

## Stoffinformationen

# Phthalate

Dieses Informationsblatt beschreibt die Stoffgruppe der Phthalate, deren Vorkommen und Verwendungen, chemikalienrechtliche Aspekte, Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit sowie Alternativen.

## 1 Vorkommen und Verwendungen

Vertreter der Stoffgruppe der Phthalate werden verwendet, um Kunststoffe "weichzumachen". D. h. sie werden dem an sich steifen und mitunter spröden Material zugemischt, um ihm elastische Eigenschaften zu verleihen. Mit einer Verbrauchsmenge in Europa von rund einer Million Tonnen pro Jahr [1] zählen Phthalate zu den Stoffen mit hohem Produktionsvolumen. Sie sind in vielen Anwendungsgebieten anzutreffen. Insbesondere werden Phthalate seit über 60 Jahren eingesetzt, um Produkte aus Polyvinylchlorid (PVC) geschmeidig zu machen. Die mengenmäßig größten Produktgruppen aus Weich-PVC stellen Kabel und Folien sowie Dachbahnen dar. Weitere wichtige Produktgruppen sind Bodenbeläge, Kunstleder, Babyartikel, Kinderspielzeug, Verpackungen und Kfz-Unterbodenschutz. Zudem bestehen viele medizinische Produkte wie Blutbeutel und Schläuche ebenfalls aus Weich-PVC. Laut European Council for Plasticizers and Intermediates (ECPI), dem Verband der europäischen Industrie für Weichmacher und Zwischenprodukte, sind die am häufigsten eingesetzten Phthalate in Europa DINP (Di-isononyl-phthalat), DIDP (Di-isodecyl-phthalat) und DPHP (Di-2-propyl-heptyl-phthalat).

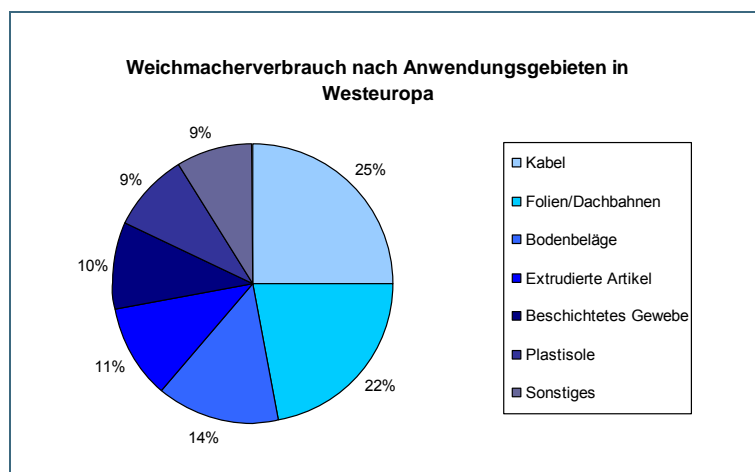


Abb. 1:  
Weichmacherverbrauch  
nach Anwendungs-  
gebieten in Westeuropa  
(Quelle: ECPI 2010)

## 2 Eigenschaften

Der Begriff "Phthalat" ist die Kurzform von "Phthalsäureester", also Ester der Phthalsäure (1,2-Benzoldicarbonsäure), die über mindestens eine ihrer beiden Carbonsäure (-COOH)-Gruppen mit einem Vertreter der Stoffgruppe der Alkohole verbunden sind. Für die technische Anwendung als Weichmacher sind nur die zweifach veresterten sogenannten Di-Phthalate von Bedeutung.

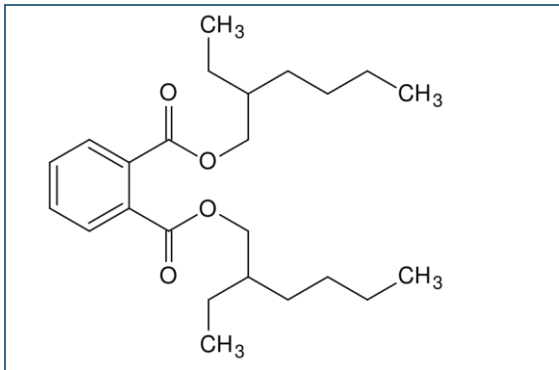


Abb. 2:  
Strukturformel von Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) als ein Vertreter der Phthalate

Im Allgemeinen können Phthalate anhand der Länge der Kohlenstoffketten der veresterten Alkoholmoleküle in zwei Gruppen eingeteilt werden. Diese beiden Gruppen unterscheiden sich in ihren Gebrauchseigenschaften und in ihrem toxikologischen Verhalten.

Zu den kurzkettigen Phthalaten (low molecular weight = LMW) gehören Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Dibutyl-phthalat (DBP), Benzyl-butyl-phthalat (BBP) und Di-isobutyl-phthalat (DIBP). Diese vier Verbindungen sind als reproduktionstoxisch (fortpflanzungsgefährdend) eingestuft. Dies bedeutet, dass in Tierversuchen Beeinträchtigungen der Fortpflanzung festgestellt wurden. Auch für den Menschen wird eine solche Beeinträchtigung angenommen.

Zu den langkettigen Phthalaten (high molecular weight = HMW) gehören unter anderem Di-isodecyl-phthalat (DIDP), Di-isononyl-phthalat (DINP) und Di-2-propyl-heptyl-phthalat (DPHP). In Europa wurde in den letzten Jahren eine Verlagerung der Produktion und Verwendung von LMW- hin zu HMW-Produkten verzeichnet, so dass letztere jetzt einen Anteil von mehr als 80 Prozent aller Weichmacher ausmachen [1]. Für DIDP und DINP, die Vertreter der langkettigen Phthalate sind, liegen Risikobewertungsberichte der EU aus dem Jahr 2003 vor [2,3].

## 3 Rechtliches

Die kurzkettigen Phthalate DEHP, DBP, BBP und DIBP wurden auf Grund ihrer Einstufung als reproduktionstoxisch als sogenannte "besonders besorgniserregende Stoffe" („substances of very high concern“, SVHC) identifiziert und in den Anhang XIV der Verordnung 1907/2006/EG über die Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) eingetragen. Sie unterliegen damit dem im Chemikalienrecht neuen Zulassungsverfahren. Dieses zielt darauf ab, die betreffenden Stoffe mittelfristig aus dem Markt zu entfernen. So soll die menschliche Gesundheit bzw. die Umwelt vor den unerwünschten Wirkungen der betreffenden Stoffe geschützt werden. Eine Ausnahme von der Zulassungspflicht für die Verwendung in Verpackungen für Arzneimittel besteht für DEHP, DBP und BBP.

Für zulassungspflichtige Stoffe gilt ein generelles Verwendungsverbot ab dem sogenannten "Ablauftermin", der ebenfalls im REACH-Anhang XIV tabelliert ist. Der Ablauftermin für DEHP, DBP, BBP und DIBP ist der 21. Februar 2015. Nach dem Ablauftermin darf ein zulassungspflichtiger Stoff ausschließlich mit einer Ausnahmegenehmigung ("Zulassung") befristet verwendet werden. Die

zuständige Europäische Kommission erteilt solche Zulassungen nur dann, wenn der Antragsteller nachweisen kann, dass er die mit der speziellen Verwendung des betreffenden Stoffes einhergehenden Risiken angemessen beherrscht oder, wenn der gesamtgesellschaftliche Nutzen diese Risiken überwiegt.

Nach der Verordnung 1272/2008/EG (CLP), in der die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen geregelt wird, ist DEHP als fortpflanzungsgefährdend Kategorie 1B eingestuft (nach der alten Stoffrichtlinie 67/548/EWG in Kategorie 2. Diese Stoffrichtlinie gilt nur noch übergangsweise und tritt am 13. Mai 2015 außer Kraft.).

In der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG wird DEHP als prioritärer Stoff gelistet [4].

Nach der neuen CLP-Verordnung ist dieses Phthalat als „sehr giftig für Wasserorganismen“ eingestuft. Die Stoffrichtlinie 67/548/EWG stuft DBP als „umweltgefährlich – sehr giftig für Wasserorganismen“ ein.

BBP ist nach der CLP-Verordnung als „sehr giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung“ eingestuft. Gemäß der Stoffrichtlinie 67/548/EWG ist es als „umweltgefährlich – sehr giftig für Wasserorganismen; kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben“ eingestuft.

Um besonders für Babys und Kinder Risiken zu vermeiden, erließ die EU-Kommission für die Bereiche Babyartikel und Kinderspielzeug ein Anwendungsverbot. Demnach dürfen Spielzeuge und Babyartikel, die DEHP, DBP oder BBP in Konzentrationen von mehr als 0,1 Masse-% des weichmacherhaltigen Materials enthalten, nicht in Verkehr gebracht werden (REACH-Anhang XVII; Eintrag 51). Auch für die Herstellung von kosmetischen Mitteln (deutsche Kosmetikverordnung § 1 in Verbindung mit Anlage 1) sowie in Gemischen, wie Lacke und Farben, die an private Endverbraucher verkauft werden, dürfen diese drei Stoffe nicht verwendet werden. Darüber hinaus sind DINP, DIDP und DNOP (Di-n-octylphthalat) in Spielzeug und Babyartikeln, die Kinder in den Mund nehmen können, vorsorglich verboten (REACH-Anhang XVII; Eintrag 52). Auch hier gilt eine Grenze von 0,1 Masse-%.

#### 4 Risiken für die Umwelt

Phthalate können durch Ausgasen, Auswaschen oder Abrieb aus Produkten freigesetzt werden. Auf Grund des geringen Dampfdruckes der HMW ist die Freisetzung in die Luft von untergeordneter Bedeutung. Generell sind Phthalate in Weich-PVC chemisch nicht fest gebunden. Sie gelten als schwerflüchtige Verbindungen und können demnach langsam und dauerhaft aus Produkten ausdünsten oder sich beim Kontakt mit Flüssigkeiten oder Fetten lösen. Besonders durch Außenanwendungen von Weich-PVC als Kfz-Unterbodenschutz, Dachfolien oder LKW-Planen werden sie diffus in die Umwelt eingetragen. Außerdem neigen Phthalate dazu, sich an Partikeln anzulagern. Adsorbiert an Feinstaub können sie über weite Strecken transportiert werden [5].

Daneben können sie beim Reinigen von PVC-Böden oder Waschen von PVC-bedruckten Textilien in das Abwasser gelangen. In Kläranlagen lagern sie sich überwiegend am Klärschlamm an und können so mit diesem auf Feldern ausgebracht werden und Böden verunreinigen [5].

DEHP reichert sich nicht in Lebewesen an. Es ist aber langlebig in Sedimenten. Die EU-Risikobewertung schließt Beeinträchtigungen für das aquatische und terrestrische Ökosystem im lokalen Umfeld bestimmter DEHP-verarbeitender Industrien nicht aus [6].

Laut dem Risikobewertungsbericht der EU über DBP besteht für Pflanzen im Umfeld DBP-verarbeitender Industriebetriebe ein lokales Risiko durch Emissionen in die Luft [7].

## Auswirkungen auf den Menschen

Durch die vielen verbrauchernahen Anwendungen von Weich-PVC kommen Menschen ständig mit Phthalaten in Kontakt. Beim Verbraucher und hier vor allem bei Kleinkindern steht die Aufnahme über den Mund im Vordergrund. So können Phthalate durch den Speichel gelöst und in den Körper aufgenommen werden. Auch über die Luft können Weichmacher in den Körper gelangen. In Studien wurden bei fast jedem untersuchten Menschen Phthalate oder deren Abbauprodukte im Blut oder Urin nachgewiesen. Einen Überblick bietet hier beispielsweise der Bericht „Umweltmedizinische Hintergrundinformationen zu Phthalaten“ des Bayerischen Landesamtes für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit [8]. Auch die Innenraumluft von Gebäuden kann Phthalate enthalten. In Wohnungen lassen sie sich vor allem im Hausstaub finden.

In Tierversuchen an Nagetieren beeinträchtigen DEHP, DBP und BBP die Fortpflanzungsfähigkeit [6, 7, 9]. Eine derartige Wirkung beim Menschen ist nicht auszuschließen.

## 5 Umweltrelevanz in Bayern

Bei Untersuchungen des Landesamtes für Umwelt (LfU) von Oberflächengewässern in Bayern wurden in den Jahren 2002 bis 2010 Konzentrationen bis zu 2,6 µg/l DEHP und DBP gemessen. Die maximale jährliche Durchschnittskonzentration in Flüssen lag bei 0,9 µg/l. Der an Partikeln in bayerischen Oberflächengewässern gebundene Gehalt an Phthalaten betrug zwischen 0,5 und 10 mg/kg Trockensubstanz.

In bayerischen Fließgewässern wies das LfU DINP im Jahr 2010 vereinzelt nach. Meist lagen die Konzentrationen unterhalb von 0,5 µg/l. Die höchste gemessene Konzentration betrug 2 µg/l.

DEHP reichert sich in Fischen wenig an. Im Muskelgewebe bayerischer Fische bestimmte das LfU während der beiden Untersuchungsperioden in den Jahren 2005/2006 und 2006/2007 Konzentrationen, die meist unter 0,3 mg/kg Frischgewicht lagen.

Auch in Muscheln reichert sich DEHP wenig an. Während der beiden Untersuchungsperioden in den Jahren 2005/2006 und 2006/2007 betragen die mittleren Konzentrationen etwa 0,2 mg/kg Frischgewicht.

Klärschlammuntersuchungen aus kommunalen Kläranlagen ergaben DEHP-Konzentrationen zwischen 1 mg/kg und maximal 76 mg/kg Trockensubstanz. In den Kläranlagenabläufen wurden DEHP-Konzentrationen von 0,3 bis 1 µg/l gemessen.

In der Richtlinie 2008/105/EG ist für DEHP als Umweltqualitätsnorm eine maximale jährliche Durchschnittskonzentration von 1,3 µg/l für Oberflächengewässer vorgeschrieben. Dieser Grenzwert ist in der deutschen Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429) umgesetzt. Er wird in Bayern in der Regel unterschritten, so dass ein Risiko im aquatischen Bereich nicht zu erkennen ist.

## 6 Alternativen

Alternativ zu Phthalaten können Adipate (Ester der Adipinsäure), polymere Adipate, Benzoate (Ester der Benzoesäure), Cyclohexanoate (Ester der Cyclohexan-1,2-dicarbonsäure) und Citrate (Ester der Citronensäure) oder Phosphate (mit gleichzeitig flammhemmender Wirkung) als Weichmacher fungieren. Da diese alternativen Weichmacher ebenfalls nicht fest in den Kunststoff einzubinden sind, muss auch hier mit Emissionen gerechnet werden.

Verbraucher können die Phthalat-Konzentrationen in ihrer Wohnungen beeinflussen indem sie emissionsärmere Produkte kaufen. Beispielsweise sind Bodenbeläge mit dem Umweltzeichen „Blauer Engel“ frei von gesundheitsschädlichen Weichmachern sowie lösemittel- und schadstoffarm. Anstelle

von Tapeten mit PVC-Weichschaum-Beschichtungen (Vinyltapeten) können Verbraucher beispielsweise Papiertapeten verwenden oder die Wände lediglich streichen. Wandfarben, die mit dem „Blauen Engel“ gekennzeichnet sind, enthalten weniger als 0,1 % Weichmacher; darüber hinaus sind sie lösemittel- und formaldehydfrei. Lacke und Dichtstoffe mit dem „Blauen Engel“ dürfen keine Phthalate enthalten. Die darin eingesetzten Weichmacher müssen auf der Verpackung angegeben sein [5].

## 7 Weiterführende Literatur

[1] EUROPEAN COUNCIL FOR PLASTICISERS AND INTERMEDIATES (ECPI) (2010): Plasticisers and Flexible PVC Information centre, im Internet unter <http://www.plasticisers.org/>

[2] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO [Hrsg.] (2003): EU Risk Assessment Report 1,2-benzenedicarboxylic acid, di-C9-11-branched alkyl esters, C10-rich and di-“isodecyl” phthalate (DIDP),Berichterstatter: Frankreich, im Internet unter: <http://www.didp-facts.com/upload/documents/document5.pdf>

[3] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO [Hrsg.] (2003): EU Risk Assessment Report 1,2-benzenedicarboxylic acid, di-C8-10-branched alkyl esters, C9-rich and di-“isononyl” phthalate (DINP), Berichterstatter: Frankreich, im Internet unter: <http://www.dinp-facts.com/upload/documents/webpage/document3.pdf>

[4] HILLENBRAND, T.; MARSCHIEDER-WEIDEMANN, F.; STRAUCH, M.; HEITMANN, K. (2006): Datenblatt Nr. 12: Diethylhexylphthalat: Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie, im Internet unter <http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/dehp.pdf>

[5] UMWELTBUNDESAMT (2007): Phthalate – Die nützlichen Weichmacher mit den unerwünschten Eigenschaften. im Internet unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3540.pdf>

[6] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO [Hrsg.] (2008): EU Risk Assessment Report bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), Berichterstatter: Schweden, im Internet unter <http://www.dehp-facts.com/upload/documents/webpage/DEHP%20RA%20report%20full.pdf>

[7] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO [Hrsg.] (2004): EU Risk Assessment Report dibutyl phthalate (DBP), Berichterstatter: Niederlande, im Internet unter <http://www.dbp-facts.com/upload/documents/document30.pdf>

[8] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR GESUNDHEIT UND LEBENSMITTELSICHERHEIT (2004): Umweltmedizinische Hintergrundinformationen zu Phthalaten, im Internet unter [http://www.lgl.bayern.de/gesundheit/arbeitsplatz\\_umwelt/projekte\\_a\\_z/doc/projekt\\_phthalate.pdf](http://www.lgl.bayern.de/gesundheit/arbeitsplatz_umwelt/projekte_a_z/doc/projekt_phthalate.pdf)

[9] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO [Hrsg.] (2007): EU Risk Assessment Report benzyl butyl phthalate (BBP), Berichterstatter: Norwegen, im Internet unter <http://www.bbp-facts.com/upload/documents/document3.pdf>

**Impressum:**

Herausgeber:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg

Telefon: 0821 9071-0  
Telefax: 0821 9071-5556  
E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: <http://www.lfu.bayern.de>

Postanschrift:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
86177 Augsburg

Bearbeitung:  
Ref. 76

Bildnachweis:  
LfU

Stand: Juni 2012



## Stoffinformationen

# Hexabromcyclododecan

Dieses Informationsblatt beschreibt das Flammschutzmittel Hexabromcyclododecan (HBCD), dessen Vorkommen und Verwendungen, Eigenschaften und Wirkungen, chemikalienrechtliche Aspekte, Risiken für die Umwelt sowie Alternativen.

*Kursiv* gesetzte Fachbegriffe werden am Ende erklärt.

## 1 Vorkommen und Verwendungen

Hexabromcyclododecan (HBCD) wird als Flammschutzmittel eingesetzt und ist seit Anfang der 1960er Jahre auf dem Markt. Flammschutzmittel zögern die Entzündung von brennbarem Material heraus und verlangsamen die Flammausbreitung. Dadurch lassen sich Brände teilweise ganz verhindern oder die Fluchtzeiten verlängern.

In Dämmplatten wird HBCD seit den 1980er Jahren genutzt [1]. Hauptsächlich wird es in extrudierten und expandierten Polystyrolschäumen (XPS und EPS) verwendet, die in der Bauindustrie als Isolier- und Dämmmaterial dienen. Außerdem kann es in hochschlagfestem Polystyrol (HIPS) vorkommen, das beispielsweise für Gehäuse von elektrischen und elektronischen Geräten verwendet wird. Auch in Textilbeschichtungen von Polstermöbeln und Autotextilien sowie in Matratzen wird HBCD eingesetzt [2]. Die Produktion von HBCD in der EU belief sich 2005 auf 6.000 Tonnen. Je nach Anwendungsgebiet liegt der HBCD-Anteil im Polymer (EPS, XPS, HIPS) bei 0,7 bis 25 Gewichtsprozent [3]. Im Jahr 2007 wurden in der EU 11.000 Tonnen verbraucht [4]. Basierend auf Produktionsdaten wurden die Emissionen von HBCD in die Umwelt 2008 in Europa auf 500 kg in die Luft, 1900 kg in Oberflächenwasser und 6300 kg in Abwasser geschätzt [4].

## 2 Eigenschaften

HBCD ist ein weißer, geruchloser Feststoff. Die Wasserlöslichkeit bei 20 °C ist mit weniger als 0,07 mg/l äußerst gering. Der Stoff ist nicht flüchtig.

Der log  $K_{ow}$  beträgt ca. 6.

Die Grundstruktur eines HBCD-Moleküls besteht aus einem Ring, der von 12 Kohlenstoffatomen gebildet wird. Sechs dieser Kohlenstoffatome sind mit je einem Brom- und einem Wasserstoffatom verbunden, die anderen sechs Kohlenstoffatome jeweils mit zwei Wasserstoffatomen. Insgesamt kann HBCD 16 verschiedene *Stereoisomere* bilden. Technisches HBCD enthält im Wesentlichen die drei *Diastereomere*  $\alpha$ -HBCD,  $\beta$ -HBCD und  $\gamma$ -HBCD [2]. Je nach Produzent und Technisierungsgrad liegt der Anteil von  $\gamma$ -HBCD bei 70 bis 95 %, für  $\alpha$ -HBCD und für  $\beta$ -HBCD zwischen 3 und 30 % [6]. Die Schmelzpunkte dieser Diastereomeren liegen zwischen 170 und 210 °C.

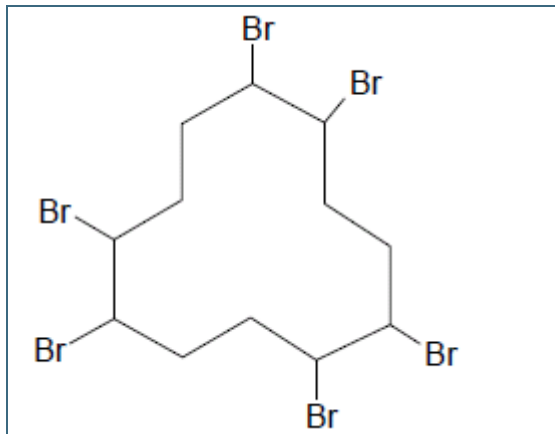


Abb. 3:  
Beispielhafte Strukturformel von Hexabromcyclododecan (HBCD)

HBCD ist ein additives Flammschutzmittel, d. h. es wird bei der Produktion nachträglich zum Polystyrol dazugemischt und geht keine chemische Verbindung mit der Kunststoffmatrix ein. HBCD hat einen niedrigen Dampfdruck und ist somit schwer flüchtig. Es neigt aber dazu, an Partikeln zu *adsorbieren* [7].

HBCD gehört zu den bromierten Flammschutzmitteln. Das ist eine Gruppe von Flammschutzmitteln, die Brom in ihrer Strukturformel aufweisen. Die weltweit meistproduzierten bromierten Flammschutzmittel sind Decabromdiphenylether (DecaBDE), Tetrabrombisphenol A (TBBPA) und Hexabromcyclododecan (HBCD). Viele dieser Substanzen sind in der Umwelt schwer abbaubar und reichern sich in Lebewesen an. Im Brandfall und bei unkontrollierter Entsorgung können sie hochgiftige bromierte Dioxine und Furane bilden [8]. Abhängig von der Ausgangsverbindung und von den Verbrennungsbedingungen können unterschiedliche Mengen an Dioxinen und Furanen entstehen.

### 3 Wirkungen

HBCD ist für Wasserorganismen giftig. In *chronischen Toxizitätstests* an Daphnien (Wasserflöhen) wurde eine *NOEC* von 2,6 bis 3,6 µg HBCD/l für das Überleben, die Fortpflanzung und die Größe ermittelt. Als *PNEC* für Lebensgemeinschaften im Süßwasser wird eine Konzentration von 0,31 µg/l angegeben [3].

Eine *akute Toxizität* von HBCD bei Säugetieren wurde nicht festgestellt [6].

### 4 Rechtliches

Die Europäische Chemikalienagentur (ECHA) hat HBCD im Jahr 2008 wegen seiner umweltgefährlichen Eigenschaften als sogenannten "besonders besorgniserregenden Stoff" („substance of very high concern“, SVHC) identifiziert. HBCD gilt als *persistent*, *bioakkumulierend* und toxisch. Liegen diese Eigenschaften kombiniert vor, erfolgt eine chemikalienrechtliche Einstufung als *PBT*-Stoff.

Am 17. Februar 2011 wurde HBCD in den Anhang XIV der Verordnung 1907/2006/EG über die Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) eingetragen. HBCD unterliegt damit dem im Chemikalienrecht neu eingeführten Zulassungsverfahren. Dieses zielt darauf ab, die betreffenden Stoffe mittelfristig aus dem Markt zu entfernen, um die menschliche Gesundheit bzw. die Umwelt vor unerwünschten Wirkungen der betreffenden Stoffe zu schützen.

Für zulassungspflichtige Stoffe gilt ein generelles Verwendungsverbot ab dem sogenannten "Ablauftermin", der ebenfalls im REACH-Anhang XIV tabelliert ist. Für HBCD ist dieser Ablauftermin der 21. August 2015. Nach diesem Ablauftermin darf ein zulassungspflichtiger Stoff ausschließlich mit einer Ausnahmegenehmigung ("Zulassung") befristet verwendet werden. Die zuständige Europäische



Kommission erteilt solche Zulassungen nur dann, wenn der Antragsteller nachweisen kann, dass er die mit der speziellen Verwendung des betreffenden Stoffes einhergehenden Risiken angemessen beherrscht oder wenn der gesamtgesellschaftliche Nutzen diese Risiken überwiegt.

Im Jahr 2008 schlug Norwegen HBCD zur Aufnahme in die Liste der persistenten organischen Schadstoffe („POPs“ – persistent organic pollutants = langlebige organische Schadstoffe) der Stockholmer Konvention vor, da es mit Luftströmungen global über weite Strecken transportiert wird und sich in Lebewesen anreichert. Die Aufnahme in die POP-Liste wird derzeit überprüft. Die Stockholmer Konvention ist eine internationale Übereinkunft (mit 176 Vertragsparteien im November 2011) über völkerrechtlich bindende Verbots- und Beschränkungsmaßnahmen für sogenannte „POPs“. In die OSPAR-Konvention (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt im Nordost-Atlantik aus 15 europäischen Staaten) wurde HBCD als *prioritärer* Stoff aufgenommen. Begründung hierfür war der Langstreckentransport von HBCD in der Umwelt.

Die Europäische Kommission hat am 31. Januar 2012 Grenzwerte für HBCD in Gewässern vorgeschlagen [9]. Diese wurden nach derzeitigem Kenntnisstand des LfU noch nicht in die Richtlinie 2008/105/EG übernommen. Um in Deutschland rechtlich bindend zu werden, müssten sie außerdem in deutsches Recht umgesetzt werden. Als Umweltqualitätsnorm (UQN) für Lebewesen (Biota) wurde eine Konzentration im Gewebe von 167 µg/kg vorgeschlagen.

## 5 Risiken für die Umwelt

Spuren von HBCD lassen sich überall auf der Welt in der Luft, im Wasser und im Boden nachweisen. Selbst an entlegenen Orten wie z. B. in der Arktis haben die Konzentrationen im Laufe der Jahre stetig zugenommen [1]. Wegen seines geringen Dampfdruckes wird HBCD vermutlich hauptsächlich *adsorbiert* an Partikeln in der Luft transportiert.

Studien haben gezeigt, dass HBCD sich aus der Umwelt oder über die Nahrungskette in Fischen, Vögeln und Säugetieren anreichern kann (Bioakkumulation bzw. Biomagnifikation) [1]. Beispielsweise wurde im Fettgewebe von weiblichen Eisbären in der Arktis eine durchschnittliche Konzentration von 26 µg/kg Nassgewicht nachgewiesen. Bestimmungen von HBCD in Polardorschen ergaben durchschnittlich bis zu 12 µg HBCD/kg im Fettanteil [6].

HBCD findet sich sowohl in der Muttermilch als auch im menschlichen Blut in geringen Konzentrationen, die jedoch kein Risiko für den Menschen bedeuten [8]. Als Hauptaufnahmeweg für HBCD in den Körper gilt der Verzehr von Nahrungsmitteln. Daneben kann Hausstaub eine gewisse Rolle spielen, mit dem HBCD beim Einatmen in den Körper gelangen kann. In Hausstaubproben aus deutschen Haushalten wurden HBCD-Konzentrationen von durchschnittlich 0,7 mg/kg trockenem Staub bestimmt [10].

Da HBCD vor allem als additives Flammschutzmittel in Dämmstoffen eingesetzt wird, muss auf Grund der langen Lebensdauer solcher Dämmmaterialien beispielsweise im Hausbau (bis zu 100 Jahre) auch nach dem Herstellungs- und Verwendungsverbot für HBCD noch mit lange andauernden Emissionen in die Umwelt gerechnet werden.

## 6 Umweltrelevanz in Bayern

Von März 2011 bis März 2012 wurden an der Luftmessstation des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) am LfU in Augsburg Konzentrationen von 3 bis 13 pg HBCD/m<sup>3</sup> Luft gemessen. Der Jahresmittelwert lag bei 7 pg/m<sup>3</sup> (1 pg entspricht 1 millionstel µg)[11]. Diese Messstation repräsentiert einen städtischen Hintergrund.

In Weidelgrasproben aus dem Jahr 2006 aus dem direkten Umfeld einer bayerischen Schredderanlage bestimmte das LfU HBCD-Konzentrationen zwischen 2 und 25 µg/kg Trockensubstanz (TS). (Weidelgras reichert auf seinen Blattoberflächen bestimmte Luftschadstoffe an und wird daher als Bioindikator eingesetzt.) In dieser Schredderanlage werden verschiedene Materialien wie Schrott/ Metall/ Nutzeisen, Papier/ Glas/ Holz, Bauschutt, Kunststoffe/ Folien/ Teppiche sowie Computer- und Elektronikschrott zerkleinert. Solche Schredderanlagen sind Quellen für HBCD, wenn in Ihnen HBCD-haltige Materialien zerkleinert werden. Zum Vergleich untersuchte Weidelgrasproben aus ländlichen Gebieten enthielten zwischen 0,6 und 8 µg/kg TS HBCD [12]. Bei weiteren Untersuchungen wurde festgestellt, dass Konzentrationen im Weidelgras bereits ab etwa 200 m Entfernung von einer Schredderanlage im Bereich der mittleren Hintergrundkonzentration von etwa 3 µg/kg TS HBCD liegen.

Im Staubbiederschlag aus dem direkten Umfeld einer Verwertungsanlage, die sich auf Elektronikschrott und Kabel spezialisiert hat, bestimmte das LfU im Mai 2011 nach einem Verpuffungsereignis einen HBCD-Gehalt von 4230 µg/kg TS. Auch andere bromierte Flammschutzmittel wurden in der Probe gefunden [12]. Der gemessene HBCD-Gehalt lässt keinen Rückschluss auf die Emission im Regelbetrieb der Anlage zu.

In Klärschlämmen aus kommunalen bayerischen Kläranlagen bestimmte das LfU in den Jahren 2008 und 2009 HBCD-Konzentrationen von < 2 bis 340 µg/kg TS (*Medianwert* 50 µg/kg TS) [13]. Bioabfall- und Grüngutkompost-Proben aus bayerischen Kompostierungsanlagen enthielten HBCD-Konzentrationen zwischen 10 und 1000 µg/kg TS (*Medianwert* 40 µg/kg TS) [14].

In Schwebstoffen aus der Sächsischen Saale/Joditz in der Nähe von Hof fand das LfU im Herbst 2010 und im Jahr 2011 stark erhöhte HBCD-Konzentrationen (40 bis 70 mg/kg TS). Zur Klärung der Ursache wurde der ausgefaulte Klärschlamm der Kläranlage Hof untersucht. Er enthielt etwa 4 mg/kg TS HBCD. Auch Biofilme aus Abwasserkanälen (Sielhaut) wurden untersucht. Deren Gehalte lagen zwischen 0,04 und 14 g/kg TS. Quelle der Emissionen ist eine Textilfirma, die unter anderem für die Automobilindustrie produziert. Seit Herbst 2012 verwendet diese Firma ein Ersatzprodukt, so dass die HBCD-Konzentrationen im Abwasser zurückgehen werden.

Ab einem Einzugsgebiet von > 100.000 Einwohner sind die Betreiber bayerischer Kläranlagen verpflichtet, einen Bioakkumulationsteich anzulegen. Solche Teiche werden mit gereinigtem Abwasser aus der betreffenden Kläranlage gespeist. Im Frühjahr werden unbelastete Karpfen eingesetzt und im Herbst auf bioakkumulierende Stoffe untersucht. In den Jahren 2010 und 2011 wurden in der Kläranlage Hof *Akkumulationskarpfen* gehalten. Die Muskulatur eines Karpfens aus 2010 und eine Mischprobe aus vier Karpfenmuskulaturen von 2011 wurden auf bromierte Flammschutzmittel untersucht. Im Jahr 2010 wurde HBCD mit 243 µg/kg Frischgewicht bestimmt, im Jahr 2011 waren es 39 µg/kg. Im Vergleich dazu ergaben Einzeluntersuchungen im Rahmen des Fischschadstoff-Monitorings des LfU im Jahr 2003 in Proben von Aalmuskulatur im Main Konzentrationen von 7 und 39 µg/kg Frischgewicht und in der Donau unterhalb von 3 µg/kg [15]. Die Konzentrationen in Fischen aus Oberflächengewässern liegen also deutlich unter dem UQN-Vorschlag für Lebewesen (Biota).

Im Rahmen des LfU-Projektes „POPALP“ wurden in den Jahren 2008 bis 2010 persistente organische Schadstoffe in Proben aus dem bayerischen Alpenraum bestimmt. Auch im Nationalpark Berchtesgaden wurden Proben entnommen. An drei unterschiedlich hoch gelegenen Standorten in der Waldregion wurden im Oberboden zwischen 0,2 und 1,3 µg HBCD/kg TS gefunden [12].

Erhöhte Konzentrationen beschränken sich nach den bisherigen Erkenntnissen auf das unmittelbare Umfeld von Verwertungsanlagen für HBCD-haltige Materialien. Die Konzentrationen in Fischen aus Oberflächengewässern lassen kein Risiko durch HBCD für die Umwelt in Bayern erkennen.

## 7 Alternativen

Da HBCD in den Anhang XIV der REACH-Verordnung aufgenommen wurde, gilt ab dem 21. August 2015 ein generelles Verwendungsverbot. Spätestens ab diesem Datum müssen Alternativen für HBCD eingesetzt werden.

Zurzeit gibt es noch keine gleichwertigen Ersatzstoffe für HBCD, um dieses in seinen Hauptanwendungsgebieten EPS und XPS zu ersetzen [5]. Daher wird es voraussichtlich bis zum Ablauftermin des Zulassungsverfahrens (21. August 2015) weiterhin verwendet werden. Die europäische Chemikalienagentur (ECHA) nennt zwar mehrere Ersatzstoffe für die einzelnen Anwendungsgebiete von HBCD, z. B. Decabromdiphenylether in Verbindung mit Aluminiumoxid für den Einsatz in HIPS. Zum Teil haben diese Stoffe aber auch toxische oder krebserregende Eigenschaften oder sind biologisch schwer abbaubar. Decabromdiphenylether beispielsweise ist *neurotoxisch* und schwer biologisch abbaubar. Außerdem müssten diese alternativen Stoffe in größeren Mengen auf Produkte aufgebracht werden, um die gleiche flammhemmende Wirkung wie HBCD zu erzielen [5].

Die Hersteller und Verarbeiter bromierter Flammschutzmittel haben die Programme „VECAP“ (Voluntary Emissions Control Action Programme) und „SECURE“ (Self Enforced Control of Use to Reduce Emissions) mit dem Ziel gestartet, die Emissionen der bromierten Flammschutzmittel bei Herstellung und Verarbeitung zu kontrollieren und zu senken. Die Wege dorthin wollen sie ihren Abnehmern und deren Branchenverbänden aufzeigen, damit diese entsprechende Maßnahmen umsetzen. Es sollen Quellen für unkontrollierte Emissionen ermittelt und technische sowie organisatorische Maßnahmen ergriffen werden.

## 8 Weiterführende Literatur

[1] UMWELTPROGRAMM DER VEREINTEN NATIONEN (UNEP) [Hrsg.] 2010. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its sixth meeting. Risk profile on hexabromocyclododecane. UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2

[2] UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2011. Umweltprobenbank des Bundes. Stoffsteckbrief Hexabromocyclododecan, im Internet unter:

<http://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes/17212>

[3] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO (ECB) [Hrsg.] 2008: EU Risk Assessment Report Hexabromocyclododecane (HBCD), Berichtersteller: Schweden, im Internet unter:

[http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk\\_assessment/REPORT/hbccdreport044.pdf](http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk_assessment/REPORT/hbccdreport044.pdf)

[4] Nordic Council of Ministers 2008: Hexabromocyclododecane as a possible global POP, TemaNord 2008:520, im Internet unter:

<http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2008/EB/EB/Norway%20HBCDD%20dossier.pdf>

[5] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.] 2009. Data on manufacture, import, export, uses and releases of HBCDD as well as information on potential alternatives to its use, im Internet unter:

[http://echa.europa.eu/documents/10162/13640/tech\\_rep\\_hbccd\\_en.pdf](http://echa.europa.eu/documents/10162/13640/tech_rep_hbccd_en.pdf)

[6] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.] 2008. Member state committee support document for identification of hexabromocyclododecane and all major diastereoisomers identified as a substance of very high concern, im Internet unter: <http://echa.europa.eu/documents/10162/d12ef98c-3fb9-484b-b354-4a2c74931cdd>

[7] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.] 2008. Annex XV Dossier – Proposal for identification as a CMR cat.1 or 2, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern –

Proposal for identification of Hexabromcyclododecane as a SVHC, im Internet unter:  
<http://echa.europa.eu/documents/10162/3f5de199-8732-4881-aec6-730bf9499a36>

[8] UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2008. Bromierte Flammschutzmittel – Schutzengel mit schlechten Eigenschaften?, im Internet unter:  
<http://www.umweltbundesamt.de/produkte/flammschutzmittel/brom.htm>

[9] EUROPÄISCHE KOMMISSION: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. Brüssel, Januar 2012  
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0876:FIN:DE:PDF>

[10] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR GESUNDHEIT UND LEBENSMITTELSICHERHEIT (LGL): MISEROK, M.; KÖRNER, W.; VÖLKE, W.; FROMME, H. 2011. Analytik bromierter FSM in Hausstaubproben mittels GC/MS, Abstract vom Kongress „Gesunde Umwelt - Gesunde Bevölkerung“. Risikomanagement im öffentlichen Raum. November 2011

[11] HARDER, S.; HUBER, D.; KÖRNER, W. 2012. Urban background levels of novel brominated flame retardants in ambient air in Southern Bavaria, Germany, Posterpräsentation 6th SETAC world congress, Berlin. 20.-24.05.2012, Abstract TU 241

[12] WALLNER, A.M. 2012. Spurenanalytische Untersuchungen zu Quellen und Verbleib neuer bromierter Flammschutzmittel in der terrestrischen Umwelt. Diplomarbeit, Fachhochschule NTA Prof. Dr. Grübler gGmbH, Isny

[12] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU): HÜBNER, G; GIERIG, M. 2011. Analyse und Verteilungsverhalten von perfluorierten Chemikalien und anderen persistenten organischen Spurenstoffen in Klärschlamm und Boden. Teil 1: Klärschlammuntersuchungen. Augsburg, Mai 2011

[14] STORR, A. 2010. Spurenanalytische Bestimmung verschiedener polybromierter Flammschutzmittel in Bioabfällen und anderen Umweltmedien mit GC-MS. Diplomarbeit, Fachhochschule NTA Prof. Dr. Grübler gGmbH, Isny

[15] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU): KÖRNER, W.; HUBER, D.; WANNER, A. 2010. Schlussbericht (Entwurf) zum Projekt Medienübergreifende Umweltanalytik verschiedener persistenter polybromierter Flammschutzmittel. Augsburg, Oktober 2010

## 9 Begriffserklärungen

adsorbieren: ein Stoff lagert sich als Gas oder Flüssigkeit an der Oberfläche eines Feststoffes an

Akkumulationskarpfen: Karpfen, die eingesetzt werden, um in einem vorgegebenen Zeitraum die Auswirkungen auf bestimmte Stoffe zu untersuchen. Meist im Ablauf von Kläranlagen oder unterhalb der Abläufe in Flüssen.

akute Toxizität: schädliche Wirkungen, die nach kurzer Zeit auftreten, wenn ein Stoff oder Gemisch einmal oder innerhalb von 24 Stunden mehrfach verabreicht oder 4 Stunden lang eingeatmet wird

Bioakkumulation: Anreicherung eines Stoffes in einem Organismus, der entweder durch die Nahrung oder durch das umgebende Medium (z. B. Wasser) aufgenommen wurde

chronische Toxizität: Giftigkeit eines Stoffes bei wiederholter oder kontinuierlicher Aufnahme über einen längeren Zeitraum. Im Gegensatz zur akuten Toxizität sind die Symptome erst nach einer längeren Zeitspanne zu beobachten und können sogar erst nach Ende der Exposition auftreten.

Diastereomere: Stereoisomere, die sich nicht wie Bild- und Spiegelbild verhalten

$\log K_{ow}$ : Die Zahl beschreibt die Verteilung eines Stoffes zwischen Wasser und Fett. Je größer der Wert ist, desto mehr reichert er sich in organischem Material z. B. im Fettgewebe lebender Organismen an.

Medianwert: Der Median oder Zentralwert ist der Wert in der Mitte einer nach der Größe sortierten Datenreihe. Die Hälfte der Werte ist kleiner, die andere Hälfte größer.

NOEC (no observed effect concentration): höchste Konzentration eines Stoffes in subchronischen oder chronischen (Langzeit-)Studien, bei der keine statistisch signifikante behandlungsbedingte Wirkung beobachtet werden kann

neurotoxisch: schädlich für das Nervensystem

PBT: Der betreffende Stoff ist persistent, bioakkumulierend und toxisch.

persistent: langlebig, Stoff bleibt über lange Zeit unverändert in der Umwelt. Er wird kaum abgebaut.

PNEC (predicted no effect concentration): geschätzte Konzentration, bei der eine schädliche Wirkung auf Organismen nicht zu erwarten ist

prioritär gefährlich: Nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) werden Stoffe so genannt, die nach einem in dieser Richtlinie beschriebenen Verfahren bestimmt werden, und für die die europäischen Mitgliedstaaten Maßnahmen ergreifen müssen, um Emissionen in Gewässer auszuschließen oder zu vermindern

Stereoisomere: chemische Verbindungen mit gleicher Summenformel und Struktur, aber unterschiedlicher räumlicher Anordnung

---

### Impressum:

Herausgeber:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg

Bearbeitung:  
Ref. 76

Telefon: 0821 9071-0  
Telefax: 0821 9071-5556  
E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: <http://www.lfu.bayern.de>

Bildnachweis:  
LfU

Postanschrift:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
86177 Augsburg

Stand:  
Juli 2012



## Stoffinformationen

# Perfluorierte Chemikalien (PFC)

Dieses Informationsblatt beschreibt die Stoffgruppe der perfluorierten Chemikalien (PFC), deren Vorkommen und Verwendungen, Eigenschaften und Wirkungen, chemikalienrechtliche Aspekte, Risiken für die Umwelt sowie Alternativen.

*Kursiv* gesetzte Fachbegriffe werden am Ende erklärt.

## 1 Vorkommen und Verwendungen

Die chemische Industrie verwendet perfluorierte Chemikalien (PFC) bereits seit etwa 50 Jahren. Wegen ihrer außergewöhnlichen chemischen Beständigkeit werden sie in zahlreichen Industrieanwendungen und einer Vielzahl von Konsumartikeln eingesetzt. Auch UV-Strahlung und Verwitterung können ihnen wenig anhaben [1].

Die Hauptanwendungsgebiete liegen im Bereich der Oberflächenbehandlung, Papierveredelung und Spezialchemie. Daneben werden PFC auch in der chemischen Synthese, der Metallverarbeitung, der Foto- und Halbleiterindustrie und der Medizintechnik verwendet [3]. Die bekannteste Verbindung innerhalb der Perfluoralkane, einer Untergruppe der PFC, ist Polytetrafluorethylen (PTFE, Teflon®), das thermisch und chemisch stabil, verformbar und sehr gleitfähig ist [1]. Andere PFC sind durch Handelsnamen wie Scotchgard® oder Gore-Tex® bekannt. Generell werden PFC wegen ihrer schmutz-, farb-, fett-, öl- und wasserabweisenden Eigenschaften beispielsweise als Imprägniermittel in Textilien, als Antihaft-Beschichtung auf Pfannen, Papier, Verpackungen, Teppichen, sowie in Farben, Reinigungsmitteln und Kosmetika verwendet. Auch in Feuerlöschschäumen kommen sie zum Einsatz [2]. Die Verwendung von Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) in Löschschäumen wurde jedoch in der EU im Jahr 2006 beschränkt. Seit dem 27. Juni 2011 ist die Übergangsfrist für die Verwendung von noch vorhandenen PFOS-Löschschäumen abgelaufen (siehe Abschnitt Rechtliches). Allein die weltweite Produktion von Perfluoroktansulfonylfluorid (PFOSF) zwischen 1970 und 2002 wurde auf 96.000 Tonnen geschätzt [3]. PFOSF ist ein Zwischenprodukt für die Herstellung bestimmter PFC [3].

Die weltweite Produktion von Fluortelomeralkoholen (FTOH), einer anderen Untergruppe der PFC, wird auf 11.000 bis 14.000 Tonnen pro Jahr geschätzt [2]. Kunstfasern werden mit FTOH beschichtet, um die Textilien, Papier und Bauprodukte zu veredeln. Letztere werden so wasser-, fett- oder schmutzabweisend. Bei diesen Textilien handelt es sich vorrangig um Outdoor-, Sport-, Arbeitsschutzkleidung, Sitzbezüge und Teppiche. Außerdem sind FTOH in Polituren, Wachsen, Allzweckreinigern, Fensterreinigern und Imprägniersprays enthalten und werden bei der Herstellung von Farben und Klebstoffen verwendet [2].

Auch die Produzenten von Lebensmittelverpackungen nutzen bestimmte PFC für wasser- und fettabweisende Beschichtungen. Hierfür kommen meist Perfluoralkylphosphate, so genannte mono- oder diPAPs, zum Einsatz [4].

## 2 Eigenschaften

PFC leiten sich von den Kohlenwasserstoffen ab, wobei die Wasserstoffatome vollständig (→perfluorierte PFC) oder teilweise (→ polyfluorierte PFC) durch Fluoratome ersetzt sind. Außerdem können die einzelnen Vertreter der PFC unterschiedliche funktionelle Gruppen, wie z. B. Säure- (-COOH) oder Alkohol-Gruppen (-OH) im Molekül enthalten. Die Kohlenstoff-Fluor-Bindung stellt die stabilste Bindung in der organischen Chemie dar, d. h. diese Bindungen können meist nur unter hohem Energieaufwand gelöst werden. Deshalb sind viele PFC in der Umwelt nur schwer oder gar nicht abbaubar [2].

Unter der Sammelbezeichnung Perfluortenside (PFT) werden oberflächenaktive Stoffe zusammengefasst, die aus einer wasserabweisenden poly- oder perfluorierten Kohlen(wasser)stoffkette und einer hydrophilen („wasserliebenden“) Kopfgruppe bestehen. Durch diese doppelte Funktionalität wirken die PFT wie Spülmittel. Je nach ihrer Kopfgruppe lassen sich die PFT in die perfluorierten Alkylsulfonate (PFAS), perfluorierten Carbonsäuren (PFCA) und Fluortelomeralkohole (FTOH) unterteilen.

Die wichtigsten Vertreter der PFT sind die Perfluoroktansäure (PFOA) und die Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), die als Leitsubstanzen der PFC gelten, weil sie weltweit in den höchsten Konzentrationen nachgewiesen wurden. Dieses Informationsblatt behandelt daher speziell diese beiden PFC.

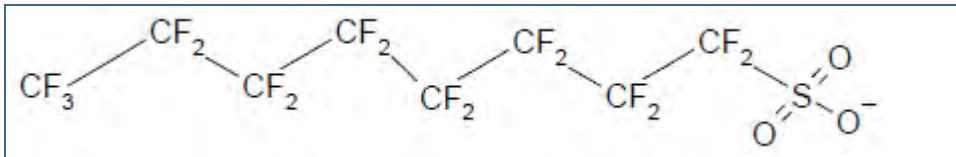


Abb. 4:  
Strukturformel von  
PFOS

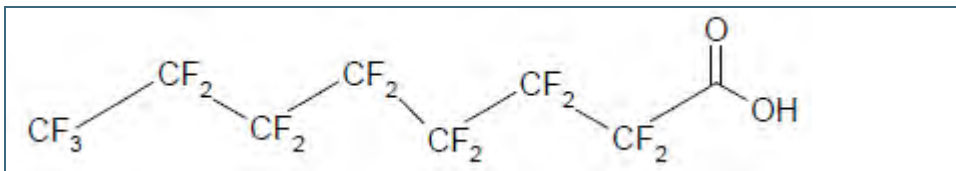


Abb. 5:  
Strukturformel von  
PFOA

PFOA liegt bei Raumtemperatur als festes Pulver vor (Schmelzpunkt ca. 50 °C). In Wasser kann man ca. 10 g/L PFOA bei 25 °C lösen. Der Schmelzpunkt beträgt ca. 60 °C, der Siedepunkt etwa 190 °C.

PFOS ist ein Feststoff mit einem Schmelzpunkt oberhalb von 400 °C. Das Kaliumsalz der PFOS ist mit ca. 0,5 g/L merklich löslich. In natürlichen Wässern liegt PFOS nahezu vollständig dissoziiert, d. h. in der Form vor, die in der obigen Abbildung angegeben ist.

In der Regel sind PFC *persistent* [2]. Sowohl PFOS als auch PFOA sind langlebig in der Umwelt, PFOS ist stark *bioakkumulierend* [2].

Allgemein gilt bei PFC: je länger die Kohlenstoffkette ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich die Stoffe in Organismen wiederfinden lassen. Kurzkettige sind PFC vergleichsweise weniger toxisch als solche mit mittellanger Kette (aus etwa 8 Kohlenstoffatomen).

### 3 Wirkungen

Für PFOA (eingesetzt als Ammoniumsalz) werden folgende *NOECs* angegeben:

Grünalge (96 Stunden): 1 mg/l

Wasserfloh (Daphnie) (48 Stunden): 13 mg/l

Dickkopfritze (Fisch, 96 Stunden): 600 mg/l [3].

Eine *PNEC* von 0,57 mg/l wurde abgeleitet [4]

Für PFOS (eingesetzt als Diethanolaminsalz) werden folgende *NOECs* angegeben:

Grünalge (96 Stunden): 62 mg/l

Wasserfloh (Daphnie; 48 Stunden): 360 mg/l

Dickkopfritze (96 Stunden): 400 mg/l [3].

Für Regenbogenforellen wurde eine *LOEC* von 0,05 µg/l abgeleitet [12]. Die *PNEC* für

Lebensgemeinschaften im Süßwasser wird mit 0,23 µg/l angegeben LfU [11]. Schon sehr geringe PFOS-Konzentrationen in Gewässern können also Ökosysteme schädigen.

PFOA und PFOS sind *akut* mäßig giftig, wenn sie über Nahrung, Haut und Luft aufgenommen werden. In *chronischen Toxizitätsstudien* an Ratten und Mäusen haben sich beide Stoffe als krebserregend erwiesen. Dabei traten vermehrt Leber-, Bauchspeicheldrüsen- und Hoden-Tumore auf. Eine Erbgut verändernde Wirkung von PFOA oder PFOS wurde nicht festgestellt. Die Bedeutung dieser tierexperimentellen Ergebnisse für den Menschen ist noch umstritten [2].

Menschen und Tiere scheiden PFOA und PFOS unterschiedlich schnell aus. Während dies bei Ratten, Hunden und Affen innerhalb weniger Tage erfolgt, wurde beispielsweise bei Arbeitern aus Unternehmen der fluorchemischen Industrie eine *Halbwertszeit* für PFOA von 4 Jahren bestimmt. Für PFOS werden *Halbwertszeiten* von 8 Tagen bei Ratten und zwischen 2 und 21 Jahren beim Menschen angegeben [1]. Menschen bleiben diesen Stoffen also deutlich länger ausgesetzt.

Im Gegensatz zu klassischen persistenten organischen Schadstoffen (POPs) lagern sich PFT nicht im Fettgewebe ab, sondern binden an Proteine im Blut oder reichern sich in Leber, Niere oder Gallenblase an [1].

### 4 Rechtliches

Für Trinkwasser hat die Trinkwasserkommission am Umweltbundesamt einen Orientierungswert von 0,3 µg/l festgelegt, der die bei lebenslanger Aufnahme gesundheitlich duldbare Konzentration angibt [2]. Dieser Orientierungswert wird auch für die Beurteilung von Grundwasser herangezogen. Oberhalb von 0,3 µg/l [Summe aus PFOS, Perfluorhexansäure (PFHxS) und PFOA] wird von einer schädlichen Grundwasserveränderung ausgegangen, d. h. die Qualität des Grundwassers wird beeinträchtigt.

PFOS ist chemikalienrechtlich als so genannter PBT-Stoff eingestuft [2]. Außerdem ist PFOS in Anhang B der Stockholmer Konvention enthalten, die die Vertragsstaaten verpflichtet, PFOS in ihrem jeweiligen Hoheitsgebiet zu beschränken. Die Stockholmer Konvention ist eine internationale Übereinkunft (mit 176 Vertragsparteien im November 2011) über völkerrechtlich bindende Verbots- und Beschränkungsmaßnahmen für sogenannte „POPs“ (persistente organische Schadstoffe). Entsprechend wurde PFOS europaweit durch die europäische Verordnung 850/2004/EG (POP) geregelt. Danach ist in der europäischen Union die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung verboten für:

- Stoffe oder Gemische mit einem PFOS-Gehalt von > 0,001 %,
- Neue Erzeugnisse oder Teile davon mit einem PFOS-Gehalt von 0,1 % und mehr,



- Neue Textilien oder andere neue beschichtete Werkstoffe mit einem Gehalt von 1 µg/m<sup>2</sup> oder mehr

Ausnahmen gelten für folgende Anwendungen so lange keine Alternativen bestehen:

- Fotoresistlacke und Antireflexbeschichtungen für fotolithographische Prozesse
- Fotografische Beschichtungen von Filmen, Papieren und Druckplatten
- Mittel zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen
- PFOS-haltige Netzmittel für überwachte Galvanotechniksysteme dürfen noch bis 26. August 2015 verwendet werden
- Hydraulikflüssigkeiten für Luft- und Raumfahrt
- PFOS-haltige Feuerlöschschäume durften noch bis zum 27. Juni 2011 verwendet werden; seit diesem Datum liegt die maximal erlaubte Konzentration bei 0,001 %

Bereits im Jahr 2003 wurde PFOS als *prioritärer* Stoff in die OSPAR-Konvention (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt im Nordost-Atlantik aus 15 europäischen Staaten) aufgenommen.

In Zusammenarbeit mit der norwegischen Klima- und Umweltverschmutzungsbehörde (Klif) verfasste das deutsche Umweltbundesamt (UBA) kürzlich einen Antrag, um PFOA in die Kandidatenliste der europäischen Chemikalienagentur (ECHA) für das im Chemikalienrecht neue Zulassungsverfahren aufzunehmen. PFOA soll als sogenannter "besonders besorgniserregender Stoff" („substance of very high concern“, SVHC) identifiziert werden und mittelfristig vom Markt genommen werden. Das Anhang XV-Dossier mit dem Vorschlag für das Zulassungsverfahren liegt der ECHA seit dem 4. Februar 2013 vor. Dies gilt auch für den Stoff APFO (Ammoniumpentadeca-fluorooctanoat), der die gleichen Eigenschaften aufweist.

Seit dem 19. Dezember 2012 befinden sich vier perfluorierte Carbonsäuren (C<sub>11-14</sub>-PFCAs) auf der Kandidatenliste der ECHA, da diese vier Stoffe sehr *persistent* sind und sich in Organismen stark anreichern können (*vPvB*-Eigenschaften).

## 5 Risiken für die Umwelt

Perfluorierte Chemikalien sind keine natürlich vorkommenden Stoffe. Dennoch weisen Forscher weltweit PFC in Gewässern, der Atmosphäre, in Tieren und sogar im menschlichen Blut nach. PFC können aus Industrieprozessen oder durch Freisetzung aus PFC-haltigen Produkten in das Abwasser und somit auch in die kommunalen Kläranlagen gelangen. Ein großer Teil der PFC kann dort nicht abgebaut werden. Zum Teil können PFC am Klärschlamm *adsorbieren* oder über das gereinigte Abwasser in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Bei weniger stabilen PFC finden zwar Abbaureaktionen statt, diese führen aber nur zu anderen PFC. Daher wird die Hauptmasse der PFC wieder aus Kläranlagen ausgebracht. Nach der Ausbringung von Klärschlamm zu Rekultivierungsmaßnahmen oder für die Landwirtschaft können PFC ausgewaschen werden und so ins Oberflächen- oder Grundwasser gelangen.

Im Rhein wurden maximale Perfluorbutansäure (PFBA)-Konzentrationen von 0,2 µg/l gemessen. In der Ruhr wurde PFOA in maximaler Konzentration von 0,1 µg/l gefunden [7]. Auch in entlegenen Gebieten, wie der Arktis, wurden mittlere Konzentrationen von 6 pg/m<sup>3</sup> PFOS und 1 pg/m<sup>3</sup> PFOA in der Luft

bestimmt (1 pg entspricht 1 millionstel µg) [8]. Erstmals wurden perfluorierte organische Verbindungen in den 1970er Jahren in der Umwelt nachgewiesen.

PFC können sich auch in der Nahrungskette anreichern. So wurden hohe Konzentrationen von PFOS und PFOA in marinen Säugetieren und fischfressenden Tieren in den USA, Kanada, der Arktis, im Mittelmeer und der Ostsee gefunden. In Alaska wurden PFOS-Konzentrationen von 6 bis 50 µg/l im Blut von Meeressäugern gemessen. Die Lebern von Eisbären in der Arktis enthielten durchschnittlich 3 mg/kg PFOS [9]. In Lebern von Robben aus Nord- und Ostsee wurden zwischen 0,01 und 1,1 mg/kg PFOS gefunden [10].

In Blutproben von Menschen aus Europa, den USA und Asien wurden PFOS-Konzentrationen von 1 bis 1.600 µg/l bestimmt und PFOA-Konzentrationen von „nicht nachweisbar“ bis 60 µg/l. Deutlich höhere Konzentrationen wurden im Blut von Personen gemessen, die in Betrieben der fluorchemischen Industrie arbeiten [2].

## 6 Umweltrelevanz in Bayern

Aufsehen erregte das Thema PFC in Bayern erstmals im Jahr 2006. Bei Wasseruntersuchungen der Alz flussabwärts des Industrieparks Gendorf wurden PFOA-Konzentrationen zwischen 5 und 8 µg/l gemessen. Verursacher hierfür war ein Industriebetrieb, der eine Genehmigung für die Einleitung des belasteten Abwassers in die Alz hatte. PFOA wurde damals als Hilfsmittel für die Fluorpolymerproduktion benötigt. Seit dem Jahr 2008 wird in diesem Betrieb ein Ersatzstoff eingesetzt.

Seit 2006 beschäftigt sich das LfU intensiv mit den Auswirkungen von PFC auf unterschiedliche Umweltmedien (u. a. Wasser, Abwasser, Boden, Luft) sowie Fische und Muscheln. Einen Überblick über abgeschlossene Projekte erhalten sie auf der Internetseite des LfU im Bereich Analytik/Stoffe [13].

Unter anderem untersuchte das LfU in den Jahren 2006 und 2007 Klärschlämme aus 66 bayerischen Kläranlagen (risikobasierte Auswahl: Orte, an denen PFC vermutet wurden) auf ihren PFC-Gehalt. Dabei wurden in 14 Kläranlagen PFC-Gesamtkonzentrationen über dem „Vorsorgewert zur bodenbezogenen (landwirtschaftlichen) Verwertung von Klärschlämmen“ [100 µg/kg Trockensubstanz (TS)] ermittelt. Der höchste gemessene Wert lag bei 6.700 µg/kg TS und überstieg somit deutlich den Vorsorgewert. Von November 2006 bis Dezember 2009 wurden insgesamt etwa 2000 Klärschlammproben aus 1075 kommunalen bayerischen Kläranlagen auf ihren PFC-Gehalt untersucht. Bei 94 % der Messergebnisse lagen die PFC-Konzentrationen unterhalb des Vorsorgewertes. Bei 6 % kam es zu einer Überschreitung, wobei Klärschlamm-Proben aus 10 Anlagen eine PFC-Gesamtkonzentration von mindestens 1.000 µg/kg TS aufwiesen. Meist war PFOS die dominierende Verbindung. Es wurde in allen Jahren am häufigsten nachgewiesen. Im Regelfall wurden bei PFC-Gehalten im Klärschlamm oberhalb des Vorsorgewertes auch erhöhte Konzentrationen im Kläranlagenablauf und meist auch im Fließgewässer stromab von der Einleitstelle gemessen [14]. In den Jahren 2009 bis 2012 ist aufgrund des EU-weiten Verbots von PFOS und von Minimierungsmaßnahmen der industriellen Abwassereinleiter ein kontinuierlicher Rückgang der Konzentrationen festzustellen.

Um einen Überblick über die PFC-Belastung von Fischen in bayerischen Gewässern zu erhalten, wurden in den Jahren 2006 und 2007 insgesamt 73 Fische aus der Alz oberhalb und unterhalb der Einleitung des Industrieparks Gendorf sowie aus Inn, Donau, Isar, Loisach, Main und Regnitz untersucht. Die pathologisch-anatomische Untersuchung der Fische ergab keine krankhaften Befunde. In der Muskulatur lagen die Werte in der Regel zwischen „nicht nachweisbar“ und 80 µg PFOS/kg, in der Leber zwischen 30 und 300 µg/kg.

In Bayern wurden mehrere größere Schadensfälle durch PFC-haltige Feuerlöschschäume bekannt. Betroffen sind zum einen Raffinerien und zum anderen Militär- und Zivilflughäfen, auf denen über viele

Jahre bei Übungen und Bränden PFC-haltige Löschschäume auf ungesicherten Flächen angewendet wurden. Dadurch gelangten die PFC in den Boden. Austragungen, z. B. durch Regenwasser, verschmutzen das Grundwasser und Oberflächenwasser stromabwärts. Zum Teil sind die Fische kontaminiert und deshalb nicht mehr verkehrsfähig.

Am Flughafen Nürnberg führte die Flughafenfeuerwehr regelmäßig Löschübungen mit PFOS-haltigen Schäumen an einem für diese Zwecke vorgesehenen Löschbecken durch. Die dabei eingesetzten Löschmittel waren zum Zeitpunkt des Einsatzes zulässig. Im Zuge einer Altlastensanierung wurde man auf die PFC-Belastung in Boden und Grundwasser im Bereich des Löschbeckens aufmerksam. Auch in den angrenzenden Oberflächengewässern konnten PFC in erhöhten Konzentrationen nachgewiesen werden. Seit dem Jahr 2003 setzt diese Flughafenfeuerwehr keine PFOS-haltigen Löschmittel mehr ein. Der Schadensfall wird saniert. Dies gestaltet sich schwierig, da bisher keine ausreichend erprobten und entsprechend wirtschaftlichen Techniken für die Sanierung von PFC-Schadensfällen zur Verfügung stehen. Im Rahmen eines Pilotprojekts erarbeitet das LfU in Zusammenarbeit mit dem Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe zurzeit ein geeignetes Sanierungskonzept [15].

## 7 Alternativen

Hersteller und Anwender von PFC setzen als Alternative zu PFOA und PFOS vermehrt auf kürzerkettige fluorierte Verbindungen mit 4 bis 6 Kohlenstoffatomen. Diese sind besser wasserlöslich, binden weniger stark an Oberflächen (z.B. Sediment und Bodenteilchen) und weisen damit ein höheres Versickerungspotenzial auf [2].

Außerdem verwendet die Industrie sogenannte Fluortelomeralkohole (FTOH) oder auch Perfluoralkylphosphate (mono- & diPAPs), um PFOS und PFOA zu ersetzen. Untersuchungen mit Belebtschlamm aus Kläranlagen haben jedoch gezeigt, dass diese Stoffe zu einem geringen Teil von den Mikroorganismen zu PFOA abgebaut werden können, so dass in der Umwelt erneut diese Leitsubstanz zurückbleibt. Ersatzstoffe ohne Wirkung auf die Umwelt gibt es zurzeit nicht.

Für Löschschäume gilt bisher nur ein Verbot für PFOS. Andere per- und polyfluorierte Verbindungen dürfen weiterhin eingesetzt werden, da PFC-freie Schaummittel zum jetzigen Zeitpunkt die effektive Löschwirkung PFC-haltiger Schäume noch nicht erreichen. Vor dem Einsatz PFC-haltiger Löschschäume sollte aber immer abgewogen werden, ob ein Ersatz durch einen PFC-freien Schaum möglich ist. Denn auch polyfluorierte und andere perfluorierte Verbindungen und deren Abbauprodukte können ein Risiko für Mensch und Umwelt darstellen [16]. Bisher liegen wenige Informationen zu den Abbauprodukten der meist weniger beständigen polyfluorierten Verbindungen vor. Wegen der strukturellen Ähnlichkeit von poly- und perfluorierten Stoffen, ist es jedoch sehr wahrscheinlich, dass polyfluorierte Verbindungen in der Umwelt zu stabilen kürzeren perfluorierten Verbindungen abgebaut werden.

In der Galvanik ist der Einsatz von PFOS weiterhin ausnahmsweise erlaubt, mit der Auflage, Emissionen mittels der besten verfügbaren Technik [17] zu verringern (siehe Abschnitt Rechtliches). Betreiber setzen vermehrt Kreislaufsysteme ein, durch die ausgeprägtes PFOS in den Prozess zurückgeführt wird. Außerdem wird versucht, mit Hilfe von Aktivkohle oder durch elektrochemische Behandlung den Eintrag von PFOS in das Abwasser zu begrenzen. Als Alternative für PFOS wird in der Galvanik eine teilfluorierte Verbindung, das  $H_4PFOS$ , eingesetzt. Bisher ist nicht geklärt, ob dieser Ersatzstoff *PBT*-Eigenschaften aufweist [18].

## 8 Weiterführende Literatur

- [1] FRICKE, M.; LAHL, U. 2005. Risikobewertung von Perfluortensiden als Beitrag zur aktuellen Diskussion zum REACH-Dossier der EU-Kommission. UWSF-Z Umweltchem. Ökotox. 17 (1): 36-49
- [2] UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2009. Per- und Polyfluorierte Chemikalien. Einträge vermeiden – Umwelt schützen, im Internet unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3812.pdf>
- [3] Rippen, „Handbuch Umweltchemikalien“, ECOMED Bd. 9, (2007)
- [4] van der Putte, I; Murín, M.; van Velthoven, M.; Affourtit, F. 2010 „Analysis of the risks arising from the industrial use of Perfluorooctanoic acid (PFOA) and Ammonium Perfluorooctanoate (APFO) and from their use in consumer articles. Evaluation of the risk reduction measures for potential restrictions on the manufacture, placing on the market and use of PFOA and APFO“ Abschlußbericht des wissenschaftl. Dienstleisters RPS an die EU-Kommission, Vertrag Nr. 30-CE-0230115/00-70
- [5] PAUL, A.G.; JONES, K.C.; SWEETMAN, A. 2009. A first global production, emission, and environmental inventory for perfluorooctane sulfonate. Environ. Sci. Technol. 43: 386-392
- [6] D'EON, J.C.; MABURY, S.A. 2011. Exploring indirect sources of human exposure to perfluoroalkyl carboxylates (PFCAs): Evaluating uptake, elimination, and biotransformation of polyfluoroalkyl phosphate esters (PAPs) in the rat. Environmental Health Perspectives. 119 (3): 344-350
- [7] WILHELM, M.; BERGMANN, S.; DIETER, H.H. 2010. Occurrence of perfluorinated compounds (PFCs) in drinking water of North Rhine-Westphalia, Germany and new approach to assess drinking water contamination by shorter-chained C4-C7 PFCs. Int. Journal of Hygiene and Environ. Health 213: 224-232
- [8] STOCK, N.L.; FURDUI, V.I.; MUIR, D.C.G.; MARBURY, S.A. 2007. Perfluoroalkyl contaminants in the Canadian arctic: evidence of atmospheric transport and local contamination. Environ. Sci. Technol. 41: 3529-3536
- [9] KANNAN, K.; KOISTINEN, J.; BECKMEN, K.; EVANS, T.; GORZELANY, J.F.; HANSEN, K.J.; JONES, P.D.; HELLE, E.; NYMAN, M.; GIESY, J.P. 2001. Accumulation of perfluorooctane sulfonate in marine mammals. Environ. Sci. Technol. 35 (8): 1593-1598
- [10] KANNAN, K.; CORSOLINI, S.; FALANDYSZ, J.; OEHME, G.; FOCARDI, S.; GIESY, J.P. 2002. Perfluorooctanesulfonate and related fluorinated hydrocarbons in marine mammals, fishes, and birds from coasts of the Baltic and the Mediterranean seas. Environ. Sci. Technol. 36 (15): 3210-3216
- [11] PFOS EQS (Environmental Quality Standard) Dossier der EU 2011
- [12] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) 2011. Auswirkungen der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) auf Regenbogenforellen. Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben 76e 04010094, im Internet unter: [http://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=STMUG&DIR=stmug&ACTIONxSETVAL\(index.htm,APGxNODENR:200594,USERxBODYURL:artdtl.htm,AARTxNR:lfu\\_all\\_00094\)=X](http://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=STMUG&DIR=stmug&ACTIONxSETVAL(index.htm,APGxNODENR:200594,USERxBODYURL:artdtl.htm,AARTxNR:lfu_all_00094)=X)
- [13] [Link: Per- und polyfluorierte Chemikalien](#)
- [14] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) 2011. Perfluorierte Chemikalien in bayerischen Klärschlamm, im Internet unter: [http://www.lfu.bayern.de/analytik\\_stoffe/analytik\\_org\\_stoffe\\_perfluorierte\\_chemikalien/doc/pft\\_bericht\\_klaerschlamm\\_2008\\_2009.pdf](http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/analytik_org_stoffe_perfluorierte_chemikalien/doc/pft_bericht_klaerschlamm_2008_2009.pdf)

[15] MOLL, M.; SPLITGERBER, H. 2012. PFT am Flughafen Nürnberg. die Flussmeister – Zeitschrift für Wasserwirtschaft. Ausgabe 2012, im Internet unter:

[http://www.flussmeister.de/medien/download/flussmeister\\_2012.pdf](http://www.flussmeister.de/medien/download/flussmeister_2012.pdf)

[16] UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2010. Fluorhaltige Schaumlöschmittel – umweltschonend einsetzen, im Internet unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3956.pdf>

[17] [Literaturhinweis: UBA: Bedeutung der BVT-Merkblätter](#)

[18] FATH, A.; HANSGRÖHE AG. 2011. Abschlussbericht – Elektrochemischer PFT-Abbau in Galvanikindustrieabwässern und Entwicklung einer PFT-Recyclinganlage, im Internet unter:

<http://www.um.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/84532/Abschlussbericht.pdf?command=downloadContent&filename=Abschlussbericht.pdf>

## 9 Begriffserklärungen

adsorbieren: ein Stoff lagert sich als Gas oder Flüssigkeit an der Oberfläche eines Feststoffes an

akute Toxizität: schädliche Wirkungen, die nach kurzer Zeit auftreten, wenn ein Stoff oder Gemisch einmal oder innerhalb von 24 Stunden mehrfach verabreicht oder 4 Stunden lang eingeatmet wird

Bioakkumulation: Anreicherung eines Stoffes in einem Organismus, der entweder durch die Nahrung oder durch das umgebende Medium (z. B. Wasser) aufgenommen wurde

chronische Toxizität: Giftigkeit eines Stoffes bei wiederholter oder kontinuierlicher Aufnahme über einen längeren Zeitraum. Im Gegensatz zur akuten Toxizität sind die Symptome erst nach einer längeren Zeitspanne zu beobachten und können sogar erst nach Ende der Exposition auftreten.

Halbwertszeit: Zeitintervall, nach dessen Verlauf nur noch die Hälfte der ursprünglichen Konzentration eines Stoffes vorhanden ist

LOEC: Lowest Observed Effect Concentration: niedrigste Wirkstoffkonzentration, bei der noch ein Effekt auf den Untersuchungsorganismus festzustellen ist

NOEC (no observed effect concentration): höchste Konzentration eines Stoffes in subchronischen oder chronischen Studien, bei der keine statistisch signifikante behandlungsbedingte Wirkung beobachtet werden kann

PBT: Der betreffende Stoff ist persistent, bioakkumulierend und toxisch.

persistent: langlebig, Stoff bleibt über lange Zeit unverändert in der Umwelt. Er wird kaum abgebaut.

PNEC (predicted no effect concentration): geschätzte Konzentration, bei der eine schädliche Wirkung auf Organismen nicht zu erwarten ist

prioritär gefährlich: Nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) werden Stoffe so genannt, die nach einem in dieser Richtlinie beschriebenen Verfahren bestimmt werden, und für die die europäischen Mitgliedstaaten Maßnahmen ergreifen müssen, um Emissionen in Gewässer auszuschließen oder zu vermindern.

vPvB: Der betreffende Stoff ist sehr persistent und sehr bioakkumulierend („v“ steht für „very“).

**Impressum:**

Herausgeber:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg

Telefon: 0821 9071-0  
Telefax: 0821 9071-5556  
E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: <http://www.lfu.bayern.de>

Postanschrift:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
86177 Augsburg

Bearbeitung:  
Ref. 76

Bildnachweis:  
LfU

Stand:  
Februar 2013



## Stoffinformationen

# Bisphenol A (BPA)

Dieses Informationsblatt beschreibt den Stoff Bisphenol A, dessen Vorkommen und Verwendungen, Eigenschaften und Wirkungen, chemikalienrechtliche Aspekte, Risiken für die Umwelt sowie Alternativen. *Kursiv* gesetzte Fachbegriffe werden am Ende erklärt.

## 1 Vorkommen und Verwendungen

Die chemische Industrie produziert weltweit jährlich etwa 3,8 Millionen Tonnen Bisphenol A (BPA) [1]. Bisphenol A wird hauptsächlich als Grundbaustein (Ausgangsmonomer) für den Kunststoff Polycarbonat (PC) verwendet. Polycarbonate besitzen eine hohe Festigkeit, Zähigkeit, Steifheit und Härte. Außerdem haben sie gute elektrische Isoliereigenschaften und sind sehr beständig gegenüber Witterungs- und Strahlungseinflüssen [1]. Aus Polycarbonat bestehen beispielsweise Kunststoffartikel wie CDs und DVDs, Babyflaschen, Getränkebehälter und Sonnenbrillen.

Ein Drittel des produzierten Bisphenol A geht in die Herstellung von Epoxidharzen für Lacke, Klebstoffe und die Innenbeschichtung von Konservendosen. Außerdem wird ein sehr geringer Teil der produzierten BPA-Menge als Zusatzstoff, sogenanntes Additiv, in PVC (Polyvinylchlorid)-Weichkabeln oder als Stabilisator in Bremsflüssigkeit verwendet. In zahnmedizinischen Versiegelungsmitteln kommt BPA in Form von Bisphenol A-Glycidylmethacrylat (Bis-GMA) und Bisphenol A-Dimethacrylat (Bis-DMA) zum Einsatz. Zudem wird BPA als Farbbildner in Thermopapier (z. B. Kassenzettel) verwendet [2].

Beim Einsatz von Bisphenol A als Additiv ist der Stoff chemisch nicht gebunden. Er kann daher aus Produkten, wie Thermopapier oder PVC-Artikeln, freigesetzt werden [1]. Allerdings sind in diesen Produkten nur geringe Mengen BPA enthalten. Der Anteil von BPA in Thermopapier liegt beispielsweise bei ca. 1 % [1]. In Weich-PVC, z. B. Kabeln, kann BPA 0,5 % des eingesetzten Weichmachers ausmachen [1]. Die Konzentration bezogen auf das Produkt liegt dementsprechend meist unter 0,1 Gewichts-% [1].

## 2 Eigenschaften

„Bisphenol A“ ist ein sogenannter Trivialname. Korrekte chemische Bezeichnungen des Stoffes lauten 4,4'-Isopropylidenediphenol oder auch 2,2-Bis-(4-hydroxyphenyl)-propan. BPA gehört zur Stoffgruppe der alkylierten Phenole.

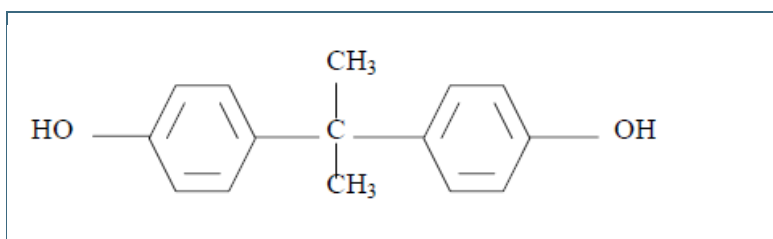


Abb. 6:  
Strukturformel von  
Bisphenol A

Bei Raumtemperatur liegt BPA als weißes, nicht flüchtiges Pulver vor. In Wasser können sich bei Raumtemperatur etwa 0,3 g/l lösen [3]. BPA ist aus Wasser wenig flüchtig. In der Atmosphäre hat BPA eine *Halbwertszeit* von ca. 5 Stunden [3].

Gelangt BPA in Wasser, Abwasser oder Boden, dann kann es durch Mikroorganismen biologisch abgebaut werden. In Labortests wurde BPA in Wasser innerhalb von 2-17 Tagen nahezu vollständig abgebaut, sofern ausreichend Sauerstoff zur Verfügung stand. War zu wenig Sauerstoff vorhanden, verringerte sich die BPA-Konzentration entweder gar nicht oder nur sehr langsam [1]. In der Praxis entfernen Kläranlagen BPA unterschiedlich gut. Eine Untersuchung an verschiedenen Kläranlagen in Deutschland ergab Abbauraten von 61-98 % [1].

BPA reichert sich nicht in Organismen an.

### 3 Wirkungen

Bisphenol A steht im Verdacht hormonell zu wirken. Hormonell wirksame Stoffe können – wenn sie in ausreichender Konzentration in den Körper gelangen – hormonell gesteuerte Prozesse wie die embryonale Entwicklung oder die Fortpflanzung beeinträchtigen [1]. Solche Stoffe werden als Umwelt-hormone oder *endokrine Disruptoren* bezeichnet. Sie binden an die Andockstellen (Rezeptoren) der natürlichen Sexualhormone und aktivieren oder hemmen diese Rezeptoren. Dadurch beeinflussen sie die normalerweise durch natürliche Hormone ausgelösten Prozesse (z. B. die sexuelle Entwicklung).

Fische können verweiblichen, wenn sie Stoffe aufnehmen, die den Rezeptor des natürlichen weiblichen Sexualhormons aktivieren [1]. Dieser Effekt kann anhand der Vitellogenin-Produktion gemessen werden. Vitellogenin ist ein Vorläufer des Dotterproteins, der normalerweise nur von weiblichen Individuen aller eierlegenden Tiere gebildet wird. Dieses Dotterprotein dient später im Ei dem heranreifenden Embryo zur Ernährung. Wird Vitellogenin in männlichen Fischen nachgewiesen, ist dies ein Zeichen für Verweiblichung. Als *NOEC* für diese Vitellogenin-Produktion wird 16 µg/l angegeben [3].

Bei Vorderkiemerschnecken kann BPA das sogenannte „Superweibchen“-Phänomen hervorrufen [3]. Dabei kommt es bei Weibchen zur Ausbildung zusätzlicher weiblicher Organe. Die weiblichen Geschlechtsdrüsen sind vergrößert und Missbildungen des Eileiters werden beobachtet. Die *NOEC* für das sogenannte „Superweibchen“-Phänomen bei Vorderkiemerschnecken (siehe Kap. Wirkung) liegt bei 8 ng/l [3].

BPA kann – wie das weibliche Sexualhormon Östradiol – Östrogenrezeptoren aktivieren. Um dieselbe Wirkung zu erzielen ist aber im Vergleich zu Östradiol mehr als die 10.000fache Dosis erforderlich [4].

Für den Menschen sind bisher keine gesundheitsschädlichen BPA-Wirkungen nachgewiesen worden. Ob solche hormonellen und entwicklungstoxischen Wirkungen existieren, ist noch unklar und wird kontrovers diskutiert [4]. Im menschlichen Körper wird BPA schnell in ein Stoffwechselprodukt umgewandelt, das keine östrogene Wirkung hat. In dieser Form wird es über die Nieren ausgeschieden [5].

### 4 Rechtliches

Laut dem sogenannten „Community Rolling Action Plan“ bewertet Deutschland Bisphenol A im Rahmen des europäischen Stoffbewertungsprogramms, das mittels des neuen europäischen Chemikalienrechts eingeführt wurde [6, 7]. Am 27. September 2012 schlug Frankreich der europäischen Chemikalienagentur (ECHA) vor, BPA als *reproduktionstoxisch* einzustufen [8].

Zum Schutz von Säuglingen und Kleinkindern dürfen seit Juni 2011 Babyflaschen aus Polycarbonat laut der Verordnung 321/2011/EU vorsorglich kein Bisphenol A mehr enthalten. Nach der Verordnung



10/2011/EU über Materialien und Gegenstände aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen, darf Bisphenol A nicht als Zusatzstoff oder als Hilfsstoff bei der Herstellung solcher Kunststoffe verwendet werden. Allerdings ist die Verwendung als Ausgangsmonomer erlaubt. Als spezifischer *Migrationsgrenzwert* ist für BPA 0,6 mg/kg Lebensmittel angegeben.

Im Jahr 2006 wurde von der europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) die täglich tolerierbare Aufnahme von Bisphenol A (*tolerable daily intake* - *TDI*) mit 50 µg/kg Körpergewicht festgelegt. Dieser TDI-Wert wurde in den Jahren 2008 und 2010 bestätigt [4].

In der EU-Verordnung über kosmetische Mittel (1223/2009/EG) ist Bisphenol A in Anhang II genannt. Danach darf BPA nicht verwendet werden, um kosmetische Mittel herzustellen oder zu behandeln.

## 5 Risiken für die Umwelt

Bisphenol A gelangt hauptsächlich über das Abwasser in die Umwelt [1].

Menschen nehmen Bisphenol A hauptsächlich über den Mund auf (beispielsweise über Getränke aus polycarbonathaltigen Flaschen oder Lebensmittel aus Konservendosen).

Seit den 1970er Jahren lässt sich Bisphenol A in Gewässern und Flusssedimenten nachweisen [1]. Auch im menschlichen Blut, Urin und in Muttermilch konnte BPA nachgewiesen werden [1]. Im Trinkwasser kommt Bisphenol A nicht vor [1].

Ob die in der Umwelt vorkommenden, geringen BPA-Konzentrationen giftige oder hormonelle Wirkungen verursachen, die Ökosysteme schädigen können, wird kontrovers diskutiert.

## 6 Umweltrelevanz in Bayern

Das LfU hat in den Jahren 2002 bis 2006 Bisphenol A stichprobenartig in bayerischen Fließgewässern bestimmt. Die Ergebnisse sind in der nachfolgenden Tab. 1 dargestellt.

Fließgewässer	Minimum [ng/l]	Maximum [ng/l]
Donau (3 Messstellen)	15	130
Isar	< 3 (Bestimmungsgrenze)	25
Lechkanal	5	60
Main	5	50
Regnitz	10	80
Sächsische Saale	20	60

Die Hälfte der 60 BPA-Konzentrationen, die das LfU in den Jahren 2002 bis 2005 insbesondere in kleineren Fließgewässern bestimmte, lag unter 0,05 µg/l.

Seit dem Jahr 2002 führt das LfU in Bayern im Rahmen der Technischen Gewässeraufsicht ein Wirkungsmonitoring auf östrogene Aktivitäten in Oberflächengewässern und Kläranlagen durch. Bisher hat das LfU an 18 Oberflächengewässern und 42 Kläranlagen männliche Fische vier Wochen lang dem zu untersuchenden Wasser ausgesetzt. Als Biomarker für die östrogene Wirkung dienen die Vitellogeninegehalte im Blut (siehe Kap. Wirkungen).

In den Abläufen von Kläranlagen war in den meisten Fällen keine oder nur eine sehr geringe östrogene Aktivität nachweisbar (57 % bzw. 36 % der Anlagen). Lediglich an drei Kläranlagen wurde eine hohe

östrogene Wirkung festgestellt. Diese Wirkungen stellen jedoch keinen eindeutigen Hinweis auf Bisphenol A dar, da sie auch durch Wirkstoffe aus Antibaby-Pillen verursacht werden können. In Oberflächengewässern wurde aufgrund der dort herrschenden, günstigen Verdünnungsverhältnisse in der Regel keine östrogene Wirksamkeit ermittelt (78 %).

In den Abläufen der drei Kläranlagen mit östrogenen Wirkung lagen die Bisphenol A-Konzentrationen maximal zwischen 30 ng/l und 200 ng/l. In den angrenzenden Flüssen wurden maximale Konzentrationen von 70 ng/l gemessen. Aufgrund dieser Befunde ist eine Gefährdung des Bestandes frei lebender Fischpopulationen nicht zu erwarten. Wegen der niedrigen *NOEC* für Vorderkiemerschnecken kann für diese Schneckenart nach den gegenwärtigen Erkenntnissen ein Risiko nicht ausgeschlossen werden.

## 7 Alternativen

Als Alternativen zu Polycarbonat im Lebensmittelkontakt gibt es verschiedene Kunststoffe, die kein Bisphenol A enthalten. So werden Babyflaschen aus Polypropylen (PP) und Polyethersulfon angeboten, die als BPA-frei beworben werden [5].

Personen, die auf Trinkflaschen aus Kunststoff verzichten möchten, haben die Möglichkeit auf Glasflaschen auszuweichen [5].

In Epoxylacken (auch Epoxidharze genannt), die zur Innenbeschichtung von Lebensmittel- und Getränkedosen verwendet werden, kommt BPA als Verunreinigung aus dem Herstellungsprozess vor. Eine Kennzeichnungspflicht für Dosen, die mit Epoxylacken beschichtet sind, gibt es nicht. Eine solche Beschichtung ist notwendig, um zu verhindern, dass das Blech rostet und sich Metalle lösen, die eine Verunreinigung des Lebensmittels sowie Verfärbungen und geschmackliche Beeinträchtigungen hervorrufen können [5]. BPA-freie Beschichtungssysteme stehen für diese Anwendung bisher nur sehr begrenzt zur Verfügung. Für einige dieser Beschichtungssysteme ist noch zu prüfen, ob sie gesundheitlich unbedenklich sind. Vorhandene Lösungen sind mit Nachteilen, wie verkürzten Lagerfristen oder geringerer Korrosionsbeständigkeit der innenbeschichteten Dosen verbunden [9]. In manchen Ländern, z. B. Japan wird versucht, die Epoxylacke durch Polyethylenterephthalat (PET) zu ersetzen [5].

## 8 Weiterführende Literatur

[1] UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2010. Bisphenol A – Massenchemikalie mit unerwünschten Nebenwirkungen. Im Internet unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3782.pdf>

[2] OSTERATH, B. 2011. Bisphenol A – Eine Chemikalie scheidet die Geister. Nachrichten aus der Chemie. 59. 121-123

[3] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO (ECB) [Hrsg.] 2010. Updated European Risk Assessment Report 4,4'-Isopropylidenediphenol (Bisphenol-A). Berichtersteller: United Kingdom. Im Internet unter: [http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk\\_assessment/REPORT/bisphenolareport325.pdf](http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk_assessment/REPORT/bisphenolareport325.pdf)

[4] UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2012. Stoffmonographie Bisphenol A (BPA) - Referenz- und Human-Biomonitoring - (HBM)-Werte für BPA im Urin. Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes in: Bundesgesundheitsbl 2012. 55:1215–1231. Im Internet unter: [http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/publikationen/stoffmonographie\\_bisphenol\\_a.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/publikationen/stoffmonographie_bisphenol_a.pdf)

[5] BUNDESINSTITUT FÜR RISIKOBEWERTUNG (BfR). 2012. Ausgewählte Fragen und Antworten zu Bisphenol A in verbrauchernahen Produkten. Im Internet unter:

<http://www.bfr.bund.de/cm/343/ausgewaehlte-fragen-und-antworten-zu-bisphenol-a-in-verbrauchernahen-produkten.pdf>

[6] UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2012. REACH nimmt Massenchemikalien unter die Lupe. Presse-Information 012/2012. Im Internet unter: [http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/2012/pd12-012\\_reach\\_nimmt\\_massenchemikalien\\_unter\\_die\\_lupe.htm](http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/2012/pd12-012_reach_nimmt_massenchemikalien_unter_die_lupe.htm)

[7] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) .2012. Community rolling action plan (CoRAP). 29. Februar 2012. Im Internet unter: [http://echa.europa.eu/documents/10162/13628/corap\\_2012\\_en.pdf](http://echa.europa.eu/documents/10162/13628/corap_2012_en.pdf)

[8] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) .2012. Registry of submitted harmonised classification and labelling intentions. Im Internet unter: <http://echa.europa.eu/registry-of-submitted-harmonised-classification-and-labelling-intentions/-/substance/179/search/+term>

[9] BUNDESINSTITUT FÜR RISIKOBEWERTUNG (BfR). 2012. Alternativen zum Einsatz von Bisphenol A in verbrauchernahen Produkten. Protokoll eines Fachgesprächs des BfR am 26. März 2012. Im Internet unter: <http://www.bfr.bund.de/cm/343/alternativen-zum-einsatz-von-bisphenol-a-in-verbrauchernahen-produkten.pdf>

## 9 Begriffserklärungen

Bioakkumulation: Anreicherung eines Stoffes in einem Organismus, der entweder durch die Nahrung oder durch das umgebende Medium (z. B. Wasser) aufgenommen wurde

endokrine Disruptoren: Stoffe, die ähnlich wie natürliche Hormone wirken und dadurch das Hormonsystem stören bzw. beeinflussen. Solche Stoffe werden auch als Umwelthormone bezeichnet.

Halbwertszeit: Zeitintervall, nach dessen Verlauf nur noch die Hälfte der ursprünglichen Konzentration eines Stoffes vorhanden ist

Migrationswert: Der Migrationsgrenzwert legt fest, wie viel von einem Inhaltsstoff einer Lebensmittelverpackung in das damit verpackte Lebensmittel übergehen darf.

NOEC (no observed effect concentration): höchste Konzentration eines Stoffes in subchronischen oder chronischen Studien, bei der keine statistisch signifikante behandlungsbedingte Wirkung beobachtet werden kann

persistent: langlebig, Stoff bleibt über lange Zeit unverändert in der Umwelt. Er wird kaum abgebaut.

reproduktionstoxisch: fortpflanzungsgefährdend

TDI (tolerable daily intake): Der TDI-Wert gibt die Menge eines Stoffes an, die ein Mensch ein Leben lang täglich aufnehmen kann, ohne dass unerwünschte gesundheitliche Wirkungen auftreten.

**Impressum:**

Herausgeber:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg

Telefon: 0821 9071-0  
Telefax: 0821 9071-5556  
E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: <http://www.lfu.bayern.de>

Postanschrift:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
86177 Augsburg

Bearbeitung:  
Ref.76

Bildnachweis:  
LfU

Stand:  
November 2012



## Stoffinformationen

# Kurzkettige Chloralkane (SCCP)

Dieses Informationsblatt beschreibt die Stoffgruppe der kurzkettigen Chloralkane (C<sub>10-13</sub>), deren Vorkommen und Verwendungen, Eigenschaften und Wirkungen, chemikalienrechtliche Aspekte, Risiken für die Umwelt sowie Alternativen. *Kursiv* gesetzte Fachbegriffe werden am Ende erklärt.

## 1 Vorkommen und Verwendungen

Kurzkettige Chloralkane (SCCP – short chained chlorinated paraffins, auch Chlorparaffine genannt) werden seit den 1930er Jahren produziert. In der EU wurden in den letzten Jahren an vier Standorten kurzkettige Chloralkane hergestellt. Die Produktion ist seit dem Jahr 2008 rückläufig. In Deutschland wurde sie im Jahr 1995 eingestellt [1]. Die gelieferte Menge lag 2004 bei < 600 Tonnen in der EU (mit damals 25 Mitgliedstaaten), im Jahr 2007 bei <1000 Tonnen (mit 27 Mitgliedstaaten) [1].

Die wichtigsten Verwendungen für SCCP sind der Einsatz als Flammschutzmittel und als Weichmacher für Kunststoffe, Textilien, Dichtungsmittel und Farben [2].

Flammschutzmittel zögern die Entzündung von brennbarem Material heraus und verlangsamen die Flammausbreitung. Die flammhemmende Wirkung der Chlorparaffine beruht auf der Abspaltung von HCl (Chlorwasserstoff) bei hohen Temperaturen. HCl selbst ist nicht entflammbar und wirkt der Ausbreitung von Bränden entgegen [2]. Gummi enthält meist zwischen 1 und 4 Gewichts-% Chloralkane. In Spezialkunststoffen können bis zu 15 Gew.-% Chloralkane enthalten sein, beispielsweise in Förderbändern im Untertagebau [3].

Im Baugewerbe werden Dichtungsmaterialien z. B. in Form von Polysulfiden, Polyurethanen und Butyl-Dichtmitteln eingesetzt, die ebenfalls Chloralkane als Flammschutzmittel und Weichmacher enthalten. Meist machen die Chloralkane einen Anteil von 5 bis 14 Gew.-% am Dichtungsmittel aus [3].

In Farben und Lacken kommen Chloralkane hauptsächlich als Weichmacher zum Einsatz. Die Farben werden in Industrie- und Spezialanwendungen eingesetzt. Z. B. als Grundanstrich im marinen Bereich, als Brandschutzanstrich oder für Straßenmarkierungen. Der Chloralkananteil beträgt dabei zwischen 4 und 15 Gew.-% [4].

## 2 Eigenschaften

Unter der Bezeichnung „kurzkettige Chloralkane“ werden Kohlenwasserstoffe zusammengefasst, deren molekulares Grundgerüst aus einer Kohlenstoffkette aus 10 bis 13 Kohlenstoff-Atomen besteht. An diesem Kohlenstoffgerüst sind die Wasserstoffatome teilweise durch Chloratome ersetzt. Der Chlorgehalt im Molekül beträgt etwa 50 bis 70 Gew.-%.

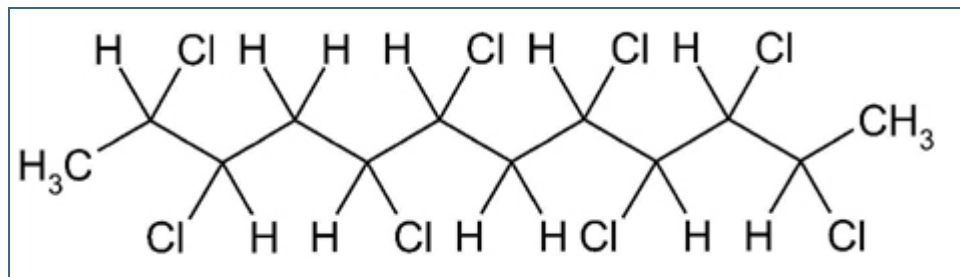


Abb. 7:  
Beispiel für ein  
Chloralkan der  
Kettenlänge C12

Neben den „kurzkettigen Chloralkanen“ fasst man auch Chloralkane mittlerer (C<sub>14</sub> bis C<sub>17</sub>) und langer Kettenlänge (> C<sub>17</sub>) jeweils als Gruppe zusammen.

Bei Raumtemperatur sind kurzkettige Chloralkane flüssig. Die Siedetemperatur beträgt mehr als 200°C [2].

Je höher der Chlorgehalt und die Anzahl der Kohlenstoffatome im Molekül, desto geringer ist die Löslichkeit der Chloralkane in Wasser. Für kurzkettige Chloralkane beträgt sie zwischen 0,1 mg/l und 0,5 mg/l [3]. SCCP sind also schlecht wasserlöslich. Sie können jedoch im Wasser Mikrotröpfchen bilden, die sich an Sedimente und Schwebstoffe anlagern (*Adsorption*). Der Octanol-Wasser Verteilungskoeffizient  $\log K_{ow}$  ist größer als 4 [5].

Die atmosphärische *Halbwertszeit* der kurzkettigen Chloralkane in Anwesenheit von Hydroxylradikalen (OH-Radikalen) wird auf 2 bis 7 Tage geschätzt [5].

Die kurzkettigen Chloralkane sind *bioakkumulierend* [3]. Für Fische wurde ein *Biokonzentrationsfaktor (BCF)* von 7800 l/kg bestimmt [3]. Dagegen wurde keine wesentliche Anreicherung von SCCP in Nahrungsketten festgestellt [3].

In der Umwelt werden Chloralkane kaum abgebaut (*Persistenz*). Dies gilt sowohl unter aeroben (mit Sauerstoff) als auch unter anaeroben Bedingungen (ohne Sauerstoff) [3].

### 3 Wirkungen

Kurzkettige Chloralkane sind sehr giftig für Wasserorganismen [3]. An Regenbogenforellen wurde eine *chronische* 60 Tage *LC*<sub>50</sub> von 0,34 mg/l bestimmt [3]. Für Wasserflöhe (Daphnien) ist ein *NOEC* von 0,005 mg/l angegeben [3].

In Tierstudien sind SCCP *akut* wenig giftig [3]. In *chronischen* Toxizitätsstudien an Mäusen und Ratten wurde eine krebserregende Wirkung in Niere und Leber festgestellt [3].

### 4 Rechtliches

Wegen ihrer Einstufung als *PBT*- und *vPvB*-Stoffe wurden SCCP von der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) im Jahr 2008 als sogenannte "besonders besorgniserregende Stoffe" („substances of very high concern“, SVHC) eingestuft und damit als „Kandidaten“ für das im europäischen Chemikalienrecht neue Zulassungsverfahren identifiziert.

Nach Anhang XVII der europäischen Chemikalienverordnung REACH (1907/2006/EG) dürfen die SCCP nicht als Stoffe oder in Gemischen in Konzentrationen von über 1 Gew.-% in Verkehr gebracht oder verwendet werden, wenn der Stoff oder das Gemisch für die Metallver- und Metallbearbeitung oder zum Fetten von Leder bestimmt ist. Mit der Verordnung 519/2012/EU zur Änderung der Verordnung über persistente organische Schadstoffe (sogenannte POP-Verordnung 850/2004/EG) wurde der

Geltungsbereich der Beschränkung von SCCP in der Union erweitert. Demnach sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von SCCP mit zwei Ausnahmen verboten. Diese sind die Verwendung als Flammschutzmittel in Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie sowie als Flammschutzmittel in Dichtungsmassen. Die POP-Verordnung dient der europaweiten Umsetzung der internationalen POPs-Konvention.

Die EU-Verordnung über kosmetische Mittel (1223/2009/EG) listet die kurzkettigen Chloralkane in Anhang II. Danach dürfen die SCCP nicht zum Herstellen von kosmetischen Mitteln benutzt werden.

Wegen ihrer *PBT*-Eigenschaften wurden die SCCP in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) als *prioritär gefährlich* eingestuft. Für Oberflächengewässer wurde eine Umweltqualitätsnorm (Grenzwert) von 0,4 µg/l festgelegt (Richtlinie 2008/105/EG). Diese Konzentration soll im Jahresdurchschnitt nicht überschritten werden [2]. In Deutschland ist dieser Grenzwert in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) umgesetzt worden.

## 5 Risiken für die Umwelt

Hauptsächlich gelangen SCCP während der Nutzungsphase von Erzeugnissen, die diese Stoffe enthalten, in die Umwelt. Der Haupteintrag geschieht über das Wasser [1].

Bei der biologischen Abwasserreinigung werden Chloralkane in Kläranlagen zu ca. 90 % an den Klärschlamm gebunden [2]. Wird letzterer als Dünger in der Landwirtschaft verwendet, gelangen die SCCP in den Boden.

In Oberflächengewässern wurden SCCP in gelöster Form in Konzentrationen von bis zu 0,3 µg/l bestimmt [3].

Wegen ihrer Neigung zur *Adsorption* findet man SCCP meist im Boden sowie in Sedimenten.

Im Sediment eines arktischen Sees waren ab dem Jahr 1931 Chloralkane nachweisbar. Von 1943 bis 1956 stiegen die Konzentrationen auf 0,8 µg/kg Trockensubstanz (TS) an. Im Jahr 1997 wurden 0,9 µg/kg TS bestimmt [3]. Dieser Trend zeigt zum einen die Langlebigkeit der SCCP. Da sich dieser See an einem sehr entlegenen Ort befindet, sind die SCCP-Funde ein Beleg für den Ferntransport dieser Stoffe.

Chloralkane können sich in Fischen und marinen Säugetieren anreichern. In Norwegen wurden jeweils in der Muskulatur von Forellen 0,1-1,7 mg/kg Fett und in Saiblingen etwa 0,5 mg/kg Fett SCCP bestimmt. Bei Grönland wurden im Tran von Walen 0,2-0,3 mg/kg TS SCCP gemessen. Im Tran von Walrössern und Robben waren es zwischen 0,3 und 0,8 mg/kg TS [5].

In Muttermilchproben von kanadischen Frauen wurden Konzentrationen von 5 - 110 µg/kg Fett gemessen [5]. Für Menschen und selbst für Säuglinge besteht jedoch kein signifikantes Risiko [3].

SCCP stellen hauptsächlich ein Problem für Organismen in Sedimenten und Böden dar, da sie dort sehr langlebig sind. Aber auch für im Wasser lebende Organismen, da sie im Fettgewebe akkumulieren und außerdem toxisch wirken können [3].

## 6 Umweltrelevanz in Bayern

Das LfU untersuchte 20 *Akkumulationskarpfen* von Kläranlagen aus den Jahren 2003 bis 2010 sowie 11 Schwebstoffproben von 2009 bzw. 2011 und vier Proben aus dem Fischschadstoffmonitoring des LfU auf SCCP. Die gemessenen SCCP-Konzentrationen liegen unter dem Durchschnitt der bisher

veröffentlichten Chlorparaffin-Gehalte für Fische und Schwebstoffe in Europa. Die höchste Konzentration in Fischproben weisen Karpfen aus einem Akkumulationsteich mit 12 µg/kg FG (Frischgewicht) in der Muskulatur auf. Die niedrigsten Konzentrationen lagen bei 3 µg/kg FG. Im Jahr 2010 lagen die SCCP-Konzentrationen in Karpfen im Bereich von 4 – 12 µg/kg FG (Muskulatur).

Das LfU untersuchte auch bayerische Oberflächengewässer auf SCCP. Da SCCP in Wasser überwiegend an Schwebstoffe gebunden vorliegen, wurden letztere abgetrennt und analysiert. Die höchste Konzentration enthielten Schwebstoffproben aus der Sächsischen Saale im Jahr 2003 (0,47 mg/kg TS). Bis zum Jahr 2011 sanken die SCCP-Konzentrationen an dieser Messstelle auf 0,07 mg/kg. Die niedrigste Konzentration im Schwebstoff wurde in einer Probe der Isar aus dem Jahr 2011 mit 0,02 mg/kg TS gemessen. In anderen bayerischen Gewässern wurden in den Jahren 2011 und 2012 SCCP-Konzentrationen im Schwebstoff von 0,01 bis 0,2 mg/kg TS gemessen. Konzentrationsmesswerte aus deutschen Oberflächengewässern, die die Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l überschritten hätten, sind dem LfU nicht bekannt. Somit gibt es bisher keine Hinweise auf ein Risiko durch SCCP für die Umwelt in Bayern.

## 7 Alternativen

Die Industrie ersetzt SCCP fortschreitend durch mittellange Chloralkane (C<sub>14-17</sub>, MCCP). Teilweise kommen auch langkettige Chloralkane (LCCP) zum Einsatz [1]. Steht die flammhemmende Wirkung im Vordergrund, werden SCCP durch längere Chloralkane ersetzt. LCCP werden als nicht bioakkumulierend und nicht toxisch eingestuft. Sie sind aber ähnlich langlebig in der Umwelt wie SCCP [1]. Sämtliche Chloralkane sind – unabhängig von ihrer Kettenlänge - schlecht biologisch abbaubar [1].

Als alternative Weichmacher bieten sich Phthalate an. Einige von diesen sind jedoch ebenfalls besonders besorgniserregende Stoffe bzw. zulassungspflichtig (siehe LfU-Infoblatt Phthalate).

In Textilrückenbeschichtungen werden meist bromierte Flammschutzmittel, wie Decabromdiphenylether oder Hexabromcyclododecan (HBCD) eingesetzt [1]. HBCD ist jedoch auch ein besonders besorgniserregender Stoff und zulassungspflichtig. Ohne Zulassung ist HBCD nur noch bis zum 15. Februar 2015 einsetzbar (siehe auch LfU-Infoblatt HBCD).

Als Alternative in Dichtungsmitteln können neben anderen Weichmachern wie Phthalaten auch Dichtungsmittel auf Silikonbasis verwendet werden [1].

## 8 Weiterführende Literatur

[1] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.]. 2008. Data on manufacture, import, export, uses and releases of alkanes, C<sub>10-13</sub>, chloro (SCCPs) as well as information on potential alternatives to its use. Im Internet unter: [http://echa.europa.eu/documents/10162/13640/tech\\_rep\\_alkanes\\_chloro\\_en.pdf](http://echa.europa.eu/documents/10162/13640/tech_rep_alkanes_chloro_en.pdf)

[2] HILLENBRAND, T.; MARSCHIEDER-WEIDEMANN, F.; STRAUCH, M.; HEITMANN, K. 2006. Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Datenblatt C<sub>10-13</sub> Chloralkane. Im Internet unter: [http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/c10\\_13\\_chloralkane.pdf](http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/c10_13_chloralkane.pdf)

[3] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO (ECB) [Hrsg.] 2008: Updated EU Risk Assessment Report of Alkanes, C<sub>10-13</sub>, chloro, Berichtersteller: United Kingdom, im Internet unter: [http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk\\_assessment/ADDENDUM/sccp\\_add\\_010.pdf](http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk_assessment/ADDENDUM/sccp_add_010.pdf)

[4] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.]. 2009. Prioritisation and annex XIV background information. Im Internet unter: <http://echa.europa.eu/documents/10162/5ae8b732-3724-4a30-9a5f-5561bd40b401>



[5] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.]. 2008. Member state committee support document for identification of alkanes, C<sub>10-13</sub>, chloro as a substance of very high concern. Im Internet unter: <http://echa.europa.eu/documents/10162/414fa327-56a1-4b0c-bb0f-a6c40e74ece2>

## 9 Begriffserklärungen

adsorbieren: ein Stoff lagert sich als Gas oder Flüssigkeit an der Oberfläche eines Feststoffes an

Akkumulationskarpfen: Karpfen, die eingesetzt werden, um in einem vorgegebenen Zeitraum die Auswirkungen auf bestimmte Stoffe zu untersuchen. Meist im Ablauf von Kläranlagen oder nach Kläranlagenabläufe in Flüssen.

akute Toxizität: schädliche Wirkungen, die nach kurzer Zeit auftreten, wenn ein Stoff oder Gemisch einmal oder innerhalb von 24 Stunden mehrfach verabreicht oder 4 Stunden lang eingeatmet wird

Bioakkumulation: Anreicherung eines Stoffes in einem Organismus, der entweder durch die Nahrung oder durch das umgebende Medium (z. B. Wasser) aufgenommen wurde

Biokonzentrationsfaktor (BCF): Der BCF gibt das Verhältnis der Stoffkonzentration im umgebenden Wasser im Vergleich zur Konzentration im Organismus an.

Biomagnifikationsfaktor (BMF): Der BMF gibt das Verhältnis der Stoffkonzentration in der Nahrung im Vergleich zur Konzentration im Organismus an.

chronische Toxizität: Giftigkeit eines Stoffes bei wiederholter oder kontinuierlicher Aufnahme über einen längeren Zeitraum. Im Gegensatz zur akuten Toxizität sind die Symptome erst nach einer längeren Zeitspanne zu beobachten und können sogar erst nach Ende der Exposition auftreten.

Halbwertszeit: Zeitintervall, nach dessen Verlauf nur noch die Hälfte der ursprünglichen Konzentration eines Stoffes vorhanden ist

LC<sub>50</sub> (letal concentration): Konzentration eines Stoffes in Wasser, bei der in Tests 50 % der Versuchstiere nach einmaliger oder kurzzeitiger Verabreichung sterben

log K<sub>OW</sub>: Die Zahl beschreibt die Verteilung eines Stoffes zwischen Wasser und Fett. Je größer der Wert ist, desto mehr reichert er sich in organischem Material z. B. im Fettgewebe lebender Organismen an.

NOEC (no observed effect concentration): höchste Konzentration eines Stoffes in subchronischen oder chronischen (Langzeit-)Studien, bei der keine statistisch signifikante behandlungsbedingte Wirkung beobachtet werden kann

PBT: Der betreffende Stoff ist persistent, bioakkumulierend und toxisch.

persistent: langlebig, Stoff bleibt über lange Zeit unverändert in der Umwelt. Er wird kaum abgebaut.

prioritär gefährlich: Nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) werden Stoffe so genannt, die nach einem in dieser Richtlinie beschriebenen Verfahren bestimmt werden, und für die die europäischen Mitgliedstaaten Maßnahmen ergreifen müssen, um Emissionen in Gewässer auszuschließen oder zu vermindern

vPvB: Der betreffende Stoff ist sehr persistent und sehr bioakkumulierend („v“ steht für „very“).

**Impressum:**

Herausgeber:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg

Telefon: 0821 9071-0  
Telefax: 0821 9071-5556  
E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: <http://www.lfu.bayern.de>

Postanschrift:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
86177 Augsburg

Bearbeitung:  
Ref. 76

Bildnachweis:  
LfU

Stand:  
Dezember 2012



## Stoffinformationen

# Zinnorganika

Dieses Informationsblatt beschreibt die Stoffgruppe der Zinnorganika, deren Vorkommen und Verwendungen, Eigenschaften und Wirkungen, chemikalienrechtliche Aspekte, Risiken für die Umwelt sowie Alternativen.

*Kursiv* gesetzte Fachbegriffe werden am Ende erklärt.

## 1 Vorkommen und Verwendungen

Zinnorganika sind metallorganische Verbindungen mit einer oder mehreren Zinn-Kohlenstoff-Bindungen und einer beliebigen weiteren Gruppe. Industriell werden in erster Linie Mono-, Di- und Triorganozinnverbindungen (diese enthalten 1 – 3 Kohlenwasserstoff-Reste im Molekül) verwendet. Industriell bedeutend sind Butyl-, Octyl- und Triphenyl-Reste.

Laut einer Studie des Risk and Policy Analyst (RPA) wurden im Jahr 2007 etwa 21.000 Tonnen zinnorganische Verbindungen in der EU verwendet. Im Jahr 2002 waren es ca. 19.000 Tonnen [1]. Ca. 80 % der produzierten Menge an Mono- und Diorganischen Zinnverbindungen werden als Wärme- und Lichtstabilisatoren bei der Herstellung von Polyvinylchlorid (PVC) verwendet [1]. Bestimmte Methyl- und Octylzinnstabilisatoren sind auch für Kunststoffe mit Lebensmittelkontakt (Lebensmittelverpackungen) zugelassen [2]. Darüber hinaus kommen Organozinnverbindungen als Katalysatoren im Herstellungsprozess von Polyurethanschäumen, Silikondichtungen und bei der Vergütung von Glasoberflächen zum Einsatz.

Früher wurden Di- und Triorganozinnverbindungen auch in Pflanzenschutzmitteln und Biozidprodukten, in Oberflächendesinfektionsmitteln sowie in Schutzmitteln für Holz, Papier und Textilien eingesetzt [2]. Zinnorganylhaltige Antifouling-Anstrichmittel wurden inzwischen laut REACH-Anhang XVII, Eintrag 20 verboten. Antifoulingfarben verhindern den Aufwuchs von Organismen (z. B. Algen, Muscheln, Blumen- und Manteltiere, Krebse, Ringelwürmer) an Schiffen, die bei einer entsprechenden Dicke des Aufwuchses zu einer Erhöhung des Reibungswiderstandes und damit zu einem Mehrverbrauch an Treibstoff führen würden [3].

## 2 Eigenschaften

Zinnorganika können mit der allgemeinen Formel  $R_nSnX_m$  beschrieben werden. Hierbei ist „R“ ein Kohlenwasserstoff-Rest und „X“ eine beliebige andere Gruppe, zum Beispiel ein Halogen (Brom, Chlor, Iod, Fluor) oder eine Hydroxylgruppe (-OH). Meist sind die organischen Reste im Molekül gleich lang.

Anhand der Anzahl von Kohlenwasserstoff-Gruppen als Bindungspartner des Zinns werden Mono-, Di-, Tri- und Tetra-organische Zinnverbindungen, die einen, zwei, drei bzw. vier organische Reste enthalten, unterschieden. Tetra-organische Verbindungen spielen ausschließlich als Zwischenprodukte bei der Herstellung anderer Zinnverbindungen eine Rolle [1].

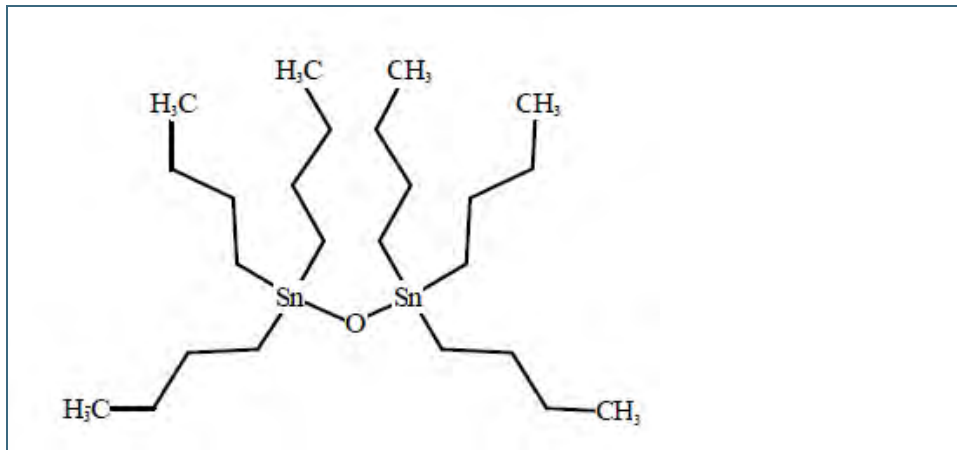


Abb. 8:  
Strukturformel von  
Bis(tributylzinn)oxid  
(TBTO, einem Vertreter  
der Triorganischen  
Zinnverbindungen)

Zinnorganika sind bei Raumtemperatur flüssig. Sie sind fettliebend und in den meisten organischen Lösungsmitteln löslich. In Wasser sind die Löslichkeiten äußerst gering (0,2 – 40 mg/l) [1]. In der Regel sind sie nur wenig flüchtig und *adsorbieren* stark an Partikeln [2].

Zinnorganika sind langlebig in der Umwelt. Da sie gut fettlöslich sind, reichern sie sich in organischem Material an der Oberfläche von Sedimenten und im Fettgewebe von Organismen an (sie *bioakkumulieren*) [3]. Triorganische Zinnverbindungen reichern sich zudem in der Nahrungskette an [1].

### 3 Wirkungen

Die Wirkungen der Zinnorganika hängen von der Art und der Anzahl an organischen Resten im Molekül ab [3]. In den eigentlich schwach giftigen (toxischen) Mono- und Diorganozinnverbindungen können stärker toxische Tributylzinnverbindungen als Verunreinigung enthalten sein [2].

Triorganozinnverbindungen wirken besonders giftig auf Säugetiere, wobei die *akute Toxizität* mit der Kettenlänge der organischen Reste abnimmt. Die vordringlichen Giftwirkungen der Zinnorganika beruhen auf Eingriffen in das Immun- und Hormonsystem [2].

Di- und Tributylzinnverbindungen (DBT, TBT) sowie Triphenylzinnverbindungen (TPT) können bewirken, dass bei Wasserorganismen uneindeutige Geschlechtsmerkmale ausgebildet werden und die betroffenen Individuen nicht fortpflanzungsfähig sind [2]. Diese Verbindungen zählen zu den *endokrinen Disruptoren*. TBT, wie Bis(tributylzinn)oxid (TBTO), können das Hormonsystem von Wasserschnecken stören, so dass weibliche Schnecken vermännlichen. Man spricht hierbei auch von Imosex oder Pseudohermaphroditismus. Dabei werden zusätzliche männliche Organe ausgebildet, z. B. ein Penis und/oder ein Samenleiter. Das kann die betroffenen Weibchen unfruchtbar machen. Bei entsprechend hohen Konzentrationen können Schneckenpopulationen am betroffenen Ort aussterben [3].

Das durch TBT hervorgerufene Imosexphänomen wurde bereits bei ca. 150 Weichtierarten (Mollusken) festgestellt [5]. Die Purpurschnecke (*Nucella lapillus*) wird am stärksten durch TBT beeinflusst. An diesen Schnecken wurde bereits ab einer Konzentration von 2 ng/l TBT (*LOEC*) das Imosexphänomen beobachtet [5]. Bei Wasserflöhen (*Daphnia magna*) lag die *NOEC* bei 0,2 µg/l TBT [5]. Bei Austern kann TBT zu Schalendeformationen, wie dem Aufwölben der oberen Schale, führen [3].

## 4 Rechtliches

In der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) wurden Tributylzinnverbindungen (TBT) als *prioritär gefährlich* eingestuft [4]. Die Richtlinie 2008/105/EG schreibt für Tributylzinnverbindungen eine Umweltqualitätsnorm (Grenzwert) von 0,2 ng/l (1 ng = 1 millionstel mg) für Oberflächengewässer vor. Diese Konzentration soll im Jahresdurchschnitt nicht überschritten werden. In Deutschland ist diese Richtlinie durch die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) umgesetzt worden. Darin ist auch eine Umweltqualitätsnorm für Dibutylzinn (DBT) mit 0,01 µg/l in der Wasserphase bzw. 0,1 mg/kg TS im Schwebstoff bzw. Sediment enthalten.

Durch die europäische Chemikalienverordnung 1907/2006/EG (REACH) wurden EU-weit umfangreiche Beschränkungen für Verwendungen und das Inverkehrbringen zinnorganischer Verbindungen vorgeschrieben. Diese sind in Tab. 2 zusammengefasst.

Tab. 2: Verwendungsbeschränkungen von Zinnorganika in der EU (REACH Anhang XVII)

Verbindung	Geltungsdatum	Verbote
Zinnorganische Verbindungen	seit 27. Juni 2009	<p>Stoffe oder in Gemischen, die als Biozide in Farben wirken, deren Bestandteile chemisch nicht gebunden sind</p> <p>Stoffe oder in Gemischen, die als Biozide dazu dienen, an folgenden Gegenständen den Bewuchs durch Mikroorganismen, Pflanzen oder Tiere zu verhindern:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- an allen Fahrzeugen unabhängig von ihrer Länge, die auf Seewasserstraßen, Wasserstraßen im Küsten- und Ästuarbereich, Binnenwasserstraßen sowie Seen eingesetzt werden</li> <li>- an Kästen, Schwimmern, Netzen sowie anderen Geräten oder Einrichtungen für die Fisch- und Muschelzucht</li> <li>- an völlig oder teilweise untergetauchten Geräten oder Einrichtungen jeder Art.</li> </ul> <p>Stoffe oder in Gemischen, die zur Aufbereitung von Wasser im industriellen, gewerblichen und kommunalen Bereich bestimmt sind</p>
Triorganozinnverbindungen (z. B. TBT oder TPT)	seit 1. Juli 2010	Erzeugnisse mit einer Zinnkonzentration im Erzeugnis oder in Teilen davon mit mehr als 0,1 Gewichtsprozent
Dibutylzinnverbindungen (DBT)	seit 1. Januar 2012	<p>Gemischen und Erzeugnissen, die dazu bestimmt sind, an die breite Öffentlichkeit abgegeben zu werden; davon ausgenommen ist bis zum 1. Januar 2015:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ein-Komponenten- und Zwei-Komponenten-Raumtemperaturvulkanisierungs-Dichtungsmittel (RTV-1- und RTV-2-Dichtungsmittel) und Klebstoffe</li> <li>- Farben und Beschichtungen mit DBT als Katalysator</li> <li>- weiche PVC-Profile</li> <li>- Gewebe, die mit PVC beschichtet</li> </ul>

		<p>sind, das DBT-Verbindungen als Stabilisatoren enthält, wenn sie für die Verwendung im Freien vorgesehen sind</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Regenwasserleitungen, Regenrinnen und Anschlusssteile sowie Dach- und Fassadenverkleidungsmaterial im Freien</li> </ul>
Dioctylzinnverbindungen (DOT)	seit 1. Januar 2012	<p>nachstehend aufgeführten Erzeugnissen, die dazu bestimmt sind, an die breite Öffentlichkeit abgegeben oder von dieser verwendet zu werden, wenn die Konzentration von Zinn in dem Erzeugnis oder in Teilen davon 0,1 Gew.-% übersteigt:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Textilartikel mit Hautkontakt</li> <li>- Handschuhe</li> <li>- Schuhe oder Teile davon mit Hautkontakt</li> <li>- Wand- und Bodenverkleidungen</li> <li>- Babyartikel</li> <li>- Damenhygieneartikel</li> <li>- Windeln</li> <li>- Zwei-Komponenten-Raumtemperaturvulkanisierungs-Abform-Sets (RTV-2-Abform-Sets)</li> </ul>

Bis(tributylzinn)oxid (TBTO) steht seit 28.10.2008 wegen seiner *PBT*-Eigenschaften als besonders besorgniserregender Stoff auf der Kandidatenliste der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) [5]. Dibutylzindichlorid (DBTC) ist seit dem 19.12.2012 eingetragen, da es als *reproduktionstoxisch* eingestuft wurde [6].

Die Verordnung 782/2003/EG verbietet es seit dem 1. Juli 2003, zinnorganische Verbindungen auf Schiffen aufzubringen, die die Flagge eines EU-Mitgliedsstaats führen, wenn diese Stoffe als Biozide in Bewuchsschutzsystemen wirken. Seit dem 1. Januar 2008 dürfen Schiffe, die einen Hafen eines Mitgliedstaates anlaufen, nicht mit einem Bewuchsschutzsystem, das zinnorganische Verbindungen mit Biozidwirkung enthält, versehen sein. Ausgenommen sind Schiffe, die eine Deckschicht tragen, welche als Barriere ein Auslaugen dieser Verbindungen aus dem darunter liegenden nichtkonformen Bewuchsschutzsystem verhindert.

## 5 Risiken für die Umwelt

Die Auslaugung von Antifoulingfarben ist der mit Abstand wichtigste Eintragspfad für Zinnorganika in Gewässer [4]. Daneben können zinnorganische Verbindungen wie TPT als Bestandteile von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in den Boden und in Oberflächengewässer gelangen [3].

Hauptsächlich werden Zinnorganika in der Umwelt in Sedimenten und in Wasserorganismen gefunden [3]. Ein besonderes Problem stellt der Einsatz von sogenannten TBT-Self Polishing Copolymers (SPC) dar, die seit Mitte der 1970er-Jahre bis zu deren Verbot 2003 im Handel waren. Bestimmungsgemäß löste sich während der Fahrt die Farbe durch Hydrolyse Schicht für Schicht langsam und gleichmäßig ab. Entlang von Schifffahrtrouten und besonders in Häfen sind sogenannte "Hot Spots" zu finden, also Orte mit besonders hohen Konzentrationen. In Hafensedimenten wurden mehr als 10 mg/kg Trocken-substanz (TS) TBT bestimmt [3]. Ende der 1990er Jahre schätzte die Arbeitsgruppe der Umweltminister-

konferenz den Gesamteintrag von TBT in die Nordsee durch die Verwendung in Antifoulingfarben auf 45 t/a [4]. Auch in entfernten Regionen der Ozeane wird TBT nachgewiesen. Die EU-weiten Verwendungsbeschränkungen (siehe Kap. Rechtliches) haben zu nachweisbaren Rückgängen der Konzentration von TBT in Flüssen und Seen geführt [3]. Anfang der 2000er Jahre wurden in aquatischen Organismen (Muscheln, Fische) aus deutschen Flüssen typischerweise Konzentrationen zwischen 10 (Rhein, Saar) und 50 mg/kg Frischgewicht (Mittellauf der Elbe) gemessen [3]. In Schwebstoffen aus der Elbe wurden im Jahr 2004 *Medianwerte* zwischen nicht nachweisbar und 70 µg/kg TS bestimmt [4].

Durch den Eintrag aus Verbraucherprodukten gelangen Organozinnverbindungen über die Abwasserreinigung auch in Klärschlämme. Die Konzentrationen können einige mg/kg Trockensubstanz (TS) betragen. Neben MBT und DBT wird auch TBT darin nachgewiesen [3]. Werden diese Klärschlämme als Dünger ausgebracht, können die darin enthaltenen Zinnorganika in die Böden, angrenzende Oberflächengewässer oder in das Grundwasser gelangen.

Triorganische Zinnverbindungen stellen ein hohes Risiko für das aquatische Ökosystem dar, da sie schon in sehr geringen Konzentrationen Schädigungen verursachen. Durch die Wirkung als Umwelthormon sterben in weiten Meeresgebieten Muscheln und Meeresschnecken aus, die ein wichtiger Teil der Nahrungskette sind oder im Fall von Muscheln das Wasser filtern. Durch den Verzehr von Fischen können auch Menschen Zinnorganika aufnehmen. Laut RPA besteht ein signifikantes Risiko für Kinder, wenn sie über die Nahrung oder durch Kontakt mit Verbraucherprodukten (z. B. mit PVC bedruckte T-Shirts) Zinnorganyle aufnehmen [1].

## 6 Umweltrelevanz in Bayern

In den Jahren 2008 und 2009 untersuchte das LfU Klärschlämme aus 194 kommunalen Kläranlagen auf organische Spurenstoffe, darunter auch zinnorganische Verbindungen. Die Ergebnisse zeigen, dass Zinnorganika weit verbreitet sind. Fast in sämtlichen Klärschlämmen wurden Mono- und Dibutylzinn nachgewiesen. Die *Medianwerte* von Monobutylzinn und Dibutylzinn lagen bei 120 µg/kg TS im Klärschlamm. Derjenige von Tributylzinn betrug 20 µg/kg TS [7].

Seit 2002 untersucht das LfU zweimal jährlich Schwebstoffproben an 8 großen Fließgewässern auf organische Spurenstoffe. Teilweise wurden auch Zinnorganika nachgewiesen. Im Jahr 2005 wurde Tributylzinn in Konzentrationen von bis zu 30 µg/kg TS bestimmt. Die Ergebnisse aus dem Jahr 2011 sind in der nachstehenden Tab. 3 dargestellt. Die Umweltqualitätsnorm für Dibutylzinn von 0,1 mg/kg TS wird nicht überschritten. Für Tributylzinn wird die Umweltqualitätsnorm von 0,2 ng/l nach Umrechnung der Schwebstoffkonzentration in die Konzentration im Wasser nur beim Maximum mit entsprechend etwa 0,5 ng/l überschritten. Der *Median* sowie das Minimum liegen mit etwa 0,02 ng/l um ein Zehntel unterhalb der Norm. Bisher ist dem LfU kein Fall bekannt, in dem Umweltqualitätsnormen der deutschen Oberflächengewässerverordnung (OGewV) für Zinnorganyle überschritten worden wären. Eine Gefährdung der bayerischen Umwelt durch Zinnorganika ist aufgrund der bestehenden Datenlage nicht zu erkennen.

Tab. 3: Ergebnisse des Schwebstoffmonitorings an 8 bayerischen Fließgewässern aus dem Jahr 2011

Verbindung	Minimum in µg/kg TS	Maximum in µg/kg TS	<i>Median</i> in µg/kg TS
Monobutylzinn	1	80	20
Dibutylzinn	< 1 (Bestimmungsgrenze)	30	5
Tributylzinn	< 1	10	< 1

## 7 Alternativen

Als Alternative zu Zinnorganika als Stabilisatoren in PVC-Kunststoffen kommen beispielsweise Calciumorganische Stabilisatoren zum Einsatz. Auch bleibasierte Stabilisatoren wurden eingesetzt, jedoch hat die PVC-Industrie eine Selbstverpflichtungserklärung abgegeben, diese bis zum Jahr 2015 freiwillig abzuschaffen („Vinyl 2010“ und VinylPlus“) [1].

Im Herstellungsprozess von Silikondichtungen können zinnorganische Katalysatoren z. B. durch Platinkatalysatoren ersetzt werden. Platin ist jedoch teurer. Zur Polyurethanherstellung werden alternativ Katalysatoren auf Aminbasis verwendet [1].

Kupferbasierte Antifoulingmittel werden als Alternative zu TBT-Antifoulingmitteln eingesetzt. Allerdings lösen sich aus ersteren Kupferionen ( $\text{Cu}^{2+}$ ), die in der aquatischen Umwelt verbleiben und toxisch auf Wasserorganismen wirken können [3].

## 8 Weiterführende Literatur

[1] RISK AND POLICY ANALYST (RPA). 2007. Impact Assessment of Potential Restrictions on the Marketing and Use of Certain Organotin Compounds. Im Internet unter:

[http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/studies/organotins\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/studies/organotins_en.pdf)

[2] BUNDESINSTITUT FÜR RISIKOBEWERTUNG (BfR). 2011. Organozinnverbindungen in verbrauchernahen Produkten. Aktualisierte Stellungnahme Nr.034/2011 des BfR vom 2. August 2011. Im Internet unter:

[http://www.bfr.bund.de/cm/343/organozinnverbindungen\\_in\\_verbrauchernahen\\_produkten.pdf](http://www.bfr.bund.de/cm/343/organozinnverbindungen_in_verbrauchernahen_produkten.pdf)

[3] UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2003. TBT – zinnorganische Verbindungen – eine wissenschaftliche Bestandsaufnahme, mit Anhang: Produktion und Verwendung zinnorganischer Verbindungen in Deutschland. Fachöffentliche Anhörung vom 14. März 2000. Bericht des UBA und des Bundesinstituts für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin. Im Internet unter:

<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2245.pdf>

[4] HILLENBRAND, T; MARSCHIEDER-WEIDMANN, F.; STRAUCH, M.; HEITMANN, K. 2006. Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Datenblatt Tributylzinn. Im Internet unter:

<http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/tributylzinn.pdf>

[5] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.]. 2008. Member state committee support document for identification of bis(tributyltin) oxide as a substance of very high concern. Im Internet unter:

<http://echa.europa.eu/documents/10162/e2355b0a-bee7-45cf-9d81-3c28f463e510>

[6] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.]. 2012. Member state committee support document for identification of dibutyltin dichloride (DBTC) as a substance of very high concern. Im Internet unter:

<http://echa.europa.eu/documents/10162/2636961f-bcb3-4192-ac72-d298fc15e76c>

[7] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU). 2011. Analyse und Verteilungsverhalten von perfluorierten Chemikalien und anderen persistenten organischen Spurenstoffen in Klärschlamm und Boden – Teil 1: Klärschlammuntersuchungen. Im Internet unter:

[http://www.lfu.bayern.de/analytik\\_stoffe/pft\\_verteilungsverhalten/doc/endbericht\\_teil1\\_klaerschlamm.pdf](http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/pft_verteilungsverhalten/doc/endbericht_teil1_klaerschlamm.pdf)



## 9 Begriffserklärungen

adsorbieren: ein Stoff lagert sich als Gas oder Flüssigkeit an der Oberfläche eines Feststoffes an

akute Toxizität: schädliche Wirkungen, die nach kurzer Zeit auftreten, wenn ein Stoff oder Gemisch einmal oder innerhalb von 24 Stunden mehrfach verabreicht oder 4 Stunden lang eingeatmet wird

Bioakkumulation: Anreicherung eines Stoffes in einem Organismus, der entweder durch die Nahrung oder durch das umgebende Medium (z. B. Wasser) aufgenommen wurde

endokrine Disruptoren: Stoffe, die ähnlich wie natürliche Hormone wirken und dadurch das Hormonsystem stören bzw. beeinflussen. Solche Stoffe werden auch als Umwelthormone bezeichnet.

LOEC (lowest observed effect concentration): geringste Konzentration eines Stoffes im umgebenden Wasser, bei der eine statistisch signifikante Wirkung auf den untersuchten Organismus festgestellt wurde

Medianwert: Der Median oder Zentralwert ist der Wert in der Mitte einer nach der Größe sortierten Datenreihe. Die Hälfte der Werte ist kleiner, die andere Hälfte größer.

NOEC (no observed effect concentration): höchste Konzentration eines Stoffes in subchronischen oder chronischen (Langzeit-)Studien, bei der keine statistisch signifikante behandlungsbedingte Wirkung beobachtet werden kann

PBT: Der betreffende Stoff ist persistent, bioakkumulierend und toxisch

persistent: langlebig, Stoff bleibt über lange Zeit unverändert in der Umwelt. Er wird kaum abgebaut.

prioritär gefährlich: Nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) werden Stoffe so genannt, die nach einem in dieser Richtlinie beschriebenen Verfahren bestimmt werden, und für die die europäischen Mitgliedstaaten Maßnahmen ergreifen müssen, um Emissionen in Gewässer auszuschließen oder zu vermindern

reproduktionstoxisch: fortpflanzungsgefährdend

---

### Impressum:

Herausgeber:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg

Telefon: 0821 9071-0  
Telefax: 0821 9071-5556  
E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: <http://www.lfu.bayern.de>

Postanschrift:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
86177 Augsburg

Bearbeitung:  
Ref. 76

Bildnachweis:  
LfU

Stand:  
Januar 2013



## Stoffinformationen

# Anthracen

Dieses Informationsblatt beschreibt den Stoff Anthracen, sein Vorkommen und seine Verwendungen, Eigenschaften und Wirkungen, chemikalienrechtliche Aspekte, Risiken für die Umwelt sowie Alternativen.

*Kursiv* gesetzte Fachbegriffe werden am Ende erklärt.

## 1 Vorkommen und Verwendungen

Industriell wird Anthracen in einem mehrstufigen Destillationsprozess aus Steinkohlenteer gewonnen. In diesem Teer ist leichtes Anthracenöl mit einem Anthracen-Gehalt von etwa 6 Gewichtsprozent enthalten [1]. Im Jahr 2001 wurden in der EU (15 Mitgliedsstaaten) 1150 Tonnen reines Anthracen produziert [2]. Anthracen wurde hauptsächlich zu Anthrachinon weiterverarbeitet, das zur Herstellung bestimmter Farbstoffe verwendet wird. Seit dem Jahr 2003 wird Anthracen in der EU nicht mehr verwendet. Damals wurden die Produktionen von Anthrachinon und Anthracen-9-Aldehyd, einem weiteren Produkt aus Anthracen, eingestellt. Etwa 0,2 Tonnen Anthracen werden jährlich noch für pyrotechnische Zwecke in Film und Theater bzw. in Forschungslaboratorien eingesetzt [1].

Außerdem kann Anthracen als Produkt *unvollständiger Verbrennung* organischen Materials natürlich oder durch menschliche Aktivitäten entstehen [3]. Beispielsweise ist es in Autoabgasen und Tabakrauch enthalten. Es kann auch beim Kochen oder Grillen auf offener Flamme gebildet werden [1].

## 2 Eigenschaften

Anthracen gehört zur Stoffgruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), die aus mehr als 200 Einzelverbindungen besteht. Anthracen gehört zu einer Untergruppe von 16 PAK, die besonders giftig, krebserzeugend oder *gentoxisch* (z. B. Benzo[a]pyren) sind und häufig gemeinsam in der Umwelt nachgewiesen werden. Nach einem Vorschlag der amerikanischen Umweltbehörde EPA bezeichnet man diese Untergruppe als EPA-PAK.

Die Molekülstruktur von Anthracen besteht aus drei aneinandergereihten Benzolringen, die nur aus Kohlenstoff- und Wasserstoffatomen aufgebaut sind. Die Strukturformel ist in Abb. 9 dargestellt.

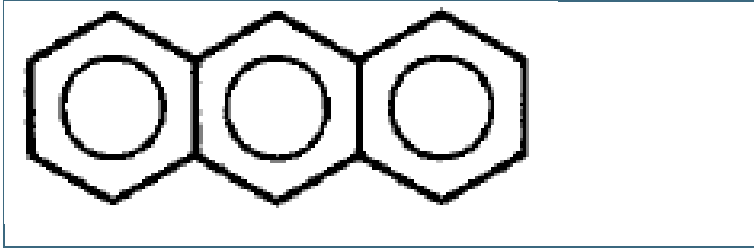


Abb. 9:  
Strukturformel von  
Anthracen

Bei Raumtemperatur ist Anthracen ein kristalliner Feststoff. Der Schmelzpunkt wird mit 216°C angegeben und der Siedepunkt beträgt 342°C [4]. Die Löslichkeit von Anthracen in Wasser ist mit 0,05 mg/l bei Raumtemperatur sehr gering [4].

Der Octanol-Wasser Verteilungskoeffizient  $\log K_{OW}$  beträgt ca. 5 [4]. Anthracen neigt stark dazu, an Partikeln und organischem Material zu *adsorbieren*.

In wässrigen Systemen ist Anthracen stabil [4]. Es ist *persistent* und kann sich in Organismen anreichern (*bioakkumulieren*). Für Fische wurde ein Biokonzentrationsfaktor (*BCF*) von 6800 l/kg bestimmt [2]. Eine Anreicherung über die Nahrungskette findet bei Fischen nicht statt [2].

In der Atmosphäre hat Anthracen eine *Halbwertszeit* von ca. 3 Stunden, da es durch OH- und NO<sub>3</sub>-Radikale, sowie Ozon (O<sub>3</sub>) *photooxidiert* wird [4].

### 3 Wirkungen

Unter Einwirkung von Sonnenlicht (UV-Strahlung) ist Anthracen sowohl *akut* als auch *chronisch giftig* für Wasserorganismen [1]. Für den Blauen Sonnenbarsch wurde ein 96 h *LC<sub>50</sub>-Wert* von etwa 17 µg/l bei einer UV-Intensität, die einer Wassertiefe von 60 cm entspricht, bestimmt [1]. Für Wasserflöhe (*Daphnia magna*) wurde eine *NOEC* von 2 µg/l bestimmt [1]. In einer Toxizitäts-Studie mit Wasserflöhen (*Daphnia magna*) konnte beispielsweise gezeigt werden, dass die Anzahl an unbeweglichen Tieren deutlich ansteigt, wenn mehrere PAK zusammen eingesetzt werden. Wird der Test mit einzelnen PAK durchgeführt, ist die toxische Wirkung gering [6].

In Verbindung mit UV-Strahlung kann Anthracen möglicherweise die Erbsubstanz (DNS), Eiweiße (Proteine) und Fette (Lipide) von Tieren schädigen. Ohne UV-Strahlung gilt Anthracen jedoch als nicht *gentoxisch* [1]. Im Gegensatz zu anderen PAK wie Benzo[a]pyren ist Anthracen nicht krebserregend [1].

### 4 Rechtliches

Anthracen ist als *PBT*-Stoff eingestuft. Es wurde daher von der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) im Oktober 2008 als sogenannter „besonders besorgniserregender Stoff“ („substance of very high concern, SVHC) und damit als „Kandidat“ für das im europäischen Chemikalienrecht neue Zulassungsverfahren identifiziert.

In der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) ist Anthracen wegen seiner *PBT*-Eigenschaften als *prioritär gefährlicher* Stoff eingestuft. Für Oberflächengewässer wurde eine Umweltqualitätsnorm (Grenzwert) von 0,1 µg/l festgelegt (Richtlinie 2008/105/EG). In Deutschland ist dieser Grenzwert in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) umgesetzt.

## 5 Risiken für die Umwelt

Anthracen gelangt beispielsweise über industrielle Verbrennungsprozesse, Hausfeuerungsanlagen, Verkehrsabgase und bei Herstellungsprozessen in die Umwelt, wo es hauptsächlich über die Luft weiter verteilt wird [1]. Auch in Tabakrauch konnte es nachgewiesen werden [1].

Es reichert sich vor allem in Böden und Sedimenten an und ist dort sehr langlebig. Beispielsweise wurden in einem Sediment Halbwertszeiten für Anthracen von bis zu 210 Tagen und in einem Boden von ca. 8 Jahren gemessen. Die Abbaubarkeit wird hier durch die geringe Wasserlöslichkeit und die starke Tendenz, an Partikeln und organisches Material zu binden, eingeschränkt [4].

Menschen können Anthracen mit der Luft einatmen. In europäischen Städten wurden typische Konzentrationen unterhalb von  $10 \text{ ng/m}^3$  gemessen [1]. Überwiegend wird Anthracen mit der Nahrung - wie Räucherware oder auf offener Flamme gekochte bzw. gegrillte Waren - aufgenommen. Ein Kilogramm Grillfleisch kann bis zu  $7 \text{ }\mu\text{g}$  Anthracen enthalten [1]. Menschen nehmen äußerst wenig Anthracen aus der Umwelt auf [1].

## 6 Umweltrelevanz in Bayern

Das LfU hat in den Jahren 2005 bis 2010 Anthracen stichprobenartig in Schwebstoffproben aus bayerischen Fließgewässern bestimmt. Die Ergebnisse sind in der nachfolgenden Tab. 4 dargestellt. Ein Trend ist im Vergleich der Jahre nicht zu erkennen. Bei Messungen in Oberflächengewässern, bei denen aufgrund der Gefährdungsabschätzung ggf. mit PAK-Belastungen zu rechnen war, führte das LfU innerhalb eines Jahres monatliche Messungen durch. In keinem Fall wurde vom Jahresmittelwert die in der deutschen Oberflächengewässerverordnung (OGewV) festgelegte Umweltqualitätsnorm (UQN) von  $0,1 \text{ }\mu\text{g/l}$  überschritten. Eine Gefahr für die Umwelt in Bayern ist daher nicht erkennbar.

Tab. 4: Ergebnisse des Schwebstoffmonitorings an 8 bayerischen Fließgewässern aus den Jahren 2005 bis 2010

Fließgewässer	Minimum in mg/kg TS	Maximum in mg/kg TS	Median in mg/kg TS
Donau (3 Messstellen)	< 0,01 (Bestimmungsgrenze)	0,07	0,03
Isar	< 0,01	0,11	0,03
Lechkanal	< 0,01	0,09	0,05
Main	< 0,01	0,11	0,03
Regnitz	0,03	0,08	0,05
Sächsische Saale	< 0,01	0,33	0,09

## 7 Alternativen

Unvollständige Verbrennungsprozesse organischen Materials sollten minimiert werden, um Emissionen in die Umwelt zu verringern. Um der Luftverschmutzung zuhause vorzubeugen, hat das LfU das Informationsblatt „[Kaminöfen umweltfreundlich heizen](#)“ in der Rubrik „UmweltWissen“ herausgegeben. Die Broschüre informiert über den richtigen Umgang mit dem Brennstoff „Holz“, über das Anheizen und das richtige Nachlegen.

Alternativen für die Verwendung von Anthracen in der Pyrotechnik und der Forschung liegen nicht vor [2]. Diese Anwendungen tragen nur wenig zur Gesamtemission bei.

## 8 Weiterführende Literatur

[1] EUROPÄISCHES CHEMIKALIENBÜRO (ECB) [Hrsg.]. 2008. EU Risk Assessment Report of Anthracene, Berichtersteller: Griechenland. Im Internet unter:

[http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk\\_assessment/REPORT/anthracenereport316.pdf](http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk_assessment/REPORT/anthracenereport316.pdf)

[2] Europäische Chemikalienagentur (ECHA) [Hrsg.]. 2008. Annex XV dossier Anthracene – Proposal for identification of a substance as a CMR cat 1 or 2, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern. Im Internet unter: <http://echa.europa.eu/documents/10162/b1ba73fd-44fd-4c4e-8127-203a9a49c51b>

[3] HILLENBRAND, T.; MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F.; STRAUCH, M.; HEITMANN, K. 2006. Datenblatt Nr. 28: Datenblatt PAK, Anthracen, Naphthalin und Fluoranthen. Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Im Internet unter:

[http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/pak\\_anthracen\\_naphthalin\\_und\\_fluoranthen.pdf](http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/pak_anthracen_naphthalin_und_fluoranthen.pdf)

[4] EUROPÄISCHE CHEMIKALIENAGENTUR (ECHA) [Hrsg.]. 2008. Member state committee support document for identification of anthracene as a substance of very high concern. Im Internet unter:

<http://echa.europa.eu/documents/10162/242e396a-24dc-4c9c-a27a-d8686a241fab>

[5] UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2012. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe – Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? Im Internet unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4372.pdf>

[6] SMITH, K. E. C; SCHMIDT, S. N.; DOM, N.; BLUST, R.; HOLMSTRUP, M.; MAYER, P. 2013. Baseline Toxic Mixtures of Non-Toxic Chemicals: "Solubility Addition" Increases Exposure for Solid Hydrophobic Chemicals. In: Environ. Sci. Technol. 2013. 47 (4), S. 2026-2033

## 9 Begriffserklärungen

adsorbieren: ein Stoff lagert sich als Gas oder Flüssigkeit an der Oberfläche eines Feststoffes an

akute Toxizität: schädliche Wirkungen, die nach kurzer Zeit auftreten, wenn ein Stoff oder Gemisch einmal oder innerhalb von 24 Stunden mehrfach verabreicht oder 4 Stunden lang eingeatmet wird

Bioakkumulation: Anreicherung eines Stoffes in einem Organismus, der entweder durch die Nahrung oder durch das umgebende Medium (z. B. Wasser) aufgenommen wurde

Biokonzentrationsfaktor (BCF): Der BCF gibt das Verhältnis der Stoffkonzentration im umgebenden Medium im Vergleich zur Konzentration im Organismus an.

chronische Toxizität: Giftigkeit eines Stoffes bei wiederholter oder kontinuierlicher Aufnahme über einen längeren Zeitraum. Im Gegensatz zur akuten Toxizität sind die Symptome erst nach einer längeren Zeitspanne zu beobachten und können sogar erst nach Ende der Exposition auftreten.

gentoxisch: Schädigung der Erbsubstanz

Halbwertszeit: Zeitintervall, nach dessen Verlauf nur noch die Hälfte der ursprünglichen Konzentration eines Stoffes vorhanden ist

LC<sub>50</sub>-Wert (letal concentration): Konzentration eines Stoffes in Wasser, bei der in Tests 50 % der Versuchstiere sterben

log  $K_{OW}$ : Die Zahl beschreibt die Verteilung eines Stoffes zwischen Wasser und Fett. Je größer der Wert ist, desto mehr reichert er sich in organischem Material z. B. im Fettgewebe lebender Organismen an.

Medianwert: Der Median oder Zentralwert ist der Wert in der Mitte einer nach der Größe sortierten Datenreihe. Die Hälfte der Werte ist kleiner, die andere Hälfte größer.

NOEC (no observed effect concentration): höchste Konzentration eines Stoffes in subchronischen oder chronischen (Langzeit-)Studien, bei der keine statistisch signifikante behandlungsbedingte Wirkung beobachtet werden kann

PBT: Der betreffende Stoff ist persistent, bioakkumulierend und toxisch.

persistent: langlebig, Stoff bleibt über lange Zeit unverändert in der Umwelt. Er wird kaum abgebaut.

Photooxidation: Oxidation von Luftschadstoffen unter Einwirkung von Lichtenergie

prioritär gefährlich: Nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) werden Stoffe so genannt, die nach einem in dieser Richtlinie beschriebenen Verfahren bestimmt werden, und für die die europäischen Mitgliedstaaten Maßnahmen ergreifen müssen, um Emissionen in Gewässer auszuschließen oder zu vermindern

unvollständige Verbrennung: Ist bei einem Brand zu wenig Sauerstoff vorhanden, kommt es zu einer unvollständigen Verbrennung. Es entstehen neben Kohlendioxid auch Kohlenmonoxid und Kohlenstoff (Ruß). Je niedriger die Temperatur des Feuers und je weniger Sauerstoff zur Verfügung steht, desto unvollständiger verbrennen die Materialien und desto mehr PAK entstehen.

---

### Impressum:

Herausgeber:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg

Telefon: 0821 9071-0  
Telefax: 0821 9071-5556  
E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: <http://www.lfu.bayern.de>

Postanschrift:  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
86177 Augsburg

Bearbeitung:  
Ref. 76

Bildnachweis:  
LfU

Stand:  
Februar 2013

