

KUNSTSTOFFE IN DER UMWELT: MIKRO- UND MAKROPLASTIK

[illegible]

KUNSTSTOFFE IN DER UMWELT: MIKRO- UND MAKROPLASTIK

Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen

Autoren: Jürgen Bertling, Ralf Bertling, Leandra Hamann

unter Mitarbeit von: Tatiana Bladier, Rodion Kopitzky, Daniel Maga, Nils Thonemann, Torsten Weber

Kontakt: Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT
Osterfelder Str. 3
46047 Oberhausen
Korrespondenzautor:
Juergen.Bertling@umsicht.fraunhofer.de

Auftraggeber: BASF SE, Evonik Ressource Efficiency GmbH, Beiersdorf AG, Nestec Ltd, DSD - Duales System Holding GmbH Co. KG, Wupperverband, Gelsenwasser AG, hanseWasser, Emschergenossenschaft/Lippeverband, RWTH Aachen und TU Dresden

Gestaltung: tamioe, visuelle Kommunikation, Dortmund

Ausgabe: 21. Juni 2018
Im Internet verfügbar: publica.fraunhofer.de
DOI: 10.24406/UMSICHT-N-497117

Nutzungsbedingung: cc-by-nc-sa 

Zitierweise: Bertling, Jürgen.; Bertling, Ralf; Hamann, Leandra: Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT (Hrsg.), Oberhausen, Juni 2018

Weiteres Material: Weitere Informationen finden sich in verschiedenen Arbeitspapieren auf www.initiative-mikroplastik.de

ERKLÄRUNG ZU FINANZIERUNG, VERANTWORTLICHKEITEN UND NUTZUNGSBEDINGUNGEN

Die Durchführung der Studie wurde ermöglicht durch die Finanzierung von BASF SE, Evonik Ressource Efficiency GmbH, Beiersdorf AG, Nestec Ltd, DSD - Duales System Holding GmbH Co. KG, Wupperverband, Gelsenwasser AG, hanseWasser, Emschergenossenschaft/Lippeverband, RWTH Aachen und der TU Dresden. Diese Partner haben sich in einem von Fraunhofer UMSICHT initiierten und geleiteten Konsortialprojekt im Zeitraum von April 2016 bis Juni 2018 mit dem Thema »Kunststoffabfälle und Mikroplastik in der Umwelt« beschäftigt.

Zu den Inhalten haben sich Auftraggeber und Auftragnehmer intensiv ausgetauscht. In der Formulierung der Ergebnisse waren die Autoren frei, eine Einflussnahme durch die Auftraggeber oder andere Dritte fand nicht statt. Die Ergebnisse stellen nicht in jedem Fall die Sicht der beauftragenden Organisationen oder des Fraunhofer-Instituts UMSICHT dar, sondern in erster Linie die Sichtweise der Autoren.

Das Werk ist in allen seinen Teilen urheberrechtlich geschützt. Im Weiteren ist es unter einer Creative-Commons-Lizenz verfügbar (cc-by-nc-sa). Das Werk oder Teile davon dürfen für nicht-kommerzielle Zwecke vervielfältigt, verbreitet und öffentlich zugänglich gemacht werden, sofern auf die Urheber (Autoren, Herausgeber) verwiesen wird. Im Falle einer Verbreitung sind die gleichen Lizenzbedingungen, unter welche dieses Werk fällt anzuwenden. Jede kommerzielle Verwertung ohne schriftliche Genehmigung der Autoren ist unzulässig. Dies gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in Systeme(n) der elektronischen Datenverarbeitung.

INHALT

1	Einführung	5
2	Begriffe, Chronologie und Wahrnehmung	6
3	Quellen und Mengen	10
4	Ausbreitung, Rückgewinnung	19
5	Umweltschicksale und Wirkungen	26
6	Bewertung, Regulierung und Lenkungsmaßnahmen	32
7	Kunststoff - ein Werkstoff mit Imageproblemen	40
8	Empfehlungen	42
9	Glossar	44
10	Einheiten	47
11	Abkürzungsverzeichnis	47
12	Literaturverzeichnis	51
	Take Home-Message	55

1 EINFÜHRUNG

Die zunehmend erkannte Verbreitung von Kunststoffabfällen und Mikroplastik in der terrestrischen und aquatischen Umwelt gibt Anlass zur Sorge. Dies gilt trotz des Umstandes, dass in Bezug auf die tatsächlichen Mengen noch große Unsicherheiten bestehen und die berichteten Mengen über mehrere Größenordnungen variieren¹. Denn es ist zu erwarten, dass das prognostizierte Wachstum bei der Kunststoffproduktion, nicht ausreichende Anstrengungen im Abfallmanagement und die langen Abbauzeiten von Kunststoffen in der Umwelt dazu führen, dass die Kunststoffmengen in der Umwelt zukünftig weiter ansteigen werden².

Die konkreten öko- und humantoxikologischen Gefahren, die mit Kunststoffen in der Umwelt zusammenhängen, sind gleichwohl nur wenig bekannt und Gegenstand wissenschaftlicher Arbeiten³. Nichtsdestotrotz rechtfertigen die bereits erkannten Schadwirkungen die Anwendung des Vorsorgeprinzips. Die ubiquitäre Verbreitung der Kunststoffe und die erwarteten Gefahren genügen auch, dass bereits heute viele Menschen zivilgesellschaftlich aktiv werden und politische Maßnahmen einfordern. Gleichzeitig werden Kunststoffemissionen und die mit ihnen zusammenhängenden Verluste an Materialwerten zunehmend auch als volkswirtschaftliches Problem erkannt⁴. Für Unternehmen der Kunststoff- und Konsumgüterindustrie,

die ihre Produzentenverantwortung wahrnehmen wollen, sowie für Unternehmen der Siedlungswasserversorgung, deren Anlagen und Gewässer als Eintragspfade, Transportwege und Rückhaltesysteme für Kunststoffe in die aquatische Umwelt besondere Relevanz besitzen, ergibt sich daher im Sinne des vorsorgenden Umweltschutzes bereits heute Handlungsbedarf. Was genau die richtigen Maßnahmen sind und wie sie zu priorisieren sind, ist bislang allerdings noch offen, umstritten oder unbekannt. Die Autoren dieser Studie haben vor diesem Hintergrund den Stand des Wissens zusammengetragen, strukturiert, analysiert und darauf aufbauend Empfehlungen formuliert.

¹ Jambeck et al. (2015); UNEP (2016); GESAMP (2015); Eriksen et al. (2015); Thompson; Thompson et al. (2009).

² Geyer et al. (2017); Jambeck et al. (2015); Ellen MacArthur Foundation (2016).

³ Wright und Kelly (2017).

⁴ Lord (2016); Ellen MacArthur Foundation (2016).

2 BEGRIFFE, CHRONOLOGIE UND WAHRNEHMUNG

Fazit 1: Unter Mikro- und Makroplastik werden Kunststoffemissionen verstanden, sie sind ein Teil der Gesamtproblematik anthropogener Polymere in der Umwelt.

»Mikroplastik« und »Makroplastik« bezeichnen unter Standardbedingungen feste Objekte aus thermoplastischen, elastomeren oder duroplastischen Kunststoffen, die direkt oder indirekt durch menschliches Handeln in die Umwelt gelangen. Mikroplastik umfasst dabei Partikel⁵ und Fasern. Makroplastik bezeichnet größere Objekte aus Kunststoff und wird im Rahmen der Studie synonym zum Begriff »Plastic Litter« verwendet. Beide zusammen stellen einen Teilaspekt der Gesamtproblematik »Anthropogene Polymere in der Umwelt« dar (vgl. Bild 2-1). Zu den anthropogenen Polymeren gehören gelöste, dispergierte, gelartige und flüssige Polymere und auch natürliche Polymere, sofern sie durch menschliche Aktivitäten umgewandelt oder in andere Umweltkompartimente überführt wurden. Der Begriff »Mikroplastik« wurde erstmalig 2008 definiert⁶.

Ein kritischer Blick auf die Chronologie zeigt, dass die Begriffsbildung auf Basis physikalischer Eigenschaften (Form, Größe, Material) und formaler oder pragmatischer Erwägungen (Abgrenzung zu Nanopartikeln, Inkludierung von Kunststoffgranulat (Pellets), verfügbare Messtechnik etc.) erfolgte. Eine problemorientierte Begriffsschärfung, die sich aus umweltwissenschaftlicher Perspektive die Festlegung einer Ober- und Untergrenze sowie die Eingrenzung auf relevante Stoffgruppen zum Ziel gesetzt hat, hat es bislang nicht gegeben. Heutige Definitionen können daher nicht mehr bieten als eine grobe Orientierung und Einengung des Anwendungsbereichs. Öko- oder humantoxikologische Erkenntnisse liegen ihnen laut unseren Auswertungen nicht zugrunde.

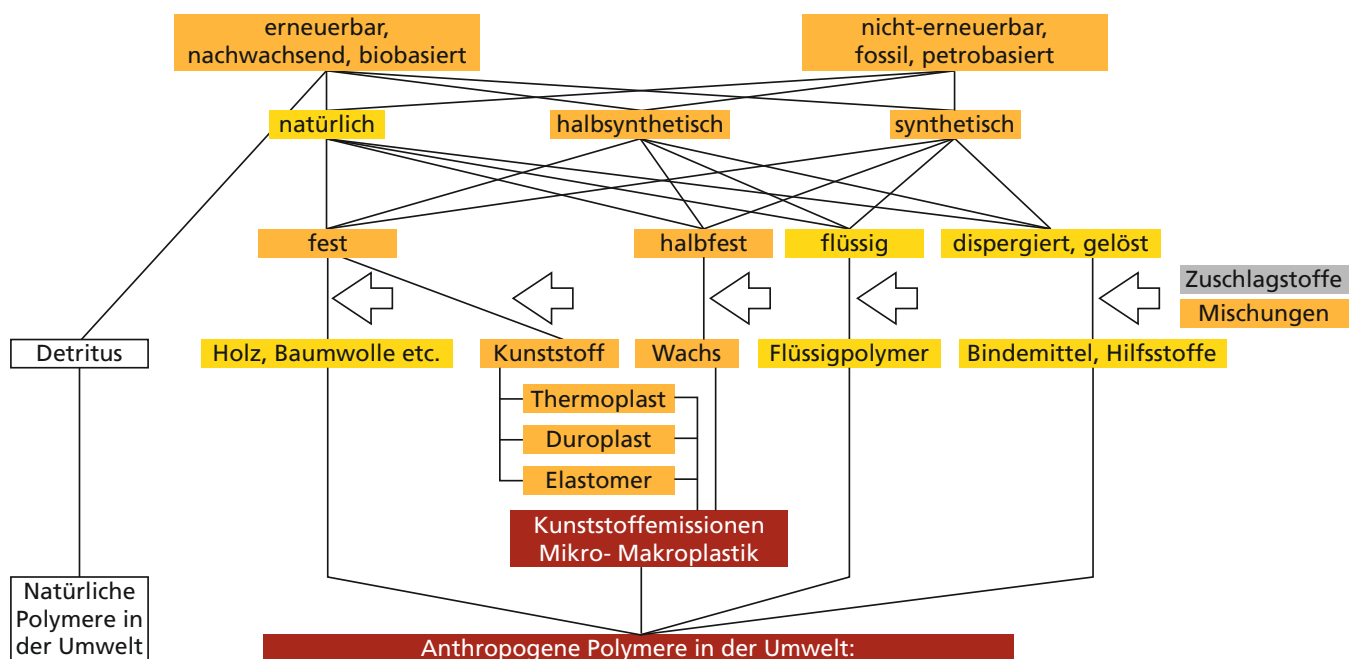


Bild 2-1:

Anthropogene Polymere in der Umwelt unter Berücksichtigung von Herkunft, Zustand und Werkstoffgruppe. Mikro- und Makroplastik stellen einen Teilaspekt dar [Eigene Darstellung].

⁵ Unter Partikeln sind hier Microbeads, Fragmente, Pellets etc. zusammengefasst.

⁶ NOAA (2018).

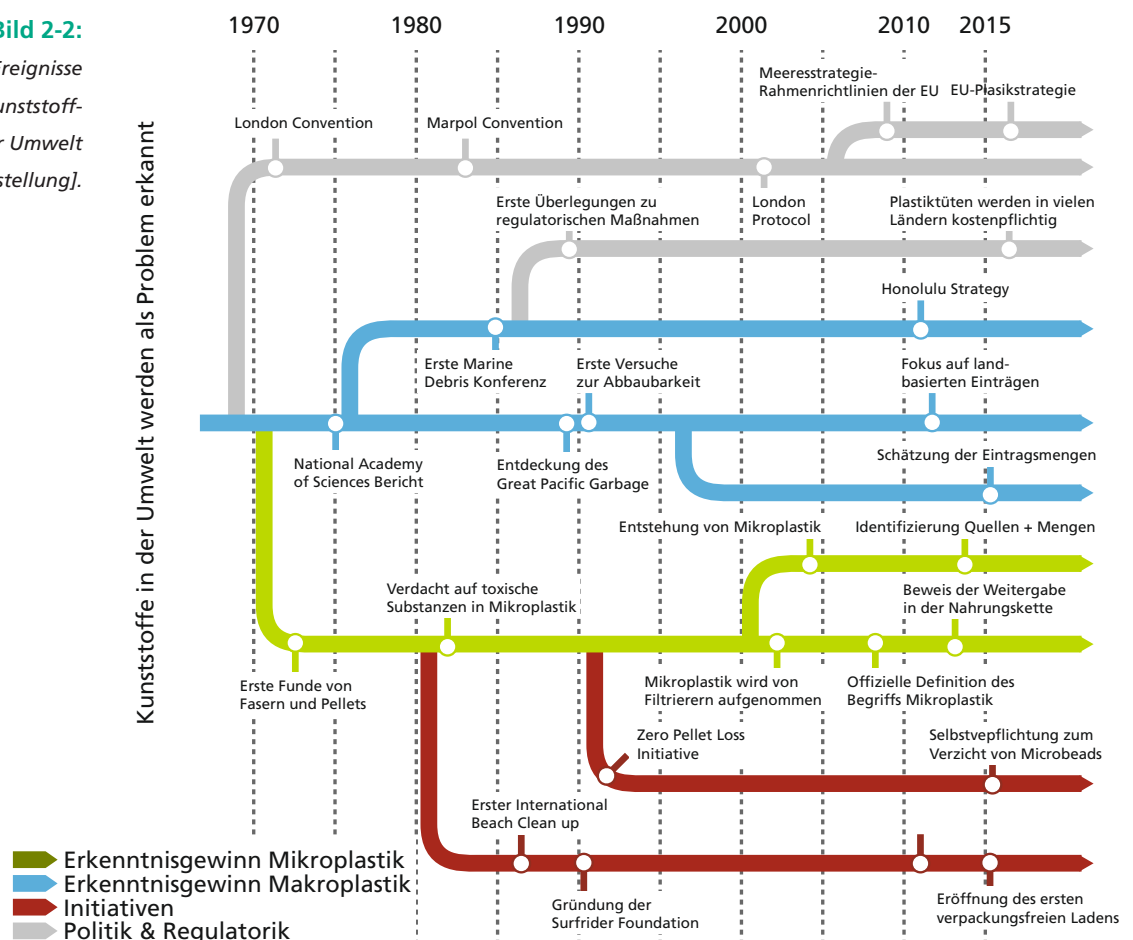
Fazit 2: Kunststoffsstoffemissionen wurden bereits vor über 40 Jahren als Problem der marinen Umwelt erkannt. Heute sind Mikro- und Makroplastik ähnlich relevant wie die anderen großen Umweltthemen.

Bereits in der 70er Jahren entdeckten Wissenschaftler kleine Kunststoffpartikel in der Umwelt, besonders an Stränden⁷. Auch Kunststofffasern konnten bei Probennahme in beliebigen Wassertiefen gefunden werden. In Küstennähe sind es bis zu 100 synthetische Fasern pro Liter gefiltertem Wasser⁸. Verschiedene Arten von Kunststoffpellets, belastet mit polychlorierten Biphenylen, wurden in den Mägen mehrerer Fischarten vor der Küste Englands gefunden⁹. Auch in den Mägen von Seevögeln wurden Kunststoffpellets entdeckt, die unter Verdacht stehen, toxische Chemikalien zu enthalten¹⁰.

Seit dieser Zeit hat die Diskussion um Makro- und Mikroplastik in der Umwelt einen raschen Bedeutungszuwachs erlebt.

Wissenschaftliche Erkenntnisse entwickelten sich parallel zu politischen und regulatorischen Maßnahmen sowie zivilgesellschaftlichen Initiativen. Bild 2-2 zeigt aus unserer Sicht wichtige Ereignisse, die den weiteren Fortgang wesentlich bestimmten. Zunächst werden Kunststoffe als Teil der Abfallproblematik betrachtet, auf die mit ersten politischen Maßnahmen reagiert wird. Mit der wachsenden Menge an Kunststoffen in den Meeren werden die Dimensionen (z. B. Entdeckung des Great Pacific Garbage Patch, Abschätzung der Mengen) und Auswirkungen erforscht, wobei Mikroplastik als Teilproblematik erkannt wird. Seit 2000 hat der Erkenntnisgewinn zu Mikroplastik deutlich zugenommen. Die Zahl der jährlichen Publikationen erreicht schnell das gleiche Niveau wie für Makroplastik.

Bild 2-2:
Chronologie wichtiger Ereignisse
zu Mikroplastik und Kunststoff-
abfällen in der Umwelt
[Eigene Darstellung].



⁷ Gregory (1977).

⁸ Buchanan (1971).

⁹ Carpenter (1972).

¹⁰ Bourne und Imber (1982).

Bild 2-3 zeigt die Gesamteinträge der online recherchierbaren Artikel sieben besonders relevanter Printmedien Deutschlands (SPON = Spiegel Online; ZON = ZEIT Online). Die Themen Mikroplastik und Plastikmüll sind zusammen ähnlich relevant wie die Glyphosat- und Feinstaub-Debatten und holen auch zum bereits lang diskutierten Klimawandel auf.

In Bezug auf die globale Reichweite, die Vielzahl an schwer zu fassenden diffusen Quellen und die Tatsache, dass die langfristigen Wirkungen im hohen Maße irreversibel sein dürften, wenn die Menschheit nicht rechtzeitig entgegensteuert, ist die Problemarchitektur von Kunststoffen in der Umwelt denen der Treibhausgase ebenfalls sehr ähnlich.

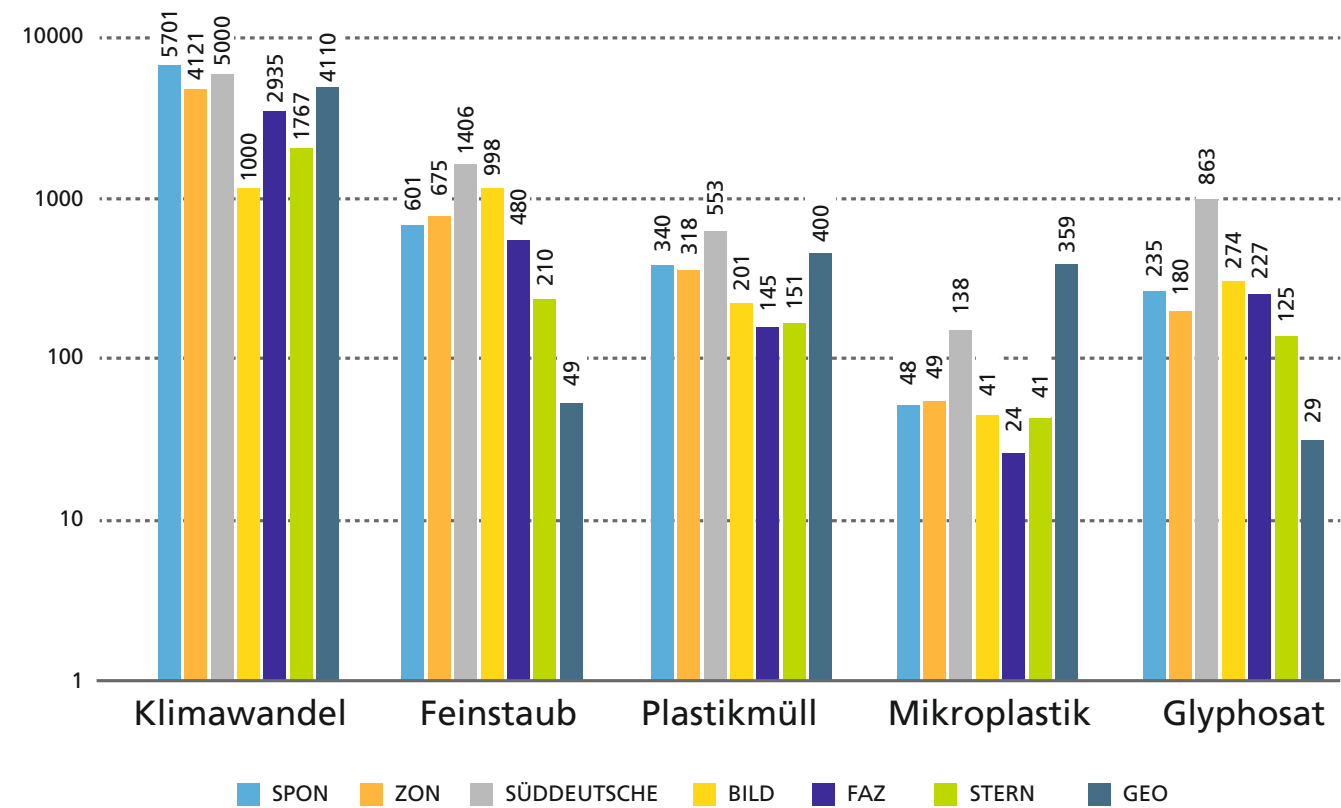


Bild 2-3:
Häufigkeit aktueller umwelt-relevanter Themen unter den Artikeln beliebter Online-Zeitschriften (Stand 06/2018)
[Eigene Darstellung].

Fazit 3: Mikroplastik vom Typ A wird gezielt hergestellt, Mikroplastik vom Typ B wird während der Nutzung freigesetzt und sekundäres Mikroplastik entsteht durch langsame Fragmentierung in der Umwelt.

Mikroplastik kann bereits bei der Herstellung eines Produktes erzeugt werden. In diesem Fall handelt es sich um primäres Mikroplastik Typ A (Bild 2-4). Beispiele sind Reibkörper in Kosmetik, polymere Strahlmittel, Lasersinterpulver für den 3D-Druck oder Kunststoffpellets, die in der Industrie ein wichtiges Halbzeug darstellen. Die Freisetzung von primärem Mikroplastik Typ A kann intendiert, bewusst in Kauf genommen oder durch einen Unfall verursacht sein. Im Gegensatz dazu entsteht primäres Mikroplastik Typ B erst in der Nutzungsphase. Beispiele sind der Abrieb von Reifen, beim Waschen freigesetzte synthetische Fasern oder die Verwitterung von Farben. Die Entstehung ist häufig nur schwer vermeidbar, die Reduktion der Freisetzung eine Innovationsaufgabe. Sekundäres Mikroplastik entsteht durch Verwitterung und Fragmentierung von Makroplastik in der Umwelt. Dabei gelangt das Makroplastik vor allem durch wilde Müllablagerungen und Littering in die Umwelt.

Da über die konkreten Mechanismen und Kinetiken der Umwandlung von Makro- zu Mikroplastik innerhalb der Umwelt noch wenig bekannt ist, macht es aus heutiger Sicht Sinn, die Emissionen an Makroplastik in die Betrachtung einzubeziehen.

Die Einteilung gemäß Bild 2-4 nützt nicht nur in Bezug auf eine Schärfung der Begriffe, sondern sie gibt auch bereits erste Hinweise auf die Verteilung der Verantwortung. Während primäres Mikroplastik vor allem die direkte (Typ A) und erweiterte (Typ B) Herstellerverantwortung adressiert, liegt die Verantwortung für die Vermeidung von Makroplastik und damit die Entstehung von sekundärem Mikroplastik vor allem bei Verbraucher und Staat. Dabei muss letzterer geeignete Anreizsysteme zur Vermeidung von Littering und illegaler Müllentsorgung schaffen.

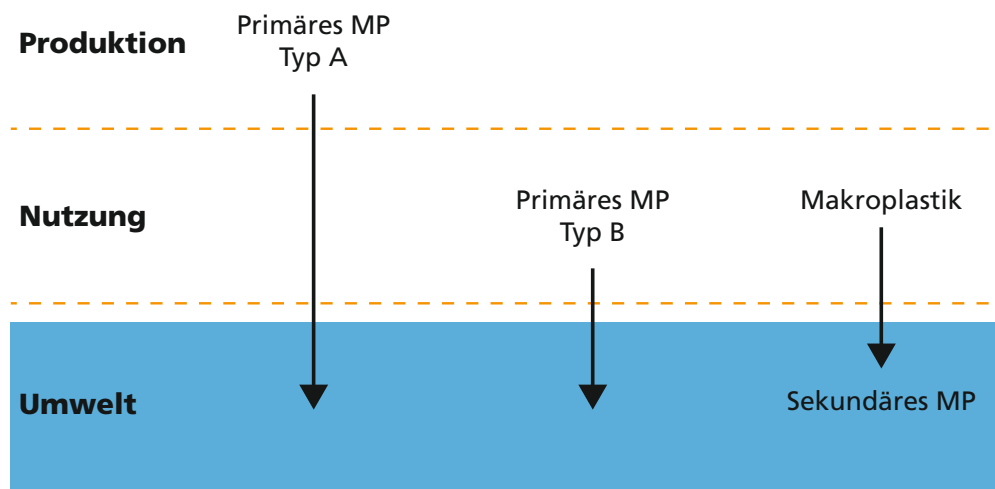


Bild 2-4:
Einteilung von Kunststoffemissionen in primäres Mikroplastik vom Typ A und Typ B sowie Makroplastik, das im Laufe der Zeit zu sekundärem Mikroplastik wird [Eigene Darstellung].

3 QUELLEN UND MENGEN

Fazit 4: Primäres Mikroplastik hat viele Quellen, die sich hinsichtlich der freigesetzten Mengen sehr unterscheiden. Für Deutschland schätzen wir die gesamten Kunststoffemissionen in Form primären Mikroplastiks auf 330 000 t/a bzw. 4 000 g/(cap a).

Durch Befragungen¹¹ wurden 74 potenziell relevante Quellen für primäres Mikroplastik ausgewählt, davon wurden von uns bislang 51 quantifiziert (Tabelle 3-1). Es wird deutlich, dass die häufig in den Medien sehr präsenten Quellen aus Kosmetik¹² und Textilwäsche in unserer Auflistung bei weitem nicht die größten sind. Zu den Top 10 gehören nach unserer Analyse: Abrieb von Reifen (1), Emissionen bei der Abfallentsorgung (2), Abrieb von Polymeren und Bitumen¹³ in Asphalt (3), Pelletverluste (4), Verwehungen von Sport- und Spielplätzen (5), Freisetzung auf Baustellen (6), Abrieb von Schuhsohlen (7), Kunststoffverpackungen (8) und Fahrbahnmarkierungen (9) sowie Faserabrieb bei der Textilwäsche (10).

Bei den Quantifizierungen konnten wir uns nur auf wenig experimentelle Daten stützen und verfolgten daher, häufig ausgehend von Produktions- oder Verbrauchsdaten, einen Top-down-

Ansatz. Zum jetzigen Zeitpunkt sollen die ermittelten Werte vor allem aufzeigen, wo wir Bedarf für eine vertiefte Analyse sehen. Wo immer dies möglich war, haben wir unsere Daten mit denen anderer Autoren abgeglichen oder mehrere Ansätze zur Bestimmung verfolgt.

Die bereits berechneten Quellen ergeben aufsummiert Emissionen von 2 880 g/(cap a). Wir nehmen an, dass wir mengenmäßig 75 % erfasst haben, so dass wir die Gesamtmenge der Emission primären Mikroplastiks gerundet auf 4 000 g/(cap a) bzw. 330 000 t/a für Deutschland schätzen.

Damit liegen die von uns ermittelten Werte im Vergleich zu denen anderer Autoren eher im oberen Bereich (Tabelle 3-2). Nicht zuletzt liegt dies aber auch daran, dass von uns mehr Quellen berücksichtigt wurden.

Nr.	Quelle	Emissionen [g/(cap a)]		
		UMSICHT	Werte anderer Autoren	
			Min.	Max.
1	Abrieb Reifen	1 228,5	49,6	1 357,0
1.1	Pkw	998,0	-	-
1.2	Lkw	89,0	-	-
1.3	Skateboards, usw.	17,9	-	-
1.4	Fahrräder	15,6	-	-
1.5	Motorräder	8,0	-	-
2	Freisetzung bei der Abfallentsorgung	302,8	-	-
2.1	Kompost	169	2,7	64,6
2.2	Zerkleinerung Bauschutt	27,6	-	-
2.3	Metallzerkleinerung	4,7	1,9	1,9
2.4	Kunststoffrecycling	101	-	-
2.5	Deponien	0,5	-	-
3	Abrieb Bitumen in Asphalt	228,0	1,5	1,5
4	Pelletverluste	182,0	0,5	2 567,2

¹¹ E-Mail-Umfrage bei ca. 250 Wissenschaftlern des Fraunhofer-Instituts UMSICHT, ergänzt um eine von Experten und Laien (n = 142) sowie Diskussionen im Rahmen von Treffen mit den finanzierenden Partnern der Studie.
¹² Reduktion durch die Selbstverpflichtung der Hersteller ist noch nicht berücksichtigt.
¹³ Trotz der Tatsache, dass es hochmolekular und schmelzbar ist, taucht Bitumen in Statistiken zu thermoplastischen Kunststoffen nicht auf. Aus Sicht der Autoren dieser Studie macht es aber aus einer problemorientierten Sichtweise Sinn, es in die Diskussion einzubeziehen.

5	Verwehungen Sport- und Spielplätze	131,8	-	-
5.1	Kunstrasenplätze Fußball	96,6	79,0	402,1
5.2	Kunstrasenplätze Hockey	4,9	-	-
5.3	Reitplätze	1,2	-	-
5.4	Wettkampfbahnen	24,3	-	-
5.5	Spielplätze	4,8	-	-
6	Freisetzung auf Baustellen	117,1	-	-
6.1	Abrieb auf der Baustelle bei Abbrucharbeiten	90,0	-	-
6.2	Verarbeitung von Kunststoffen auf der Baustelle	25,4	-	-
6.3	Abrieb/Schnittverluste Dämmungen	1,7	-	-
7	Abrieb Schuhsohlen	109,	17,5	175,4
8	Abrieb Kunststoffverpackungen	99,1	-	-
9	Abrieb Fahrbahnmarkierungen	91	19,3	121,1
10	Faserabrieb bei der Textilwäsche	76,8	-	-
10.1	Faserabrieb Haushaltswäsche	66	20,1	228,5
10.2	Faserabrieb in Waschsalons	8,6	-	-
10.3	Faserabrieb bei der kommerzielle Wäschereinigung	2,2	19,2	19,2
11	Abrieb Farben und Lacke	65	-	-
11.1	Abrieb Gebäudefassaden	37	14,0	84,2
11.2	Abrieb lackierte Oberflächen	inkl.	-	-
11.3	Abrieb Schiffsfarbe	inkl.	1,6	140,4
11.4	Abrieb Windkraftanlagen (WKA)	inkl.	-	-
12	Abrieb landwirtschaftlich genutzter Kunststoffe	45	-	-
13	Flockungsmittel in der Siedlungswasserwirtschaft	43,5	-	-
14	Abrieb Besen und Kehrmaschinen	38,3	-	-
14.1	Privater Bereich & Stadtreinigungen	28,3	-	-
14.2	Kehrmaschinen Landwirtschaft	9,6	-	-
14.3	Kehrmaschinen Stadtreinigungen	0,4	-	-
15	Abrieb industrieller Verschleißschutz, Förderbänder	30,0	-	-
16	Nassreinigung von Gebinden	23,0	-	-
17	Inhalt Mikroplastik in Kosmetik	19,0	1,6	11,0
18	Abrieb Riemen	16,5	-	-
19	Abrieb Rohrleitungen	12,0	-	-
20	Abrieb von Dekomaterial, Glitter, Konfetti etc.	5,8	-	-
21	Inhaltsstoff von Wasch-, Pflege- und Reinigungsmitteln privater Haushalte	4,6	4,6	4,6
22	Abrieb Fischereiausrüstung	4,5	0,4	4,7
23	Abrieb Zahnräder, Gleitlager, Gleitschienen	2,5	-	-
24	Abrieb Rasentrimmer/Motorsensen	1,5	-	-
25	Zusatz Medikamente	1,3	-	-
26	Abrieb Dolly Ropes	1,1	0,1	4,0
27	Fragmentierung Pyrotechnik	0,7	-	-
28	Abrieb Bälle	0,4	-	-
29	Abrieb WKA-Kabel durch Torsion	0,02	-	-
30	Abrieb Bojen und Fender	0,01	0,2	18,1

Insgesamt 51 Quellen, zahlreiche weitere stehen noch aus.

Tabelle 3-1:

Quellen für primäres Mikroplastik

Quelle	Geografischer Bereich	Emissionen im geografischen Bereich [t/a]	Pro Kopf-Emission [g/(cap a)]
diese Studie	Deutschland	330 000	4 000
Essel et al. ¹⁵	Deutschland	182 000 – 423 000	2 200 – 5 130
Sundt et al. ¹⁶	Norwegen	8 300	1 590
Magnussen et al. ¹⁷	Schweden	16 500 – 38 400	1 670 – 3 880
Lassen et al. ¹⁸	Dänemark	5 500 – 13 900	965 – 2 440
Boucher et al. ¹⁹	Welt	1 800 000 - 5 000 000	236 - 660

Tabelle 3-2:
Mikroplastikemissionen im Vergleich¹⁴

Fazit 5: Primäres Mikroplastik vom Typ B ist in Bezug auf die emittierte Menge relevanter als Typ A; Elastomere machen den größten Teil des Mikroplastiks aus; Verkehr, Infrastruktur und Gebäude emittieren die größten Mengen.

Auf Basis der Quellenauswertungen lassen sich weitere Aussagen treffen (Bild 3-1). Das primäre Mikroplastik Typ A wird nur zu ca. 11 % emittiert und vor allem intendiert genutzt, rund 89 % gehören zum Typ B, der vor allem durch Abrieb und Verwitterung entsteht. Geplante Verbote des intendierten Einsatzes von Mikroplastik betreffen daher nur einen kleinen Teil der Gesamtproblematik.

Die Gesamtmenge primären Mikroplastiks verteilt sich auf die drei Werkstoffgruppen wie folgt: Thermoplaste 38 %, Duroplaste 13 % und Elastomere 49 % (Bild 3-2). Bislang wurde die Diskussion zu Mikroplastik vor allem an die Kunststoffbranche, die in Deutschland verbandsmäßig von der Gumminindustrie getrennt agiert, adressiert. Die Zahlen zeigen, dass die Elastomerbranche und auch die Hersteller von Farben und Lacken in die Debatten einbezogen werden müssen.

Eine Aufgliederung in drei große Bereiche zeigt, dass die direkten Emissionen aus dem produzierenden Gewerbe (14 %) deutlich hinter den Emissionen aus privatem Konsum und gewerblichen Endanwendern (24 %) liegen. Das Hauptaugenmerk muss allerdings bei primärem Mikroplastik auf den Bereich Verkehr, Infrastruktur und Gebäude gelegt werden, welcher 62 % der Emissionen verantwortet (Bild 3-3).

¹⁴ Die Daten aus den Quellen wurden auf die in der vorliegenden Studie gemachte Einteilung umgerechnet.
¹⁵ Essel et al. (2015).
¹⁶ Sundt et al. (2014).
¹⁷ Magnusson et al. (2016).
¹⁸ Lassen et al. (2015).
¹⁹ Boucher und Friot (2017).

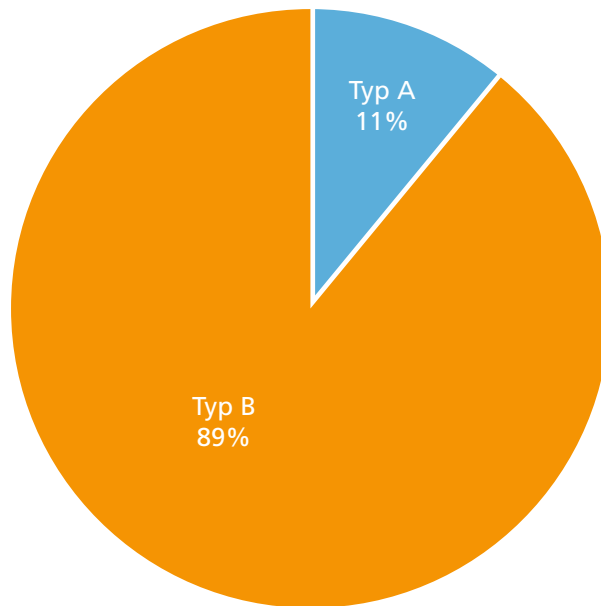


Bild 3-1:

Anteile an primärem Mikroplastik unterschieden nach Typ A und Typ B [Eigene Darstellung].

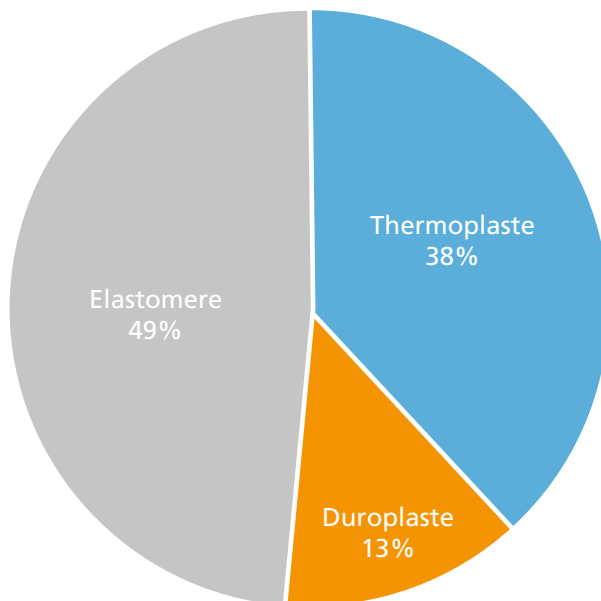


Bild 3-2:

Aufteilung primären Mikroplastiks nach Werkstoffgruppen [Eigene Darstellung].

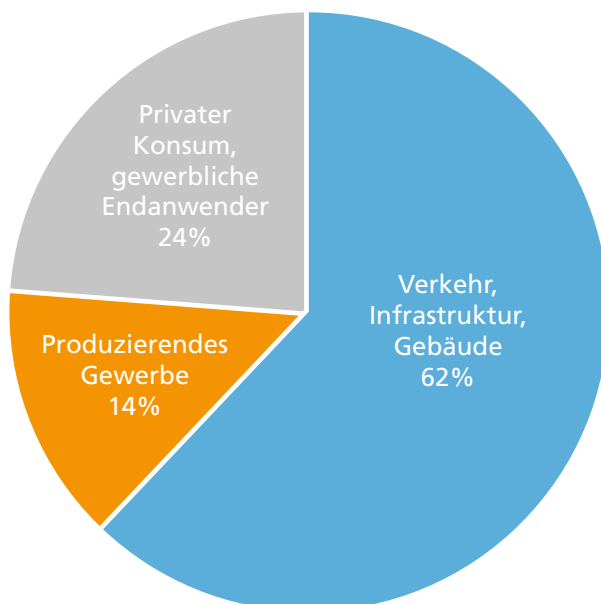


Bild 3-3:

Aufteilung nach Bereichen [Eigene Darstellung].

Fazit 6: Kunststoffemissionen in Form von Makroplastik betragen ca. 116 000 t/a bzw. 1 405 g/(cap a).

Die Abschätzung der Freisetzung von Makroplastik ist mit großen Unsicherheiten behaftet, da bislang kaum empirische Studien zum Littering durchgeführt wurden. Die besondere Schwierigkeit ist, dass die nicht erfassten Abfälle quantifiziert werden müssen. Dies kann nur durch aufwendige Untersuchungen zum Litteringverhalten unterschiedlicher Menschen in unterschiedlichen Situationen geschehen. Da bis heute keine vollständige Bilanzierung zum Kunststoffverbleib nach der Produktion existiert²⁰, kann auch keine Mengenabschätzung durch einen Abgleich mit der produzierten Menge vorgenommen werden. Den Abfallbilanzen können jedoch Daten zu den erfassten Infrastrukturabfällen (Straßenkehricht, wilde Müllablagerung) entnommen werden. In Kombination mit Expertenmeinungen zum Anteil nicht erfasster Abfälle lässt sich daraus eine erste Größenordnung abschätzen.

In Tabelle 3-3 sind unsere eigenen Schätzungen von 1 405 g/(cap a) denen anderer Autoren gegenübergestellt. Ein wichtiger Unterschied ist, dass die Studien von der BKV²¹ und Jambeck et al.²² die Litteringrate als den Anteil nicht erfasster Abfälle festlegen (= Nettolitteringrate). Wir interpretieren sie analog zum Vorgehen bei Mikroplastik als Bruttolitteringrate (= gesamter Anteil illegal entsorgten Abfalls; die Rückhaltung durch Infrastrukturreinigung und Siedlungswasserwirtschaft berücksichtigen wir zu einem späteren Zeitpunkt, vgl. dazu die letzte Zeile der Tabelle 3-3 sowie Fazit 9 in diesem Bericht).

Sowohl die BKV-Studie als auch die Studie von Jambeck et al. berechnen die Einträge in die Meere, unsere eigene Studie bilanziert die Kunststoffemissionen, also die Einträge in beliebige Umweltkompartimente. Für konkrete Angaben zu Einträgen in die Meere erscheint uns das Wissen zu den Eintragspfaden und Transferraten noch zu gering (vgl. Fazit 10).

Jambeck et al. gehen von einer weltweit gültigen Nettolitteringrate von 2 % aus, ergänzen allerdings noch den »mismanaged waste«, der aus einem fehlenden kommunalen Abfallmanagement resultiert und dafür sorgt, dass verschiedene Länder sehr unterschiedlich emittieren. Der Anteil des »mismanaged waste« ist für Deutschland nahezu Null. Weiterhin verwenden die Autoren eine deutlich größere Abfallmenge als Bezugsgröße.²³ Die für Deutschland resultierenden Makroplastikemissionen sind aus unserer Sicht zu hoch.

Wir schlagen für zukünftige Auswertungen zum Littering vor, die Litteringrate auf die Differenz von Verbrauchsmenge und erfassten Abfällen zu beziehen (vgl. Tabelle 3-3; Zeile: diese Studie B). Nur so werden sich zukünftige Änderungen bei Kunststoffverbrauch und Abfallerfassung tendenziell korrekt auf die Änderung des Litteringaufkommens auswirken.

²⁰ Insbesondere die Menge des noch in Nutzung und Bestand befindlichen Kunststoffs (anthropogenes Lager) sowie die Exportmengen sind nur unzureichend erfasst.

²¹ BKV GmbH (2017).

²² Jambeck et al. (2015).

²³ Jambeck et al. (2015).

Quelle	Bilanzraum	Bezugsgröße	Menge [kt/a]	Litteringrate [%]	Makroplastik- emissionen	
					[t/a]	[g/(cap a)]
BKV-Modell ²⁴	Einträge in die Meere	erfasste Kunststoffabfälle	5 921 000	0,37 % (netto)	21 908	265
Modell von Jambeck et al. ²⁵		Kunststoffabfallaufkommen in D gemäß Weltbank	14 614 000	2,0 % (netto)	292 272	3 542
diese Studie A	Kunststoffemissionen	erfasste Kunststoffabfälle	5 921 000	1,76 % (netto)	115 913	1 405
diese Studie B		Differenz von Kunststoff- verbrauch und erfassten Kunststoffabfällen	4 219 000	2,46 % (netto)	115 913	1 405
diese Studie B, nach Rückgewinnung durch Infrastruktureinigungs- maßnahmen	nach Rückhaltemaß- nahmen	Differenz von Kunststoff- verbrauch und erfassten Kunststoffabfällen	4 219 000	0,81 % (netto)	34 000	412

Tabelle 3-3:

Makroplastikemissionen im Vergleich

Fazit 7: Kunststoffemissionen bestehen in Deutschland zu 26 % aus Makroplastik und zu 74 % aus Mikroplastik, sie betragen ca. 3,1 % des Kunststoffverbrauchs, damit sind sie eine relevantes Hindernis bei dem Ziel, eine Circular Economy zu erreichen.

In Deutschland werden ca. 14,5 Mio. Tonnen Kunststoffe²⁶ pro Jahr verwendet, entsprechend einem jährlichen pro Kopfverbrauch von 176 kg. Die mit diesem Einsatz von Kunststoffen verbundenen Emissionen²⁷ belaufen sich auf ca. 446 000 Tonnen pro Jahr. Dies entspricht ca. 3,1 % des in Deutschland insgesamt verbrauchten Kunststoffs. Jeder Bürger verantwortet Emissionen von ca. 5,4 kg pro Kopf und Jahr.

Diese Kunststoffemissionen bestehen zu 26 % aus Makroplastik und zu 74 % aus Mikroplastik (Bild 3-4). Dem, was für jeden offensichtlich ist, steht also eine etwa dreifach größere Mengen gegenüber, die zum Teil nur unter dem Mikroskop sichtbar wird.

²⁴ BKV GmbH (2017).

²⁵ Jambeck et al. (2015).

²⁶ Unter »Kunststoffen« verstehen wir im Rahmen dieser Studie Thermoplaste, Duroplaste und Elastomere inkl. Fasern und Polymerdispersion.

²⁷ Unter Kunststoffemissionen verstehen wir die Summe der Freisetzung aus intendierter Zugabe, Verwitterung, Abrieb sowie Littering unabhängig davon in welches Umweltkompartiment die Emissionen gelangen, oder ob sie zu einem späteren Zeitpunkt zurückgewonnen werden. Sie sind damit von den Einträgen in die Gewässer zu unterscheiden.

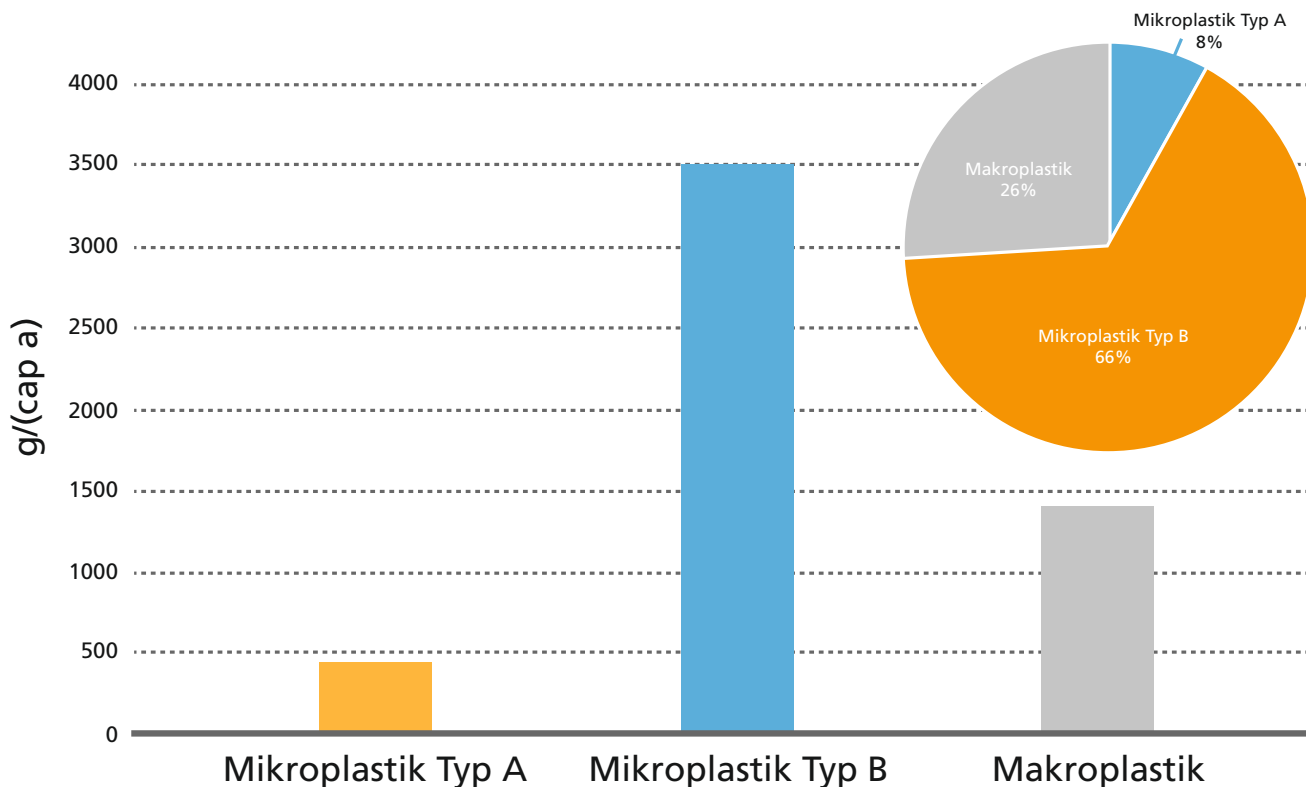


Bild 3-4:

Verteilung der Kunststoffemissionen auf die drei Typen:

Primäres Mikroplastik Typ A, Typ B und Makroplastik

[Eigene Darstellung].

Vor dem Hintergrund der viel diskutierten Circular Economy ist es lohnenswert, die Emissionen, die einen Verlust aus dem Stoffkreislauf darstellen, mit der stofflichen Verwertungsquote zu vergleichen. Die stoffliche Verwertung erreicht zurzeit nur 7,6 % (Wiedereinsatz von Rezyklaten in der Produktion²⁸), und Abfallexporte machen ca. 6,4 % der verbrauchten Kunststoffmenge aus; energetisch verwertet werden ca. 37,7 % (Bild 3-5)²⁹. Ca. 45,2 % befinden sich entweder im anthropogenen Lagern³⁰ oder ihr Verbleib ist unklar. Die Emissionen sind damit

ein ernstzunehmendes Hindernis bei dem Bemühen um die Realisierung einer Circular Economy, von der wir allerdings noch weit entfernt sind.

Unter der Annahme, dass die Emissionsrate von 3,1 % global Gültigkeit besitzen würde, wären weltweit seit Beginn der Kunststoffproduktion, die sich auf ca. 9 Mrd. Tonnen beläuft, bereits 279 Mio. Tonnen emittiert worden.

²⁸ Zur Unterscheidung von den auf die Abfallmenge bezogenen Quoten bezeichnet man die Input-bezogenen Größen auch als »recycled content«.

²⁹ Die angegebenen Quoten sind auf die in Deutschland verbrauchte Kunststoffmenge bezogen und stellen den letztendlichen Verbleib dar.

³⁰ Mit dem Begriff »anthropogenes Lager« werden Stoffansammlungen in der Nutzungsphase bezeichnet, die dem Stoffkreislauf vorübergehend entzogen werden. Dies entsteht entweder durch langlebige Produkte oder durch fehlende Anreize zur Entsorgung.

Kunststoffemissionen und die CE

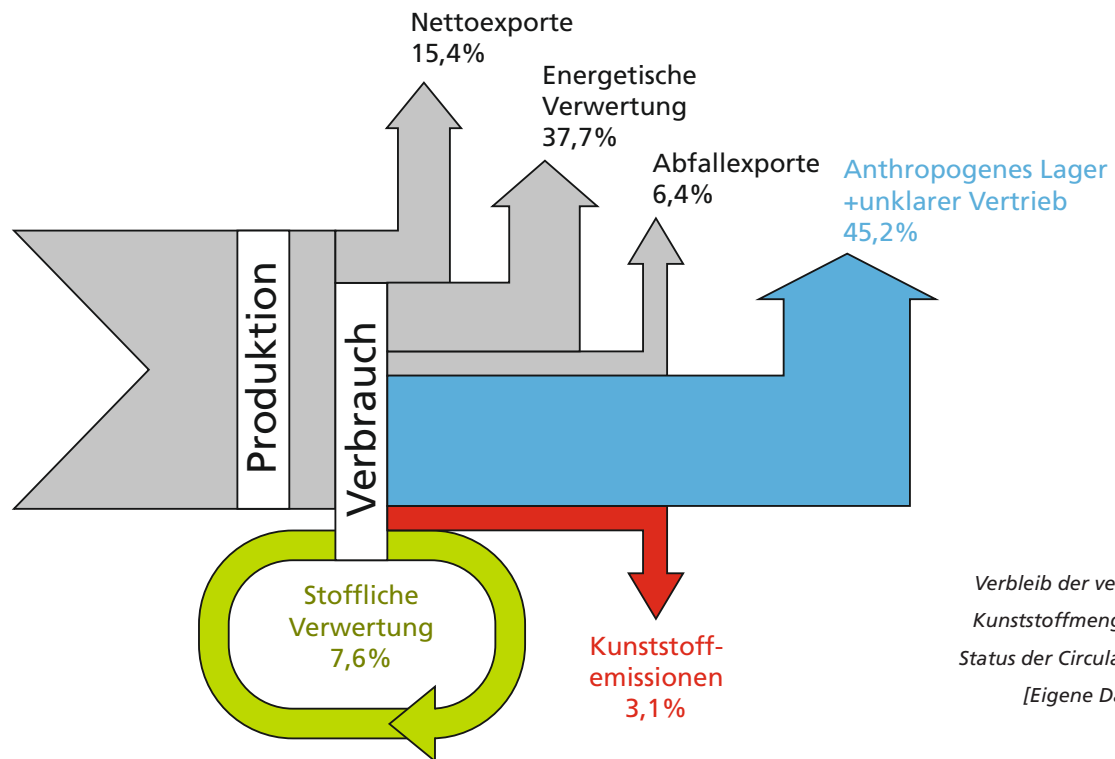


Bild 3-5:
Verbleib der verbrauchten
Kunststoffmenge in D und
Status der Circular Economy
[Eigene Darstellung].

Fazit 8: Zusammen mit den Kunststoffen werden ca. 20 070 t/a bzw. 245 g/(cap a) Additive emittiert. Es handelt sich dabei um eine Vielzahl von Stoffen, viele von ihnen sind als gefährliche Stoffe registriert. Im Baustoffsektor werden eher mehr Additivmengen, im Verpackungsbereich eher weniger Additive eingesetzt.

Kunststoffe finden in den allermeisten Fällen nicht in Form der reinen Polymere ihre Anwendung. Jährlich werden daher für ihre Modifikation ca. 15 Mio. Tonnen Additive und 16 Mio. Tonnen Füllstoffe eingesetzt³¹. Bezogen auf die gesamte, globale Kunststoffproduktion von 335 Mio. Tonnen entspricht dies einem durchschnittlichen Anteil von 4,5 % Additiven und 4,8 % Füllstoffen. Allerdings sind die tatsächlich eingesetzten Additivmengen abhängig von der Anwendung und dem Polymertyp. Bezogen auf die emittierte Kunststoffmenge von ca. 446 000 t/a kann die in Deutschland emittierte Additivmenge auf 20 070 t/a bzw. ca. 245 g/(cap a) abgeschätzt werden.

Die meisten Additive werden im Baubereich eingesetzt, da hier lange Nutzungsdauern und die Tatsache, dass die Materialien häufig der Witterung ausgesetzt sind, besondere Anforderun-

gen darstellen, die nur durch eine entsprechende Ausrüstung der Werkstoffe erfüllt werden kann. Demnach kann erwartet werden, dass speziell durch Mikroplastik vom Typ B große Additivmengen in die Umwelt gelangen. Bezogen auf Polymertypen wird der mengenmäßig größte Teil von Additiven zur Modifikation von PVC (73 %), gefolgt von Polyolefinen (10 %) und Polystyrol (5 %) eingesetzt. PVC benötigt insbesondere Weichmacher und Hitzestabilisatoren, Polyolefine (insbesondere PP, im geringeren Maße auch PE) sind oxidationsempfindlich und erfordern den Einsatz von Antioxidantien und UV-Stabilisatoren. Polystyrol wird häufig mit Flammenschutzmitteln ausgerüstet. Tabelle 3-4 gibt eine Übersicht über die Anzahl verschiedener gefährlicher Additive, die potenzielle in Kunststoffen eingesetzt werden.³²

³¹ Ceresana (2018).

³² Basierend auf der Kandidatenliste für »Substances of very high concern« (SVHC) unter REACH, dem ECHA-Verzeichnis »Registry of Intentions«, norwegischen und dänischen Listen prioritärer/unerwünschter Substanzen.

Additive sind in der Regel nicht chemisch an die Polymere gebunden und häufig niedermolekular, so dass sie aus dem Polymer migrieren können³³. Da die Verdünnung von Mikroplastik in der Umwelt recht hoch ist, kann erwartet werden, dass viele Kunststoffe in der Umwelt im Laufe der Zeit ihre Additive an das umgebende Milieu abgeben.

Wie schnell dieser Prozess abläuft, hängt allerdings stark von den Diffusionsraten im Polymer sowie den äußeren Bedingungen (insbesondere Temperatur) ab.

Funktionen	PVC	PUR	PE	PP	PES, PET	PA	PS, ABS	PAC	PC	CA u.a.	MF, PF,UP	Epoxy	Elasto-mer
Biozid	3	3	3	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-
Treibmittel	2	2	1	1	-	1	2	-	-	-	2	1	-
schwermetallhaltige Stabi-lisatoren, Farbmittel und Katalysatoren	6	3	5	4	3	2	2	-	-	3	4	2	-
Flammschutzmittel	4	9	12	13	9	5	15	3	4	-	3	9	2
Monomere, Vernetzer, Härter, Kettenmodifikation, Katalysatoren	1	3	-	-	3	2	5	-	2	1	4	11	-
organische Farbstoffe	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-
UV-Stabilisatoren, Antioxidanzien	4	2	2	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-
Weichmacher	20	3	-	1	3	2	2	-	-	4	-	-	1
Lösemittel	2	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	2	-
Sonstige	2	2	-	1	1	-	2	-	-	-	3	2	-
Summe	44	28	23	21	22	14	28	5	7	9	17	27	3

Tabelle 3-4:
Anteil gefährlicher Additive, die für eine bestimmte Funktion in einem bestimmten Polymertyp eingesetzt werden
[Eigene Darstellung, basierend auf Daten von Stenmark et al.³⁴]

³³ Lithner et al. (2011).
³⁴ Stenmarck et al. (2017).

4 AUSBREITUNG, RÜCKGEWINNUNG

Fazit 9: Durch Sammlung von Infrastrukturabfällen und die Reinigung von Verkehrs- und Grünflächen werden die Kunststoffemissionen gemindert. Die Rückhaltequote von Makroplastikemissionen durch diese Maßnahmen schätzen wir auf 71 %; ca. 34 000 t/a bzw. 412 g/(cap a) verbleiben aber in der Umwelt. Zur Abschätzung der Rückhaltung von Mikroplastik sehen wir zurzeit keine ausreichende Datengrundlage.

Wir schätzen auf Basis einer Expertenbefragung, dass durch kommunale Entsorgungsunternehmen ca. 80 % sowie durch die in Landesverwaltung befindlichen Autobahn- und Straßenmeistereien ca. 50 % Makroplastik zurückgewonnen werden (Tabelle 4-1). Die Hauptgründe für niedrige Erfassungsquoten sind Verwehungen, Weitertransport durch Tiere, schwer zugängliche Bereiche (Gräben, Sträucher etc.), private, nicht von der öffentlichen Entsorgung zu reinigende Flächen oder auch die Zerkleinerung beim Grünschnitt, so dass Objekte nicht mehr erfasst werden können, sowie die geringe Häufigkeit der außerörtlichen Reinigung (ca. 1 bis 2x pro Jahr).

Ebenso wie Makro- wird auch Mikroplastik, z. B. Reifenabrieb, im Rahmen der Reinigung von Verkehrsflächen zurückgewonnen. Analysen dazu, in welchen Maße dies geschieht, existieren bis heute kaum. Es kann erwartet werden, dass die Rückgewinnung deutlich niedriger ist, da eine Straßenkehrung, durch die bspw. Reifen- und Fassadenabrieb zurückgewonnen werden könnte, nur eingeschränkt (vor allem innerorts) durchgeführt wird. Zudem wird insbesondere Mikroplastik durch Niederschlagsereignisse regelmäßig abgespült und fortgeschwemmt.

Anfallort	Menge		Zuständigkeit	Erfassung		Verluste		
	[t/a]	[g/(cap a)]		[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[g/(cap a)]
Innerorts	80000	969	kommunale Straßenreinigung	64000	80%	16000	20%	
Außerorts	36000	436	Straßen-/Auto-bahnmeistereien	18000	50%	18000	50%	
gesamt	116000	1405	-	82 000	71 %	34 000	29 %	412

Tabelle 4-1:

Rückgewinnung von Makroplastik durch die Reinigung von Verkehrs- und Grünflächen

Fazit 10: Globale Transferraten in Flüsse und Meere lassen sich aufgrund einer Vielzahl an sequenziellen und parallelen Transportvorgängen heute noch nicht modellieren.

Die Modellierung und empirische Bestätigung des Übergangs von Kunststoffemissionen in verschiedene aquatische Umweltkompartimente steht noch ganz am Anfang. Prognosen sind daher heute kaum möglich oder abhängig von sehr vielen Annahmen und empirisch anzupassenden Faktoren³⁵. Grundsätzlich lassen sich aber folgende Pfade unterscheiden³⁶.

Punktueller Einträge:

1. Gereinigte Abläufe der Kläranlage
2. Regenwasserkanäle im Trennsystem
3. Mischwasserüberläufe
4. Direkt einleitende Haushalte/Industrien
5. Niederschlagsentwässerung außerorts
6. Direkteinträge von Schiffen und wasserbaulichen Einrichtungen

Diffuse Einträge:

7. Atmosphärischer Transport (Wind, Regen)
8. Abschwemmungen
9. Grundwasser
10. Transport durch Tiere
11. Littering

Nur die ersten drei Pfade können durch die Siedlungswasserwirtschaft beeinflusst werden (vgl. folgendes Fazit). Insbesondere für die diffusen Quellen liegen heute wenig belastbare Daten vor.

Aus Analysen zu den Mechanismen der Bodenerosion lässt sich ableiten, dass in Norddeutschland der Transport durch Wind relevanter ist als in Süddeutschland, während umgekehrt in den Gebirgen Mittel- und Süddeutschlands der Transport durch Niederschlagswasser von besonderer Bedeutung ist (Bild 4-1).³⁷ Von dem insgesamt in Deutschland niedergehenden Regenmengen werden nur ca. 0,1 % in der Siedlungswasserwirtschaft behandelt, es wird daher auch außerhalb der Siedlungswasserwirtschaft relevanten Transport durch abfließende Niederschläge geben.

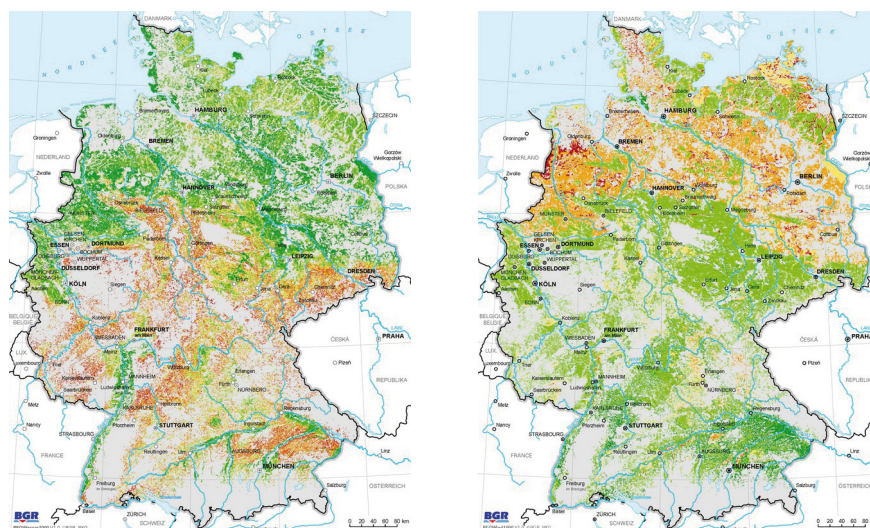
Beim Transportverhalten spielen Partikelgröße und Materialdichte eine große Rolle. Während Polyolefine oder geschäumte Kunststoffe leichter als Wasser sind und deswegen auch von Niederschlägen gut transportiert werden, dürften vor allem Elastomere, Duroplaste und technische Thermoplaste, die zu meist Dichten über 1 g/cm³ aufweisen, sedimentieren und sich wesentlich langsamer fortbewegen.

Gleiches gilt für sehr feine Partikel, die zur Kohäsion neigen. Für Partikel gibt es sowohl für den Transport über abfließende Niederschläge als auch Wind eine kritische Mindestgeschwindigkeit, diese müsste für verschiedene Untergründe bestimmt werden, um das Transportverhalten annähernd prognostizieren zu können.

Bild 4-1:

Dominanz der Typen von Bodenerosion in Deutschland³⁸

*(rot = hoch, grün = niedrig):
links: Erosion durch Wasser,
rechts: Erosion durch Wind.*



³⁵ Siegfried et al. (2017).

³⁶ Fuchs et al. (2007).

³⁷ https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung/Bodenerosion/Bodenerosion_node.html; letzter Zugriff 11. Juni 2018.

³⁸ https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung/Bodenerosion/Bodenerosion_node.html; letzter Zugriff 11. Juni 2018.

Fazit 11: Wir schätzen den Anteil des innerhalb der Siedlungswasserwirtschaft nicht in Kläranlagen behandelten Abwassers auf 22 %. Dabei bleiben 62 % des Niederschlagswassers und weniger als 1 % des Schmutzwassers ungeklärt. Das Mischsystem ist in Bezug auf die Rückhaltung von Kunststoffemissionen nach heutigem Wissensstand deutlich effizienter als das Trennsystem.

Mikro- und Makroplastik können mit dem Schmutz- und Niederschlagswasser der Siedlungswasserwirtschaft zugeführt werden. Dabei müssen zwei Ableitungssysteme, das Misch- und das Trennsystem, unterschieden werden. Im Mischsystem gelangen beide Abwasserarten gemeinsam zur Kläranlage, im Trennsystem nur das Schmutzwasser, während das Niederschlagswasser direkt den Gewässern zugeleitet wird.

Im Trennsystem, das in Norddeutschland überwiegt, bleiben die Niederschlagsmengen daher ungeklärt³⁹. Auch bei dem in Süddeutschland überwiegenden Mischsystem werden für den Fall, dass die Niederschlagsmenge ein Volumen erreicht, dass die Kapazität von Kanälen, Entlastungsbauwerken und Kläranlagen überschreitet, Gemische aus Niederschlagswasser und Schmutzwasser in Form von unbehandeltem Mischwasserabschlägen dem Gewässer zugeführt.

Aus exemplarischen Daten für Berlin, statistischen Daten zur deutschen Abwasserentsorgung⁴⁰ und Erfahrungswerten von

Experten aus der Siedlungswasserwirtschaft⁴¹ schätzen wir den Teil des Abwassers, der nicht in Kläranlagen behandelt wird auf 21,5 % (Tabelle 4-2). Dies bedeutet aber nicht, dass dieser Anteil völlig ungereinigt in die Gewässer gelangt. In beiden Systemen gibt es auch außerhalb der eigentlichen Kläranlagen zahlreiche Senken für Mikro- und Makroplastik, wie z. B. die Sinkkästen (Gullis) an Verkehrsflächen, Versickerungsanlagen, Regenrückhalte- und Regenüberlaufbecken, Retentionsbodenfilter oder Regenklärwerke.

Erfahrungsgemäß sind vor allem im Mischsystem mehr Sedimentationsstrecken und Retentionsbodenfilter installiert, so dass hier neben der Mengenbilanz ein weiterer Vorteil des Mischsystems zu erwarten ist. Die Abscheideeffizienz der verschiedenen Anlagen für Mikro- und Makroplastik ist aber bis heute nicht systematisch und zusammenhängend untersucht. Vergleichende Untersuchungen - inner- und außerorts - zur Belastung von Niederschlagswasser und Schmutzwasser mit Kunststoffen liegen gleichfalls bislang nicht vor. Es gibt aber Hinweise, dass vor allem bei Starkregenereignissen besonders hohe Belastungen im Niederschlagswasser auftreten.

³⁹ Wir verwenden den Begriff »geklärt« hier in dem strengen Sinne, dass nur solche Abwässer als geklärt bezeichnet werden, die eine Kläranlage durchlaufen haben.

⁴⁰ Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin (2012); Brombach und Dettmar (2016); BDEW (2016).

⁴¹ Insbesondere Einschätzungen von Dr. Martin Hebel, HanseWasser Bremen.

Ableitungstyp	Anteil am Abwasser [%]	Wassermenge [Mrd m3]		ungeklärter Anteil im System [%]		ungeklärtes Abwasser [Mrd m3]		ungeklärter Anteil bezogen auf Gesamtmenge [%]	
		NS	SW	NS	SW	NS	SW	NS	SW
Mischsystem	51,4 %	4,12		9,5 %		0,35	0,04	13 %	0,7 %
		1,41	2,71	25 %	1,5 %				
Trennsystem	43,6 %	1,19	2,19	100 %	0 %	1,19	0	43,4 %	0,0 %
dezentrale Behandlung	5,0 %	0,14	0,26	100 %	0 %	0,14	0	5,1 %	0,0 %
gesamt	100 %	2,74	5,26			1,68	0,04	61,5 %	0,7 %
		8				1,72		21,5 %	

Tabelle 4-2:
Abwassermengen, die innerhalb der Siedlungswasserwirtschaft nicht in die Kläranlage gelangen⁴²
(NS = Niederschlagswasser, SW = Schmutzwasser)

⁴² Die Wassermengen wurden aus BDEW (2016) entnommen. Die Anteile an Abwasser in den unterschiedlichen Systemen wurden aus dem Anschlussgrad an das Kanalnetz und dem Verhältnis von Mischwasserkanälen zu Schmutzwasserkanälen im Trennsystem bestimmt. Fremdwasser wurde, da es bislang nicht als Transportmedium für Mikroplastik gilt, vernachlässigt. Der Anteil ungeklärter Niederschlagswasser im Mischsystem (Mischwasserabschläge) wird mit 20 bis 30 % (Rechenwert: 25 %) angenommen. Bei Mischwasserabschlägen sind für das Verhältnis Niederschlags- zu Schmutzwasser erfahrungsgemäß 10 zu 1.

Fazit 12: Die massenbezogene Abscheideeffizienz von Kläranlagen für Mikroplastik schätzen wir auf über 95 % und für Makroplastik auf nahezu 100 %.

Die Kunststoffemissionen, die einer Kläranlage zuströmen, verteilen sich auf vier ausgehende Ströme: Rechengut (1), Sandfanggut (2), Klärschlamm (3), gereinigter Kläranlagenablauf (4).

Durch die Zweckentfremdung der Toilette als Abfalleimer, ebenso durch die Niederschlagsentwässerung gelangt speziell innerorts ein Teil des Makroplastiks in das System der Abwasserbehandlung, der zum Teil als Rechengut ausgeschleust wird. Aus Daten zum Anfall und zur Zusammensetzung des Rechenguts lässt sich die aus dem Abwasserstrom entfernte Makroplastikmenge auf ca. 3 000 t/a abschätzen^{43,44}. Im nachfolgenden Sandfang (oft als Kombination Sand- und Fettfang ausgeführt) dürften vor allem schwere Kunststoffpartikel (Elastomere aus Reifenabrieb, Duroplaste aus Farben und Lacken) abgeschieden werden. Ihr mengenmäßiger Anteil ist nicht bekannt. Leichte Kunststoffpartikel (Dichte <1,0 kg/l) schwimmen tendenziell im Fettfang auf und werden so gemeinsam mit dem Fett in den Faulturm gepumpt, so dass sie letztendlich im Klärschlamm landen. Rechengut und Sandfanggut werden teilweise thermisch behandelt, weitere Anteile werden mechanisch-biologischer Behandlung, Deponierung oder Verwertung zugeführt.

Eine vergleichende Analyse von zwölf Studien⁴⁵ zeigt, dass die Abscheideeffizienz für Mikroplastik in Bezug auf den gereinigten Kläranlagenablauf sehr hoch ist.

Die Partikelanzahl verminderte sich um 80 bis 99,9 %. Vergleichende Messungen an Fasern und kleineren Partikeln weisen darauf hin, dass die partikelbezogene Abscheideeffizienz stark abhängig von Durchmesser und Form ist, und dass vor allem sehr kleine Partikel und Mikrofasern in den Kläranlagen deutlich schlechter abgeschieden werden. Berücksichtigt man, dass größere Partikel sehr viel wahrscheinlicher abgetrennt werden, so dürfte die massenbezogene Abscheidequote deutlich über 95 % liegen.

Die hohen Abscheideraten der Kläranlagen sorgen dafür, dass sich ein Großteil des Mikroplastiks im Klärschlamm wiederfindet. Direkte Nachweise abseits vom Kläranlagenablauf sind aufgrund der Konsistenz von Schlämmen, Rechen- und Sandfanggut schwierig⁴⁶. Ob und inwieweit durch die mechanischen und biologischen Prozessschritte bereits innerhalb einer Kläranlage Fragmentierung oder Abbau von Kunststoffen stattfinden, ist bislang nicht untersucht.

⁴³ Von insgesamt etwa 170 000 t/a Rechengut Kuhn und Gregor (2011); Kuhn (2014); DWA und DESTATIS (2014).

⁴⁴ DWA und DESTATIS (2014); Kuhn (2014).

⁴⁵ Talvitie et al. (2015); Dyachenko et al. (2017); Estahbanati und Fahrenfeld (2016); Carr et al. (2016); Dris et al. (2016); Talvitie et al. (2017); Magnusson und Norén (2014); Minter et al. (2018); van Echelpoel et al. (2014); Talvitie (2014); Chaskey et al. (2014); Leslie (2013).

⁴⁶ Fraunhofer UMSICHT untersucht zurzeit im Rahmen einer Masterarbeit exemplarisch den Schlammkreislauf einer Kläranlage auf Mikroplastik.

Fazit 13: Mikroplastik gelangt zu ca. 35 % über den Klärschlamm zurück in die Umwelt.

In Deutschland erfolgt die Ausbringung von kommunalem Klärschlamm als Düngemittel in der Landwirtschaft heute mit rund einem Viertel der gesamten, anfallenden Klärschlammmenge (Abb. 2-9). Seltener ist die Verwendung von Klärschlamm im Landschaftsbau mit etwas über 10 %. Zu rund zwei Dritteln wird Klärschlamm thermisch entsorgt. Bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft oder als Material im Landschaftsbau können im Klärschlamm enthaltene Kunststoffe durch Niederschläge ausgewaschen werden und sich durch Windereignisse weiter in der Umwelt verbreiten.

Vor der Verbrennung wird der Klärschlamm auf den Kläranlagen üblicherweise mechanisch entwässert, häufig geschieht dies mittels Zentrifugen oder Filterpressen. Das entfernte Wasser wird erneut dem Zulauf der Kläranlage zugeführt. Über diesen Weg gelangt ein Teil der Kunststoffe aus dem Klärschlamm erneut in den Reinigungsprozess und zerkleinert sich durch den kontinuierlichen Kreislauf möglicherweise immer weiter.

Ein relevantes Thema im Kontext von Klärschlamm und Mikroplastik ist der Einsatz von Co-Substraten. Co-Substrate sind zerkleinerte Speise- und Lebensmittelreste, die zur Erhöhung der Gasproduktion direkt in den Faultrum gepumpt werden. In den Co-Substraten finden sich gelegentlich Verpackungsreste, die den Kunststoffanteil im Klärschlamm erhöhen könnten. Die Problematik der Co-Vergärung auf Kläranlagen ohne anschließende Verbrennung des Klärschlammes ist spätestens seit den Plastikfunden in und an der Schlei bekannt.⁴⁷

Um die Schlammflocken zu vergrößern und das Sedimentationsverhalten der Schlämme zu verbessern, kommen in Kläranlagen flüssige Flockungshilfsmittel (Flocculants) zum Einsatz. Flockungshilfsmittel sind natürliche, weitaus häufiger aber synthetische Polymere (Polyelektrolyte). Polyelektrolyte werden gegenwärtig von den meisten Autoren nicht dem Mikroplastik zugerechnet. Unter dem Oberbegriff »Anthropogene Polymere« sind sie aber erfasst und aufgrund ihrer langen Abbauperioden durchaus umweltrelevant.⁴⁸

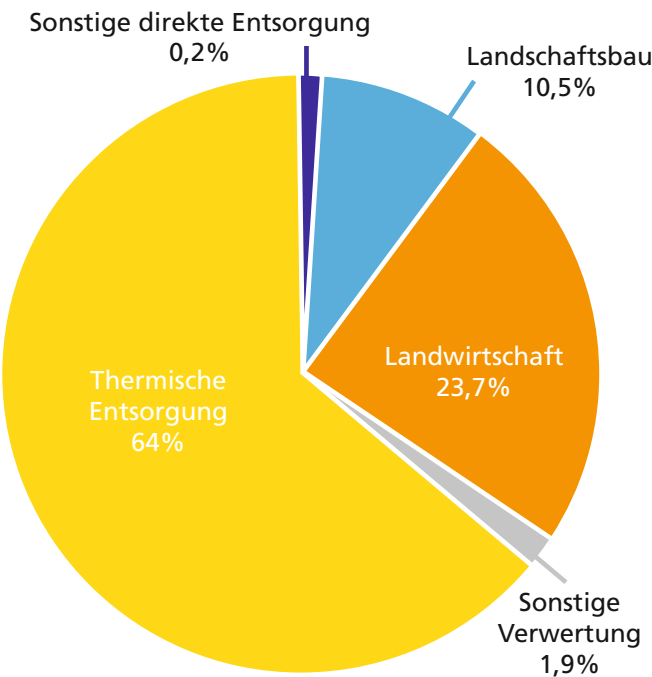


Bild 4-2:
Entsorgung und Verwertung von Klärschlamm in Deutschland im Jahr 2015 [Eigene Darstellung auf Basis von Daten des BMU].

⁴⁷ <https://www.ndr.de/nachrichten/schleswig-holstein/Schlei-Seit-Herbst-2016-Plastik-in-Klaerwerk,plastik242.html>; letzter Zugriff 11. Juni 2018.
⁴⁸ <https://www.process.vogel.de/neue-erkenntnisse-zum-abbau-synthetischer-polymere-befeuern-klarschlamm-de-batte-a-545220/>; letzter Zugriff 11. Juni 2018.

Fazit 14: Die Transferraten in die Meere sind unsicher, verschiedene Autoren nehmen für die unterschiedlichen Kunststoffemissionen Werte von 2 bis 47 % an.

Die öffentliche Debatte fokussiert heute vor allem auf den Transfer in die Meere. Dementsprechend verwenden verschiedene Studien, trotz der in Fazit 10 beschriebenen Wissenslücken, Transferfaktoren. Diese sind in Bild 4-3 in einer Übersicht dargestellt.

Der Transfer von Makroplastik wird mit 3 bis 7 % niedriger eingeschätzt als der von Mikroplastik. Während Jambeck et al. (2015)⁴⁹ die Transferraten durch Beschränkung auf die küstennahe Bevölkerung und einen angenommenen Übergangskoeffizienten bestimmen, werden in der BKV-Studie⁵⁰ ergänzend Häfen, Flussschifffahrt und Flussgebietseinheiten als Eintragspfade berücksichtigt.

Für Mikroplastik werden von verschiedenen Autoren^{51, 52} deutlich höhere Werte (19 bis 47 %) angenommen (Bild 4-3). Berücksichtigt man, dass große Teile des Mikroplastiks durch Abrieb von Reifen, Fahrbahnen und Farben entstehen, scheinen die hohen Transferraten für Mikroplastik fragwürdig. Vor allem außerorts ist mit einem Verbleib von Mikroplastik auf Versickerungsflächen, -gräben und -mulden zu rechnen. Innerorts gehen zumindest im Bereich der Mischsysteme große Teile in die Kläranlagen, die eine hohe Abscheideeffizienz aufweisen. Realistischer erscheinen vor diesem Hintergrund die Werte von Lassen et al. (2015)⁵³. Interessanterweise gibt der Autor vor allem für Mikroplastik Typ A, folglich insbesondere für Inhaltsstoffe aus Kosmetik, Wasch-, Putz- und Reinigungsmitteln oder auch für Strahlmittel, sehr niedrige Transferraten (2 %) an; da Schmutzwasser aber nahezu immer in einer Kläranlage behandelt wird, erscheint dies durchaus realistisch.

Transferfaktoren für den Übergang von der Emission zum Meer

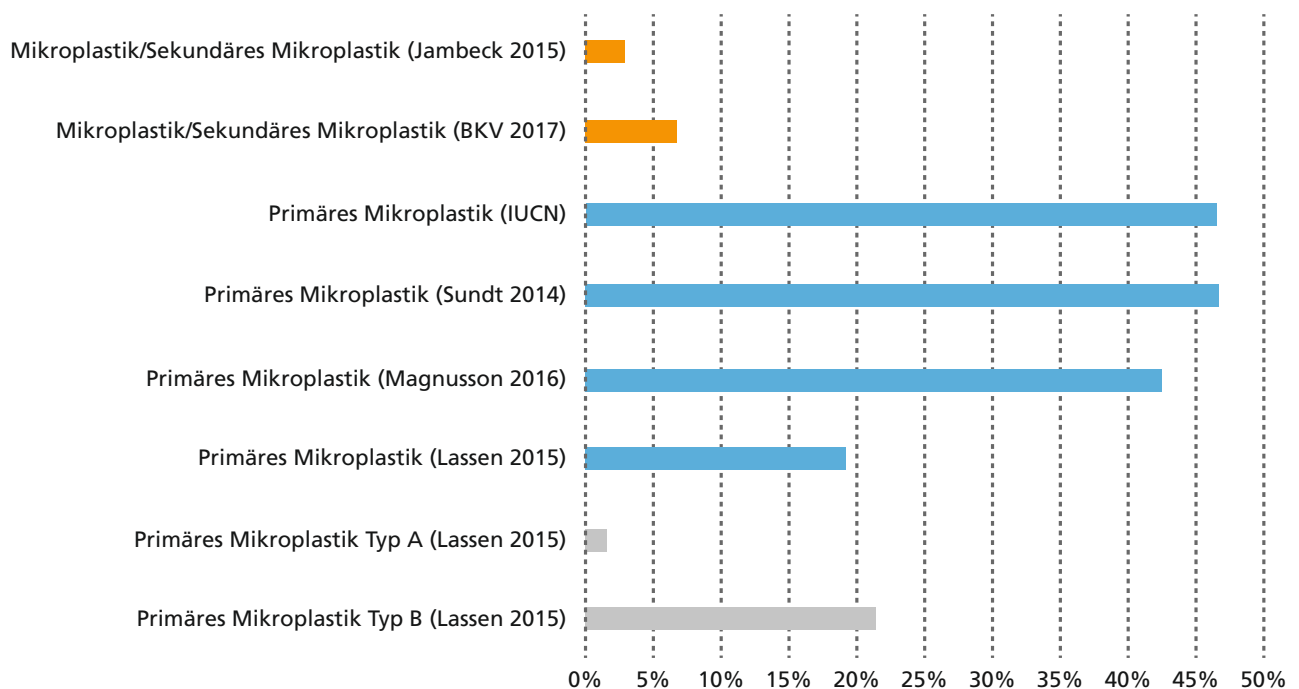


Bild 4-3:

Transferfaktoren für Makroplastik (orange), Mikroplastik (blau)
[Eigene Darstellung].

⁴⁹ Jambeck et al. (2015).

⁵⁰ BKV GmbH (2016).

⁵¹ Lassen et al. (2015); Sundt et al. (2014); Magnusson et al. (2016); Boucher und Friot (2017).

⁵² Boucher und Friot (2017).

⁵³ Lassen et al. (2015).

5 UMWELTSCHICKSALE UND WIRKUNGEN

Fazit 15: Der Abbau von Kunststoffen in verschiedenen Umweltkompartimenten ist sehr langsam, es konkurrieren eine Vielzahl von Mikroprozessen.

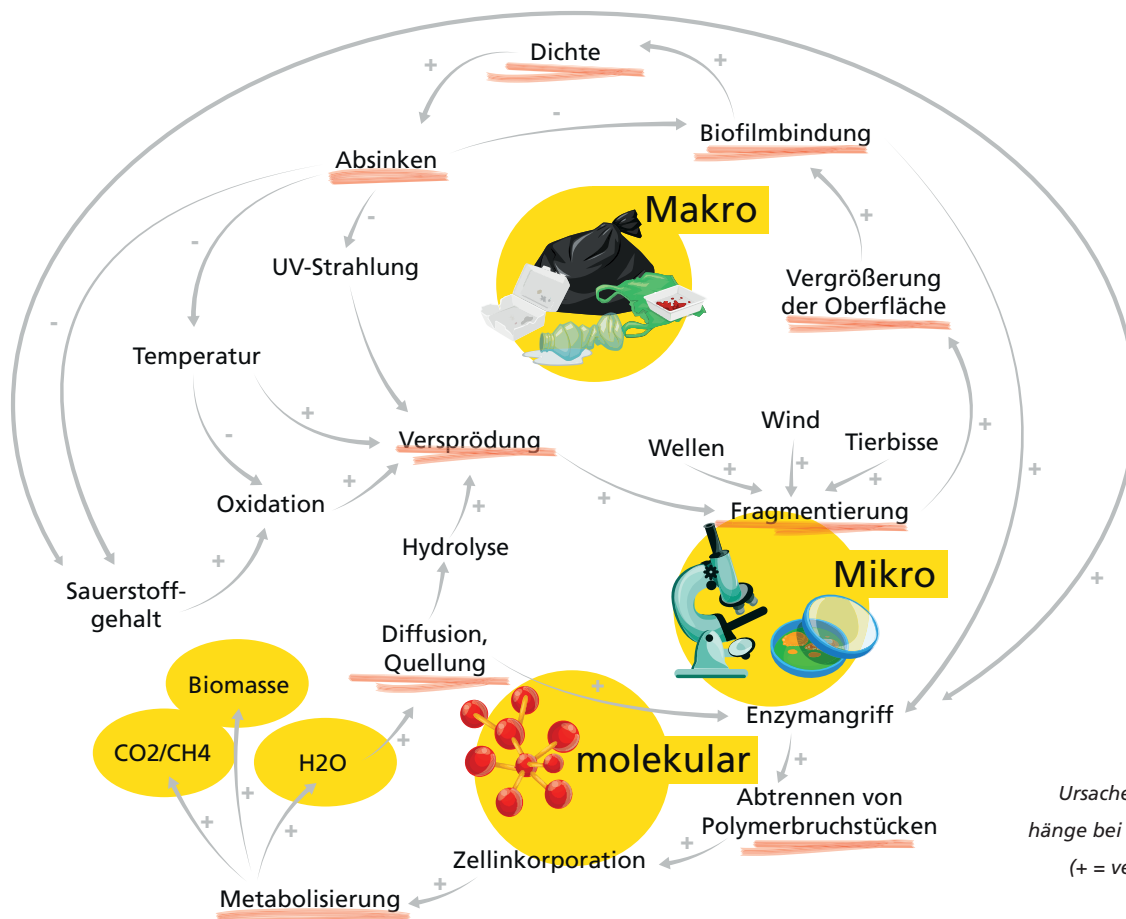
Zur Fragmentierung existieren heute so gut wie keine empirischen Daten.

Der Abbau von Polymeren kann durch zahlreiche abiotische und biotische Faktoren sowie den individuellen Aufbau des Polymers begünstigt oder behindert werden (Bild 5-1). So wird eine Versprödung des Polymers bspw. durch UV-Strahlung an der Meeresoberfläche begünstigt und die nachfolgende Fragmentierung durch Wellen, Wind oder Tierbisse verstärkt. Die dadurch vergrößerte Oberfläche verstärkt wiederum die Bildung von Biofilmen und die Besiedlung von Mikroorganismen, deren zunächst extrazelluläre Enzyme den Abbau initiieren. Bei Unterschreiten einer kritischen Molekülgröße wird er innerhalb der Zellen bis zur vollständigen Mineralisierung fortgesetzt. Ein wichtiges abbaubestimmendes Element ist die Zunahme der Dichte bei der Biofilmbildung, in deren Folge auch Kunststoffpartikel, die Materialdichten kleiner als Wasser haben, absinken können. Da mit zunehmender Tiefe sehr schnell die UV-Strahlung abnimmt und etwas langsamer auch Temperatur und Sauerstoffkonzentration sinken, wird der weitere Abbau gehemmt.

Polyester, Polyamide, Polycarbonate oder Polyurethane können prinzipiell durch Hydrolyse gespalten werden. Polyolefine wie Polyethylen oder Polypropylen hingegen nicht, bei ihnen ist zunächst die kinetisch stark gehemmte Hydroxylierung notwendig.

Doch auch Polymere, die für die Hydrolyse zugänglich sind, können einen sehr langsamen Abbau aufweisen, wenn das Polymer eine hohe Kristallinität aufweist, abbauhemmende Additive enthalten sind oder niedrige Temperaturen vorherrschen.

Neben dem quantitativen Massenabbau ist auch der Zerfall in kleinere Partikel von besonderem Interesse. Es wird angenommen, dass in der Umwelt aus dem Großteil des Makroplastiks im Laufe der Zeit Mikroplastik entsteht. Dazu ist ein Abbau im Volumen und nicht nur an der Oberfläche erforderlich. Unter welchen Bedingungen und mit welcher Kinetik dieser stattfindet, ist bis heute noch nicht untersucht. In diesem Zusammenhang sind insbesondere modifizierte Polyolefine (mit Katalysatoren als Oxoplastik oder mit Stärkeanteilen) in der Kritik. Diese Polymere zerfallen schnell zu Mikroplastik, der weitere, vollständige Abbau ist dann aber deutlich langsamer.



Fazit 16: Die für den Abbau unterschiedlicher Polymere in der Umwelt benötigte Zeit, kann sich um mindestens drei Größenordnungen unterscheiden. Vor allem bei den schwer abbaubaren Polymeren sind große methodische Unsicherheiten vorhanden. Die wenigen Untersuchungen lassen auf Abbauezeiten von bis zu 2 000 Jahren schließen.

In verschiedenen Studien und Publikationen werden Abbauezeiten für verschiedene Polymere im Bereich von einigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten genannt. Die Herkunft dieser Daten ist aber unklar. Empirische Studien und theoretische Modelle, auf denen sie basieren, konnten wir nicht finden.

Eine Auswertung von experimentellen Datensätzen verschiedener Autoren zu 195 unterschiedlichen Polymertypen (Basispolymere inkl. Modifikationen) zeigt, dass sich die Abbauraten von schwer und leicht abbaubaren Polymeren um drei Größenordnungen (Faktor 1 000) unterscheiden (Bild 5-2). Die häufig geäußerte Vermutung, dass sich Polymere in Meer- und Flusswasser schlechter als in Boden und Kompost abbauen, lässt sich durch die vergleichende Analyse nur für PLA bestätigen (für PHA, PVC und PP lagen keine Daten für den Abbau in Gewässern vor). Allerdings wurden die Versuche zum größten Teil unter aeroben Bedingungen und milden

Temperaturen (> 20 °C) durchgeführt. Für tiefere Meeresschichten und die Sedimente der Tiefsee können die Abbauraten deutlich niedriger liegen.

25 % der untersuchten Polymere zeigten einen Abbau von weniger als 10 % und 15 % der Polymere von weniger als 3 %, bei Abbauezeiten deutlich unter zwei Jahren. Ob es sich hier um Abbau handelt oder ob Additive bzw. Restmonomere ausgewaschen wurden, bleibt häufig unklar. Viele Untersuchungen beschränkten sich auch auf die Bestimmung des Gewichtsverlustes statt die genaueren und zweifelsfreieren Methoden der Kohlendioxidbildung bzw. des Sauerstoffverbrauchs anzuwenden. Vor allem bei den schlecht abbaubaren Polymeren erscheinen daher die Abbauraten von 0,01 bis 0,1 %/d optimistisch. Albertson, einer der wenigen Autoren die Langzeitabbauversuche an Polyethylen durchführten, zeigte mittels 14C-Markierung, dass der

Abbau in einem Zeitraum von 4,3 Jahren bei nur 0,2 % liegt. Linear hochgerechnet würde dies eine Abbauzeit von 2 000 Jahren ergeben.

Die etablierten Standards für Abbau in industriellen Kompostieranlagen, Heimkompost, Boden oder Meerwasser sind nur sehr begrenzt auf die unterschiedlichen Umweltkompartimente übertragbar.

Gleichzeitig fehlt es bis heute an einer ökologisch begründeten Festlegung akzeptabler Abbauzeiten in verschiedenen Umweltkompartimenten.

Abbau in [%/d] im Untersuchungszeitraum

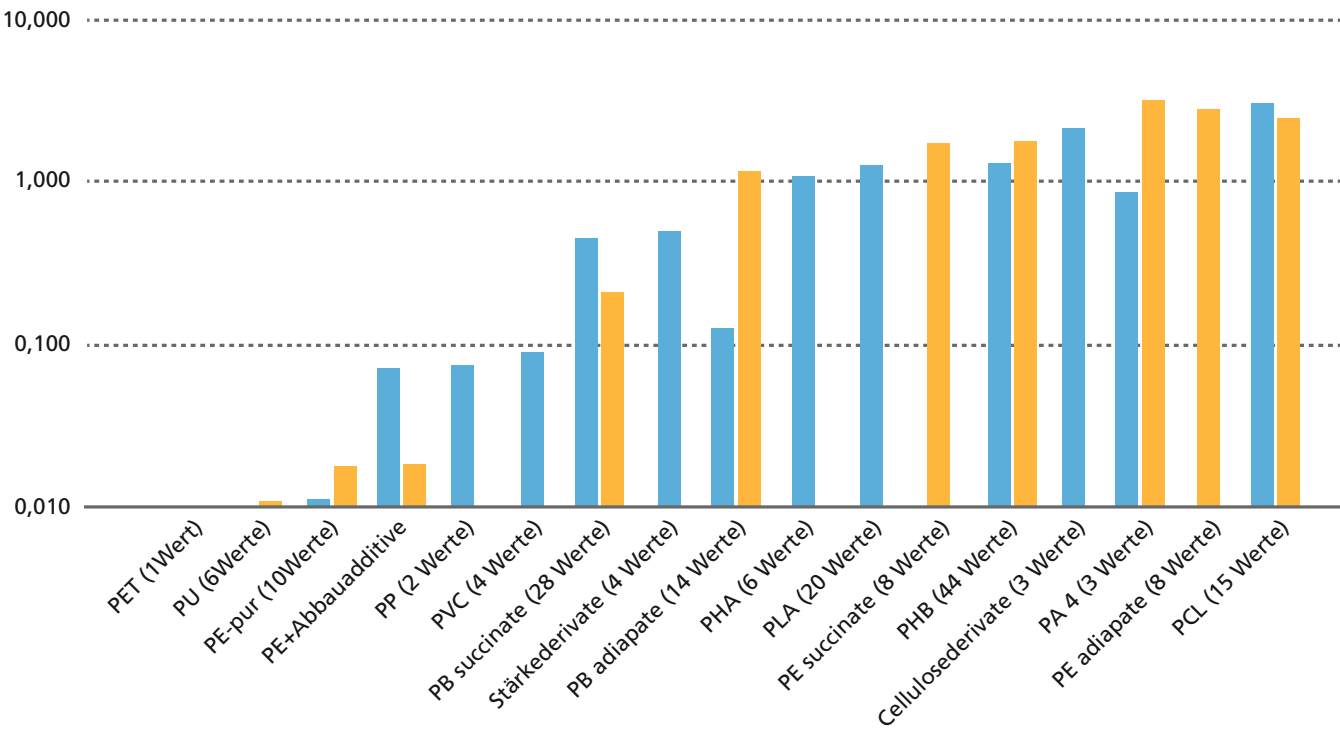


Bild 5-2:
Vergleichende Übersicht zu Abbaubauraten in Boden/Kompost (blau) und Fluss-/Meerwasser (orange), basierend auf 195 experimentellen Datensätzen [Eigene Darstellung].

■ Mittlere Abbaurate Boden/Kompost [%/d] ■ Mittlere Abbaurate Fluss-/Meerwasser [%/d]

Fazit 17: Es ist davon auszugehen, dass Mikroplastik in allen Umweltkompartimenten vorhanden ist.

Besonders in marinen Umweltkompartimenten ist Mikroplastik überall nachgewiesen. Dies zeigt besonders gut die Datenbank Litterbase des Alfred-Wegener-Instituts, in der Daten von Kunststoffabfällen zusammengetragen wurden (Bild 5-3). Die Konzentrationen von Mikroplastikpartikeln variieren stark je nach Umweltkompartiment. So wurden im Freiwasser niedrigere Konzentrationen als am Strand, in Tiefseesedimente oder im arktischen Eis gefunden (Tabelle 5-1).

Die unterschiedlichen Konzentrationen kommen durch Faktoren wie Größe, Form und Dichte der Partikel sowie Umweltfaktoren wie Strömungen und Aufwuchs durch Biofilm zustande⁵⁴, die bisher noch nicht vollständig erfasst und simuliert werden können, sodass eine ganzheitliche Bilanz in den Umweltkompartimenten nicht möglich ist.

Untersuchungen in Süßgewässern und besonders in Flüssen, die als Eintragspfad von Mikroplastik von Land ins Meer gelten⁵⁵, zeigen, dass diese stark mit Mikroplastik belastet sein können. Im Rhein wurden Konzentrationen zwischen 3 und 23 Mikroplastikpartikeln/m³ gefunden⁵⁶, wobei die Konzentrationen flussabwärts von Basel bis Rotterdam zunehmen und an Industriestandorten (z. B. Ruhrgebiet) besonders hoch sind⁵⁷. Es konnte ebenfalls im Thomasee, der Quelle des Rheins, als auch in anderen abgelegenen Seen Mikroplastik identifiziert werden⁵⁸. Es kann über touristische Aktivitäten dorthin gelangen. Wahrscheinlicher ist allerdings der Eintrag über die Luft⁵⁹ und die Abscheidung über Regenwasser.

Aufgrund von methodischen Schwierigkeiten ist die Datenlage zu Mikroplastikkonzentrationen in Böden bisher noch mangelhaft⁶⁰. Dabei sprechen einige Gründe dafür, dass sich hier besonders viel Mikroplastik akkumuliert. Viele Mikroplastikemission werden direkt in Böden freigesetzt, wie Abrieb von Reifen und Fahrbahnmarkierungen, sowie Verwitterung von Farben, Lacken, landwirtschaftlich eingesetzten Kunststoffen und Makroplastik. Hinzu kommen der Eintrag durch die bisherige Ausbringung von Klärschlamm⁶¹ und der Eintrag über Regenwasser. Bei Modellen zur Simulation der Verbreitung von Mikroplastik wird Böden eine reinigende Funktion für die mit Mikroplastik belasteten Gewässer zugeschrieben (z. B. im BKV-Modell⁶²). Dies wird unterlegt von Messwerten von Flusssedimenten, Ufern und Stränden, in denen höhere Mikroplastikkonzentrationen zu finden sind als im Freiwasser (Tabelle 5-1).

Neben den Funden in den Umweltkompartimenten ist Mikroplastik bereits in vielen Lebensmitteln (z. B. Miesmuscheln, Fisch, Honig, Bier) und im Trinkwasser gefunden worden⁶³. Ob Mikroplastik bereits im Rohstoff vorhanden war oder durch die Verarbeitung hineingelangt ist, lässt sich nur schwer klären. Aufbauend auf der Annahme, dass Mikroplastik über die Luft und den Wasserkreislauf verteilt wird, kann man davon ausgehen, dass Mikroplastik in alle Umweltkompartimente gelangt bzw. bereits dort vorhanden ist. Durch die ubiquitäre Verteilung und Verbreitung von Mikroplastik in der Umwelt und das Vorkommen in Lebensmitteln ist die Exposition des Menschen gegenüber Mikroplastik über viele Wege möglich und sehr wahrscheinlich. Der prognostizierte Anstieg des Kunststoffverbrauchs lässt erwarten, dass der Mikroplastikeintrag wächst und die Konzentrationen in der Umwelt ansteigen werden.

⁵⁴ Enders et al. (2015); Kaiser et al. (2017).

⁵⁵ Lebreton et al. (2017).

⁵⁶ LUBW et al. (2018).

⁵⁷ Mani et al. (2015).

⁵⁸ Fath (2015); Free et al. (2014).

⁵⁹ Dris et al. (2016).

⁶⁰ Rillig (2012).

⁶¹ Zubris und Richards (2005).

⁶² BKV GmbH (2016).

⁶³ Van Cauwenberghe und Janssen (2014); Liebezeit und Liebezeit (2014); ORB Media (2018).

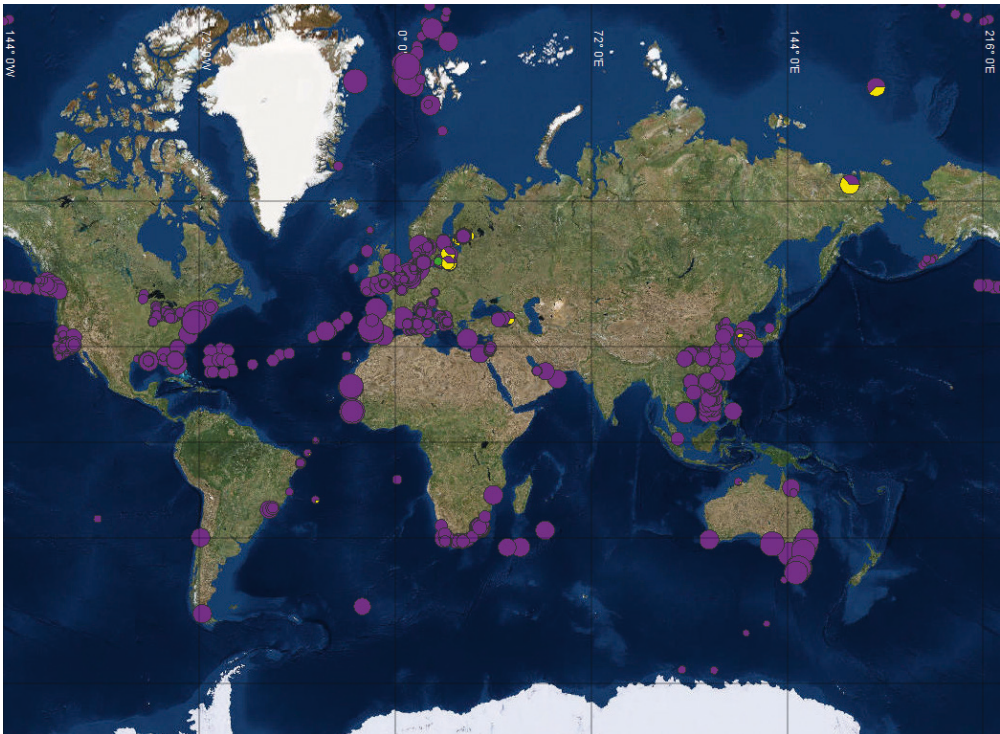


Bild 5-3:
 AWI Litterbase⁶⁴: Anzeige gefiltert nach Mikroplastikpartikeln (100 nm-5 mm) pro m³ (Abrufdatum 08.05.2018, GIS Viewer 1.0 © 2017 Alfred- Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung).

Umweltkompartiment (Region)	Konzentration [Partikel/m ³]	Quelle
Strand (Portugal)	124 000 bis 160 000	Browne et al. 2011 ⁶⁵
Oberflächenwasser (Südpazifik)	0,06	Ory et al. 2017 ⁶⁶
Pelagisch (Nordatlantik)	4,5	Enders et al. 2015 ⁶⁷
Tiefsee (Indischer Ozean)	70 000	Woodall et al. 2014 ⁶⁸
Eis (Arktis)	4 100 000	Peeken et al. ⁶⁹
Strand (Portugal)	124 000 bis 160 000	Browne et al. ⁷⁰

Tabelle 5-1:
 Beispiele zu Partikelkonzentrationen verschiedenen Umweltkompartimenten.

⁶⁴ AWI Litterbase: <http://litterbase.awi.de/litter>; letzter Zugriff 11. Juni 2018. Tekman, M.B.; Gutow, L.; Macario, A.; Walter, A.; Bergmann, M.: Alfred Wegener Institute Helmholtz Centre for Polar and Marine Research.
⁶⁵ Browne et al. (2011).
⁶⁶ Ory et al. (2017).
⁶⁷ Enders et al. (2015).
⁶⁸ Woodall et al. (2014).
⁶⁹ Peeken et al. (2018).
⁷⁰ Browne et al. (2011).

Fazit 18: Kunststoffemissionen haben Wirkungen auf Organismen, den Menschen und Ökosysteme, deren Ausmaß sich bisher nicht abschätzen lässt.

Die Wirkungen von Kunststoff in der Umwelt sind trotz seiner ubiquitären Verbreitung schwer zu fassen. Letztlich sind Polymere wenig reaktiv und die Toxizität im klassischen Sinne ist eher gering. Die bislang beobachteten Schadwirkungen sind vor allem physikalischer Natur. Dabei weitet sich durch Fragmentierung die Partikelgrößenverteilung zu kleineren Werten und führt zu negativen Effekten für immer mehr Organismen. Vor allem Meereslebewesen und Seevögel scheinen durch eine geringere Selektivität bei der Nahrungsaufnahme besonders betroffen, dies gilt verstärkt für filtrierende Organismen.

Neben den Polymeren geht auch von den Additiven, die zu ihrer Modifikation eingesetzt werden, eine Gefahr aus. Da viele dieser Additive niedermolekular und reaktiver als die Polymere sind, in denen sie eingesetzt werden, ist ihre akute Toxizität häufig höher. Gleichzeitig ist aber für die meisten Additive und auch andere organische Verunreinigungen in diversen Umweltkompartimenten noch weitgehend offen, ob und unter welchen Bedingungen die Exposition verschiedener Organismen durch Mikroplastik verstärkt oder eventuell sogar vermindert wird⁷¹. Die Verteilungsgleichgewichte zwischen Mikroplastik, Wasser und organischem Gewebe sowie die Kinetik ihrer Einstellung sind dabei von besonderer Relevanz.

Grundsätzlich lassen sich die folgenden ökologischen und humantoxikologischen Effekte erwarten.

• Ökologische Effekte

- Negative Wirkungen auf Organismen durch Stangulation/Verstrickung
- Wirkungen auf Organismen nach Aufnahme (Ingestion) und Ausscheidung (Egestion); durch Akkumulation, Translokation sowie Transfer innerhalb der Nahrungskette
- Chemische Gefahren durch Freisetzung von Additiven, Monomeren und kritischen Metaboliten
- Verschleppung von Arten (Drifting)
- Physikalische Auswirkungen auf ein Ökosystem

• Effekte beim Menschen

Eine Auswertung der aufgeführten Feldstudien in der GESAMP Studie (2016)⁷² zeigt, dass etwa 85 % der Muscheln (N = 186) und 37 % der Fische (N = 6 306) mit Mikroplastik belastet sind. In Feldstudien kann zwar die Aufnahme von Mikroplastik in einen Organismus und seine Organe festgestellt werden, welche Wirkungen dies auf den Organismus hat, ist bei der postmortalen Untersuchung aber nicht feststellbar. Dagegen können Laborstudien zeigen, dass Mikroplastik Immunsystem, Fertilität und Mortalität beeinflusst. Allerdings sind die Partikelkonzentrationen in den Experimenten extrem hoch und nicht repräsentativ für natürliche Verhältnisse. Hinzu kommt, dass es bisher keine genormten Versuche gibt. So unterscheiden sich relevante Testparameter wie Einheit der Konzentration, Expositionsdauer, Kunststoffsorte, die einen Vergleich verschiedener Experimente erschweren. Obwohl bereits über 200 Arten in Labor- und Feldstudien untersucht wurden, lassen sich bisher keine pauschalen Aussagen über die physikalischen oder chemischen Auswirkungen von Mikroplastik treffen.

Da eine Exposition des Menschen gegenüber Mikroplastik über die Nahrungsmittelaufnahme oder Atmung sehr wahrscheinlich ist (vergleiche Fazit 17), ist eine Wirkung auf die Gesundheit nicht auszuschließen. Konkrete Studien zu den Auswirkungen von Mikroplastik auf den Menschen gibt es bisher nicht. Allerdings kann man weitere Erkenntnisse aus medizinischen Studien ableiten, die sich hauptsächlich mit Polymeren als Vektor für Medikamente beschäftigen. Demnach werden besonders Partikel im Nanometerbereich über die Darmwand in den Blutkreislauf aufgenommen, zur Leber und Gallenblase transportiert und über Darm und die Blase wieder ausgeschieden⁷³. Da Kunststoffe als chemisch inert gelten, werden auch beim Menschen potenzielle Wirkungen vor allem den Additiven (vergleiche Fazit 8) und absorbierten Schadstoffen zugewiesen. Gesundheitsschädigende Wirkungen von Bisphenol A, Phthalaten oder Insektiziden wie DDT sind bereits nachgewiesen und beinhalten Herz-Kreislauf-Erkrankungen, hormonelle Veränderungen und Fettleibigkeit^{74, 75}.

⁷¹ Hermabessiere et al. (2017); Koelmans et al. (2014); Siegfried et al. (2017).

⁷² GESAMP (2016).

⁷³ Galloway (2015).

⁷⁴ Wright und Kelly (2017).

⁷⁵ Galloway (2015).

6 BEWERTUNG, REGULIERUNG UND LENKUNGSMASSNAHMEN

Fazit 19: Damit die Schäden durch Kunststoffe in der Umwelt nicht weiter zunehmen, müssen die Kunststoffemissionen nach unseren Berechnungen von 5 400 g/(cap a) um den Faktor 27 auf ca. 200 g/(cap a) reduziert werden. Diese Abschätzung ist aufgrund der ungenügenden Datenlage zur Menge an Kunststoffen in der Umwelt und zum Abbauverhalten in verschiedenen Umweltkompartimenten allerdings mit hohen Unsicherheiten behaftet.

Um zu einer groben Abschätzung zu kommen, auf welches Maß die Kunststoffemissionen (im Weiteren als »Plastikemissionsbudget« bezeichnet) zu reduzieren sind, treffen wir folgende Annahmen:

- Die heute in der globalen Umwelt (aquatisch, atmosphärisch und terrestrisch) befindliche Menge an Kunststoffen ist gerade noch akzeptabel.⁷⁶
 - Damit die Menge in der Umwelt nicht ansteigt, dürfen die Emissionen, die Abbauraten nicht übersteigen.
 - Die Abbaurate resultiert im Wesentlichen aus der bereits in der Umwelt befindlichen Menge. Diese schätzen wir auf 3,1 % der kumulierten globalen Produktion. Obwohl die von uns bestimmte Kunststoffemissionsquote streng genommen nur die Situation in Deutschland reflektiert, gehen wir davon aus, dass sie kunststofftypisch ist. Für Mikroplastik erscheint diese Annahme sinnvoll, für Makroplastik ist sie zukünftig sicherlich weiter auszudifferenzieren, da hier sehr unterschiedliche Entwicklungsniveaus im Abfallmanagement relevant sind. Weiterhin gehen wir von der globalen und nicht der deutschen kumulierten Produktionsmenge aus, da sich einerseits die Emissionen durch die Gewässer global ausbreiten und andererseits die Berücksichtigung des überdurchschnittlichen Kunststoff-
- verbrauchs in Deutschland zu einem höheren Plastikemissionsbudget führen würde, was im Sinne einer globaler Gerechtigkeit nicht sinnvoll erscheint.
 - Wir nehmen weiterhin an, dass die heutigen Kunststoffemissionen zu 50 % innerhalb von 100 Jahren abgebaut werden (dies könnte für Elastomere, Duroplaste, einige Polyester und Polyamide eine gute Annahme sein) und zu weiteren 50 % innerhalb von 1 000 Jahren abgebaut werden (dies halten wir vor allem für die mengenmäßig wichtigen Polyolefine, Styrolpolymere, PVC und PET für eine gute Näherung). Uns ist bewusst, dass es sich hier um sehr gewagte Annahmen handelt, die erst zukünftig durch eine verbesserte experimentelle Datenbasis und robuste Prognosemodelle bestätigt oder widerlegt werden können.
- Aus diesen Annahmen berechnen wir ein Emissionsbudget von insgesamt 204 g/(cap a) (Tabelle 6-1). Dieses Budget kann bislang nur einen sehr groben Richtwert darstellen. Mangels anderer Alternativen kann das Plastikemissionsbudget aber bereits heute helfen, die Wirksamkeit von Maßnahmen vor dem Hintergrund einer quantifizierten Zielsetzung zu bewerten.⁷⁷
- Die heutigen Kunststoffemissionen müssen daher um den Faktor 27 reduziert werden, dafür sind geeignete Maßnahmen zur Vermeidung und Rückhaltung zu entwickeln.

⁷⁶ Soll stattdessen eine deutliche Reduktion erreicht werden, wäre das unten berechnete Plastikemissionsbudget weiter zu reduzieren.

⁷⁷ Fraunhofer UMSICHT entwickelt den Budgetansatz für Kunststoffemissionen im Rahmen des vom BMBF-geförderten Projekts Plastikbudget zurzeit weiter <https://bmbf-plastik.de/verbundprojekt/plastikbudget>; Letzter Zugriff 11.06.2018.

Größe	Wert
global kumulierte Produktionsmenge	9 x 10 ¹² kg
Emissionsquote	3,1 %
Kunststoffe in der Umwelt	279 x 10 ⁹ kg
Kunststoffe in der Umwelt pro Kopf	37 kg/cap
davon in 100 Jahren abbaubar (50 %)	18,5 kg/cap
davon in 1 000 Jahren abbaubar (50 %)	18,5 kg/cap
Abbaurrate (100 a) = Plastikemissionsbudget (100 a)	185 g/(cap a)
Abbaurrate (1 000 a) = Plastikemissionsbudget (1 000 a)	18,5 g/(cap a)
gesamte Abbaurrate = Plastikemissionsbudget	204 g/(cap a)

Tabelle 6-1:

Berechnung eines Plastikemissionsbudgets

Fazit 20: Neue Ansätze zur Bewertung der Gefahren durch Kunststoffemissionen in Ökobilanzen werden gebraucht.

Zur vergleichenden ökologischen Bewertung verschiedener Produkt- und Materialvarianten oder auch Dienstleistungen mit der gleichen Funktion hat sich das Instrument der Ökobilanzierung etabliert. So erlaubt die in den ISO-Normen 14040 und 14044 standardisierte Ökobilanzmethodik bspw. die Quantifizierung potenzieller Umweltwirkungen von Kunststoffverpackungen in ihrem gesamten Lebenszyklus einschließlich der End-of-Life-Phase. Diese können dann verglichen werden mit alternativen Verpackungslösungen.

Da bis heute Modelle zur Simulation von Verhalten, Exposition und Wirkung von (Kunststoff-)Partikeln in der Umwelt fehlen, berücksichtigen die heute in Ökobilanzen üblichen Wirkungsabschätzungsmethoden keine Umweltwirkungen durch Mikroplastik- bzw. Kunststoffemissionen. Ausschließlich chemische Wirkungen durch freigesetzte Additive wie Weichmacher lassen sich bereits über Toxizitätsbewertungen berücksichtigen. Physikalische Wirkungen von Kunststoffpartikeln auf Organismen, die zu Entzündungen oder bspw. zum Verhungern durch volle Mägen führen, werden nicht berücksichtigt. Zudem ist die Datenerfassung von Kunststoffemissionen im Lebenszyklus von Produkten oftmals nicht hinreichend.

In einem ersten Schritt müssen daher, wie in den Kapiteln 3 bis 5 dargestellt, Kunststoffemissionsflüsse aus Produkten identifiziert und quantifiziert werden. Darüber hinaus ist eine Klassifizierung und einheitliche Bezeichnung zur Bilanzierung von Kunststoffemissionsflüssen notwendig. Der nächste notwendige Schritt erfordert die Integration der Kunststoffemissionen in bestehende Wirkungsabschätzungsmethoden wie Ökotoxizität. Alternativ können neue Wirkungsabschätzungsmethoden entwickelt werden, die die physikalischen Wirkungen von Partikeln auf Organismen berücksichtigen. Bild 6-1 fasst den Ansatz zusammen.

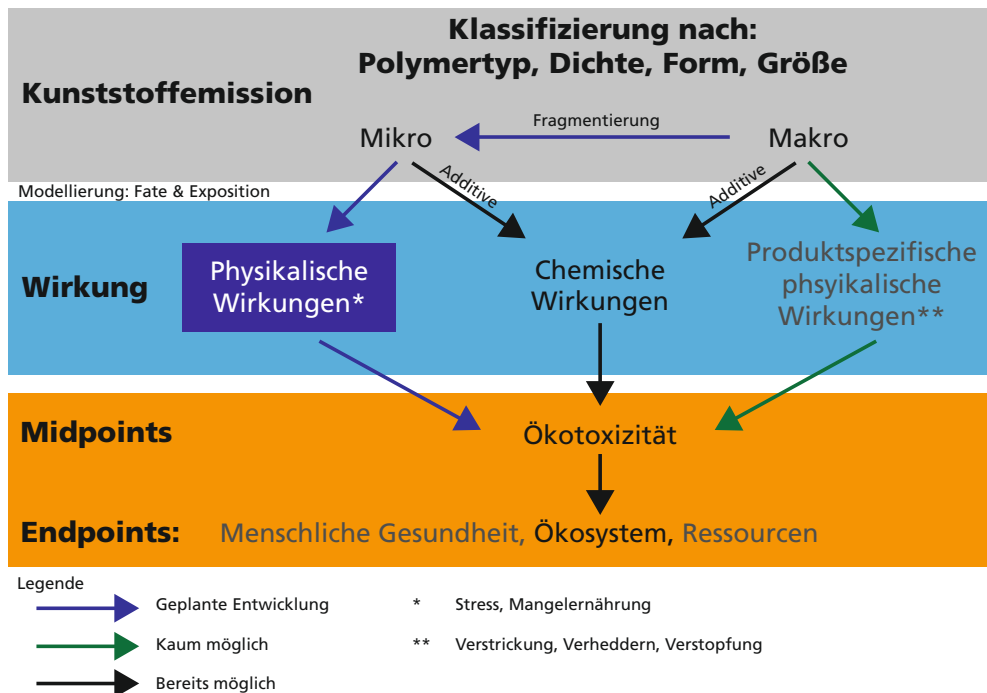


Bild 6-1:
Ansatz zur ökologischen
Bewertung von Kunststoff-
emissionen in Ökobilanzen
[Eigene Darstellung].

Neben der ökologischen Bewertung sind sozioökonomische Aspekte von Interesse. So konnte Lord (2016) zeigen, dass die Umweltkosten bei der Verwendung von Kunststoffprodukten fast viermal geringer sind als bei Verwendung alternativer Materialien. Lord (2016) identifizierte die Produktion und den Transport von Plastik als größte Quelle für Umweltkosten. Daneben konnten die Autoren zeigen, dass eine Erfassung von Kunststoffabfällen zur Vermeidung des Litterings ins Meer die Umweltkosten in Höhe von 2,1 Mrd. US-Dollar verringert.⁷⁸

Ferner existieren erste Ansätze zur Monetarisierung wirtschaftlicher Schäden durch Kunststoffemissionen z. B. auf den Tourismus und die Fischerei. Alle Ansätze sind noch erste Versuche, kaum durch Debatten in der wissenschaftlichen Community legitimiert und erlauben derzeit auch noch keine polymerspezifische Bewertung der Umweltwirkungen.

Fazit 21: Kunststoffemissionen sind hochgradig persistent, die bisherigen Grenzwerte bilden dieses hohe Maß an Persistenz nicht differenziert ab. Zur Wahrung des Vorsorgeprinzips wäre die Einführung einer Gefahrstoffklasse »very very persistent« (vvP) sinnvoll. Makro- und Mikroplastik könnten zudem als chronisch wassergefährdend (H413) eingestuft werden.

Zur Beurteilung der Umweltgefährdung und als Basis für Stoffbeschränkungen werden heute drei Kriterien verwandt:

- persistent (P) und sehr persistent (vP)
- bioakkumulierbar (B) und sehr bioakkumulierbar (vB)
- ökotoxisch (T)

Viele Kunststoffe sind zwar persistent, werden jedoch in Bezug auf Bioakkumulierbarkeit und Toxizität eher als ungefährlich eingestuft. Die heute üblichen Tests und Testorganismen (Fische, Kleinkrebse, Grünalgen, Bakterien, Kompostwürmer und höhere Pflanzen) sind nicht in jedem Fall geeignet, die bereits erkannten und erwarteten Schädwirkungen als Folge der Aufnahme von Mikroplastik (Phagocytose in Zellen,

⁷⁸ Lord (2016).

Verstopfung des Verdauungstrakts bei Mehrzellern), korrekt abzubilden. Mögliche Schäden sind von den genauen geometrischen Verhältnissen zwischen Kunststoffemission und potenziell geschädigtem Organismus abhängig. Dieses Verhältnis wird durch Referenzorganismen häufig nicht richtig abgebildet. Diese Situation führt dazu, dass die meisten Polymere weder nach den Kriterien für Wassergefährdung in der CLP-Verordnung noch der PBT- oder vPvB-Kriterien gemäß REACH als Gefahrstoff eingestuft werden.

Durch die lange Präsenzzeit der Kunststoffe in der Umwelt, wird sich die Exposition für diverse Organismen in den nächsten Jahrzehnten auf jeden Fall erhöhen. Gleichzeitig sind Schadwirkungen bereits sichtbar und deren Ausweitung auf andere Organismen sehr wahrscheinlich. Es wäre daher sinnvoll, die zulässige Toxizität oder Bioakkumulierbarkeit an den jeweiligen Grad der Persistenz zu koppeln, bzw. ab einem bestimmten Grad der Persistenz (»very very persistent« = vvP) sollte diese als alleiniges Kriterium für die Einstufung als (potenzieller) Gefahrstoff genügen.

Bild 6-2 verdeutlicht diesen Vorschlag grafisch. Die senkrechte und waagerechte Linie stellen die heutigen Grenzwerte für das Kriterium Persistenz und Toxizität dar. Die gestrichelte Linie stellt eine mögliche zukünftige Bewertung dar, bei der die zulässige Persistenz an die Toxizität gekoppelt ist. Der bisherige Schutzbereich ist orange, der zukünftig zu ergänzende blau gefärbt. Weiterhin sind auch erste orientierende Einordnungen von partikulärem Mikroplastik und gelösten, gelartigen und flüssigen Polymeren dargestellt.

Prinzipiell würde sich als Übergangslösung für eine auf Basis von Rechtsvorschriften veranlasste Einschränkung des Einsatzes von Polymeren auch eine Einstufung in die Kategorie 4 »wassergefährdend für Organismen, langfristige Wirkung (H413)« nach dem in der CLP-Verordnung umgesetzten GHS-System anbieten. Sie soll verwendet werden, wenn eine formale Einstufung in die Kategorie Akut oder Chronisch 1 bis 3 formal nicht möglich ist, aber dennoch Anlass zur Besorgnis besteht, insbesondere dann, wenn die Stoffe schwerlöslich, nicht schnell abbaubar und bioakkumulierbar sind. Dies trifft insbesondere auf Mikroplastik zu, das sich in Seevögeln und Filteriern anreichert. Die Kategorie wird auch als »Sicherheitsnetz« bezeichnet und könnte daher eine erste praktikable Option zur Umsetzung des Vorsorgeprinzips sein.

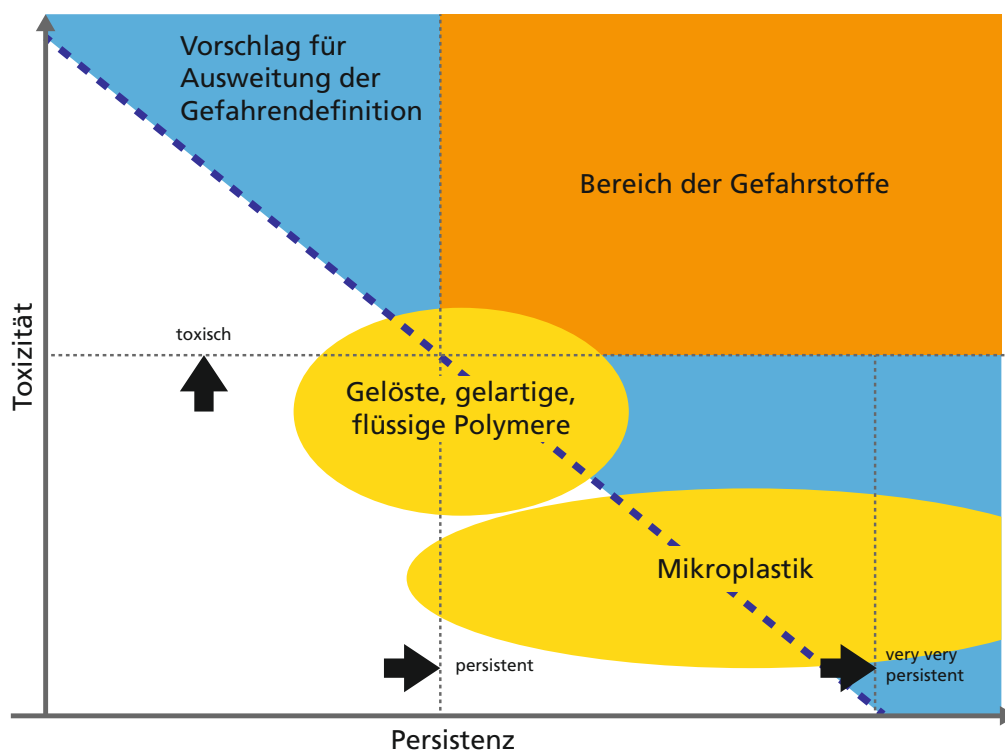


Bild 6-2:

Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen Bioabbaubarkeit und Toxizität sowie die Einordnung von Mikroplastik und gelösten, gelartigen und flüssigen Polymeren; orange = heutiger Bereich der Gefahrstoffe, blau = zukünftiger Bereich der Gefahrstoffe [Eigene Darstellung].

Fazit 22: Kunststoffe werden im Chemikalienrecht nicht ausreichend reguliert.

Die meisten Polymere sind unter REACH nicht registrierungspflichtig⁷⁹. Darüber hinaus spielen bei der Harmonisierung der CLP-Verordnung Umweltgefahren bisher eine eher untergeordnete Rolle. Für Mikroplastik in Kosmetik, Wasch- und Reinigungsmitteln, die zuerst im Fokus der Mikroplastikdebatte standen, gilt, dass Waschmittelreinigungsgesetz (WMRG), Detergenzienverordnung (DVO) sowie Kosmetikverordnung (KVO) die mit Kunststoffemissionen verbundenen Umweltgefahren nicht aktiv adressieren.⁸⁰ Auch durch die Negativ- und Positivlisten in diesen Verordnungen oder die Vorgaben zu Nanomaterialien kann kein synergistischer Umweltschutzeffekt, der speziell auf das Themenfeld »Mikroplastik« wirkt, festgestellt werden. Im Resultat sind Polymere, zumindest in Bezug auf die Umweltgefahren, die mit Mikroplastik verbunden sind, unterreguliert.

Gleichwohl erlauben sowohl die REACH-Verordnung (Erwägungsgrund 41, Art. 138) als auch das WRMG (Art. 6) und Detergenzienverordnung (Erwägungsgrund 41, Art. 16 (2)) eine Ausweitung auf Polymere und damit auch auf Mikroplastik. Die aktuelle Situation, in der fast täglich Informationen über den global zu beobachtenden Anstieg von Mikroplastik in der Umwelt erscheinen und zunehmend Hinweise auf Gefahren für verschiedene Organismen sowie den Transfer in der Nahrungskette zusammengetragen werden, erfordert es, diese rechtlichen Optionen sorgfältig zu prüfen. Dass die Aufnahme von Polymeren davon abhängig gemacht wird, dass durch ihren Einsatz resultierende Gefahren zunächst wissenschaftlich belegt und wirtschaftlich messbar werden müssen, hebt aus Sicht der Autoren dieser Studie das Vorsorgeprinzip aus.

Nationale Verbote können vor dem Hintergrund der globalen Dimension nicht zuletzt durch die globalen Transportpfade von Mikroplastik und gelösten Polymeren nur ein erster Schritt sein. Obwohl sie den Handlungsdruck auf internationaler Ebene erhöhen, ist ihre Durchsetzbarkeit vor dem Hintergrund des europäischen Wettbewerbsrechts aber unsicher. Eine weitreichende Regulierung auf europäischer Ebene scheint daher die sinnvollere Option zu sein. Darüber hinaus zeigen Mengenbetrachtungen zu anderen relevanten Quellen für Mikroplastik außerhalb von Kosmetik- und WPR-Produkten (bspw. Reifenabrieb, Verwitterung von Farben, Verlust von Strahlmitteln etc.), dass nicht die KVO oder die DVO oder andere anwendungsspezifische Verordnungen das primäre Instrument für eine Regulie-

rung sein sollten, sondern die Chemikalienverordnung REACH sowie die CLP-Verordnung, die die Einstufung und Kennzeichnung von Chemikalien regelt.

Im Januar 2018 hat die EU-Kommission ihre Kunststoffstrategie präsentiert⁸¹. In den publizierten Maßnahmenplänen wurde eine europäische Regulierung von gezielt eingesetztem Mikroplastik innerhalb der REACH-Verordnung in Aussicht gestellt. Eine umfassende Berücksichtigung sämtlicher Kunststoffemissionen bleibt allerdings unerwähnt. Allerdings soll gemäß der Kunststoffstrategie zukünftig auch die Regulierung der Freisetzung von nicht-intendiertem Mikroplastik bspw. aus Reifen, Farben oder Textilien geprüft werden.

In die Vergabekriterien einiger freiwilliger Umweltzeichen hat Mikroplastik mittlerweile Eingang gefunden. Insbesondere die Harmonisierung zu den Regelungen für Nanomaterialien ist allerdings bisher nicht vollständig gelungen, sodass ein Ausschluss für polymere Nanopartikel bspw. beim Blauen Engel heute nicht gegeben ist. Gelöste Polymere werden heute in den Umweltzeichen vor allem durch Mengengrenzen für schlecht bioabbaubare Stoffe reglementiert. Die Grenzwerte sind allerdings so gesetzt, dass sie sich bei den üblichen Einsatzkonzentrationen von Polymeren kaum mindernd auswirken. Sie sollten daher in Bezug auf Polymere ausdifferenziert und verschärft werden. Berücksichtigt man die geringe Verbreitung der Umweltzeichen in den betrachteten Branchen, besitzen sie im Hinblick auf die Minderung des Eintrags von Polymeren in die Umwelt aber kaum Relevanz.

Die freiwilligen Selbstverpflichtungen sind in Bezug auf Microbeads als Erfolg zu werten und waren ein erster wichtiger Schritt. Verbindlicher wären allerdings Selbstverpflichtungen oder andere Regelungsinstrumente, die die Gesamtmenge schwer abbaubarer Polymere in den Blick nehmen.

Bild 6-3 stellt die derzeitigen emissionsreduzierenden Wirkungen der regulatorischen und freiwilligen Maßnahmen in einer qualitativen Darstellung zusammen (dabei liegt der Fokus auf Kosmetik und WPR-Produkten). Der Einfluss der verschiedenen Gesetze, Verordnungen und freiwilligen Maßnahmen ist bislang sehr begrenzt. Das Gesamtproblem der Kunststoffemissionen wird durch sie heute nicht ausreichend adressiert.

⁷⁹ Vgl. dazu Art. 138 (2) und Erwägungsgrund 41 der REACH-VO.

⁸⁰ Für eine detailliertere Darstellung eignet sich der Bericht »Mikroplastik und synthetische Polymere in Kosmetikprodukten, Wasch-, Putz- und Reinigungsmitteln« (07/2018) von Fraunhofer UMSICHT und der NaBu-Bundesgeschäftsstelle.

⁸¹ Europäische Kommission (2018).

Mikroplastik

gelöste, gelartige und flüssige Polymere



Bild 6-3:

Qualitative Darstellung der unzureichenden Wirkung verschiedener gesetzlicher und freiwilliger Maßnahmen⁸²
[Eigene Darstellung].

⁸² Erklärung der Abkürzung: PBT (P= persistent, B= bioakkumulierbar, T= ökotoxisch), vPvB (vP= sehr persistent, vB= sehr bioakkumulierbar).

Fazit 23: Lenkungsmaßnahmen sollten darauf abzielen, dass sie nicht nur die Kreislaufwirtschaft fördern, sondern auch Kunststoffemissionen reduzieren. Hier sehen wir vor allem eine Kombination aus Verboten, eine Förderung und Ausweitung von Pfandsystemen, Maßnahmen zur Verlängerung der Nutzungsdauer und die Förderung der Rezyklierbarkeit als vielversprechend an.

In der öffentlichen und politischen Debatte werden – forciert durch die europäische Kunststoffstrategie – eine Vielzahl von Lenkungsmaßnahmen diskutiert. Dabei werden häufig unabhängig von der Lenkungsmaßnahme positive Wirkungen auf eine Kreislaufwirtschaft der Kunststoffe und eine Verringerung der Kunststoffemissionen erwartet. Dies ist allerdings nur sehr eingeschränkt der Fall, wie die Übersicht über verschiedene Lenkungsmaßnahmen in Tabelle 6-2 zeigt.

Ressourcen- oder Kunststoffsteuern können die Menge des verbrauchten Kunststoffs reduzieren, auf die Kunststoffemissionen werden sie aber nur dann mindernd wirken, wenn es zu einer deutlichen absoluten Reduktion der Kunststoffverwendung kommt, also die Steuer nicht zu einem verstärkten Recycling, sondern zu Konsumverzicht (Suffizienz) führt. Gleichzeitig ist eine Einsparung von einigen Prozent in Bezug auf die heutigen Kunststoffemissionen nicht ausreichend. Steuern können allerdings auch zur Substitution durch andere Materialien führen, ob diese aus Sicht einer ganzheitlichen Ressourceneinsparung sinnvoll sind, wird durch stoffbezogene Steuern nicht berücksichtigt. Dies ist insbesondere bei Werkstoffen für energierelevante Produkte (bspw. Wärmedämmungen, Leichtbaukarosserien etc.) von Bedeutung. Durch Steuern, die erneuerbare Rohstoffe ausnehmen, könnte darüber hinaus die Konkurrenz um Biomasse verstärkt werden.

In Bezug auf die Verringerung von Kunststoffemissionen könnten sich Verbote oder Selbstverpflichtungen schnell positiv auswirken. Grundsätzlich stellt sich hier aber die Frage, was genau das Verbot umfasst, welche Substitutionseffekte damit ausgelöst und welche Ansprüche an die Alternativen gestellt werden. So müssten Substitute eine ausreichende Abbaubarkeit, Schadstofffreiheit und eine verbesserte Ökobilanz aufweisen.

Auch in der Nutzungsphase finden sich effiziente Lenkungsmaßnahmen, um beide Ziele zu erreichen. Pfandsysteme haben bereits jetzt zu einer effizienten Reduktion des Litterings beigetragen⁸³, sie könnten ausgeweitet werden. Die Mehrwegquote kann sich zwar auf den Kunststoffverbrauch stark mindernd auswirken, bei den Kunststoffemissionen sind die Effekte allerdings eher gering. Interessant sind Maßnahmen zur Verlängerung der Nutzungsdauer bspw. bei Reifen, Farben etc., durch sie verringern sich sowohl Kunststoffverbrauch als auch Emissionen in Form von Abrieb und Verwitterung, letztere stehen einer längeren Nutzung häufig entgegen. Möglichkeiten für längere Nutzungsdauer sind bspw. deutliche Verlängerung von Gewährleistungspflichten oder Reparierbarkeitsgarantien.

Die Vorgabe von Verwertungsquoten dient der Erhöhung der Recyclingquoten, da es sich aber bislang um Inputrecyclingquoten (»Vorbereitung für das Recycling und die Weiterverwertung«) handelt, weichen sie von der tatsächlichen Recyclingquote und insbesondere von der für eine echte Kreislaufwirtschaft relevanten Größe des Recyclinganteils (»recycled content«) deutlich nach unten ab.

Die aktuell diskutierte ‚Plastikmüllabgabe‘, soll durch Abgaben auf nicht stoffliche Verwertungswege die Attraktivität des Recyclings erhöhen. Die prinzipielle Rezyklierbarkeit würde sie aber nicht verbessern, so dass ein massives Downcycling die Folge sein könnte. Sie hätte auch keinerlei positiven Effekt auf die Reduktion von Kunststoffemissionen, auch nicht auf das Littering.

Eine bessere Option sehen wir in der Förderung von Rezyklierbarkeit durch eine entsprechende avancierte Gestaltung der Beteiligungsentgelte bei den dualen Systemen. Entsprechende Initiativen sind aber auch bei Reifen, Schuhsohlen etc. denkbar. In diesem Fällen könnten sie auch zu positiven Effekten bei der Emissionsminderung beitragen, weil eine gute Rezyklierbarkeit auch eine Materialbeständigkeit voraussetzt.

⁸³ Cantner et al. (2010).

Das Littering könnten sie verringern, wenn sich in der Zivilgesellschaft die Sicht durchsetzt, dass ernsthaft und effizient recycelt wird. Vor diesem Hintergrund ist der »recycled content« im Primärprodukt eine wichtige Schlüsselgröße. Nur durch sie ist auch eine ernsthafte Reduktion des gesamten Kunststoffverbrauchs erzielbar, andernfalls werden Downcycling und Kaskadennutzungen zu Reboundeffekten führen.

Neben diesen Maßnahmen können weitere Maßnahmen Effekte haben, dazu gehören bspw. eine Ausweitung der Regulierungen zur Verbringung von Kunststoffabfällen, neue Deponie- oder Einfuhrverbote außerhalb von Deutschland für Kunststoffabfälle. Für das Littering ist insbesondere auch zu fragen, warum die Umweltbußkataloge für illegale Müllentsorgung kaum ausgeschöpft werden, auch eine aktive Verfolgung durch die Behörden findet kaum statt.⁸⁴

	Produktionsphase			Nutzungsphase			End-of-Life-Phase		
	Ressourcensteuer	Kunststoffsteuer	Verbot von bestimmten Produkten	Pfand unabhängig von Mehrweg oder Einweg	Mehrwegquote (Flaschen, Runderneuerung etc.)	Maßnahmen zur Verlängerung der Nutzungsdauer	Vorgabe von Verwertungsquoten	Plastikmüllabgabe	Beteiligungs-entgelte an Rezyklierbarkeit koppeln
Kreislaufwirtschaft der Kunststoffe forcieren									
Kunststoffverbrauch reduzieren	+	++	+	0	++	++	0	0	+
Recyclinganteil erhöhen	+	+	0	+	0	+	+	+	++
Kunststoffemissionen reduzieren									
Abrieb und Verwitterung verringern (PMP-B)	0	0	0	0	0	++	0	0	+
intendierte Zugabe verringern (PMP-A)	0	0	++	0	0	0	0	0	0
Littering verringern (Makroplastik, SMP)	0	0	+	++	0	+	0	0	+

++ stark positiver Einfluss, + mäßig positiver Einfluss, 0 kein Einfluss, - negativer Einfluss

Tabelle 6-2:

Übersicht und vergleichende Bewertung zu Lenkungsmaßnahmen in Bezug auf ihre Eignung für die Förderung von Kreislaufwirtschaft bzw. Reduktion von Kunststoffemissionen [Eigene Darstellung].

⁸⁴ Persönliche Auskunft bei einem Umweltamt einer deutschen Großstadt: »Wir werden nur bei Anzeigen aus der Bevölkerung aktiv.«

7 KUNSTSTOFF – EIN WERKSTOFF MIT IMAGEPROBLEMEN

Fazit 24: Kunststoffemissionen sind aus Sicht von Bürgern und Experten eines der großen Umweltprobleme. Gleichzeitig wird Kunststoff zunehmend weniger wertgeschätzt.

In der Umweltbewusstseinsstudie 2016 für Deutschland, durchgeführt von UBA und BMUB, belegt »Plastikmüll in den Weltmeeren« den ersten Platz bei der Wahrnehmung der Bedrohung durch Umweltrisiken. Dabei stuften 74 % der Befragten die Problematik als sehr bedrohlich und 23 % als eher bedrohlich ein⁸⁵. Unsere eigene Umfrage im Jahr 2017 zeigte, dass Mikroplastik als Umweltproblem bei Laien knapp hinter dem Klimawandel, aber noch vor Atommüll, Feinstaub, Überdüngung und Schwermetallen rangiert. Experten schätzen das Problem ähnlich relevant ein, wie die Überdüngung, Feinstaubemissionen und den Umgang mit Atommüll (Bild 7-1).

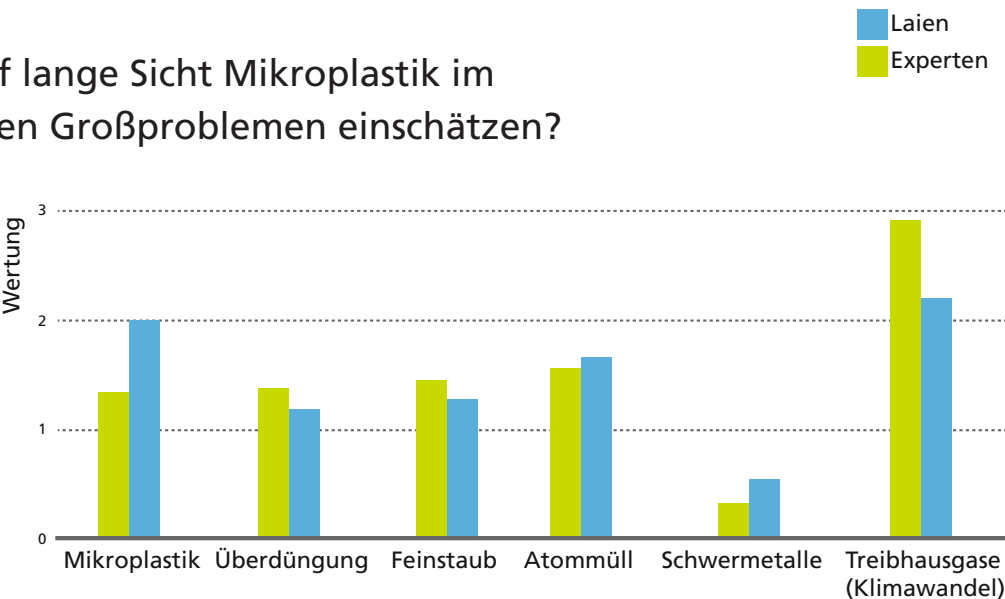
Die Verantwortung wird verschiedenen gesellschaftlichen Akteursgruppen etwa gleichverteilt zugeschrieben (Bild 7-2). Auch die Eigenverantwortung des Konsumenten wird insbesondere von den Laien als wichtig benannt. Interessanterweise wird den kommunalen Entsorgern, die geringste Verantwortung zugeschrieben, obwohl sie als Betreiber von Straßenreinigungsdiensten und Siedlungswasserwirtschaftlichen Anlagen eine zentrale Rolle bei der Beseitigung spielen. Letztlich weist dies darauf hin, dass die Befragten davon ausgehen, dass das Problem bereits bei der Entwicklung, Herstellung und Nutzung von Kunststoffen berücksichtigt werden muss.

Kunststoffe sind das Material, das die Menschen in Ihrem Alltag am meisten wahrnehmen (sofern die Werkstoffe für Gebäude und Infrastrukturen ausgenommen werden). Gleichzeitig rangiert es in der Wertigkeit auf dem letzten Platz (Bild 7-3). Dieses schlechte Image mag sich historisch damit begründen lassen, dass Kunststoffe als preiswerte Substitute für edle und teure Materialien (Horn, Elfenbein etc.) entwickelt wurden oder auch damit, dass etwas, das vornehmlich für Verpackungen (Schutz von etwas Besserem, kurzlebig) genutzt wird, per se weniger Wertschätzung erfährt. Es wäre zu klären, ob das schlechte Image Folge oder Ursache für die massiven Kunststoffemissionen ist, die wir heute als Problem beklagen.

Grundsätzlich stellt sich daher die Frage, ob das umfassende »Kunststoff-Bashing«⁸⁶, das wir heute beobachten und das sich vor allem daran festmacht, dass die stofflichen Verwertungsquoten (noch) sehr bescheiden sind, der richtige Weg ist. Will man diese Verwertungsquoten ernsthaft erhöhen und gleichzeitig die Emissionen senken, so ist wichtig, dass Konsumenten und Produzenten gleichermaßen im Kunststoff einen wirklichen Wert sehen, den es sich lohnt, in einer zirkulären Wirtschaft zu halten.

Wie würden Sie auf lange Sicht Mikroplastik im Vergleich zu anderen Großproblemen einschätzen?

Bild 7-1:
Umfrageergebnisse (nExpert=73, nLaien=69) zur Einschätzung der Gesundheitsgefährdung und Relevanz von Mikroplastik auf lange Sicht [Eigene Darstellung].



⁸⁵ UBA (2017).
⁸⁶ Als eines von vielen möglichen Beispielen: <https://leserservice.zeit.de/diesewoche/2018/17/web/?>; letzter Zugriff 11. Juni 2018.

Wer ist Ihrer Meinung nach am meisten dafür verantwortlich, die Mikroplastikproblematik zu lösen?

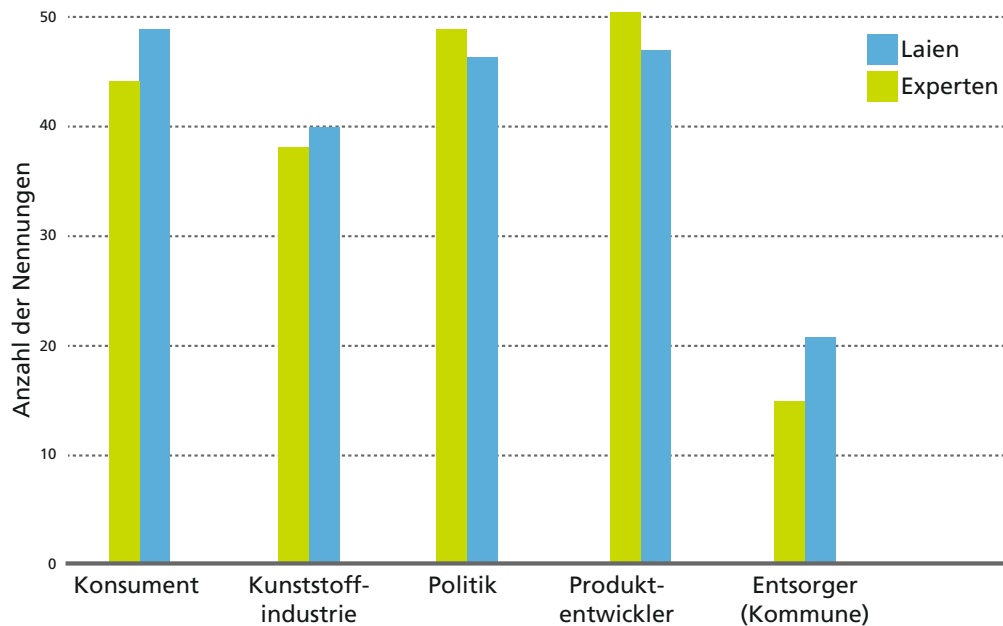
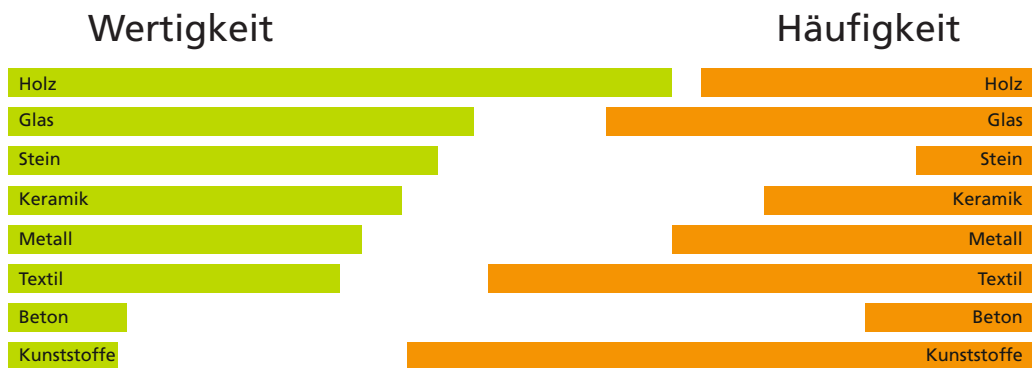


Bild 7-2:
Umfrageergebnisse (nExpert=73, nLaien=69) zur Verantwortlichkeit in der Mikroplastikproblematik. [Eigene Darstellung].



Wie sieht Ihr persönliches Materialranking aus (ungeachtet dessen, dass bestimmte Funktionen, bestimmte Materialien erfordern)?
(Kriterien: Optik, Haptik, Einzigartigkeit, Wert etc.)

Ordnen Sie die folgenden Materialien absteigend nach der Häufigkeit mit der Sie Ihnen im Alltag begegnen (Anzahl der Objekte, ausgenommen Gebäude, Mobilität und Industrieanlagen)

Bild 7-3:
Umfrageergebnisse (n=142) zur Bewertung von Wertigkeit und Wahrnehmungshäufigkeit von acht verschiedenen Materialien
[Eigene Darstellung].

8 EMPFEHLUNGEN

Begriffe und Definitionen

1. Wir schlagen folgende Definition vor: Mikroplastik bezeichnet Partikel und Fasern, und Makroplastik größere Objekte aus thermoplastischen, elastomeren und duroplastischen Polymeren, die bei Standardbedingungen fest sind und direkt oder indirekt durch menschliches Handeln in die Umwelt gelangen. Beide zusammen stellen einen Teilaspekt der Gesamtproblematik »Anthropogene Polymere in der Umwelt« dar, zu der auch gelöste, dispergierte, gelartige und flüssige Polymere und auch natürliche Polymere gehören, sofern sie durch menschliche Aktivität umgewandelt oder in andere Umweltkompartimente überführt wurden.

2. Für die Klassifikation von Mikroplastik halten wir folgende Unterteilung für sinnvoll:

- a. Primäres Mikroplastik Typ A:
wird gezielt hergestellt, um bestimmte technische Eigenschaften zu erreichen, und gelangt intendiert oder durch Unfälle in die Umwelt.
- b. Primäres Mikroplastik Typ B:
entsteht erst in der Nutzungsphase, z. B. Abrieb von Reifen oder synthetischer Kleidung beim Waschen oder durch die Verwitterung von Farben.
- c. Sekundäres Mikroplastik:
entsteht durch Verwitterung und Fragmentierung von Makroplastik innerhalb der Umwelt und ist sehr ein langsamer Vorgang.

3. Wir schlagen weiterhin vor, auf eine exakte Festlegung und Unterteilung des Partikelgrößenbereichs in Definitionen zu verzichten und keine Anforderungen zur Bioabbaubarkeit oder Löslichkeit festzulegen, sondern diese (wichtigen) Punkte in die konkrete Ausgestaltung von gesetzlichen und freiwilligen Maßnahmen zu verlagern, um Regelungslücken zu vermeiden.

Verminderung der Kunststoffemissionen

4. Berichterstattung und wissenschaftliche Forschungsarbeiten zu Makro- und Mikroplastik dürfen nicht nur die Einträge in die Meere fokussieren, sondern müssen nachvollziehbare Ansätze zur Quantifizierung von Emissionsquellen und Transferraten in unterschiedliche Umweltkompartimente in den Blick nehmen, um effektive Handlungsmaßnahmen ableiten zu können.

5. Der Fokus in der Debatte muss, nachdem entsprechende Selbstverpflichtungen oder Verbote erfolgreich umgesetzt sind, vom intendierten Mikroplastik (Typ A) hin zum Mikroplastik (Typ B) gelenkt werden, das durch Abrieb und Verwitterung entsteht.

6. Es müssen vor allem Werkstoff- und Produktinnovationen für Langlebigkeit stimuliert werden, um die emittierten Mengen zu reduzieren.

7. Die Reduktion der Mikroplastikemissionen ist nicht ausschließlich eine Aufgabe für die Kunststoffindustrie. Da der größte Teil der Emissionen aus Elastomeren besteht, ist die Gummibranche stärker einzubeziehen.

8. Die wichtigsten Quellen für Mikroplastik finden sich im Bereich Gebäude, Verkehr und Infrastrukturen. Hier sollten prioritär Maßnahmen ergriffen werden.

9. Wenn wir eine Circular Economy verwirklichen wollen, müssen wir auch die heutigen Kunststoffemissionen von ca. 3,1 % bezogen auf den Gesamtverbrauch von Kunststoffen reduzieren.

Eindämmung der Ausbreitung und Rückgewinnung

10. Soweit möglich sollte Mikroplastik durch dezentrale Techniken direkt am Ort des Entstehens zurückgehalten werden (bspw. Faserfilter für Waschmaschinen).

11. Die Reinigung der Infrastrukturf lächen von Mikro- und Makroplastik (ohne dabei ökologische Schäden zu verursachen) ist eine der wichtigsten und effizientesten Handlungsoptionen, um die Einträge in die Gewässer zu minimieren. Nachgelagerte Ansätze, die große Mengen Meerwasser filtrieren wollen, um Kunststoffe zurückzugewinnen, halten wir für weniger effizient.

12. Der gereinigte Ablauf von Kläranlagen ist nicht das Problem. Stattdessen müssen ungeklärte Niederschlagswassereinleitungen im Trennsystem, Mischwasserabschläge und die Verwertung von Klärschlamm durch die Siedlungswasserwirtschaft neu bewertet werden. Hier besteht dringender Forschungsbedarf.

13. Bei der Betrachtung von Kunststoffemissionen sollte eine klare Trenngrenze zwischen den Systemen der Siedlungswasserwirtschaft innerorts und der Straßenentwässerung außerorts gezogen werden, auch weil die Zuständigkeiten unterschiedlich sind.

Verhalten in der Umwelt

14. Das Fragmentierungs- und Abbauverhalten von Kunststoffen in verschiedenen Umweltkompartimenten muss mathematisch beschreibbar werden, um Prognosen zu langfristigen Gefährdungen erstellen zu können.

15. Es muss geklärt werden, was eine gerade noch akzeptable Präsenzzeit eines Kunststoffs in der Umwelt ist und welche Polymere diese Eigenschaft besitzen.

16. Die vielen verschiedenen Einflussfaktoren auf den Bioabbau machen diese Eigenschaft als Merkmal des Marketings gegenüber dem Verbraucher ungeeignet. Letztlich kann Bioabbaubarkeit immer nur eine Notfalloption sein, für die Fälle, in denen die Emission nicht zu verhindern bzw. die Rückführung zur Verwertung nicht möglich war.

17. Zur Beschreibung der Umweltkonzentrationen von Mikroplastik sind Partikelgrößenverteilungen sinnvoll. Partikelanzahlen oder Massenkonzentrationen werden dem Problem nicht gerecht.

18. Für die Untersuchung von Schadwirkungen durch Verstrickung und Ingestion müssen neue Untersuchungsmethoden, die die Spezifika verschiedener Organismen abbilden, als Grundlage für die ökotoxikologische Gefährdungsbeurteilung entwickelt werden.

Bewertung und Governance

19. Die Bewertung und Regulierung von Kunststoffen in der Umwelt muss sich vor allem an der hohen Persistenz festmachen und den damit verbundenen Schadwirkungen über sehr lange Zeiträume. Dazu müsste REACH auf Polymere ausgeweitet werden und die Gefährdungsklasse »very very persistent« (vvP) eingeführt werden.

20. Wir schlagen vor, Kunststoffprodukte, die Emissionen in die aquatische Umwelt verursachen können, mit der CLP-Gefährdungsklasse H413 (»mögliche Wassergefährdung für Organismen, langfristige Wirkung«) zu kennzeichnen.

21. Ökobilanzen müssen als Instrument zur vergleichenden Bewertung von Produkt- und Prozessalternativen im Hinblick auf Kunststoffemissionen weiterentwickelt werden, damit sie signifikante Aussagen erlauben.

22. Die beiden Ziele der Umsetzung einer Kreislaufwirtschaft und die Reduktion von Kunststoffemissionen sind nicht identisch und werden nicht durch jede Lenkungsmaßnahme im gleichen Maße adressiert.

23. Wir schlagen vor, Produkte, die häufig gelittert werden, sowie intendiertes Mikroplastik, wo es möglich ist, zu verbieten. Die möglichen Alternativen sind dabei unter dem Aspekt der verbesserten Abbaubarkeit sowie sonstigen ökologischen Trade-offs kritisch zu evaluieren. Im Weiteren empfehlen wir eine Ausweitung der Pfandpflicht (unabhängig von Einweg oder Mehrweg), wo immer logistisch möglich und ökologisch sinnvoll.

24. Darüber hinaus glauben wir, dass durch eine avancierte Ausgestaltung der Beteiligungsentgelte in Bezug auf Rezyklierbarkeit auch Kunststoffemissionen vermindert werden können. Eine wichtige Handlungsoption zur Reduktion von Mikroplastik des Typs B (Abrieb und Verwitterung) stellen darüber hinaus Anreizsysteme für Langlebigkeit und Reparierbarkeit dar. Verlängerte Gewährleistungs- und Garantiezeiten wären ein Weg zur Umsetzung.

25. Letztlich müssen Kunststoffemissionen, da sie kaum rückholbar sind, als generationenübergreifendes Problem verstanden werden.

9 GLOSSAR

Anthropogene Polymere	Anthropogene Polymere umfasst die Gesamtheit der Polymere in der Umwelt. Neben Mikro- und Makroplastik gehören dazu auch gelöste, dispergierte, gelartige und flüssige Polymere sowie natürliche Polymere, sofern sie durch menschliche Aktivität umgewandelt oder in andere Umweltkompartimente überführt wurden.
Biokunststoff	Werkstoffe, die auf biobasierten Rohstoffen basieren, ungeachtet dessen, ob sie in Form natürlicher Polymere genutzt werden, oder ob ein biogener Rohstoff eine chemische Umwandlung bis zum Endpolymer erfährt.
biobasiert	Werkstoffe, die gänzlich oder teilweise aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt werden. Nach gängigen Normen genügt bereits ein Anteil ab 20 %, um einen Werkstoff entsprechend zu labeln.
bioabbaubar	Werkstoffe, die durch Organismen oder deren Enzyme zersetzt werden können.
Chemisch modifizierte Polymere	Entstehen durch chemische Reaktionen an bereits fertigen Polymeren oder durch die Weiterverarbeitung von natürlichen Polymeren.
Circular Economy	Synonym mit Kreislaufwirtschaft. System, bei dem Stoffe, Materialien und Produkte möglichst lang im Kreis geführt werden und auf Primärrohstoffe, soweit dies möglich, verzichtet wird.
Dispersion	Die Vermischung mindestens zweier Stoffe, die sich weder chemisch verbinden noch ineinander löslich sind, wird als Dispersion bezeichnet. In vielen Fällen entsteht hierbei eine fein verteilte (disperse) Phase in Form von Partikeln oder Tröpfchen sowie eine umgebende (kontinuierliche) Phase. Weiterhin müssen die meisten Dispersionen durch ein geeignetes Hilfsmittel stabilisiert werden. Beispiele sind Schlamm (Sand in Wasser), Butter (Wasser in Öl) oder Mayonnaise (Öl in Essig), Wandfarben etc.
Duromere/-plaste	Engmaschig vernetzte Kunststoffe, die nach der Aushärtung nicht mehr durch Erwärmung verformbar und eher hart und spröde sind.
Dolly Ropes	Scheuerschutzmatten aus Plastikquasten, die die Netzen der bodenberührenden Fischerei vor Abnutzung schützen.
Elastomere	Formfeste, aber elastisch verformbare Kunststoffe, die nach Belastung wieder in ihre ursprüngliche Form zurückfinden.
Formmasse	In der Kunststoffprüfung beschreibt die Formmasse un- oder vorgeformte Kunststoffe, die als Granulat, Pulver, Paste, Dispersion oder Lösung vorliegen.
Fragmente	Als Fragmente werden Kunststoffbruchstücke bezeichnet, die durch Zerkleinerungs- oder Verwitterungsprozesse im Milli- bis Nanometerbereich entstehen.
Granulate/Pellets	Dies sind bis zu 10 mm große thermoplastisch formbare Kunststoffkörper. Sie werden als Halbzeug in der kunststoffverarbeitenden Industrie genutzt.

Gummi	Elastomerer Werkstoff. Historisch aus pflanzlichem Kautschuk hergestellt, wird er heute v. a. synthetisch hergestellt.
Halbsynthetisches Polymer	Ein durch chemische Modifikation verändertes natürliches Polymer (z. B. Zelluloid).
Homopolymer	Polymer, das nur aus einer Art von Monomeren besteht (z. B. Polyethylen).
Kunststoff	Ist ein Material, bestehend aus in technischen Verfahren hergestellten synthetischen, halbsynthetischen und mikrobiellen Polymeren. Kunststoffe sind in drei Untergruppen unterteilt: Thermoplaste, Elastomere und Duromere/Duroplaste.
Littering	Littering meint das achtlose, illegale Sich-Entledigen von Abfällen außerhalb geregelter Entsorgungswege.
Löslichkeit	Sie bestimmt, in welchem Umfang sich ein Stoff in einem Lösungsmittel löst. Die Moleküle, Ionen oder Atome des Stoffs verteilen sich dabei homogen. Die Löslichkeit ist abhängig von den molekularen Bestandteilen des Stoffs und vom Lösungsmittel und kann eingeteilt werden in schwerlöslich, mäßig löslich und leicht löslich.
Makromoleküle	Besonders große zwei- oder mehratomige Teilchen (Moleküle), mit einer hohen molekularen Masse, die sich aus sich wiederholenden, gleichen oder unterschiedlichen Atomen/Atomgruppen zusammensetzen.
Makroplastik	Makroplastik bezeichnet größere Objekte aus thermoplastischen, elastomeren und duroplastischen Polymeren, die bei Standardbedingungen fest sind und direkt oder indirekt durch menschliches Handeln in die Umwelt gelangen. Es stellt einen Teilaspekt der Gesamtproblematik »Anthropogene Polymere in der Umwelt« dar.
Microbeads	Kleine, kugelförmige Kunststoffpartikel, die häufig in Kosmetika eingesetzt werden.
Mikroplastik	Mikroplastik bezeichnet Partikel und Fasern aus thermoplastischen, elastomeren und duroplastischen Polymeren, die bei Standardbedingungen fest sind und direkt oder indirekt durch menschliches Handeln in die Umwelt gelangen. Es stellt einen Teilaspekt der Gesamtproblematik »Anthropogene Polymere in der Umwelt« dar.
Mischsystem	Ableitungssystem, bei dem Schmutz-, Fremd- und Regenwasser in einer gemeinsamen Leitung gemischt abgeführt werden.
Monomere	Reaktionsfähige Moleküle, die sich zu Polymeren zusammenschließen können.
Natürlich, nativ	Eine von Organismen gebildete chemische Verbindung, die ohne chemische Modifizierung vorliegt bzw. verwendet wird, z. B. Cellulose oder Stärke. Was genau unter einer Modifizierung verstanden wird, ist dabei nicht exakt definiert.
Partikel	Dieser Begriff bezeichnet Feststoffe, die verteilt vorliegen (bspw. Sand, Mehl, Pulverlacke, Kies etc.). Partikel sind in Pulvern, Pasten, Suspensionen, Stäuben und Aerosolen zu finden. Eine definierte Obergrenze für die Größe existiert nicht, oberhalb einiger Millimeter werden aber üblicherweise andere Begriffe genutzt (Granulat, Stückgut, Planet etc.); nach unten stellt der molekulare Bereich die Grenze dar.

Pellets/Granulate	Vom Englischen »pellet« (Kügelchen); 2 bis 10 mm große Kunststoffpressungen, die in Zylinder- oder Kugelform vorliegen und als Zwischenprodukt in der Kunststoffindustrie verwendet werden.
Plastik	Ugs. für »Kunststoff«, wobei sich der Begriff streng genommen lediglich auf Thermoplaste bezieht; er ist sprachlich abzugrenzen vom englischen »plastics«, worunter auch weitere Kunststoffe, bspw. Elastomere, subsumiert werden.
Polymere	Werkstoff aus Makromolekülen, die aus sich wiederholenden Grundbausteinen (Monomeren) bestehen.
Siedlungswasserwirtschaft	Die Siedlungswasserwirtschaft organisiert den Umgang mit Trinkwasser, Betriebswasser, Abwasser und Niederschlagswasser im Umfeld von Siedlungen.
Synthetische Stoffe	Künstlich hergestellte Stoffe, die mittels chemischer Synthese erzeugt wurden, unabhängig davon, ob der Rohstoff biobasiert oder fossil ist.
Thermoplast	Beschreibt Kunststoffe, die innerhalb bestimmter Temperaturbereiche einfach verformbar sind (thermoplastisch).
Trennsystem	Ableitungssystem, bei dem Schmutz- und Regenwasser in getrennten Leitungen abgeführt werden.
Vorsorgeprinzip	Ein Prinzip der Umweltpolitik, bei dem trotz unvollständigen Wissens zu möglichen Gefahren und Risiken auf bestimmte Praktiken verzichtet wird, um Schäden zu vermeiden.

10 EINHEITEN

a	Anno (Jahr)
cap	Capita (pro Kopf)
cm	Zentimeter
d	Tag (day)
g	Gramm
kg	Kilogramm
kt	Kilotonne
m	Meter
mg	Milligramm
mm	Millimeter
Mt	Megatonne
nm	Nanometer
t	Tonne
µg	Mikrogramm
µm	Mikrometer
%	Prozent
/	pro

11 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

BKV	Beteiligungs- und Kunststoffverwertungs-gesellschaft mbH
PBT, vPvB	Beide Abkürzungen weisen auf Stoffeigenschaften hin, die in der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (REACH-VO), Anhang XIII genau definiert sind. PBT bedeutet persistent (P), bioakkumulierbar (B) und toxisch (T). vPvB bedeutet sehr persistent (vP) und sehr Bioakkumulierbar (vB). Bei beiden Abkürzungen ist zu beachten, dass die Stoffe jeweils alle Eigenschaften erfüllen, nicht nur einen Teil davon (z. B. P und T aber nicht B).
CLP	CLP Die Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 (CLP) (auch CLP-Verordnung) ist eine EU- Chemikalienverordnung, die am 20. Januar 2009 in Kraft trat. CLP steht für Classification, Labelling and Packaging, also für die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen.
DVO	DVO = Detergenzienverordnung. Die DVO harmonisiert Vorschriften für das Inverkehrbringen von Detergenzien und Tensiden.
DWA	Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) ist eine Vereinigung für alle übergreifenden Wasserfragen, sie setzt sich intensiv für die Entwicklung einer sicheren und nachhaltigen Wasserwirtschaft ein. Als politisch und wirtschaftlich unabhängige Organisation arbeitet sie fachlich auf den Gebieten Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall und Bodenschutz. Die DWA ist zugleich Regelsetzer und Bildungsträger.
ECHA	Die Europäische Chemikalienagentur (ECHA, englisch European Chemicals Agency) ist eine Behörde der EU, die nach der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (REACH) vom 18. Dezember 2006 die technischen, wissenschaftlichen und administrativen Aspekte bei der Registrierung, Bewertung und Zulassung von Chemikalien regelt.

GESAMP	Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. GESAMP ist ein beratendes Gremium, das 1969 gegründet wurde und die Vereinten Nationen (UN) zu den wissenschaftlichen Aspekten des Meeresumweltschutzes berät.
GHS	Das global harmonisierte System zur Einstufung und Kennzeichnung von Chemikalien (GHS, englisch: globally harmonized system of classification, labelling and packaging of chemicals) der Vereinten Nationen ist ein weltweit einheitliches System zur Einstufung von Chemikalien sowie deren Kennzeichnung auf Verpackungen und in Sicherheitsdatenblättern.
H413	Die H- und P-Sätze (»Gefahren- und Sicherheitshinweise«, englisch: hazard and precautionary) und die ergänzenden EUH-Sätze sind knappe Sicherheitshinweise für Gefahrstoffe, die im Rahmen des GHS verwendet werden. Die H- und P- Sätze haben in der GHS-Kennzeichnung eine analoge Aufgabe wie die bei der EU-Kennzeichnung verwendeten R- und S-Sätze. H413: Kann für Wasserorganismen schädlich sein, mit langfristiger Wirkung.
ICUN	Die IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources; deutsch »Internationale Union zur Bewahrung der Natur und natürlicher Ressourcen«), auch Welt-naturschutzunion, ist eine internationale Nichtregierungsorganisation und Dachverband zahlreicher internationaler Regierungs- und Nicht- regierungsorganisationen. Ihr Ziel ist die Sensibilisierung der menschlichen Gesellschaften für den Natur- und Artenschutz und diese so zu beeinflussen, dass eine nachhaltige und schonende Nutzung der Ressourcen sichergestellt ist.
KVO	KVO = Kosmetikverordnung. Die KVO ist eine deutsche Rechtsverordnung. Sie dient der Überwachung des Verkehrs mit kosmetischen Mitteln sowie der Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 1223/2009 über kosmetische Mittel (§ 1 der Kosmetik-Verordnung).
PA	Polyamide (Kurzzeichen PA) sind lineare Polymere mit sich regelmäßig wiederholenden Amidbindungen entlang der Hauptkette. Die Amidgruppe kann als Kondensationsprodukt einer Carbonsäure und eines Amins aufgefasst werden. Die dabei entstehende Bindung ist eine Amidbindung, die hydrolytisch wieder spaltbar ist.
PBT	Polybutylenterephthalat (Kurzzeichen PBT auch PTMT) ist ein um 1941 erstmals hergestellter thermoplastischer Kunststoff. Er gehört zu den Polyestern und hat ähnliche Eigenschaften wie teilkristallines Polyethylenterephthalat (PET).
PE	Polyethylen (Kurzzeichen PE) ist ein durch Kettenpolymerisation von Ethen ($\text{CH}_2=\text{CH}_2$) hergestellter thermoplastischer Kunststoff. Polyethylen gehört zur Gruppe der Polyolefine und ist teilkristallin und unpolar. Es ist der weltweit mit Abstand am häufigsten verwendete (Standard)-Kunststoff und wird in erster Linie für Verpackungen verwendet.
PEG	Polyethylenglycol, kurz PEG, ist ein – je nach Kettenlänge – flüssiges oder festes, wasserlösliches und nichttoxisches Polymer mit der allgemeinen Summenformel $\text{C}_n\text{H}_{4n+2}\text{O}_{n+1}$. Wegen dieser Eigenschaften wird es in der Medizin, als Wirkstoffträger in der Pharmazie, in industriellen Anwendungen, in der zellbiologischen Forschung und in Kosmetikprodukten eingesetzt.

PES	Polyester sind Polymere mit Esterfunktionen $[-CO-O-]$ in ihrer Hauptkette. Zwar kommen auch in der Natur Polyester vor, doch heute versteht man unter Polyester eher eine große Familie synthetischer Polymere (Kunststoffe), zu denen die viel verwendeten Polycarbonate (PC) und vor allem das technisch wichtige, thermoplastische Polyethylenterephthalat (PET) gehören. Eine weitere Form ist das duroplastische ungesättigte Polyesterharz (UP), welches als preisgünstiges Matrixharz im Bereich Faserverbundkunststoffe verwendet wird. Außerdem lassen sich aromatische Polyester zu flüssigkristallinen Polymerketten anordnen, wodurch sich das Eigenschaftsprofil eines Hochleistungskunststoffes ergibt.
PET	Polyethylenterephthalat (Kurzzeichen PET) ist ein durch Polykondensation hergestellter thermoplastischer Kunststoff aus der Familie der Polyester. PET hat vielfältige Einsatzbereiche und wird unter anderem zur Herstellung von Kunststoffflaschen (PET-Flaschen), Folien und Textilfasern verwendet. Im Jahr 2008 lag die Produktion bei 40 Mio Tonnen. Trotz verstärktem Recycling in jüngerer Zeit erhöhte sich die Produktionsmenge bis 2016 auf 56 Mio Tonnen.
PHA	Polyhydroxyalkanoate (PHA) oder Polyhydroxyfettsäuren (PHF) sind natürlich vorkommende wasserunlösliche und lineare Polyester, die von vielen Bakterien als Reservestoffe für Kohlenstoff und Energie gebildet werden. In der Natur werden sie durch Gärung von Zucker oder Fetten hergestellt. Diese Biopolymere sind biologisch abbaubar und werden zur Herstellung von Biokunststoffen verwendet.
PHB	Das Biopolymer Polyhydroxybuttersäure (andere Bezeichnungen: Polyhydroxybutyrat, PHB, Poly-(R)-3-hydroxybutyrat, P(3HB)) ist ein Polyhydroxyalkanoat (PHA). PHB ist ein aus erneuerbaren Rohstoffen fermentativ herstellbarer Polyester. Der Polyolester PHB ist isotaktisch und absolut linear. Er gehört zur Stoffgruppe der thermoplastischen Polyester und ist somit bei Wärme verformbar.
PLA	Poly lactide, umgangssprachlich auch Polymilchsäuren (kurz PLA, vom englischen Begriff polylactic acid) genannt, sind synthetische Polymere, die zu den Polyestern zählen. Sie sind aus vielen chemisch aneinander gebundenen Milchsäuremolekülen aufgebaut. Daher ist die Bezeichnung Polymilchsäure (IUPAC-Nomenklatur) irreführend, da es sich nicht um ein Polymer mit mehreren sauren Gruppen handelt. Polylactide und Polymilchsäuren werden durch unterschiedliche Verfahren erzeugt.
PMP-A	Primäres Mikroplastik Typ A: wird gezielt hergestellt, um bestimmte technische Eigenschaften zu erreichen, und gelangt intendiert oder durch Unfälle in die Umwelt (© Fraunhofer UMSICHT).
PMP-B	Primäres Mikroplastik Typ B: entsteht erst in der Nutzungsphase, z. B. Reifenabrieb, Abrieb synthetischer Kleidung beim Waschen oder die Verwitterung von Farben (© Fraunhofer UMSICHT).
PP	Polypropylen (Kurzzeichen PP) ist ein durch Kettenpolymerisation von Propen hergestellter thermoplastischer Kunststoff. Es gehört zur Gruppe der Polyolefine und ist teilkristallin und unpolar. Seine Eigenschaften ähneln Polyethylen, er ist jedoch etwas härter und wärmebeständiger. Polypropylen ist der am zweithäufigsten verwendete Standardkunststoff und wird häufig in Verpackungen verwendet.

PUR	Polyurethane (Kurzzeichen PUR; im Sprachgebrauch auch PU) sind Kunststoffe oder Kunstharze, die aus der Polyadditionsreaktion von Dialkoholen (Diolen) beziehungsweise Polyolen mit Polyisocyanaten entstehen. Charakteristisch für Polyurethane ist die Urethan-Gruppe.
REACH	Regulation concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals. REACH ist die europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe.
SMP	Sekundäres Mikroplastik: entsteht durch Verwitterung und Fragmentierung von Makroplastik, z. B. Kunststoffabfälle in der Umwelt (© Fraunhofer UMSICHT).
WKA	Windkraftanlage
WPR	Wasch-, Pflege- und Reinigungsmittel

12 LITERATURVERZEICHNIS

- BDEW. 2016. Abwasserdaten Deutschland. Strukturdaten der Abwasserentsorgung.
- BKV GmbH. 2016. Vom Land ins Meer. Modell zur Erfassung landbasierter Kunststoffabfälle.
- BKV GmbH. 2017. Vom Land ins Meer. Modell zur Erfassung landbasierter Kunststoffabfälle.
- Boucher, J. und D. Friot. 2017. Primary microplastics in the oceans. A global evaluation of sources. Gland, Switzerland: IUCN International Union for Conservation of Nature.
- Bourne, W. R. P. und M. J. Imber. 1982. Plastic pellets collected by a prion on Gough Island, central South Atlantic ocean. Marine pollution bulletin 13 (1): 20–21. doi: 10.1016/0025-326X(82)90491-X.
- Brombach, H. und J. Dettmar. 2016. Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. Korrespondenz Abwasser, Abfall 63 (3): 176–186.
- Browne, M. A., P. Crump, S. J. Niven, E. Teuten, A. Tonkin, T. S. Galloway, und R. Thompson. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. Environmental science & technology 45 (21): 9175–9179. doi: 10.1021/es201811s.
- Buchanan, J. B. 1971. Pollution by synthetic fibres. Marine pollution bulletin 2 (2): 23. doi: 10.1016/0025-326X(71)90136-6.
- Cantner, J., B. Gerstmayr, T. Pitschke, D. Tronecker, B. Hartleitner, und S. Kreibe. 2010. Bewertung der Verpackungsverordnung. Evaluierung der Pfandpflicht.
- Carpenter, E. J. 1972. Polystyrene Sphreules in Coastal Waters. Science (178).
- Carr, Steve A., Jin Liu, und Arnold G. Tesoro. 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. Water Research 91: 174–182. doi: 10.1016/j.watres.2016.01.002.
- Ceresana. 2018. Marktstudie Kunststoffadditive. Zugriffen: 12. Mai 2018.
- Dris, R., J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, und B. Tassin. 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout. A source of microplastics in the environment? Marine pollution bulletin 104 (1-2): 290–293. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.
- DWA und DESTATIS. 2014. Abwasser und Klärschlamm in Deutschland. Statistische Betrachtungen. Korrespondenz Abwasser, Abfall 61 (12): 1106–1112.
- Dyachenko, A., J. Mitchell, und N. Arsem. 2017. Extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluent. Anal. Methods. doi: 10.1039/C6AY02397E.
- Elizabeth Chaskey, Taylor Hirsch, Todd Drake, Karyn Ehmann, und Yvonne Chu. 2014. Micro-plastic Pollution: A Comparative Survey of Wastewater Effluent in New York.
- Ellen MacArthur Foundation. 2016. The new Plastic Economy. Rethinking the Future of Plastics.
- Enders, K., R. Lenz, C. A. Stedmon, und T. G. Nielsen. 2015. Abundance, size and polymer composition of marine microplastics $\geq 10\mu\text{m}$ in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. Marine pollution bulletin 100 (1): 70–81. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.027.
- Eriksen, M., L. Lebreton, H. S. Carson, M. Thiel, C. J. Moore, J. C. Borrero, F. Galgani, P. G. Ryan, und J. Reisser. 2015.

Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Afloat at Sea. PLoS ONE.

Essel, R., L. Engel, M. Carus, und R. H. Ahrens. 2015. Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany.

Estahbanati, Shirin und N. L. Fahrenfeld. 2016. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere* 162: 277–284. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.07.083.

Europäische Kommission. 2018. A European Strategy for Plastics in Circular Economy. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brüssel.

Fath, A. 2015. Der Rhein ist eine Plastikmühle. Ergebnisse Mikroplastik Projekt Rheines Wasser.

Free, C. M., O. P. Jensen, S. A. Mason, M. Eriksen, N. J. Williamson, und B. Boldgiv. 2014. High levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine pollution bulletin* 85 (1): 156–163. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.

Fuchs, S., R. Wander, und U. Scherer. 2007. Relative Bedeutung der verschiedenen Zink-Emissionen für die regionalen Zinkkonzentrationen in deutschen Oberflächengewässern.

Galloway, T. S. 2015. Micro- and Nano-plastics and Human Health. In *Marine Anthropogenic Litter*, hrsg. Melanie Bergmann, Lars Gutow, und Michael Klages, 343–366. Cham: Springer International Publishing.

GESAMP. 2015. Microplastics in the Ocean. Sources, fate and effects.

GESAMP. 2016. Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part 2 of a Global Assessment.

Geyer, R., J. R. Jambeck, und K. Lavender Law. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3 (7): e1700782. doi: 10.1126/sciadv.1700782.

Gregory, M. R. 1977. Plastic Pellets on New Zealand Beaches.

Hermabessiere, L., A. Dehaut, I. Paul-Pont, C. Lacroix, R. Jezequel, P. Soudant, und G. Duflos. 2017. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere* 182: 781–793. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.05.096.

Jambeck, J. R., R. Geyer, und C. Wilcox. 2015. Plastic waste inputs from land into the Ocean. *Science* 347 (6223): 764–768. doi: 10.1126/science.1260879.

Kaiser, D., N. Kowalski, und J. J. Waniek. 2017. Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environmental Research Letters* 12 (12): 124003. doi: 10.1088/1748-9326/aa8e8b.

Koelmans, A. A., E. Besseling, und E. M. Foekema. 2014. Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 187: 49–54. doi: 10.1016/j.envpol.2013.12.013.

Kuhn, M. 2014. Mengen und Trockenrückstand von Rechengut kommunaler Kläranlagen. Kuhn, M. und H. Gregor. 2011. Rechengutanfall und -qualität.

Lassen, C., S. F. Hansen, K. Magnusson, F. Norén, N. I. Bloch Hartmann, P. R. Jensen, T. G. Nielsen, und A. Brinch. 2015. Microplastics - Occurrence, effects and source of releases to the environment in Denmark.

Lebreton, L. C. M., J. van der Zwet, J.-W. Damsteeg, B. Slat, A. L. Andrady, und J. Reisser. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications* 8: 15611. doi: 10.1038/ncomms15611.

Leslie, Heather. 2013. Microplastic Survey of the Dutch Environment. Novel data set of microplastics in North Sea sediments,

treated wastewater effluents and marine biota.

Liebezeit, G. und E. Liebezeit. 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment 31 (9): 1574–1578. doi: 10.1080/19440049.2014.945099.

Lithner, D., A. Larsson, und G. Dave. 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. The Science of the total environment 409 (18): 3309–3324. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.038.

Lord, R. 2016. Plastics and Sustainability. A Valuation of Environmental Benefits, Costs and Opportunities for Continuous Improvement.

LUBW, LfU, HLNUG, LANUV, und LfU RLP. 2018. Mikroplastik in Binnengewässern Süd- und Westdeutschlands. Bundesländerübergreifende Untersuchung in Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz. Teil 1: Kunststoffpartikel in der oberflächennahen Wasserphase.

Magnusson, K., K. Eliasson, A. Fråne, K. Haikonen, J. Hultén, M. Olshammar, J. Stadmark, und A. Voisin. 2016. Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. A review of existing data.

Magnusson, Kerstin und Frederik Norén. 2014. Screening of microplastic particles in and downstream a wastewater treatment plant.

Mani, T., A. Hauk, U. Walter, und P. Burkhardt-Holm. 2015. Microplastics profile along the Rhine River. Scientific reports 5: 17988. doi: 10.1038/srep17988.

Mintenig, S. M., P. S. Bäuerlein, A. A. Koelmans, S. C. Dekker, und A. P. van Wezel. 2018. Closing the gap between small and smaller: towards a framework to analyse nano- and microplastics in aqueous environmental samples. Environ. Sci.: Nano 5: 1. doi: 10.1039/c8en00186c.

NOAA. 2018. What are microplastics? <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>. Zugegriffen: 12. Juni 2018.

ORB Media. 2018. Plus Plastic. Microplastics found in global bottled water. <https://orbmedia.org/stories/plus-plastic>. Zugegriffen: 12. Juni 2018.

Ory, N. C., P. Sobral, J. L. Ferreira, und M. Thiel. 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. Science of The Total Environment 586: 430–437. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.175.

Peeken, I., S. Primpke, B. Beyer, J. Gütermann, C. Katlein, T. Krumpen, M. Bergmann, L. Hehe- mann, und G. Gerdt. 2018. Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. Nature communications 9 (1): 1505. doi: 10.1038/s41467-018-03825-5.

Rillig, M. C. 2012. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? Environmental science & technology 46 (12): 6453–6454. doi: 10.1021/es302011r.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin. 2012. Entsorgung von Regen- und Abwasser (Ausgabe 2012).

Siegfried, M., A. A. Koelmans, E. Besseling, und C. Kroeze. 2017. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. Water Research 127: 249–257. doi: 10.1016/j.watres.2017.10.011.

Stenmarck, Å., E. L. Belleza, A. Fråne, N. Busch, Å. Larsen, und M. Wahlström. 2017. Hazardous substances in plastics. Copenhagen: Nordic Council of Ministers.

Sundt, P., P.-E. Schulze, und F. Syversen. 2014. Sources of microplastic-pollution to the marine environment.

Talvitie, J., Mari Heinonen, J.-P. Paakkonen, E. Vahtera, Anna Mikola, O. Setälä, und R. Vahala. 2015. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science and Technology* 72 (9): 1495– 1504. doi: 10.2166/wst.2015.360.

Talvitie, Julia. 2014. Synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant. BASE Project - Implementation of the Baltic Sea Action Plan in Russia.

Talvitie, Julia, Anna Mikola, Outi Setälä, Mari Heinonen, und Arto Koistinen. 2017. How well is microlitter purified from wastewater? - A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research* 109: 164–172. doi: 10.1016/j.watres.2016.11.046.

Thompson, R. C. Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. In *Marine Nature Conservation in Europe 2006. Proceedings of the Symposium*, hrsg. Federal Agency for Nature Conservation. Stralsund, Germany.

Thompson, R. C., C. J. Moore, F. S. Vom Saal, und S. H. Swan. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 364 (1526): 2153–2166. doi: 10.1098/rstb.2009.0053.

UBA. 2017. Umweltbewusstseinsstudie 2016. Factsheet.

UNEP. 2016. Marine Plastic Debris and Microplastics. Global lessons and research to inspire action and guide policy change. Nairobi.

van Cauwenberghe, L. und C. R. Janssen. 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 193: 65–70. doi: 10.1016/j.envpol.2014.06.010.

Van Echelpoel et al. 2014. Microplastics in a biological wastewater treatment plant and the surrounding freshwater environment in Flanders: Quantitative assessment.

Woodall, L. C., A. Sanchez-Vidal, M. Canals, G. L.J. Paterson, R. Coppock, V. Sleight, A. Calafat, A. D. Rogers, B. E. Narayanaswamy, und R. C. Thompson. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science* 1 (4): 140317. doi: 10.1098/rsos.140317.

Wright, S. L. und F. J. Kelly. 2017. Plastic and Human Health. A Micro Issue? *Environmental science & technology* 51 (12): 6634–6647. doi: 10.1021/acs.est.7b00423.

Zubris, K A. V. und B. K. Richards. 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution* 138 (2): 201–211. doi: 10.1016/j.envpol.2005.04.013.

TAKE HOME-MESSAGE

Wir müssen unsere jährlichen Kunststoffemissionen von 5 400 auf 200 Gramm pro Kopf reduzieren, um weitere Umweltschäden zu vermeiden.

Was können wir tun, damit uns dies gelingt?

Jeder von uns

1. Littering vermeiden, Abfälle einsammeln
2. Abfälle nicht über das Abwasser entsorgen
3. Langlebige Reifen nutzen, defensiv fahren
4. Produkte mit Microbeads vermeiden

Politik und Kommunen

5. Pfandsysteme ausweiten
6. Produkte, die häufig gelittert werden, verbieten
7. Anreize für hohen Recyclinganteil in Primärprodukten schaffen

Wissenschaft und Industrie

8. Abriebs- und verwitterungsarme Kunststoffe entwickeln
9. Abbaubarkeit von Polymeren verbessern
10. Rezyklierbarkeit von Kunststoffen steigern
11. Kritische Additive substituieren
12. Neue Filtersysteme entwickeln

Siedlungswasserwirtschaft und Straßenreinigung

13. Straßenreinigung optimieren und ausweiten
14. Rückhaltesysteme in Trennsystemen und für Mischwasserabschläge ausbauen
15. Niederschlagsentwässerung verbessern
16. Straßenreinigung intensivieren und optimieren
17. Kunststoffbelastung von Klärschlämmen reduzieren

