00049– 0,00070 BG: 0,024
Boden [µg/kg TM]	NG: 0,0000010– 0,0000044 BG: 0,0013	NG: 0,000012– 0,000073 BG: 0,003	NG: 0,00096–0,004 BG: 0,2
Klärschlamm [µg/kg TM]	NG: 0,000012– 0,000034 BG: 0,0053–0,032	NG: 0,0018–0,0022 BG: 0,013–0,074	NG: 0,014–0,14 BG: 0,83–4,9

Abkürzungen: BG: Bestimmungsgrenze; FG: Frischgewicht; NG: Nachweisgrenze;  
TM: Trockenmasse

## 5 ERGEBNISSE

### 5.1 Ausgewählte bromierte Flammschutzmittel in Umweltproben

Die bromierten Flammschutzmittel Tetrabrombisphenol A (TBBPA), Hexabromcyclododecan (HBCDD) und dessen Stereoisomere, 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE), Decabromdiphenylethan (DBDPE) sowie Hexabrombenzol (HBB) wurden in ausgewählten Fisch-, Boden- und Klärschlammproben, die in einem Zeitraum von 2012–2015 in Österreich gezogen wurden, bestimmt. Die einzelnen Messergebnisse sowie die Durchschnittswerte, Mediane und Bereiche sind in Tabelle 6 dargestellt.

#### 5.1.1 Bromierte Flammschutzmittel in Fischproben

Insgesamt wurden sieben Fischproben aus ganz Österreich, die im Jahr 2013 gezogen wurden, auf verschiedene bromierte Flammschutzmittel untersucht. Generell waren die Belastungen in den untersuchten Proben gering (siehe Tabelle 6).

- DBDPE konnte in allen Fischproben nachgewiesen werden, die Konzentrationen lagen aber unter dem Quantifizierungslimit.
- Gesamt-HBCDD konnte in allen Fischproben in Konzentrationen zwischen 0,71 und 25 µg/kg Frischgewicht (6,1 µg/kg im Durchschnitt) nachgewiesen werden. Die Betrachtung der einzelnen HBCDD-Stereoisomere zeigte, dass α-HBCDD den größten Anteil am Gesamt-HBCDD umfasste, gefolgt von γ-HBCDD. Den geringsten Anteil hatte das Stereoisomer β-HBCDD.
- BTBPE konnte nur in sehr geringen Konzentrationen in den untersuchten Fischproben nachgewiesen werden. 86 % der Proben waren positiv mit einem maximalen Gehalt von 0,0094 µg/kg Frischgewicht. Die durchschnittliche Belastung lag bei 0,004 µg/kg.
- Nahezu alle Fischproben enthielten HBB unter dem Quantifizierungslimit. Lediglich eine Fischprobe wies einen Gehalt von 0,0025 µg/kg Frischgewicht auf.
- TBBPA konnte in keiner der untersuchten Fischproben nachgewiesen werden.

**Untersuchungs-  
ergebnisse Fische**

#### 5.1.2 Bromierte Flammschutzmittel in Bodenproben

Insgesamt erfolgte die Untersuchung von bromierten Flammschutzmitteln in zehn Bodenproben, die zwischen 2012 und 2013 in den Bundesländern Wien, Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark gezogen wurden (Ergebnisse siehe Tabelle 6).

- DBDPE konnte in allen untersuchten Proben nachgewiesen werden, wobei die Konzentrationen zwischen < LOQ und 6,6 µg/kg Trockenmasse lagen (im Durchschnitt 1,1 µg/kg).
- Auch BTBPE konnte in allen Bodenproben zumindest in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden. Hier lagen die Belastungen zwischen 0,0035 und 0,051 µg/kg Trockenmasse, mit einem durchschnittlichen Gehalt von 0,015 µg/kg.

**Untersuchungs-  
ergebnisse Böden**

- Die HBB-Gehalte lagen in den Bodenproben zumeist unter dem Quantifizierungslimit. Durchschnittlich waren 0,0018 µg/kg Trockenmasse nachzuweisen.
- 80 % der untersuchten Bodenproben enthielten nachweisbare Mengen an Gesamt-HBCDD in Konzentrationen zwischen 0,18 und 17 µg/kg Trockenmasse. Durchschnittlich waren 4,4 µg/kg enthalten. Ähnlich wie bei den untersuchten Fischproben (siehe Kapitel 5.1.1) machte das Stereoisomer β-HBCDD den geringsten Anteil am Gesamt-HBCDD aus. Das Stereoisomer konnte nur in 50 % der Bodenproben nachgewiesen werden. Im Unterschied zu den Belastungen in Fischen umfasste das Stereoisomer γ-HBCDD allerdings in den untersuchten Bodenproben den größten Anteil am Gesamt-HBCDD.
- Wie in den Fischproben wurde TBBPA auch in den Bodenproben nicht nachgewiesen.
- Die Belastungen von allen untersuchten bromierten Flammschutzmitteln – mit Ausnahme von TBBPA, das in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen werden konnte – waren in Böden von 0–5 cm Tiefe höher, verglichen mit Böden von 5–10 cm Tiefe.

### 5.1.3 Bromierte Flammschutzmittel in Klärschlammproben

Bromierte Flammschutzmittel wurden stichprobenartig in drei österreichischen Klärschlammproben, deren Probennahme im Jahr 2015 erfolgte, untersucht. Aufgrund von Anreicherungsprozessen lagen die hier nachgewiesenen Belastungen wesentlich höher als in den untersuchten Fisch- und Bodenproben (Ergebnisse siehe Tabelle 6).

#### **Untersuchungsergebnisse Klärschlämme**

- Alle analysierten Substanzen wurden in den Klärschlammproben nachgewiesen.
- Die höchsten Konzentrationen umfassten DBDPE, welches in Gehalten zwischen 61 und 130 µg/kg Trockenmasse (im Durchschnitt 85 µg/kg) in den untersuchten Klärschlammproben nachgewiesen werden konnte.
- Auch Gesamt-HBCDD war in den Klärschlammproben in verhältnismäßig höheren Konzentrationen von durchschnittlich 41 µg/kg Trockenmasse (Bereich: 25–59 µg/kg) nachzuweisen. Hier machten die Stereoisomere α-HBCDD und γ-HBCDD mit jeweils durchschnittlich 19 µg/kg den größten Anteil am Gesamt-HBCDD aus. β-HBCDD wurde im Durchschnitt in Gehalten von 2,9 µg/kg in den untersuchten Klärschlammproben nachgewiesen.
- Das bromierte Flammschutzmittel BTBPE wurde in allen drei untersuchten Klärschlammproben in Konzentrationen zwischen 0,86 und 2,0 µg/kg Trockenmasse nachgewiesen. Die durchschnittliche Belastung lag hier bei 1,49 µg/kg.
- HBB wurde in den analysierten Klärschlammproben im Vergleich zu den anderen untersuchten Substanzen in den niedrigsten Konzentrationen gefunden. Die Konzentrationen lagen hier zwischen 0,036 und 0,080 µg/kg Trockenmasse sowie im Durchschnitt bei 0,059 µg/kg.
- Im Gegensatz zu den Ergebnissen in den untersuchten Fisch- und Bodenproben (siehe Kapitel 5.1.1 und 5.1.2) waren in den untersuchten Klärschlammproben TBBPA in allen Proben nachweisbar. Die Belastungen lagen für diese Substanz zwischen 3,4 und 17 µg/kg Trockenmasse, wobei die durchschnittliche Belastung bei 9,2 µg/kg lag.



Tabelle 6: Ergebnisse der untersuchten bromierten Flammschutzmittel DBDPE, BTBPE, HBB, TBBPA sowie HBCDD in österreichischen Fisch-, Boden- und Klärschlammproben.

Matrix	Probe	Zeitraum	DBDPE [µg/kg]	BTBPE [µg/kg]	HBB [µg/kg]	TBBPA [µg/kg]	HBCDD gesamt [µg/kg]	α-HBCDD [µg/kg]	β-HBCDD [µg/kg]	γ-HBCDD [µg/kg]
Fisch	F1	2013	< LOQ (< 0,24)	< LOQ (< 0,0037)	n.n.	n.n.	0,71	0,71	n.n.	n.n.
Fisch	F2	2013	< LOQ (< 0,24)	0,0094	< LOQ (< 0,0016)	n.n.	3,8	3,0	0,17	0,65
Fisch	F3	2013	< LOQ (< 0,24)	0,0062	< LOQ (< 0,0016)	n.n.	2,9	2,7	n.n.	0,16
Fisch	F4	2013	< LOQ (< 0,24)	< LOQ (< 0,0037)	0,0025	n.n.	2,0	1,9	n.n.	< LOQ (< 0,1)
Fisch	F5	2013	< LOQ (< 0,24)	< LOQ (< 0,0037)	n.n.	n.n.	25	10	2,0	12
Fisch	F6	2013	< LOQ (< 0,24)	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	0,31	0,10	0,80
Fisch	F7	2013	-	< LOQ (< 0,0037)	< LOQ (< 0,0016)	n.n.	7,1	5,0	0,36	1,8
		min-max	< LOQ (< 0,24)	n.n.–0,0094	n.n.–0,0025	n.n.	0,71–25	0,31–10	n.n.–2,0	n.n.–12
		MW±SD	< LOQ (< 0,24)	0,004±0,003	< LOQ (< 0,0016)	n.n.	6,1±8,0	3,4±3,1	0,38±0,67	2,2±4,0
		Median	< LOQ (< 0,24)	< LOQ (< 0,0037)	< LOQ (< 0,0016)	n.n.	2,9	2,7	0,10	0,65
		DR	100 %	86 %	57 %	0 %	100 %	100 %	57 %	86 %
Boden	B1	2012	< LOQ (< 0,2)	0,0091	0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Boden	B2	2012	0,24	0,011	< LOQ (< 0,0013)	n.n.	0,38	0,38	n.n.	n.n.
Boden	B3	2012	< LOQ (< 0,2)	0,0091	n.n.	n.n.	11	2,1	1,1	7,9
Boden	B4	2012	0,79	0,015	< LOQ (< 0,0013)	n.n.	0,58	0,32	n.n.	0,27
Boden	B5	2012	< LOQ (< 0,2)	0,051	< LOQ (< 0,0013)	n.n.	0,18	n.n.	n.n.	0,18
Boden	B6	2012	< LOQ (< 0,2)	0,0035	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Boden	B7 <sup>1</sup>	2013	0,87	0,013	n.n.	n.n.	17	0,92	0,36	16
Boden	B8 <sup>1</sup>	2013	0,39	0,0061	< LOQ (< 0,0013)	n.n.	9,1	0,52	0,16	8,5
Boden	B9 <sup>1</sup>	2013	6,6	0,024	< LOQ (< 0,0013)	n.n.	2,9	1,5	0,22	1,2
Boden	B10 <sup>1</sup>	2013	1,2	0,011	< LOQ (< 0,0013)	n.n.	2,5	1,3	0,23	1,0
		min-max	< LOQ–6,6	0,0035–0,051	n.n.–0,01	n.n.	n.n.–17	n.n.–2,1	n.n.–1,1	n.n.–16
		MW±SD	1,1±1,9	0,015±0,013	0,0018±0,0029	n.n.	4,4±5,6	0,70±0,69	0,21±0,32	3,5±5,2
		Median	0,32	0,011	< LOQ (< 0,0013)	n.n.	1,54	0,45	0,08	0,64
		DR	100 %	100 %	70 %	0 %	80 %	70 %	50 %	70 %
Klärschlamm	K1	2015	64	1,6	0,060	7,1	25	6,1	1,9	17

Klärschlamm	K2	2015	130	2,0	0,080	3,4	38	11	3,2	24
Klärschlamm	K3	2015	61	0,86	0,036	17	59	41	3,5	15
		min–max	61–130	0,86–2,0	0,036–0,060	3,4–17	25–59	6,1–41	1,9–3,5	15–24
		MW±SD	85±32	1,49±0,47	0,059±0,018	9,2±5,7	41±14	19±15	2,9±0,69	19±3,6
		Median	32	1,6	0,060	7,1	38	11	3,2	17
		DR	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

<sup>1</sup> HBCDD-Werte wurden bereits im Vorfeld im Rahmen einer vorangegangenen Untersuchung in Bodenproben bestimmt

Abkürzungen: DR: Detektionsrate (% der positiven Proben); LOQ: Quantifizierungslimit; max: Maximum; min: Minimum; MW: Mittelwert; n.n.: nicht nachweisbar; SD: Standardabweichung

## 5.2 Vergleich internationaler und nationaler Daten

Die im Rahmen dieser Studie untersuchten bromierten Flammschutzmittelgehalte in Fisch-, Boden- und Klärschlammproben wurden mit Ergebnissen aus internationalen Studien verglichen. Eine Zusammenfassung sowie die grafische Darstellung verschiedener Studien sind in Anhang B angeführt. Der Vergleich der in dieser Studie erhaltenen Ergebnisse mit internationalen Werten ist in Kapitel 6 diskutiert.

## 6 DISKUSSION

### 6.1 Tetrabrombisphenol A (TBBPA)

#### **Toxizität von TBBPA**

TBBPA ist jenes bromierte Flammschutzmittel, das weltweit in den größten Mengen produziert wird und ca. 60 % des gesamten Marktes umfasst. In der Umwelt ist TBBPA persistent, besitzt aber nur ein geringes Bioakkumulationspotenzial. Allerdings kann ein Abbau zu TBBPA-bME sowie zu endokrin wirksamem BPA erfolgen. Für Wasserorganismen ist TBBPA bereits in niedrigen Konzentrationen toxisch.

#### 6.1.1 TBBPA in Umweltmedien

##### **TBBPA in Fischen**

Auf internationaler Ebene wurden bereits einige Untersuchungen von TBBPA in unterschiedlichen Fischarten durchgeführt (siehe Anhang B). Die dabei nachgewiesenen Konzentrationen variieren stark in ihrer Höhe. So wurden beispielsweise in 59 untersuchten Fischproben aus der Tschechischen Republik im Jahr 2010 durchschnittlich 61 µg TBBPA/kg Fettgewicht nachgewiesen (SVIHLIKOVA et al. 2015). Auch eine Untersuchung in 34 Fischen mehrerer verschiedener Arten aus dem chinesischen Dongjiang-Fluss zeigte durchschnittliche TBBPA-Gehalte je nach Spezies zwischen 18 und 35 µg/kg Fettgewicht (HE et al. 2013). Untersuchungen in anderen Ländern zeigten wiederum keine bzw. nur sehr geringe TBBPA-Kontaminationen, wie zum Beispiel in Irland im Jahr 2005 (McHugh et al. 2010), den Färöer Inseln, Finnland und Schweden im Jahr 2009 (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011) und Kanada (ZHOU et al. 2010). Auch die im Rahmen dieser Studie untersuchten sieben österreichischen Fischproben aus dem Jahr 2013 wiesen keine Belastungen mit TBBPA auf.

##### **TBBPA in Böden und Sedimenten**

Derzeit existieren nur sehr wenige Untersuchungen von TBBPA in Böden auf internationaler Ebene (siehe Anhang B Tabelle 9), während für Sedimente zumindest einige Studien vorliegen. TBBPA-Untersuchungen in Böden sind in erster Linie aus China verfügbar, wobei die Ergebnisse große Konzentrationsunterschiede aufweisen. So konnte in einer Bodenprobe in der Nähe eines TBBPA-Produktionswerks nur eine sehr geringe TBBPA-Konzentration von 0,12 µg/kg Trockenmasse nachgewiesen werden (JIN et al. 2006). Im Gegensatz dazu zeigte eine 2012 durchgeführte Untersuchung in chinesischen Bodenproben durchwegs höhere Belastungen im Bereich zwischen 30 µg/kg und 166 µg/kg (Mittelwert: 82 µg/kg) (WANG et al. 2015). In Sedimenten lagen hingegen durchwegs nur sehr geringe Konzentrationen an TBBPA in Bodenproben verschiedener Länder vor (LUIGI et al. 2015; NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011). In den insgesamt zehn untersuchten österreichischen Proben konnte TBBPA nicht nachgewiesen werden.

##### **TBBPA in Klärschlämmen**

In verschiedenen Ländern durchgeführte Untersuchungen von TBBPA in Klärschlämmen zeigten ein heterogenes Bild. Die höchsten TBBPA-Gehalte wurden in Spanien 2008 bzw. 2009 sowie in Kanada 2003 nachgewiesen. Die durchschnittlichen Konzentrationen lagen hier bei 576 µg/kg Trockenmasse (GUERRA et al. 2010) bzw. bei 104 µg/kg Trockenmasse (GORGIA et al. 2013), sowie bei 310 µg/kg Trockenmasse (SAINT-LOUIS & PELLETIER 2004). Generell waren die TBBPA-Belastungen in Klärschlämmen in anderen Ländern aber wesentlich geringer. Sehr niedrige Konzentrationen unter 1 µg/kg Klärschlamm konnten zum

Beispiel in Italien (MASCOLO et al. 2010) sowie Dänemark und Norwegen im Jahr 2009 (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011) nachgewiesen werden. Eine Übersicht über die Untersuchungsergebnisse von TBBPA in Klärschlämmen ist in Anhang B Tabelle 10 dargestellt. Die Untersuchung der drei österreichischen Klärschlammproben aus dem Jahr 2015 zeigte variierende TBBPA-Belastungen. Die gemessenen Werte lagen zwischen 3,4 und 17 µg TBBPA/kg Klärschlamm (Trockenmasse) mit einem Mittelwert von 9,2 µg/kg.

### 6.1.2 Bewertung der Belastungen in österreichischen Proben

Die im Rahmen der vorliegenden Studie untersuchten Fisch- und Bodenproben waren nicht mit TBBPA belastet. Lediglich in den untersuchten Klärschlammproben konnten TBBPA-Konzentrationen bis zu 17 µg/kg nachgewiesen werden. Vergleichbare Belastungen wurden in Klärschlammproben der Färöer Inseln aus dem Jahr 2009 (7,5 µg/kg im Mittel) sowie aus Schweden aus den Jahren 2009–2010 (5,7 µg/kg im Mittel) gefunden (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011).

Wie im Kapitel 6.1.1 diskutiert, sind die in Klärschlammproben nachgewiesenen TBBPA-Konzentrationen breit gestreut. Durchgeführte Monitoring-Untersuchungen in deutschen Kläranlagen zeigten große Schwankungen zwischen den einzelnen Proben hinsichtlich der TBBPA-Gehalte, was auf punktuelle Einträge hinweist. Somit ist davon auszugehen, dass der TBBPA-Eintrag in die Umwelt – anders als bei etlichen anderen bromierten Flammschutzmitteln, die teilweise durch diffuse Auslaugungs- und Verdunstungsprozesse eingetragen werden – als Folge von punktuellen Einleitungen aus industriellen Prozessen erfolgt (KUCH et al. 2001).

**punktueller  
Eintragspfade**

Generell bestehen bezüglich Eintrag und Verhalten in der Umwelt große Wissenslücken und damit der Bedarf an weiteren Untersuchungen. Besonders der Eintrag von TBBPA in Böden und der weitere Abbau zu endokrin wirksamen BPA sowie dem Kandidatenstoff für die Einstufung als PBT-Substanz TBBPA-bME führen zu längerfristigen und indirekten Risiken. Aus diesem Grund ist die Reduktion von TBBPA-Einträgen in die Umwelt anzustreben (ECB 2008a; UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2008).

**Umweltrisiken**

## 6.2 Hexabromcyclododecan (HBCDD)

HBCDD wird als Flammschutzmittel in einer Reihe von unterschiedlichen Produkten eingesetzt und kann während des gesamten Produktlebenszyklus in die Umwelt gelangen. Aufgrund seiner Eigenschaften zählt HBCDD zu den PBT-Stoffen. Zudem erfüllt die Substanz die POP-Kriterien und wurde 2013 in die Stockholm-Konvention aufgenommen. Nach CLP-Verordnung ist HBCDD unter anderem als reproduktionstoxisch der Kategorie 2 eingestuft.

**Toxizität von  
HBCDD**

## 6.2.1 HBCDD in Umweltmedien

### **HBCDD in Fischen**

International wurden in den vergangenen Jahren etliche Untersuchungen zu HBCDD bzw. seinen Stereoisomeren in verschiedenen Fischarten durchgeführt (siehe Anhang B Tabelle 11). Ähnlich wie bei anderen bromierten Flammschutzmitteln variieren die nachgewiesenen Konzentrationen stark in ihrer Höhe. So konnte beispielsweise in Belgien zwischen 2000 und 2009 eine durchschnittliche Belastung in Fischen von 510 µg Gesamt-HBCDD/kg Fettgewicht identifiziert werden (MALARVANNAN et al. 2014). Auch Untersuchungen in anderen Ländern, wie beispielsweise in der Schweiz im Jahr 2004 (CHEAIB et al. 2009), in England im Jahr 2008 (HARRAD et al. 2009), in Frankreich in den Jahren 2008–2009 (MIEGE et al. 2012) oder Italien im Jahr 2011 (POMA et al. 2014) zeigten durchschnittliche Belastungen in Fischen von über 100 µg/kg. Diese Ergebnisse unterscheiden sich wesentlich von anderen Studien. 2005 konnten zum Beispiel in Irland im Mittel Belastungen von 7 µg Gesamt-HBCDD/kg Feuchtgewicht nachgewiesen werden (MCHUGH et al. 2010). Eine im Jahr 2010 in der Tschechischen Republik durchgeführte Untersuchung zeigte vergleichsweise mittlere HBCDD-Belastungen (SVIHLIKOVA et al. 2015). Auch die im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführte Untersuchung von österreichischen Fischproben zeigte verhältnismäßig geringe Konzentrationen: Der durchschnittliche Gesamt-HBCDD-Gehalt in insgesamt sieben Fischproben lag hier bei 6,1 µg/kg Feuchtgewicht. Eine Betrachtung der einzelnen HBCDD-Stereoisomere zeigte in allen vorliegenden Untersuchungen ein ähnliches Bild (siehe Anhang B Abbildung 5): Das Stereoisomer  $\alpha$ -HBCDD machte in Fischen den Großteil des gesamten HBCDD aus, während  $\beta$ - und  $\gamma$ -HBCDD nur einen sehr geringen Anteil umfassten. Auch in einem Großteil der österreichischen Fischproben umfasste das  $\alpha$ -Stereoisomer den Hauptanteil (70–100 %) am Gesamt-HBCDD, während das  $\beta$ -Stereoisomer (0–5 %) sowie das  $\gamma$ -Stereoisomer (0–25 %) nur einen geringen Anteil ausmachten. Diese Ergebnisse lassen sich mit dem Bioakkumulationspotenzial von  $\alpha$ -HBCDD erklären, das im Vergleich zu den anderen beiden Stereoisomeren höher liegt (EFSA 2011b). In zwei der untersuchten Fischproben war  $\gamma$ -HBCDD anteilmäßig am meisten vertreten (48 bzw. 67 %). Wie in Kapitel 3.2 beschrieben, setzt sich technisches HBCDD zu 70–95 % aus  $\gamma$ -HBCDD zusammen (ECB 2008b), welches außerdem im Organismus durch bestimmte Stoffwechselforgänge zu  $\alpha$ - und  $\beta$ -HBCDD umgewandelt werden kann (EFSA 2011b). Im Falle der untersuchten Fischproben mit anteilmäßig höheren Gehalten an  $\gamma$ -HBCDD dürfte es sich damit um akute Gesamt-HBCDD-Belastungen handeln.

### **HBCDD in Böden und Sedimenten**

Mit Ausnahme von zwei in den Jahren 2009 bzw. 2011 in China durchgeführten Untersuchungen von HBCDD in Böden, die durchschnittliche Gehalte von 23 µg/kg Trockenmasse (MENG et al. 2011) bzw. 12 µg/kg Trockenmasse (WANG et al. 2013) enthielten, zeigten Studien in unterschiedlichen Ländern generell recht geringe HBCDD-Kontaminationen in Böden bzw. Sedimenten (siehe Anhang B Tabelle 12). Die im Rahmen dieser Studie untersuchten Bodenproben enthielten durchschnittliche HBCDD-Gehalte, die über jenen aus beispielsweise Asien (EGUCHI et al. 2013; GAO et al. 2011) oder Schweden (NEWTON et al. 2015) lagen. In den meisten Fällen ist in Böden, die in mehreren Untersuchungen analysiert wurden, das Stereoisomer  $\gamma$ -HBCDD anteilmäßig am stärksten vertreten (siehe Anhang B). Für die österreichischen Bodenproben, die positive HBCDD-Gehalte aufweisen, beträgt dieser Anteil zwischen 40 und 100 %, während  $\alpha$ -HBCDD in Anteilen zwischen 5 und 55 % sowie  $\beta$ -HBCDD in Anteilen

zwischen 0 und 9 % enthalten war. Lediglich eine untersuchte Bodenprobe enthielt nur  $\alpha$ -HBCDD als einziges Stereoisomer. Beim Vergleich der HBCDD- bzw. HBCDD-Stereoisomer-Konzentrationen in unterschiedlichen Bodentiefen (siehe Tabelle 7) zeigte sich, dass HBCDD generell in der oberen Bodenschicht (0–5 cm) häufiger und in höheren Konzentrationen nachweisbar war als in einer tieferen Bodenschicht (5–10 cm). Auch wenn aufgrund der Stichprobenverteilung (7 Bodenproben 0–5 cm sowie 3 Bodenproben 5–10 cm) nur eine limitierte Aussage getroffen werden kann, weisen die erhaltenen Ergebnisse darauf hin, dass HBCDD sich in erster Linie in den oberen Bodenschichten ablagert und vermutlich nur teilweise in tiefere Schichten ausgewaschen wird.

Derzeit existiert nur eine limitierte Anzahl von HBCDD-Untersuchungen in Klärschlämmen (siehe Anhang B Tabelle 13). Eine zwischen 2003 und 2005 in der Schweiz durchgeführte Untersuchung zeigte vergleichsweise hohe durchschnittliche Gesamt-HBCDD-Belastungen von 149  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Trockenmasse (KUPPER et al. 2008). Untersuchungen in Spanien im Jahr 2009 sowie in China im Jahr 2010 und in den Jahren 2010–2013 zeigten wesentlich geringere Gesamt-HBCDD-Belastungen von durchschnittlich 19,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , 4,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bzw. 17,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (GORGA et al. 2013; XIANG et al. 2015; ZENG et al. 2014). Der durchschnittliche Gesamt-HBCDD-Gehalt in den österreichischen Klärschlammproben lag dazu im Vergleich bei 41  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Die Anteile der unterschiedlichen HBCDD-Stereoisomere umfassten in erster Linie  $\alpha$ -HBCDD (24–70 %) und  $\gamma$ -HBCDD (25–68 %), während  $\beta$ -HBCDD (6–8 %) nur einen geringen Anteil am Gesamt-HBCDD ausmachte. Ein ähnliches Bild zeigte sich in anderen Untersuchungen (z. B. GUERRA et al. 2010).

**HBCDD in  
Klärschlämmen**

## 6.2.2 Bewertung der Belastungen in österreichischen Proben

In allen untersuchten Fischproben konnte HBCDD nachgewiesen werden. Die zwischen 70 und 100 % nachgewiesenen Anteile von  $\alpha$ -HBCDD am Gesamt-HBCDD decken sich mit Ergebnissen aus anderen Untersuchungen und zeigen, dass dieses Stereoisomer das größte Bioakkumulationspotenzial hat. Im Vergleich zu anderen international durchgeführten Studien sind die Belastungen der Fische mit HBCDD gering. Basierend auf der Risikobewertung der EFSA (EFSA 2011b) ist außerdem nicht von einem gesundheitlichen Risiko bei Fischkonsum auszugehen. Es existieren derzeit keine gesetzlichen Regelungen für HBCDD in Lebensmitteln.

**geringe  
Fischbelastung**

In 80 % der insgesamt 10 untersuchten österreichischen Bodenproben konnte HBCDD nachgewiesen werden. Im Vergleich mit internationalen Untersuchungen lagen die nachgewiesenen HBCDD-Gesamtgehalte im mittleren Bereich. Wie auch in anderen Untersuchungen war das Isomer  $\gamma$ -HBCDD anteilmäßig am stärksten vertreten (siehe Anhang B). Aufgrund der persistenten, bioakkumulativen und toxischen (PBT) Eigenschaften stellt HBCDD in der Umwelt ein Problem dar. Auch in ihrer Risikobewertung kam die EU zum Schluss, dass ein Risikopotenzial für HBCDD in der Umwelt besteht (ECB 2008b).

**mittlere  
Bodenbelastung**

HBCDD konnte in allen Klärschlammproben nachgewiesen werden. Im Vergleich zu verfügbaren Daten internationaler Untersuchungen liegt die durchschnittliche Belastung aber eher im unteren Bereich.

**geringe  
Klärschlamm-  
belastung**

Wie bereits in der EU-Risikobewertung empfohlen, sind weitere Untersuchungen und Umweltbeobachtungen von HBCDD und seiner Stereoisomere wünschenswert. Die Empfehlungen umfassten außerdem die Identifizierung von Eintragsquellen sowie die Differenzierung von diffusen bzw. punktuellen Quellen.

### 6.3 Decabromdiphenylethan (DBDPE)

#### **Toxizität von DBDPE**

DBDPE wird seit Jahrzehnten als alternatives Flammschutzmittel zu DecaBDE eingesetzt. In der Umwelt ist DBDPE persistent sowie möglicherweise bioakkumulativ. Nach derzeitigem Wissensstand ist die Substanz nicht entwicklungstoxisch, teratogen oder gentoxisch. Ökotoxikologische Untersuchungen zeigten aber eine mögliche endokrine Wirksamkeit in Fischen.

#### 6.3.1 DBDPE in Umweltmedien

##### **DBDPE in Fischen**

Untersuchungsergebnisse in Fischproben, die weltweit in verschiedenen Ländern durchgeführt wurden, zeigen sehr unterschiedliche DBDPE-Belastungen (siehe Anhang B Tabelle 14). Vergleichsweise hohe Konzentrationen von durchschnittlich 43 µg/kg Fettgewicht konnten im Llobregat-Fluss in Spanien 2010 nachgewiesen werden, wobei eine Probe einen Maximalgehalt von 130 µg/kg aufwies (SANTÍN et al. 2013). In anderen Ländern wie beispielsweise in Finnland, Schweden und den Färöer Inseln 2009 (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011) sowie in China 2013 (SUN et al. 2015) waren die DBDPE-Belastungen gering. Besonders in einer chinesischen Studie in Fischen, die aus der Umgebung einer Aufbereitungsanlage für Elektroabfall stammen, konnten keine Belastungen über dem Quantifizierungslimit nachgewiesen werden (SHI et al. 2009). In den im Rahmen dieser Studie untersuchten Fischproben konnten ebenfalls nur Konzentrationen unter dem Quantifizierungslimit detektiert werden.

##### **DBDPE in Böden und Sedimenten**

Untersuchungen von DBDPE in Böden bzw. Sedimenten zeigen sehr heterogene Konzentrationen (siehe Anhang B Tabelle 15). In Böden konnten im Mittel zwischen 2,2 µg/kg Trockenmasse in Indonesien 2008 (ILYAS et al. 2011) und 36 µg/kg Trockenmasse in China 2011 (LIN et al. 2015) nachgewiesen werden. Die DBDPE-Belastungen in österreichischen Bodenproben lagen mit durchschnittlich 1,1 µg/kg Trockenmasse hier eher im unteren Bereich.

##### **DBDPE in Klärschlämmen**

Auch in Klärschlämmen gibt es große Konzentrationsunterschiede (siehe Anhang B Tabelle 16). Die höchste Belastung konnte in einer Probe aus Korea im Jahr 2011 festgestellt werden. Hier lag der Maximalwert bei 3.100 µg/kg Trockenmasse (LEE et al. 2014). Auch in China wurden im Jahr 2007 verhältnismäßig hohe Konzentrationen von durchschnittlich 1.183 µg/kg Trockenmasse nachgewiesen (SHI et al. 2009). Im Vergleich dazu lagen in europäischen Untersuchungen die DBDPE-Belastungen wesentlich geringer. So konnten zwischen durchschnittlich 3,8 µg DBDPE/kg Trockenmasse in Norwegen 2009 (NYHOLM et al. 2013) und 98 µg DBDPE/kg Trockenmasse in Finnland 2009 (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011) nachgewiesen werden. Die DBDPE-Gehalte in den untersuchten österreichischen Klärschlammproben lagen mit 85 µg/kg Trockenmasse im Mittel eher im oberen Konzentrationsbereich in Europa.



### 6.3.2 Bewertung der Belastungen in österreichischen Proben

In den untersuchten Fischproben war DBDPE nur in Spuren zu finden. Damit ist hier von keiner Gesundheitsgefährdung auszugehen. Auch die österreichischen Bodenproben zeigten recht geringe Belastungen. Im Vergleich mit internationalen Studien waren die nachgewiesenen Konzentrationen verhältnismäßig gering. Die Belastungen in Klärschlämmen lagen allerdings im europäischen Vergleich eher im oberen Bereich, wenn auch geringer als beispielsweise in Finnland. Hierbei muss angemerkt werden, dass es sich bei den untersuchten österreichischen Klärschlammproben um eine geringe Anzahl an Stichproben handelte.

***Klärschlämme sind höher belastet***

## 6.4 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE)

BTBPE wird als additives Flammschutzmittel unter anderem als Substitut für OctaBDE und DecaBDE eingesetzt. Dennoch sind die Produktionsmengen in der EU gering. Aufgrund seiner Eigenschaften in der Umwelt ist BTBPE als PBT-Stoff eingestuft. Bei längerer Erhitzung können zudem Dioxine entstehen. Ökotoxikologische Untersuchungen zeigen außerdem ein mögliches endokrines Potenzial.

***Toxizität von BTBPE***

### 6.4.1 BTBPE in Umweltmedien

Internationale Untersuchungen von BTBPE in Fischproben zeigten generell etwas heterogene Belastungen, die sich nach Standort und Probenahmezeitraum unterscheiden (siehe Anhang B Tabelle 17). Besonders hohe BTBPE-Konzentrationen konnten in China im Jahr 2006 nachgewiesen werden mit durchschnittlichen Gehalten von bis zu 518 µg/kg Fettgewicht, wobei die Probenahme in der Umgebung einer Recyclinganlage für Elektroabfälle erfolgte (WU et al. 2010). Zudem lagen die nachgewiesenen BTBPE-Konzentrationen in Fischen in den Jahren 2004 bis 2009 größtenteils höher als zu späteren Zeitpunkten durchgeführte Studien (siehe Anhang B

***BTBPE in Fischen***

Abbildung 11). So waren Fischproben aus Kanada im Jahr 2004 mit durchschnittlich 1,9 µg BTBPE/kg Fettgewicht belastet (ISMAIL et al. 2009). Im Jahr 2009 untersuchte Fischproben aus Norwegen, Finnland, Schweden und den Färöer Inseln wiesen hingegen keine bzw. nur sehr geringe BTBPE-Kontaminationen auf (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011). Auch die im Rahmen dieser Studie durchgeführten Untersuchungen von BTBPE in Fischproben zeigten nur sehr geringe Gehalte (0,004 µg/kg Feuchtgewicht im Mittel).

Derzeit sind auch international kaum Studien zur BTBPE-Belastung in Böden verfügbar. Einige Untersuchungen wurden allerdings in Sedimenten durchgeführt, wobei die Belastungen hier aber generell gering waren (siehe Anhang B Tabelle 18). Beispielsweise wurde in Sedimentproben in den Niederlanden 2005 durchschnittlich 0,28 µg BTBPE/kg Trockenmasse nachgewiesen (LÓPEZ et al. 2011). In den im Rahmen der vorliegenden Studie untersuchten österreichischen Bodenproben war BTBPE in Konzentrationen bis zu 0,051 µg/kg Trockenmasse (0,015 µg/kg im Mittel) enthalten. Trotz dieser geringen Belastun-

***BTBPE in Böden und Sedimenten***

gen war BTBDE zumindest in Spuren in allen Proben enthalten. Ähnlich wie im Falle der HBCDD-Belastungen waren in den Bodenschichten in einer Tiefe von 0–5 cm generell höhere BTBPE-Konzentrationen nachweisbar als in einer Tiefe von 5–10 cm (siehe Anhang A, Tabelle 7).

***BTBPE in Klärschlämmen***

Untersuchungen von BTBPE in Klärschlämmen zeigten, bezogen auf die Durchschnittsbelastungen, ein ähnliches Bild. Im Mittel konnten zwischen 0,61 µg/kg Trockenmasse in Island (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011) und 3,5 µg/kg Trockenmasse in Deutschland 2009 (KÖRNER et al. 2011) nachgewiesen werden. Auch die österreichischen Klärschlammproben wiesen mit durchschnittlich 1,5 µg/kg Konzentrationen in diesem Bereich auf. Die höchste Einzelbelastung wurde mit 16,5 µg/kg in einer Probe aus Deutschland 2008 nachgewiesen (KÖRNER et al. 2011).

### **6.4.2 Bewertung der Belastungen in österreichischen Proben**

***geringe Belastung***

Die im Rahmen dieser Studie durchgeführten Untersuchungen von BTBPE in Fischen, Böden und Klärschlämmen zeigten vergleichsweise geringe Belastungen. Besonders in den untersuchten Fisch- und Bodenproben waren die nachgewiesenen Konzentrationen niedrig. Wie eine in China durchgeführte Studie (siehe WU et al. 2010) in der Umgebung von kontaminierten Standorten bei einer Recyclinganlage für Elektroschrott zeigte, basieren hohe BTBPE-Belastungen auf punktuellen Eintragsquellen. Zudem zeigte die Untersuchung der österreichischen Bodenproben in unterschiedlichen Bodentiefen, dass die BTBPE-Belastung in tieferen Schichten geringer ausfällt als an der Bodenoberfläche. Damit ist davon auszugehen, dass BTBPE ähnlich wie HBCDD in erster Linie in den oberen Bodenschichten angelagert wird und vermutlich nur teilweise in tiefere Bodenschichten ausgewaschen wird.

***punktueller Eintragsquellen***

***Umweltrisiken***

Obwohl BTBPE als Ersatz für die bromierten Flammschutzmittel OctaBDE und PentaBDE seit Jahrzehnten eingesetzt wird, spiegeln die geringen Belastungen die dennoch geringen Produktionsvolumina wider. Jedoch müssen trotz dieser niedrigen Belastungen seine persistenten, bioakkumulativen und toxischen Eigenschaften berücksichtigt werden. Eine weitere Problematik stellt die potenzielle endokrine Wirksamkeit von BTBPE dar. Zudem können bei Verbrennungsprozessen aus BTBPE Substanzen wie beispielsweise Dioxine entstehen, die ebenfalls ein wesentliches Problem für Umwelt und Mensch darstellen können. Generell sollte der Einsatz sowie der Eintrag von BTBPE als Flammschutzmittel reduziert werden.

### **6.5 Hexabrombenzol (HBB)**

***Toxizität von HBB***

HBB wird als additives Flammschutzmittel eingesetzt und hauptsächlich aus Japan und China in die EU importiert. In der Umwelt hat HBB ein Potenzial zur Bioakkumulation und kann auch im Fettgewebe akkumulieren.

### 6.5.1 HBB in Umweltmedien

Auf internationaler Ebene wurde HBB in Fischen in einer Reihe von Studien untersucht (siehe Anhang B Tabelle 20). Die dabei nachgewiesenen Gehalte variieren stark in ihrer Höhe. Besonders hohe Konzentrationen von bis zu durchschnittlich 2.451 µg/kg Fettgewicht wurden bei einer Elektroschrott-Recyclinganlage in China nachgewiesen (WU et al. 2010).

#### ***HBB in Fischen***

In anderen Regionen, bei denen keine besonderen Kontaminationen zu erwarten waren, sind die nachgewiesenen HBB-Gehalte in verschiedenen Fischarten verhältnismäßig gering. Die im Rahmen der vorliegenden Studie untersuchten Fischproben zeigten nur sehr geringe HBB-Belastungen von durchschnittlich 0,0007 µg/kg Feuchtgewicht. Insgesamt waren in 57 % der untersuchten Proben HBB nachweisbar. Diese Ergebnisse sind mit Untersuchungen in anderen europäischen Ländern wie beispielsweise in Frankreich (siehe MUNSCHY et al. 2011) vergleichbar.

Internationale Daten zu HBB-Gehalten in Böden gibt es derzeit noch sehr wenige. Eine im Jahr 2012 durchgeführte Untersuchung von Bodenproben in Schweden zeigte nur sehr geringe Belastungen mit HBB von durchschnittlich 0,0069 µg/kg Trockenmasse (NEWTON et al. 2015). In den insgesamt zehn untersuchten österreichischen Bodenproben konnten hingegen keine relevanten HBB-Konzentrationen nachgewiesen werden. Zwar waren insgesamt 70 % der Proben positiv, allerdings lagen in den meisten Fällen die HBB-Konzentrationen unter dem Quantifizierungslimit (LOQ). Einige Studien existieren zu HBB in Sedimenten. Auch hier waren die nachgewiesenen HBB-Gehalte äußerst gering. Durchschnittlich am höchsten war die Belastung von nicht kontaminierten Böden in Finnland mit HBB-Werten von 0,076 µg/kg Trockenmasse im Mittel (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011). Im Gegenzug lagen in chinesischen Bodenproben, die an einem Standort einer Elektroabfall-Recyclinganlage gezogen wurden, sehr hoch. Die durchschnittliche HBB-Konzentration von insgesamt sechs Proben lag hier bei 8.672 µg/kg Trockenmasse (WU et al. 2010). Diese Ergebnisse zeigen, dass in der Umgebung derartiger Anlagen besonders hohe Kontaminationen vorliegen können.

#### ***HBB in Böden und Sedimenten***

International existieren etliche Studien zur HBB-Belastung von Klärschlämmen, insbesondere in Europa. Generell sind die nachgewiesenen Konzentrationen verhältnismäßig gering. Die durchschnittlichen HBB-Gehalte in den untersuchten österreichischen Klärschlammproben von 0,059 µg/kg Trockenmasse sind mit jenen aus Deutschland 2008 (0,034 µg/kg) sowie 2009 (0,012 µg/kg) (KÖRNER et al. 2011) und Norwegen 2009 (0,04 µg/kg) (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 2011) vergleichbar.

#### ***HBB in Klärschlämmen***

### 6.5.2 Bewertung der Belastungen in österreichischen Proben

Die Untersuchung der Fisch-, Boden- und Klärschlammproben, die im Rahmen dieser Studie durchgeführt wurde, zeigte nur geringe Belastungen mit HBB. Zwar konnten in 57 % der Fischproben sowie in 70 % der Bodenproben Spuren von HBB nachgewiesen werden, zumeist handelte es sich aber dabei um Konzentrationen unter dem Quantifizierungslimit. In den untersuchten Klärschlämmen waren in allen Proben HBB nachweisbar, wobei die analysierten Konzentrationen sehr gering waren. Basierend auf den erhaltenen Ergebnissen ist nicht von einem Risiko durch HBB auszugehen.

#### ***geringe Belastung***

## 7 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ABS.....	Acryl-Butadien-Styrol
BFR.....	Bromierte Flammschutzmittel
BfR .....	Deutsches Bundesinstitut für Risikobewertung
BP .....	Bromierte Phenole
BTBPE .....	1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan
CLP .....	Classification, Labelling and Packaging
DBDPE.....	Decabromdiphenylethan
DBNPG .....	Dibromneopentylglycol
ECB.....	Europäisches Chemikalienbüro
ECHA .....	Europäische Chemikalienagentur
EFSA.....	Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit
FG .....	Fettgewicht
HBB.....	Hexabrombenzol
HBCDD .....	Hexabromcyclododecan
PACT-RMOA.....	Public Activities Coordination Tool – Risk Management Option Analysis
PBDE .....	Polybromierte Diphenylether
PBT .....	persistent, bioakkumulativ, toxisch
POP .....	Persistent Organic Pollutants
REACH .....	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
RoHS .....	Restriction of Hazardous Substances Directive (Richtlinie zur Beschränkung gefährlicher Stoffe)
SVHC .....	Substance of Very High Concern
TBBPA .....	Tetrabrombisphenol A
TBBPA-bAE .....	Tetrabrombisphenol A bisallylether
TBBPA-bDiBPrE	Tetrabrombisphenol A bis(2,3-dibromopropylether)
TBBPA-bME.....	Tetrabrombisphenol A bismethylether
TDBPP .....	Tris(2,3-dibrompropyl)phosphate
TM.....	Trockenmasse
vPvB.....	Very persistent, very bioaccumulative
WEEE .....	Waste Electrical and Electronic Equipment
WRRL .....	Wasserrahmenrichtlinie

## 8 QUELLENNACHWEISE

- ACC – American Chemistry Council (2014): Flame Retardant Basics. <http://flameretardants.americanchemistry.com/FAQs/Flame-Retardant-Basics.html>
- ALAE, M.; ARIAS, P.; SJÖDIN, A. & BERGMAN, Å. (2003): An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environ Int* 29: 683–689.
- ARP, H.P.H.; MØSKELAND, T.; ANDERSSON, P.L. & NYHOLM, J.R. (2011): Presence and partitioning properties of the flame retardants pentabromotoluene, pentabromoethylbenzene and hexabromobenzene near suspected source zones in Norway. *J Environ Monit* 13: 505–513.
- BARÓN, E.; SANTÍN, G.; ELJARRAT, E. & BARCELÓ, D. (2014): Occurrence of classic and emerging halogenated flame retardants in sediment and sludge from Ebro and Llobregat river basins (Spain). *J Hazard Mat* 265: 288–295.
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2012): Einführung in die Problematik der Bekleidungstextilien. Aktualisierte Stellungnahme Nr. 041/2012 des BfR vom 6. Juli 2012. Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin, Deutschland.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (n.b.): Das Europäische Umweltzeichen – EU Ecolabel. <https://www.umweltzeichen.at/cms/de/ecolabel/content.html>
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014a): POP-Übereinkommen. <http://www.bmlfuw.gv.at/greentec/chemikalien/uebereinkommen-int/pop-uebereinkommen.html>
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014b): Das Österreichische Umweltzeichen – Richtlinien. <http://www.umweltzeichen.at/cms/de/fuer-interessierte/richtlinien/content.html>
- BUSTNES, J.O.; LIE, E.; HERZKE, D.; DEMPSTER, T.; BJØRN, P.A.; NYGÅRD, T. & UGLEM, I. (2010): Salmon Farms as a Source of Organohalogenated Contaminants in Wild Fish. *Eviron Sci Technol* 44: 8736–8743.
- BYER, J.D.; ALAE, M.; BROWN, R.S.; LEBEUF, M.; TROTTIER, S.; BACKUS, S.; BLUNT, S.; KEIR, M.; KONEFAL, M.; PACEPAVICIUS, G. & HODSON, P. (2010): Brominated Flame Retardants in American Eel: a Reason for the Eel's Decline? [http://www.researchgate.net/publication/242589686\\_Brominated\\_Flame\\_Retardants\\_in\\_American\\_Eel\\_a\\_Reason\\_for\\_the\\_Eel%27s\\_Decline](http://www.researchgate.net/publication/242589686_Brominated_Flame_Retardants_in_American_Eel_a_Reason_for_the_Eel%27s_Decline)
- CERESANA (2015): Marktstudie Flammschutzmittel (3. Auflage). <http://www.ceresana.com/de/marktstudien/additive/flammschutzmittel/ceresana-marktstudie-flammschutzmittel.html>
- CHEAIB, Z.; GRANDJEAN, D.; KUPPER, T. & DE ALENCASTRO, L.F. (2009): Brominated Flame Retardants in Fish of Lake Geneva (Switzerland). *Bull Environ Contam Toxicol* 82: 522–527.

- COVACI, A.; HARRAD, S.; ABDALLAH, M.A.-E.; ALI, N.; LAW, R.J.; HERZKE, D. & DE WIT, C.A. (2011): Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behaviour. *Environ Int* 37: 532–556.
- DE JOURDAN, B.; HANSON, M.; MUIR, D. & SOLOMON, K. (n.b.): Fate, Bioaccumulation Potential and Toxicity of Three Non-PBDE Brominated Flame Retardants. <http://onaquasirelatednote.files.wordpress.com/2012/02/de-jourdan-hesi-poster.pdf>
- EBFRIP – European Brominated Flame Retardant Industry Panel (2008): Regulatory Centre. <http://www.ebfrip.org/main-nav/european-regulatory-centre>
- ECB – Europäisches Chemikalienbüro (2006): European Union Risk Assessment Report 2,2',6,6'-tetrabromo-4,4'-isopropylidenediphenol (tetrabromobisphenol-A or TBBP-A) Part II – human health. <http://echa.europa.eu/documents/10162/32b000fe-b4fe-4828-b3d3-93c24c1cdd51>
- ECB – Europäisches Chemikalienbüro (2008a): Risk Assessment of 2,2',6,6'-Tetrabromo-4,4'-isopropylidene diphenol (Tetrabromobisphenol-A) Final Environmental Rar of February 2008. <http://echa.europa.eu/documents/10162/17c7379e-f47b-4a76-aa43-060da5830c07>
- ECB – Europäisches Chemikalienbüro (2008b): Risk Assessment Hyxabromocyclododecane. <http://echa.europa.eu/documents/10162/661bff17-dc0a-4475-9758-40bdd6198f82>
- ECHA – Europäische Chemikalienagentur (2014a): Informationen über Chemikalien. <http://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals>
- ECHA – Europäische Chemikalienagentur (2014b): Decision on Substance Evaluation pursuant to Article 46(1) of Regulation (EC) No 1907/2006 For 1,1'-(ethane-1,2-diy)bis[pentabromobenzene], CAS No 84852-53-9 (EC No 284-366-9). <http://echa.europa.eu/documents/10162/a7077ff8-3fde-491e-b759-b012aa6b330f>
- ECHA – Europäische Chemikalienagentur (2014c): Adopted opinions and previous consultations on applications for authorisation. <http://echa.europa.eu/de/addressing-chemicals-of-concern/authorisation/applications-for-authorisation-previous-consultations/-/substance/5901/search/25637-99-4/term:jsessionid=07859C744FFEF1BB063F50AE1DAD12D7.live2>
- ECHA – Europäische Chemikalienagentur (2015): Classification and Labelling Inventory. <http://clp-inventory.echa.europa.eu/>
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2011a): Scientific Opinion on Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and its derivatives in food. *EFSA Journal* 9(12): 2477, 1–67.
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2011b): Scientific Opinion on Hexabromocyclododecanes (HBCDDs) in Food. *EFSA Journal* 9(7): 2296, 1–118.
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2011c): Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. *EFSA Journal* 9(5): 2156, 1–274.

- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2012a): Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. EFSA Journal 10(10): 2908.
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2012b): Scientific Opinion on Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food: Brominated Phenols and their Derivates. EFSA Journal 10(4): 2634.
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2014): Bromierte Flammschutzmittel. <http://www.efsa.europa.eu/de/topics/topic/bfr.htm>
- EG – Europäische Gemeinschaft (2004): Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG. 2004R0850-DE-05.05.2009-003.001, 1–26.
- EGUCHI, A.; ISOBE, T.; RAMU, K.; TUE, N.M.; SUDARYANTO, A.; DEVANATHAN, G.; VIET, P.H.; TANA, R.S.; TAKAHASHI, S.; SUBRAMANIAN, A. & TANABE, S. (2013): Soil contamination by brominated flame retardants in open waste dumping sites in Asian developing countries. Chemosphere 90: 2365–2371.
- Ek – Europäische Kommission (2006): Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2006R1907:20130701:EN:PDF#page=218>
- Ek – Europäische Kommission (2011): Verordnung (EU) Nr. 143/2011 der Kommission vom 17. Februar 2011 zur Änderung von Anhang XIV der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH). Amtsblatt der Europäischen Union, L44/2-6.
- Ek – Europäische Kommission (2014a): The EU Ecolabel for Wooden Furniture. [http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/documents/Wooden\\_furniture.pdf](http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/documents/Wooden_furniture.pdf)
- Ek – Europäische Kommission (2014b): The EU Ecolabel for Televisions. <http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/documents/televisions.pdf>
- Ek – Europäische Kommission (2014c): The EU Ecolabel for Textile Floor Coverings. [http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/documents/Textile\\_floor\\_covering.pdf](http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/documents/Textile_floor_covering.pdf)
- Ek – Europäische Kommission (2014d): Beschluss der Kommission vom 23. Juni 2014 zur Festlegung der Umweltkriterien für die Vergabe des EU-Umweltzeichens für Bettmatratzen. Amtsblatt der Europäischen Union, L184/18-48.
- Ek – Europäische Kommission (n.b.): Annex XV dossier. Proposal for Identification of a Substance as a cmR Cat 1 or 2, PBT, vPvB or a Substance of an Equivalent Level of Concern. Proposal for identification of Hexabromocyclododecane as a SVHC.

- ENVIRONMENT CANADA (2012): Risk Management Scope for Phenol, 4,4'-(1-methylethylidene) bis[2,6-dibromo-(Tetrabromobisphenol A).  
<http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.Asp?Lang=en&n=3bc8852b-1#a1>
- EU – Europäische Union (2010a): Verordnung (EU) Nr. 756/2010 der Kommission vom 24. August 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich der Anhänge IV und V. Amtsblatt der Europäischen Union, L 223/20-28.
- EU – Europäische Union (2010b): Verordnung (EU) Nr. 757/2010 der Kommission vom 24. August 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich der Anhänge I und III. Amtsblatt der Europäischen Union, L223/29-36.
- EU – Europäische Union (2010c): Rotterdamer Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährlichen Chemikalien.  
[http://europa.eu/legislation\\_summaries/environment/cooperation\\_with\\_third\\_countries/l21281\\_de.htm](http://europa.eu/legislation_summaries/environment/cooperation_with_third_countries/l21281_de.htm)
- EU – Europäische Union (2011): Richtlinie 2011/65/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 8. Juni 2011 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (Neufassung). Amtsblatt der Europäischen Union, L174/88-110 (RoHS-Richtlinie).
- EU – Europäische Union (2012): Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (Neufassung). Amtsblatt der Europäischen Union, L197/38-71.
- FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. 3. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, Deutschland. p. 199.
- GAO, S.; WANG, J.; YU, Z.; GUO, Q.; SHENG, G. & FU, J. (2011): Hexabromocyclododecanes in Surface Soils from E-Waste Recycling Areas and Industrial Areas in South China: Concentrations, Diastereoisomer- and Enantiomer-Specific Profiles, and Inventory. *Environ Sci Technol* 45: 2093–2099.
- GORGA, M.; MARTÍNEZ, E.; GINEBREDÀ, A.; ELJARRAT, E. & MARCELÓ, D. (2013): Determination of PBDEs, HBB, PBEB, HBCD, TBBPA and related compounds in sewage sludge from Catalonia (Spain). *Sci Total Environ* 444: 51–59.
- GOVERNMENT OF CANADA (2008): Brominated and Chlorinated Organic Chemical Compounds used as Flame Retardants. Materials for the December 4-5, 2008 Meeting of the California Environmental Contaminant Biomonitoring Program (CECBP) Scientific Guidance Panel (SGP).  
<http://oehha.ca.gov/multimedia/biomon/pdf/120408flamedoc.pdf>
- GOVERNMENT OF CANADA (2013): Screening Assessment Report. [http://www.ec.gc.ca/ese-ees/BEE093E4-8387-4790-A9CD-C753B3E5BFAD/FSAR\\_TBBPA\\_EN.pdf](http://www.ec.gc.ca/ese-ees/BEE093E4-8387-4790-A9CD-C753B3E5BFAD/FSAR_TBBPA_EN.pdf)
- GUERRA, P.; ELJARRAT, E. & BARCELÓ, D. (2010): Simultaneous determination of hexabromocyclododecane, tetrabromobisphenol A, and related compounds in sewage sludge and sediment samples from Ebro River basin (Spain). *Anal Bioanal Chem* 397: 2817–2824.



- HAKK, H. & LETCHER, R.J. (2003): Metabolism in the toxicokinetics and fate of brominated flame retardants – a review. *Environ Int* 29: 801–828.
- HARJU, M.; HEIMSTAD, E.S.; HERZKE, D.; SANDANGER, T.; POSNER, S. & WANIA, F. (2009): Current State of Knowledge and Monitoring requirements Emerging „new“ Brominated flame retardants in flame retarded products and the environment. Norwegian Pollution Control Authority, Oslo, Norway.
- HARRAD, S.; ABDALLAH, A.-E.; ROSE, N.L.; TURNER, S.D. & DAVIDSON, T.A. (2009): Current-Use Brominated Flame Retardants in Water, Sediment and Fish from English Lakes. *Environ Sci Technol* 43: 9077–9083.
- HE, M.-J.; LUO, X.-J.; YU, L.-H.; WU, J.-P.; CHEN, S.-J. & MAI, B.-X. (2013): Diastereoisomer and enantiomer-specific profiles of hexabromocyclododecane and tetrabromobisphenol A in an aquatic environment in a highly industrialized area, South China: Vertical profile, phase partition, and bioaccumulation. *Environ Pollut* 179: 105–110.
- HLOUŠKOVÁ, V.; LANKOVÁ, D.; KALACHOVÁ, K.; HRÁDKOVÁ, P.; POUSTKA, J.; HAJŠLOVÁ, J. & PULKRABOVÁ, J. (2013): Occurrence of brominated flame retardants and perfluoroalkyl substances in fish from the Czech aquatic ecosystem. *Sci Total Environ* 461-462: 88–98.
- IARC – International Agency for Research on Cancer (n.b.): Tris(2,3-Dibromopropyl) Phosphate. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol71/mono71-39.pdf>
- ILYAS, M.; SUDARYANTO, A.; SETIAWAN, I.E.; RIYADI, A.S.; ISOBE, T.; OGAWA, S.; TAKAHASHI, S.; TANABE, S. (2011): Characterization of polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants in surface soils from Surabaya, Indonesia. *Chemosphere* 83: 783–791.
- ISMAL, N.; GEWURTZ, S.B.; PLESKACH, K.; WHITTLE, D.M.; HELM, P.A.; MARVIN, C.H. & TOMY, G.T. (2009): Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, lake trout (*Salvelinus namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influences of food-web changes. *Environ Toxicol Chem* 28(5), 910-920. Zitiert in: EFSA (2012). Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. *EFSA Journal* 10(10):2908, 1–133.
- JEONG, G.H.; HWANG, N.R.; HWANG, E.-H.; LEE, B.-C. & YOON, J. (2014): Hexabromocyclododecanes in crucian carp and sediment from the major rivers in Korea. *Sci Total Environ* 470–471: 1471–1478.
- JIN, J.; PENG, H.; WANG, Y.; YANG, R. & CUI, J. (2006): An enhanced LC/MS/MS method for the determination of tetrabromobisphenol-A (TBBP-A) in soil using the quattro premier mass spectrometer. *Organohalogen Compounds* 68, 85–88. In: EFSA (2011). Scientific Opinion on Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and its derivatives in food. *EFSA Journal* 9(12): 2477, 1–67.
- KLOSTERHAUS, S.L.; STAPLETON, H.M.; LA GUARDIA, M.J. & GREIG, D.J. (2012): Brominated and chlorinated flame retardants in San Francisco Bay sediments and wildlife. *Environ Int* 47: 56–65.
- KÖRNER, W.; HUBER, D.; WANNER, A.; HÜBNER, G.; GIERIG, M.; RIPPERGER, D. & FISCHER, K. (2011): Novel brominated flame retardants and dechlorane plus in sewage sludge in the state of Bavaria, Germany. *Organohalogen Compounds* 73: 428–431.

- KUCH, B.; KÖRNER, W. & HAGENMAIER, H. (2001): Forschungsberichtsblatt Monitoring von bromierten Flammschutzmitteln in Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen in Baden-Württemberg. Institut für Organische Chemie, Universität Tübingen, Deutschland. [http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/40087/BWB99011\\_%20Forschungsberichtsblatt.pdf?command=downloadContent&filename=BWB99011\\_%20Forschungsberichtsblatt.pdf&FIS=203](http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/40087/BWB99011_%20Forschungsberichtsblatt.pdf?command=downloadContent&filename=BWB99011_%20Forschungsberichtsblatt.pdf&FIS=203)
- KUPPER, T.; DE ALENCASTRO, L.F.; GATSIGAZI, R.; FURRER, R.; GRANDJEAN, D. & TARRADELLAS, J. (2008): Concentrations and specific loads of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere* 71: 1173–1180.
- LANKOVA, D.; KOCKOVSKA, M.; LACINA, O.; KALACHOVA, K.; PULKRABOVA, J. & HAJSLOVA, J. (2013): Rapid and simple method for determination of hexabromocyclododecanes and other LC-MS-MS-amenable brominated flame retardants in fish. *Analytical Bioanal Chem* 405(24): 7829–39.
- LEE, S.; SONG, G.-J.; KANNAN, K. & MOON, H.-B. (2014): Occurrence of PBDEs and other alternative brominated flame retardants in sludge from wastewater treatment plants in Korea. *Sci Total Environ* 470–471: 1422–1429.
- LFU – Bayrisches Landesamt für Umwelt (2014): Stoffinformationsblätter zu besonders besorgniserregenden Stoffen. Stoffinformationen Hexabromocyclododecan. [http://www.lfu.bayern.de/analytik\\_stoffe/doc/abschlussbericht\\_svhc.pdf](http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/doc/abschlussbericht_svhc.pdf)
- LIN, Y.; MA, J.; QIU, X.; ZHAO, Y. & ZHU, T. (2015): Levels, spatial distribution, and exposure risks of decabromodiphenylethane in soils of North China. *Environ Sci Pollut Res* 22: 13319–13327.
- LÓPEZ, P.; BRANDSMA, A.; LEONARDS, P.E.G. & DE BOER, J. (2011): Optimization and development of analytical methods for the determination of new brominated flame retardants and polybrominated diphenyl ethers in sediments and suspended particulate matter. *Anal Bioanal Chem* 400: 871–883.
- LUIGI, V.; GIUSEPPE, M. & CLAUDIO, R. (2015): Emerging and priority contaminants with endocrine active potentials in sediments and fish from River Po (Italy). *Environ Sci Pollut Res* 22: 14050–14066.
- MALARVANNAN, G.; BELPAIRE, C.; GEERAERTS, C.; EULAERS, I.; NEELS, H. & COVACI, A. (2014): Assessment of persistent brominated and chlorinated organic contaminants in European eel (*Anguilla Anguilla*) in Flanders, Belgium: Levels, profiles and health risk. *Sci Total Environ* 482–483: 222–233.
- MASCOLO, G.; LACOPUTO, V. & MININNI, G. (2010): New perspective on the determination of flame retardants in sewage sludge by using ultrahigh pressure liquid chromatography-tandem mass spectrometry with different ion sources. *J Chromatogr A* 1217: 4601–4611.
- MCHUGH, B.; POOLE, R.; CORCORAN, J.; ANNINO, P.; BOYLE, B.; JOYCE, E.; FOLEY, M.B. & MCGOVERN, E. (2010): The occurrence of persistent chlorinated and brominated organic contaminants in the European eel (*Anguilla anguilla*) in Irish waters. *Chemosphere* 79: 305–313.
- MENG, X.-Z.; DUAN, Y.-P.; YANG, C.; PAN, Z.-Y.; WEN, Z.-H. & CHEN, L. (2011): Occurrence, sources, and inventory of hexabromocyclododecanes (HBCDs) in soils from Chongming Island, the Yangtze River Delta (YRD). *Chemosphere* 82: 725–731.

- MIÈGE, C.; PERETTI, A.; LABADIE, P.; BUDZINSKI, H.; LE BIZEC, B.; VORKAMP, K.; TRONCZYNSKI, J. & PERSAT, H. (2012): Occurrence of priority and emerging organic compounds in fishes from the Rhone River (France). *Anal Bioanal Chem* 404: 2721–2735.
- MUNSCHY, C.; HÉAS-MOISAN, K.; TIXIER, C.; BOULESTEIX, L. & MORIN, J. (2011): Classic and novel brominated flame retardants (BFRs) in common sole (*Solea solea* L.) from main nursery zones along the French coasts. *Sci Total Environ* 409: 4618–4627.
- NEWTON, S.; SELLSTRÖM, U. & DE WIT, C.A. (2015): Emerging Flame Retardants, PBDEs, and HBCDDs in Indoor and Outdoor Media in Stockholm, Sweden. *Environ Sci Technol* 49: 2912–2920.
- NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011): Brominated Flame Retardants (BFR) in the Nordic Environment. Schlabach, M.; Remberger, M.; Brorström-Lundén, E.; Norström, K.; Kaj, L.; Andersson, H.; Herzke, D.; Borgen, A.; Harju, M.; 2011. TeamNord 2011: 528. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- NYHOLM, J.R.; GRABIC, R.; ARP, H.P.H.; MOSKELAND, T. & ANDERSSON, P.L. (2013): Environmental occurrence of emerging and legacy brominated flame retardants near suspected sources in Norway. *Sci Total Environ* 443: 307–314.
- ÖBERG, K.; WARMAN, K. & ÖBERG, T. (2002): Distribution and levels of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere* 48: 805–809.
- ÖKOTEX – Internationale Gemeinschaft für Forschung und Prüfung auf dem Gebiet der Textilökologie (2014). Grenzwerte und Echtheiten. [https://www.oeko-tex.com/de/manufacturers/test\\_criteria/limit\\_values/limit\\_values.html](https://www.oeko-tex.com/de/manufacturers/test_criteria/limit_values/limit_values.html)
- PAPACHLIMITZOU, A.; BARBER, J.L.; LOSADA, S.; BERSUDER, P. & LAW, R.J. (2012): A review of the analysis of novel brominated flame retardants. *J Chromatogr A* 1219: 15–28.
- PENG, H.; JIN, J.; WANG, Y.; LIU, W.Z. & YANG, R.M. (2007): Determination of tetrabromobisphenol-A in soil by high performance liquid chromatography-electrospray ion trap mass spectrometry. *Chinese J Anal Chem* 35, 549. Zitiert in: EFSA (2011). Scientific Opinion on Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and its derivatives in food. *EFSA Journal* 9(12):2477, 1–67.
- POMA, G.; VOLTA, P.; ROSCIOLI, C.; BETTINETTI, R. & GUZZELLA, L. (2014): Concentrations and trophic interactions of novel brominated flame retardants, HBCD, and PBDEs in zooplankton and fish from Lake Maggiore (Northern Italy). *Sci Total Environ* 481: 401–408.
- RAL – RAL GmbH (2014): Vergabegrundlagen. <http://www.blauer-engel.de/de/fuer-unternehmen/vergabegrundlagen>
- SAGERUP, K.; HERZKE, D.; HARJU, M.; EVENSET, A.; CHRISTENSEN, G.N.; ROUTTI, H.; FUGLEI, E.; AARS, J.; STRØM, H. & GABRIELSEN, G.W. (2010): New brominated flame retardants in Arctic biota. <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2630/ta2630.pdfReport1070/2010>
- SAINT-LOUIS, R. & PELLETIER, E. (2004): LC-ESI-MS-MS method for the analysis of tetrabromobisphenol A in sediment and sewage sludge. *Analyst* 129: 724–730.
- SANTÍN, G.; BARÓN, E.; ELJARRAT, E. & BARCELÓ, D. (2013): Emerging and historical halogenated flame retardants in fish samples from Iberian rivers. *J Hazardous Materials* 263P: 116–121.

- SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION (2011): Basel Convention. <http://basel.int/Home/tabid/2202/Default.aspx>
- SECRETARIAT OF THE ROTTERDAM CONVENTION (2010): The Convention. <http://www.pic.int/TheConvention/Chemicals/AnnexIIIChemicals/tabid/1132/language/en-US/Default.aspx>
- SECRETARIAT OF THE STOCKHOLM CONVENTION (2014): Status of Ratifications. <http://chm.pops.int/Countries/StatusofRatifications/PartiesandSignatories/tabid/252/Default.aspx>
- SEGEV, O.; KUSHMARO, A. & BRENNER, A. (2009a): Environmental Impact of Flame Retardants (Persistence and Biodegradability). *Int J Environ Res Public Health* 6: 478–491.
- SEGEV, O.; MEUSEL, W.; FRIEDENBERGER, M.; BRENNER, A. & KUSHMARO, A. (2009b): Aerobic biodegradation of the brominated flame retardants, dibromoneopentyl glycol and tribromoneopentyl alcohol. *Biodegradation* 20: 621–627.
- SHI, T.; CHEN, S.-J.; LUO, X.-J.; ZHANG, X.-L.; TANG, C.-M.; LUO, Y.; MA, Y.-J.; WU, J.P.; PENG, X.-Z. & MAI, B.-X. (2009): Occurrence of brominated flame retardants other than polybrominated diphenyl ethers in environmental and biota samples from southern China. *Chemosphere* 74: 910–916.
- STIEGER, G.; SCHERINGER, M.; NG, C.A. & HUNGERBÜHLER, K. (2014): Assessing the persistence, bioaccumulation potential and toxicity of brominated flame retardants: Data availability and quality for 36 alternative brominated flame retardants. *Chemosphere* 116: 118–123.
- SÜHRING, R.; BYER, J.; FREESE, M.; POHLMANN, J.-D.; WOLSCHKE, H.; MÖLLER, A.; HODSON, P.V.; ALAEE, M.; HANEL, R. & EBINGHAUS, R. (2014): Brominated flame retardants and Dechloranes in European and American eels from glass to silver life stages. *Chemosphere* 116: 104–111.
- SUN, R.-X.; LUO, X.-J.; TAN, X.-X.; TANG, B.; LI, Z.-R. & MAI, B.-X. (2015): Legacy and emerging halogenated organic pollutants in marine organisms from Pearl River Estuary, South China. *Chemosphere* 139: 565–571.
- SVIHLIKOVA, V.; LANKOVA, D.; POUSTKA, J.; TOMANIOVA, M.; HAJŠLOVA, J. & PULKRABOVA, J. (2015): Perfluoroalkyl substances (PFASs) and other halogenated compounds in fish from the upper Labe River basin. *Chemosphere* 129: 170–178.
- UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND (2008): Bromierte Flammschutzmittel – Schutzengel mit schlechten Eigenschaften? [www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/lang/3521.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/lang/3521.pdf)
- UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND (2014): Hexabromcyclododecan (HBCD) Antworten auf häufig gestellte Fragen. Fachgebiet IV 1.1 – Internationales Chemikalienmanagement, Dessau-Roßlau, Deutschland.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2013): C.N.934.2013.Treaties-XXVII.15 (Depositary Notification) Stockholm convention on persistent organic pollutants. Amendment to Annex A.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2014): Listing of POPs in the Stockholm Convention. Secretariat of the Stockholm Convention, Châtelaine, Switzerland. <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ListingofPOPs/tabid/2509/Default.aspx>

- U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (2014): Flame Retardant Alternatives For Hexabromocyclododecane (HBCD). EPA Publikation 740R14001, Juni 2014.
- VORKAMP, K. (2012): Brominated Flame Retardants: Biomarkers and Human Biomonitoring. In: Knudsen LE, Merlo DF, 2012. Biomarkers and Human Biomonitoring. Volume 1: Ongoing Programs and Exposures. Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, S. 288ff.
- VORKAMP, K. & RIGÉT, F.F. (2014): A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: Evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. *Chemosphere* 111: 379–395.
- WANG, T.; HAN, S.; RUAN, T.; WANG, Y.; FENG, J. & JIANG, G. (2013): Spatial distribution and inter-year variation of hecabromocyclododecane (HBCD) and tris-2(2,3-dibromopropyl) isocyanurate (TBC) in farm soils at a peri-urban region. *Chemosphere* 90: 182–187.
- WANG, J.; LIU, L.; WANG, J.; PAN, B.; FU, X.; ZHANG, G.; ZHANG, L. & LIN, L. (2015): Distribution of metals and brominated flame retardants (BFRs) in sediments, soils and plants from an informal e-waste dismantling site, South China. *Environ Sci Pollut Res* 22: 1020–1033.
- WU, J.-P.; GUAN, Y.-T.; ZHANG, Y.; LUO, X.-J.; ZHI, Y.; CHEN, S.-J. & MAI, B.-X. (2010): Trophodynamics of Hexabromocyclododecanes and Several Other Non-PBDE Brominated Flame Retardants in a Freshwater Food Web. *Environ Sci Technol* 44: 5490–5495.
- XIANG, N.; CHEN, L.; MENG, X.-Z. & DAI, X. (2015): Occurrence of hexabromocyclododecane (HBCD) in sewage sludge from Shanghai: Implications for source and environmental burden. *Chemosphere* 118: 207–212.
- YANG, R.; WEI, H.; GUO, J. & LI, A. (2012): Emerging Brominated Flame Retardants in the Sediment of the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 46: 3119–3126.
- ZENG, L.; YANG, R.; ZHANG, Q.; ZHANG, H.; XIAO, K.; ZHANG, H.; WANG, Y.; LAM, P.K.S. & JIANG, G. (2014): Current Levels and Composition Profiles of Emerging Halogenated Flame Retardants and Dehalogenated Products in Sewage Sludge from Minicipal Wastewater Treatment Plants in China. *Environ Sci Technol* 48: 12586–12594.
- ZHOU, S.N.; REINER, E.J.; MARVIN, C.; KOLIC, T.; RIDDELL, N.; HELM, P.; DORMAN, F.; MISSELWITZ, M. & BRINDLE, I.D. (2010): Liquid-chromatography-atmospheric pressure photoionization tandem mass spectrometry for analysis of 36 halogenated flame retardants in fish. *J Chromatogr A* 1217: 633–641.

## Weitere Rechtsnormen und Leitlinien

CLP-Verordnung (VO (EG) Nr. 1272/2008): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 i.d.g.F.

REACH-Verordnung (VO (EG) Nr. 1907/2006): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission i.d.g.F.

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; RL 2000/60/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. Nr. L 327. Geändert durch die Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates 2455/2001/EC. ABl. L 331, 15/12/2001.

WEEE-Richtlinie (RL 2012/19/EU): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 zu Elektro- und Elektronik-Altgeräten (Waste Electrical and Electronic Equipment). ABl. Nr. 197/38.

Richtlinie 67/548/EEC i.d.g.F.: Richtlinie 67/548/EWG des Rates vom 27. Juni 1967 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe. ABl. Nr. 196, 16/08/1967.

Richtlinie 2006/121/EC i.d.g.F.: Richtlinie 2006/121/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Änderung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe im Hinblick auf ihre Anpassung an die Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) und zur Schaffung eines Europäischen Amtes für chemische Stoffe.

## 9 ANHANG A: VERGLEICH DER BELASTUNGEN IN UNTERSCHIEDLICHEN BODENTIEFEN

Die im Rahmen dieser Studie untersuchten Bodenproben entstammen unterschiedlicher Bodentiefen: Insgesamt sieben Proben wurden in Tiefen von 0–5 cm und insgesamt drei Proben in Tiefen von 5–10 cm genommen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 dargestellt:

Substanz	Bodentiefe	n	Bereich [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM]	Mittelwert [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM]	DR [%]
TBBPA	0–5 cm	7	n.n.	n.n.	0
	5–10 cm	3	n.n.	n.n.	0
Gesamt-HBCDD	0–5 cm	7	n.n.–17	4,6	86
	5–10 cm	3	n.n.–9,1	3,9	67
$\alpha$ -HBCDD	0–5 cm	7	n.n.–2,1	0,75	71
	5–10 cm	3	n.n.–1,3	0,61	67
$\beta$ -HBCDD	0–5 cm	7	n.n.–1,1	0,24	43
	5–10 cm	3	n.n.–0,23	0,13	67
$\gamma$ -HBCDD	0–5 cm	7	n.n.–16	3,7	71
	5–10 cm	3	n.n.–8,5	3,2	67
DBDPE	0–5 cm	7	< LOQ–6,6	1,3	100
	5–10 cm	3	< LOQ–1,2	0,56	100
BTBPE	0–5 cm	7	0,0035–0,051	0,018	100
	5–10 cm	3	0,0061–0,011	0,009	100
HBB	0–5 cm	7	n.n.–< LOQ	< LOQ	57
	5–10 cm	3	< LOQ–0,01	0,004	100

Tabelle 7:  
Konzentrationen der untersuchten bromierten Flammschutzmittel in unterschiedlichen Bodentiefen.

Anmerkungen: Die Proben B2, B3, B4, B5, B6, B7 und B9 wurden in einer Bodentiefe von 0–5 cm gezogen. Die Proben B1, B8 und B10 wurden in einer Bodentiefe von 5–10 cm gezogen (Tabelle 3).  
Abkürzungen: DR: Detektionsrate; LOQ: Quantifizierungslimit; n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

## 10 ANHANG B: VERGLEICH VON INTERNATIONALEN UND NATIONALEN UNTERSUCHUNGSERGEBNISSEN

Nachfolgend sind für die im Rahmen dieser Studie untersuchten bromierten Flammschutzmittel verfügbaren Untersuchungsergebnisse unterschiedlicher internationaler Studien zusammengefasst und grafisch vergleichend mit nachgewiesenen Gehalten in österreichischen Proben dargestellt.

### 10.1 Tetrabrombisphenol A (TBBPA)

#### TBBPA in Fischproben

Tabelle 8: TBBPA-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen.

Quellen: (1) MCHUGH et al. (2010); (2) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (3) ZHOU et al. (2010); (4) SVIHLIKOVA et al. (2015); (5) LUIGI et al. (2015); (6) HLOUŠKOVÁ et al. (2013); (7) HE et al. (2013); (8) Diese Untersuchung

Land (Region) (Fischart)	Zeitraum	n	TBBPA [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] Bereich (MW)	Referenz
Irland ( <i>Anguilla anguilla</i> )	2005	5 <sup>1</sup>	(n.n.)	(1)
Färöer Inseln	2009	1	< 0,3	(2)
Finnland	2009	6	0,02–0,03 (0,023)	(2)
Schweden	2009	2	0,02–0,03 (0,025)	(2)
Kanada	n.b.	22	(< LOQ)	(3)
Tschechische Republik	2010	59	n.n.–203 (60,8)	(4)
Italien (Po-Fluss) ( <i>Cyprinus caprio</i> , <i>Abramis brama</i> , <i>Sander lucioperca</i> , <i>Silurus glanis</i> ) <sup>2</sup>	2010	10	n.n.–15,4 (2,62)	(5)
Tschechische Republik (mehrere Arten) <sup>3</sup>	2010	48	0,14–4,43 (1,29) <u>Feuchtwicht</u>	(6)
China (Dongijang-Fluss) <sup>4</sup> ( <i>Cirrhina molitorella</i> )	n.b.	9	6,5–66 (35,2)	(7)
China (Dongijang-Fluss) <sup>4</sup> ( <i>Hypostomus plecostomus</i> )	n.b.	10	n.n.–53,4 (21,2)	(7)
China (Dongijang-Fluss, Südchina) <sup>4</sup> ( <i>Tilapia nilotica</i> )	n.b.	15	n.n.–51 (18,1)	(7)
Österreich ( <i>Leuciscus cephalus</i> L., <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	2013	7	n.n. <u>Feuchtwicht</u>	(8)

<sup>1</sup> je untersuchtem Standort eine Mischprobe, insgesamt 76 Einzelproben

<sup>2</sup> Fischleber

<sup>3</sup> *Abramis brama*, *Squalius cephalus*, *Rutilus rutilus*, *Carassius carassius*, *Perca fluviatilis*, *Gobio gobio*, *Thymallus thymallus*, *Cyprinus carpio*, *Oncorhynchus mykiss*, *Scardinius erythrophthalmus*

<sup>4</sup> die Proben entstammen einer stark industrialisierten Region

Abkürzungen: FG: Fettgewicht; LOQ: Quantifizierungslimit; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.b.: nicht bekannt; n.n.: nicht nachweisbar; TBBPA: Tetrabrombisphenol A



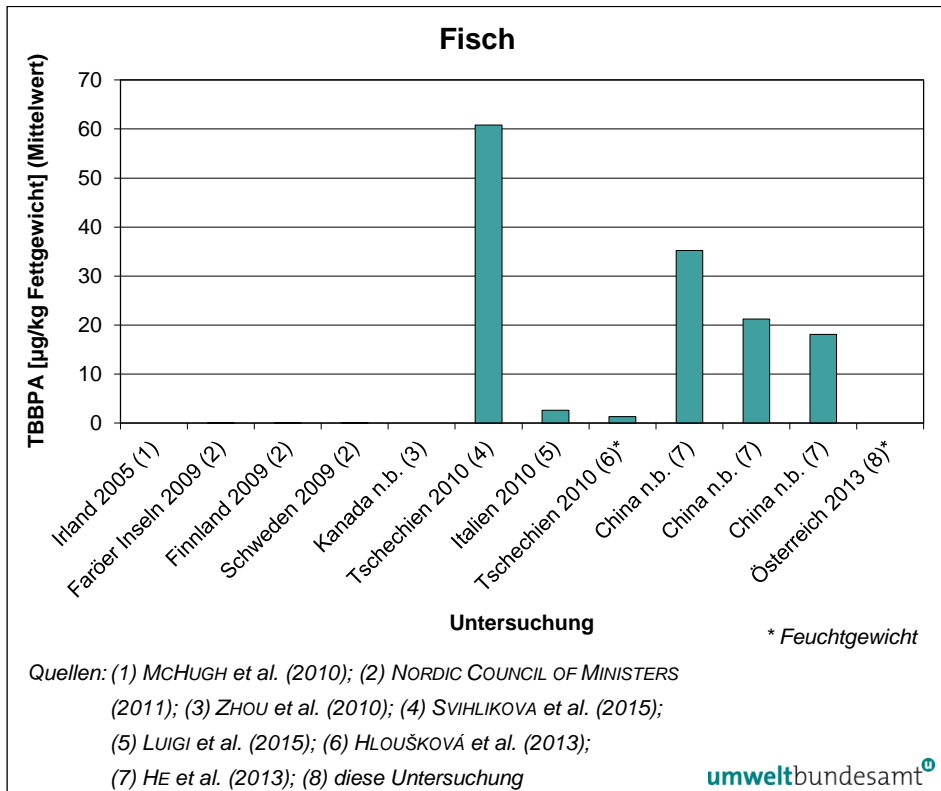


Abbildung 1: Grafische Darstellung der durchschnittlichen TBBPA-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen.

## TBBPA in Boden- und Sedimentproben

Tabelle 9: TBBPA-Konzentrationen in Böden bzw. Sedimenten ausgewählter Untersuchungen.

Quellen: (1) Jin et al. (2006); (2) Peng et al. (2007); (3) Nordic Council of Ministers (2011); (4) Luigi et al. (2015); (5) Wang et al. (2015); (6) Diese Untersuchung

Land (Region)	Zeitraum	n	TBBPA [µg/kg TM] Bereich (MW)	Referenz
China <sup>1</sup>	n.b.	1	0,12	(1)
China	n.b.	4	(24,2)	(2)
Färöer Inseln <sup>2</sup>	2007–2009	3	0,1–16 (5,4)	(3)
Dänemark <sup>2</sup>	2009	2	0,1–0,2 (0,15)	(3)
Finnland <sup>2</sup>	2009	3	(0,1)	(3)
Norwegen <sup>2</sup>	2009	1	< 0,1	(3)
Schweden <sup>2</sup>	2009	3	0,2–0,4 (< 0,3)	(3)
Italien (Po-Fluss) <sup>2</sup>	2010	5	n.n.–1,21 (0,28)	(4)
China (Quingyan) <sup>2,3</sup>	2012	n.b.	24,69–913,6 (384,2)	(5)
China (Quingyan) <sup>3</sup>	2012	n.b.	29,98–165,79 (81–75)	(5)
Österreich	2012–2013	10	n.n.	(6)

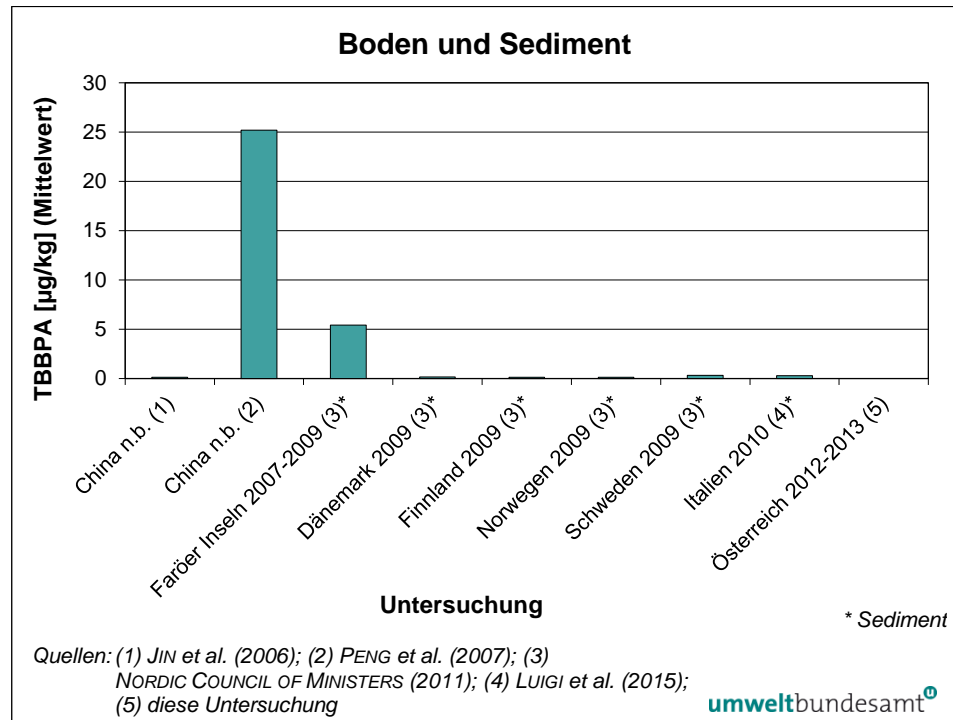
<sup>1</sup> die Probe wurde bei einem TBBPA-Produktionswerk genommen;

<sup>2</sup> Sediment;

<sup>3</sup> die Probe(n) wurde(n) auf einer Abbauanlage für Elektroabfall genommen

Abkürzungen: MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.b.: nicht bekannt; n.n.: nicht nachweisbar; TBBPA: Tetrabrombisphenol A; TM: Trockenmasse

Abbildung 2:  
Grafische Darstellung  
der durchschnittlichen  
TBBPA-Konzentrationen  
in Böden und  
Sedimenten  
ausgewählter  
Untersuchungen.



Anmerkungen: Untersuchungsergebnisse von WANG et al. (2015) sind aufgrund der hohen Kontamination der untersuchten Sedimentproben einer Abbauanlage für Elektroabfall in der Grafik nicht inkludiert.

### TBBPA in Klärschlammproben

Tabelle 10: TBBPA-Konzentrationen in Klärschlämmen ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) ÖLBERG et al. (2002); (2) SAINT-LOUIS & PELLETIER (2004); (3) MASCOLO et al. (2010); (4) GUERRA et al. (2010); (5) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (6) GORGA et al. (2013); (7) diese Untersuchung)

Land (Region)	Zeitraum	n	TBBPA [µg/kg TM] Bereich (MW)	Referenz
Schweden	1999–2000	57	< 0,5–220 (2,0 – Median) Feuchtgewicht	(1)
Kanada (Quebec)	2003	5	(310)	(2)
Italien (Apulia-Region) <sup>1</sup>	n.b.	7 <sup>2</sup>	< 0,01–0,54 (0,17)	(3)
Spanien (Nordosten)	2008	7	n.n.–1.329 (576)	(4)
Island	n.b.	3	n.n.–4,0 (2,67)	(5)
Dänemark	2009	2	0,1–0,2 (0,15)	(5)
Färöer Inseln	2009	2	4,0–11 (7,5)	(5)
Finnland	2009	3	1,0–2,0 (< 2,0)	(5)
Norwegen	2009	2	0,1–0,2 (< 0,15)	(5)
Schweden	2009–2010	4	0,6–20 (5,65)	(5)
Spanien (Katalonien)	2009	17	n.n.–472 (104)	(6)
Österreich	2015	3	3,4–17 (9,2)	(7)

<sup>1</sup> entwässerter Faulschlamm

<sup>2</sup> Die Probennahme erfolgte zwei Mal täglich an fünf aufeinanderfolgenden Tagen. Je Standort (n = 7) wurde aus den genommenen Proben eine Mischprobe hergestellt.

Abkürzungen: MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.b.: nicht bekannt; n.n.: nicht nachweisbar; TBBPA: Tetrabrombisphenol A; TM: Trockenmasse

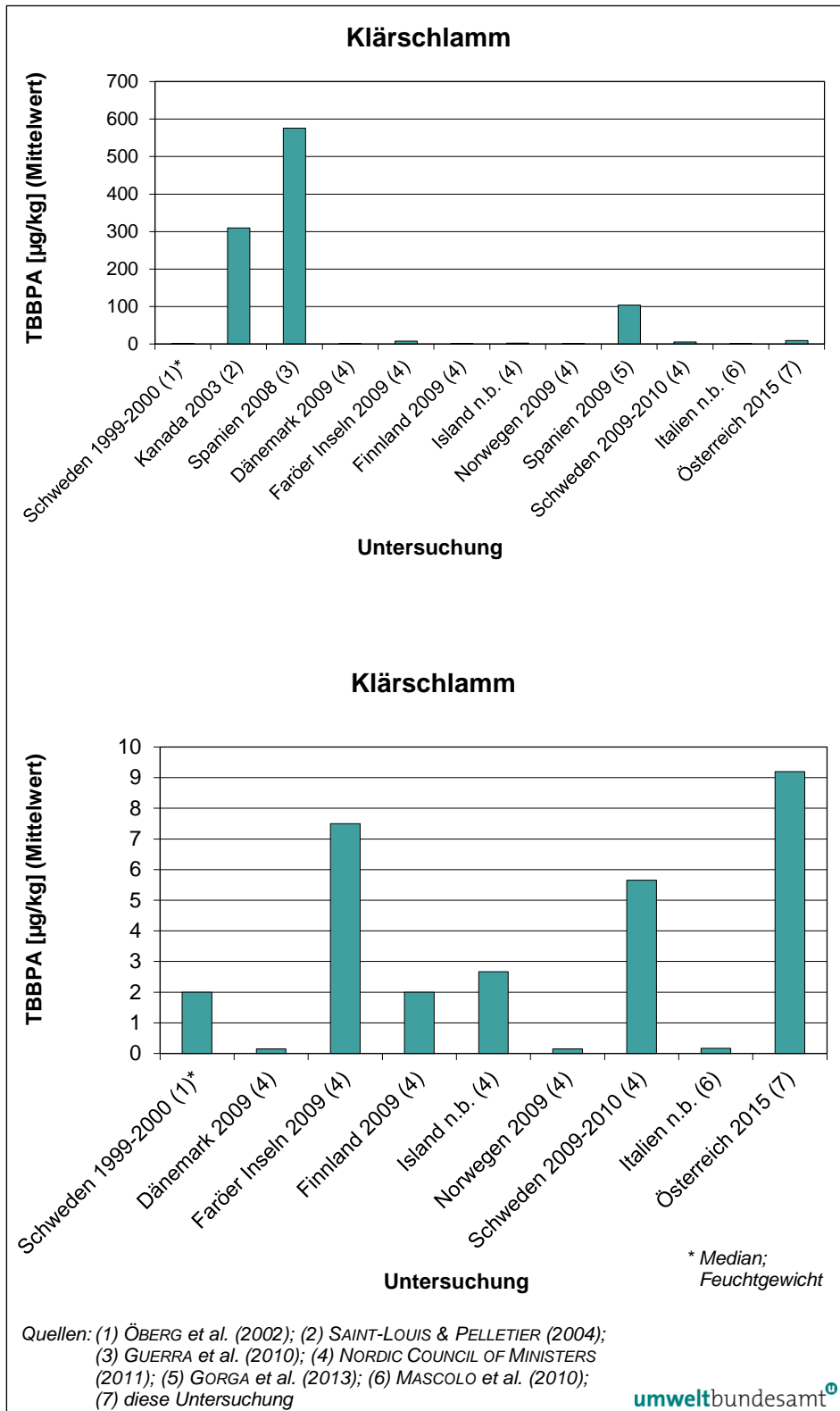


Abbildung 3: Grafische Darstellung der durchschnittlichen TBBPA-Konzentrationen in Klärschlämmen ausgewählter Untersuchungen in verschiedenen Maßstäben.

## 10.2 Hexabromcyclododecan (HBCDD)

### HBCDD in Fischproben

Tabelle 11: HBCDD-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) MALARVANNAN et al. (2014); (2) CHEAIB et al. (2010); (3) MCHUGH et al. (2010); (4) HARRAD et al. (2009); (5) BUSTNES et al. (2010); (6) MIEGE et al. (2012); (7) HLOUŠKOVÁ et al. (2013); (8) JEONG et al. (2014); (9) LUIGI et al. (2015); (10) SVIHLIKOVA et al. (2015); (11) POMA et al. (2014); (12) diese Untersuchung)

Land (Region) (Fischart)	Zeitraum	n	$\Sigma$ HBCDD [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] $\alpha$ -HBCDD $\beta$ -HBCDD $\gamma$ -HBCDD Bereich (MW)	Referenz
Belgien (Flandern) ( <i>Anguilla anguilla</i> )	2000–2009	60	$\Sigma$ : 7,0–9.500 (510)	(1)
Schweiz (Genfer See) ( <i>Salmo trutta forma lacustris</i> )	2004	9	$\Sigma$ : 49–324 (168)	(2)
Irland ( <i>Anguilla anguilla</i> )	2005	5 <sup>1</sup>	$\Sigma$ : 1,2–15 (7,0) <sup>7</sup>	(3)
Großbritannien (England) (mehrere Arten) <sup>2</sup>	2008	30	$\Sigma$ : 14–290 (113)	(4)
Norwegen ( <i>Pollachlus virens</i> )	n.b.	40	$\Sigma$ : 0,6–29,4 (4,33) <sup>7</sup>	(5)
Norwegen ( <i>Gadus morhua</i> )	n.b.	40	$\Sigma$ : 0,02–20,9 (2,9) <sup>7</sup>	(5)
Frankreich (Lyon) (mehrere Arten) <sup>3</sup>	2008–2009	32 <sup>4</sup>	$\Sigma$ : n.a. $\alpha$ : 1,7–766 (137) TM $\beta$ : < 0,12–96 (1,8) TM $\gamma$ : < 0,12–14,6 (2,0) TM	(6)
Tschechische Republik (mehrere Arten) <sup>5</sup>	2010	48	$\Sigma$ : n.a. $\alpha$ : 0,06–11,5 (1,63) <sup>7</sup> $\beta$ : 0,02–0,24 (0,09) <sup>7</sup> $\gamma$ : 0,01–1,25 (0,18) <sup>7</sup>	(7)
Korea ( <i>Carassius carassius</i> )	2010	6	$\Sigma$ : 2,1–11 (6,5) $\alpha$ : 0,76–7,5 (4,1) $\beta$ : 0,69–2,1 (1,2) $\gamma$ : n.n.–2,1 (1,1)	(8)
Italien (Fluss Po) (mehrere Arten) <sup>6</sup>	2010	10	$\Sigma$ : 1,2–166 (38,9) $\alpha$ : n.n.–2,1 (1,1) $\beta$ : 0,2–6,4 (1,3) $\gamma$ : n.n.–2,3 (0,39)	(9)
Tschechische Republik	2010	59	$\Sigma$ : n.a. $\alpha$ : 2,5–1.183 (66,6) $\beta$ : 0,09–5,52 (1,78) $\gamma$ : 0,66–44,1 (7,72)	(10)
Italien (Maggiore-See) ( <i>Alosa agone</i> , <i>Coregonus lavaretus</i> )	2011	2	$\Sigma$ : 110–313 (212)	(11)
Österreich ( <i>Leuciscus cephalus</i> L., <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	2013	7	$\Sigma$ : 0,71–25 (6,1) <sup>7</sup> $\alpha$ : 0,31–10 (3,4) <sup>7</sup> $\beta$ : n.n.–2,0 (0,38) <sup>7</sup> $\gamma$ : n.n.–12 (2,2) <sup>7</sup>	(12)

<sup>1</sup> je untersuchtem Standort eine Mischprobe, insgesamt 76 Einzelproben

<sup>2</sup> *Oncorhynchus mykiss*, *Perca fluviatilis*, *Carassius carassius*, *Rutilus rutilus*, *Cyprinus carpio*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Tinca tinca*, *Esox lucius*

<sup>3</sup> *Barbus barbus*, *Abramis brama*, *Blicca bjoerkna*, *Squalius cephalus*

<sup>4</sup> Mischproben

<sup>5</sup> *Abramis brama*, *Squalius cephalus*, *Rutilus rutilus*, *Carassius carassius*, *Perca fluviatilis*, *Gobio gobio*, *Thymallus thymallus*, *Cyprinus carpio*, *Oncorhynchus mykiss*, *Scardinius erythrophthalmus*

<sup>6</sup> *Cyprinus carpio*, *Abramis brama*, *Sander lucioperca*, *Silurus glanis*. Untersuchung der Fischleber

<sup>7</sup> angegeben in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Feuchtgewicht

Abkürzungen: FG: Fettgewicht; HBCDD: Hexabromcyclododecan; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.b.: nicht bekannt; n.a.: nicht angegeben; TM: Trockenmasse

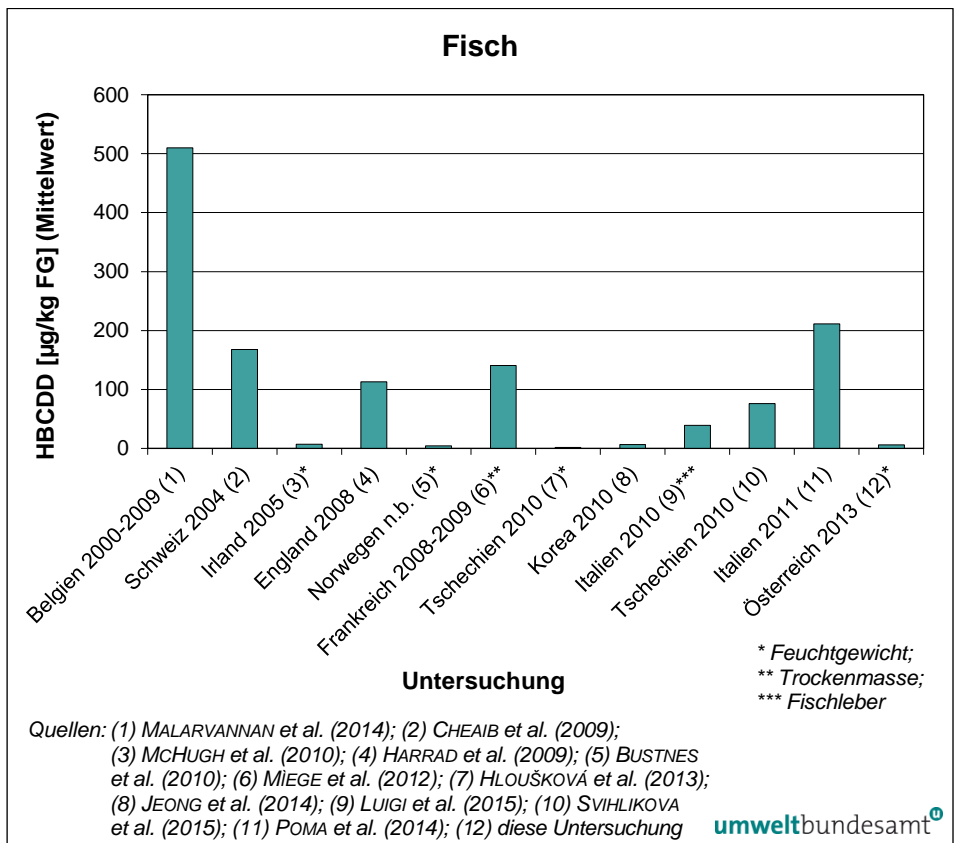


Abbildung 4:  
Grafische Darstellung der durchschnittlichen Gesamt-HBCDD-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen.

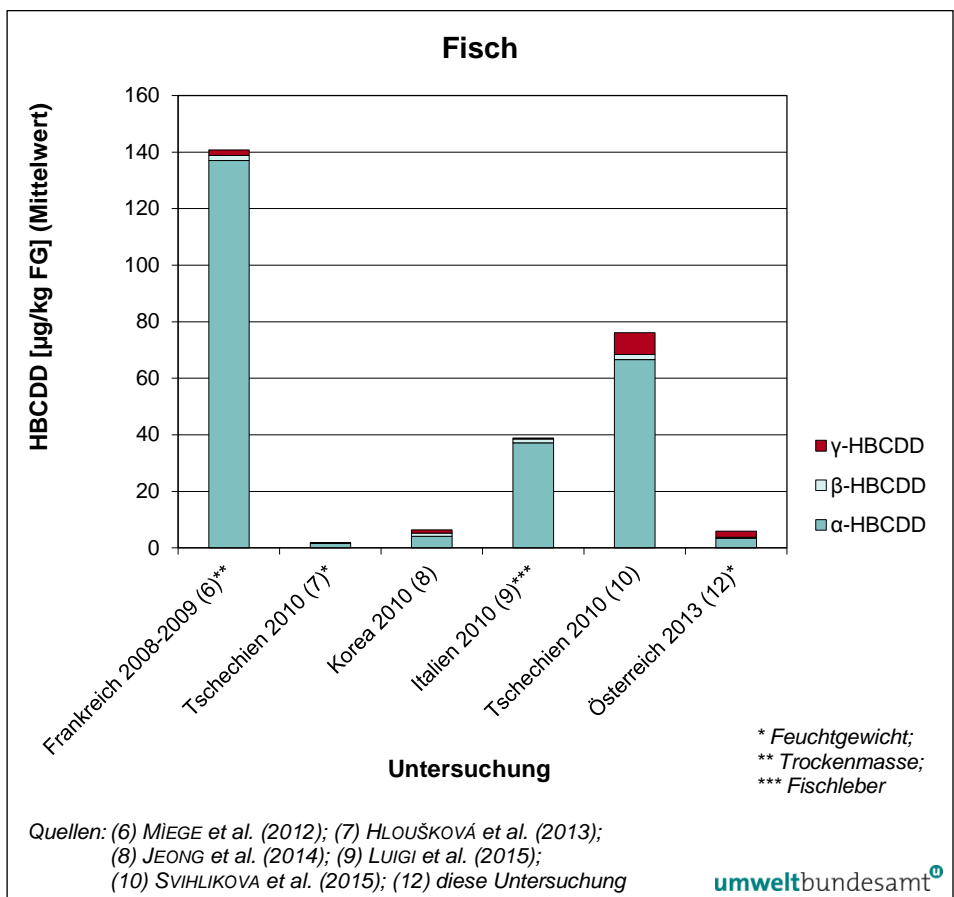


Abbildung 5:  
Grafische Darstellung der durchschnittlichen HBCDD-Konzentrationen nach Stereoisomeren in Fischen ausgewählter Untersuchungen.

### HBCDD in Bodenproben

Tabelle 12: HBCDD-Konzentrationen in Böden ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) EGUCHI et al. (2013); (2) GAO et al. (2011); (3) MENG et al. (2011); (4) WANG et al. (2013); (5) NEWTON et al. (2015); (6) diese Untersuchung)

Land (Region)	Zeitraum	n	$\Sigma$ HBCDD [ $\mu\text{g}/\text{kg TM}$ ] <i><math>\alpha</math>-HBCDD</i> <i><math>\beta</math>-HBCDD</i> <i><math>\gamma</math>-HBCDD</i> <i>Bereich (MW)</i>	Referenz
Kambodscha	1999–2007	n.b.	$\Sigma$ : < 0,005–1,4 (0,54) <i><math>\alpha</math></i> : < 0,005–0,15 (0,03) <i><math>\beta</math></i> : < 0,005–0,08 (0,03) <i><math>\gamma</math></i> : < 0,005–1,2 (0,49)	(1)
Indien	1999–2007	n.b.	$\Sigma$ : < 0,005–0,4 (0,09) <i><math>\alpha</math></i> : < 0,005–0,06 (0,01) <i><math>\beta</math></i> : < 0,005–0,04 (0,01) <i><math>\gamma</math></i> : < 0,005–0,3 (0,06)	(1)
Indonesien	2002–2008	n.b.	$\Sigma$ : 0,06–0,21 (0,11) <i><math>\alpha</math></i> : 0,04–0,19 (0,09) <i><math>\beta</math></i> : < 0,005–0,02 (0,008) <i><math>\gamma</math></i> : < 0,005–0,02 (0,01)	(1)
Malaysia	1999–2007	n.b.	$\Sigma$ : < 0,005–0,1 (0,05) <i><math>\alpha</math></i> : < 0,005–0,01 (0,007) <i><math>\beta</math></i> : < 0,005 <i><math>\gamma</math></i> : < 0,005–0,07 (0,02)	(1)
Vietnam	1999–2007	n.b.	$\Sigma$ : < 0,005–1,3 (0,23) <i><math>\alpha</math></i> : < 0,005–0,22 (0,03) <i><math>\beta</math></i> : < 0,005–0,13 (0,02) <i><math>\gamma</math></i> : < 0,005–0,95 (0,18)	(1)
China (Industriegebiet)	2006–2008	9	$\Sigma$ : (1,11) <i><math>\alpha</math></i> : (0,41) <i><math>\beta</math></i> : (0,1) <i><math>\gamma</math></i> : (0,6)	(2)
China (Chongming)	2009	22 <sup>1</sup>	$\Sigma$ : n.n.–93,8 (23,3) <i><math>\alpha</math></i> : n.n.–23,4 (5,5) <i><math>\beta</math></i> : n.n.–5,9 (1,2) <i><math>\gamma</math></i> : n.n.–64,5 (16,6)	(3)
China (Tongzhou)	2011	12	$\Sigma$ : 2,04–34,5 (11,6) <i><math>\alpha</math></i> : 0,32–6,94 (2,65) <i><math>\beta</math></i> : 0,25–5,54 (2,37) <i><math>\gamma</math></i> : 1,07–23,8 (7,23)	(4)
Schweden (Stockholm)	2012	8	$\Sigma$ : 0,35–12,0 (GM: 1,7)	(5)
Österreich	2012–2013	10	$\Sigma$ : n.n.–17 (4,4) <i><math>\alpha</math></i> : n.n.–2,1 (0,7) <i><math>\beta</math></i> : n.n.–1,1 (0,21) <i><math>\gamma</math></i> : n.n.–16 (3,5)	(6)

<sup>1</sup> Die Probennahme erfolgte in der Nähe des Liangshui-Flusses, in dem aufbereitetes Abwasser von Kläranlagen sowie Abflüsse der lokalen Industrie mitgeführt werden. Die Bodenproben wurden von landwirtschaftlichen Betrieben genommen, die das Flusswasser hauptsächlich zum Bewässern benutzen.

Abkürzungen: HBCDD: Hexabromcyclododecan; GM: geometrischer Mittelwert; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl;

n.b.: nicht bekannt; n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

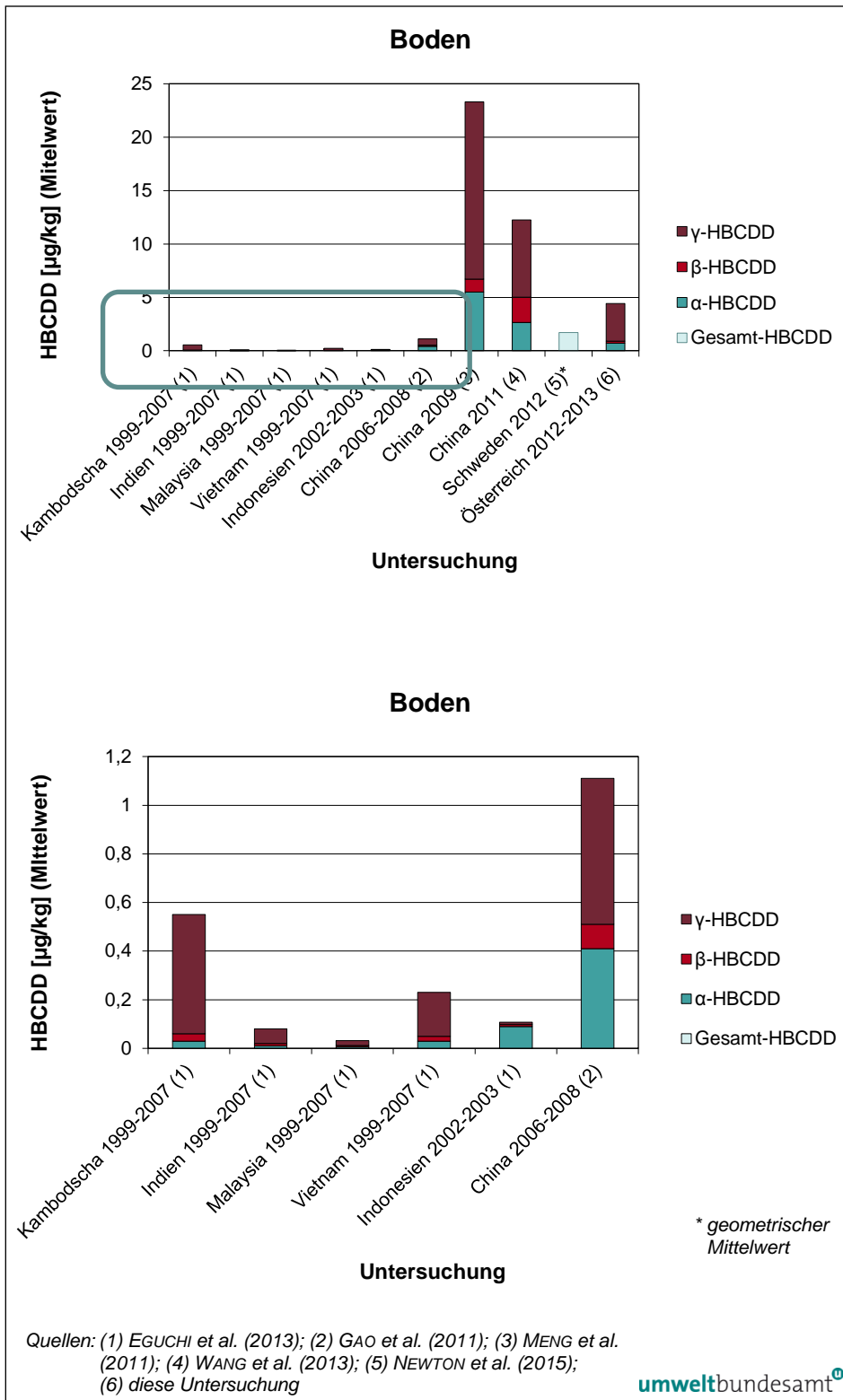


Abbildung 6:  
Grafische Darstellung  
der durchschnittlichen  
HBCDD-  
Konzentrationen gesamt  
bzw. nach  
Stereoisomeren in  
Böden ausgewählter  
Untersuchungen in  
verschiedenen  
Maßstäben.

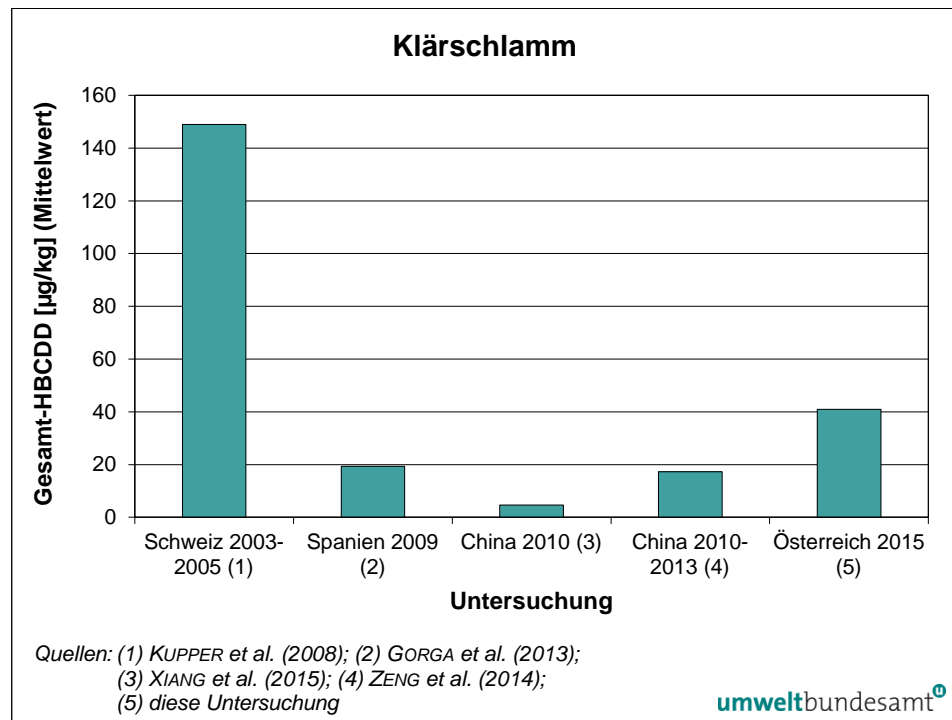
### HBCDD in Klärschlammproben

Tabelle 13: HBCDD-Konzentrationen in Klärschlämmen ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) KUPPER et al. (2008); (2) GUERRA et al. (2010); (3) GORGA et al. (2013); (4) XIANG et al. (2015); (5) ZENG et al. (2014); (6) diese Untersuchung)

Land (Region)	Zeitraum	n	Σ HBCDD [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM] <i><math>\alpha</math>-HBCDD</i> <i><math>\beta</math>-HBCDD</i> <i><math>\gamma</math>-HBCDD</i> <i>Bereich (MW)</i>	Referenz
Schweiz	2003–2005	16	Σ: 39–597 (149)	(1)
Spanien (Ebro-Region)	2008	7	Σ: n.n.–556 <i><math>\alpha</math>: n.n.–175</i> <i><math>\beta</math>: n.n.–6,0</i> <i><math>\gamma</math>: n.n.–375</i>	(2)
Spanien (Katalonien)	2009	17	Σ: n.n.–97,5 (19,3) <i><math>\alpha</math>: n.n.–25,7 (1,51)</i> <i><math>\beta</math>: n.a.</i> <i><math>\gamma</math>: n.n.–76,7 (17,8)</i>	(3)
China (Shanghai)	2010	27	Σ: 0,1–37,2 (4,7)	(4)
China	2010–2013	62	Σ: 0,09–65,8 (17,3)	(5)
Österreich	2015	3	Σ: 25–59 (41) <i><math>\alpha</math>: 6,1–41 (19)</i> <i><math>\beta</math>: 1,9–3,5 (2,9)</i> <i><math>\gamma</math>: 15–24 (19)</i>	(6)

Abkürzungen: HBCDD: Hexabromcyclododecan; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.a.: nicht angegeben; n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

Abbildung 7:  
Grafische Darstellung  
der durchschnittlichen  
Gesamt-HBCDD-  
Konzentrationen in  
Klärschlämmen  
ausgewählter  
Untersuchungen.





### 10.3 Decabromdiphenylethan (DBDPE)

#### DBDPE in Fischproben

Tabelle 14: DBDPE-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) SHI et al. (2009); (2) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (3) SANTÍN et al. (2013); (4) SUN et al. (2015); (5) diese Untersuchung)

Land (Region) (Fischart)	Zeitraum	n	DBDPE [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] Bereich (MW)	Referenz
China (Südchina) <sup>1</sup>	2006	5	< LOQ	(1)
Faröer Inseln	2009	1	< 0,16 TM	(2)
Finnland	2009	6	0,015–0,037 (0,024)	(2)
Schweden	2009–2010	2	0,027–0,13 (0,079)	(2)
Spanien (Jucar-Fluss) (mehrere Arten) <sup>2</sup>	2010	83	< LOQ–2,14 (1,77)	(3)
Spanien (Guadalquivir-Fluss) ( <i>Luciobarbus sclateri</i> , <i>Cyprinus carpio</i> )	2010	37	< LOQ	(3)
Spanien (Ebro-Fluss) ( <i>Barbus graellsii</i> , <i>Cyprinus carpio</i> , <i>Silurus glanis</i> )	2010	44	< LOQ–21,7 (9,31)	(3)
Spanien (Llobregat-Fluss) ( <i>Luciobarbus graellsii</i> , <i>Cyprinus carpio</i> )	2010	30	< LOQ–130 (43)	(3)
China (Pearl-Flussdelta) (mehrere Arten) <sup>3</sup>	2013	n.b.	(0,328)	(4)
Österreich	2013	6	< LOQ	(5)

<sup>1</sup> Elektroabfall-Aufbereitungsanlage

<sup>2</sup> *Salmon trutta*, *Pseudochondrostoma polylepis*, *Gobio ionzanoi*, *Mycropterus salmpoides*, *Alburnus alburnus*, *Anguila anguila*, *Leponis gibbosus*, *Barbus guiraonis*, *Esox lucius*

<sup>3</sup> *Ilisha elongata*, *Sardinella jussieu*, *Pampus argenteus*, *Coilia mystus*, *Harpadon nehereus*

Abkürzungen: DBDPE: Decabromdiphenylethan; FG: Fettgewicht; LOQ: Quantifizierungslimit; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; TM: Trockenmasse

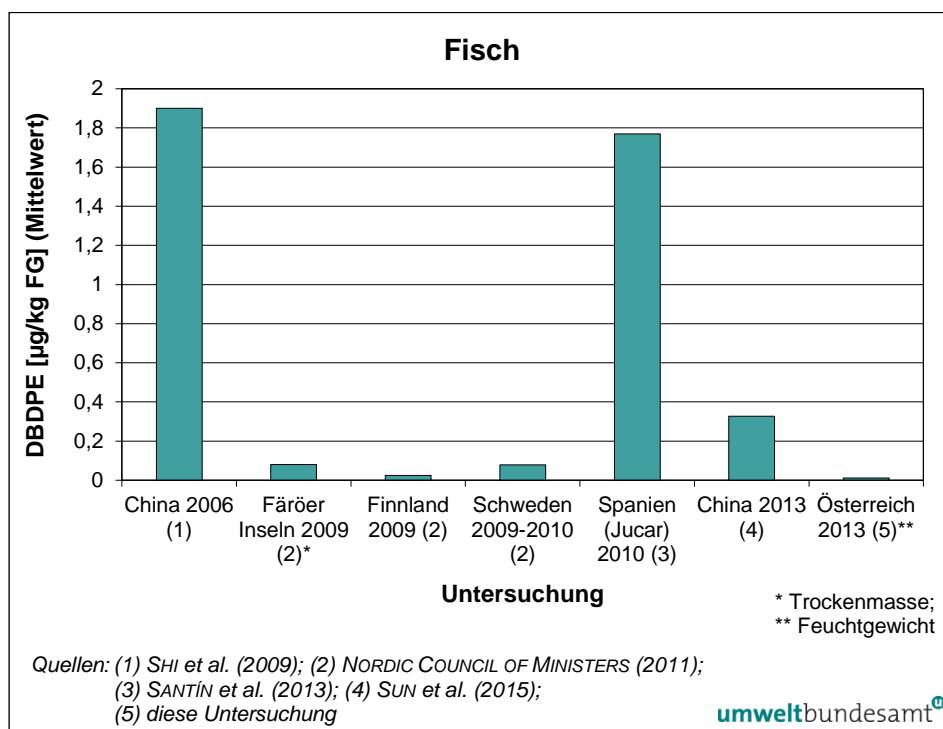


Abbildung 8: Grafische Darstellung der durchschnittlichen DBDPE-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen.

### DBDPE in Boden- und Sedimentproben

Tabelle 15: DBDPE-Konzentrationen in Böden bzw. Sedimenten ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) SHI et al. (2009); (2) ILYAS et al. (2011); (3) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (4) LIN et al. (2015); (5) NEWTON et al. (2015); (6) diese Untersuchung)

Land (Region)	Zeitraum	n	DBDPE [ $\mu\text{g}/\text{kg TM}$ ] Bereich (MW)	Referenz
China (Pearl-Flussdelta)	2006	4	17,6–35,8 (28,1)	(1)
Indonesien (Surabaya)	2008	23	n.n.–7,6 (2,23)	(2)
Dänemark <sup>1</sup>	2009	2	< 1,9–< 6,7 (< 4,3)	(3)
Faröer Inseln <sup>1</sup>	2009	3	0,18–1,6 (0,68)	(3)
Finnland <sup>1</sup>	2009	3	n.n.–2,2 (1,02)	(3)
Norwegen <sup>1</sup>	2009	1	0,042	(3)
Schweden <sup>1</sup>	2009–2010	3	0,1–3,1 (1,87)	(3)
China (Nordchina)	2011	87	n.n.–1.612 (36)	(4)
Schweden (Stockholm)	2012	8	0,2–160 (2,7)	(5)
Österreich	2012–2013	10	< LOQ–6,6 (1,1)	(6)

<sup>1</sup> Sediment

Abkürzungen: DBDPE: Decabromdiphenylethan; LOQ: Quantifizierungslimit; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl;  
n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

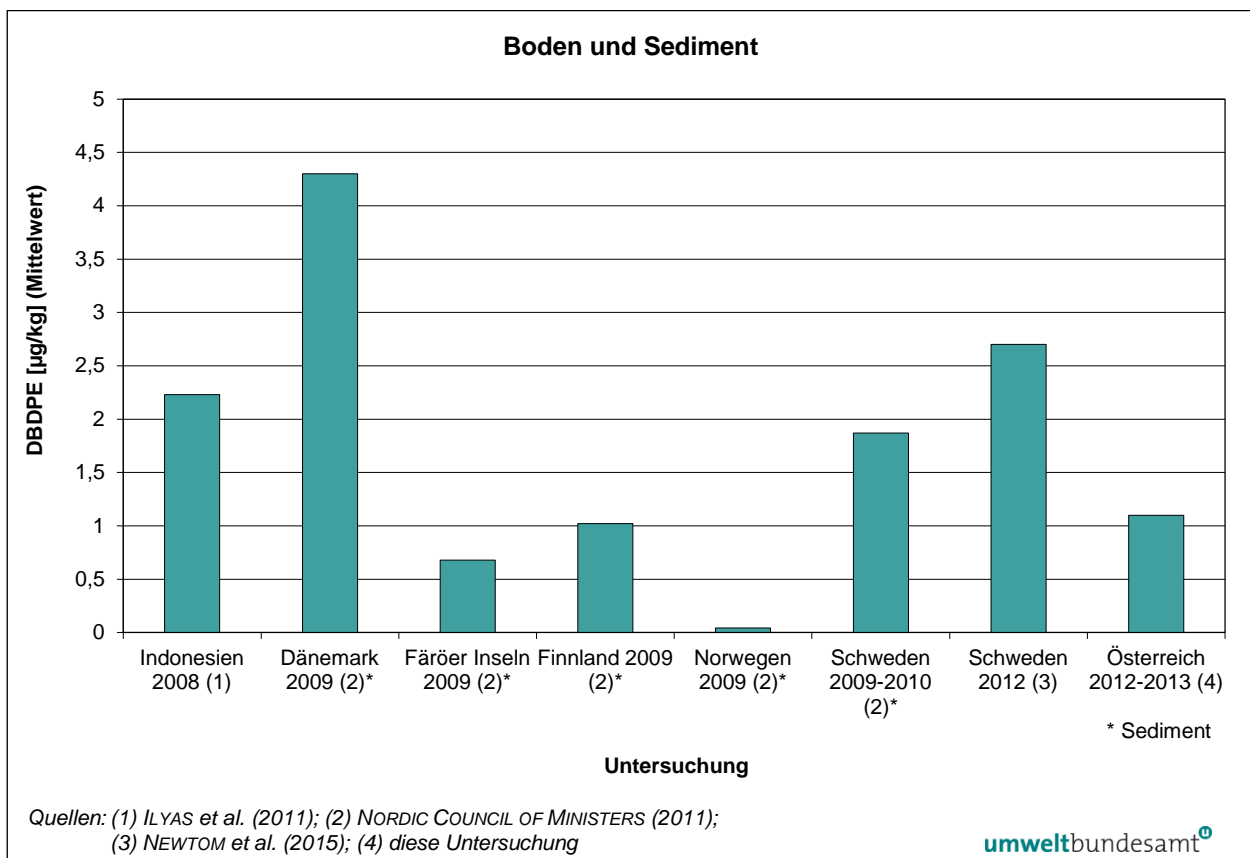


Abbildung 9: Grafische Darstellung der durchschnittlichen DBDPE-Konzentrationen in Böden und Sedimenten ausgewählter Untersuchungen.

### DBDPE in Klärschlammproben

Tabelle 16: DBDPE-Konzentrationen in Klärschlämmen ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) SHI et al. (2009); (2) GORGA et al. (2013); (3) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (4) NYHOLM et al. (2013); (5) BARÓN et al. (2014); (6) ZENG et al. (2014); (7) LEE et al. (2014); (8) diese Untersuchung)

Land (Region)	Zeitraum	n	DBDPE [ $\mu\text{g}/\text{kg TM}$ ] Bereich (MW)	Referenz
China (Pearl-Flussdelta)	2007	5	498–1.995 (1.183)	(1)
Spanien (Katalonien)	2009	17	n.n.–257 (81)	(2)
Dänemark	2009	2	14–18 (16)	(3)
Färöer Inseln	2009	2	16–160 (88)	(3)
Finnland	2009	3	27–36 (98)	(3)
Norwegen	2009	4	1,5–17 (9,1)	(3)
Norwegen (Drammen, Tromsø, Lillehammer)	2009	9	1,9–6,3 (3,8)	(4)
Schweden	2009–2010	4	n.n.–29 (13,8)	(3)
Island	n.b.	3	4,5–16 (8,6)	(3)
Spanien	2010	7	< LOQ–124 (69,3)	(5)
China	2010–2013	62	0,82–215 (52,2)	(6)
Korea	2011	3	< LOQ–3.100 (237)	(7)
Österreich	2015	3	61–130 (85)	(8)

Abkürzungen: DBDPE: Decabromdiphenylethan; LOQ: Quantifizierungslimit; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.b.: nicht bekannt; n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

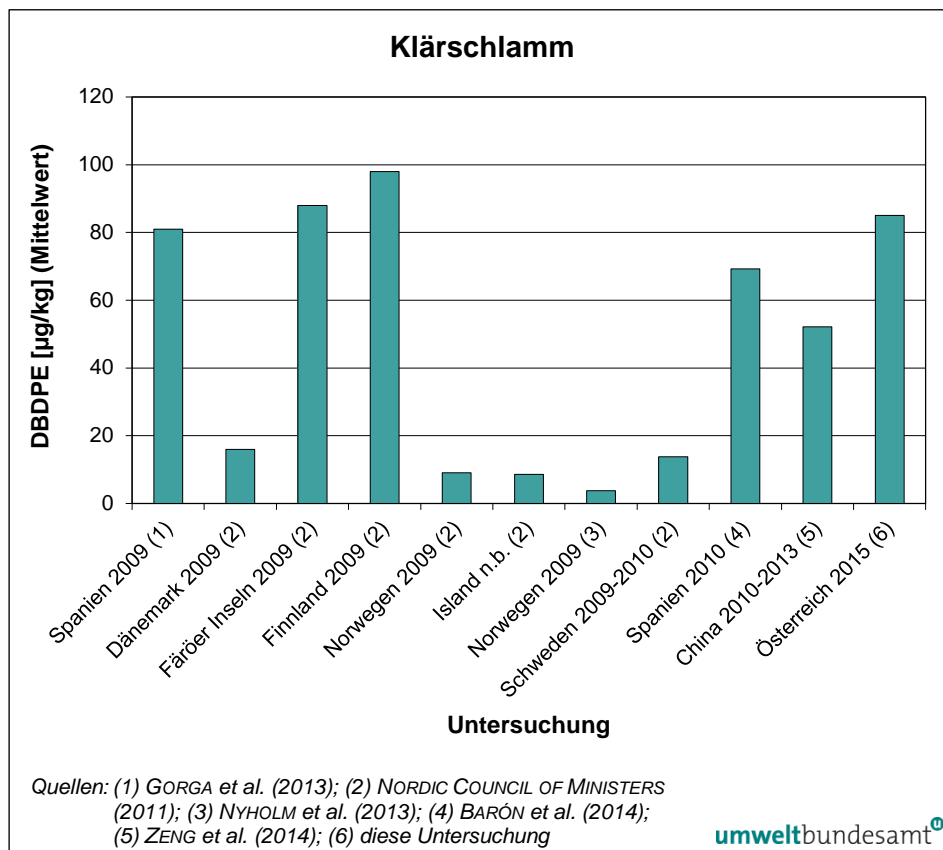


Abbildung 10: Grafische Darstellung der durchschnittlichen DBDPE-Konzentrationen in Klärschlämmen ausgewählter Untersuchungen.

## 10.4 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE)

### BTBPE in Fischproben

Tabelle 17: BTBPE-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) ISMAIL et al. (2009); (2) SHI et al. (2009); (3) WU et al. (2010); (4) ZHOU et al. (2010); (5) KLOSTERHAUS et al. (2012); (6) MUNSCHY et al. (2011); (7) SAGERUP et al. (2010); (8) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (9) POMA et al. (2014); (10) diese Untersuchung)

Land (Region) (Fischart)	Zeitraum	n	BTBPE [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] Bereich (MW)	Referenz
Kanada (Ontariosee) ( <i>Salvelinus namaycush</i> )	2004	n.b.	(1,9)	(1)
China (Guangdong-Provinz, Südchina) <sup>1</sup>	n.b.	5	0,012–0,15 (0,057)	(2)
China (Südchina) <sup>2</sup> ( <i>Carassius auratus</i> )	2006	18	(323 $\pm$ 315)	(3)
China (Südchina) <sup>2</sup> ( <i>Cirrhinus molitorella</i> )	2006	12	(518 $\pm$ 277)	(3)
Kanada	n.b.	22	(< LOQ)	(4)
USA (San Francisco Bay) ( <i>Cymatogaster aggregata</i> )	2007	8	n.n.–< 2,0 (n.n.)	(5)
USA (San Francisco Bay) ( <i>Genyonemus lineatus</i> )	2007	6	n.n.–< 3,0 (n.n.)	(5)
Frankreich (Englischer Kanal, Seine-Mündung) ( <i>Solea Solea</i> L.)	2007–2009	1 <sup>3</sup>	0,04–1,2 (0,7) <u>Feuchtgewicht</u>	(6)
Frankreich (Atlantikküste, Vilaine-Bucht) ( <i>Solea Solea</i> L.)	2007–2009	1 <sup>3</sup>	0,1–0,6 (0,3) <u>Feuchtgewicht</u>	(6)
Norwegen (Arktis, Kongsfjorden) ( <i>Mallotus villosus</i> )	2009	10	n.n.	(7)
Finnland	2009	6	0,0057–0,012 (0,0082)	(8)
Schweden	2009	2	0,0052–0,0073 (0,0063)	(8)
Italien (Maggioiresee) ( <i>Alosa agone</i> )	2011–2012	2 <sup>4</sup>	0,2–0,5	(9)
Italien (Maggioiresee) ( <i>Coregonus lavaretus</i> )	2011–2012	2 <sup>4</sup>	0,2–0,9	(9)
Österreich ( <i>Leuciscus cephalus</i> L., <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	2013	7	n.n.–0,0094 (0,004)	(10)

<sup>1</sup> die Proben entstammen zwei mit BFR kontaminierten Regionen

<sup>2</sup> die Proben entstammen einer Elektroabfall-Recyclinganlage

<sup>3</sup> Mischprobe aus 8–17 Einzelproben

<sup>4</sup> Mischproben aus jeweils 10 Einzelproben

Abkürzungen: BTBPE: 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan; FG: Fettgewicht; LOQ: Quantifizierungslimit; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.b.: nicht bekannt; n.n.: nicht nachweisbar

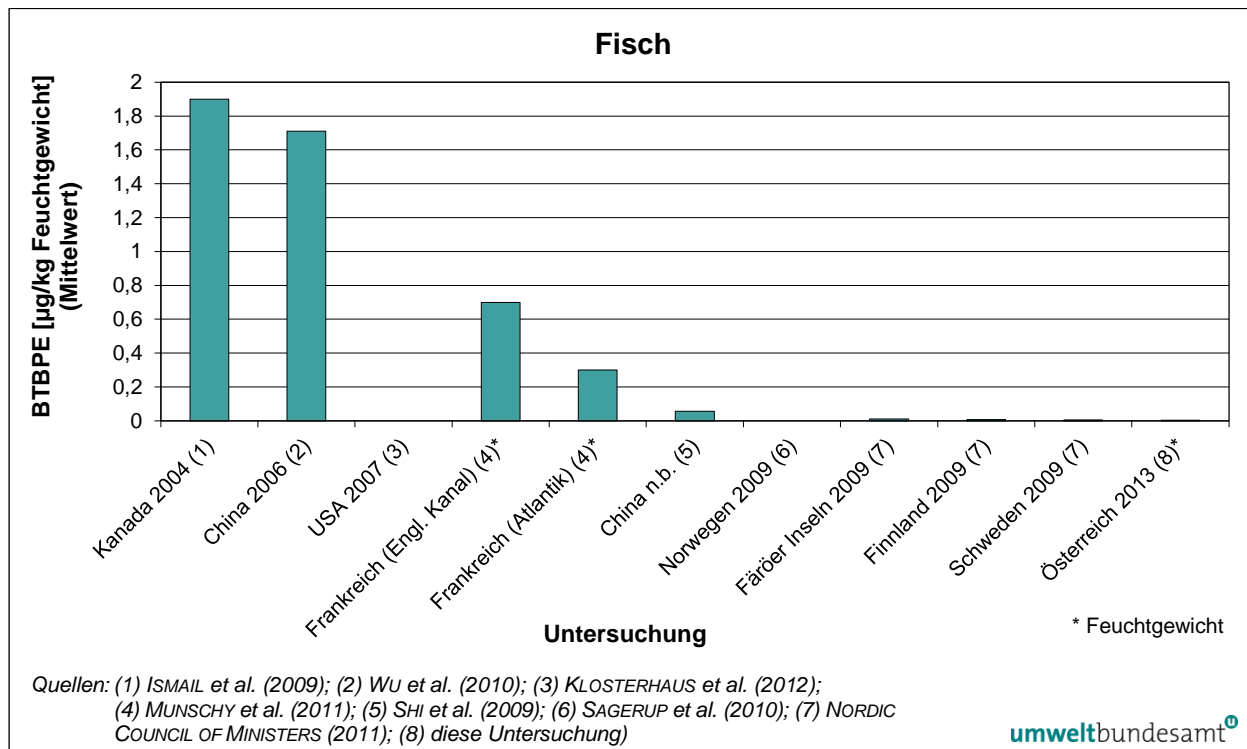


Abbildung 11: Grafische Darstellung der durchschnittlichen BTBPE-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen.

### BTBPE in Boden- und Sedimentproben

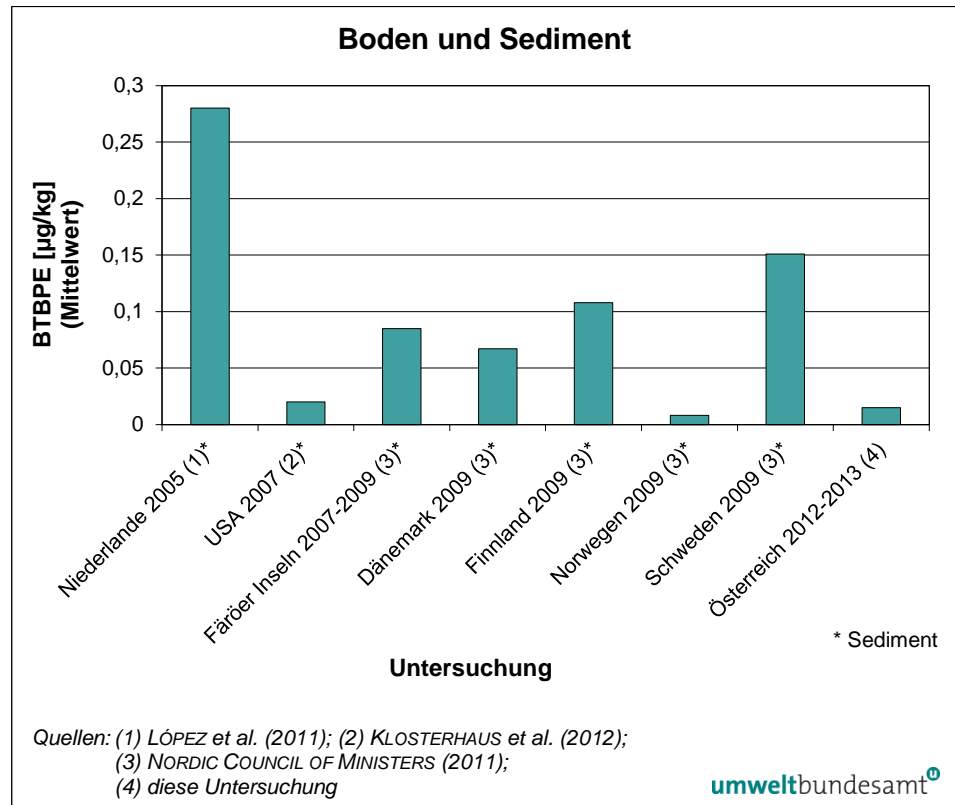
Tabelle 18: BTBPE-Konzentrationen in Böden bzw. Sedimenten ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) LÓPEZ et al. (2011); (2) WU et al. (2010); (3) SHI et al. (2009); (4) YANG et al. (2012); (5) KLOSTERHAUS et al. (2012); (6) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (7) NYHOLM et al. (2013); (8) diese Untersuchung)

Land (Region)	Zeitraum	n	BTBPE [µg/kg TM] Bereich (MW)	Referenz
Niederlande (Western Scheldt estuary) <sup>1</sup>	2005	5	n.n.–0,31 (0,28)	(1)
China (Südchina) <sup>1, 3</sup>	2006	6	(4.554) FG	(2)
China (Guangdong-Provinz) <sup>2, 4</sup>	2006–2007	4	0,07–6,19 (1,99)	(3)
Nordamerika (North America Great Lakes Region) <sup>1, 5</sup>	2007	16	0,13–8,3	(4)
USA (San Francisco Bay) <sup>1</sup>	2007	10	< 0,03–0,06 (0,02)	(5)
Färöer Inseln <sup>1</sup>	2007–2009	3	0,024–0,19 (0,085)	(6)
Dänemark <sup>1</sup>	2009	2	0,062–0,72 (0,067)	(6)
Finnland <sup>1</sup>	2009	3	0,043–0,17 (0,11)	(6)
Norwegen <sup>1</sup>	2009	1	< 0,0081	(6)
Schweden <sup>1</sup>	2009	3	0,0032–0,25 (0,15)	(6)
Norwegen <sup>1</sup>	2009	27	n.n.–1,0 (n.n.)	(7)
Österreich	2012–2013	10	0,0035–0,051 (0,015)	(8)

<sup>1</sup> Sediment; <sup>2</sup> landwirtschaftliche Böden; <sup>3</sup> Elektroabfall-Recyclinganlage; <sup>4</sup> Proben von mit BFR kontaminierten Regionen; <sup>5</sup> die meisten der Untersuchungsstandorte befinden sich in Ablagerungszonen

Abkürzungen: BTBPE: 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan; FG: Feuchtgewicht; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

Abbildung 12:  
Grafische Darstellung  
der durchschnittlichen  
BTBPE-Konzentrationen  
in Böden und  
Sedimenten  
ausgewählter  
Untersuchungen.



### BTBPE in Klärschlammproben

Tabelle 19:  
BTBPE-Konzentrationen  
in Klärschlämmen  
ausgewählter  
Untersuchungen.  
(Quellen: (1) KÖRNER et  
al. (2011); (2) NORDIC  
COUNCIL OF MINISTERS  
(2011); (3) NYHOLM et al.  
(2013); (4) diese  
Untersuchung)

Land (Region)	Zeitraum	n	BTBPE [µg/kg TM] Bereich (MW)	Referenz
Deutschland (Bayern)	2008	24	n.n.–16,5 (3,92)	(1)
Deutschland (Bayern)	2009	9	n.n.–7,27 (3,5)	(1)
Dänemark	2009	2	2,0–2,1 (2,05)	(2)
Färöer Inseln	2009	2	0,79–3,8 (2,3)	(2)
Island	n.b.	3	0,42–0,98 (0,61)	(2)
Norwegen	2009	2	0,12–1,7 (0,91)	(2)
Schweden	2009–2010	4	n.n.–3,4 (1,63)	(2)
Norwegen	2009	9	0,7–1,4 (1,3)	(3)
Österreich	2015	3	0,86–2,0 (1,49)	(4)

Abkürzungen: BTBPE: 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

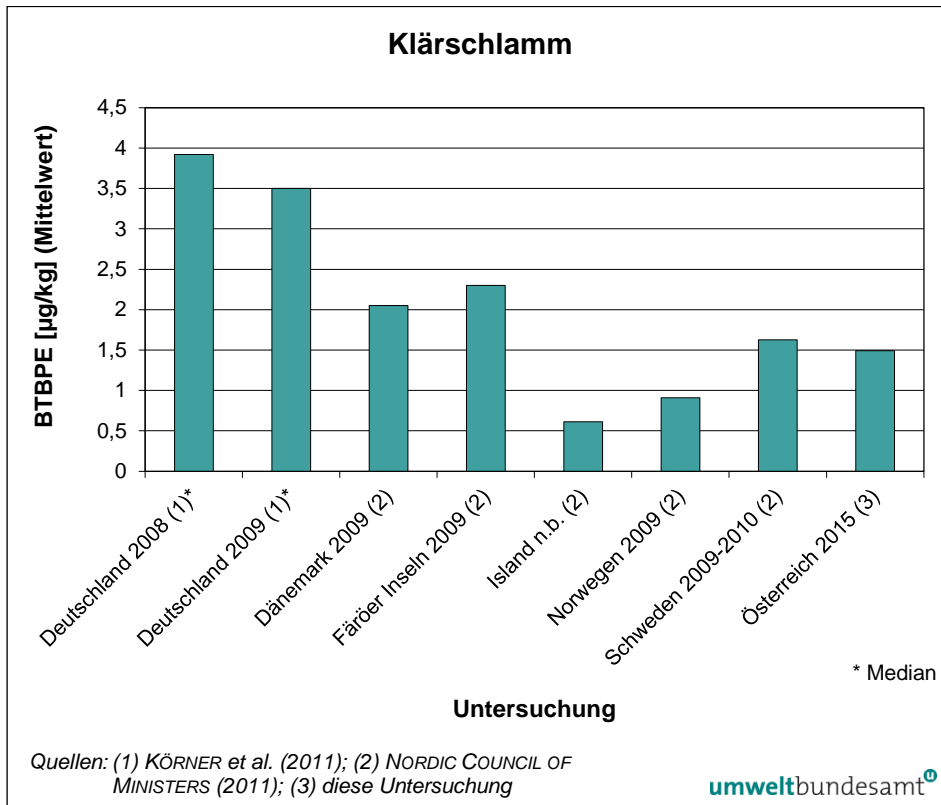


Abbildung 13:  
Grafische Darstellung  
der durchschnittlichen  
BTBPE-Konzentrationen  
in Klärschlämmen  
ausgewählter  
Untersuchungen.

## 10.5 Hexabrombenzol (HBB)

### HBB in Fischproben

Tabelle 20: HBB-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) Wu et al. (2010); (2) KLOSTERHAUS et al. (2012); (3) BYER et al. (2010); (4) MUNSCHY et al. (2011); (5) ZHOU et al. (2010); (6) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (7) SAGERUP et al. (2010); (8) SÜHRING et al. (2014); (9) POMA et al. (2014); (10) diese Untersuchung)

Land (Region) (Fischart)	Zeitraum	n	HBB [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] Bereich (MW)	Referenz
China (Südchina) <sup>1</sup> ( <i>Carassius auratus</i> )	2006	18	(680)	(1)
China (Südchina) <sup>1</sup> ( <i>Cirrhinus molitorella</i> )	2006	12	(2.451)	(1)
China (Südchina) <sup>1</sup> ( <i>Ophicephalus argus</i> )	2006	6	(1.153)	(1)
USA (San Francisco Bay) ( <i>Cyprinus carpio</i> )	2007	8	n.n.–24 (n.n.)	(2)
USA (San Francisco Bay) ( <i>Genyonemus lineatus</i> )	2007	8	n.n.–< LOQ (n.n.)	(2)
Kanada (Ostkanada) ( <i>Anguilla anguilla</i> )	2007–2008	58	n.n.–5,7 (0,98)	(3)
Frankreich (Englischer Kanal) ( <i>Solea solea</i> L.)	2007–2009	n.b. <sup>2</sup>	n.n.–0,002 (0,0017) <u>Feuchtgewicht</u>	(4)
Frankreich (Vilaine-Bucht) ( <i>Solea solea</i> L.)	2007–2009	n.b. <sup>2</sup>	0,0007–0,0051 (0,0026) <u>Feuchtgewicht</u>	(4)
Kanada	n.b.	22	< LOQ	(5)
Färöer Inseln	2009	1	0,0064	(6)
Finnland	2009	6	0,0059–0,0094 (0,0080)	(6)
Schweden	2009	2	0,0058–0,0065 (0,00615)	(6)
Norwegen (Kongsfjorden) ( <i>Malinus villosus</i> )	2009	10	n.n.	(7)
Frankreich ( <i>Anguilla anguilla</i> )	n.b.	10 <sup>3</sup>	n.n.	(8)
Deutschland (Visa) ( <i>Anguilla anguilla</i> )	n.b.	10 <sup>3</sup>	n.n.	(8)
Deutschland (Elbe) ( <i>Anguilla anguilla</i> )	n.b.	10 <sup>3</sup>	n.n.	(8)
Deutschland (Elbe, Rhein)	n.b.	10 <sup>3</sup>	n.n.	(8)
Italien (Maggiore-See) ( <i>Alosa agone</i> )	2011–2012	2 <sup>4</sup>	n.n.–0,5	(9)
Italien (Maggiore-See) ( <i>Coregonus lavaretus</i> )	2011–2012	2 <sup>4</sup>	n.n.–0,7	(9)
Österreich ( <i>Leuciscus cephalus</i> L., <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	2013	7	n.n.–0,0025 (0,0007) <u>Feuchtgewicht</u>	(10)

<sup>1</sup> Proben entstammen einer Elektroschrott-Recyclinganlage

<sup>2</sup> Mischproben aus jeweils 8–17 Einzelproben

<sup>3</sup> 10 Mischproben aus insgesamt 100 Einzelproben

<sup>4</sup> Zwei Mischproben aus jungen und alten Fischen aus insgesamt je 10 Einzelproben

Abkürzungen: FG: Fettgewicht; HBB: Hexabrombenzol; LOQ: Quantifizierungslimit; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl;

n.b.: nicht bekannt; n.n.: nicht nachweisbar



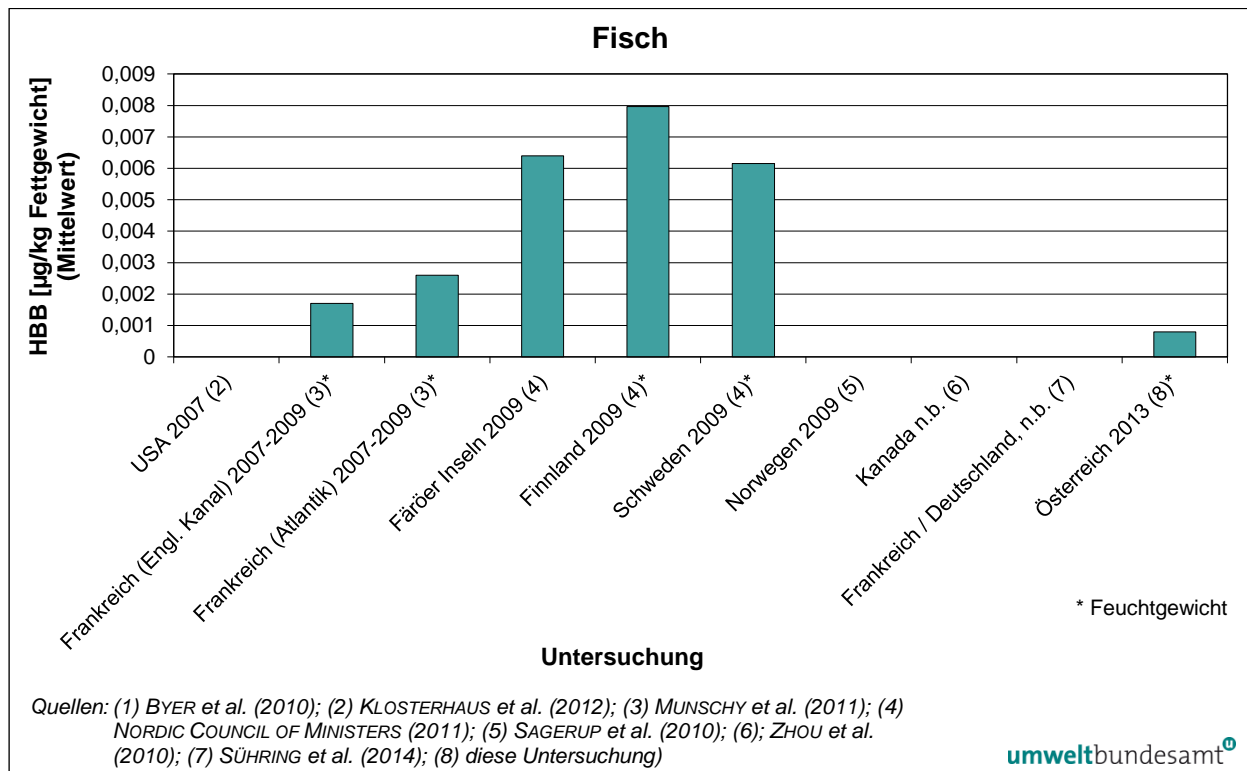


Abbildung 14: Grafische Darstellung der durchschnittlichen HBB-Konzentrationen in Fischen ausgewählter Untersuchungen.

### HBB in Boden- und Sedimentproben

Tabelle 21: HBB-Konzentrationen in Böden und Sedimenten ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) Wu et al. (2010); (2) KLOSTERHAUS et al. (2012); (3) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (4) NEWTON et al. (2015); (5) diese Untersuchung)

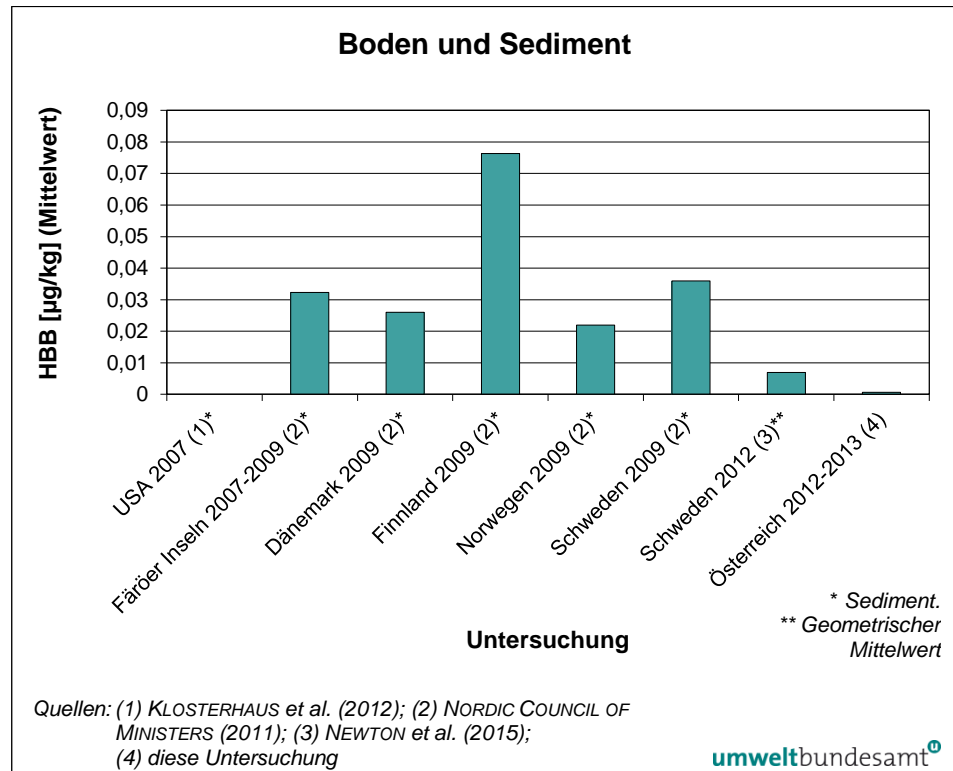
Land (Region)	Zeitraum	n	HBB [µg/kg TM] Bereich (MW)	Referenz
China (Südchina) <sup>1,2</sup>	2006	6	(8.672)	(1)
USA (San Francisco Bay) <sup>2</sup>	2007	10	n.n.–< LOQ (n.n.)	(2)
Färöer Inseln <sup>2</sup>	2007–2009	3	0,011–0,048 (0,032)	(3)
Dänemark <sup>2</sup>	2009	2	0,018–0,034 (0,026)	(3)
Finnland <sup>2</sup>	2009	3	0,015–0,17 (0,076)	(3)
Norwegen <sup>2</sup>	2009	1	(< 0,022)	(3)
Schweden <sup>2</sup>	2009	3	0,02–0,19 (0,036)	(3)
Schweden	2012	8	< 0,00079–6,1 (0,0069, GM)	(4)
Österreich	2012–2013	10	n.n.–0,01 (< LOQ)	(5)

<sup>1</sup> die Probe entstammt einer Elektroabfall-Recyclinganlage

<sup>2</sup> Sediment

Abkürzungen: GM: geometrischer Mittelwert; HBB: Hexachlorbenzol; LOQ: Quantifizierungslimit; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

Abbildung 15:  
Grafische Darstellung  
der durchschnittlichen  
HBB-Konzentrationen in  
Böden und Sedimenten  
ausgewählter  
Untersuchungen.



### HBB in Klärschlammproben

Tabelle 22: HBB-Konzentrationen in Klärschlämmen ausgewählter Untersuchungen. (Quellen: (1) KÖRNER et al. (2011); (2) NORDIC COUNCIL OF MINISTERS (2011); (3) ARP et al. (2011); (4) GORGA et al. (2013); (5) ZENG et al. (2015); (6) diese Untersuchung)

Land (Region)	Zeitraum	n	HBB [µg/kg TM] Bereich (MW)	Referenz
Deutschland (Bayern)	2008	24	n.n.–0,194 (0,034)	(1)
Deutschland (Bayern)	2009	9	n.n.–0,047 (0,012)	(1)
Dänemark	2009	2	0,18–0,24 (0,21)	(2)
Färöer Inseln	2009	2	0,20–0,96 (0,58)	(2)
Finnland	2009	3	0,14–0,42 (0,31)	(2)
Island	n.b.	3	0,077–0,72 (0,50)	(2)
Norwegen	2009	2	0,019–0,06 (0,04)	(2)
Schweden	2009–2010	4	n.n.–0,40 (0,19)	(2)
Norwegen (Tromsø) <sup>1</sup>	2009	1	(0,34)	(3)
Norwegen (Lillehammer) <sup>1</sup>	2009	1	(< LOQ)	(3)
Norwegen (Drammen) <sup>1</sup>	2009	1	(0,39)	(3)
Spanien (Katalonien)	2009	17	n.n.–5,71 (0,44)	(4)
China	2010–2013	62	n.n.–3,22 (0,68)	(5)
Österreich	2015	3	0,036–0,06 (0,059)	(6)

<sup>1</sup> Abwässerschlämme

Abkürzungen: HBB: Hexabrombenzol; LOQ: Quantifizierungslimit; MW: Mittelwert; n: Probenanzahl; n.b.: nicht bekannt; n.n.: nicht nachweisbar; TM: Trockenmasse

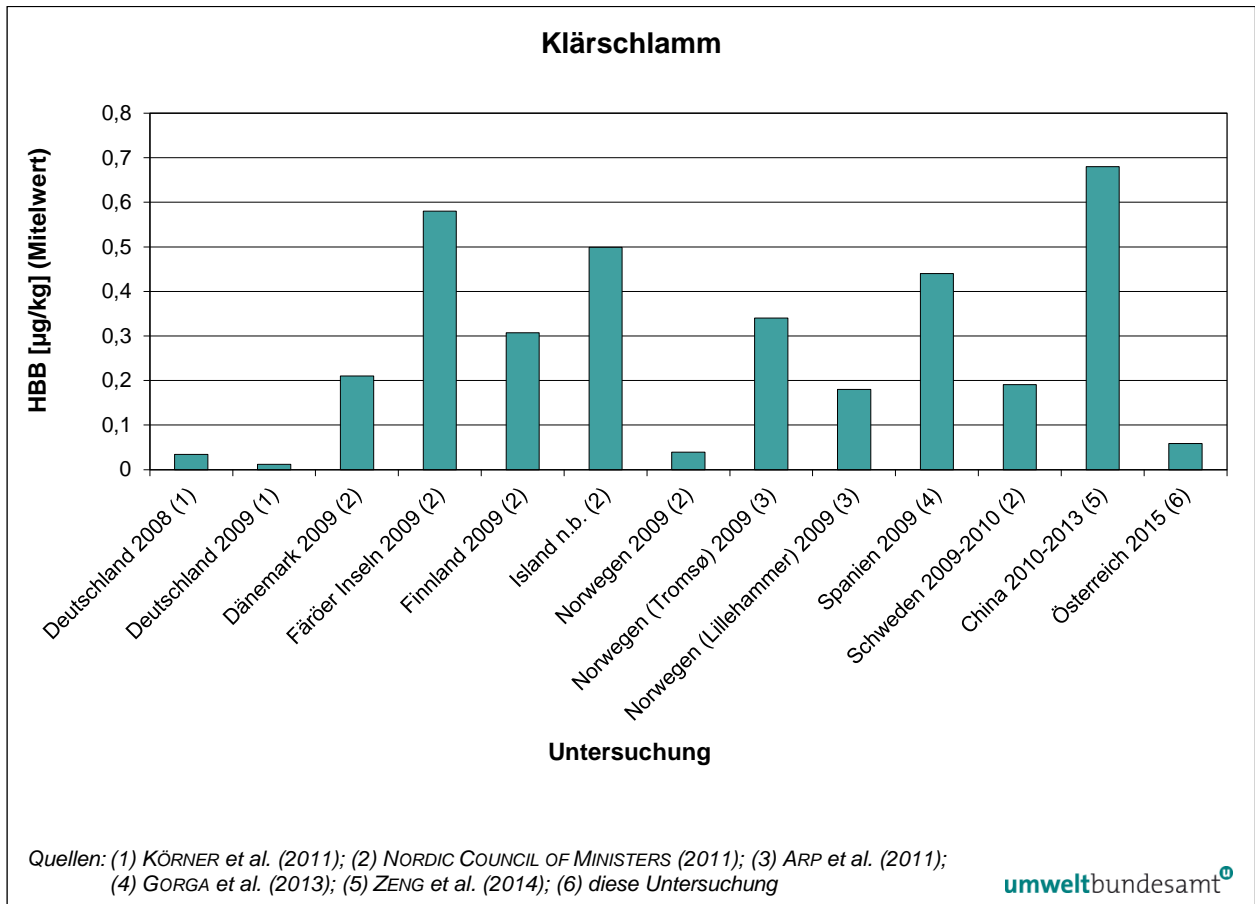


Abbildung 16: Grafische Darstellung der durchschnittlichen HBB-Konzentrationen in Klärschlämmen ausgewählter Untersuchungen.



**Umweltbundesamt GmbH**

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

[office@umweltbundesamt.at](mailto:office@umweltbundesamt.at)

[www.umweltbundesamt.at](http://www.umweltbundesamt.at)

Das Umweltbundesamt hat die Flammschutzmittel Tetrabrom-bisphenol A, Hexabromcyclododecan, Decabromdiphenylethan, 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan und Hexabrombenzol stichprobenartig in Fischen, Boden und Klärschlamm untersucht. Das Vorkommen dieser fünf Substanzen ist in der Umwelt teilweise noch unzureichend erforscht. Die Stoffe werden Kunststoffen, Textilien oder Elektro-Geräten zugesetzt, um deren Entflammbarkeit zu reduzieren. Bei Herstellung, Verwendung oder Entsorgung können diese Substanzen in die Umwelt gelangen und sich in weiterer Folge in der Nahrungskette und im Menschen anreichern. Die Fisch- und Bodenproben wiesen geringe Konzentrationen der bromierten Flammschutzmittel auf. Die Klärschlammproben waren mit allen fünf Wirkstoffen belastet. Die Konzentrationen sind mit internationalen Ergebnissen vergleichbar.