

Anhang D: Stoffflussanalyse - Aktualisierung und Ergänzungen für ausgewählte Stoffe - DEHP, NP, OP, PAK, Pb

**Bestandsaufnahme der Emissionen,
Einleitungen und Verluste nach Art. 5
der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2
OGewV in Deutschland**

Methodenpapier

**Stoffflussanalyse
Aktualisierung und Ergänzungen
für ausgewählte Stoffe
- DEHP, NP, OP, PAK, Pb –**

Fraunhofer-Institut für System- und
Innovationsforschung ISI

Breslauer Straße 48
76139 Karlsruhe
☎ 0721-6809-0

Ansprechpartner:
Dr. Felix Tettenborn (-431)
Dr. Thomas Hillenbrand

Karlsruhe, Januar 2014

Inhalt

1	Einführung	7
2	Methodenbeschreibung	8
2.1	Ziel der Stoffflussanalyse.....	8
2.2	Vorgehen – Bilanzierung.....	8
3	Stoffflussanalysen	10
3.1	Diethylhexylphthalat (DEHP).....	10
3.1.1	Stoffspezifische Regelungen.....	10
3.1.2	Produktion und Verwendung.....	10
3.1.3	Umweltrelevanz und Umweltverhalten	11
3.1.4	Umweltkonzentrationen von DEHP	11
3.1.5	Stoffflüsse DEHP	11
3.2	Nonylphenol (NP)	16
3.2.1	Produktion und Verwendung.....	16
3.2.2	Umweltrelevanz und Umweltverhalten	17
3.2.3	Umweltkonzentrationen von Nonylphenol	17
3.2.4	Stoffflüsse Nonylphenol	17
3.3	Octylphenol (OP)	20
3.3.1	Stoffspezifische Regelungen.....	20
3.3.2	Produktion und Verwendung.....	20
3.3.3	Umweltrelevanz und Umweltverhalten	21
3.3.4	Umweltkonzentrationen Octylphenol.....	21
3.3.5	Stoffflüsse Octylphenol	23
3.4	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	26
3.4.1	Stoffspezifische Regelungen.....	27
3.4.2	Produktion und Verwendung.....	28
3.4.3	Umweltkonzentrationen	29

3.4.4	Stoffflüsse PAK.....	30
3.5	Blei (Pb).....	33
3.5.1	Stoffspezifische Regelungen.....	33
3.5.2	Produktion und Verwendung.....	34
3.5.3	Monitoringergebnisse und Emissionen in die Gewässer	34
3.5.4	Stoffflüsse Blei (Pb)	34
3.5.5	Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen in Gewässer	35
4	Zusammenfassung	37
5	Literatur	39
6	Anhang	44
6.1	ad Blei (Pb).....	44
6.1.1	Stoffspezifischen Regelungen bzgl. Emissionen in Gewässer und Gewässerqualität	44
6.1.2	Bezogen auf Emissionen in die Luft.....	45
6.1.3	Bezogen auf Emissionen in Böden	46
6.1.4	Bezogen auf Emissionen aus Produkten.....	47
6.2	ad Nonylphenol.....	49

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Qualitative DEHP Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr für den Zeitraum 2008/2010 in Deutschland	15
Abbildung 2:	Qualitative Nonylphenol Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr für den Zeitraum 2008/2010 in Deutschland	19
Abbildung 3:	Entwicklung der Octylphenol-Einträge über industriellen Einleiter in Deutschland (Thru.de 2013)	24
Abbildung 4:	Qualitative Octylphenol Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr für den Zeitraum 2010-2013 in Deutschland	25
Abbildung 5:	Entwicklung der atmosphärischen PAK-Emissionen und des Anteils von Hausfeuerungsanlagen. PAK: BaP, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3,-cd)pyrene (Quelle: POP Berichterstattung atmosphärische Emissionen (UBA 2013)).....	31
Abbildung 6:	Qualitative PAK Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr, Deutschland 2008/2010.....	32
Abbildung 7:	Qualitative Blei Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr, Deutschland 2008/2010, basierend auf (Hillenbrand et al., 2007	35

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	DEHP Emissionen aus Herstellung, Verarbeitung und über den Gebrauch und Entsorgung von Endprodukten in der EU 2007 nach COWI, IOM & Entec (2009, zitiert in ECHA 2009)	12
Tabelle 2:	Entsprechend COWI, IOM & Entec (2009) abgeleitete DEHP-Emissionen für Deutschland, 2010-2013.....	14
Tabelle 4:	Umweltqualitätsnormen (UQN) für Octylphenol (EU-Richtlinie 2008/105/EG, OGeV 2011, Anlage 7)	21
Tabelle 5:	Ablaufkonzentrationen Octylphenol bei zwei kommunalen Kläranlagen im deutschen Ostsee-einzugsgebiet; Messungen zwischen Sept. 2009 bis Aug. 2010 (COHIBA)	22
Tabelle 6:	Octylphenolkonzentrationen im Klärschlamm im deutschen Ostsee-einzugsgebiet; Messungen zwischen Sept. 2009 bis Aug. 2010 (COHIBA)	22
Tabelle 7:	Octylphenolkonzentrationen in Industrieabwasser im deutschen Ostsee-einzugsgebiet; Messungen zwischen Sept. 2009 bis Aug. 2010 (COHIBA).....	22
Tabelle 8:	PAK Stoffgruppen	27
Tabelle 9:	Weltweite Produktion und Förderung von Blei von 2004 bis 2012 (ILZSG, 2013) (in 1000 Tonnen)	33
Tabelle 10:	Regionalisierbarkeit der Stoffflussbetrachtungen	38
Tabelle 11:	Aus- und Einfuhr (Außenhandel): Deutschland, Aufspaltung des Oberbegriffs Textilien (2012) (Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2013).....	49

1 Einführung

Im Rahmen der Durchführung der ersten Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der Richtlinie (RL) 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGewV wird für ausgewählte Stoffe in Deutschland eine Stoffflussanalyse (SFA) durchgeführt. Dieser methodisch komplexe, auf Quellen bezogene Ansatz benötigt eine Vielzahl von Eingangsdaten. Er berücksichtigt das Gesamtsystem von den Hauptquellen der Stofffreisetzung an und ergänzt den Ansatz der Regionalisierten Pfadanalyse (RPA), über den eine nach Eintragspfaden und räumlich differenzierte Aussage zu Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer erstellt wird.

Die Stoffauswahl für die SFA basiert sowohl auf der Bedeutung, d.h. Relevanz der einzelnen Stoffe in den Flussgebietseinheiten (s. Arbeitspapier-1 „Relevanzabschätzung“ — zur Durchführung der Bestandsaufnahme) als auch auf Datenverfügbarkeit. Das Vorgehen zur Stoffauswahl ist im Arbeitspapier-3 „Auswahl des stoffspezifischen methodischen Vorgehens“ zur Durchführung der Bestandsaufnahme beschrieben. Im Rahmen der ersten Bestandsaufnahme wurden folgende Stoffe für die Stoffflussanalyse ausgewählt: Blei, PAK16 als Summenparameter, DEHP, Nonylphenol und Octylphenol.

Die mit Produktion, Verarbeitung, Verwendung und Entsorgung verbundenen Stoffströme sind über die Abwasser-, Abgas-, Abfall- und Produktpfade im Allgemeinen auf vielfältige Weise miteinander verknüpft, so dass es oft schwierig ist, einzelnen Verwendungsbereichen direkt die unterschiedlichen Umweltbelastungen zuzuordnen. In vorangegangenen Projekten (s. u.a. Hillenbrand et al. 2005; Hillenbrand 2007) wurden daher bereits Stoffströme und Massenflüsse für verschiedene Schwermetalle sowie für Nonylphenol, Nonylphenoethoxylate und Octylphenol erarbeitet. Die mit den einzelnen Stufen dieser Stoffströme verbundenen Mengen sollen auf Basis

- aktueller Produktionszahlen und Verwendungsmengen,
- aktualisierter Angaben zu Luftemissionen bzw. zu Einträgen über atmosphärische Deposition und
- aktualisierter Einträge über die jeweils relevanten Verwendungsbereiche

überprüft, aktualisiert und bei Bedarf ergänzt werden. Hierbei werden die in dem Modellinstrument MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) verwendeten Eintragspfadtypen berücksichtigt.

Das vorliegende Methodenpapier dient der Darstellung des methodischen Ansatzes und der verwendeten Eingangsdaten der Stoffflussanalyse sowie zur Einschätzung der Aussagekraft der Ergebnisse der Modellierung und zur Identifikation von Datenlücken.

2 Methodenbeschreibung

2.1 Ziel der Stoffflussanalyse

Die Stoffflussanalyse dient, vorgelagert zur Stoffeintragsmodellierung, der Identifizierung relevanter Anwendungsbereiche und Eintragspfade und kann als Grundlage für die Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen verwendet werden.

Im Rahmen der Stoffflussanalyse werden die wesentlichen Emissionsquellen in die Umwelt und Senken der betrachteten Stoffe erfasst und soweit möglich (Datenverfügbarkeit) quantifiziert, um darauf aufbauend die wesentlichen Eintragspfade in die Gewässer ermitteln zu können.

Die räumliche Betrachtungsebene der hier aufgeführten Stoffflussbetrachtungen ist Deutschland.

2.2 Vorgehen – Bilanzierung

Das methodische Vorgehen zur Durchführung der Stoffflussanalysen umfasst folgende wesentliche Arbeitsschritte:

- 1) Stoffspezifisch werden zunächst die relevanten Anwendungsbereiche und Vorkommen sowie Produkte und Produktgruppen, die die Stoffe enthalten, ermittelt,
- 2) Anschließend werden produktspezifische Stoffflüsse über Stoffkonzentration in den Produkten und die Größe der Produktflüsse erfasst.
- 3) Über die Kombination der Produktbilanzen können dann Aussagen über die Relevanz der einzelnen Stoffeintragspfade getroffen werden.

Um eine Übertragung auf eine nachfolgende Stoffeintragsmodellierung zu ermöglichen, werden hierbei die in MoRE zugrundeliegenden Eintragspfade berücksichtigt.

Entscheidend für eine aussagekräftige Stoffflussbetrachtung sind zum einen die Datenverfügbarkeit und die jeweilige Datenqualität der einzelnen Bereiche der Stoffflüsse. Die notwendigen stoffspezifischen Informationen/Daten beruhen im Wesentlichen auf:

- Daten aus Literatur (u.a. Forschungsberichte)
- verfügbaren Statistiken (z.B. Produktions- und Verwendungsmengen)
- Auswertung des PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) Schadstoffregisters (Thru.de)

- Daten aus dem Stoffvollzug (REACH-Prozess)
- Expertengespräche

Die im Rahmen der Bestandsaufnahme durchgeführten Stoffflussanalysen bauen auf den vorliegenden Vorarbeiten (u.a. *Böhm et al. 2002; Hillenbrand et al. 2007; Mathan, Marscheider-Weidemann et al. 2012*) auf. In diesem Zusammenhang erfolgt eine Aktualisierung von vorhandenen Analysen, eine Übertragung von internationalen Erkenntnissen (u.a. *Mathan et al. 2012*) auf die Situation in Deutschland, und eine Zusammenstellung neuer Betrachtungen.

3 Stoffflussanalysen

3.1 Diethylhexylphthalat (DEHP)

Diethylhexylphthalat (DEHP) oder auch Bis(2-Ethylhexyl)-Phthalat gehört zur Familie der Phthalsäureester und ist als additiver Weichmacher weit verbreitet. Die Gruppe der Phthalsäureester sind im Allgemeinen farblose, wenig wasserlösliche, schwer flüchtige Flüssigkeiten, deren flüssiger Aggregatzustand über einen großen Temperaturbereich (-50 °C bis +384 °C) erhalten bleibt (*Weber-Mußmann 2012*). Aufgrund der negativen Einschätzung hinsichtlich ihrer Wirkung auf die menschliche Gesundheit ersetzt die europäische Kunststoffindustrie zunehmend DEHP durch längerkettige Phthalate oder andere Weichmacher wie Chlorparaffine, Phosphor- und Fettsäureester oder Polyester (*UBA 2013*).

3.1.1 Stoffspezifische Regelungen

Die Verwendung von DEHP ist nach Richtlinie (EU) Nr. 143/2011 eingeschränkt. Auf Basis der Bedarfsgegenständeverordnung Anlage 1 ist geregelt, dass DEHP nicht in Spielzeug und Babyartikel verwendet werden darf. DEHP, DiBP und DnBP sind auf der Kandidatenliste für besonders besorgniserregende Stoffe zur Autorisierung gelistet (www.echa.europa.eu). DEHP-haltige Produkte müssen daher entsprechend gekennzeichnet werden.

3.1.2 Produktion und Verwendung

DEHP wird durch die Veresterung von Phthalsäureanhydrid mit 2-Ethyl-Hexanol hergestellt. Laut (*Hillenbrand et al. 2006*) wurde „DEHP [...] in großen Mengen und zu 97% als Weichmacher in PVC verwendet“. Inzwischen sind die eingesetzten Phthalatmengen, insbesondere DEHP, laut *Ceresana (2013)* stark rückläufig. Flexibles PVC wird in vielen verschiedenen Artikeln wie z.B. Baumaterial (z.B. Bodenbeläge), Kabeln, Profilen und Dächern sowie medizinische Produkte (Blutbeutel, Dialyseausrüstung usw.) verwendet (*UBA 2011; Weber-Mußmann 2012*). Laut *UBA (2011)* hat DEHP jedoch an Bedeutung verloren, da es aufgrund von Toxizitätseinstufungen und Verwendungsbeschränkungen beziehungsweise –verboten in den verschiedensten industriellen Prozessen durch andere Phthalate wie Di-iso-Nonylphthalate (DiNP) und Di-iso-decylphthalate (DiDP) substituiert wurde.

3.1.3 Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Bis(2-ethylhexyl)phthalat ist gemäß Verordnung EG 1272/2008 in die Reproduktionstoxizitätskategorie 1B eingestuft. Gemäß EU-Richtlinien 67/548/EWG bzw. 1999/45/EG kann es die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen und das Kind im Mutterleib schädigen.

Phthalate so auch DEHP sind nahezu ubiquitär. Ursachen hierfür sind u.a. hohe Produktions- und Anwendungsmengen (vor allem in der Vergangenheit) als auch eine Vielzahl von Einsatzbereichen. Die Freisetzung erfolgt bei der Herstellung und Verarbeitung sowie bei Nutzung und Entsorgung phthalathaltiger Gebrauchsgüter. Das „wash-out“ der Atmosphäre ist war zumindest früher offensichtlich eine Hauptquelle der Phthalate für die Gewässer. Dadurch kommt es zu diffusen Eintragsquellen in die Umwelt sowie zu Bio- und Geoakkumulationstendenzen [(Koch 1995) zitiert in (Weber-Mußmann 2012)].

Nach Rippen (2000 zitiert in UBA 2005) wird geschätzt, dass 10.000-150.000 Tonnen (t) pro Jahr bzw. 1-5 Prozent (%) (Leisewitz & Schwarz 1997 zitiert in UBA 2005) der gesamten DEHP-Produktion direkt in die Umwelt gelangen. Nach Fiege et al. (2000 zitiert in Weber-Mußmann 2012) zeigen Untersuchungen an Sedimenten, dass der ehemals bedeutende Eintragspfad Abwassereinleitung heutzutage dank verbesserter Abwasserbehandlung keine Rolle spielt. Die Belastung der Sedimente mit Phthalaten schwankt innerhalb weiter Grenzen stark. Auch in biologischem Material treten starke Schwankungen auf. Im Boden scheinen die Phthalate an Huminstoffe gebunden zu sein, was für ihre Mobilität wesentlich ist.

3.1.4 Umweltkonzentrationen von DEHP

Eine Zusammenstellung von Monitoringergebnissen und den daraus abgeleiteten Emissionen in die Gewässer ist dem Methodenpapier zur Regionalisierten Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE (Dimitrova et al. 2013) zu entnehmen.

3.1.5 Stoffflüsse DEHP

Laut REACH wurden 2007 in der EU 291.000 t DEHP hergestellt. Rund 90 % des hergestellten DEHP wurde als Weichmacher in der Weich-PVC und in anderen Polymerisaten verwendet, die restlichen Prozente in der nicht-polymeren Industrie. Aufgrund der anhaltenden gesundheitlichen Bedenken und entsprechender Anwendungsverbote wird erwartet, dass der Markt für „Phthalat-Weichmacher, insbesondere DEHP, weitaus schneller Marktanteile an phthalatfreie Produkte als in der Vergangenheit verliert“ (Ceresana 2013). Entsprechend Ceresana (2013) werden in

Westeuropa in neuen Anlagen fast ausschließlich phtalatreie Weichmacher verwendet. So hat beispielsweise die BASF AG, Ludwigshafen, im Jahr 2005 die Produktion von DEHP in Europa, aufgrund des abnehmenden Marktes für DEHP, eingestellt (*Kunststoff Industrie 2005*). Entsprechend können Angaben zu DEHP-Emissionen in der EU aus Herstellung, Transport zur Verarbeitung, Zubereitung, Verarbeitung aus dem Hintergrundpapier der *ECHA (2009)*, für das Jahr 2007, nicht auf die Jahre 2010-2013 oder die Situation in Deutschland übertragen werden.

Tabelle 1: DEHP Emissionen aus Herstellung, Verarbeitung und über den Gebrauch und Entsorgung von Endprodukten in der EU 2007 nach COWI, IOM & Entec (2009, zitiert in ECHA 2009)

	Emissionen in die Luft in t/a	Emissionen in den Boden in t/a	Emissionen in das Abwasser in t/a
Herstellung	1	4	220
Transport zur Verarbeitung	0	0	29
Zubereitung	30	1	97
Verarbeitung	174	41	125
Produktnutzung innen	380	0	1.240
Nutzung außen ohne Abrasion	30	3.980	500
Nutzung außen mit Abrasion	5	3.500	1.200
Entsorgung und Recycling	9	48	10
Summe	600	7.600	3.400

In den polymeren Produkten wie Kabel, Folien, Beläge usw. wurden 2007 in der EU 230.000 t/a, somit 80 % der Gesamt-DEHP-Produktion, verwendet (*COWI, IOM & Entec 2009*). Der geringste Anteil wurde bei nicht-polymeren-Erzeugnissen verwendet.

DEHP fand und findet laut *REACH, BfR* (Bundesinstitut für Risikobewertung) und *LGL* (Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit) in folgenden Produkten Einsatz:

- Als Weichmacher:
 - Kabelisolierungen
 - Bodenbeläge: PVC-Boden, Teppiche
 - Rohre, Leitungen, Schläuche
 - Folien, Verpackungen, Bänder
 - Planen, Wand-bzw. Deckenverkleidungen (Tapeten)
 - Automobilteilen
- In Bedarfsgegenständen: Für Lebensmittel, Spielzeug, Schreibwaren/Bürobedarf

- In der Medizin: Infusion- u. Dialysebeutel, Blutbehälter, Handschuhe, Kontaktlinsen
- Als Zusatzstoff: Beton, Klebstoffen, Farben/Lacke, Dichtungsmassen
- Als Emulgator: Kosmetika
- Als Hilfsstoff: Pharmaka, Textilien/Bekleidung, Beschichtungssysteme/-gewebe
- Als Entschäumer: Papierherstellung
- Als Dielektrikum: Kondensatoren

Von einer Firma in Deutschland wurden 2009 bei der Herstellung von org. Grundstoffen 1,25 t DEHP in die Luft freigesetzt (*Thru.de 2013*). Für 2011 liegen bei *Thru.de* jedoch keine DEHP Freisetzung in die Luft mehr vor.

Ausgehend davon, dass Emissionen aus dem industriellen Bereich entsprechend *Thru.de (2013)* keine Rolle mehr spielen, gleichzeitig, die Produktlebenszeit z.T. mehrere Jahre betragen kann, sind die relevanten Emissionsquellen die Produktnutzungen, die in erheblichen Emissionen in den Boden (für Produktnutzung außen) und in nicht unerhebliche Emissionen in das Abwasser resultieren (Produktnutzung innen). Produktnutzungen außen resultieren nach *ECHA (2009)* vor allem aus Emissionen von Untergrundkabeln und von Abnutzungen und Verlust von Produkten in der Umwelt. Produktnutzungen innen stammen vor allem aus dem Wischen von Kunststoffbodenbelägen und Wandbeschichtungen, die jeweils aufgrund ihrer großen Oberfläche verhältnismäßig große Emissionen erwarten lassen.

Ausgehend von einer Lebensdauer von durchschnittlich 15 Jahren für Bodenbeläge und ähnliche DEHP-haltige Produkte (*vgl. LG Wiesbaden (WM 1991,554)*: 10 Jahre für Kunststoffbodenbeläge) und einer Übertragung der EU-Werte auf Deutschland anhand der Bevölkerungszahlen, kann von den in Tabelle 2 dargestellten Emissionen in das Abwasser ausgegangen werden.

Demgegenüber stehen, bei einer durchschnittlichen Abwasserkonzentration von 0,46 µg/l (*Dimitrova et al. 2013*) und einem Gesamtabwasseranfall in Deutschland von rund 10 Mrd. m³ pro Jahr, Einträge von 5,1 t/a.

Tabelle 2: Entsprechend COWI, IOM & Entec (2009) abgeleitete DEHP-Emissionen für Deutschland, 2010-2013

	Emissionen in die Luft in t/a	Emissionen in den Boden in t/a	Emissionen in das Abwasser in t/a
Produktnutzung innen	36-49	0	120-160
Produktnutzung außen	3-4	720-960	160-220
Entsorgung und Recycling	~1	5-6	~1

Neben der Nutzung von Produkten spielen aufgrund seiner Stoffeigenschaften atmosphärische Depositionen und die damit verbundenen Eintragspfade (urbane Systeme, Oberflächenabfluss) sowie mit Klärschlammverbringung zusammenhängende Eintragspfade (Erosion) eine relevante Rolle bei den Einträgen in die Gewässer.

Depositionsdaten aus der Literatur stehen vor allem aus dem Ausland (Dänemark, Frankreich) zur Verfügung und reichen von 78 Mikrogramm pro Kubikmeter pro Jahr ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{a}$) (Dargnat et al. 2007) bis 870 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{a}$ (Teil et al. 2006). Eine Übersicht der Depositionsdaten ist in Dimitrova et al. (2013) gegeben. Bei einer Depositionsrate von 373 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{a}$ für urbane Flächen und einer Depositionsrate von 171 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{a}$ für alle restlichen Flächen, ergibt sich ein Eintrag von 1,2 t/a in die Gewässer.

DEHP-Konzentrationen im Niederschlag finden sich bspw. bei Schleyer und Raffius (2000) mit Werten zwischen 0,58-1,43 Mikrogramm pro Liter ($\mu\text{g}/\text{l}$), so dass sich hieraus Einträge über den Pfad Oberflächenabfluss von rund 14 t/a ergeben.

Klärschlammkonzentrationen von DEHP bewegen sich laut Kratz et al. (2007) in einem Bereich zwischen < 50 Mikrogramm pro Kilogramm ($\mu\text{g}/\text{kg}$) bis 533 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und liegen damit in einem vergleichbaren Bereich wie internationale Studien (vgl. Vikelsoe et al. 2002). Zu weiteren urbanen Abflusskomponenten (Abwasser, Niederschlagsabfluss i Trennsystem) liegen Messwerte aus dem Inland und europäischen Ausland vor. Eine Zusammenstellung der Werte findet sich in Dimitrova et al. (2013).

Laut E-PRTR und Thru.de meldeten in Deutschland 2011 insgesamt acht Betriebe Freisetzungen in Oberflächengewässer von zusammen 736 kg DEHP. Hiervon berichteten sieben kommunale Kläranlagen mit Einträgen in einer Höhe von insgesamt 695 kg/a und ein Direkteinleiter (Abfallverbrennung) mit 41 kg/a. Im Jahr 2008 lagen die Freisetzungen über Direkteinleiter bei rund 90 kg/a.

Einträge in die Gewässer erfolgen entsprechend der aufgeführten Quellen vor allem über den Lebenszyklus von Produkten in die Atmosphäre, in das kommunale Abwassersystem und in den Boden

Abbildung 1 gibt einen qualitativen Überblick über die DEHP Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr. Die Berechnung der Einträge über atmosphärische Deposition, Erosion, Oberflächenabflüsse, industrielle Direkteinleiter, urbane Systeme und den kommunalen Kläranlagen basieren auf der modellhaften Berechnung, deren Eingangsdaten in *Dimitrova et al. (2013)* detailliert dargestellt sind. Da die Datenbasis auf einem breiten Zeitraum basiert, sind die angegebenen Werte als mittlere jährliche Frachten innerhalb des angegebenen Zeitraums zu verstehen.

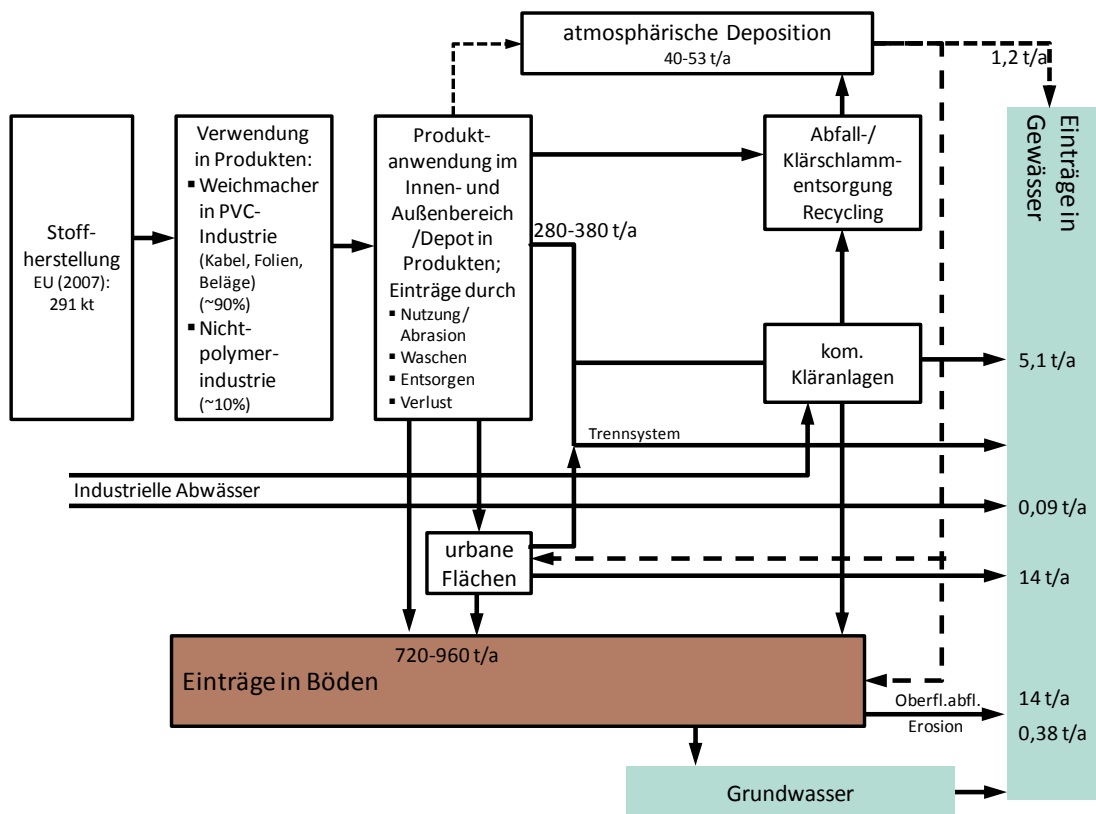


Abbildung 1: Qualitative DEHP Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr für den Zeitraum 2008/2010 in Deutschland

3.2 Nonylphenol (NP)

Nonylphenol (NP) steht für ein Isomerengemisch aus der Familie der langkettigen Alkylphenole (*Jahn & RÖMPP-Redaktion 2012*). Die Grundstruktur der 22 Isomeren besteht jeweils aus einem Phenolring und einer Alkylkette mit C₉H₁₉. Die Isomere unterscheiden sich vor allem auf zwei Arten: Zum einen anhand der Position der Nonylgruppe auf dem Phenolring zum anderen anhand des Ausmaßes der Verzweigung der Nonylgruppe (*Mehtonen et al. 2011*). Handelsübliche Formen enthalten u.a. rund 85 % para-Nonylphenol und 10 % ortho-Nonylphenol. Das Isomer mit linearer Seitenkette, in der Regel als n-Nonylphenol bezeichnet, ist in der industriellen Anwendung von untergeordneter Bedeutung.

Da über den Abbau von Nonylphenoethoxylaten (NPE) Nonylphenol entsteht, sollten NP und NPE nach Möglichkeit gemeinsam diskutiert, die jeweiligen Einträge aber differenziert voneinander betrachtet werden.

3.2.1 Produktion und Verwendung

Nonylphenol wird aus Phenol und Nonen katalytisch synthetisiert und zu unterschiedlichen Stoffen weiterverarbeitet. Mögliche Produkte sind Alkylphenolharze und -lacke, Epoxidharze und vor allem Nonylphenoethoxylate, die als nichtionisches Tensideinsatz finden. Nonylphenol kann zudem allgemein in Tensiden enthalten sein, sowie in Emulgatoren und Weichmachern in der Polymer- und Kunststoffindustrie, in der es in der Vergangenheit als Antioxidants, Alterungsschutzmittel und PVC-Stabilisator diente.

Nonylphenol und Nonylphenoethoxylate gehören zu den prioritär gefährlichen Stoffen der Europäischen Union. Das Inverkehrbringen und die Verwendung von NP-haltigen Produkten ist seit Dezember 2003 auf 0,1 Massenprozent beschränkt (*Richtlinie 2003/53/EG des europäischen Parlaments und des Rates 2003*).

Nonylphenoethoxylate werden als Emulgatoren, Dispersions- und Benetzungsmittel und als nichtionische Tenside in Waschmitteln eingesetzt. Nonylphenol selbst wird beispielsweise in der Papierbeschichtung verwendet und findet während der Nassverarbeitung von Textilien Anwendung. Die Nassverarbeitung von Textilien beinhaltet Färben, Waschen, Bedrucken und Veredlung (bspw. Flammenschutz).

Der frühere Einsatz von Nonylphenol umfasst nach *Schneider et al. (2010)* und *Mehtonen et al. (2011)* unter anderem die Funktion als Stabilisator und Lösungsmittel in Farben und Lacken, sowie die Verwendung in Schmieröladditiven bei der Metall- und Lederverarbeitung.

3.2.2 Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Nonylphenol wird als gesundheitsschädlich und umweltgefährlich eingestuft. Nach *ESIS (2012)* kann NP die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen und das Kind im Mutterleib schädigen. Für Wasserorganismen ist Nonylphenol sehr giftig, in Gewässern kann es längerfristig erhebliche Schäden verursachen.

Das Isomerengemisch Nonylphenol ist lipophil, sorbiert somit an organischen Oberflächen und ist in Ethanol und Benzol löslich (*Jahn & RÖMPP-Redaktion 2012*). Die biologische Mineralisierung von NP verläuft langsam, der Transport erfolgt im Allgemeinen partikelgebunden.

Aufgrund des lipophilen Verhaltens (hoher $\log K_{ow}$: gute Fettlöslichkeit) von NP ergibt sich eine hohe Bioakkumulation.

3.2.3 Umweltkonzentrationen von Nonylphenol

Eine Zusammenstellung von aktuellen Monitoringergebnissen und den daraus abgeleiteten Emissionen in die Gewässer ist dem Methodenpapier zur Regionalisierten Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE (Dimitrova et al. 2013) zu entnehmen.

3.2.4 Stoffflüsse Nonylphenol

Es ist davon auszugehen, dass vor allem im nicht-europäischen Ausland Nonylphenoethoxylate bei der Textilherstellung verwendet werden. Insbesondere in bedruckten Textilien ist der Gehalt an NPE deutlich höher als in unbedruckten Textilien. Im Rahmen einer Studie von *Greenpeace (2011)* wurden 78 Bekleidungsartikel (Sport- und Freizeitbekleidung sowie Schuhe) von namenhaften Herstellern untersucht, die in 18 verschiedenen Ländern erworben wurden. Bei sieben Produkten, die in Deutschland erworben wurden, wurden im Mittel 123 Milligramm (mg) NPE pro kg Kleidungsstück gefunden. Geht man von einem Textilimport von mindestens 800.000 t pro Jahr in Deutschland aus (Bekleidung usw. aus Gewirken, Gestrickten, Statistisches Bundesamt 2013. s. Anhang, Tabelle 10) ergeben sich rund 100 t NPE, die möglicherweise pro Jahr über Importtextilien nach Deutschland gelangen. Die Importe von sogenannter „anderer Bekleidung“, „Schuhen“ und ähnliche sind hierbei nicht berücksichtigt, da nicht ausreichend Hinweise für entsprechende NPE-Belastungen vorliegen. In Importtextilien enthaltenes NPE kann über die häusliche Textilwäsche in das kommunale Abwassersystem eingetragen werden. Die Entsorgung von Textilien erfolgt in Deutschland im Wesentlichen durch Deponierung und Verbrennung.

Nonylphenol wird zudem in der Papierherstellung u.a. bei der Papierbeschichtung eingesetzt. Bei einer NP-Konzentration von 1 mg NP/kg Altpapier und einem Altpapiereinsatz von rund 100.000 t pro Jahr, ergibt sich eine jährliche NP-Fracht im Altpapierbestand von 0,1 t. In Altpapier enthaltenes NP bleibt oftmals über Papierrecycling im Umlauf, es entstehen hierdurch aber im Allgemeinen keine Gewässereinträge.

Von größerer Relevanz für den NP-Eintrag in Gewässer besteht vermutlich in der Verwendung von Recycling Toilettenpapier. Von *Gehring, Vogel und Bilitewski (2009)* werden für Recycling Toilettenpapier Mengen zwischen < 0,1-2,7 mg/kg mit einem Mittelwert von 0,275 mg/kg aufgeführt. Bei einem jährlichen Einsatz von rund 500.000 t Recycling-Toilettenpapier (*Bilitewski 2002*) ergibt sich somit eine jährliche NP-Fracht von 0,14 t, die direkt in das kommunale Abwassersystem eingetragen werden.

Einträge in die Gewässer können entsprechend der oben aufgeführten Quellen vor allem durch das kommunale Abwassersystem und den Eintragspfad kommunale Kläranlage erfolgen. Zudem finden Einträge über industrielle Direkteinleiter und Abschwemmungen von urbanen Systemen statt. Einträge über den Pfad Oberflächenabflüsse von unbefestigten Flächen (bspw. via NP in Klärschlamm) und atmosphärische Deposition werden als vernachlässigbar angesehen. Eine detaillierte Darstellung hierfür zugrundeliegenden Daten findet sich in *Dimitrova et al. (2013)*.

Abbildung 2 gibt einen qualitativen Überblick über die Nonylphenol Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr.

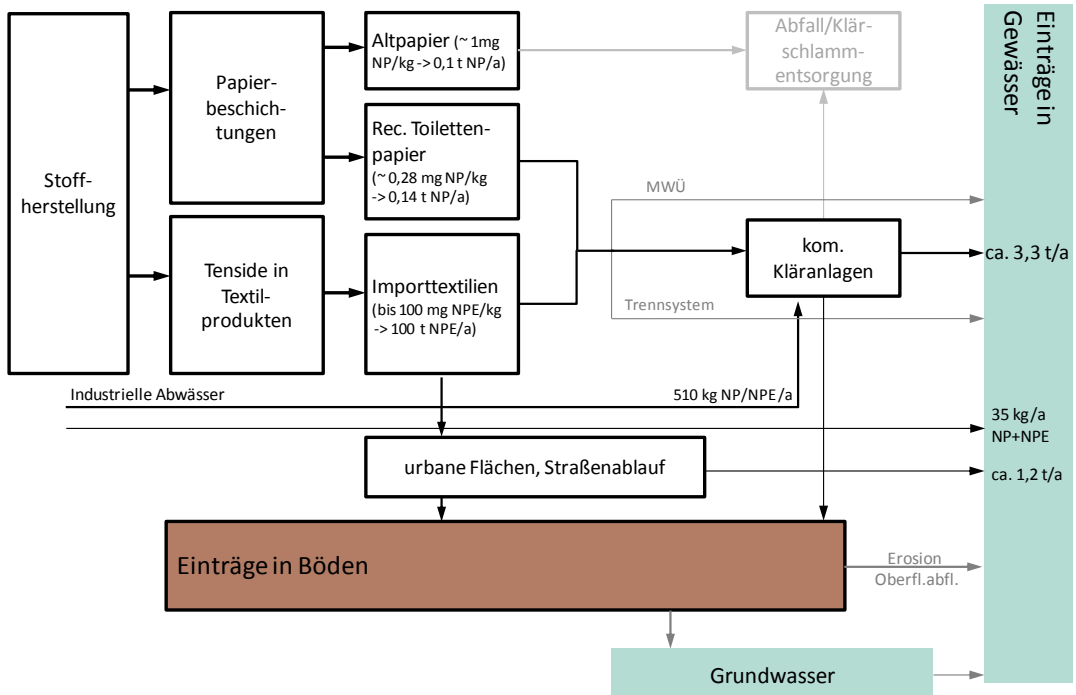


Abbildung 2: Qualitative Nonylphenol Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr für den Zeitraum 2008/2010 in Deutschland

3.3 Octylphenol (OP)

Octylphenol (OP) ist eine organische Verbindung aus der Familie der langkettigen Alkylphenole, ähnelt Nonylphenol (*Marscheider-Weidemann et al. 2011*) und ist in Alkalien, Alkohol, Aceton, Benzol, Ether, Tetrachlormethan löslich (*Jahn 2012*).

3.3.1 Stoffspezifische Regelungen

Das Inverkehrbringen und die Verwendung von OP ist durch die Richtlinie 76/769/EWG: 2003/53/EG geregelt (OP als Verunreinigung von NP). Die Richtlinie zu Umweltqualitätsnormen 2008/105/EG regelt die Wasserqualitätsstandards in der EU. Aktuell gibt es noch verschiedene nationale Abkommen zur Nutzung von OP in verschiedenen Sektoren. Der deutsche Verband TEGEWA (Verband der Hersteller von Textil-, Papier-, Leder- und Pelzhilfs- und -farbmitteln, Tensiden, Komplexbildnern, Antimikrobiellen Mitteln, Polymeren Flockungsmitteln, Kosmetischen Rohstoffen und Pharmazeutischen Hilfsstoffen oder verwandten Produkten) hat 1998 die Vereinbarung getroffen, Alkylphenole in Chemikalien zur Abwasserbehandlung aus dem Verkehr zu ziehen. Jedoch bestehen diverse Regelungslücken wie z.B. im Textildruck (*Marscheider-Weidemann et al. 2011*). Seit Dezember 2011 wird Octylphenol nach EU-REACH-Verordnung als besonders besorgniserregend eingestuft, da u.a. eine hormonelle Wirkung bei Fischen besteht.

3.3.2 Produktion und Verwendung

Octylphenol wird aus Isoocten und Phenol hergestellt und dient der Herstellung von modifizierten Phenol-Formaldehyd-Kunstharzen und Härtern für Epoxidharze (*Jahn 2012*). Ein Hauptteil des Octylphenol wird zu Octylphenoethoxylaten weiterverarbeitet, die in industriellen Tensiden und Textilhilfsmitteln [(*Fiege et al. 2000; Fischer et al. 2000*) in (*Jahn 2012*)], bspw. als Emulgator in der Kunststoffindustrie, Textil- und Lederverarbeitung, Pestizid-Rezepturen, Farben, Produktion von OP-Ether-Sulfate (*Helcom 2009*) Anwendung finden.

Octylphenol ist ein Korrosionsinhibitor, Bestandteil von Weichmachern, Schmieröl-zusätzen, Beschichtungsmaterialien und Antioxidantien für Polymere. Es stabilisiert Kunststoffe gegen ultraviolette Strahlungseinwirkungen, ist eine Komponente in photographischen Materialien und wird bei dem Hot-melt-offset-Druckverfahren eingesetzt (*Jahn 2012*). Hauptsächlich wird Octylphenol jedoch zur Herstellung von Phenolharzen (98 % in der EU) (*Brooke et al. 2005*) verwendet und ist Bestandteil des Vulkanisationsverfahrens zur Herstellung von Gummireifen (*Marscheider-Weidemann et al. 2011*). Weitere Verwendungsbereiche von Phenol-Formaldehyd-

Harze sind elektrischer Isolierungslack, Druckerfarben, Offshore Ölgewinnung, Papierbeschichtung, Spezielle Farben für marine Anwendungen (*Helcom 2009*).

3.3.3 Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Octylphenol ist schwer biologisch abbaubar und erfüllt die Voraussetzung für persistente bzw. stark persistente Stoffe. Octylphenol hat ein mäßiges Potenzial zur Bioakkumulation in Wasserlebewesen, ist aber sehr giftig für Wasserorganismen und kann potentiell erhebliche Störungen in deren Hormonsystem verursachen (*OSPAR 2003*).

OP hat eine geringe Volatilität und eine geringe Wasserlöslichkeit und wird stark an organisches Material in Böden, Sedimenten und Schlamm adsorbiert. Gelangt OP direkt in die Atmosphäre wird es durch den Angriff von Hydroxyl-Radikalen schnell abgebaut (*Brooke et al. 2005*).

3.3.4 Umweltkonzentrationen Octylphenol

Laut *Arle et al. (2010)* ergibt der Vergleich der Umweltqualitätsnorm (JD-UQN, s. Tabelle 3) mit den Jahresmittelwerten 2008 an rund 80 LAWA-Messstellen bei Octylphenol keine Überschreitungen. Zu 2010 liegen keine Angaben vor.

Tabelle 3: Umweltqualitätsnormen (UQN) für Octylphenol (EU-Richtlinie 2008/105/EG, OGWV 2011, Anlage 7)

	JD-UQN [µg/l]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/l]
	Fließgewässer und Seen	Übergangs- und Küstengewässer	
Octylphenol	0,1	0,01	n.a.

JD: Jahresmittelwert

ZHK: zulässige Höchstkonzentration

n.a.: nicht anwendbar

Im Rahmen des EU-Interreg-Projektes COHIBA (Controll of Hazardous Substances in the Baltik Sea Region) wurden Octylphenolkonzentrationen in zwei kommunalen Kläranlagen, zwei Industriebetrieben, in Deponiesickerwasser und im Niederschlagsabfluss im deutschen Ostseeinzugsgebiet gemessen. Die hierbei verwendeten Bestimmungsgrenzen für Octylphenol lagen zwischen 0,05 und 0,17 µg/l. Knapp die Hälfte der 12 Messwerte lag oberhalb der Bestimmungsgrenzen mit einem Mittelwert von 0,22 µg/l (s. Tabelle 4). Legt man diesen Mittelwert zu Grunde ergeben sich über den Eintragspfad kommunale Kläranlagen OP-Emissionen von

rund 2,2 t/a. Octylphenolkonzentrationen in Klärschlamm bewegten sich bei drei Messungen zwischen 0,13 und 0,21 mg/kg (Tabelle 5).

Tabelle 4: Ablaufkonzentrationen Octylphenol bei zwei kommunalen Kläranlagen im deutschen Ostseeinzugsgebiet; Messungen zwischen Sept. 2009 bis Aug. 2010 (COHIBA)

Octylphenoluntersuchung im Ablauf kommunaler Kläranlagen		
	Anzahl Messungen gesamt (>BG)	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$] (min.-max.)
Werte	12 (42 %)	0,22 (0,14-0,26)

Tabelle 5: Octylphenolkonzentrationen im Klärschlamm im deutschen Ostseeinzugsgebiet; Messungen zwischen Sept. 2009 bis Aug. 2010 (COHIBA)

Octylphenoluntersuchung im Klärschlamm kommunaler Kläranlagen		
	Anzahl Messungen gesamt (>BG)	Mittelwert [mg/kg] (min.-max.)
Werte	3 (100 %)	0,16 (0,13-0,21)

Tabelle 6: Octylphenolkonzentrationen in Industrieabwasser im deutschen Ostseeinzugsgebiet; Messungen zwischen Sept. 2009 bis Aug. 2010 (COHIBA)

Octylphenoluntersuchung in Industrieabwasser		
	Anzahl Messungen gesamt (>BG)	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$] (min.-max.)
Werte	12 (50 %)	0,16 (0,08-0,26)

Bei den zwei beprobten Industriebetrieben (Holzverarbeitung, Kohlekraftwerk) bewegten sich rund 50 % der Octylphenolkonzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze zwischen 0,08 und 0,26 $\mu\text{g/l}$ (s. Tabelle 6). Bei Niederschlagsabwasser und bei Deponiesickerwasser lagen die Octylphenolwerte überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze. Während Einträge aus Deponiesickerwasser für Deutschland aufgrund des hohen Aufwandes bei der Deponiesickerwasserreinigung eher eine untergeordnete Rolle bei den OP-Einträgen in die Gewässer spielen, sollten im Rahmen der Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE für den Bereich der urbanen Systeme (inkl. Straßenablauf) Daten aus dem europäischen Ausland mit berücksichtigt werden.

3.3.5 Stoffflüsse Octylphenol

Das europäische Produktionsvolumen 2001 für 4-tert-Octylphenol betrug 22.633 t/a (*CEPAD 2002 in EA 2005a*) mit abnehmender Tendenz (*DEFRA 2008*).

Neben der direkten Verwendung von Octylphenol wird dieses noch weiter zu Octylphenol-Ethoxylate und Octylphenol-Ether-Sulfate verarbeitet. 2001 machte die Produktion von Phenol-Formaldehyd-Harze 98 % der Gesamtnutzung von OP aus (*CEPAD 2001, Brooke et al. 2005*). Die größte Verwendung fand 2001 bei der Reifengummiproduktion statt. Bei der Produktion von Isolierungslacke wurde 2001 437 t OP verwendet. Die Octylphenol-Ethoxylate werden größtenteils in der Kunststoffindustrie als Emulgator in der Emulsionspolymerisation verwendet.

Weitere Emissionen können durch das Waschen von Textilien entstehen. Aufgrund von fehlenden konkreten Daten zur Textilbelastung durch OP können keine Emissionsmengen abgeschätzt werden. Fast ein Viertel aller Emissionen entstehen laut *Marscheider-Weidemann et al. (2011)* durch "anderen" Quellen wie Lacke, Kunststoffe, Druckfarben, Pestizide usw. (*Marscheider-Weidemann et al. 2011*).

Zu den diffusen Einträgen aus OP-enthaltenden Produkten kommen Emissionen aus industrieller Anwendung, bspw. aus der Produktion von Phenol-Formaldehyde-Harzen insb. zur Reifenherstellung, hinzu. Nach *Thru.de (2013)* nahmen PRTR berichtspflichtige direkte Einleitungen von Octylphenol aus dem industriellen Bereich (Betriebe zur Herstellung von sonstigen organischen Grundstoffen und Chemikalien und zur Herstellung von Farbstoffen und Pigmenten) zwischen 2007 und 2011 von 56 kg/a auf rund 16 kg/a ab. Nach *Thru.de (2013)* verbringen zwischen 2007 bis 2011 2-3 Betriebe (Herstellung von sonstigen organischen Grundstoffen und Chemikalien, Herstellung von Kraftwagen und Kraftwagenmotoren, Herstellung von Farbstoffen und Pigmenten) Octylphenol mit dem Abwasser oberhalb des berichtspflichtigen Stoffschwellenwertes von 1 kg/a. Aussagen zu Emissionen unterhalb des Stoffschwellenwertes können aufgrund fehlender Daten nicht gemacht werden. Die verbrachte Fracht, die überwiegend von einem Emittenten (Herstellung von sonstigen organischen Grundstoffen und Chemikalien) stammt, liegt recht konstant bei rund 180 kg/a.

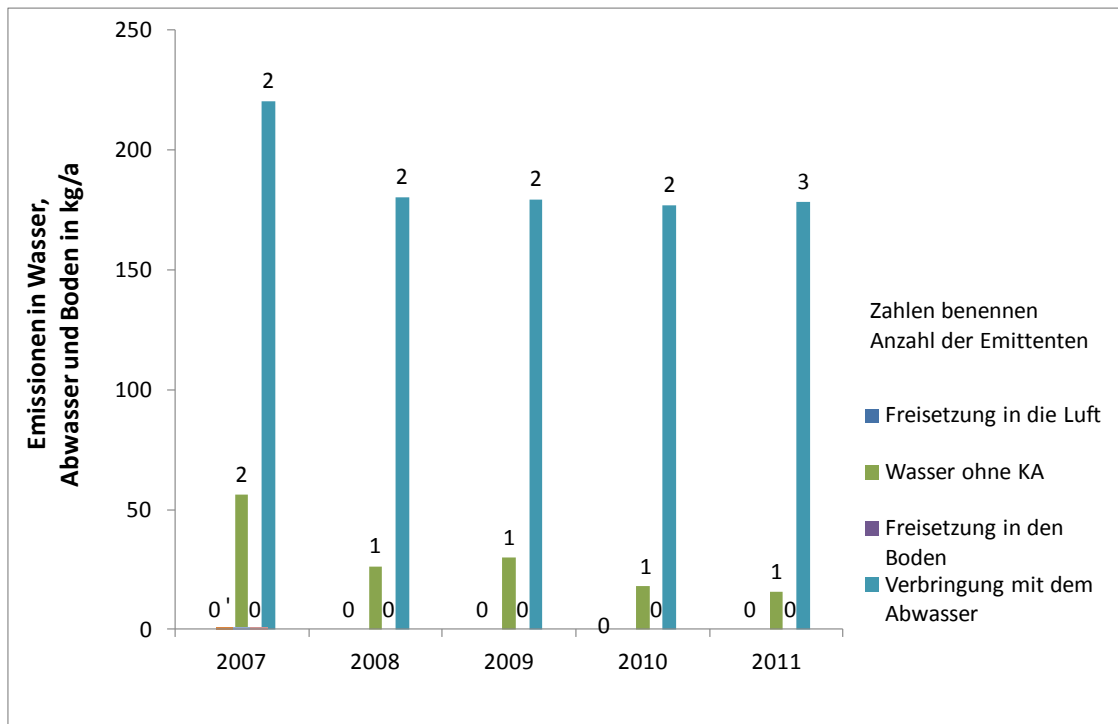


Abbildung 3: Entwicklung der Octylphenol-Einträge über industriellen Einleiter in Deutschland (Thru.de 2013)

Die diffusen Einträge aus dem Bereich der Produktanwendung lassen sich nur eingeschränkt quantifizieren, da keine aktuellen, belastbaren Daten zu OP-Belastungen vorliegen. Einen qualitativen Überblick über die Octylphenol Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr gibt Abbildung 4.

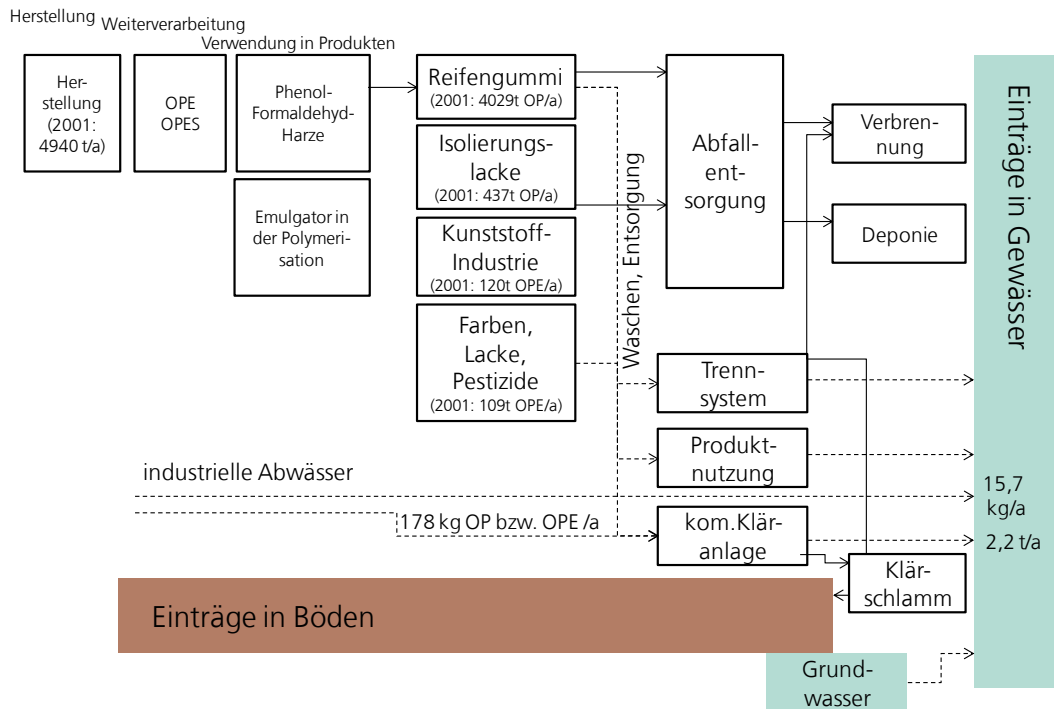


Abbildung 4: Qualitative Octylphenol Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr für den Zeitraum 2010/2011 in Deutschland

Bei Octylphenol stellen vermutlich vor allem Einleitungen aus dem urbanen System (Abflüsse von befestigten Flächen) und den kommunalen Kläranlagen sowie in geringerem Umfang aus dem industriellen Bereich den Haupteintragspfad dar. Gleichzeitig liegen keine ausreichenden Datensätze vor, die belastbare Aussagen für Octylphenol-Stoffeinträge in Deutschland zulassen. Eine regionalisierte Betrachtung der Octylphenol-Einträge könnte zurzeit lediglich auf Basis von durchschnittlichen Konzentrationen (bspw. Kläranlagenabfluss, urbaner Abfluss) und regionalisierten Abflussmengen erfolgen.

3.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine Stoffgruppe von mehreren hundert Verbindungen, deren Grundstruktur aus zwei oder mehr aromatischen Benzolringen bestehen. PAK sind unter anderem Bestandteil fossiler Brennstoffe (bspw. Kohle, Mineralöl) und werden über Abgase von Verbrennungsmotoren (bspw. PKW, Schiffsmotoren) und -prozessen (bspw. Hausfeuerungsanlage oder industrielle Verbrennungsprozesse) freigesetzt. Darüber hinaus finden sich PAK auch in einer Vielzahl von verbrauchernahen Prozessen, bspw. aufgrund der Verwendung von Weichmacherölen oder Ruß in Gummi oder anderen Elastomeren.

Für eine Betrachtung der PAK werden aufgrund ihrer besonders hohen Umweltrelevanz oder ihrer guten Nachweisbarkeit in der Regel bestimmte PAK-Einzelstoffe in verschiedenen Gruppierungen zusammengefasst. Hierzu gehören u.a. 16 „priority pollutants“ der EPA-Liste aus dem Clean Water Act; sechs Stoffe nach Borneff, die in der Wasserphase im Allgemeinen gut nachweisbar sind, hier eine höhere Relevanz haben und häufig in den EU-Berichten zu Stoffeinträgen verwendet werden; die PAK-Leitsubstanzen der Emissionsberichte nach UNECE's Persistent Organic Pollutants Protocol (POP) und die Stoffe, die entsprechend International Agency for Research on Cancer (IARC) als wahrscheinlich oder möglicherweise krebserregend eingestuft wurden. Eine abgleichende Zusammenstellung der verschiedenen Stoffgruppen findet sich Tabelle 7.

Tabelle 7: PAK Stoffgruppen

	PAK Gruppierungen			
	US-EPA	Borneff	UNECE POP	IARC
Naphthalin	X			X
Acenaphthylen	X			
Acenaphthen	X			
Fluoren	X			
Phenanthren	X			
Anthracen	X			
Fluoranthen	X	X		
Pyren	X			
Benzo[a]anthracen	X			X
Chrysen	X			
Benzo[b]fluoranthren	X	X	X	X
Benzo[k]fluoranthren	X	X	X	X
Benzo[a]pyren	X	X	X	X
Dibenzo[a,h]anthracen	X			X
Indeno[1,2,3-cd]pyren	X	X	X	X
Benzo[ghi]perylen	X	X		

PAK sind zum einen in Produkten, wie Teerölen, enthalten, die bspw. zur Holzimprägnierung eingesetzt werden können. Hier kann eine Freisetzung durch Abrieb, Verflüchtigung und Auswaschungsprozesse stattfinden. Zum anderen entstehen PAK vor allem bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Materialien.

3.4.1 Stoffspezifische Regelungen

Verschiedene Maßnahmen schränken die Zulassung oder Anwendung von PAK-haltigen Produkten ein oder zielen auf Emissionsreduktionen bei Verbrennungsprozessen. Eine Übersicht der wichtigsten Regelungen findet sich in der nachfolgenden Auflistung:

- 2001/90/EC gewerbliche und industrielle Anwendung von Teerölen/Kreosote (bislang Ausnahmen für Bahnschwellen, Telefonmasten, Baumstützen und Rebpfähle)
- 2004/107/EC: Tochterrichtlinie zur Luftqualität -> Zielwert 1 ng/m³ BaP 1. BImSchV und Novellierung
- 2005/69/EC: Beschränkung in Weichmacherölen und Reifen
- Europäische Abgasnormen zur Beschränkung von Rußpartikeln aus Dieselmotoren (bspw. Euro 5 und Euro 6 entsprechend EU-Parlament 2006):

Dieselpartikelfilter zur Reduktion von Dieselmotoremissionen durch Abgasnachbehandlung

- REACH (EG) 1907/2006: Kennzeichnungspflicht von Stoffen oder Zubereitungen, die krebserzeugende PAK enthalten. Verkaufsverbot an die Allgemeinheit, wenn definierte Konzentrationsgrenzen der acht als krebserzeugend eingestuften Substanzen überschritten werden.
- CLP-Verordnung (EG) 1272/2008, Anhang VI: Einstufung von acht PAK als krebserregend
- Spielzeugrichtlinie (RL 209/48/EG) definiert Konzentrationsgrenzen von als krebserregend eingestuften PAK.
- deutsche Initiative: PAK-Grenzwert für alle Verbrauchererzeugnisse (Abschluss in 2013 erwartet)

Eine umfassende Zusammenstellung von gesetzlichen Regelungen für die Begrenzung von PAK findet sich in *UBA (2012)*.

3.4.2 Produktion und Verwendung

Neben der unvollständigen Verbrennung von organischen Materialien, bei denen PAK freigesetzt werden, sind PAK in verschiedenen Mineralölprodukten wie bspw. Teerölen enthalten, die zum einen als Weichmacheröle oder zum Holzschutz als Imprägnierungsmittel eingesetzt werden. Zu den Holzschutzmitteln, die in der Vergangenheit im großen Maßstab eingesetzt wurden, gehört Kreosot, das bspw. als Schutz von Eisenbahnschwellen eingesetzt wurde. Von den über 3 Millionen Schwellen, die die DB Netz AG jährlich verbaut, werden ca. 3 % Holzschwellen für besondere Bereiche, wie Brückenbauten, Tunnels, Weichenstraßen oder aus Gründen der Gleisgeometrie eingesetzt. Im Altbestand sind ca. noch 10.000 km Gleisnetz mit Holzschwellen ausgestattet. Seit Mitte 2001 werden Holzschwellen bei der DB Netz AG mit Imprägnieröl vom Typ W.E.I.-C gemäß EN 13991 imprägniert, das max. 50 ppm (parts per million) Benzo(a)pyren enthält (ca. 10 % weniger flüchtige org. Verbindungen als frühere Produkte). Gleichzeitig konnten durch eine Optimierung der Stoffeigenschaften die verwendeten Mengen reduziert werden. Nicht mehr benötigte Altholzschwellen werden als gefährlicher Abfall über zertifizierte Entsorgungsanlagen einer thermischen Verwertung zugeführt (*Herold 2013*).

Laut Aufnahmegutachten zu Kreosot in die Biozid-Richtlinie 98-8-EG wird der PAK-Eintrag von Bahnschwellen in den Boden im Vergleich zu anderen Anwendungen wie Zäunen, Schallschutzwänden oder Häusern, als gering angesehen, da Schwellen auf einer Schotterschicht aufliegen und kein direkter Kontakt mit dem Boden besteht. Die Auslaugungsmenge soll weniger als 0,001 µg/l betragen (*Noname 2010*).

Emissionsraten von mit Teerölen imprägnierten Holzmasten sowie Baumstützen, Hopfen- oder Rebstangen liegen nicht vor.

Insbesondere in sogenannte Billigprodukten, die Gummi oder Kunststoffe enthalten, können durch die Verwendung von PAK-haltigen Weichmacherölen oder Industrie-ruß zum schwärzen relevante PAK-Konzentrationen enthalten sein (*UBA 2012*), allerdings sind die Mengen auf Grund fehlender Informationen nicht abzuschätzen.

Darüber hinaus konnten bis 2009 PAK-haltige Weichmacheröle bei der Reifenherstellung eingesetzt werden. Aufgrund von REACH (1907/2006) wurde 2010 ein Grenzwert eingeführt. Die „Beschränkung gilt allerdings nicht für Reifen von Fahrrädern, Kinderrollern oder Kettcars“ (*UBA 2012*). Obendrein bleiben laut *UBA (2012)* durch Recycling bis zu 20 % der Altreifen im Umlauf, bspw. in Gummigranulatverfüllten Kunststoffrasenplätzen und in Bautenschutzbahnen und –platten beim Tunnelbau.

Die Verwendung von PAK-haltigen Schutzanstrichen im Wasserbau ist für Schiffe und Hafenanlagen mittlerweile Europaweit verboten (*ECHA 2009*). Basierend auf Daten von der Bundesanstalt für Wasserbau betragen die Emissionen 2004 400 kg. Unterstellt man eine Lebensdauer der Stahlwasserbauten von 20 Jahren und einen linear abnehmenden Verlauf des Einsatzes, ergeben sich für das Jahr 2014 noch Emissionen in Höhe von 200 kg. Nach 2024 sollten keine Emissionen aus dem Stahlwasserbau mehr erfolgen.

Im Straßenbau wurde in Deutschland bis 1990 (alte Bundesländer bis 1970) Asphalt mit PAK-haltigem Teer verwendet. Heute wird Teer lediglich bei speziellen Belägen bspw. in den USA eingesetzt (*UBA 2012*). Für Deutschland liegen in diesem Zusammenhang keine Zahlen vor.

Weitere Einsatzbereiche von PAK finden sich heute noch in geringem Maße bei Teerpappen (*UBA 2012*), möglicherweise noch in Tontauben und in Schmiermitteln (bspw. Spurkranzöl). Angaben zu Mengenanteilen sind aufgrund fehlender Informationen nicht möglich.

3.4.3 Umweltkonzentrationen

Eine ausführliche Darstellung von PAK-Konzentrationen in den verschiedenen Umweltkompartimenten, sowie daraus abgeleiteten Empfehlungen für Eingangsdaten für die Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE findet sich in *Tettenborn et al. (2012)*.

3.4.4 Stoffflüsse PAK

Wesentliche PAK Emissionen in die Gewässer finden über den Pfad atmosphärische Deposition statt. Hier spielen Verbrennungsprozesse aller Art eine wichtige Rolle.

Laut POP-Berichtserstattung (*UBA 2013*) macht der Bereich der Hausfeuerungsanlagen in Deutschland mit über 80 % (2011: 86 %) den Hauptanteil der Gesamtemissionen (177 t/a) der hier berücksichtigten PAK (BaP, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3,-cd)pyrene) aus. Aus dem kommerziellen, institutionellen Bereich kommen rund 6 % und aus dem Transportsektor rund 1 % (überwiegend Straßenverkehr) (*UBA 2013*). Gleichzeitig hat der Anteil aus dem privaten Bereich (Hausfeuerungsanlagen) seit 2009 stark zugenommen und zu dem Gesamtanstieg der atmosphärischen PAK-Emissionen beigetragen (s. Abbildung 5).

PAK-Einträge in die Atmosphäre durch den Transportsektor sind schwierig zu quantifizieren. Laut UNECE-CLRTAP-Berichtserstattung des UBA (2013) machen der Schienen- und Schiffsverkehr rund 1 % des Gesamt-Dieselvebrauchs in Deutschland aus. Entsprechende Emissionen sind daher ebenfalls als niedrig zu bewerten und gleichzeitig aufgrund der Erhebungsart der Daten mit großen Unsicherheiten verbunden.

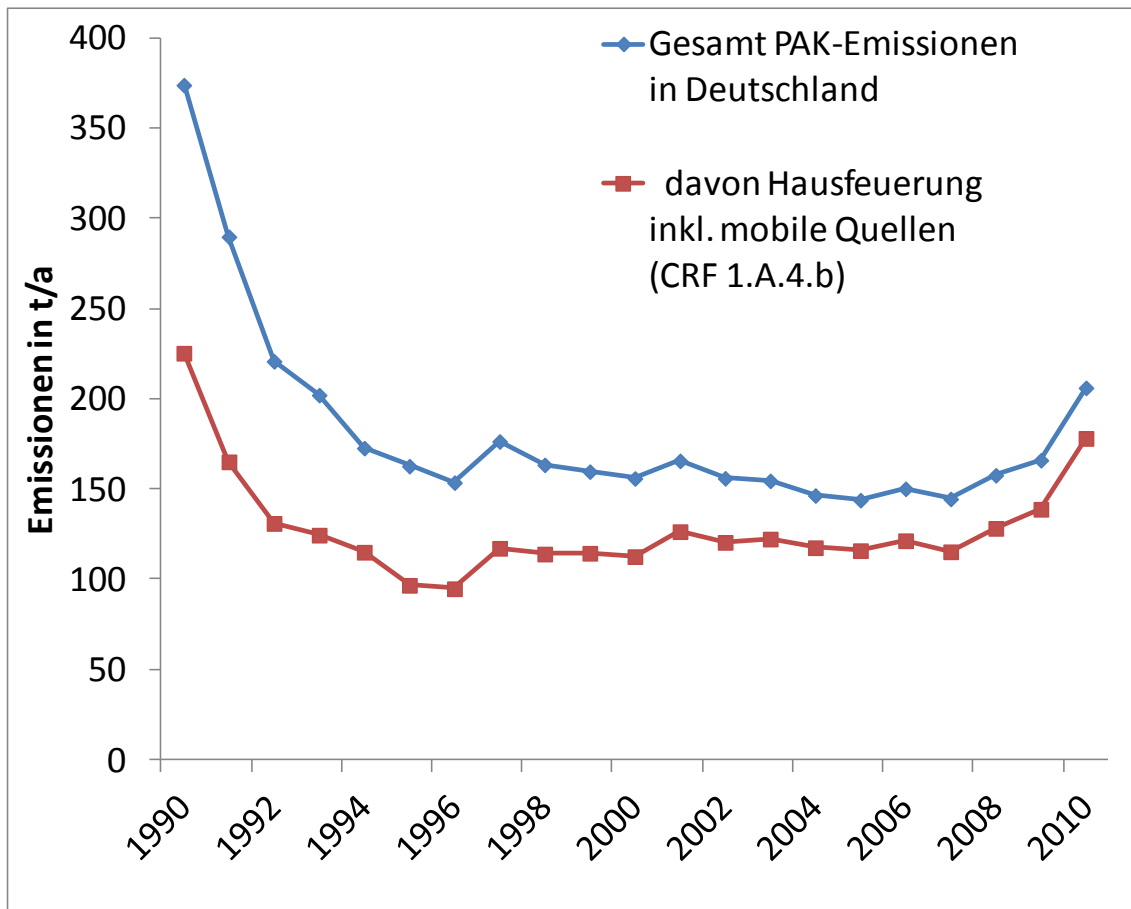


Abbildung 5: Entwicklung der atmosphärischen PAK-Emissionen und des Anteils von Hausfeuerungsanlagen. PAK: BaP, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3,-cd)pyrene (Quelle: POP Berichterstattung atmosphärische Emissionen (UBA 2013))

Einträge aus Reifenabrieb können bspw. über die Niederschlagsbelastung und Belastungen von Straßenablauf erfasst werden. Genauere Angaben finden sich bei *Dimitrova et al. (2013)*.

PAK-Einträge über die Pfade kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter (abnehmende Tendenz), atmosphärische Deposition, Oberflächenabfluss, Erosion, Grundwasser und Dränagen sowie urbane Systeme wurden im Rahmen von *Tettenborn et al. (2012)* umfassend zusammengestellt und sind bei *Dimitrova et al. (2013)* eingeflossen.

Abbildung 6 gibt einen qualitativen Überblick über die PAK Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr.

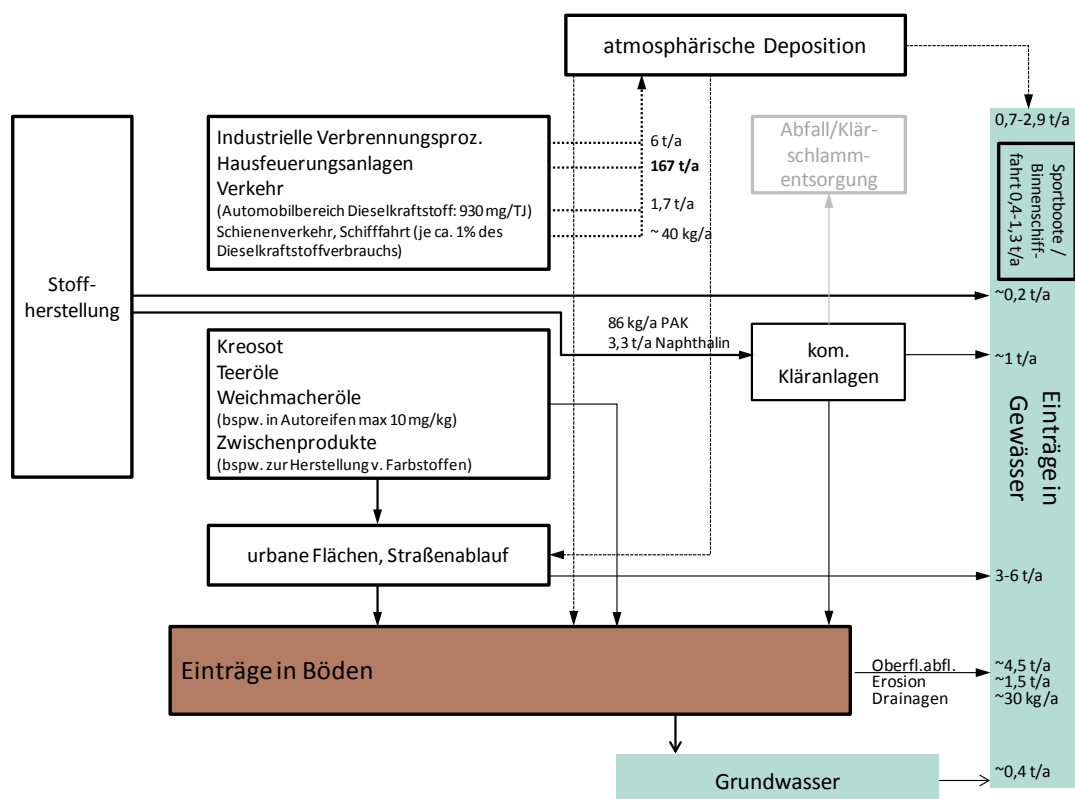


Abbildung 6: Qualitative PAK Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr, Deutschland 2008/2010

Für die PAK₁₆ liegt eine verhältnismäßig gute Eingangsdatenbasis vor. Haupteintragspfade sind Oberflächenabflüsse, urbane Flächen und Straßenablauf, kommunale Kläranlagen und die atmosphärische Deposition. Gleichzeitig stehen für die verschiedenen Anwendungs- und Umweltkompartimente häufig nur Daten für Einzelstoffe oder zu anderen Gruppierungen als den EPA-PAK zur Verfügung. Auch daher kann für Eintragspfade, bspw. via Dränwasser, Grundwasser, Niederschlag, z.T. gewerbliches und kommunales Abwasser und Regenwasser eine regionalisierte Betrachtung der PAK-Einträge lediglich auf Basis von durchschnittlichen Konzentrationen (bspw. Kläranlagenabfluss, urbaner Abfluss) und regionalisierten Abflussmengen erfolgen.

3.5 Blei (Pb)

Die weltweite Produktion und Förderung von Blei hat in den vergangenen Jahren trotz einer erhöhten Sensibilität gegenüber dem Schadstoff, die sich u.a. in den stoffspezifischen Regelungen widerspiegelt, zugenommen.

Tabelle 8: Weltweite Produktion und Förderung von Blei von 2004 bis 2012 (ILZSG, 2013) (in 1000 Tonnen)

Jahr	weltweite Produktion von Blei in 1.000 t	weltweite Förderung von Blei in 1.000 t
2004	3.130	7.005
2005	3.443	7.799
2006	3.546,	8.108
2007	3.657	8.425
2008	3.805	9.204
2009	3.830	9.211
2010	4.328	9.854
2011	4.699	10.637
2012	5.244	nicht vorliegend

3.5.1 Stoffspezifische Regelungen

Gegenüber der Umfassenden Zusammenstellung von *Hillenbrand et al. (2007)* gab es bei den stoffspezifischen Regelungen bzgl. Emissionen in Gewässer und Gewässerqualität einige Änderungen (bspw. Änderungsrichtlinie 2008/32/EG zur WRRL, Änderungen im WHG 2013 und bei der AbwV 2012), sowie einige neue Richtlinien auf EU-Ebene (bspw. 2008/105/EG, 2010/75/EU).

Bzgl. stoffspezifischer Regelungen bezogen auf Emissionen in die Luft sind ergänzend zu *Hillenbrand et al. 2007* 2008/50/EG, die 39. BImSchV als Umsetzung der Richtlinie 2008/50/EG und die EU-Industrieemissions-Richtlinie 2010/75/EU zu berücksichtigen.

Bezogen auf Emissionen in Böden erfolgten Aktualisierungen bei der AbfKlärV 2012, bei der BioAbfV 2012, bei der DüV 2012 und bei der PflSchAnwV 2012. Die Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) legt als Grenzwert für den Schadstoff Blei 150 mg/kg TS fest.

Auch bezogen auf Emissionen aus Produkten gab es einige Aktualisierungen sowie Ergänzungen. Hierzu gehören u.a. das Batteriegesetz (BattG 2009, geändert 2012), das die kostenlose Rückgabe alter Batterien und Akkumulatoren über den Handel, sowie den Einbau und die Kennzeichnung von Batterien mit mehr als 0,004 Massenprozent Blei regelt. Zudem sind auf EU-Ebene einige neue Regelungen hinzugekommen.

Eine zusammenfassende Darstellung aller relevanten, stoffspezifischen Regelungen findet sich im Anhang.

3.5.2 Produktion und Verwendung

Eine umfassende Übersicht der Bereiche Produktion, Verwendung und Emissionen von Blei ist in *Hillenbrand et al. (2007)* dargestellt. Die vorhandenen aktualisierten Erkenntnisse sind in das Methodenpapier zur Regionalisierten Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE (*Dimitrova et al. 2013*) eingeflossen.

3.5.3 Monitoringergebnisse und Emissionen in die Gewässer

Eine umfassende Aktualisierung von Monitoringergebnissen und den daraus abgeleiteten Emissionen in die Gewässer ist in das Methodenpapier zur regionalisierten Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE (*Dimitrova et al. 2013*) eingeflossen.

3.5.4 Stoffflüsse Blei (Pb)

Die wesentlichen Stoffflüsse von Blei in die Umwelt wurden in *Hillenbrand et al. (2007)* für das Jahr 2000 beschrieben und erfasst (Abbildung 7).

Für Blei liegt für die meisten Eintragspfade eine gute Datenlage vor, anhand derer bei *Dimitrova et al. (2013)* Eingangsdaten für eine Regionalisierte Stoffeintragsmodellierung ermittelt wurden. Die Ergebnisse der Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE liefern wiederum die dargestellten Einträge in die Gewässer.

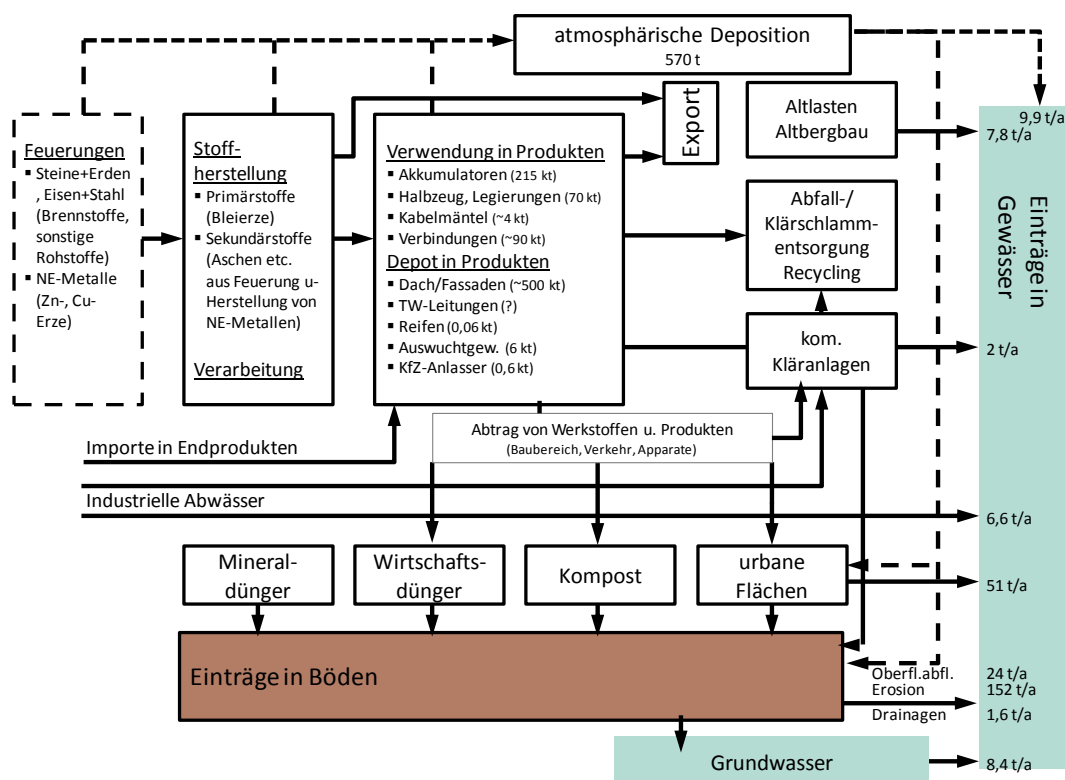


Abbildung 7: Qualitative Blei Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr, Deutschland 2008/2010, basierend auf (Hillenbrand et al., 2007)

3.5.5 Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen in Gewässer

Seit Ende der 1970er Jahren wurde stufenweise bleifreiem Benzin eingeführt, bis es zum endgültigen Verbot von bleihaltigem Benzin 1988 in Deutschland kam. Es konnte 1985 zum Teil ein Rückgang von 90% verzeichnet werden. Der durchschnittliche Bleigehalt von Tannennadeln konnte von 1985 bis 2005 um 80% auf 0,01mg/kg TS reduziert werden (LfU Karlsruhe, 2005).

Das Einbauen von Bleirohren in Gebäuden wurde seit 1970 verboten. Jedoch erst mit der Einführung eines neuen Grenzwert für Trinkwasser am 1.12.2013 von 0,01mg/l Blei, ist der Austausch aller bestehende Bleirohre bei Gebäude mit Baujahr vor 1970 notwendig, um diesen Grenzwert einhalten zu können (UBA).

Durch die EU-Batterienrichtlinie 2006 und das BattG 2009 wurden das GRS Batterien-Rücknahmesystem eingeführt, in dem die Verbraucher verpflichtet sind die Batterien abzugeben und nicht in den Hausmüll zu werfen (UBA).

Um Blei im Feinstaub in der metallverarbeiteten Industrie und bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern zu reduzieren, gilt seit 2005 ein Grenzwert für die Luft von $0,5\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies wurde in der 39.BImSchV und in der Richtlinie 2008/50/EG geregelt. Ein MEROS-Gewebefilter (Trockenabscheider) würde bei der Stahlproduktion Blei im Feinstaub auch reduzieren (Voestalpine Stahl, 2009).

Als weitere bereits eingeleitete Maßnahmen gelten diverse Reduzierungsprozesse des Bleigehalts in der Blei-Zink-Schlacke, die bei der pyrometallurgischen Blei-/Zinkerzeugung entsteht: Elektrolichtbogen-Prozess, Schlackenverblasen, Eisenoxidreduktion, Elektroreduktion (Outokumpu-Prozess), Plasmazinc-Verfahren, HTM-Verfahren und Ausmelt-/Isamelt-/Sirosmelt-Prozess. Sie weisen jedoch unterschiedliche Eliminierungsraten auf und werden teilweise aufgrund zu hoher Kosten nicht industriell angewendet. Das Blei wird meist bis 98% ausgebracht und der Bleigehalt der Endschlacke liegt bei $<0,1\%$ (BMBF, 2008).

Wenn die Schlacke nicht als umweltschädlich gilt, könnte sie auch im Straßen-/Wege-/Wasserbau eingesetzt werden, statt auf der Deponie zu landen (BMBF, 2008).

Bleifreies Wurfgewicht für Angelblei wäre ein Ansatzpunkt für weitgehende stoffspezifische Maßnahmen, die jedoch von den Angeln vehement abgelehnt wird, obwohl Alternativen auf dem Markt sind (ASV Rheine, 2008).

Ein weiterer Ansatzpunkt wäre eine Installation künstlicher Kugelfangsysteme für Schießanlagen (Basel).

4 Zusammenfassung

Die Stoffflussanalyse (SFA) dient für ausgewählte Schadstoffe, vorgelagert und neben der Stoffeintragsmodellierung, der Identifizierung relevanter Anwendungsbereiche und Eintragspfade. Die hierbei gewonnenen Erkenntnisse können darüber hinaus als Grundlage für die Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen zur Reduktion von Schadstoffeinträgen in die Gewässer dienen. Die Stoffflussanalyse kann und soll die Regionalisierte Pfadanalyse (RPA) nicht ersetzen, bei der räumlich differenzierte Aussagen zu Stoffeinträgen in die Gewässer erstellt werden, sondern ergänzt diese im Vorfeld u.a. zur Identifikation relevanter Eintragspfade, während der Durchführung, indem über einen Abgleich von Stoffflüssen und Einträgen eine Validierung der mittels RPA ermittelten Stoffeinträge erfolgt und im Anschluss, indem mittels SFA die Relevanz einzelner Quellen und Stoffflüsse aufgezeigt wird und somit eine Ermittlung von effizienten quellen-, stofffluss- und eintragsorientierter Maßnahmen erfolgen kann.

Entsprechend der bei der Stoffflussbetrachtung gewonnenen Erkenntnisse bzgl. Datenverfügbarkeit und der Datenqualität zu den einzelnen betrachteten Stoffen können Aussagen bzgl. einer belastbaren und ggf. detaillierteren Stoffeintragsmodellierung, bspw. einer Regionalisierten Pfadanalyse, getroffen werden.

Die Regionalisierbarkeit der Stoffflussbetrachtungen ist stoffspezifisch in Abhängigkeit der verfügbaren Datenbasis sehr unterschiedlich, zu einem großen Teil aber nur sehr begrenzt möglich. Tabelle 9 gibt einen Überblick über eine mögliche Regionalisierbarkeit der Stoffflussbetrachtungen (Stand Sept. 2013), die z.T. bereits umgesetzt und u.a. im Rahmen des Methodenpapiers zur RPA (Dimitrova et al. 2013) dokumentiert wurde.

Während bei Blei für viele Stoffflüsse und Eintragspfade in die Gewässer differenzierte Angaben auf regionaler Ebene zusammen gestellt werden können und auch bereits in die Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE eingeflossen sind, können für die betrachteten Schadstoffe DEHP, NP und PAK nur zum Teil regionale Einflüsse bei der Stoffflussbetrachtung berücksichtigt werden, bspw. auf Basis durchschnittlichen Abwasserkonzentrationen und regional differenziert verfügbaren Abwassermengen oder auf Basis von regionalen Depositionsdaten. Aufgrund der schlechten Datenlage bei OP erscheint eine regionalisierte Stoffflussbetrachtung in diesem Fall zum aktuellen Zeitpunkt nicht sinnvoll.

Tabelle 9: Regionalisierbarkeit der Stoffflussbetrachtungen

Schadstoff	Haupteinträge	Regionalisierbarkeit	Kommentar
Blei	Verschiedene Quellen, die auf verschiedene Eintragspfade einwirken	Flussgebietseinheit	Eingangsdaten, soweit vorhanden, sind bereits in die Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE eingeflossen
DEHP	vor allem diffuse Einträge über Produkte	Flussgebietseinheit	bedingt möglich bspw. auf Basis von Einwohnerzahl / kommunale Kläranlagen Eingangsdaten, soweit vorhanden, sind bereits in die Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE eingeflossen
NP	hoher diffuser Eintrag, möglicherweise aufgrund von Importtextilien, NP-haltige KS	Flussgebietseinheit	bedingt möglich bspw. auf Basis von Einwohnerzahl (kommunale Kläranlagen) Eingangsdaten, soweit vorhanden, sind bereits in die Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE eingeflossen
OP	Diffuse Einträge über Produkte; noch keine drastische Abnahme bei industriellen Einträgen	Deutschland	schwierig aufgrund Datenlage, aber evtl. bedingt möglich bspw. auf Basis von Einwohnerzahl und Thru.de
PAK	vor allem diffuse Einträge über atmosphärische Deposition	Flussgebietseinheit	bedingt möglich bspw. auf Basis regionaler Depositionsraten Eingangsdaten, soweit vorhanden, sind bereits in die Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE eingeflossen

5 Literatur

- Arle, J.; Blondzik, K.; Claussen, U.; Duffek, A.; Heidemeier, J.; Hilliges, F.; Hoffmann, A.; Koch, D.; Leujak, W.; Mohaupt, V.; Naumann, S.; Richter, S.; Ringeltaube, P.; Schilling, P.; Schroeter-Kermani, C.; Ullrich, A.; Wellnitz, J.; Wolter, R. (2010): *Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 2, Gewässergüte*, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt, Berlin, Dessau, Germany, 2
- Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL): http://www.lgl.bayern.de/gesundheits/Arbeitsplatz_Umwelt/projekte_a_z/tox_humane_toxikinetikstudie_dehp.htm
- BfR: http://www.bfr.bund.de/cm/343/taegliche_aufnahme_von_diethylhexylphthalat.pdf
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Herrchen, M.; Klein, M.: Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasser-Rahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland. UBA-Texte 68/02, Umweltbundesamt Berlin, 2002.
- Brooke, D.; Watts, C.; Mitchell, R.; Johnson, I. (2005): *Environmental Risk Evaluation Report: 4-Tert-Octylphenol*
- Bundesministerium der Justiz (2013): Gesetze im Internet (Juris). <http://www.gesetze-im-internet.de/> (abgerufen am 05.06.2013)
- CEPAD 2002 in EA 2005a
- Ceresana (2013). Marktstudie Weichmacher – Einleitung. <http://www.ceresana.com/de/marktstudien/additive/weichmacher/ceresana-marktstudie-weichmacher.html> (abgerufen November 2013)
- COWI, IOM & Entec (2009). Data on manufacture, import, export, uses and releases of Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) as well as information on potential alternatives to its use. Report prepared for ECHA. zitiert in ECHA (2009)
- Dargnat, C.; Blanchard, M.; Teil, M.-J.; Chevreuil, M. (2007): Contamination des dépôts atmosphériques par des plastifiants du PVC. Les phtalates. In: European journal of water quality (Eur. j. water qual.) 38 (2), S. 143–154.
- Dimitrova, S.; Kittlaus, S.; Fuchs, S.; Tettenborn, F.; Hillenbrand, T. (2013). Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGEV in Deutschland – Methodenpapier Regionalisierte Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE.
- ECHA. 2009. Support document for identification of Coal Tar Pitch, High Temperature as a SVHC because of its PBT and CMR properties. European Chemicals Agency.
- ECHA (2009). Background document for bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). http://echa.europa.eu/documents/10162/13640/dehp_en.pdf (abgerufen Oktober 2013)
- ESIS: European chemical Substances Information System - Nonylphenol. <http://esis.jrc.ec.europa.eu/>, Suchwort: Nonylphenol,
- EU: Risk Assessment Report. 4-Nonylphenol (branched) and Nonylphenol. <http://ecb.jrc.it> (abgerufen am 18.07.2006),

- European Commission (2001): *DEHP (2001): Consolidated Final Report: 2001, Rapporteur Sweden*
- European Commission. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive: Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet, Priority substance No. 12, Diethylhexylphthalat (DEHP), Final Version. (2005): Brussels.
- European Commission & European Chemicals Bureau (2002): *European Union Risk Assessment Report on 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol. Final report.*
- European Parliament 2000/60/EG (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- European Commission (2003). RICHTLINIE 2003/53/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 18. Juni 2003 zur 26. Änderung der Richtlinie 76/769/EWG des Rates über Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (Nonylphenol, Nonylphenoethoxylat und Zement) (Text von Bedeutung für den EWR) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:178:0024:0027:de:PDF> (Erscheinungsdatum: 17.07.2003; Zugriff 2013)
- EUR-Lex (2013): Der Zugang zum EU-Recht. <http://eur-lex.europa.eu/de/index.htm> (abgerufen am 05.06.2013)
- Fiege, Helmut, Voges, Heinz-Werner, Hamamoto, Toshikazu, Umemura, Sumio, Iwata, Tadao, Miki, Hisaya, Fujita, Yasuhiro, Buysch, Hans-Josef, Garbe, Dorothea, and Paulus, Wilfried: Phenol Derivatives. Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/14356007.a19_313/abstract.
- Fischer, Klaus, Marquardt, Kurt, Schlüter, Kaspar, Gebert, Karlheinz, Borschel, Eva-Marie, Heimann, Sigismund, Kromm, Erich, Giesen, Volker, Schneider, Reinhard, and Wayland Jr., Rosser Lee: Textile Auxiliaries. Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. http://dx.doi.org/10.1002/14356007.a26_227.
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Götz, T. (2010): *Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS*, UBA, Texte 45/2010
- Gehring, M. J.; Vogel, D.; Bilitewski B. (unbekannt, Daten zu 2002). Belastung von Recycling-Toilettenpapier aus verschiedenen Ländern mit 2,4,7,9-Tetramethyl-5-decin-4,7-diol (TMDD) und den endokrin aktiven Stoffen Bisphenol A, 4-tert-Octylphenol, technischem 4-Nonylophenol und Pentachlorphenol. <http://rcswww.urz.tu-dresden.de/~gehring/deutsch/dt/publik/090325ge.pdf> (Zugriff: 2013)
- Greenpeace (2011). Dirty Laundry: Hung Out to Dry - Unravelling the toxic trail from pipes to products. Greenpeace International. Amsterdam, The Netherlands. <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/publications/toxics/Water%202011/dirty-laundry-report-2.pdf> (Erscheinungsdatum: 2011; Zugriff 2013)

- HELCOM (2009): *Hazardous substances of specific concern to the Baltic Sea – Final report of the HAZARDOUS project.*
- Herold, T. (2013). persönliche Kommunikation: Verwendung von Kreosot bei der Deutschen Bahn. Fachstelle Umweltschutz, Zentrale (I.NVS 4), DB Netz AG
- Hillenbrand, T.; Toussaint, D.; Böhm, E.; Fuchs, S.; Scherer, U.; Rudolphi, A.; Hoffmann, M.; Kreißig, J.; Kotz, C. (2005). Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen; Forschungsbericht 202 242 20/02, UBA-FB 000824. UBA TEXTE 19/05. Umweltbundesamt, Dessau.
<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2936.pdf>
- Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Strauch, M.; Heitmann, K.; Schaffrin, D. (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie – Stoffdatenblätter. UBA-TEXTE 29/07, Umweltbundesamt, Dessau. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3312.pdf>
- ILZSG (2013): Statista: Weltweite Produktion von Blei von 2004 bis 2011: <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/38017/umfrage/produktion-von-bleimetall-weltweit-seit-2004/>
- ILZSG (2013): Statista: Weltweite Förderung von Blei von 2004 bis 2012: <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/38016/umfrage/foerderung-von-blei-weltweit-seit-2004/>
- Jahn, Ullrich: 4-tert-Octylphenol. Thieme RÖMPP Online; Georg Thieme Verlag KG. <http://www.roempp.com/prod/>, Suchwort: Octylphenol,
- Jahn, Ullrich and RÖMPP-Redaktion: Nonylphenol. Thieme RÖMPP Online; Georg Thieme Verlag KG. <http://www.roempp.com/prod/>, Suchwort: Nonylphenol,
- Kunststoff Information (KI) (2005). BASF: DEHP-Produktion in Europa wird eingestellt. Meldung, Montag 20.06.2005. Bad Homburg.
http://www.kunststoffweb.de/ki_ticker/BASF_DEHP-Produktion_in_Europa_wird_eingestellt_t203013
- Koch, R. (1995): *Umweltchemikalien. Physikalisch- chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten*. 3. edn, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- Kratz, S.; Fleckenstein, J.; Schnug, E.; Kördel, W. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Umweltbundesamt. Dessau (UBA Texte, 30/07).
- Leisewitz, A. & Schwarz, W. (1997): *Stoffströme wichtiger endokrin wirksamer Industriechemikalien. Öko-Recherche, Büro für Umweltforschung und Beratung GmbH. Forschungsbericht 106 01 076 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.*
- Marscheider-Weidemann, F.; Andersson, H.; Dudutyte, Z.; Krupanek, J.; Leisk, Ü.; Mathan, C.; Mehtonen, J.; Menger-Krug, E.; Munne, P.; Nielsen, U.; Siewert, S.; Stance, L.; Tettenborn, F.; Toropovs, V.; Westerdahl, J. (2011): *COHIBA Guidance document no. 7, measures for emission reduction of octylphenol (OP) and octylphenolethoxylates (OPE) in the baltic sea area*

- Mathan, Cindy; Marscheider-Weidemann, Frank; Menger-Krug, Eve et al.: WP5 COHIBA Recommendation Report. COHIBA Project Consortium, www.cohiba-project.net, 2012
- Mehtonen, J.; Munne, P.; Londesborough, S.; Andersson, H.; Dudutyte, Z.; Krupanek, J.; Leisk, Ü.; Marscheider-Weidemann, F.; Mathan, C.; Menger-Krug, E.; Nielsen, U.; Siewert, S.; Stance, L.; Tettenborn, F.; Toropovs, V.; Wenzel, H. (2011): *COHIBA guidance document no. 6, measures for emission reduction of nonylphenol (NP) and nonylphenoethoxylates (NPE) in the baltic sea area*
- Merck (2013): Sicherheitsdatenblatt: Bis(ethylhexyl)phthalat. <http://www.merckmillipore.com/mda/de/catalog/index.html> , Suchwort: Bis(2-ethylhexyl)phthalat, (abgerufen am 17.04.2013)
- Noname (2010). Assessment Report – Creosote, Product-type 8 (Wood preservatives). Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market - Inclusion of active substances in Annex I or IA to Directive 98/8/EC. December 2010
- OGewV (2011). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429). www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv/gesamt.pdf
- OSPAR (2003): *Octylphenol*, OSPAR Commission, (2004 update)
- REACH Compliance GmbH: Firmenunterstützung für Chemikaliensicherheit und Arbeitsschutz. <http://www.reach-compliance.ch> (abgerufen am 05.06.2013)
- REACH: http://www.reach-info.de/dokumente/Verwendungen_SVHC-Phthalate.pdf
- Rippen, G. Umweltchemikalien. 5. (2000): Landsberg/Lech, Ecomed.
- Schleyer, R.; Raffius, B. (2000): Grundwassergefährdung durch organische Luftschadstoffe. Hennef (DVWK-Materialien, 1/2000).
- Soares, A.; Guieysse, B.; Jefferson, B.; Cartmell, E.; Lester, J. N. (2008): Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. In: *Environment International*, vol 34, pp. 1033-1049
- Statistisches Bundesamt (2013). Aus- und Einfuhr (Außenhandel): Deutschland, Jahre, arensystematik 2012. Wiesbaden. Abruf der GENESIS-Online-Datenbank Oktober 2013.
- Teil, M.-J.; Blanchard, M.; Chevreuil, M. (2006): Atmospheric fate of phthalate esters in an urban area (Paris-France). In: *Science Of The Total Environment* 354 (2-3), S. 212–223, zuletzt geprüft am 28.02.2013.
- Tettenborn, F.; Marscheider-Weidemann, F.; Wodarz, S. (2012): Aktualisierung der Daten zu PAK - Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. Karlsruhe.
- Thru.de (2013). Elektronische Abfrage der Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister PRTR-Datenbank. Hrg. Umweltbundesamt. Dessau.
- UBA. Stoffmonographie Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) – Referenzwerte für 5oxo-MEHP und 5OH-MEHP im Urin, Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz [48:706–722]. (2005): Springer Medizin Verlag. ISBN DOI 10.1007/s00103-005-1086-6.

- UBA (2011): *Stoffmonographie für Phthalate - Neue und aktualisierte Referenzwerte für Monoester und oxidierte Metabolite im Urin von Kindern und Erwachsenen. Stellungnahme der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes. Bekanntmachung des Umweltbundesamtes*, Springer-Verlag, 6 · 201
- UBA (2012): Hintergrundpapier „Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe: Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar?“
- UBA (2012): Daten zur Umwelt - Organische Umweltchemikalien und Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern. Umweltbundesamt (UBA).
<http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=3170>, last access: 5-2012.
- UBA (2012). Rechtliche Grundlagen zu Wasser und Luft. Umweltbundesamt für Mensch und Umwelt. <http://www.umweltbundesamt.de/> (abgerufen am 05.06.2013)
- UBA (2013). Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (POP), 1990 - 2011 (Endstand 28.01.2013). Hrg. Umweltbundesamt
- UBA (2013). Stand der deutschen UNECE CLRTAP Berichterstattung von zu PAK-Emissionen. Daten basierend auf Nationalen Energiebilanzen (NEB) bzw. Amtlicher Mineralölstatistik (AMS). Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) und Mineralölwirtschaftsverband (MWV). Persönliche Übermittlung.
- UBA (2013). Weichmacher – Was sind Weichmacher?
<http://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/umwelteinfluesse-auf-den-menschen/chemische-stoffe/weichmacher> (abgerufen Oktober 2013)
- Vikelsøe, J.; Thomsen, M.; Carlsen, L. (2002): Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils. In: *The Science of the Total Environment* 296, S. 105–116
- Weber-Mußmann, Andrea: Phthalsäureester. Thieme RÖMPP Online; Georg Thieme Verlag KG. <http://www.roempp.com/prod/>, Suchwort: Phthalsäureester,

6 Anhang

6.1 ad Blei (Pb)

Basierend auf der Zusammenstellung von Hillenbrand et al. (2007) erfolgt nachfolgend eine aktuelle Übersicht der stoffspezifischen Regelungen:

6.1.1 Stoffspezifischen Regelungen bzgl. Emissionen in Gewässer und Gewässerqualität

- **EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG:** Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik und Festlegung der prioritären Schadstoffe. Einstufung Blei: wird als prioritär gefährlich überprüft. (Änderungsrichtlinie **2008/32/EG** zur WRRL)
- **Wasserhaushaltsgesetz (WHG, zuletzt geändert 2013):** Nach §7a ist eine wasserrechtliche Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser nur zu erteilen, wenn die Schadstofffracht entsprechend dem Stand der Technik verringert wird. Die entsprechenden emissionsbezogenen Anforderungen nach dem Stand der Technik werden in der **Abwasserverordnung (AbwV, zuletzt geändert 2012)** festgelegt. Die AbwV dient außerdem der Umsetzung diverser EG Richtlinien und legt Analyseverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung fest. In den Anhängen sind branchenspezifische Anforderungen an Abwässer vor Vermischung angegeben, mit Grenzwerten im Allgemeinen bei 0,5 mg Pb/l.
- **Abwasserabgabengesetz (AbwAG, zuletzt geändert 2010):** Abwasserabgabe richtet sich nach der Schädlichkeit des Abwassers, u. a. nach dem Blei-Gehalt.
- **EU-Oberflächenwasserrichtlinie 75/440/EWG:** Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässern für die Trinkwassergewinnung, u. a. zwingender Wert (0,05 mg/l für Blei - Kategorie A1). (durch die WRRL Ende 2007 aufgehoben)
- **EU-Richtlinie zur Kontrolle der Oberflächengewässer 79/869/EWG:** Messmethoden, Probennahme, Analyse. (durch die WRRL Ende 2007 aufgehoben)
- **EU-Muschelgewässerrichtlinie 79/923/EWG:** Konzentration von Blei in Muschelwasser und –fleisch darf sich nicht auf die Tiere oder die Qualität der Erzeugnisse schädlich auswirken. (geändert/ersetzt durch 2006/113/EG)
- **EU-Gewässerschutzrichtlinie 2006/11/EG** (ehemals RL **76/464/EWG**): Verschmutzung infolge der Ableitung gefährlicher Stoffe in Gewässer soll beseitigt werden. Blei ist aufgeführt im Anhang I Liste II (Liste der für die Gewässer schädlichen Stoffe). (wird am 22.12.2013 durch die WRRL außer Kraft gesetzt)
- **EU-Grundwasserrichtlinie 80/68/EWG:** Mitgliedsstaaten sollen Maßnahmen ergreifen um u. a. die Einleitung von Blei in Grundgewässer zu begrenzen. (gültig bis 22.12.2013 gemäß Art. 22 RL 2000/60/EG)

- **EU-IVU (IPPC) Richtlinie 96/61/EG** (Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung): Industrielle und landwirtschaftliche Tätigkeiten in Anhang I unterliegen einer behördlichen Genehmigungspflicht. Die Genehmigungen sollen nach dem Konzept der besten verfügbaren Techniken (BAT) erteilt werden. (geändert/ersetzt durch 2010/75/EU)
- **EU-Trinkwasserrichtlinie 98/83/EG**: Parameterwert für Pb in Trinkwasser (10 µg/l).
- **EU-EPER-Entscheidung 2000/479/EG**: Aufbau eines Europäischen Schadstoffemissionsregisters (EPER) gemäß EG-RL 96/61. Emissionen größer als 200 kg Pb/Jahr in die Luft oder 20 kg Pb/Jahr ins Wasser müssen gemeldet werden.
- **EU-E-PRTR Verordnung 166/2006/EG**: Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters (PRTR). Schwellenwerte zur Meldungspflicht der Freisetzung von Pb in die Luft: 200 kg/Jahr; in Gewässer: 20 kg/Jahr; in den Boden: 20 kg/Jahr. Erstes Berichtsjahr ist 2007, die Berichte der Mitgliedsstaaten an die Kommission müssen danach innerhalb von 18 Monaten abgegeben werden.
- **EU-Grundwasser-Tochtrichtlinie 2006/118/EG**: Zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung: Festlegung eines Schwellenwert für Blei
- **EU-Muschelgewässerrichtlinie 2006/113/EG**: (Ersetzt die Richtlinie 79/923/EWG) Konzentration von Blei in Muschelwasser und -fleisch darf sich nicht auf die Tiere oder die Qualität der Erzeugnisse schädlich auswirken.
- **EU-Richtlinie 2008/105/EG**: Umweltqualitätsnormen von prioritären Stoffen und anderen Schadstoffen im Bereich der Wasserpolitik: Jahresdurchschnitt für Blei und Bleiverbindungen (in gelöster Form): 7,2µg/L
- **EU-Industrieemissions-Richtlinie 2010/75/EU**: Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. Emissionsgrenzwerte für Ableitungen von Abwasser aus der Abgasreinigung¹: Blei: 0,2 mg/L (für ungefilterte Proben)

6.1.2 Bezogen auf Emissionen in die Luft

- **BImSchV - 13. Bundesimmissionsschutzverordnung (2004)**: Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen (Umsetzung EU-Richtlinie 2001/80/EG).

¹ Beim Schmelzen von Nichteisenmetallen, einschließlich Legierungen, darunter auch Wiedergewinnungsprodukte und Betrieb von Gießereien, die Nichteisen-Metallgussprodukte herstellen, mit einer Schmelzkapazität von mehr als 4t pro Tag bei Blei.

Emissionsgrenzwert für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe: 0,5 mg/m³ für die Summe von Sb, As, Pb, Cr, Cb, Cu, Mn, Ni, Vn und Zn.

- **BImSchV - 17. Bundesimmissionsschutzverordnung (2003):** Festlegung von Grenzwerten für Müllverbrennungsanlagen (Mittelwert der jeweiligen Probenahmezeit: 0,5 mg/m³) (Umsetzung **EU-Richtlinie 2000/76/EG**).
- **TA Luft (Ausgabe 2002):** Die TA Luft (2002) begrenzt allgemein die Emissionen der Schadstoffe der Klasse II Nr. 5.2.2 (Pb, Co, Ni, Se, Te) auf zusammen 2,5 g/h oder 0,5 mg/m³.
- **Benzin-Blei-Gesetz** von 1976 zur Begrenzung des Bleigehalts im Benzin (0,15 g/l). Durch die **EU-Richtlinie 98/70/EG** ist verbleites Benzin seit dem 1.1.2000 verboten.
- **EU-Feinstaubrichtlinie 1999/30/EG:** legt Grenzwerte für Blei in der Luft fest.
- **EU-Abfallverbrennungsrichtlinie 2000/76/EG:** legt für Abfallverbrennungsanlagen einen Emissionsgrenzwert von 0,05 mg/m³ Pb fest und für Abwasser aus der Abgasreinigung 0,2 mg/l (Umsetzung der abwasserspezifischen Anforderungen über Anhang 47 AbwV). (aufgehoben zum 7.01.2014 gemäß Art. 81 der RL 2010/75/EU)
- **2008/50/EG:** Beurteilung der Luftqualität in Bezug auf Blei. Legt Grenzwerte für Blei in der Luft fest: 0,5 µg/m³.
- **BImSchV – 39. Bundesimmissionsschutzverordnung (2010):** Immissionsgrenzwerte für Blei: 0,5 µg/m³. (Umsetzung der Richtlinie **2008/50/EG**).
- **EU-Industrieemissions-Richtlinie 2010/75/EU:** Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. Für Abfallverbrennungsanlagen² geltender Grenzwert für Emissionen in der Luft: Blei und Bleiverbindungen: 0,5mg/Nm³

6.1.3 Bezogen auf Emissionen in Böden

- **Klärschlammverordnung (AbfKlärV, zuletzt geändert 2012)** (dient auch zur Umsetzung der **EU- Klärschlammrichtlinie 86/278/EWG**): Der Pb-Gehalt in landwirtschaftlich zu verwertenden Klärschlämmen ist auf 900 mg/kg TS begrenzt. Für den Boden liegt der Grenzwert bei 100 mg/kg TS.
- **Bioabfallverordnung (BioAbfV, zuletzt geändert 2012):** Höchstwert für Blei in Bioabfällen und in aus Bioabfällen hergestellten Produkten: 150 mg/kg TS (bei

² Beim Schmelzen von Nichteisenmetallen, einschließlich Legierungen, darunter auch Wiedergewinnungsprodukte und Betrieb von Gießereien, die Nichteisen-Metallgussprodukte herstellen, mit einer Schmelzkapazität von mehr als 4t pro Tag bei Blei.

einer Maximalmenge von 20 t Bioabfall TM je Hektar) bzw. 100 mg/kg TS (bei einer Maximalmenge von 30 t Bioabfall TM je Hektar innerhalb von drei Jahren).

- **Düngeverordnung (DüV, zuletzt geändert 2012):** Begrenzung des Bleigehalts in verschiedenen Düngerarten (z. B. 0,3 Prozent Blei in Kobaltdüngern/Kupferkobaltdüngern).
- **Pflanzenschutzanwendungsverordnung (PflSchAnwV, zuletzt geändert 2012):** vollständiges Anwendungsverbot für bleihaltige Pflanzenschutzmittel.
- **EU-Richtlinie 91/689/EWG für gefährliche Abfälle:** beim Nachweis von Pb erfolgt Einstufung als gefährlicher Abfall.
- **Düngemittelverordnung (DüMV, 2012):** Grenzwert für Schadstoff Blei: 150 mg/kg TS.

6.1.4 Bezogen auf Emissionen aus Produkten

- **Chemikalienverbotsverordnung (ChemVerbotsV, 1993, zuletzt geändert 2012):** (Umsetzung der EU-Richtlinien 48/94/EG, 60/94/EG, 59/96/EWG und 51/99/EWG) Bleikarbonate und -sulfate und Zubereitungen, die diese enthalten, dürfen zur Verwendung in Farben nicht in den Verkehr gebracht werden (Ausnahmen bei der Erhaltung von Kunstwerken oder historischen Bestandteilen).
- **Gefahrstoffverordnung (GefStoffV, 2010, zuletzt geändert 2013):** verbietet die Anwendung von Bleikarbonat, -hydrokarbonat und -sulfaten in Farben.
- **Gesetz über die Entsorgung von Altfahrzeugen (AltfahrzeugG, 21.06.2002):** (Umsetzung der **Richtlinie 2000/53/EG**) Letzthalter von Altfahrzeugen haben grundsätzlich die Möglichkeit, diese unentgeltlich an den Hersteller zurückzugeben. Die Hersteller sind zur unentgeltlichen Rücknahme verpflichtet und haben die ordnungsgemäße Entsorgung sicherzustellen. Es ist verboten, Fahrzeuge und Bauteile in Verkehr zu bringen, die die Schwermetalle Cd, Hg, Pb und Chrom VI enthalten. Von dieser Regelung sind beim Blei neben einer Reihe weiterer, meist zeitlich befristeter, Ausnahmen auch Starterbatterien ausgenommen (ohne Befristung).
- **Altfahrzeugverordnung (AltfahrzeugV, 1997, zuletzt geändert 2012):** Werkstoffe und Bauteile von Fahrzeugen, die nach dem 1. Juli 2003 in Verkehr gebracht werden, dürfen kein Blei enthalten.
- **Verpackungsverordnung (VerpackV, 1998, zuletzt geändert 2012):** (Umsetzung der **EU-Verpackungsrichtlinie 94/62/EG** und EU-Richtlinie **91/157/EG**) begrenzt die Konzentration von Blei, Cadmium, Quecksilber und Chrom VI in Verpackungen kumulativ auf 100 mg/kg, Bleikristallglas hat den Grenzwert 250 mg/kg Blei darf weder bei der Fertigung noch beim Vertrieb bewusst als Bestandteil zugegeben werden.

- **Batteriegesetz (BattG, 2009, zuletzt geändert 2012):** Kostenlose Rückgabe alter Batterien und Akkumulatoren an den Handel, der sie verwerten oder entsorgen muss. Geräte mit eingebauten schadstoffhaltigen Batterien sind verboten. Eine mühelose Entnahme der Batterie muss möglich sein. Der Hersteller ist verpflichtet Batterien, die mehr als 0,004 Massenprozent Blei enthalten mit dem chemischen Zeichen Pb zu kennzeichnen.
- **Verordnung zur Durchführung des Batteriegesetzes (BattGDV, 2009):** stoffliche Verwertung von 65 Prozent der durchschnittlichen Masse von Blei-Säure-Alt-Batterien.
- **Elektro- und Elektronikgeräte-Stoff-Verordnung (ElektroStoffV, 2013):** Es ist verboten, neue Elektro- und Elektronikgeräte in Verkehr zu bringen, die mehr als 0,1 Gewichtsprozent Blei enthalten.
- **Bedarfsgegenständeverordnung (BedGgstV, 1997, zuletzt geändert 2011):** Für Blei sind Höchstmengen angegeben, die von Bedarfsgegenständen auf Lebensmittel übergehen dürfen. Vor dem Granulieren darf der Ausgangsstoff (Copolymerpulver) höchstens 2 mg Blei pro Kg Kunststoff enthalten.
- **EU-RoHS-Richtlinie 2002/95/EG:** Ab 1. Juli 2006 dürfen neu in Verkehr gebrachte Elektro- und Elektronikgeräte kein Blei enthalten. Ausnahmen: Kathodenstrahlröhren, elektronische Bauteile, Leuchtstoffröhren, als Legierungselement in Stahl (<0,35 %), in Aluminium (<0,4 %), in Kupferlegierungen (<4 %), in Lötmitteln und keramischen Elektronikbauteilen. (geändert/ersetzt durch 2011/65/EU)
- **EU-Beschränkungsrichtlinie 76/769/EWG:** beschränkt das Inverkehrbringen bleihaltiger Farben.
- **EU-Keramikgegenständerrichtlinie 84/500/EWG:** beschränkt den Bleigehalt in Keramikgegenständen in Berührung mit Lebensmitteln (in Überarbeitung). (geändert zu RL 2005/31/EG)
- **EU-Spielzeugrichtlinie 88/378/EG:** beschränkt die tägliche biologische Verfügbarkeit von Blei in Spielzeug auf 0,7 µg. (geändert/ersetzt durch 2009/48/EG und 2.GPSGV)
- **EU-Altfahrzeugrichtlinie 2000/53/EG:** verbietet Blei in Fahrzeugen ab 2003, mit Ausnahmen (s.o.).
- **EU-Stoffrichtlinie 67/548/EWG:** Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe. (aufgehoben/ersetzt durch die EG-VO: 1272/2008)
- **EU-Altölrichtlinie 87/101/EWG:** zur Änderung der Richtlinie 75/439/EWG über die Altölbeseitigung. Setzt Grenzwerte zur Freisetzung von Schwermetallen bei Verbrennung von Altöl.
- **EU-Altstoffverordnung 793/93/EWG:** Blei steht in der Liste der Altstoffe, die in Mengen von mehr als 1000 Tonnen jährlich in der Gemeinschaft hergestellt oder in sie eingeführt werden. Hersteller und Importeure müssen der Kommission

Angaben zu dem Stoff übermitteln gemäß der Informationen die in dieser Verordnung gefordert werden.

- **EU-Richtlinie 2005/31/EG:** (Änderung der RL 84/500/EWG) Analysemethoden (mit Leistungskriterien) zur Bestimmung der Bleilässigkeit von Keramikgegenständen
- **EG-CLP (GHS) Verordnung Nr. 1272/2008:** über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen. Bleihaltige Anstrichmittel und Lacke, die den Gesamtgehalt 0,15% des Gesamtgewichts überschreiten, müssen bestimmte Hinweise tragen (EUH201).
- **EU-Spielzeug-Richtlinie 2009/48/EG:** Blei in Spielzeugmaterialien im Zustand trocken (13,5mg/kg), flüssig (3,4mg/kg) und abgeschabt (160mg/kg)
- **EU-Richtlinie 2011/65/EU:** (Nachfolgerichtlinie für RoHS 2002/95) Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten. Blei 0,1% in homogenen Werkstoffen. Ausnahmen: im Glas von Kathodenstrahlröhren, Leuchtstoffröhren (max. 0,2%) und als Legierungselement im Stahl (max. 0,35%) usw.
- **Zweite Verordnung zum Geräte- und Produktsicherheitsgesetz (Verordnung über die Sicherheit von Spielzeug) (2.GPSGV, 2011):** beschränkt die biologische Verfügbarkeit von Blei in Spielzeugen auf 0,7µg.

6.2 ad Nonylphenol

Tabelle 10: Aus- und Einfuhr (Außenhandel): Deutschland, Aufspaltung des Oberbegriffs Textilien (2012) (Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2013)

Warenverzeichnis	Einfuhr: Gewicht in t
Lederwaren, Sattlerwaren	263.300
Pelzfelle, künstliches Pelzwerk	12.930
Bekleidung usw. aus Gewirken, Gestricken	825.250
Andere Bekleidung, Bekleidungszubehör	782.390
Andere Konfektion, Spinnstoffwaren usw.	688.000
Schuhe, Gamaschen, ähnliche Waren	507.150
Kopfbedeckungen und Teile davon	28.300