

HINTERGRUND // JANUAR 2014

# Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten



# Inhalt

4	<b>Abbildungsverzeichnis</b>
5	<b>Tabellenverzeichnis</b>
5	<b>Abkürzungsverzeichnis</b>
7	<b>1. Warum geraten Dioxine immer wieder in die Schlagzeilen?</b>
7	<b>2. Was sind Dioxine und dl-PCB?</b>
7	2.1. Dioxine
8	2.2. dl-PCB
8	<b>3. Was sind Toxizitätsäquivalente?</b>
9	<b>4. Welche Wirkungen haben Dioxine und dl-PCB auf den Menschen?</b>
10	<b>5. Welche Wirkungen haben Dioxine und PCB auf Tiere und Ökosysteme?</b>
10	<b>6. Wie entstehen Dioxine? Was sind die Hauptquellen für Dioxine in der Umwelt? Wie gelangen Dioxine in die Umwelt?</b>
10	6.1. Dioxine
10	6.1.1. In Deutschland
12	6.1.2. In Europa
12	6.1.3. Weltweit
12	6.1.4. Natürliche Quellen
12	6.2. PCB
14	6.3. Punktuelle Einträge von Dioxinen und dl-PCB
15	<b>7. Können Dioxine, Furane und PCB in der Umwelt abgebaut werden?</b>
15	<b>8. Wie sieht die Belastung der Umwelt mit Dioxinen und PCB derzeit aus? Wo kommen sie vor?</b>
15	8.1. Belastung der Luft
19	8.2. Belastung der Böden
21	8.3. Belastung der Gewässer
21	8.3.1. Flüsse und Seen
22	8.3.2. Ost- und Nordsee
25	<b>9. Wie gelangen Dioxine und PCB aus der terrestrischen Umwelt in die Nahrungskette?</b>
25	9.1. Boden- Pflanze (Wurzelaufnahme, Verschmutzung)
26	9.2. Luft und Bodenluft – Pflanze
26	9.3. Boden – Pflanze – Tier – Nahrungsmittel
27	<b>10. Wie belastet sind unsere Nahrungsmittel?</b>
27	<b>11. Wie hoch ist Belastung des Menschen durch Nahrungsmittel?</b>

28	12.	<b>Welche Maßnahmen wurden ergriffen, um weitere Einträge von Dioxinen in die Umwelt zu senken?</b>
28	12.1	Wie lassen sich die Dioxinmissionen von Kleinfeuerungsanlagen verringern?
29	12.2	Wie lassen sich die Dioxinmissionen aus der Stahlindustrie, insbesondere aus Sinteranlagen verringern?
30	12.3	Wie läßt sich die PCB-Belastung in Gebäuden verringern?
31	13.	<b>Welche praktischen Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft können ergriffen werden, um die Belastung des Menschen mit Dioxinen und dl-PCB über die Nahrungskette zu reduzieren?</b>
32	14.	<b>Was muss getan werden, um die Belastung der Umwelt und damit der Nahrungsmittel und des Menschen weiter zu senken?</b>
32	15.	<b>Wo kann man sich über die Belastung der Umwelt und des Menschen durch Dioxine und PCB informieren?</b>
33	16.	<b>Fazit</b>
34	17.	<b>Literatur</b>
34	17.1	Links zum POP-Dioxin-Portal mit Datenbestand und weiterem Infomaterial
35	17.2	Sonstige Literatur

## Abbildungsverzeichnis

8	Abb. 1	2,3,7,8 Tetrachlor-Dibenzo-p-Dioxin (2,3,7,8 TCDD, das sog. „Seveso“-Dioxin)
8	Abb. 2	2,3,7,8 Tetrachlor-Dibenzofuran (2,3,7,8 TCDF)
8	Abb. 3	PCB 126
11	Abb. 4	Entwicklung der jährlichen Dioxin-/Furanmissionen in Deutschland
15	Abb. 5	Entwicklung der Dioxin-/Furan-Konzentration in der Außenluft (Angabe als WHO 2005-TEQ) am Beispiel einiger Stationen, für die über mehrere Jahre hinweg Daten vorliegen
16	Abb. 6	Homologenprofil verschiedener Dioxine am Beispiel einiger Stationen unterschiedlicher Standortkategorien, Jahr 1994
16	Abb. 7	Homologenprofil verschiedener Dioxine am Beispiel einiger Stationen unterschiedlicher Standortkategorien, Jahr 2002
17	Abb. 8	Homologenprofil verschiedener Furane am Beispiel einiger Stationen unterschiedlicher Standortkategorien, Jahr 1994
17	Abb. 9	Homologenprofil verschiedener Furane am Beispiel einiger Stationen unterschiedlicher Standortkategorien, Jahr 2002
18	Abb. 10	Jahresgang der PCDF-Konzentration für die Station Erfurt, Mittelwert über die Jahre 1994 bis 2004
18	Abb. 11	Entwicklung der dl-PCB-Konzentration in der Außenluft (WHO 2005-TEQ)
19	Abb. 12	Jahresgang der PCB118-Konzentration für die Stationen Erfurt und Schmücke
20	Abb. 13	Typische Gehalte von Dioxinen und dl-PCB in landwirtschaftlich genutzten Böden
20	Abb. 14	Typische Gehalte von Dioxinen und dl-PCB in der Auflage (Oh/Of-Horizont) von Waldböden, differenziert nach Nadel-, Misch- und Laubwald
21	Abb. 15	UPB-Probenahmestellen von Brassen
22	Abb. 16	WHO-Toxizitätsäquivalente (WHO 1998-TEQ) von Dioxinen und dl-PCB (PCB-TEQ) in der Muskulatur von Brassen des Jahres 2008
22	Abb. 17	Gemittelte Konzentrationen der Summe Dioxine (WHO 2005-TEQ) im Schwebstoff (Zeitraum 2009-2011) an ausgewählten Messstellen

- 24 **Abb. 18** WHO-TEQ von Dioxinen und dl-PCB in Silbermöweneiern
- 24 **Abb.19** Dioxin-Gehalte (in Toxizitätsäquivalenten (WHO 1998-TEQ) in Hering-Muskel aus verschiedenen Fischereigründen der Ostsee und im Vergleich zur Nordsee
- 33 **Abb. 20** Übersicht zum Probenbestand der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

## Tabellenverzeichnis

- 13 **Tabelle 1:** Anwendungsbereiche von PCB - gegliedert nach offenen und geschlossenen Systemen

## Abkürzungsverzeichnis

Ah-Rezeptor	Arylhydrocarbonrezeptor
BfR	Bundesamt für Risikobewertung
BImSchV	Bundes-Immissions-Schutz-Verordnung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BÜp	Bundesweiter Überwachungsplan
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
CLRTAP	UN-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung
dl-PCB	Dioxinähnliche PCB (dioxin like)
DNA	Englisch: deoxyribonucleic acids; Desoxyribonukleinsäure
dw	dry weight, Trockengewicht
EU- WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union
GSBL	Gemeinsamer Stoffdatenpool Bund Länder
HELCOM	Helsinki-Kommission zum Schutz der Ostsee
HpCDD	Heptachlordibenzodioxine (als Homologe)
HpCDF	Heptachlordibenzofurane (als Homologe)
HxCDD	Hexachlordibenzodioxine (als Homologe)
HxCDF	Hexachlordibenzofurane (als Homologe)
LAVES Niedersachsen	Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG der Europäischen Union
OCDD	Octachlordibenzodioxine (als Homologe)
OCDF	Octachlordibenzofurane (als Homologe)
OGeWV	EU-Oberflächengewässer-Verordnung
OSPAR	Oslo und Paris- Konvention zum Schutz des Nord-Ost-Atlantiks
PBT-Stoffe	Persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe
PCB 77	3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl
PCB 81	3,4,4',5-Tetrachlorbiphenyl
PCB 105	2,3,3',4,4'-Pentachlorbiphenyl
PCB 114	2,3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl
PCB 118	2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl
PCB 123	2,3',4,4',5'-Pentachlorbiphenyl
PCB 126	3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl
PCB 156	2,3,3',4,4',5-Hexachlorbiphenyl
PCB 157	2,3,3',4,4',5'-Hexachlorbiphenyl
PCB 167	2,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl
PCB 169	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl
PCB 189	2,3,4,5,3',4',5'-Heptachlorbiphenyl
PCDD	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane

2,3,4,7,8-PCDF	2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran
PeCDD	Pentachlordibenzodioxine (als Homologe)
PeCDF	Pentachlordibenzofurane (als Homologe)
POP	persistent organic pollutant, persistenter organischer Schadstoff
REACH	Regulation concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals - Europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe
SCF	Scientific Committee on Food
TCDD	Tetrachlordibenzodioxine (als Homologe)
TCDF	Tetrachlordibenzofurane (als Homologe)
2,3,7,8 TCDD	2,3,7,8-Tetrachlordibenzo[1,4]dioxin
TDI	tolerable daily intake, vorgegebene tolerierbare Tagesdosis
TEF	Toxizitätsäquivalentfaktor
TEQ	Toxizitätsäquivalent
TM	Trockenmasse
UBA	Umweltbundesamt
UMID	Umweltmedizinischer Informationsdienst
UPB	Umweltprobenbank
UQN	Umweltqualitätsnorm
vPvB-Stoffe	sehr persistente, sehr bioakkumulierende Stoffe
WHO-TEQ	Toxizitätsäquivalent nach Weltgesundheitsorganisation (WHO)

# 1. Warum geraten „Dioxine“ immer wieder in die Schlagzeilen?

Berichte über „Dioxine“ in der Umwelt, insbesondere in Lebensmitteln, treffen auf hohes Medieninteresse und verunsichern Verbraucherinnen und Verbraucher. Futtermittelverunreinigungen oder Verfahrensweisen bei der Herstellung von Futter- und Lebensmitteln sind häufig die Ursachen für diese Vorkommnisse. Neben lokalen Quellen, die zu Verunreinigungen von Futter- und Lebensmitteln führen, spielt die diffuse Belastung der Umwelt mit Dioxinen, Furanen und vor allem mit dioxinähnlichen polychlorierten Biphenylen (dl-PCB) nach wie vor eine große ursächliche Rolle.

Dioxine wurden nie gezielt produziert, sondern gelangten als Verunreinigung bei technischen Prozessen in die Umwelt (wie z.B. bei Verbrennungsprozessen, s. Kapitel 6). Der Eintrag über die Luft ist seit Jahrzehnten durch gesetzliche Maßnahmen, wie strenge Emissionsbeschränkungen für Verbrennungsanlagen und Verbote in der Chemikalienproduktion geregelt. Im Unterschied dazu wurden polychlorierte

Biphenyle (PCB) in großen Mengen industriell erzeugt und in verschiedenen Anwendungen und Produkten eingesetzt. Das Herstellen und Inverkehrbringen von PCB ist seit Ende der 1980er Jahre verboten.

Trotz aller Maßnahmen des Umweltschutzes in den vergangenen Jahrzehnten kommen Dioxine und PCB weiterhin überall in der Umwelt vor. Sie werden aufgrund ihrer Langlebigkeit und ihrer Stoffeigenschaften vor allem in Böden und Sedimenten angereichert und gelangen über die Nahrungskette in Mensch und Tier, wo sie sich vor allem in Fettgeweben anreichern (s. Kapitel 4, 5, 10 und 11).

Die Anreicherung von Dioxinen, Furanen und dl-PCB in der Nahrungskette ist vor dem Hintergrund des Umwelt- und Verbraucherschutzes von großer Bedeutung. Die weitere Verringerung der Umweltbelastungen ist eine wichtige Aufgabe für Umweltschutz, Verbraucherschutz und Landwirtschaft.

## 2. Was sind Dioxine, Furane und dl-PCB?

Die Sammelbezeichnung „Dioxine“ wird in dieser Veröffentlichung bis auf wenige Ausnahmen für polychlorierte Dioxine und Furane verwendet.

Polychlorierte Biphenyle (PCB) gehören zu einer weiteren chemisch ähnlich aufgebauten Stoffgruppe, die insgesamt 209 Kongenere<sup>i</sup> umfasst, von denen 12 Kongenere dioxinähnliche Eigenschaften (dioxin-like-PCB - dl-PCB) haben.

Aufgrund der gleichen humantoxikologischen Wirkung werden Dioxine und dl-PCB häufig gemeinsam bewertet (s. Kapitel 4). Neben Dioxinen werden die dl-PCB in dieser Veröffentlichung deshalb vorrangig betrachtet, während die nicht dioxinähnlichen PCB (non dioxin-like-PCB - ndl-PCB) nur hinsichtlich der Darstellung der allgemeinen Belastung der Umwelt Erwähnung finden.

Der Chlorierungsgrad (d.h. die Zahl der am Grundgerüst befindlichen Chloratome) hat Einfluss auf die physikalischen und chemischen Eigenschaften und

damit direkt Auswirkungen auf das Umweltverhalten und die Toxizität. Mit steigendem Chlorierungsgrad nehmen die Dichte, Fettlöslichkeit (Lipophilie) und Persistenz<sup>ii</sup> in der Umwelt zu. Gleichzeitig nehmen die Flüchtigkeit, die Wasserlöslichkeit und das Vermögen, chemische Reaktionen einzugehen, ab. Folglich reichern sich vor allem die schwereren Verbindungen in der Umwelt an, insbesondere in fetthaltigem Gewebe (Akkumulationstendenz).

### 2.1. Dioxine:

Insgesamt besteht die Gruppe der Dioxine aus 75 polychlorierten Dibenzopara-Dioxinen (PCDD) und 135 polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF). Dioxine liegen immer als Gemische von Einzelverbindungen (Kongenere) mit unterschiedlicher Zusammensetzung vor. Kongenere mit der gleichen Anzahl von Chloratomen werden als Homologe<sup>iii</sup> bezeichnet.

Das toxischste Dioxin ist das 2,3,7,8-Tetrachlor-Dibenzo-p-Dioxin (2,3,7,8-TCDD), das seit dem Che-

mieunfall in Seveso im Juli 1976 auch als „Seveso-Gift“ bezeichnet wird. Für die toxische Wirkung von insgesamt 210 Dioxin- und Furankongeneren sind die 2,3,7,8-Kongeneren und zusätzlich deren höher substituierte 2,3,7,8-Kongere relevant. Daher wird im Allgemeinen nur die Konzentration dieser siebzehn Kongenere analysiert.

Abbildung 1:

**2,3,7,8-Tetrachlordibenzo[1,4]dioxin  
(2,3,7,8-TCDD, das sog. „Seveso“-Dioxin)**

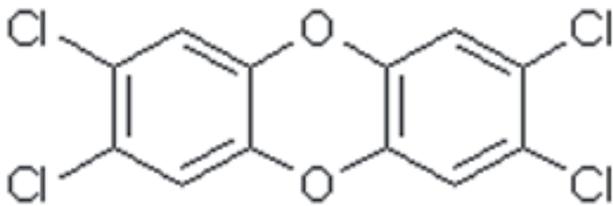
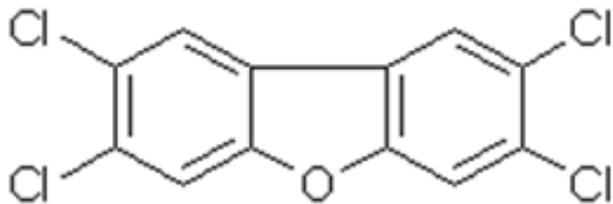


Abbildung 2:

**2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran  
(2,3,7,8-TCDF)**

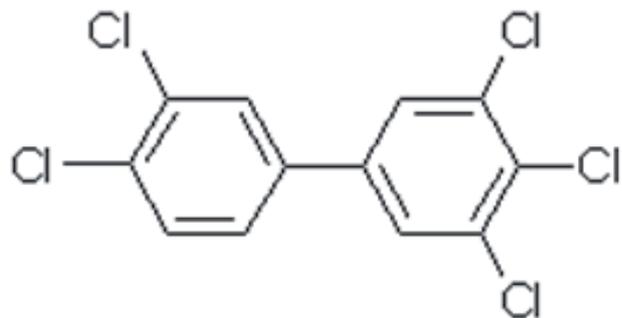


**2.2. Dioxinähnliche PCB (dl-PCB)**

Polychlorierte Biphenyle (PCB) sind chlorierte Kohlenwasserstoffe, deren einheitliches Grundgerüst ähnlich wie das der Dioxine aufgebaut ist. Insgesamt gibt es 209 mögliche Verbindungen (Kongenere). Von diesen 209 möglichen PCB-Kongenere werden diejenigen 12 Kongenere als dioxinähnliche PCB bezeichnet, die eine den Dioxinen ähnliche räumliche und elektronische Struktur haben (non ortho Kongenere PCB-Nr. 77, 81, 126, 169 und mono ortho Kongenere 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189). Die giftigste dioxinähnliche Wirkung zeigt das PCB 126.

Abbildung 3:

**3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl (PCB 126)**



**3. Was sind Toxizitätsäquivalente?**

Die siebzehn toxisch relevanten Dioxine haben die gleichen Wirkungsmechanismen (s. Kapitel 4), unterscheiden sich aber in der Stärke ihrer Wirkung. Diese unterschiedliche Wirkungsstärke wird mit einem Faktor, dem Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) berücksichtigt, der die relative Giftwirkung der einzelnen Verbindungen im Vergleich zu dem hochgiftigen 2,3,7,8-TCDD beschreibt. Diesem ist der Faktor 1 zugewiesen. Die toxische Wirkung wird dann über die Gehalte der Einzelverbindungen und dem zugehörigen Faktor als sogenanntes Toxizitätsäquivalent (TEQ) errechnet und addiert. Ist z.B. die toxische Wirkung eines Kongeners nur halb so stark wie die von 2,3,7,8-TCDD so wird seine Konzentration mit dem TEF von 0,5 multipliziert. Der TEQ-Wert entspricht somit der

toxischen Wirkung einer vergleichbaren Menge des 2,3,7,8-TCDD.

Die Toxizitätsäquivalenzfaktoren werden anhand unterschiedlicher Studien ermittelt und bei neueren Erkenntnissen aktualisiert. Daher gibt es verschiedene Listen dieser Faktoren, was beim Vergleich von TEQ-Daten berücksichtigt werden muss. Eine Fortentwicklung dieser Liste stellen die von der WHO aufgestellten TEF-Werte dar. In dieses TEF-Konzept sind auch die 12 dl-PCB eingebunden, da sie nach demselben Mechanismus wie die Dioxine toxisch wirken und damit zur Gesamtbelastung durch Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen beitragen. Die letzte Anpassung der WHO-Faktoren fand 2005 statt. Bei

den rechtlichen Regelungen werden unterschiedliche TEF-Konzepte verwendet. Insbesondere im Umweltbereich beinhalten die älteren Regelungen nur Dioxine und der TEQ wird mit den Internationalen Faktoren von 1988 bestimmt (I-TEQ). Nach und nach werden

diese Bestimmungen angepasst und auch dl-PCB in die Regelungen mit einbezogen. Höchstgehalte und Auslösewerte von Futter- und Lebensmitteln wurden zuletzt zum 1. Januar 2012 auf die WHO-Faktoren von 2005 umgestellt.

## 4. Welche Wirkungen haben Dioxine und dl-PCB auf den Menschen?

Dioxine sind bereits in geringen Mengen hoch toxisch. Der Kenntnisstand zur langfristigen Wirkung der Dioxine und dl-PCB auf den Menschen basiert vornehmlich auf Untersuchungen mit dem Dioxin-Kongener 2,3,7,8-TCDD. Es wirkt über die Aktivierung des „Aryl-Hydro-carbon-Rezeptors“ (Ah-Rezeptor), einem im Cytosol<sup>iv</sup> und Zellkern vorkommenden Protein, das die Genaktivität reguliert. Es wird angenommen, dass der Ah-Rezeptor durch eine bestimmte biochemische Verbindung (Ligand<sup>v</sup>) aktiviert wird und so das Zellwachstum und die zelluläre Differenzierung kontrolliert. Dioxine und dl-PCB sind exogene (körperfremde) Liganden und aufgrund ihrer chemischen Struktur in der Lage, ebenfalls den Ah-Rezeptor zu aktivieren, sich mit ihm zu verbinden und so in den Zellkern zu gelangen. Dort kommt es zu Reaktionen mit der DNA.

Die Folge sind in Abhängigkeit von der Höhe der Belastung Wirkungen

1. auf die Proteinbiosynthesen<sup>vi</sup>, u.a. der Stoffwechsellenzyme der Cytochrom P450-Familie<sup>vii</sup>, des Glutathion<sup>viii</sup> und der Glucuronsäure<sup>xi</sup>,
2. auf Faktoren des Zellwachstums und der Zelldifferenzierung, womit krebserzeugende und teratogene (fruchtschädigende) Effekte erklärt werden könnten, und
3. auf die Freigabe wachstumsstimulierender (krebsauslösender) DNA-Regionen (Onkogene).

Darüber hinaus werden folgende Wirkungen diskutiert:

1. Blockade der Östrogenrezeptoren im Zellkern, womit erklärbar wird, dass weibliche Versuchstiere empfindlicher auf 2,3,7,8-TCDD reagieren als männliche,
2. Hemmung des Immunsystems und

3. Reaktion mit dem Rezeptor des den Intermediärstoffwechsel (Stoffwechsel innerhalb der Zellen) beeinflussenden Schilddrüsenhormons Thyroxin.

Hinzu kommt, dass sich die genannten Stoffe im Körper verteilen und wegen ihrer hohen Lipophilie (Fettlöslichkeit) vorrangig im Fettgewebe einlagern. Die Stoffe sind enzymatisch nur schwer abbaubar, die biologische Halbwertszeit<sup>x</sup> von 2,3,7,8-TCDD liegt im Mittel bei 6,5 Jahren für Männer und 9,6 Jahren für Frauen (U.S.-EPA 2012, Michalek et al. 2002).

Das Wirkprinzip der Dioxine und dl-PCB basiert vornehmlich auf der räumlichen und chemischen Ähnlichkeit zum natürlichen Liganden des Ah-Rezeptors. Je größer die Ähnlichkeit des jeweiligen Dioxins oder dl-PCB mit dem natürlichen Liganden und je stärker die Bindekraft an den Rezeptor ist, desto stärker wirkt das Kongener. Hierin liegt auch der Grund für die unterschiedlichen Toxizitätsäquivalente (s. Kapitel 3) der Kongenere.

Als Bewertungsmaßstäbe (Richtwerte) für Dioxine, Furane und dl-PCB werden folgerichtig TEQ angegeben. Besonders beachtenswert ist das Wirkpotential zur Kanzerogenität (krebserregende Eigenschaft von Substanzen). Die nationalen und internationalen Gremien stufen 2,3,7,8-TCDD i.d.R. als krebserzeugend für den Menschen ein, die WHO bewertet so auch 2,3,4,7,8-PCDF und PCB 126.

Eine akute Wirkung von Dioxin ist beim Menschen nur bei sehr hohen Mengen, z. B. durch Vergiftungen oder Unfälle zu erwarten. Dabei zeigt sich in Tierversuchen, dass es zu dem sogenannten Auszehrungssyndrom kommt, mit einem starken Gewichtsverlust und mit massiven Leberschäden und Stoffwechsellentgleisungen, die verzögert nach mehreren Tagen bis Wochen zum Tod führen können. Dioxine können akut zu Hautschädigungen (Chlorakne) führen.

## 5. Welche Wirkungen haben Dioxine und PCB auf Tiere und Populationen?

Da der Ah-Rezeptor bei vielen weiteren Wirbeltieren vorhanden ist, zeigt sich die giftige Wirkung der Dioxine und dl-PCBs auch bei anderen Säugetieren sowie bei Fischen und Vögeln (Fent, 2007; Gilbertson et al., 1991; White und Birnbaum, 2009). Es treten je nach Spezies unterschiedliche Effekte auf, insbesondere Reproduktionstoxizität und Entwicklungsstörungen, aber auch Beeinträchtigungen des Immunsystems, Leberschäden sowie Neurotoxizität (White und Birnbaum, 2009). Auch die Sensitivität der untersuchten Arten unterscheidet sich stark; Fische in frühen Entwicklungsstadien haben sich als besonders empfindlich erwiesen (Hahn, 2001; Fent, 2007; King-Heiden et al., 2012).

Besonders kritisch ist die hohe Toxizität und Ökotoxizität in Kombination mit der Langlebigkeit (Persistenz) der Dioxine und dl-PCBs sowie ihrer Tendenz, sich in Lebewesen anzureichern (Bioakkumulation). Stoffe mit diesen Eigenschaften werden z.B. nach der

Europäischen Chemikalienverordnung REACH<sup>xi</sup> als PBT- bzw. vPvB-Stoffe bezeichnet (persistent, bioakkumulierend, toxisch bzw. sehr persistent, sehr bioakkumulierend). PBT- und vPvB-Stoffe reichern sich in Lebewesen an und können so zu chronischen Wirkungen führen. Anders als akute Vergiftungen sind chronische Wirkungen nur schwer einer einzelnen Ursache zuzuordnen. Wegen der Anreicherung gefährdet der Transfer dieser Stoffe über die Nahrung besonders Lebewesen am Ende der Nahrungskette. So sind z.B. Fälle dokumentiert, in denen sich Dioxine und dioxinähnliche PCBs über die Nahrungskette in fischfressenden Vögeln angereichert haben, was zu einem Einbruch der betroffenen Vogelpopulationen führte (Gilbertson et al, 1991). Von reproduktionstoxischen Wirkungen (Wirkungen auf die Fortpflanzung) durch PCB am Ende einer Nahrungskette ist auch der, u.a. aus diesem Grund in Europa kaum noch vorkommende Fischotter betroffen (Fent, 2007).

## 6. Wie entstehen Dioxine? Was sind die Hauptquellen für Dioxine in der Umwelt? Wie gelangen Dioxine in die Umwelt?

### 6.1 Dioxine

Dioxine können als unerwünschte Begleitstoffe in der „Chlorchemie“ entstehen und so als Verunreinigungen in Chemikalien und Produkten enthalten sein, z.B. in PCB, in Pentachlorphenol und anderen chlororganischen Pestiziden. Bei Verbrennungsprozessen in Anwesenheit von Chlor und organischem Kohlenstoff entstehen Dioxine. Temperaturen von 300 bis 400 °C begünstigen die Bildung dieser Schadstoffe besonders stark, ab einer Temperatur von 900°C werden sie zerstört. Eine Rolle spielen außer der Temperatur die Art des eingesetzten Brennstoffes, der Sauerstoffgehalt und die Verweilzeit des Brenngases im Brennraum. Das Vorhandensein von Katalysatoren für die Dioxinentstehung im Brennraum – dazu zählen bestimmte Metalle – erhöht den Ausstoß. Weitere relevante Quellen für Dioxinmissionen aus der Stahlindustrie sind Sinteranlagen und Elektrostahlwerke. Dioxine können auch als Verunreinigung in Materia-

lien enthalten sein, z. B. in Asphalt, in Bauschutt, in PCB-Dichtungsmassen.

#### 6.1.1 In Deutschland

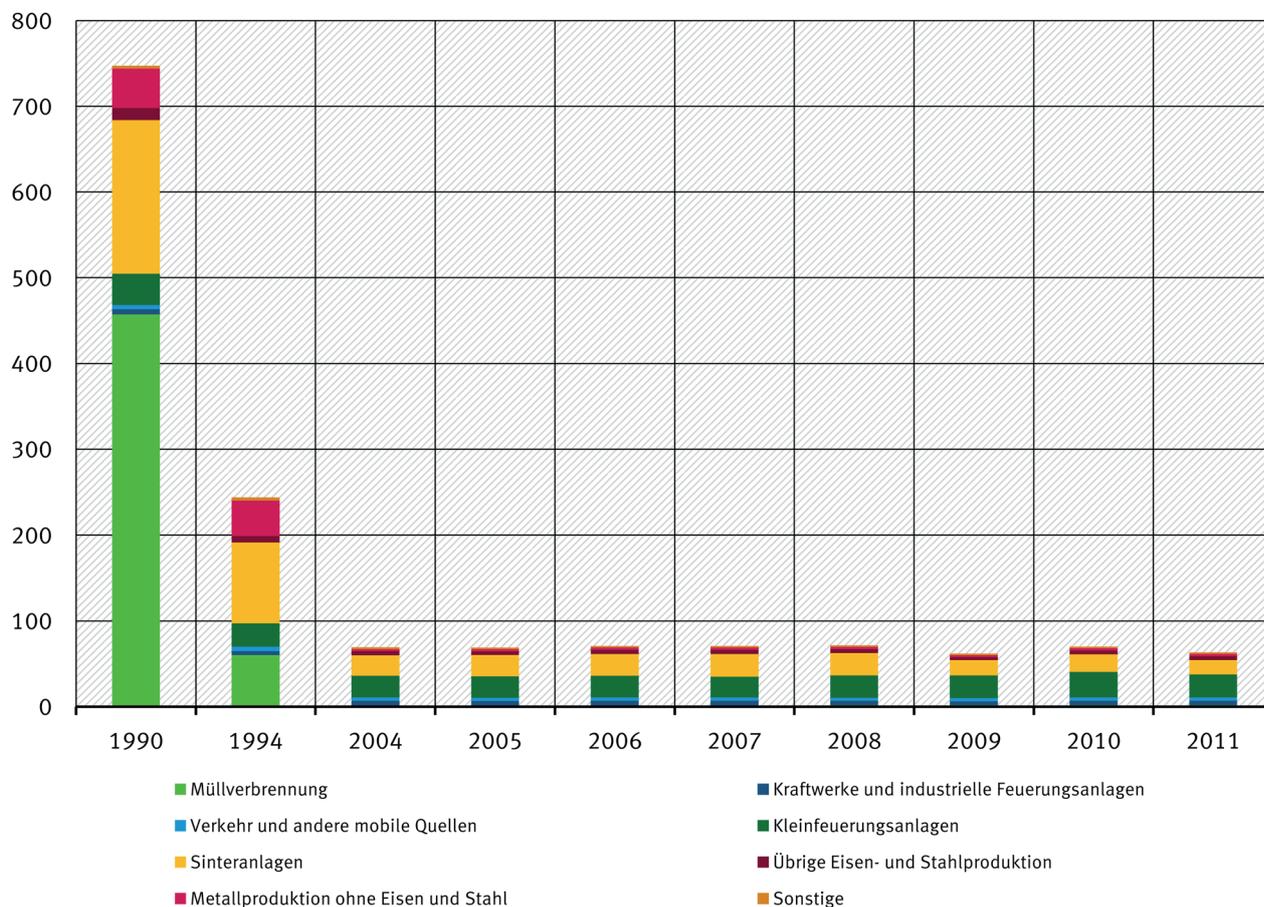
Seit dem Jahr 1990 sind die Dioxin-Emissionen<sup>xiii</sup> in die Luft in Deutschland um ca. 95% zurückgegangen. Diese Minderung ist auf den Erfolg gesetzlicher Regelungen sowie technischer Minderungsmaßnahmen bei Abfallverbrennungsanlagen und der Eisen- und Stahlindustrie zurückzuführen. Die größten Minderungen wurden Anfang der 1990er Jahre mit der erstmaligen Einführung eines Grenzwertes für Abfallverbrennungsanlagen erzielt. Für die Eisen- und Stahlindustrie wurden zunächst technische Möglichkeiten zur Emissionsminderung untersucht und dann sukzessive umgesetzt (s. Kapitel 12.2).

Seit dem Jahr 2005 sind die jährlichen Dioxin-Emissionen auf einem niedrigen Niveau weitgehend stabil geblieben (s. Abbildung 4).

Abbildung 4:

## Entwicklung der jährlichen Dioxin-/Furanemissionen in Deutschland entsprechend dem deutschen Emissionsinventar

### Dioxin-/Furanemissionen in Gramm Toxizitätsäquivalent



Quelle: Umweltbundesamt – Nationales Emissionsinventar für Luftschadstoffe – Submission 2013 – Sonderauswertung

Seit dem Jahr 1990 hat sich die Bedeutung der einzelnen Emissionsquellen deutlich geändert. Während Anfang der 1990er Jahre die Abfallverbrennung mit Abstand die wichtigste Quelle war, gefolgt von der Eisen- und Stahlindustrie, sind heutzutage die Kleinf Feuerungsanlagen der bedeutendste Emittent. Auch im Bereich der Kleinf Feuerungsanlagen haben sich die Dioxin-Emissionen seit dem Jahr 1990 verringert, was auf die Umstellung von Kohle auf Öl und Gas, vor allem in den Neuen Bundesländern, zurückzuführen ist. Ob und inwieweit der zunehmende Holzeinsatz in den Haushalten diesem Trend entgegenwirkt, kann derzeit noch nicht beurteilt werden.

Insgesamt sind die Daten zu Emissionen aus individuellen Kleinf Feuerungsanlagen mit hohen Unsicherheiten behaftet, da hier im Gegensatz zu industriellen Anlagen keine regelmäßigen Messungen vorgenommen

werden. Aufgrund der Vielzahl der kleinen Feuerungsanlagen mit sehr unterschiedlichem Nutzerverhalten, ist die Ermittlung von repräsentativen Werten schwierig. Eine weitere unbekannte Größe ist die illegale Verbrennung von Altholz und Abfall, die im Inventar nicht abgebildet werden kann. Aschen aus Kleinf Feuerungsanlagen, in denen Altholz oder anderer Müll mit verbrannt wurde, können hohe Dioxingehalte aufweisen. Aschen aus Verbrennung von reinem naturbelasstem Holz haben in der Regel niedrige Dioxingehalte (Weber et al., 2012/2013, unveröffentlicht).

Emissionen aus Unfällen und Bränden werden aufgrund der unsicheren Datenlage im deutschen Emissionsinventar ebenfalls nicht berücksichtigt.

Zweitgrößter Emittent ist noch immer die Eisen- und Stahlindustrie, allerdings auf einem - im Vergleich

zu 1990 - deutlich niedrigerem Niveau. Deutschland ist ein bedeutender Stahlerzeuger. Daher haben die Emissionen aus der Eisen- und Stahlindustrie einen höheren Anteil als in anderen Ländern. Verkehr, Kraftwerke und Industriefeuerungen, die Erzeugung von Nichteisen-Metallen, sowie sonstige Emittenten, wie z.B. die Zementindustrie und die Chemische Industrie, haben keinen großen Einfluss auf die Gesamthöhe und den Trend der Dioxin- und Furan-Emissionen.

Der Eintrag in die Umwelt durch Verunreinigungen von Chemikalien, Materialien und Produkten war erheblich und lag im kg-Bereich. Durch gesetzliche Verbote konnte dieser Eintrag erheblich minimiert werden. Restbestände können hier noch zu Quellen von Kontaminationen werden, z.B. mit Pentachlorphenol behandeltes Altholz und nicht sachgemäß entsorgte PCB-Bestände (s. Kapitel 6.3).

### 6.1.2 In Europa (EU 27)

Auch in Europa haben sich die Dioxin-Emissionen seit dem Jahr 1990 deutlich verringert. Es haben sich in Europa Veränderungen der Bedeutung der einzelnen Emittenten ergeben. Die Kleinf Feuerungsanlagen hatten 2010 ebenfalls den höchsten Anteil an den jährlichen Emissionen, gefolgt von der Eisen- und Stahlindustrie. An dritter Stelle steht die Abfallverbrennung, die jedoch in Europa einen höheren Anteil an den Gesamtemissionen hat als in Deutschland. Insgesamt ist das EU-Emissionsinventar nicht ganz vollständig, da von einigen kleinen Ländern die Daten fehlen. Die Datenqualität der einzelnen länderspezifischen Inventare ist sehr unterschiedlich.

### 6.1.3 Weltweit

Schätzungen der weltweiten Dioxin-Emissionen sind mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet. Sie stützen sich auf das in den westlichen Industriestaaten gesammelte Wissen und übertragen es auf andere Länder. Für Afrika, Asien und Südamerika liegen kaum Informationen vor. Daher ist es möglich, dass noch andere, unentdeckte Emissionsquellen existieren oder dass bestimmte Quellen eine andere Bedeutung haben als bisher angenommen. Die unkontrollierte Verbrennung von Abfällen und ähnlichen brennbaren Stoffen im Freien oder in nicht geeigneten Feuerungsanlagen ist weltweit eine der wichtigsten Emissionsquellen für Dioxine. Es ist davon auszugehen, dass die meisten Länder über keine geregelte Abfallentsorgung verfügen und somit Abfälle unkontrolliert

verbrannt werden. Weitere wichtige Emissionsquellen sind die Eisen- und Stahlindustrie mit den Sinteranlagen<sup>xiii</sup> und Elektrostahlwerken sowie die Herstellung von Nichteisenmetallen. Sinteranlagen werden für die primäre Eisen- und Stahlerzeugung über die sogenannte Hochofenroute benötigt, um das überwiegend feinkörnige Eisenerz in eine für den Einsatz im Hochofen geeignete stückige Form zu bringen. Aufgrund der Beschaffenheit der Erze und der notwendigen Verbrennungsbedingungen ist die Entstehung von Dioxinen in diesem Prozess praktisch unvermeidbar. Gleichzeitig führen die sehr hohen Abluftvolumenströme (eine bis mehrere Millionen Kubikmeter pro Stunde) auch bei geringen Konzentrationswerten zu erheblichen Emissionsfrachten. Auch die Verbrennung von Festbrennstoffen in Haushalten und im Kleingewerbe, Verbrennungsprozesse in Krematorien sowie die Chlorbleiche bei Zellstoffherstellung tragen zu den weltweiten Dioxin-Emissionen bei.

### 6.1.4 Natürliche Quellen

Dioxine können auch bei Bränden von Wäldern, Kohleflözen, Holzhalden, Torfen und bei Vulkanausbrüchen entstehen. So wurden in etwa 200 Mill. Jahre alten Kaolinitböden<sup>xiv</sup> Dioxine (keine Furane) gefunden. Die Anreicherungen von Dioxinen in Tonen sind im geologischen Zeitalter des Tertiär nachgewiesen (Schmitz et al., 2011).

## 6.2 PCB

PCB wurden in großen Mengen in technischen Produkten eingesetzt. Aufgrund der chemischen und physikalischen Eigenschaften wurden PCB als Kühl- und Isoliermittel in der Elektroindustrie, als Hydraulikflüssigkeit in der Maschinenindustrie sowie im Bergbau und als Wärmeübertragungsflüssigkeit in zahlreichen Industriezweigen verwendet (sogenannte geschlossene Anwendung). Zugleich dienten sie auch als Weichmacher und Brandverzögerer für Lacke, Farben, Klebstoffe, Dichtungsmassen, Kunststoffe und Verpackungsmittel (sogenannte offene Anwendung).

Die Unterteilung in offene und geschlossene Anwendungen resultiert aus der gesetzlichen Regelung. Die 10. BImSchV von 1978 verbietet die Verwendung von PCB in offenen Anwendungen, während PCB in geschlossenen Anwendungen noch bis 1989, bis zum Inkrafttreten der PCB-Verbotsverordnung eingesetzt werden durften. Nach dem Verbot mussten - als eine

der letzten Maßnahmen - bis Ende 2010 PCB aus geschlossenen Anwendungen bis auf wenige Ausnahmen sicher entsorgt werden. Geräte mit weniger als 100 ml PCB-haltigen Flüssigkeiten dürfen weiter bis zum Ende der Betriebszeit im Einsatz sein. Danach sind auch diese sicher zu entsorgen.

Weltweit wurden ca. 1,3 - 2 Millionen Tonnen PCB hergestellt, davon kamen in Deutschland ca. 84.000 t zur Anwendung (ca. 60.000 t in geschlossenen und ca. 24.000 t in offenen Anwendungen). Allein in Fugmassen wurden etwa 20.000 t eingesetzt (Weber et al., 2012/2013, unveröffentlicht).

Tabelle 1:

### Frühere Anwendungsbereiche von PCB in Deutschland - gegliedert nach offenen und geschlossenen Systemen

#### Anwendung in offenen Systemen (29 %):

Schmierstoffe, Zusatzstoffe als Flammschutzmittel oder Weichmacher für Lacke, Farben, Kunststoffe, Kitte und Wachse

Schneid- und Bohröle in der Metallbearbeitung

Öle in Gasturbinen und Vakuumpumpen

Feuerhemmendes Imprägniermittel in der Elektroindustrie

Flammschutzanstrich (Chlor-Kautschuk-Lack) von Holzfaserverleimungen

Baumaterialien mit Silikon für Dehnfugen

Landwirtschaft als Träger für Insektizide und Pestizide

#### Anwendung in geschlossenen Systemen (71 %):

Hydraulische Flüssigkeit für Hubwerkzeuge, Hochdruckpumpen und automatische Getriebe im Untertagebau

Dielektrikum<sup>uv</sup> in Kondensatoren

Isolier- und Kühlflüssigkeit in Transformatoren

Neben verschiedenen Umweltkompartimenten, die dioxinähnliche und nicht dioxinähnliche PCB enthalten, finden sich PCB-haltige Produkte auch in Gebäuden. PCB wurden dort unter anderem in Fugendichtungsmassen, Brandschutz- und Akustikplatten (Wilhelmi-Platte), Brandschutzanstrichen, In Kabelschächten und in Kondensatoren von Leuchtstoffleuchten eingesetzt. Im Gebäude überwiegen niederchlorierte, also nicht dioxinähnliche PCB (ndl-PCB), wenn die PCB-Eintragsquelle vor allem Dichtungsmassen waren (Thiokol). Überwiegen hingegen

Akustik- und Brandschutzplatten sowie Brandschutzanstriche, können auch dioxin-ähnliche PCB (dl-PCB) verstärkt vorkommen. PCB-haltige Produkte in Gebäuden wurden in den 1960er- und 1970er-Jahren (bis ca. 1976) eingesetzt, vor allem im öffentlichen und Bürogebäudesektor und meist nur dann, wenn die Gebäude in Stahlskelettbauweise und Fertigbetonteilbauweise errichtet wurden. Im öffentlichen Gebäudebereich waren auch Schulen und Kindertagesstätten betroffen.

Nach vorliegenden Informationen ist die Anzahl der durch PCB-haltige Produkte gefährdeten Gebäude in Deutschland eher gering. In einer Studie des Landes Schleswig-Holstein Ende der 1990er-Jahre wurden 181 Gebäude, darunter viele Schulen, untersucht. In 95 % der Gebäude wurde bei Raumluftmessungen der Richtwert I (RW I = 300 ng/m<sup>3</sup>) der Ad hoc-Arbeitsgruppe „Innenraumrichtwerte“ der Innenraumlufthygienekommission unterschritten. Bei Unterschreiten dieses Richtwerts besteht kein Gesundheitsrisiko beim Aufenthalt im Gebäude. Überschreitungen des Richtwertes II (RW II = 3000 ng/m<sup>3</sup> Luft), der als Eingriffswert für eine Sanierung verstanden wird, kamen nur in Einzelfällen vor. Die Empfehlungen der Ad hoc AG wurden 2007 für dioxinähnliche PCB nochmals verschärft. Gebäude nach 1976 zeigten generell niedrige Werte. Untersuchungen in den Ländern Baden-Württemberg und Bayern in Schulen Anfang der 2000er-Jahre bestätigen diesen Trend. In Bayern fand man allerdings in einigen Schulen (Stadt Nürnberg) auch höhere PCB-Belastungen der Innenraumluft, meist mit niederchlorierten ndl-PCB.

Mit PCB belastete Gebäude wurden in den Folgejahrzehnten vermehrt saniert. Für den genauen Umfang liegen zwar keine Zahlen vor; keinesfalls ist aber von einer flächendeckenden PCB-Belastung in Gebäuden auszugehen. Die Betreuung von öffentlichen Gebäuden (Schulen, Kitas, Hochschulgebäude etc.) fällt in die Zuständigkeit der jeweiligen Bundesländer. Dazu gehört auch die Veranlassung von Innenraumluftmessungen. Ebenso wird auf Landesebene über die Notwendigkeit einer Sanierung eines PCB-belasteten Gebäudes entschieden. Die Länder richten sich nach der in dem Bundesland jeweils geltenden PCB-Richtlinie. In Bundesländern ohne eine baurechtliche Baubestimmung zu PCB gilt die Empfehlung der Ad hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte von 2007 zu PCB. Die Ad hoc-Arbeitsgruppe hat 2007 in Ergänzung zu den bestehenden länderspezifischen

Regelungen für die Bewertung PCB-belasteter Innenraumlufte einen Richtwert von 4-5 pg WHO-TEQ/m<sup>3</sup> zur Berücksichtigung dioxinähnlicher PCB in der Innenraumlufte abgeleitet. Daraus leitet sich ein Eingreifwert für Sanierungen bei Vorliegen höheren Anteils dioxinähnlicher PCB von ca. 1000-1500 ng/m<sup>3</sup> ab (zum Vergleich: Eingreifwert bei Überwiegen von nicht dioxinähnlichen PCB 3000 ng/m<sup>3</sup> – siehe oben). Der Sanierungszielwert beträgt in beiden Fällen 300 ng/m<sup>3</sup>, d.h. durch die Sanierung soll erreicht werden, dass dieser Wert unterschritten wird.

Gemäß der Empfehlung der Ad hoc-Arbeitsgruppe „Innenraumrichtwerte“ am UBA von 2007 wurde 2011 auch vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) die PCB-Richtlinie der Bauminister der Länder (ARGEBAU) von 1994 entsprechend ergänzt.

Die generelle Bestandssituation schließt nicht aus, dass es in Einzelfällen nach wie vor mit PCB belastete Gebäude gibt. Diese müssen unbedingt saniert werden. Entscheidend ist dabei die in der Innenraumlufte vorliegende oder nachgewiesene Belastung von ndl- und dl-PCB. Der Bund geht in seinem Gebäudebestand weiter und beabsichtigt alle Gebäude, die PCB enthalten können oder enthalten, zu überprüfen und zu sanieren (vgl. Kap. 12.3).

### 6.3 Punktuelle Einträge von Dioxinen und dl-PCB

In der Vergangenheit kam es immer wieder zu Vorkommnissen, bei denen die Belastung von Tieren und tierischen Produkten durch Dioxine und PCB im Fokus der Öffentlichkeit standen. Die Ursachenforschung der Umwelt-, Gesundheits- und Lebensmittelämter gleicht dann oft der Arbeit eines Detektivs.

Hierzu seien einige Beispiele aus der Vergangenheit aufgeführt:

Dioxinverseuchtes Tierfutter wurde Ende 2010 an Hühner- Schweine- und Putenmastbetriebe geliefert, tausende Betriebe müssen gesperrt werden. Ursache waren dioxinhaltige Industriefette, die als Futterfett untergemischt wurden (BVL, 2011). In Industriefetten gelten mehr als 1000fach höhere Grenzwerte als in Futtermitteln.

Zur Trocknung von Futtermittelpellets wurden in Brandenburg Brandgase aus PCP-kontaminiertem Altholz verwendet. Durch Fehlverhalten des Betriebes wurden ca. 2.000 Tonnen Grünmehlpellets kontaminiert und überwiegend an verschiedene Mischfutterhersteller ausgeliefert. Der Fall wurde in ein deutschlandweites Schnellwarnsystem eingestellt und die Ware zurückgerufen (Jahresbericht LFLV, 2008).

In der Schweiz führten PCB-Emissionen aus einem Elektrostahlwerk über den Wasserpfad zu PCB-Höchstwertüberschreitungen in Fischen (Zennegg et al., 2010). Bei Schafen verursachten die PCB- und Dioxinmissionen einer Sinteranlage eine Überschreitung der EU Höchstgehalte in Lebern und Fleisch (Esposito et al., 2010, Diletti et al., 2009).

In den Niederlanden und Deutschland konnten PCB-Belastungen von Hühnereiern auf im Auslaufbereich ausgebrachten Bauschutt zurückgeführt werden (Hoogenboom et al., 2012).

Im August 2012 wurde die Kontamination von Hühnereiern durch PCB auf einem Bauernhof in Soest auf den Einsatz von Holzsitzstangen, welche mit alter PCB-haltiger Farbe bestrichen waren, zurückgeführt. Im Jahr 2012 verursachte PCB-kontaminierter Asphalt auf einem Hühnerhof in Niedersachsen eine erhöhte Belastung von Eiern.

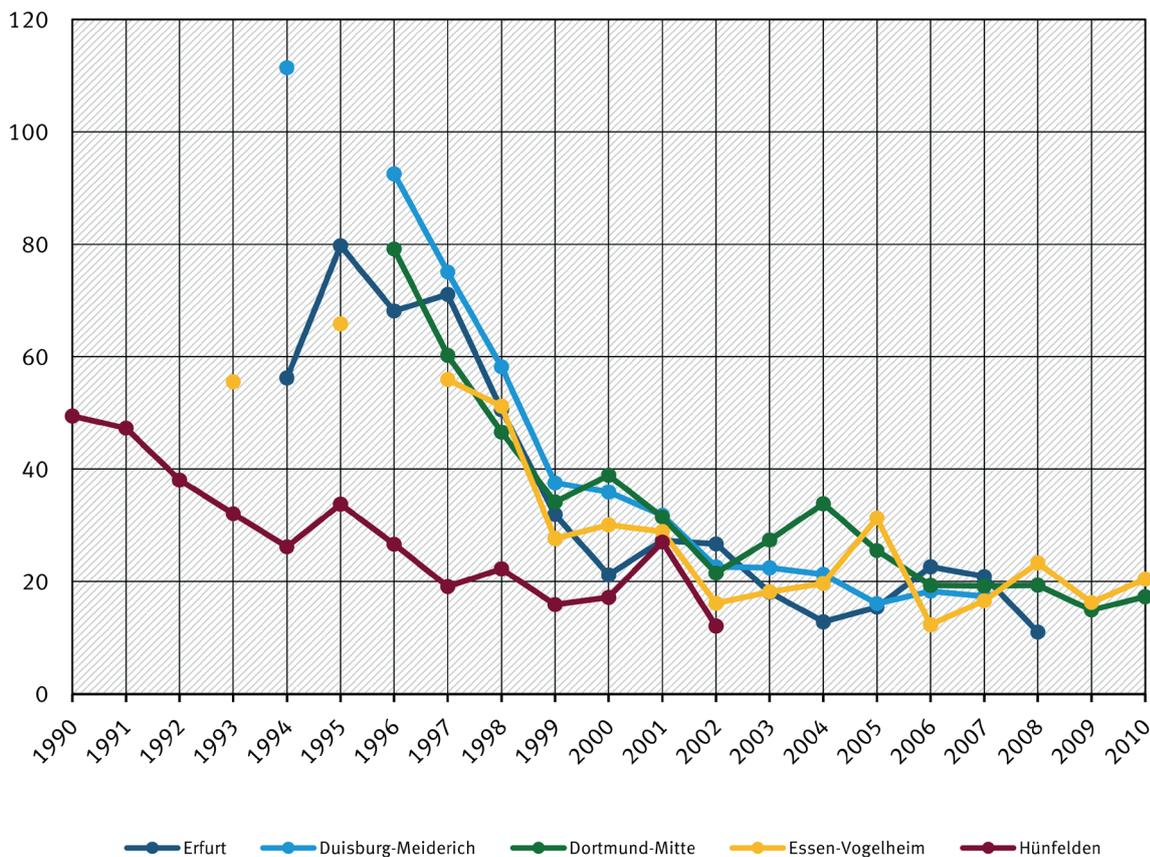
## 7. Können Dioxine und PCB in der Umwelt abgebaut werden?

Die Abbaubarkeit von PCB sowie Dioxinen in der Umwelt hängt von den jeweiligen Stoffeigenschaften der Kongenere (vor allem vom Chlorierungsgrad) sowie den Umweltbedingungen (z.B. Temperatur, Niederschlag, Verteilung der kontaminierten Partikel) und den Eigenschaften des Umweltkompartiments (z.B. pH-Wert) ab. Mikrobielle Um- und Abbauprozesse wurden sowohl unter aeroben<sup>xvi</sup> vor allem bei niedrigchlorierten PCB als auch unter anaeroben<sup>xvi</sup>

Bedingungen vor allem bei höherchlorierten PCB beobachtet. Die Relevanz des mikrobiellen Abbaus von Dioxinen und PCB wird in der Wissenschaft noch kontrovers diskutiert. Der Abbau erfolgt sehr langsam; die Abbauraten von Dioxinen sind noch geringer als die von PCB (Hennecke et al. 2010). Die Halbwertszeiten<sup>xvii</sup> von Dioxinen und PCB in Böden variieren zwischen 6 Monaten und mehreren Jahrzehnten (Hennecke et al., 2010).

Abbildung 5:

**Entwicklung der Dioxin-/Furan-Konzentration in der Außenluft (Angabe als WHO-TEQ2005) am Beispiel einiger Stationen, für die über mehrere Jahre hinweg Daten vorliegen (in fg/m<sup>3</sup>-WHO-TEQ2005)**



(Quelle: Umweltbundesamt, eigene Auswertung von Daten der Luftmessnetze der Länder und der Dioxindatenbank, 2013)

## 8. Wie sieht die Belastung der Umwelt mit Dioxinen und PCB derzeit aus? Wo kommen sie vor?

### 8.1 Belastung der Luft

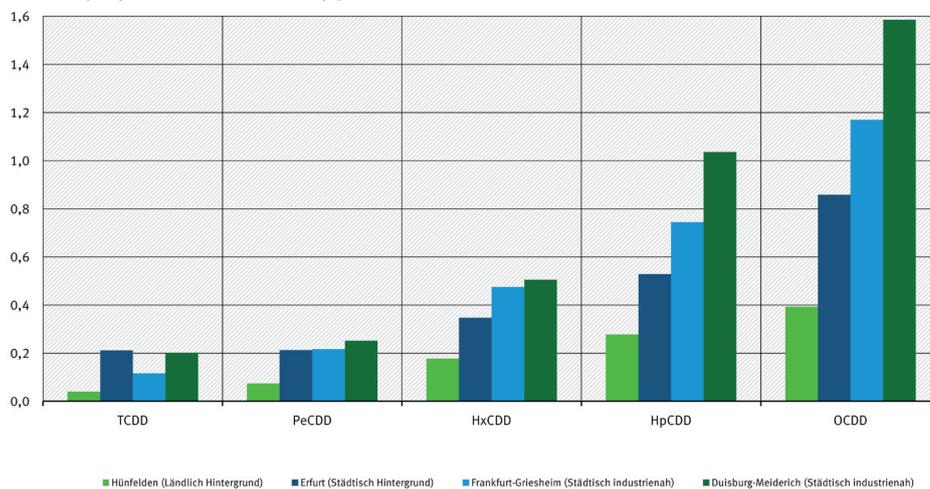
Der starke Rückgang der Emissionen findet sich auch im abnehmenden Trend der Dioxin- Konzentration in der Luft wieder. Bis etwa zum Jahr 1999 ist ein deutlicher Rückgang zu erkennen. Seit 2000 zeigt sich jedoch kein klarer weiterer Abwärtstrend (s. Abbildung 5).

In den folgenden Abbildungen 6-9 sind typische Homologenprofile für Dioxine und Furane (Verteilung unterschiedlicher Substitutionsgrade) beispielhaft für die beiden Jahre 1994 und 2002 abgebildet:

Abbildung 6:

#### Homologenprofil verschiedener Dioxine am Beispiel einiger Luftmessstationen unterschiedlicher Standortkategorien, Jahr 1994

Homologenprofil PCDD (1994) in  $\text{pg}/\text{m}^3$

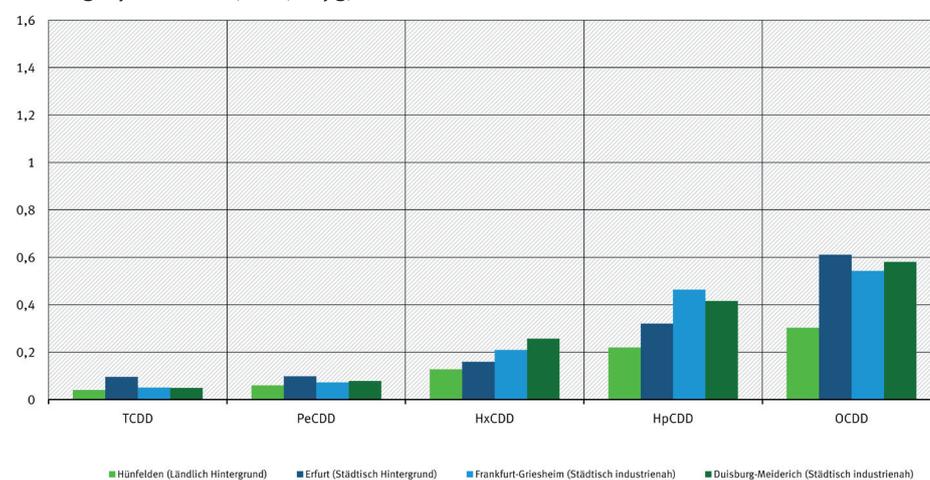


(Quelle: Umweltbundesamt, eigene Auswertung von Daten der Luftmessnetze der Länder und der Dioxindatenbank, 2013)

Abbildung 7:

#### Homologenprofil verschiedener Dioxine am Beispiel einiger Luftmessstationen unterschiedlicher Standortkategorien, Jahr 2002

Homologenprofil PCDD (2002) in  $\text{pg}/\text{m}^3$

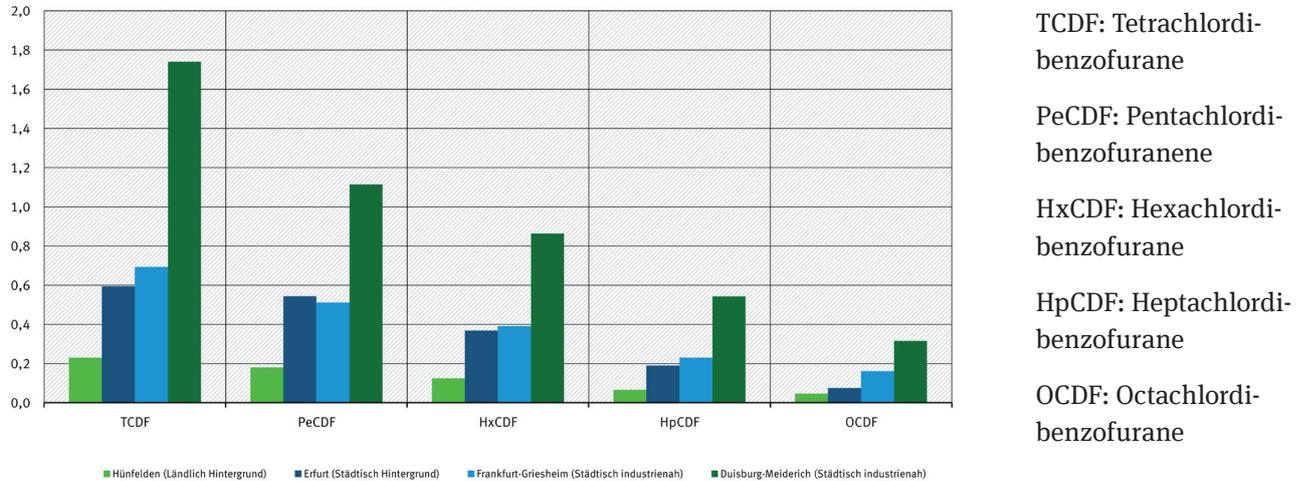


(Quelle: Umweltbundesamt, eigene Auswertung von Daten der Luftmessnetze der Länder und der Dioxindatenbank, 2013)

Abbildung 8:

## Homologenprofil verschiedener Furane am Beispiel einiger Luftmessstationen unterschiedlicher Standortkategorien, Jahr 1994

Homologenprofil PCDD (1994) in  $\text{pg}/\text{m}^3$

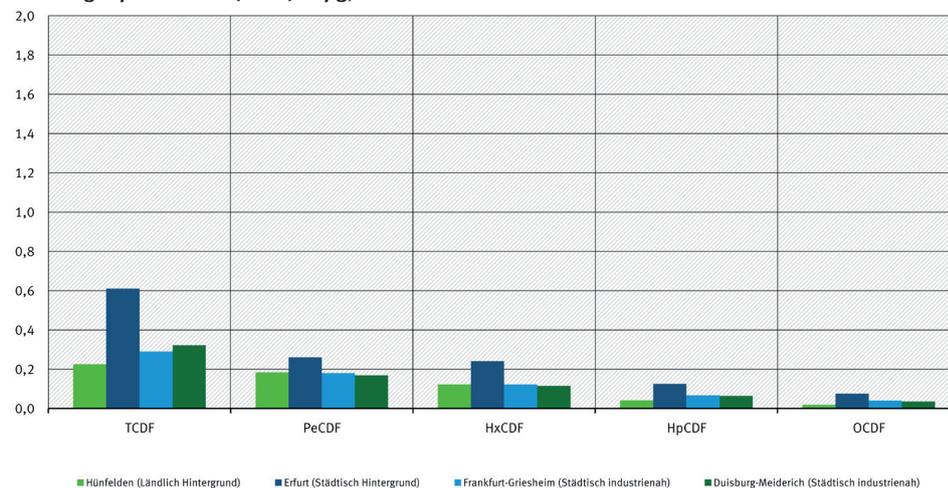


(Quelle: Umweltbundesamt, eigene Auswertung von Daten der Luftmessnetze der Länder und der Dioxindatenbank, 2013)

Abbildung 9:

## Homologenprofil verschiedener Furane am Beispiel einiger Luftmessstationen unterschiedlicher Standortkategorien, Jahr 2002

Homologenprofil PCDD (2002) in  $\text{pg}/\text{m}^3$



(Quelle: Umweltbundesamt, eigene Auswertung von Daten der Luftmessnetze der Länder und der Dioxindatenbank, 2013)

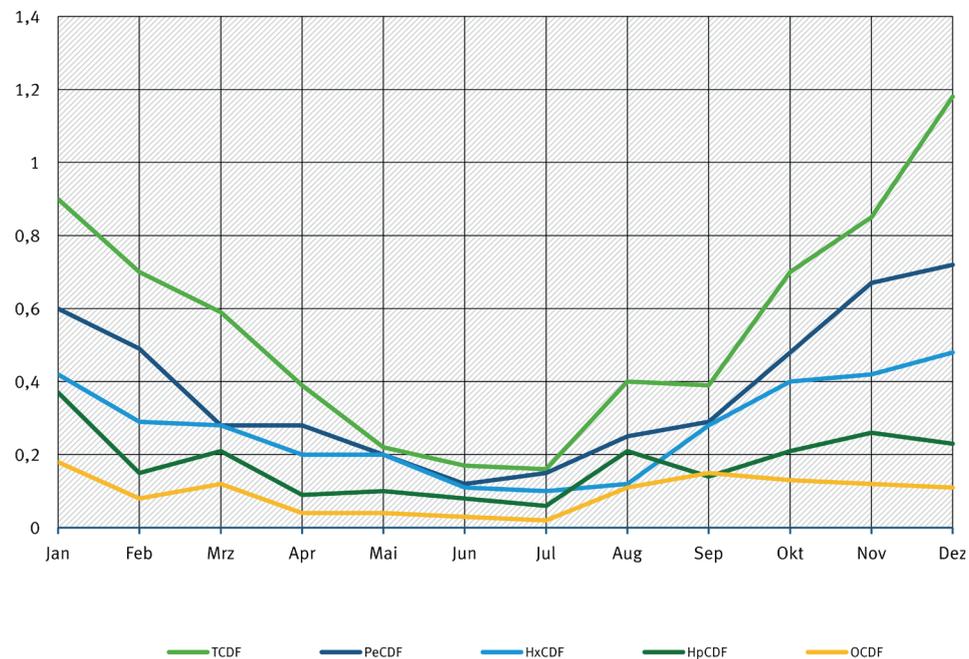
Die Belastung der Luft zeigt einen ausgeprägten Jahresgang mit höheren Werten im Winter und deutlich niedrigeren Werten im Sommer. Gründe hierfür sind höhere Emissionen aus Kleinfeuerungsanlagen in Kombination mit häufiger auftretenden austauschar-

men Wetterlagen im Winter. In Abbildung 10 ist der typische Jahresgang verschiedener Furane am Beispiel der Messstation Erfurt für eine durchschnittliche Belastung im städtischen Hintergrund dargestellt.

Abbildung 10:

### Jahresgang der PCDF-Konzentration für die Luftmessstation Erfurt

Mittelwert über die Jahre 1994 bis 2004 in pg/m<sup>3</sup>



(Quelle: Umweltbundesamt, eigene Auswertung von Daten der Luftmessnetze der Länder und der Dioxindatenbank, 2013)

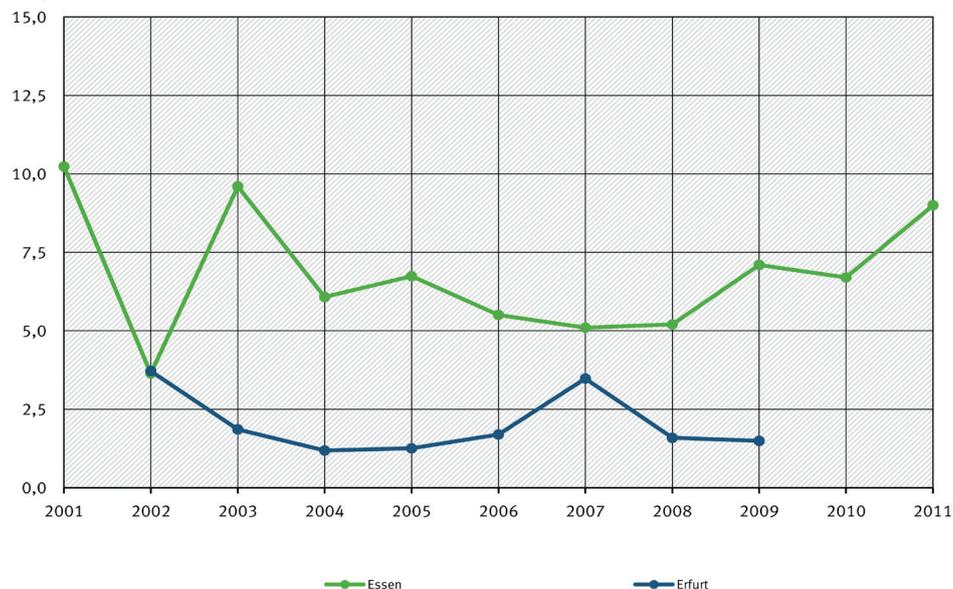
Für die Konzentration der dl-PCB, beispielhaft dargestellt für Stationen in Erfurt sowie Essen, ist für den

Zeitraum 2001 bis 2011 kein Trend ersichtlich (s. Abbildung 11).

Abbildung 11:

### Entwicklung der dl-PCB-Konzentration in der Außenluft (Angabe als WHO-TEQ<sub>2005</sub>)

in fg/m<sup>3</sup>



(Quelle: Umweltbundesamt, eigene Auswertung von Daten der Luftmessnetze der Länder und der Dioxindatenbank, 2013)

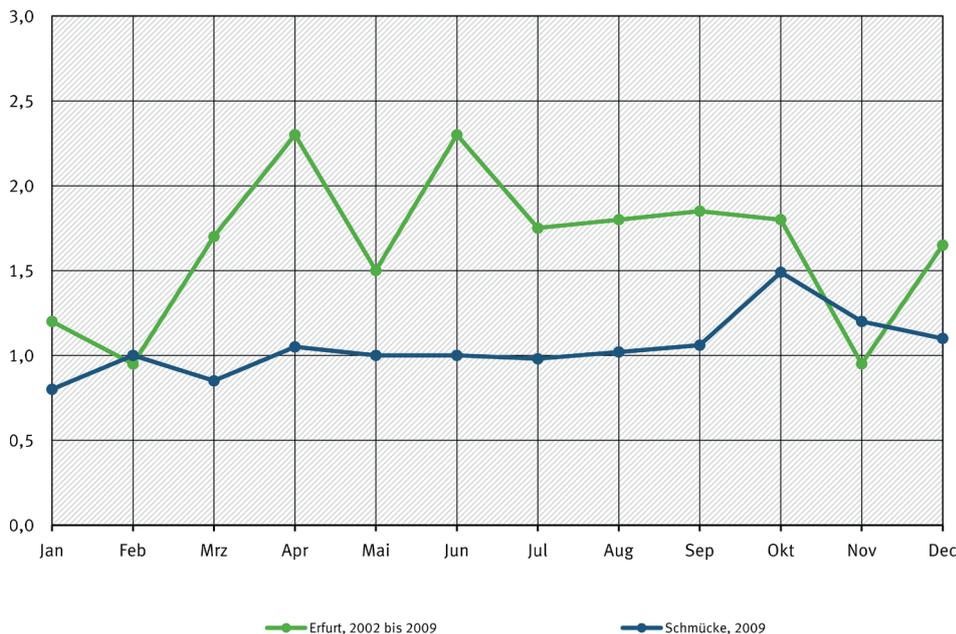
Im Unterschied zu den Dioxinen zeigen die dl-PCB-Konzentrationen keinen ausgeprägten Jahresgang, beispielhaft dargestellt am Beispiel PCB 118

(s. Abbildung 12) für Erfurt sowie die UBA-Messstation Schmücke.

Abbildung 12:

## Jahresgang der PCB118-Konzentration für die Luftmessstationen Erfurt und Schmücke

in  $\text{pg}/\text{m}^3$



(Quelle: Umweltbundesamt, eigene Auswertung von Daten der Luftmessnetze der Länder und der Dioxindatenbank, 2013)

## 8.2 Belastung der Böden

Böden wirken als Senke für Dioxine und PCB. Mehr als 90% aller in die Umwelt eingetragenen Dioxine und dl-PCB finden sich in Böden und Sedimenten wieder.

Durch Deposition<sup>xviii</sup> der über die Atmosphäre verbreiteten Emissionen gelangen Dioxine und dl-PCB in Böden und Gewässer. Darüber hinaus können Böden durch die Ausbringung von Klärschlamm, Bioabfall oder Kompost, durch Überflutung bei Hochwasser-Ereignissen und damit einhergehender Verfrachtung von belasteten Gewässer-Sedimenten mit diesen Stoffen belastet werden. Da der Abbau von Dioxinen und PCB nur sehr langsam erfolgt, kommt es letztlich zu Anreicherungen in Böden. Die Verlagerung von Dioxinen und PCB in tiefere Bodenschichten und eine Auswaschung ins Grundwasser kann aufgrund einer geringen Wasserlöslichkeit und einer starken Bindung dieser Stoffe an organische Substanzen wie Humus vernachlässigt werden, so dass die höchsten Gehalte für Dioxine und PCB in den Oberböden und den Auflagehorizonten von Wäldern auftreten.

Allgemein verbreitete Gehalte von Schadstoffen in Böden infolge diffuser Einträge kennzeichnen die

Hintergrundbelastung, wobei beeinflussende Parameter wie Nutzungsart (Acker, Grünland, Wald, etc.) und Siedlungsdichte zu berücksichtigen sind.

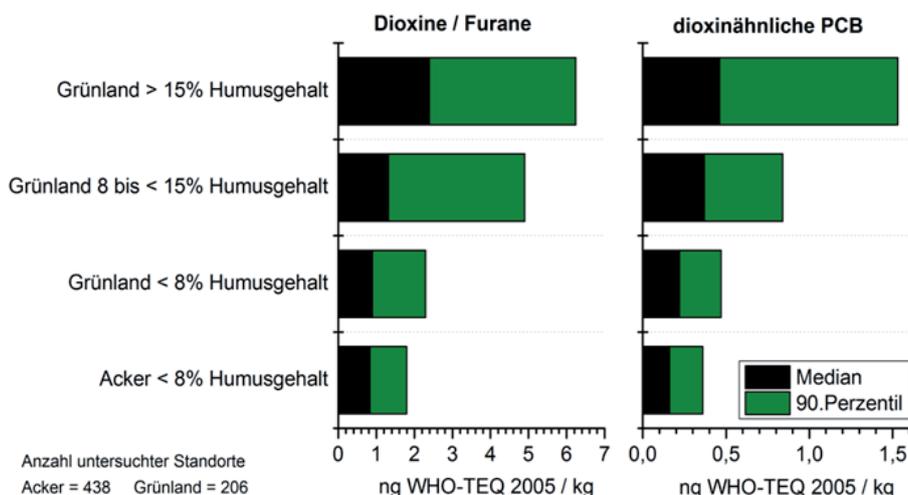
Abbildung 13 zeigt die durchschnittlichen Gehalte (Median) und das obere Niveau der bundesweiten Hintergrundbelastung (90. Perzentil) von Dioxinen und dl-PCB in den Oberböden landwirtschaftlich genutzter Böden. Die flächenhaft typischen Gehalte von Dioxinen und dl-PCB variieren insbesondere in Abhängigkeit vom Humusgehalt der Böden.

Für Dioxine weisen Acker- und Grünlandböden mit Humusgehalten unter 8 Prozent – bezogen auf das 90. Perzentil – Gehalte um 2 ng WHO-TEQ 2005/kg auf. Mit steigenden Humusgehalten nehmen auch die Gehalte von Dioxinen vor allem in Grünlandböden zu. Das obere Niveau der Gehalte liegt bei etwa 6 ng WHO-TEQ 2005/kg.

Für dl-PCB weisen Ackerböden mit Humusgehalten unter 8 Prozent – bezogen auf das 90. Perzentil – ein Gehalt von 0,4 ng WHO-TEQ 2005/kg auf; die Gehalte in Grünlandböden mit vergleichbaren Humusgehalten sind etwas höher. Das obere Niveau der Gehalte liegt bei Grünlandböden mit Humusgehalten von mehr als 15 Prozent bei 1,5 ng WHO-TEQ 2005/kg.

Abbildung 13:

### Typische Gehalte von Dioxinen und dl-PCB in landwirtschaftlich genutzten Böden



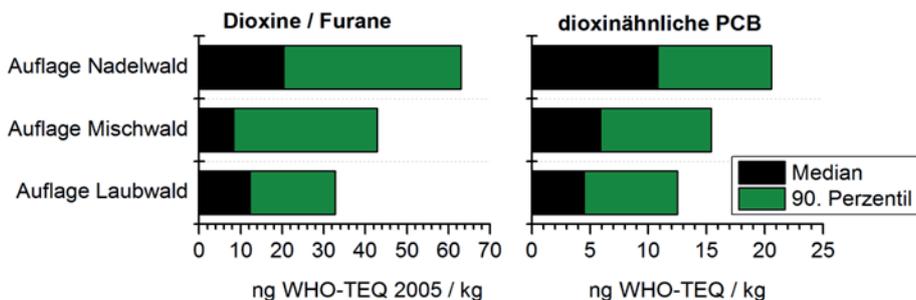
(Umweltbundesamt, eigene Auswertung, Datengrundlage: Weinfurter et al., 2013).

Mehrere Untersuchungen der Länder (Schneider, 2009, Bussian et al., 2010, Groh und Borho, 2010), länderübergreifende Auswertungen (Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE, 2007) und Untersuchungen des Bundes (Bussian, 2013) zeigen in Wäldern höhere Dioxin- und dl-PCB-Gehalte als in Acker- und Grünlandböden. Dies hat im Wesentlichen zwei Ursachen. Waldböden besitzen im Gegensatz zu Acker- und Grünlandböden eine sehr humusreiche Auflage mit einer geringen Dichte und eine darunterliegende Mineralbodenschicht mit nach unten schnell abnehmendem Humusgehalt. Die Humusaufgabe zeigt im Vergleich zum Mineralboden hohe Gehalte an orga-

nischen Schadstoffen. Die Schadstoffanreicherung in den organischen Auflagen lässt sich mit dem sogenannten Auskämmeffekt der Wälder erklären. Die Blätter und Nadeln ergeben eine sehr hohe Oberfläche, die – einhergehend mit den Wachsschichten auf Nadeln und Blättern - organische Schadstoffe besonders gut aus der Luft aufnehmen können. Darüber hinaus haben die Auflagen eine sehr geringe Dichte (sie sind leichter als der darunterliegende Mineralboden), was höhere Gehalte bezogen auf die Trockenmasse (ca. das 3 – 5-fache) begründet.

Abbildung 14:

### Typische Gehalte von Dioxinen und dl-PCB in der Auflage (Oh/Of-Horizont) von Waldböden, differenziert nach Nadel-, Misch- und Laubwald



(Umweltbundesamt, eigene Auswertung, Datengrundlage: Umweltbundesamt, 2013)

Oberhalb der üblichen Hintergrundbelastungen können punktuell oder regional höhere Gehalte zum Bei-

spiel in Folge von Altlasten, Unfällen, Überschwemmungen oder anderen Einzelereignissen auftreten.

## 8.3 Belastung der Gewässer

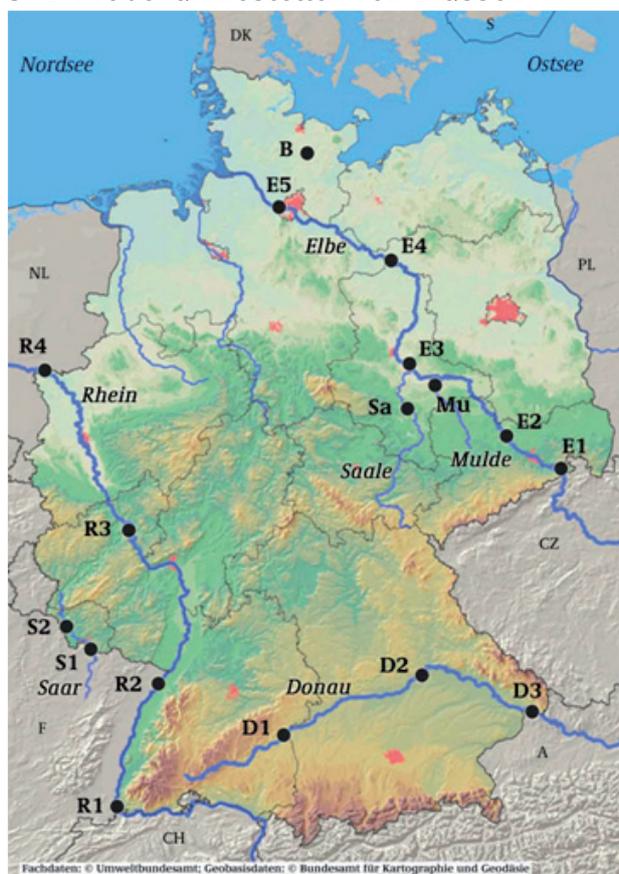
### 8.3.1 Flüsse und Seen

Die Gewässerbelastung mit Schadstoffen wird anhand von Umweltqualitätsnormen (UQN) beurteilt. Für Dioxine und dl-PCB ist eine Umweltqualitätsnorm für Biota<sup>xix</sup> auf EU-Ebene in Höhe von 0,0065 µg TEQ/kg festgelegt (Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik).

An ausgewählten Standorten der Flussgebiete Rhein, Elbe und Donau zeigen Daten der Umweltprobenbank (UPB) seit 1995 die Belastung von Fischen mit Dioxinen und dl-PCB. Hier wird jährlich die Fischart Brassen mit der Zielaltersklasse 8 bis 12jährig an insgesamt 17 Standorten (s. Abbildung 15) von Rhein, Saar, Donau und Elbe mit den Nebenflüssen Saale und Mulde sowie aus dem Belauer See beprobt. Analysiert werden Muskulaturhomogenate<sup>xx</sup>, welche jeweils als Mischproben aus den Filets von 20 Brassen gewonnen werden.

Abbildung 15:

#### UPB-Probenahmestellen von Brassen



Im Beobachtungszeitraum 1995 bis 2008 wurden die Gehalte der Biota-Umweltqualitätsnorm (UQN) in 52% der untersuchten Fischproben aus Flüssen überschritten; in Brassen aus dem Belauer See, der als unbelastet anzusehen ist (Referenzgewässer), liegen die Gehalte etwa bei einem Zehntel der UQN.

Daten aus dem Jahr 2008 zeigen Überschreitungen der Qualitätsnorm in Fischen aus dem Rhein, der Donau und der Saar (s. Abbildung 16). Typisch sind insbesondere für die Donau und die Saar die im Verhältnis zu den Dioxinen deutlich höheren Gehalte an dl-PCB, wodurch die dl-PCB-TEQ bis zu 90% zur Überschreitung der Norm beitragen. Die Auswertungen der UPB zeigen, dass das Verhältnis von Dioxinen zu PCB generell standortspezifisch ist und sich seit 1995 kaum geändert hat. Signifikant abnehmende Konzentrationen in Brassen aus dem Oberrhein (Weil) und der Oberen Elbe (Prossen) wurden bis zum Ende der 1990er Jahre nachgewiesen. Die in den Folgejahren beobachteten Konzentrationsschwankungen hängen vom Fettgehalt der Fische ab, der an vielen Standorten zunimmt (was bei Bezug auf Frischgewicht eine Zunahme der Belastung ergibt). An einigen Standorten konnten nur noch deutlich jüngere Fische als in den Jahren zuvor beprobt werden (was eine Abnahme der Belastung ergibt).

Messungen in Sachsen-Anhalt zeigen, dass die gemittelten Schwebstoffkonzentrationen der Summe der Dioxine und Furane im Zeitraum 2009-2011 in der Mulde bei Dessau mehr als doppelt so hoch ausfallen als in der Saale bei Groß Rosenburg und in der Elbe bei Magdeburg (s. Abbildung 17). Erhöhte Konzentrationen liegen in der Elbe erst unterhalb der Mündung von Mulde und Saale vor. Das Land Sachsen-Anhalt hat als Quellen die Bode im Raum Staßfurt und ein Gebiet an der Mulde bei Bitterfeld identifiziert. In

**Elbe:** E1 - Prossen (km 13), E2 - Zehren (km 93), E3 - Barby (km 296), E4 - Cumlosen (km 470), E5 - Blankenese (km 632);

**Mulde:** Mu - Dessau; Saale: Sa - Wettin;

**Rhein:** R1 - Weil (km 174), R2 - Iffezheim (km 334), R3 - Koblenz (km 590), R4 - Bimmen (km 865);

**Saar:** S1 - Gündingen, S2 - Rehlingen;

**Donau:** D1 - Ulm (km 2.593), D2 - Kelheim (km 2.404),

D3 - Jochenstein (km 2.210);

**Belauer See:** B (Referenzstandort)

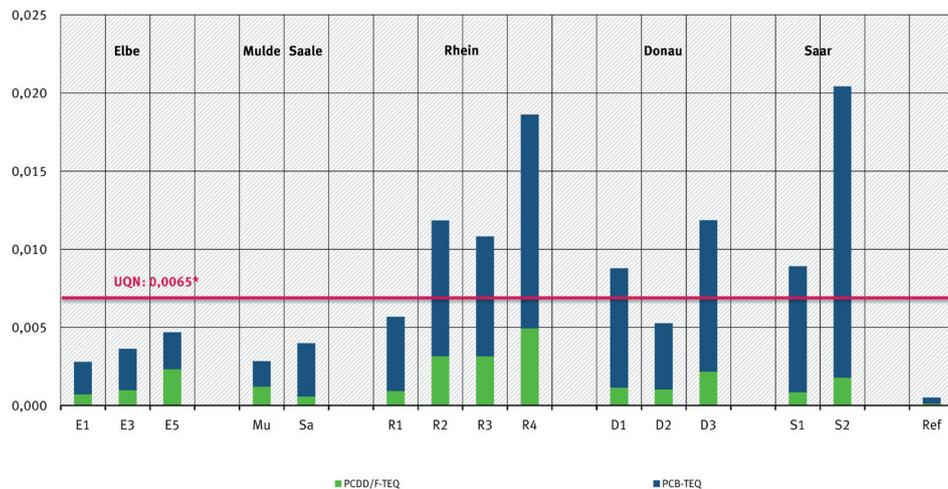
beiden Fällen handelt es sich um Orte, an denen vor 1945 Magnesiumproduktionen ansässig waren. Derzeit laufen verschiedene Untersuchungen, um über

ein Sedimentmanagement den Eintrag aus diesen Quellen zu reduzieren.

Abbildung 16:

### WHO-Toxizitätsäquivalente (WHO 1998-TEQ) von Dioxinen und dl-PCB in der Muskulatur von Brassen des Jahres 2008.

µg TEQ/kg FG



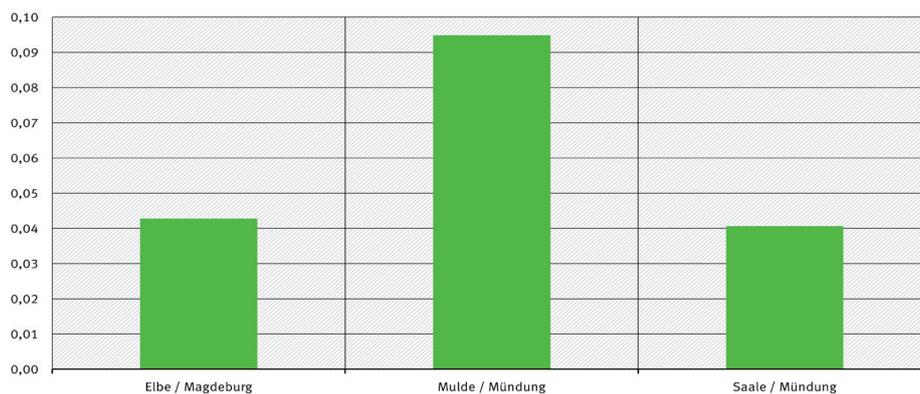
\* für die EU- WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) vorgeschlagene Biota-Umweltqualitätsnorm von 0,00656 µg TEQ/kg Frischgewicht

(Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes)

Abbildung 17:

### Gemittelte Konzentrationen der Summe Dioxine (WHO 2005-TEQ) im Schwebstoff (Zeitraum 2009-2011) an ausgewählten Messstellen

Summe Dioxine und Furane: gemittelte Konzentrationen (Zeitraum 2009-2011) in ng/l TEQ (WHO 2005)



(Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben des Landes Sachsen-Anhalt, Juni 2013).

#### 8.3.2 Ost- und Nordsee

Dioxine und dl-PCB werden auch in der Meeresumwelt vor allem in Sediment und in Biota gemessen, denn hier reichern sie sich aufgrund ihrer Stoffeigenschaften an. In der deutschen Nord- und Ostsee werden Dioxine und dl-PCB zurzeit nicht routinemäßig gemessen.

Die Modellierungen von EMEP<sup>xxi</sup> haben folgende Ergebnisse ergeben:

Dioxine werden in die Ostsee hauptsächlich über atmosphärischen Transport eingetragen. Dabei haben in den Anrainerländern der Ostsee die Dioxinmissi-

onen in die Atmosphäre zwischen 1990 und 2011 um insgesamt 45% abgenommen, für Deutschland wurde dabei mit 92% die größte Minderung der Emissionen verzeichnet (10-fache Minderung). Trotz allem ist seit dem Jahr 2000 ein Anstieg der Emissionen zu beobachten (HELCOM<sup>xxii</sup>, 2013a). Russland (66%) und Polen (20%) haben den größten Anteil an diesen Emissionen (HELCOM, 2013a).

Die atmosphärische Gesamtdeposition von Dioxinen über der Ostsee nahm von 1990 bis 2011 um 66% ab. Die größten Anteile der von den Anrainerländern verursachten Deposition stammen aus Polen und Russland (HELCOM, 2013b). Von der gesamten Menge Dioxine, die in die Ostsee deponiert werden, stammen 60% nicht aus dem Einzugsbereich der Ostsee (HELCOM, 2010).

Die Halbwertszeit von Dioxinen in der Ostsee wird auf 20-275 Jahre geschätzt. Sedimentkerne geben ein Bild über den zeitlichen Verlauf der Dioxinbelastung der Ostsee. Die höchsten Konzentrationen werden in den Sedimenten der 1970er Jahre gemessen, seitdem sinken die Konzentrationen kontinuierlich. In der Ostsee werden im Sediment Konzentrationen zwischen 500 und 1500 ng/kg Trockengewicht gemessen, das entspricht 10-30 ng WHO-TEQ/kg Trockengewicht (HELCOM, 2004).

Dioxine gehören unter OSPAR<sup>xxiii</sup> zu den „Chemicals for Priority Action“. Für diese Stoffe werden von OSPAR Minderungsmaßnahmen geprüft und Monitoringempfehlungen gegeben. 2010 veröffentlichte OSPAR eine umfassende Bewertung des Zustands der Meeresumwelt des Nord-Ost-Atlantiks (*Quality Status Report 2010*). Für Dioxine formuliert der Bericht, dass das Ziel, Konzentrationen nahe den Hintergrundwerten, bis zum Jahr 2020 nicht erreicht werden wird. Um eine Trendaussage für Dioxine im Nord-Ost-Atlantik treffen zu können, liegen zu wenige Konzentrationsmessungen vor (OSPAR, 2009).

Analysen der Biotaprobe der UPB aus dem Ostsee- und Nordseeküstenraum auf Dioxine und dl-PCB erfolgten für Silbermöweneier von den im Wattenmeer gelegenen Inseln Mellum und Trischen sowie von der Vogelschutzinsel Heuwiese im Kubitzer Bodden. Parallel hierzu wurden die Muskulaturen von Aalmuttern aus der Meldorfer Bucht (Schleswig Holstein) und bei Darßer Ort (Vorpommersche Boddenlandschaft) analysiert.

In Aalmuttern, sowohl aus dem Wattenmeer als auch der Vorpommerschen Boddenlandschaft, wurden niedrige Belastungen mit Dioxinen und dl-PCB nachgewiesen; mit 0,0007 bis 0,002 µg TEQ/kg Frischgewicht liegen sie deutlich unterhalb der Umweltqualitätsnorm für Biota von 0,0065 µg TEQ/kg FG. Etwas höhere Gehalte wurden in Fischen aus dem Wattenmeer ermittelt. Über den Zeitraum 1994 bis 2003 nahm die Belastung von Aalmuttern der Ostseeküste um ca. 30% und die der Nordseeküste um ca. 50% ab. Der Anteil von dl-PCB am Gesamt-TEQ lag in den Fischen beider Standorte bei ca. 70% und veränderte sich im Beobachtungszeitraum 1988 bis 2003 nur unwesentlich.

Möweneier sind deutlich höher mit Dioxinen und dl-PCB belastet als Aalmuttern: Zwischen 1988 und 2003 wurden Gesamt-TEQ im Bereich von 0,023 bis 0,13 µg TEQ/kg Frischgewicht in den Eiern nachgewiesen. Bis Mitte der 1990er Jahre enthielten Eier von der Insel Trischen, die vor der Mündung der Elbe in die Nordsee liegt, nahezu doppelt so hohe Gehalte wie die Eier von Mellum oder der Ostseeinsel Heuwiese. Ab der Jahrtausendwende variierten die Gehalte in Möweneiern von den Nordseeinseln auf einem niedrigeren Niveau, während Eier von Heuwiese in etwa gleichbleibende Gesamt-TEQ aufwiesen. Der Anteil an dl-PCB am Gesamt-TEQ lag in Möweneiern der beiden Nordseeinseln zwischen 85 und 90% und in Eiern von der Insel Heuwiese um 95%. Über den Beobachtungszeitraum blieb diese Verteilung nahezu unverändert (s. Abbildung 18).

Die Ergebnisse der UPB belegen auch das hohe Biomagnifikationspotential<sup>xxiv</sup> von Dioxinen und PCB entlang des Nahrungsnetzes: Im Mittel wird von der Aalmutter zum Möwenei ein Anreicherungsfaktor des Gesamt-TEQ von 45 festgestellt. Im Vergleich hierzu reichert sich z.B. Quecksilber von der Aalmutter zum Silbermöwenei im Mittel nur um den Faktor 3,5 an.

Hohe Anreicherungen an Dioxinen und dl-PCB erfolgen vor allem im Fettgewebe. Die von der EU-Höchstmengenverordnung 2006 (neu 2012) festgelegten Höchstgehalte für Dioxine und dl-PCB werden in Fisch aus der Ostsee regelmäßig überschritten (s. Abbildung 19). Dies trifft insbesondere auf besonders fetthaltige Fische wie Hering, Lachs und Sprotte zu (Karl et al., 2010). Dabei ist die Belastung der Fische in der nördlichen Ostsee am höchsten. In Proben von Hering der Jahre 2006 und 2007 in Mecklenburg-

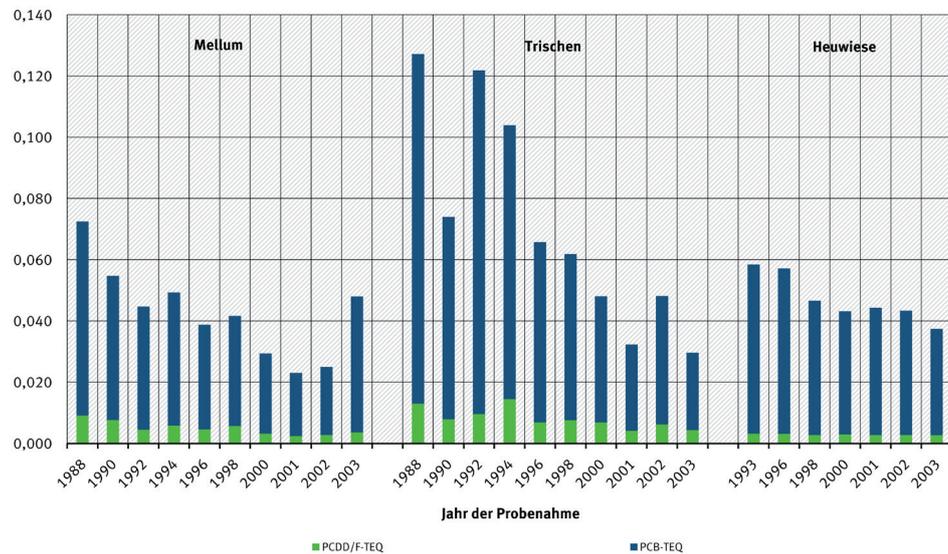
Vorpommern wurden für Dioxine und dl-PCB keine Überschreitungen der EU-Höchstgehalte gemessen.

Die mittlere Konzentration lag bei 3,55 ng WHO 1998-TEQ/kg FG (Karl et al., 2010).

Abbildung 18:

### WHO-TEQ von Dioxinen und dl-PCB in Eiern von Silbermöwen

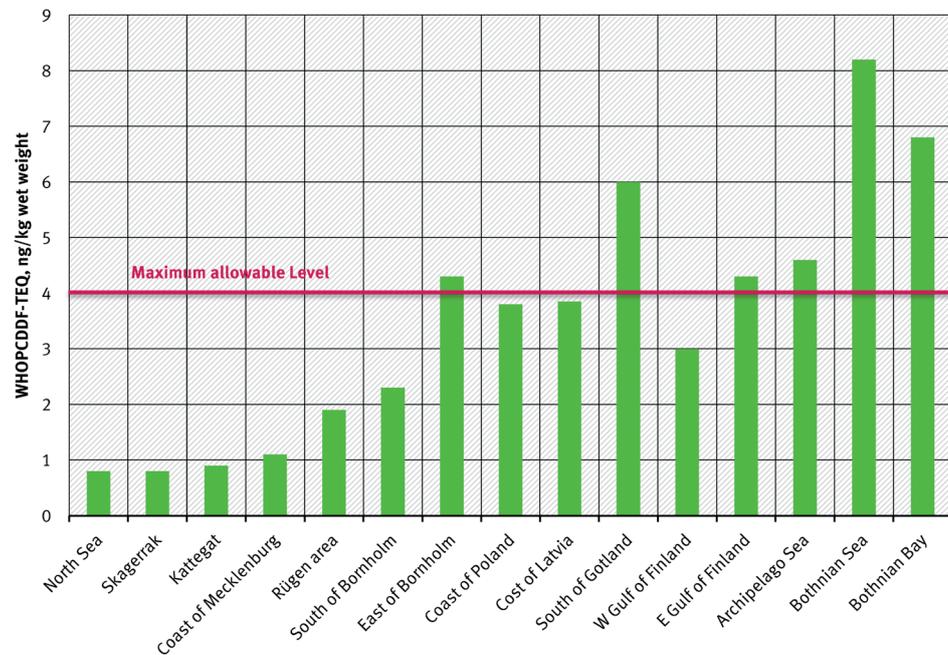
µg TEQ/kg FG



(Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes)

Abbildung 19:

### Dioxin-Gehalte (in Toxizitätsäquivalenten (WHO 1998-TEQ) in Hering-Muskel aus verschiedenen Fischereigründen der Ostsee und im Vergleich zur Nordsee.



\* Die rote Linie markiert den von der EU festgesetzten Höchstgehalt von 4 ng WHO-TEQ/kg Frischgewicht für die Summe PCDDs und PCDFs (ab 1.1.2012 neu 3,5 ng WHO-TEQ/kg Frischgewicht, berechnet mit WHO-TEF von 2005)

(Quelle: HELCOM; 2004)

Die im Muskelfleisch von Kabeljau aus der Nordsee gemessenen Dioxin- und dl-PCB-Konzentrationen lagen weit unter dem Höchstgehalt von 6,5 ng WHO-TEQ/kg FG (Karl und Lahrssen-Wiederholt, 2009). Der mittlere Gehalt von Dioxinen und dl-PCB aller gemessenen Proben von Kabeljaulebern betrug 83 ng WHO-

TEQ/kg FG und überschreitet damit den Höchstgehalt von 20 ng WHO-TEQ/kg FG deutlich, wobei Kabeljauleber keine Rolle mehr beim Verzehr von Fisch und Fischprodukten spielt (BMU, 2012).

## 9. Wie gelangen Dioxine und PCB aus der terrestrischen Umwelt in die Nahrungskette?

In Untersuchungen der letzten Jahre wurde wiederholt festgestellt, dass es auf Flächen, auf denen Nutztiere in Freilandhaltung grasen oder Futtermittel gewonnen wurden, zu einer Anreicherung von Dioxinen und dl-PCB in den Futter- und tierischen Lebensmitteln kam. Es zeigte sich dabei, dass die Belastungen der Böden und Pflanzen oft im Bereich der Hintergrundbelastung von Böden bzw. unterhalb der zulässigen Grenzwerte für Futtermittel lag. Aktuelle Untersuchungen aus dem Bereich des Lebensmittelmonitoring erbrachten den Nachweis, dass die Anreicherungen vor allem von dl-PCB in tierischen Lebensmitteln, z.B. in Kalb- und Rindfleisch, zu Überschreitungen der zulässigen EU-Höchstgehalte in Lebensmitteln führen kann (nach BMU, 2013).

In einer Vielzahl von laufenden Forschungsprojekten in Bund und Ländern werden derzeit die Ursachen für die Kontamination der Lebensmittel erforscht: Der Beitrag der Umwelt, die Transferwege aus der Umwelt in die Nahrungskette sowie die tierphysiologischen Vorgänge, die zur Anreicherung im tierischen Lebensmittel führen. Damit sollen die Herkunft der Belastungen und der Transfer in die Nahrungskette besser aufgeklärt werden. Als gesichert gilt die Erkenntnis, dass Dioxine und dl-PCB hauptsächlich über die Belastung der Umwelt in die Böden und Pflanzen und damit auch in Lebens- und Futtermittel gelangen.

Daneben ist es möglich, dass Dioxine und dl-PCB bei der Herstellung durch verunreinigte Futtermittelzusätze oder durch Kontamination der Futtermittel beim Transport oder während der Lagerung in tierische Lebensmittel gelangen.

Dioxine und PCB reichern sich in tierischen Geweben (Fleisch und Fett) an und gelangen in die tierischen Erzeugnisse (Eier, Milch). Die Vorgänge der Anreicherung

im Organismus und in den tierischen Erzeugnissen werden als „Carry over“ bezeichnet. Je nach chemischer Verbindung und Anzahl der substituierten Chloratome, der Tierart sowie Dauer der Aufnahme und Einwirkung der Schadstoffe fallen die Carry-over-Raten unterschiedlich aus.

Im Folgenden werden die wichtigsten Belastungswege einzeln dargestellt.

### 9.1. Boden- Pflanze (Wurzelaufnahme, Verschmutzung)

Der Aufnahmepfad aus dem Boden über die Wurzel in Pflanzen spielt aufgrund der lipophilen Eigenschaften von Dioxinen und dl-PCB eine eher untergeordnete Rolle. Nachgewiesen wurde eine relevante Aufnahme von Dioxinen über die Wurzel sowie die Verlagerung innerhalb der Pflanzen in den Spross bis in die Früchte nur für Kürbisse und Zucchini (Hülster, 1994).

Bei anderen Pflanzen, wie z.B. Möhren oder Kartoffeln, gelangen die Schadstoffe vorwiegend nur bis in die äußere Zellschicht, so dass durch das Schälen des Gemüses die Belastung verringert werden kann (Hennecke et al., 2010).

Eine höhere Bedeutung hat die an der Pflanzenoberfläche anhaftende Verschmutzung durch Boden. Pflanzen können durch Spritzwasser, durch Aufwirbelung und Deposition belasteter Bodenpartikel kontaminiert werden. Erfahrungsgemäß sind vor allem Hochwasserereignisse, bei denen auch belastete Flusssedimente auf Weideflächen verfrachtet werden, eine relevante Eintragsquelle für Böden und Pflanzen. Wie hoch die Verschmutzung und damit die Belastung der Futterpflanzen ist, hängt von mehreren Faktoren ab (z.B. Schnitthöhe des Weideaufwuchses, Beschaffenheit und Größe der Blattoberflächen, Witterungsbedingungen).

zung (Nässe), Bewirtschaftungsbedingungen auf der Fläche (s. Kapitel 9.3 und 13)).

## 9.2. Luft und Bodenluft – Pflanze

Als Haupteintragspfad von Dioxinen und vor allem dl-PCB in oberirdische Pflanzenteile von Futter- und Lebensmittelpflanzen nennt die Literatur die Deposition aus der Luft, und zwar die trockene, gasförmige wie auch die partikelgebundene Deposition (LfU Sachsen-Anhalt, 2012; Körner et al., 2007; LfU, BaWü 2004). Beeinflussende Faktoren, welche das Ausmaß der atmosphärischen Deposition in die Pflanzen bestimmen, sind u.a. die Pflanzenmorphologie<sup>xxv</sup>), Pflanzenart, Jahreszeit, Temperatur, Niederschlag und Windverhältnisse sowie physikalisch-chemische Stoffeigenschaften der Schadstoffe, die vom Chlorierungsgrad abhängen wie etwa Volatilität (Flüchtigkeit) und Lipophilie (Bussian et al., UMID 1/2011).

Die Ergebnisse von systematischen Untersuchungen von Weidelgrasproben<sup>xxvi</sup> in Bayern (Augsburg und Kulmbach) aus den Jahren 2002 und 2003 im Zusammenhang mit den Resultaten der im jeweils gleichen 28-Tages-Rhythmus an diesen Standorten genommenen Außenluftproben konnten eindeutig belegen, dass der Transfer Atmosphäre – Gras für die dl-PCB deutlich bedeutsamer ist als für die Dioxine (Körner et al., 2007). Die Konzentrationen aller PCB in den verschiedenen Pflanzenproben waren in den Proben der in 80 cm Höhe exponierten Weidelgraskultur bis zu zweimal höher als in den Proben der bodennahen Kultur, die der Immissionswirkung nicht mehr direkt ausgesetzt waren (Körner et al., 2007). Auch in anderen Futterpflanzen ist nach derzeitigem Kenntnisstand eine Belastung mit dl-PCB möglich (BMU, 2013).

dl-PCB können außerdem aus dem Boden ausgasen und über die Stomata (Spaltöffnungen) in Pflanzen gelangen oder in der äußersten Zellschicht von Blättern und/oder Sprossen festgelegt werden. Dieser Prozess ist von der Anzahl der Chloratome der Verbindung abhängig und hat nur für niederchlorierte Verbindungen eine Bedeutung. Dioxine zeigen geringere Verflüchtigungstendenzen (Ruzickova et al., 2008 bei Hennecke et al., 2010).

Für die Aufnahme von PCDD/F in oberirdische Pflanzenteile über den Luftpfad stellen der Gasaustausch mit der Luft und die Deposition von Partikeln auf

oberirdische Pflanzenteile mit anschließender Absorption die entscheidenden Transferpfade dar (LfU Ba-Wü, 2004).

## 9.3. Boden – Pflanze – Tier – Nahrungsmittel

Dioxine und dl-PCB werden über die Futterraufnahme in den tierischen Körper aufgenommen.

Dabei sind 2 Wege zu unterscheiden:

- Aufnahme von Futtermitteln, die mit Dioxinen und PCB belastet sind.
- Aufnahme von kontaminiertem Boden beim Weidegang im Freien.

Grünlandaufwuchs, der zur Weidehaltung von Nutztieren oder zur Gewinnung von Heu genutzt wird, kann zur Quelle des Eintrags von Dioxinen und PCB in das Futtermittel und damit weiter in tierische Lebensmittel werden.

Nutztiere nehmen Boden bei der Nahrungsaufnahme im Freien direkt oder durch verschmutztes Gras auf. Diese Bodenaufnahme kann bei Rindern zwischen 1 und 10 % Bodenanteil am Futter (Trockenmasse) liegen, bei Schafen und Ziegen, die die Gräser sehr nah über dem Boden abfressen, zwischen 7 und 9%, je nach Verschmutzungsgrad des Aufwuchses auf der Weide, Fraßweise der Tiere, Erntebedingungen für das Heu und Art der Weidehaltung (BMU, 2013). Einflussfaktoren bei der Weidehaltung sind z.B. Dauer der Weidezeiten, Aufwuchsleistung der Futterpflanzen, Dichte des Viehbesatzes oder die Entfernung der Weide vom Gewässer und Bodenfeuchtigkeit (s. Kapitel 13).

Heu ist in der Regel geringer belastet als Silage, da bei der Trocknung des Heus auch die Bodenpartikel trocknen und zum Teil abfallen (BMU, 2013).

Bei Hühnern ist die direkte Aufnahme von belastetem Boden bei der Futterraufnahme im Freien der Hauptbelastungspfad.

## 10. Wie belastet sind unsere Nahrungsmittel?

Dem Bericht des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) zur Lebensmittelsicherheit 2011 aus dem bundesweiten Überwachungsplan BÜp (BVL, 2012) ist zu entnehmen, dass mit Dioxinen und dl-PCB belastete tierische Lebensmittel vor allem dort ein Problem darstellen, wo Tiere ganzjährig auf belasteten Flächen wie z.B. Auenböden weiden, die Tiere also über die Bodenaufnahme beim Weidegang permanent exponiert sind. Das betrifft vor allem die Belastung von Rind- und Kalbfleisch bzw. Kalbsleber mit dl-PCB sowie die Belastung anderer fetthaltiger Lebensmittel und Schafsleber aus ganzjähriger Weidehaltung. Im Rindfleisch aus Stallhaltung wurden keine Überschreitungen der Höchstgehalte ermittelt.

Auch Eier von freilaufenden Hühnern, die beim Picken besonders viel Boden aufnehmen und Fische, die im Sediment gründeln, wie z.B. die sehr fetthalti-

gen Aale, können, wenn sie Belastungen ausgesetzt sind, mit Dioxinen oder dl-PCB kontaminiert sein.

Weitere Informationen zur Belastung der Nahrungsmittel sind unter:  
[http://www.bvl.bund.de/DE/01\\_Lebensmittel/02\\_UnerwunschteStoffeOrganismen/05\\_Dioxine/lm\\_dioxineUndAndere\\_node.html](http://www.bvl.bund.de/DE/01_Lebensmittel/02_UnerwunschteStoffeOrganismen/05_Dioxine/lm_dioxineUndAndere_node.html)

sowie im Leitfaden „Umweltschutz – Standbein der Lebensmittelsicherheit Dioxin- und PCB-Einträge vermeiden“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unter:

[http://www.bmu.de/service/publikationen/downloads/details/artikel/umweltschutz-standbein-der-lebensmittelsicherheit-1/?tx\\_ttnews%5BbackPid%5D=513](http://www.bmu.de/service/publikationen/downloads/details/artikel/umweltschutz-standbein-der-lebensmittelsicherheit-1/?tx_ttnews%5BbackPid%5D=513)

zu finden (s. Kapitel 17).

## 11. Wie hoch ist Belastung des Menschen durch Nahrungsmittel?

Die Dioxin- und dl-PCB-Aufnahme durch den Menschen erfolgt zu über 90% mit der Nahrung über fetthaltige tierische Lebensmittel wie Milch, Fleisch, Fisch und Eier. Nahezu zwei Drittel dieser Aufnahme erfolgt über den Verzehr von Fleisch und Milchprodukten. Fische sind zwar - je nach Fettgehalt – vergleichsweise höher mit Dioxinen belastet, werden jedoch in kleinen Mengen in Deutschland konsumiert. Entscheidend für die toxische Wirkung sind jedoch nicht die tägliche Aufnahme, sondern die Anreicherung im Fettgewebe und in der Leber und die dabei entstehende Belastung im menschlichen Körper.

Als Bemessungsgröße für eine lebenslang tolerierbare Aufnahme, die nicht zu gesundheitlichen Schäden führt, gilt der sog. TDI (tolerable daily intake<sup>xxviii</sup>) der Weltgesundheitsorganisation (WHO) von 1 – 4 pg TEQ/kg Körpergewicht und Tag, wobei das Unterschreiten von 1 pg TEQ/kg Körpergewicht und Tag das eigentliche Ziel ist. Das Scientific Committee on Food (SCF) der Europäischen Union hält eine tolerierbare tägliche Aufnahme von 2 pg TEQ/kg Körpergewicht und Tag für vertretbar. Dies gilt für die Summe von Dioxinen und dl-PCB. Schätzungen der Dioxin- und

dl-PCB-Aufnahme 2000-2003 ergaben in Deutschland im Mittel 2 pg TEQ/kg Körpergewicht und Tag. Neuere Untersuchungen zeigen, dass es seit 2000 zu keiner Verbesserung gekommen ist (BfR 2010). Dies bedeutet, dass ein Großteil der erwachsenen Bevölkerung die von der EU vorgegebene tolerierbare Tagesdosis (TDI) bereits durch die normalerweise vorhandene Kontamination der Lebensmittel überschreitet. Abweichende Ernährungsgewohnheiten können zu erheblich höheren Belastungen führen. Auch Kinder haben im Verhältnis zu ihrem Körpergewicht höhere Aufnahmen. Das zeigt, dass unabhängig von immer wieder auftretenden Dioxin- oder PCB-Skandalen die Belastung des Menschen mit Dioxinen und PCB nach wie vor zu hoch ist (UBA, 2010; Rappolder et.al. 2011).

Auch die Frauenmilch gilt als Indikator für die Belastung des Menschen mit Dioxinen. Frauenmilch ist sehr fettreich und eignet sich daher sehr gut dazu, die Rückstände von Dioxinen im menschlichen Fettgewebe anzuzeigen. Langjährige Untersuchungsreihen haben gezeigt, dass sich der Erfolg der Maßnahmen zur Reduzierung der Umweltbelastung auch in der Frauenmilch widerspiegelt. Der Dioxingehalt von

Frauenmilch in Deutschland ist seit Ende der 80er Jahre um 60 % zurückgegangen. Trotzdem sind Kinder gerade in der intensiven Entwicklungsphase im Mutterleib oder als Säuglinge immer noch zu hohen Belastungen ausgesetzt, weil die Schadstoffe über die Plazenta und die Muttermilch an die nächste Generation weitergegeben werden. Gestillte Kinder hatten noch im Alter von zehn Jahren höhere Gehalte an persistenten Stoffen im Körper als nicht gestillte (Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE 2002). Es soll hier jedoch keinesfalls vom Stillen abgeraten werden, da die bekannten positiven Auswirkungen des Stillens überwiegen. Ziel muss es vielmehr sein, die Dioxinbelastungen der Mütter und damit der Bevölkerung zu reduzieren. Dies kann nur erreicht werden, wenn der Eintrag in die Umwelt und der Übergang aus der

Umwelt in die Nahrungskette sowie die Kontamination der Futter- und Lebensmittel weiter verringert werden.

Um die Verbraucher vor Dioxin- und PCB-belasteten Lebensmitteln zu schützen, hat die EU-Kommission Höchstgehalte<sup>xxviii</sup> und Auslösewerte<sup>xxix</sup> gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 in tierischen Lebensmitteln festgelegt. Diese wurden zum 1.1.2012 unter der Verwendung der WHO-TEF von 2005 aktualisiert. Für Kindernahrung wurden gesonderte (niedrigere) Höchstgehalte festgelegt.

Die Aufnahme über die Atemluft ist im Vergleich zur Nahrung für nicht beruflich exponierte Personen vernachlässigbar gering.

## 12. Welche Maßnahmen wurden ergriffen, um weitere Einträge von Dioxinen und dl-PCB in die Umwelt zu senken?

Dioxine und PCB sind persistente organische Schadstoffe („persistent organic pollutants“ = POPs), die u.a. in der UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP) und dem Stockholmer Übereinkommen zu POPs geregelt sind. Die Bundesrepublik Deutschland hat beide Abkommen als einer der ersten Unterzeichnerstaaten bereits im April des Jahres 2002 ratifiziert (<http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-management/stockholm-konvention>).

Die Dioxinmissionen in die Luft aus den eingangs benannten Quellen konnten in den letzten 20 Jahren vor allem durch rechtlich verankerte technische Maßnahmen in der Abfallverbrennung deutlich verringert werden.

Detaillierte Ausführungen zu den Rechtsvorschriften, die in Deutschland und Europa zum Schutz der Menschen und der Umwelt vor Dioxinen und PCB etabliert wurden, finden sich unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine/rechtliche-regelungen>.

Nach wie vor tragen Kleinf Feuerungsanlagen und Sinteranlagen der Eisen- und Stahlindustrie erheblich zu den Einträgen von Dioxinen in die Umwelt bei (s. Kapitel 6, 12.1 und 12.2).

### 12.1 Wie lassen sich die Dioxinmissionen von Kleinf Feuerungsanlagen verringern?

Das Spektrum der Kleinf Feuerungsanlagen reicht von Kamin- und Kachelöfen in privaten Haushalten über größere Heizungsanlagen, z.B. für Wohnblöcke oder Schulen bis hin zu kleineren Prozessfeuerungen in der Industrie. Dioxine können unter bestimmten Bedingungen in diesen Anlagen vorwiegend bei der Verbrennung fester Brennstoffe, vor allem von Holz, entstehen (s. Kapitel 6.1). Rechtlich ist der Betrieb von Kleinf Feuerungsanlagen in der Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen (1. Verordnung zum Bundesimmissionsschutzgesetz, 1. BImSchV) geregelt. Die Verordnung wurde im Jahr 2010 novelliert, dabei traf man Maßnahmen, die die wichtigsten Einflussfaktoren für die Entstehung von Schadstoffmissionen beeinflussen sollen:

- Die Verbrennungsbedingungen in Kleinf Feuerungsanlagen: Die Verordnung enthält Grenzwerte für die Parameter Kohlenmonoxid und Staub. Um diese Grenzwerte einzuhalten, müssen die Verbrennungsbedingungen in den Anlagen optimiert werden. Inwieweit diese technischen Optimierungen auch zu einer Verminderung der Dioxinmissionen führen, bleibt abzuwarten. Auf Grenzwerte

für Dioxine wurde aus Gründen der Verhältnismäßigkeit für die meisten Anlagen – von wenigen Ausnahmen abgesehen – verzichtet. Nur Anlagen, in denen Nicht-Holz-Biomasse genutzt wird, müssen auf dem Prüfstand nachweisen, dass sie einen Grenzwert von 0,1 ng TEQ/m<sup>3</sup> einhalten.

- Die Brennstoffe: Die Verordnung enthält eine Liste mit Brennstoffen, die in Kleinfeuerungsanlagen zulässig sind. So dürfen Privathaushalte nur trockenes, naturbelassenes Holz in ihren Holzfeuerungsanlagen einsetzen. Die Verbrennung von behandelten Hölzern ist lediglich Holz verarbeitenden Betrieben gestattet; wenn keine Schwermetalle oder halogenorganischen Verbindungen verwendet wurden. Neu ist, dass nun der Schornsteinfeger oder die Schornsteinfegerin auch das Brennstofflager in Haushalten und Betrieben in regelmäßigen Abständen in Augenschein nehmen soll, um sicherzustellen, dass nur zulässige Brennstoffe gelagert werden.
- Das Betreiberverhalten: Alle Betreiber von Kesseln und Öfen sind verpflichtet, sich durch eine Schornsteinfegerin oder einen Schornsteinfeger zur richtigen Bedienung der Feuerstätte beraten zu lassen.

Eine rechtliche Regelung wie die 1. BImSchV reicht nicht aus, um die Dioxinmissionen aus kleinen Anlagen zuverlässig zu senken: Eine permanente Überwachung dieser Anlagen und der darin eingesetzten Brennstoffe, ihres Wartungszustands und ihrer richtigen Bedienung ist mit verhältnismäßigen Mitteln nicht möglich. Für eine wirksame Reduzierung der Emissionen ist die Mitarbeit der fast 15 Millionen Betreiber von Kleinfeuerungsanlagen in Deutschland nötig. Sie müssen über einen verantwortungsvollen Umgang mit ihren Anlagen informiert werden und haben es letztlich selbst in der Hand, den Schadstoffausstoß der Heizungen zu reduzieren. Eine intensive Aufklärung der Bevölkerung über richtiges Heizen (UBA, 2011) und zu den Folgen von illegalem Abfallverbrennen kann zu einer Reduzierung beitragen.

## 12.2 Wie lassen sich die Dioxinmissionen aus der Stahlindustrie, insbesondere aus Sinteranlagen verringern?

Allein mit primärseitigen Maßnahmen wie gleichmäßigen Prozessbedingungen können die Dioxinmis-

sionen aus Sinteranlagen (vergl. Kapitel 6) nicht so vermindert werden, dass die Emissionswerte der TA Luft für Dioxine eingehalten werden. Dazu bedarf es einer sekundären Dioxinminderung mittels Adsorption an Aktivkohle oder aktiviertem Braunkohlenkoks. Entsprechende Eindüsungssysteme wurden Ende der 1990er Jahre an allen Sinteranlagen installiert. Der damit erreichte Grad der Dioxinminderung hängt allerdings von der Wirksamkeit der Staubabscheidung ab, d.h. in wie weit die an der Kohle adsorbierten Dioxine tatsächlich aus dem Abgas entfernt werden. In der Vergangenheit waren die Sinteranlagen überwiegend mit Elektrofiltern ausgestattet, die bei Sinterstaub aber aufgrund dessen besonderer Beschaffenheit nicht die gleiche hohe Wirksamkeit erreichen wie bei anderen Stäuben. Deshalb galten nach der TA Luft 2002 für bestehende Sinteranlagen auch höhere Emissionswerte für Gesamtstaub (50 statt 20 mg/m<sup>3</sup>) und Dioxine (0,4 statt 0,1 ng/m<sup>3</sup>; letzterer Wert war lediglich „anzustreben“).

Durch den Einsatz von Gewebefiltern können sowohl die Staub- als auch die Dioxinmissionen der Sinteranlagen deutlich gesenkt werden. Da mittlerweile eine Reihe von Sinteranlagen mit Gewebefiltern ausgestattet ist, wird nach den europäischen Schlussfolgerungen über die besten verfügbaren Techniken (BVT) zur Eisen- und Stahlerzeugung vom März 2012 in der Regel nur noch der Einsatz von Gewebefiltern als BVT für die Minderung der Staub- und der Dioxinmissionen angesehen. Nur wenn Gewebefilter im Einzelfall nicht anwendbar sein sollten, gelten besonders leistungsfähige Elektrofilter noch als BVT. Da die bisherigen Emissionswerte der TA Luft die in den BVT-Schlussfolgerungen genannten, mit BVT assoziierten Emissionswerte überschritten, wurden diese Regelungen der TA Luft außer Kraft gesetzt und stattdessen im Rahmen der Länderarbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (LAI) eine Vollzugsempfehlung erarbeitet, der zufolge der Emissionswert für Dioxine zukünftig auf 0,2 ng/m<sup>3</sup> herabgesetzt wird. Da dieser Wert nur mit Hilfe von Gewebefiltern erreicht werden kann, müssen die verbliebenen Elektrofilter in den deutschen Sinteranlagen spätestens bis 2020 durch Gewebefilter ersetzt werden. Die betroffenen Unternehmen haben allerdings signalisiert, dass die meisten Anlagen bereits in 4 Jahren umgerüstet sein werden. Folglich ist in den nächsten Jahren etwa mit einer weiteren Halbierung der Dioxinmissionen aus Sinteranlagen zu rechnen.

Deutliche Emissionsminderungen aus Elektrostahlwerken (s. Kapitel 6) wurden in den letzten 20 Jahren durch Vorrichtungen zur schnellen Abkühlung des Ofenabgases sowie die Eindüsung von Aktivkohle erreicht. Durch die Aufhebung der Altanlagenregelung der TA Luft müssen die bisher noch mit Elektrofiltern ausgestatteten Anlagen bis 2016 auch auf Gewebefilter umrüsten, wodurch auch hier die am Staub gebundenen Dioxinmissionen noch weiter vermindert werden.

### 12.3 Wie lässt sich die PCB-Belastung in Gebäuden verringern?

Neben Sanierungsmaßnahmen in den Ländern, die konsequent fortgesetzt werden müssen, unternimmt auch der Bund in seinem Gebäudebestand Maßnahmen zur Verringerung der PCB-Belastung in Gebäuden. Die Gebäude im Bestand des Bundes repräsentieren zwar nur rund 1 % des gesamten Bestandes an öffentlichen Gebäuden in Deutschland. Maßnahmen in diesen Gebäuden werden vom Bund direkt (über das Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung -BBR) beauftragt (alle Regierungsgebäude, Bundesarat, Bundestag, Botschaftsgebäude im Ausland) oder über die BIMA als vom Bund eingesetztem Eigentümer veranlasst. Für Liegenschaften der Bundeswehr ist das Verteidigungsministerium auch zu baulichen Fragen zuständig. Die Bundesregierung beabsichtigt, bei Gebäuden, die PCB-Quellen aufweisen können, im Zuge der in den kommenden Jahren anstehenden energetischen Sanierung die entsprechenden Quellen - sofern vorhanden - vollständig zu beseitigen. Dabei geht es um Bauten aus den Baujahren ca. 1960 bis etwa 1976, Stahlskelettbauweise, bei der Versorgungsschächte und Kanäle aus Brandschutzgründen oft mit PCB haltigen Materialien ausgerüstet wurden, Plattenkonstruktionen mit hohem Anteil an PCB-haltigen Fugendichtungsmassen, die Verwendung PCB-haltiger Kondensatoren (noch bis ca. 1983 ver-

wendet) und PCB-haltige Akustikdeckenplatten (vgl. Kap.6.2.1). Der Bund geht damit bewusst über das allgemein geforderte Schutzniveau hinaus, wonach eine PCB-Sanierung in öffentlichen Gebäuden gefordert wird, wenn Raumlufthuntersuchungen eine Konzentration von 1000-1500 ng/m<sup>3</sup> Gesamt PCB (bei hohem Anteil dioxinähnlicher PCB), respektive 3000 ng/m<sup>3</sup> (bei hohem Anteil gering chlorierter PCB) überschreiten (vgl. Kap.6.2.1).

Im Zuge der Gebäudezertifizierung von Bundesbauten nach dem „BNB-Verfahren“ („Gold“ „Silber“ „Bronze“-Gütesiegel für Nachhaltiges Bauen), wird bei der Bestandserfassung und -sanierung von Bundesbauten generell auch eine Schadstoffermittlung auf PCB durchgeführt. Die Kriterien dazu sind in entsprechenden „Steckbriefen“ festgelegt. Die gesundheitlichen Kriterien zur Gebäudezertifizierung wurden u.a. in einer gemeinsamen Arbeitsgruppe des Bundesinstituts für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) und des Umweltbundesamtes (UBA) erarbeitet.

Eine vollständige Inventarisierung und Katalogisierung von öffentlichen Gebäuden, wie sie z.B. in Schweden existiert und auch hierzulande mancherorts gefordert wird, wird derzeit als wenig zielführend angesehen und kann darüber hinaus auch zu falschen Ergebnissen führen. Im Verdachtsfall ist nämlich immer die Einzelsituation vor Ort zu prüfen und der Ausschluss von Primär- und Sekundärquellen, die zu einer Raumlufthbelastung führen können, zu gewährleisten. Sekundärbelastungen können über ein Gebäudekataster jedoch nicht erfasst werden.

Auch weiterhin muss in Gebäuden, in denen PCB-haltige Produkte verwendet wurden oder verwendet worden sein könnten, das Gefährdungsrisiko über eine Raumlufthmessung ermittelt und eine Sanierung angestrebt werden, und zwar nicht nur, wenn energetisch saniert wird oder bei Abriss des Gebäudes.

### 13. Welche praktischen Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft können ergriffen werden, um die Belastung des Menschen mit Dioxinen und dl-PCB über die Nahrungskette zu reduzieren?

Um die Dioxin- und dl-PCB-Belastung in Lebensmitteln, vor allem in Rind- und Kalbfleisch aus Freilandhaltung weiter zu senken, wurden inzwischen eine Reihe von erfolgversprechenden Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft erprobt, z.B. Änderungen im Herdenmanagement und Maßnahmen der verschmutzungsarmen Ernte von Futtermitteln, mit denen die Dioxin- und dl-PCB-Gehalte im Fleisch von Rindern oder Schafen reduziert werden können. Untersuchungen der Tierärztlichen Hochschule Hannover im Auftrag des Landes Niedersachsen in den Elbauen zeigen erfolgversprechende Ergebnisse. Bei jungen Mutterkühen und deren Kälbern, die 3-5 Monate nach der Geburt der Kälber auf unkontaminiertes Futter im Stall umgestellt wurden, konnte eine deutliche Abnahme der Dioxin- und dl-PCB-Gehalte im Fleisch gegenüber der Gruppe von Mutterkühen und Kälbern, die einer fortdauernden Aufnahme von belastetem Boden durch die Weidehaltung ausgesetzt waren, festgestellt werden. Nach drei Monaten im Stall waren die Werte so weit zurück gegangen, dass keine Höchstgehaltsgrenzen mehr überschritten wurden (Ungemach, 2012). Auch die Auswertung des Bundesweiten Überwachungsplans (BÜp) 2011 ergab, dass die am höchsten mit Dioxinen und vor allem dl-PCB-belasteten Rindfleischproben aus ganzjähriger Weidehaltung stammten, diese Tiere also über die Bodenaufnahme beim Weidegang permanent exponiert waren (BVL, 2012). Die von Niedersachsen (LAVES, 2010), Nordrhein-Westfalen und weiteren Bundesländern eingeführten Empfehlungen können nachweislich dazu beitragen, die Kontamination von Heu und Silage mit Dioxinen und dl-PCB bzw. den Transfer in tierische Lebensmittel zu verringern.

Dazu gehören u.a.

#### **Maßnahmen der Grünlandpflege, wie z.B.**

1. Säuberungsschnitt im Oktober/November, dabei tief schneiden (5cm), mulchen oder besser Schnittgut abfahren, nicht verfüttern,
2. regelmäßige Nachsaaten,
3. dichte Grasnarbe im Sommer

#### **Maßnahmen einer verschmutzungsarmen Heu- und Silagegewinnung, wie z.B.**

1. Heu- und Silagegewinnung nur von dichten Grasbeständen, bei trockenem Wetter und guter Bodenbefahrbarkeit
2. keine Mahd und keine weitere Ernte bei aufgeweichten Böden und in abflusslosen Senken,
3. Trockensubstanzgehalt (Silage) >35% anstreben,
4. Schnitthöhe grundsätzlich über 8 cm (LAVES Niedersachsen, 2010).

#### **Maßnahmen des Herdenmanagements, wie z.B.**

1. Verzicht auf Weidenutzung im Winterhalbjahr und in nassen Perioden sowie ggf. Verzicht der Beweidung im zeitigen Frühjahr und späten Herbst
2. Anpassen des Viehbesatzes an die mechanische Belastbarkeit der Grasnarbe (insbesondere bei nassen Bodenverhältnissen)
3. Rechtzeitiger Weidewechsel, um die Gefahr zu tiefen Verbisses über Viehbesatz und zu lange Standzeiten zu vermeiden (LANUV NRW, 2011)

Weitere mögliche Maßnahmen sind im Leitfaden „Umweltschutz – Standbein der Lebensmittelsicherheit. Dioxin- und PCB-Einträge vermeiden“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu finden (s. Kapitel 17).

Dennoch kann es auf einigen hochbelasteten Flächen auch notwendig werden, vor dem Hintergrund des Gesundheits- und Verbraucherschutzes die Weidehaltung und Futtermittelgewinnung einzustellen oder Weidetiere nur noch zum Zwecke der Landschaftspflege einzusetzen, ohne deren Produkte zu vermarkten. Dies muss im Einzelfall untersucht und entschieden werden.

## 14. Was muss getan werden, um die Belastung der Umwelt und damit der Nahrungsmittel und des Menschen weiter zu senken?

Obwohl in den letzten 20 Jahren die Emissionen deutlich gesenkt werden konnten, nehmen immer noch Teile der Bevölkerung mehr Dioxine und dl-PCB täglich zu sich, als von der WHO empfohlen wird.

Es ist daher nach wie vor erforderlich, noch vorhandene Eintragsquellen für Dioxine und PCB – und seien sie noch so klein - weiter zu erforschen und sie zu schließen oder zumindest zu verringern. Dazu gehört u.a. auch die schwierig zu quantifizierende unerlaubte Verbrennung von Altholz, lackiertem oder behandeltem Holz und anderer Abfälle in Öfen und Gartenfeuern. Eine verbesserte Aufklärung der Bevölkerung über richtiges Heizen (UBA, 2011) und zu den Folgen des Verbrennens ungeeigneter Materialien kann zu einer Reduzierung beitragen.

Als weitere potentielle Quelle stehen Dioxin- und PCB-Verunreinigungen durch Einsatz von Recyclingprodukten oder die Wiederverwendung von Materialien im Verdacht. So kam es z.B. im Lebensmittelbereich zur Beimischung von technischen Fetten und Kontamination von Futtermitteln. Um bei der Produktion

von Futter- und Lebensmitteln Kontaminationen zu verhindern ist in der EU-Verordnung Nr. 225/2012 unter anderem die klare Trennung von Produktionsströmen zur Herstellung von technischen Fetten und Futterfetten festgelegt (EU, 2012).

Generell ist zur Vermeidung von Lebensmittelkontaminationen eine umfassende Kenntnis des Übergangs und der Anreicherung von Dioxinen und PCB in das tierische Lebensmittel erforderlich, um die notwendigen Maßnahmen zu treffen. Dazu gehört auch, wie Belastungen durch die Bodenaufnahme bei der extensiven Tierhaltung durch ein besseres Management minimiert werden können.

Mit all diesen Maßnahmen kann allerdings nur sehr langfristig eine Verringerung der Umweltbelastung erreicht werden, u.a. weil persistente Stoffe wie Dioxine und PCB weltweit in der Umwelt verteilt sind. Ziel muss dennoch sein, die Rückstände in Nahrungs- und Futtermitteln langfristig so weit zu reduzieren, dass es in der Bevölkerung nicht mehr zu Überschreitungen der Empfehlungen der WHO kommt.

## 15. Wo kann man sich über die Belastung der Umwelt und des Menschen durch Dioxine und PCB informieren?

Das Dioxin-Portal des Umweltbundesamtes bietet rund um die Thematik Dioxine, PCB und andere persistente organische Stoffe in der Umwelt Daten und Informationen an. Über einen Link zu dem Informationssystem „Gemeinsamer Stoffdatenpool Bund Länder“ (GSBL) erhalten die Nutzer zusätzliche Informationen zu chemischen Stoffeigenschaften, dem Verhalten dieser Stoffe in der Umwelt sowie deren Wirkungen auf den Menschen. In das Portal ist der Zugang zur *Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder* integriert. In Zusammenarbeit mit dem Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) und dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebens-

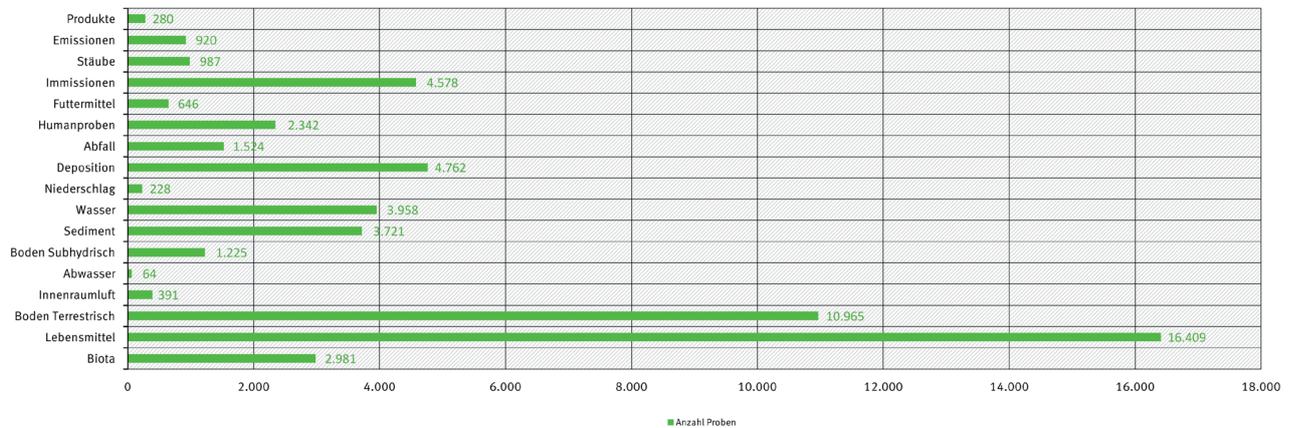
mittelsicherheit (BVL) wird dieses webbasierte Datenbanksystem im Umweltbundesamt (UBA) betrieben und fachlich-inhaltlich sowie technologisch weiter entwickelt. Bund und Ländern werten hier Daten zur Gruppe der persistenten organischen Schadstoffe aus. Der Datenbestand der Dioxin-Datenbank wird nicht nur für die Berichterstattung, sondern auch zur „Ursachenverfolgung“ eingesetzt. Im Falle belasteter Proben - insbesondere aus dem Lebensmittelbereich - wird es anhand typischer Kongenerenprofile in absehbarer Zukunft möglich sein, Ursachen oder Verursacher zu ermitteln.

Abbildung 20:

## Übersicht zum Probenbestand der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

### Probenbestand der Dioxindatenbank

Stand 01/2014



(Quelle: Eigene UBA-Auswertung 2013)

Aktuelle Daten und Informationen zur Thematik Dioxine und PCB werden auf der UBA-Homepage unter der Rubrik Daten regelmäßig veröffentlicht

(<http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine>).

Weitere Links sind unter Punkt 17.1 im Literaturverzeichnis zu finden.

## 16. Fazit

Dioxine und dl-PCB sind langlebige Stoffe, die in der Umwelt nur sehr schwer abgebaut werden und sich in Lebewesen anreichern (Bioakkumulation). Für Menschen und Tiere sind sie sehr giftig. Stoffe mit dieser Kombination von Eigenschaften sind besonders gefährlich und werden auch als PBT- bzw. vPvB-Stoffe<sup>xxx</sup> bezeichnet.

Die Maßnahmen zur Reduzierung der Dioxineinträge in die Umwelt waren in den letzten Jahrzehnten sehr erfolgreich und haben die Belastung des Menschen und der Umwelt erheblich reduziert. Die Verwendung von PCB in Deutschland ist seit Jahrzehnten verboten. Dennoch sind die Probleme mit Dioxin- und PCB-belasteten Nahrungs- und Futtermitteln noch nicht gelöst. Die Problematik der Dioxin- und dl-PCB-Belastung zeigt: Gelangen langlebige Stoffe in die Umwelt, können sie auch noch Jahrzehnte nach dem Eintrag großen Schaden anrichten, indem sie Umwelt und Gesundheit belasten und hohe Kosten verursachen.

Die Ursachen der Kontaminationen von tierischen Lebensmitteln (insbes. Rind- und Schaffleisch) sind überwiegend auf die ubiquitäre Belastung der Umwelt, v.a. von Böden und Sedimenten mit Dioxinen und dl-PCB zurückzuführen. Sie kann kurzfristig kaum verringert werden, da die Stoffe persistent sind und zwischen den Umweltkompartimenten ständig neu verteilt werden.

Das Umweltbundesamt ist gleichwohl weiterhin bestrebt, vorsorgend alle noch vorhandene Dioxin- und PCB-Emissionen in die Umwelt – und seien sie noch so gering – weiter zu erfassen und sich für deren weitere Verringerung einzusetzen. Ein Ziel dabei ist, langfristig die von der WHO empfohlene tolerierbare Aufnahme einzuhalten. Es ist daher durchaus sinnvoll, jedem Verdacht auf noch bestehende Eintragsquellen durch spezifische Untersuchungen nachzugehen.

Auch in Zukunft muss damit gerechnet werden, dass über die Belastung der Umwelt eine Kontamination

von Futter- und Lebensmitteln mit Dioxinen und dl-PCB erfolgen kann. Um auch weiterhin auf Grünland, insbesondere in Auen, wo aus ökologischer Sicht eine extensive und ökologische Viehhaltung wünschenswert ist, kritische Dioxin- und dl-PCB-Belastungen der Tiere zu vermeiden, sind spezifische Managementmaßnahmen zu empfehlen. Die landwirtschaftlichen Erzeuger, die häufig eine extensive oder biologische Landbewirtschaftung auf ihren Grünlandböden betreiben, sind für die Dioxin- und dl-PCB-Probleme aus der Vergangenheit nicht verantwortlich. Ziel muss es daher sein, sowohl Verbraucher und Verbraucherinnen vor Dioxin- und dl-PCB-belasteten Lebensmitteln zu schützen, d.h. Höchstgehaltsüberschreitungen von Dioxin- und dl-PCB zu vermeiden und gleichzeitig die Standorte für die extensive Viehwirtschaft zu erhalten.

Wegen der Langlebigkeit und der Unvorhersehbarkeit von Wirkungen nach Verbreitung und Anreicherung gelten für Stoffe mit PBT-/vPvB-Eigenschaften inzwischen strenge gesetzliche Regelungen. Einige werden weltweit als POPs geächtet. Die EU hat dem Vorsorgegedanken stärker Rechnung getragen und PBT/vPvB-Kriterien in die stoffgesetzlichen Regelwerke /REACH, Pflanzenschutzmittelverordnung) integriert. Stoffe mit diesen Eigenschaften sollen nicht mehr vermarktet werden und durch weniger gefährliche Alternativen ersetzt werden. Das Umweltbundesamt setzt sich dafür ein, beim Umgang mit PBT-/vPvB-Stoffen das Vorsorgeprinzip konsequent anzuwenden und bereits beim Verdacht auf PBT-/vPvB-Eigenschaften zu handeln. Nur mit vorsorgendem, vorausschauendem Handeln lassen sich Problemfälle mit langlebigen Chemikalien in der Zukunft verhindern.

## 17. Literatur:

### 17.1 Links zum POP-Dioxin-Portal mit Datenbestand und weiterem Infomaterial

<http://www.dioxindb.de/http://www.dioxindb.de/download/Infomaterial.pdf>

#### Allgemeine Informationen:

<http://www.umweltbundesamt.de/service/termine/belastung-terrestrischen-umwelt-dioxinen-pcb>

<http://www.uba.de/publikationen/expositionsbeurteilung-beurteilung-des-transfers>

#### Emissionen:

<http://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2361>

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/heizen-holz>

#### Boden:

<http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2379>

Vollzugshilfe „Verschmutzungsarme Nutzpflanzen-ernte“ der Bund-Länder-Arbeits-gemeinschaft Boden (LABO): <http://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen.html>

<http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/betriebumwelt/nav/196/article/14081.html>

#### Luft:

<http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2500>

#### Marine Gewässer/Ostsee:

<http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2399>

[http://www.helcom.fi/BSAP\\_assessment/ifs/ifs2011/en\\_GB/pcddfdeposition](http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/ifs/ifs2011/en_GB/pcddfdeposition)

#### Lebensmittel:

[http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/01\\_Lebensmittel/02\\_BUEp\\_dokumente/BUEp\\_Bericht\\_2011.html](http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/01_Lebensmittel/02_BUEp_dokumente/BUEp_Bericht_2011.html)

[http://www.bvl.bund.de/DE/01\\_Lebensmittel/02\\_Un-erwuenschteStoffeOrganismen/05\\_Dioxine/lm\\_dioxineUndAndere\\_node.html](http://www.bvl.bund.de/DE/01_Lebensmittel/02_Un-erwuenschteStoffeOrganismen/05_Dioxine/lm_dioxineUndAndere_node.html)

[http://www.bmu.de/service/publikationen/downloads/details/artikel/umweltschutz-standbein-der-lebensmittelsicherheit-1/?tx\\_ttnews%5BbackPid%5D=513](http://www.bmu.de/service/publikationen/downloads/details/artikel/umweltschutz-standbein-der-lebensmittelsicherheit-1/?tx_ttnews%5BbackPid%5D=513)

[http://www.lanuv.nrw.de/verbraucher/sicherheit/dioxin\\_pcb.htm](http://www.lanuv.nrw.de/verbraucher/sicherheit/dioxin_pcb.htm), abgerufen Nov. 2013.

## 17.2 Weitere Literatur

- Basler A. (2009): Evaluierung des Forschungsbedarfs zur Ursachenaufklärung der Kontamination bestimmter Lebensmittel mit Dioxinen und PCB. UFOPLAN FKZ 370963224
- Bernsmann, T. (2009): Wie kommen Dioxine ins Futtermittel? Die aktuelle Wochenschau der GdCH. Woche 32, 2009.
- BFR (2010): Aufnahme von Umweltkontaminanten über Lebensmittel (Cadmium, Blei, Quecksilber, Dioxine und PCB), Ergebnisse des Forschungsprojektes LExUKon, Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin 2010.
- BMU (2012): Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 der Meeresstrategie Rahmenrichtlinie, BMU Referat WA I 5. Online .
- BMU (2013): Umweltschutz – Standbein der Lebensmittelsicherheit (Dioxin- und PCB-Einträge vermeiden). Herausgegeben vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2013.
- Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE (2002): Dioxine – Daten aus Deutschland. 4. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE, <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2850.pdf>
- Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE (2007): Dioxine – Daten aus Deutschland. 5. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE, Hrsg. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3328.pdf> (Abrufdatum 1.8.2013)
- Bussian, B. M. (2013): persönliche Mitteilung zur den Ergebnissen des UBA F + E – Vorhabens „Ermittlung repräsentativer Gehalte organischer Spurenstoffe in Waldböden“, FKZ: 3707 71 201, 2008 bis 2014, Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung (BAM) und Helmholtzzentrum München
- Bussian B. M.; Dienemann C.; Glante F. (2010): Dioxine und dl-PCB in der Umwelt-Auswertung der Länderberichte anlässlich des Fachgespräches im Bundesumweltministerium am 07.04.2009 und Stellungnahme des Umweltbundesamtes. UBA Texte 12/2010. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/3912.html> (Abrufdatum: 22.03.13).
- Bussian, B. M.; Schmidt, S.; Giese, E. (2011): Dioxin und kein Ende – Der Boden als Senke und Quelle von Schadstoffen; UMID, Heft 1/2011, Seiten 12-17, März 2011. <http://www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0111.pdf> (Abrufdatum 1.8.2013)
- BVL (2006): Nationale Stuserhebung von Dioxinen und PCB in Lebensmitteln pflanzlichen Ursprungs, im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Herausgeber: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL).
- BVL (2011): Dioxinkontamination in Futtermitteln und Lebensmitteln: Sicherheit geht vor. [https://www.bvl.bund.de/DE/08\\_PresseInfothek/01\\_FuerJournalisten/01\\_Presse\\_und\\_Hintergrundinformationen/01\\_Lebensmittel/2011/2011\\_01\\_04\\_hi\\_dioxin.html](https://www.bvl.bund.de/DE/08_PresseInfothek/01_FuerJournalisten/01_Presse_und_Hintergrundinformationen/01_Lebensmittel/2011/2011_01_04_hi_dioxin.html)
- BVL (2012): Berichte zur Lebensmittelsicherheit 2011. Bundesweiter Überwachungsplan 2011. Gemeinsamer Bericht des Bundes und der Länder. [http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/01\\_Lebensmittel/unerwuenschteStoffe/4\\_Auswertung\\_Dioxin\\_PCB.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/01_Lebensmittel/unerwuenschteStoffe/4_Auswertung_Dioxin_PCB.pdf?__blob=publicationFile&v=2), (Abrufdatum 15.Mai 2013).
- BVL (2012): Berichte zur Lebensmittelsicherheit 2011 - Bundesweiter Überwachungsplan 2011. [http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/01\\_Lebensmittel/02\\_BUEp\\_dokumente/BUEp\\_Bericht\\_2011.html;jsessionid=7E5D8F7747DA256A2290300A60569D51.1\\_cid332](http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/01_Lebensmittel/02_BUEp_dokumente/BUEp_Bericht_2011.html;jsessionid=7E5D8F7747DA256A2290300A60569D51.1_cid332) (Abrufdatum 15. Mai 2013).
- Detzel, A.; Patyk, A.; Fehrenbach, H.; Franke, B. et al (1998): Ermittlung von Emissionen und Minderungsmaßnahmen für persistente organische Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland. FuE-Vorhaben 360 12 008, im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 74/98. Berlin.
- Diletti G.; Ceci R.; Scortichini, G.; Migliorati G. (2009): Dioxin levels in livestock and grassland near a large industrial area in Taranto (Italy) *Organohalogen Compds* 71, 2344-48.
- Esposito, V.; Maffei, A.; Castellano, G.; Martinelli, W.; Conversano, M.; Assenato, G. (2010): Dioxin levels.
- EU-Höchstmengenverordnung (1881/2006). Europäische Union. Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln ABL. L 364 vom 20.12.2006, S. 5-24.
- European Union emission inventory report 1990-2010 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP); EEA 2012.
- EU (2012): Verordnung (EU) Nr. 225/2012 der Kommission vom 15. März 2012 zur Änderung von

Anhang II der Verordnung (EG) Nr. 183/2005 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Zulassung von Betrieben, die Erzeugnisse aus pflanzlichen Ölen und Mischfetten zur Verwendung in Futtermitteln in den Verkehr bringen, sowie hinsichtlich der besonderen Anforderungen an die Herstellung, Lagerung, Beförderung und Dioxinuntersuchung von Ölen, Fetten und daraus gewonnenen Erzeugnissen. ABI. L 077 vom 16/03/2012 S. 0001 – 0005.

Fent, K. (2007): Ökotoxikologie, 3. Auflage, Thieme-Verlag

FGG Elbe (Flussgebietsgemeinschaft Elbe) (2011): Dioxine und PCBs in Feststoffen aus der Elbe und ihren Nebenflüssen und der Nordsee (Längsprofilaufnahme 2008). Magdeburg, September 2011.

Fiedler, H.; Hutzinger, O.; Welsch-Pausch, K.; Schmiedinger, A. (2000): Evaluation of the Occurrence of PCDD/PCDF and POPs in Wastes and Their Potential to Enter the Foodchain. Study on behalf of the European Commission, DG Environment, 30. September 2000.

Gilbertson, M. et al. (1991): Great Lakes embryo mortality, edema, and deformities syndrome (GLEMEDS) in colonial fish-eating birds: similarity to chick-edema disease. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 33 (1991), 455–520.

Groh, S.; Borho, W. (2010): dl-PCB in den Böden von Baden-Württemberg. Eine orientierende Stichprobenuntersuchung. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) 2010. [http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/71184/dl\\_pcb\\_in\\_boeden.pdf?command=downloadContent&filename=dl\\_pcb\\_in\\_boeden.pdf](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/71184/dl_pcb_in_boeden.pdf?command=downloadContent&filename=dl_pcb_in_boeden.pdf) (Abrufdatum: 22.03.13).

Gude, K. (2008): Untersuchungen zur Minimierung von Risiken für die Lebensmittelsicherheit bei Nutzung dioxinbelasteter Grünlandflächen für die Rind- und Schaffleischproduktion; Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover, 2008.

Hahn, M. E. (2001): Dioxin Toxicology and the Aryl Hydrocarbon Receptor: Insights from Fish and Other Non-traditional Models. *Marine Biotechnology* 3 (2001), S224–S238.

HELCOM (2004): Dioxins in the Baltic. HELCOM – Environmental Focal Point Information.

HELCOM (2010): Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous

substances in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 120B.

HELCOM (2011a): Gusev, A. (2013): Atmospheric emission of PCDD/Fs in the Baltic Sea region. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2011. Online: [http://www.helcom.fi/BSAP\\_assessment/ifs/ifs2011/en\\_GB/pcddfemissions](http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/ifs/ifs2011/en_GB/pcddfemissions).

HELCOM (2011b): Gusev, A. (2013): Atmospheric deposition of PCDD/Fs on the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2011. Online: [http://www.helcom.fi/BSAP\\_assessment/ifs/ifs2011/en\\_GB/pcddfdeposition](http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/ifs/ifs2011/en_GB/pcddfdeposition).

Hennecke, D.; Becker, L.; Düring, R.-A. (2010): Expositionsbetrachtung und Beurteilung des Transfers von Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und PCB – Literaturstudie im Auftrag des Umweltbundesamtes, UFOPLAN FKZ 3709 72 228, 2010.

Hoffmeister, J.; Ley, S.; Schütz, N.; Birnstengel, B.; Alwast, H. (2011): Der Fall ENVIO / Dortmunder Hafen. Studie der Prognos AG im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf / Berlin.

Holmes, S.J.; Green, N.; Lohmann, R.; Jones, K.C. (1998): Concentrations of PCDD/PCDFs in soil around a point source. *Organohalogen Compd* 39, 257–260.

Hoogenboom, L.; van Dam, G.; Immerzeel, J.; Oegema, G.; van der Kraats, C.; Traag, W. (2012): Problem with Dioxins and dioxin-like PCBs in free range eggs. 32nd International Symposium on Halogenated Organic Pollutants, 26-31. August 2012, Cairns/Australia.

Hülster, A. (1994): Transfer von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/PCDF) aus unterschiedlich stark belasteten Böden in Nahrungs- und Futterpflanzen, Dissertation, Verlag Ulrich E. Grauer, Stuttgart 1994.

Huwe, J.K.; Davison, K.; Feil, V.J.; Larsen, G.; Lorentzen, M.; Zaylskie, R.; Tiernan, T.O. (2004): Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in cattle raised at agricultural research facilities across the USA and the influence of pentachlorophenol-treated wood. *Food Additives and Contaminants* 21, 182-194.

IARC Monographs, chemical agents and related occupations – Volume 100F, 2012: 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-para-dioxin and 2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran, and 3,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl,

pp 339-378, <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100F/index.php>

Jahresbericht LVL (2008): Jahresbericht 2008 der Abt. Verbraucherschutz des LVL des Landes Brandenburg S. 34-35- <http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.300804.de>

Jiménez, B.; Merino, R.; Abad, E.; Rivera, J.; Olie, K. (2007): Evaluation of organochlorine compounds (PCDD, PCDF, PCB and DDT) in two raptor species inhabiting a Mediterranean islands in Spain. In Environmental Science and Pollution Research, Jg. 14, H. 1, S. 61-68.

Karl, H.; Lahrssen-Wiederholt, M. (2009): Dioxin and dioxin-like PCB levels in cod-liver and -muscle from different fishing grounds of the North- and Baltic Sea and the North Atlantic. Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit Volume 4, Numbers 3-4, 247-255, DOI: 10.1007/s00003-009-0308-5.

Karl, H.; Bladt, A.; Rottler H.; Ludwigs, R.; Mathar, W. (2010): Temporal trends of PCDD, PCDF and PCB levels in muscle meat of herring from different fishing grounds of the Baltic Sea and actual data of different fish species from the Western Baltic Sea. Chemosphere 78 (2010) 106-112.

King-Heiden T. C., Mehta V., Xiong K. M., Lanham K. A., Antkiewicz D. S., Ganser A., Heideman W., Peterson R. E. (2012). Reproductive and developmental toxicity of dioxin in fish. Molecular and Cellular Endocrinology 354 (2012), 121-138.

Knetsch, G.; Gärtner, P.; Lehmann, R.; van Nouhuys, J.; Raab, G. (2012): Web-Recherche und statistische Auswertung für Daten der Dioxindatenbank des Bundes und der Länder. UBA-Texte 41/12. Dessau. 107 – 122.

Körner, W. et al. (2007): Untersuchung und Bewertung von Proben aus verschiedenen Umweltkompartimenten auf PCDD/PCDF sowie PCB unter Berücksichtigung der neuen Toxizitätsäquivalentfaktoren, Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, 2007.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) (2004): Literaturstudie zur Ermittlung des Depositionswertes von Dioxinen, Furanen und dioxin-ähnlichen PCB, LfU Baden-Württemberg, Abteilung 2 – Ökologie, Boden- und Naturschutz, Karlsruhe 2004.

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2012): 2. Dioxinbericht. Halle, Juli 2012.

LANUV NRW (2010): Bericht über das Untersuchungsvorhaben „Dioxine und PCB in Böden, Pflanzen, Futtermittel und Lebensmitteln in Überschwemmungsgebieten in Nordrhein-Westfalen 2009“ Essen, den 27.09.2010.

LANUV NRW (2011): Handlungsempfehlungen zur Minimierung der Dioxin- und PCB-Anreicherung in der Lebensmittelkette; [http://www.lanuv.nrw.de/verbraucher/sicherheit/dioxin\\_pcb.htm](http://www.lanuv.nrw.de/verbraucher/sicherheit/dioxin_pcb.htm), abgerufen Nov. 2013.

LAVES (Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit Niedersachsen) (2010): Merkblatt „Bewirtschaftung von Grünlandflächen im Deichvorland der Elbe in Niedersachsen“.

Marnane, I. (2012): Comprehensive environmental review following the pork PCB/dioxin contamination incident in Ireland. J. Environ. Monit. 14, 2551-2556.

Michalek J. E., Rirkle J.L., Needham L.L., Patterson D.G., Caudill S.P., Tripathi R.C., and Mocarelli P. (2002): Pharmacokinetics of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in Seveso adults and veterans of operation Ranch Hand, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 12, 44 – 53.

Nationales Inventar für die Deutsche Berichterstattung Atmosphärischer Emissionen; Submission 2013.

Neugebauer, F.; Schröter-Kermani, C.; Pöpke O.; Stegemann D.; Steeg W. (2011): Analytical Experiences Within the German Environmental Specimen Bank: Time Trends of PCDD/F and DI-PCB in Bream (*Abramis Brama*) Caught in German Rivers. Organohalogen Compounds 73, 1340-1343.

Ockenden, W. A.; Breivik, K.; Meijer, S.N. et al. (2003): The global re-cycling of persistent organic pollutants is strongly retarded by soils. Environmental Pollution 121: 75-80.

OSPAR (2009): Status and Trend of marine chemical pollution. OSPAR Commission, Hazardous substances series, 2009.

Rappe C.; Bergek S.; Fiedler H.; Cooper, K. (1998): PCDD and PCDF contamination in catfish feed from Arkansas, USA. Chemosphere 36, 2705–2720.

Rappolder, M.; Schröter-Kermani, C. (2011): Dioxine und dioxinähnliche PCB – Ein Umweltproblem von gestern?, UMID, Heft 1/2011, Seiten 5-11.

Ruzicková, P.; Klánová, J.; Cupr, P.; Lammel, G.; Holoubek, I. (2008): An assessment of airsoil, exchange

of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides across Central and Southern Europe. In: Environmental Science and Technology, Jg. 42, H. 1, S. 179–185.

Schneider, J. (2009): Aktivitäten des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (Ref. Landwirtschaft und Bodenschutz, Landesplanung) zur Ermittlung der PCDD/F & dl-PCB-Gehalte in niedersächsischen Böden, Hannover im Dezember 2009, <http://www.lbeg.niedersachsen.de/download/1198> (Abrufdatum 22.03.13).

Schröter-Kermani, C.; Schmolz, E.; Herrmann, T.; Pöpke, O. (2005): PCDD, PCDF, and Dioxin-like PCB in Herring Gull Eggs from the North Sea and Baltic Sea: Levels, Patterns, and Temporal Trends. Organohalogen Compounds, 67, 1295-1299.

Schmitz, M.; Scheeder, G.; Bernau, S.; Dohrmann, R.; Germann, K. (2011): Dioxins in Primary Kaolin and Secondary Kaolinitic Clays. Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 461–467.

Schulz, A-J.; Wiesmüller, T.; Appuhn, H.; Stehr, D.; Severin, K.; Landmann, D.; Kamphues, J. (2005): Dioxin concentration in milk and tissues of cows and sheep related to feed and soil contamination, Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition 89 (2005) 72-78.

Scientific Committee on Food (2001): Opinion of the Scientific Committee on Food on the Risk Assessment of Dioxins and dioxine-like PCBs in Food, CS/CNTM/DIOXIN/20 final.

Stemmler, I.; Lammel, G. (2010): Die Verteilung von Polychlorierten Biphenylen in der Umwelt im 20. Jahrhundert – Untersuchungen mit einem globalen Atmosphären-Ozean-Zirkulationsmodell. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 22 (4): 354-355.

Sub-Group on Review of the Priority Substances List (under Working Group E of the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive): Dioxin and Dioxin-Like PCBs EQS dossier 2011.

Umweltbundesamt (2010): „Hintergrundpapier Dioxine“, <http://www.umweltbundesamt.de/chemikalien/dioxine.htm#10> online, (Abrufdatum: 10.7.2013).

Umweltbundesamt (2011): „Richtig mit Holz heizen – Ein Ratgeber zum richtigen und sauberen Heizen“, Ausgabe 2011, online <http://www.umweltbundesamt.de/suchergebnisse.htm?cx=005614723337003609205%3Ag1l3iw4aado&cof=FORID%3A11&ie=ISO-8859-1&q=Richtig+mit+Holz+heizen>.

Umweltprobenbank des Bundes (homepage): <http://www.umweltprobenbank.de/de>

Ungemach, L. (2012): „Untersuchungen zur Dioxin-Belastung von Schlachtrindern von exponierten Grünlandflächen nach Absetzen des belasteten Grundfutters“, Vortrag anlässlich der 8. Mainzer Arbeitstage 2012, <http://www.luwg.rlp.de/Service/broker.jsp?uMen=12830438-4cf6-5401-be59-265f96529772>

United Nations Environment Program, Dioxin and Furan Inventories, National and Regional Emissions of PCDD/ PCDF; UNEP Chemicals May 1999.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (2003): Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds, Part III: Integrated Summary and Risk Characterization for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds, [www.epa.gov/ncea/dioxin](http://www.epa.gov/ncea/dioxin).

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (2012): Integrated Risk Information System, 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD); CASRN 1746-01-6, <http://www.epa.gov/iris/subst/1024.htm>.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 2012: EPA's Reanalysis of Key Issues Related to Dioxin Toxicity and Response to NAS Comments, Volume 1, EPA/600/R-10/038F, [www.epa.gov/iris](http://www.epa.gov/iris)

Weber, R. (2012/2013): Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP Dioxin – Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung; 1. u. 2. Zwischenbericht, UFOPLAN FKZ 3712 85 407/01, unveröffentlicht.

Weinfurtner, K. (2013): Flächenrepräsentative Erhebung der Gehalte organischer Stoffe in Böden und Ableitung bundesweiter Hintergrundwerte für organische Stoffe in Böden. UBA Forschungsprojekt FKZ 3709 71 222, Umweltbundesamt, Dessau (Veröffentlichung Forschungsbericht in Vorbereitung).

WHO, International Programme on Chemical Safety (1998): Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI), [http://www.who.int/ipcs/assessment/public\\_health/dioxins\\_other/en/](http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/dioxins_other/en/).

White, S. S.; Birnbaum, L. S. (2009): An Overview of the Effects of Dioxins and Dioxin-like Compounds on Vertebrates, as Documented in Human and Ecological Epidemiology. *Journal of Environmental Science and Health, Part C: Environmental Carcinogenesis and*

*Ecotoxicology Reviews* 27 (4), 197-211.

Zennegg, M.; Schmid, P.; Tremp, J. (2010): PCB fish contamination in Swiss rivers – tracing of point sources. *Organohalogen Compounds* 72, 362-365.

## Endnoten

- i Kongenere sind chemische Stoffe mit der gleichen chemischen Grundstruktur, aber mit einer unterschiedlichen Anzahl und Stellung von substituierten (gebundenen) Atomen (bei Dioxinen, Furanen und PCB sind es Chloratome). Kongenere können unterschiedliche chemische, physikalische und toxikologische Eigenschaften haben. Sie treten meist als Gemisch auf.
- ii Persistenz: Eigenschaft von bestimmten chemischen Substanzen, über sehr lange Zeiträume in der Umwelt zu verbleiben, ohne durch physikalische, chemische oder biologische Prozesse verändert zu werden.
- iii Eine Homologengruppe umfasst Kongenere mit gleicher Anzahl Chlorsubstituenten (= Isomere), unabhängig von der Stellung der Chloratome. Bei der Suche nach den Ursachen einer Dioxinbelastung werden komplexe Dioxinmuster in verschiedenen Umweltproben miteinander verglichen. Dazu benötigt man Homologenprofile, die die homologe Verteilung aller Chlorierungsgrade widerspiegeln.
- iv Cytosol ist der wässrige Bestandteil des Zellplasmas (Basissubstanz der Zelle), in welchem sich wasserlösliche Enzyme und Proteine befinden, die u.a. eine wichtige Rolle bei der Weiterleitung von Signalen zum Auslösen von Stoffwechselprozessen spielen.
- v Als Ligand wird eine Verbindung verstanden, die an ein Zielprotein, beispielsweise einen Rezeptor, binden kann.
- vi Proteinbiosynthesen: Produktion von Proteinen als Ausprägung der genetischen Information der DNA in Lebewesen, so auch im Menschen.
- vii Die Cytochrom P450-Familie besteht aus Enzyme die helfen, Stoffe besser wasserlöslich zu machen, damit diese dann schneller aus dem Körper ausgeschieden werden. Sie kommen in allen Lebewesen vor.
- viii Glutathion ist ein körpereigener Stoff, der in fast allen Zellen des Körpers vorhanden ist und als Antioxidans wirkt.
- ix Glucuronsäure ist eine Substanz in den Zellen von Pflanzen und Tieren, die der Entgiftung dient.
- x Hier gemeint ist die Halbwertszeit im Menschen, also die Zeitspanne, in der die Schadstoffe im menschlichen Körper auf die Hälfte reduziert werden.
- xi REACH - Verordnung (EG) 1907/2006: Europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe.
- xii Emissionen: Die von einer Quelle (Emittent) ausgehenden Luft-, Boden- und Wasserverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Wärme, Strahlen und ähnliche Erscheinungen.
- xiii Sintern = zusammenballen, agglomerieren. In der Metallurgie ein Prozess, bei dem Rest- und Zuschlagstoffe, Koks und Eisenerze zu einem Produkt verarbeitet werden, dass für den Hochofen geeignet ist.
- xiv Kaolinit: häufig vorkommendes Schichtsilikatmineral (= ein Tonmineral) in Gesteinen und Böden.
- xv Als dielektrisch werden alle elektrisch nicht- oder nur schwach leitenden, nichtmetallische Substanzen bezeichnet, deren Ladungsträger nicht frei beweglich sind. Ein Dielektrikum dient der Isolierung und kann gasförmig, flüssig oder fest sein.
- xvi aerob: hier gemeint sind Stoffwechselprozesse unter Anwesenheit von Sauerstoff.  
anaerob: hier gemeint sind Stoffwechselprozesse ohne Sauerstoff.

- xxvii Halbwertszeiten: Hier gemeint ist die biologische Halbwertszeit in Böden, also die Zeitspanne, in der Bodenorganismen (vor allem Pilze, Bakterien etc.) den Gehalt eines Schadstoffes im Boden durch die Wirkung aller beteiligten biologischen Prozesse (Stoffwechsel, Ausscheidung etc.) auf die Hälfte reduziert haben.
- xxviii Unter Deposition wird Ablagerung der in die Umwelt eingetragenen Schadstoffe, z.B. am Boden, an Pflanzen verstanden.
- xxix Biota: Anderer Ausdruck für Lebewesen.
- xxx Muskulaturhomogenate: Muskulaturproben, die so aufbereitet werden, dass sie von gleicher Beschaffenheit sind.
- xxxi EMEP: European Monitoring and Evaluation Programme
- xxxii HELCOM: Helsinki-Kommission zum Schutz der Ostsee.
- xxxiii OSPAR (steht für Oslo und Paris) ist eine internationale Konvention zum Schutz des Nord-Ost-Atlantiks.
- xxxiv Unter Biomagnifikation versteht man die Anreicherung von Schadstoffen aus der Umwelt in Lebewesen über die Nahrungskette.
- xxxv Pflanzenmorphologie: Größe und Form der Blattoberfläche und -behaarung, Dicke und Zusammensetzung der Cuticula (äußerste wachsartige Schicht von Blättern und Sprossen).
- xxxvi Das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne*) ist ein ertragreiches, unempfindliches, zur Weide- und zur Futtermittelgewinnung (Heu, Silage) weit verbreitetes Gras aus der Familie der Süßgräser (*Poaceae*).
- xxxvii TDI = vorgegebene tolerierbare Tagesdosis.
- xxxviii Höchstgehalte: maximal zulässige Konzentrationen von Kontaminanten in Lebensmitteln, die in der Europäischen Union durch EG-Verordnungen festgelegt werden. Höchstgehalte werden für diejenigen Lebensmittel festgelegt, die wesentlich zur Schadstoffaufnahme des Menschen beitragen. Lebensmittel, die die maximal zulässigen Höchstgehalte überschritten haben, dürfen nicht mehr vermarktet werden.
- xxxix Auslösewerte: Konzentrationen von Kontaminanten in Lebensmitteln, bei deren Erreichen Behörden und Unternehmen verpflichtet sind, die Kontaminationsquellen zu ermitteln und Maßnahmen zur Eindämmung oder Beseitigung der Kontamination zu ergreifen.
- xl PBT- bzw. vPvB-Stoffe: persistent, bioakkumulierend, toxisch bzw. sehr persistent und sehr bioakkumulierend.





► **Diese Broschüre als Download**  
[http://www.umweltbundesamt.de/  
publikationen/dioxine-dioxinaehn-  
liche-pcb-in-umwelt](http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/dioxine-dioxinaehnliche-pcb-in-umwelt)

 [www.facebook.com/umweltbundesamt.de](http://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)  
 [www.twitter.com/umweltbundesamt](https://www.twitter.com/umweltbundesamt)