

Mikroplastik in der Umwelt



Vorkommen, Nachweis und Handlungsbedarf

MIKROPLASTIK IN DER UMWELT

Vorkommen, Nachweis und Handlungsbedarf

Bettina Liebmann

REPORT
REP-0550

Wien 2015

Projektleitung

Bettina Liebmann

AutorInnen

Bettina Liebmann

unter Mitarbeit von

Heike Brielmann

Holger Heinfellner

Philipp Hohenblum

Sebastian Köppel

Stefan Schaden

Maria Uhl

Übersetzung

Bettina Liebmann

Lektorat

Maria Deweis

Satz/Layout

Elisabeth Riss

Umschlagfoto

© Bettina Liebmann

Diese Publikation wurde im Auftrag von BMLFUW der Sekt. I Klima und Umweltschutz erstellt.

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

Impressum

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

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2015

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-362-2

INHALT

	ZUSAMMENFASSUNG	5
	SUMMARY	7
1	ZIELSETZUNG	9
2	BEGRIFFSKLÄRUNG MIKROPLASTIK	10
2.1	Definition Plastik und Mikroplastik	10
2.2	Primäres und sekundäres Mikroplastik	11
3	VORKOMMEN VON MIKROPLASTIK	13
3.1	Quellen	13
3.1.1	Kosmetika	13
3.1.2	Kunststoff-Industrie	15
3.1.3	Mikroplastik Spezialanwendungen	16
3.1.4	Littering	16
3.1.5	Straßenverkehr	17
3.1.6	Vorkommen in Lebensmitteln	18
3.2	Verbreitungswege	19
3.2.1	Verbreitung durch Kläranlagen	19
3.2.2	Verbreitung durch Abfall-Deponien	20
3.2.3	Verbreitung in Luft, Boden und Grundwasser	21
4	SCHADPOTENZIAL VON (MIKRO-)PLASTIK	23
4.1	Gefährliche Stoffe im Kunststoff	23
4.2	Anhaftende Umweltschadstoffe	24
4.3	Mikroplastik als Schadstoff	25
5	IDENTIFIZIEREN VON MIKROPLASTIK	26
5.1	Probennahme	26
5.2	Probenaufbereitung	27
5.3	Mikroplastik-Analytik	28
5.3.1	Größenbestimmung	28
5.3.2	Nachweis von Kunststoffen	29
6	MIKROPLASTIK-ANALYTIK AM UMWELTBUNDESAMT	30
6.1	Übersicht	30
6.2	Durchgeführte Untersuchungen	30
6.3	Methodik	30
6.3.1	Allgemeines	30
6.3.2	Probenvorbereitung	31
6.3.3	Analyse der Proben	33
6.4	Ausgewählte Untersuchungen	36

7	EMPFEHLUNGEN	38
7.1	Empfehlungen für politische EntscheidungsträgerInnen	38
7.2	Empfehlungen auf KonsumentInnen-Ebene	39
7.3	Forschungsbedarf	39
8	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	41
9	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	42
10	LITERATURVEZEICHNIS	43

ZUSAMMENFASSUNG

Plastik nimmt einen fixen Platz im Alltagsleben ein und ist aufgrund vieler geschätzter Eigenschaften als Gebrauchsmaterial schwer wegzudenken. In Europa werden jährlich ungefähr 57 Mio. Tonnen Kunststoffe produziert, beinahe die Hälfte davon wird als Verpackungsmaterial verwendet. Negative Begleiterscheinungen treten in Form von Plastikinseln im Meer und Kunststoff-Abfällen in Flüssen, Wäldern oder Straßenrändern in Erscheinung. Selbst in Ländern mit gut funktionierenden Abfallwirtschaftssystemen, wie Österreich, findet sich achtlos weggeworfener Plastikmüll im öffentlichen Raum („Littering“).

Gelangen Kunststoffe in die Umwelt, so verbleiben sie dort aufgrund ihrer Stabilität und Beständigkeit über lange Zeit. Abschwemmung und Abdrift durch (Ab-) Wasser und Wind verteilen Kunststoffabfälle oft über weite Strecken. Durch Abrieb und Erosion entstehen im Laufe der Zeit aus größeren Plastikteilen immer kleinere Bruchstücke: Es entsteht das sogenannte sekundäre Mikroplastik. Eine international normierte Größeneinteilung von Plastikpartikeln existiert derzeit nicht. Als Mikroplastik werden in dieser Studie Plastikpartikel oder Plastik-Bruchstücke definiert, die kleiner als 5 mm sind.

Die Auswirkungen von Kunststoffpartikeln auf Umweltorganismen sind noch unzureichend erforscht. Die vorliegende Studie geht der Frage auf den Grund, in welchem Ausmaß sich Plastik und vor allem Mikroplastik bereits in der Umwelt befindet und welche Risiken damit verbunden sind.

Zu diesem Zweck wurde am Umweltbundesamt eine neue Spezialanalytik für Mikroplastik etabliert. Ausgewählte Untersuchungsergebnisse der Beprobung von Lebensmitteln, Abwasser und Oberflächenwasser sowie von Reifenabrieb illustrieren die analytischen Möglichkeiten zum Nachweis von Mikroplastik bis in den Größenbereich unter 50 µm. Sie verdeutlichen aber auch einen konkreten Handlungsbedarf, wie z. B. die Optimierung der Probennahme und die Frage der Repräsentativität von Untersuchungen.

Kunststoff-Eintragsquellen

Kunststoffe können aus Industrie, Spezialanwendungen, durch Reifenabrieb oder aus kosmetischen Produkten stammen bzw. durch achtloses Wegwerfen oder „Verlieren“ von Kunststoffen (Littering) in die Umwelt gelangen. Auch die Verbreitung von Mikroplastik durch Kläranlagen und Abfalldeponien sowie die möglichen Eintragspfade in Luft, Boden und Grundwasser werden untersucht. Das Umweltkompartiment Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Meere) wird in dieser Arbeit nur am Rande gestreift, da dieses Thema in der Studie „Plastik in der Donau“ umfassend behandelt wird (UMWELTBUNDESAMT 2015).

Als interessante Hot Spots für Mikroplastik-Kontaminationen wurden Kläranlagen, industrielle Abwässer sowie mit Reifenabrieb belastete Gebiete identifiziert.

Der Beitrag durch Littering in Österreich kann nur sehr grob aus wenigen Einzeldaten geschätzt werden und dürfte unter 0,5 % der gesammelten Kunststoffabfall-Menge von 875 000 Jahrestonnen betragen. Abgesicherte Zahlen hierzu fehlen.

**Bildung von
Mikroplastik**

chemische Analytik

**Hot Spots der
Kontaminationen**

0,5 % aus Littering

Reifenabrieb Die Reifenabriebsmengen wurden für Österreich mit jährlich 6.766 Tonnen berechnet, mit einem Schwebstaub-Anteil von 1.128 Tonnen/Jahr bzw. einer lungengängigen Feinstaubfraktion von 677 Tonnen/Jahr. Das Laufflächen-Material von Autoreifen zählt zur Materialkategorie der Elastomere, welche den Kunststoffen hinzugerechnet werden. Es ist jedoch nicht eindeutig definiert, dass Elastomer-Partikel unter 5 mm zu Mikroplastik zählen.

Kosmetikprodukte Der europaweite Verbrauch von Mikrokunststoffen über Duschgels und Peelings ist mit 4.360 Tonnen/Jahr (Stand 2012) gering.

Lebensmittel Meldungen über Mikroplastik in Lebensmitteln haben die Bevölkerung in jüngster Vergangenheit stark verunsichert. Screenings am Umweltbundesamt konnten keine relevanten Mikroplastik-Gehalte in Lebensmitteln (Getränke, Honig) nachweisen. Nichtsdestotrotz ist es empfehlenswert, umfassendere Studien mit einer größeren Probenanzahl und -vielfalt durchzuführen.

Schadpotenzial

Hinsichtlich des Schadpotenzials von Plastik muss zusammenfassend festgehalten werden, dass die Wissenslücken noch sehr groß sind, auch weil die Zahl der Einflussfaktoren in den unterschiedlichen Umweltmedien herausfordernd ist. Die klassischen Schadstoffe, die im Kunststoff vorliegen (Phthalate, Bisphenol A etc.) oder sich aus der umgebenden Phase an den Kunststoff anlagern können (v. a. persistente organische Schadstoffe), sind toxikologisch erfasst und bewertet. In welchem Ausmaß diese Substanzen aus dem (Mikro-)Plastik in die Umwelt gelangen bzw. in umgekehrter Richtung sich am (Mikro-)Plastik anreichern, ist bislang nur für Spezialfälle (v. a. Meerwasser) untersucht und modelliert worden. Die physikalisch-morphologische Schadwirkung durch scharfe Kanten ist über Entzündungsreaktionen bei Miesmuscheln dokumentiert, jedoch nicht beim Menschen. Die Verbreitung von Mikroplastik im menschlichen Körper scheint erst bei Partikelgrößen unter 10 µm möglich, hauptsächlich durch ein Eindringen über die Atemwege oder den Verdauungstrakt.

Handlungsbedarf

Das Umweltbundesamt sieht beim Thema (Mikro-)Plastik vorrangigen Handlungsbedarf – national und international – darin,

- die Begriffe und Methoden zu vereinheitlichen,
- relevante Umweltbereiche (Hot Spots) zu untersuchen sowie
- die Schadwirkung von (Mikro-)Plastikteilchen zu bewerten.

Daraus ergeben sich Empfehlungen des Umweltbundesamtes für politische EntscheidungsträgerInnen und Anregungen zur Bewusstseinsbildung bei KonsumentInnen. Eine Auflistung des vordringlichsten Forschungsbedarfes rundet den Bericht ab.

SUMMARY

Plastics have become a hardly dispensable part in our everyday life due to many favourable characteristics. In Europe, the plastic production amounts to approximately 57 million tons per year, almost half of which is used for packaging applications. The widespread use of plastic, however, shows negative side effects such as inappropriately disposed plastic debris in oceans, rivers, woods and on roadsides. The littering of plastic waste on public ground can be observed even in countries with well-established waste management systems such as Austria.

Due to its stability plastic barely decomposes, and thus remains in the environment for a long time. Once plastic has found its way into the environment, it is further distributed over long distances by (waste) water and wind, which break larger items of plastic debris to smaller plastic fragments – so-called secondary microplastics. As there is no internationally standardized definition concerning the size and composition of microplastics, this study refers to plastic particles and fragments smaller than 5 mm as microplastics.

There is still scientific uncertainty about the effects of plastic particles on health and environment. The present study summarizes the extent of plastics and microplastics in different environmental compartments and the risks attached.

In this context, the Environment Agency Austria has established a laboratory especially for the characterisation of plastic particles well below 500 µm size. Depending on the type of sample, even particles smaller than 50 µm can be detected. Examples of microplastics analysis in food, waste water, surface water, and tyre wear particles are given. Particularly for environmental samples there is still need to optimize sampling techniques, while considering questions of sample representativeness.

Plastic sources

The sources of plastics and microplastics include industry, special applications, littering, cosmetics, and tyre wear. The further distribution of microplastics by waste water treatment plants and landfill sites as well as possible pathways to air, soil, and groundwater was examined. The environmental compartment surface water (rivers, lakes, oceans) receives only minor attention in this work, since detailed information is given in the report “Plastik in der Donau” (UMWELT-BUNDESAMT 2015).

Microplastics hotspots are located in waste water treatment plants, industrial waste water, and in regions exposed to tyre wear particles.

The amount of littering in Austria can only be estimated, since comprehensive data are not available. It amounts to less than 0.5% of the total plastic waste collected (875 000 tons/year) in Austria.

Elastomers like synthetic rubber (tyre abrasion) have a considerable share on plastics that are emitted into the environment, but there is no explicit definition which includes these materials as microplastics. Since data on the amount of total tyre wear were missing, the Environment Agency Austria performed calculations based on Austrian road traffic, and yielded 6,766 tons/year, of which 1,128 tons/year appear as suspended solids, and 677 tons/year are particulate matter with the ability to penetrate deep into the respiratory system.

Microplastics formation

Chemical analysis

Contamination hot spots

Tyre wear

Cosmetic products The European consumption of microplastics (“microbeads”) in shower gels and peelings – 4,360 tons/year (2012) – is low.

Food In the recent past, consumers were unsettled by news reported on microplastics found in food and drinks. The screenings at the Environment Agency Austria resulted in no relevant concentrations of microplastics in food samples (drinks, honey). However, more comprehensive studies with a higher number of samples and a broader sample variety are recommended.

Potential pollutant

Plastics are considered as a potential pollutant in the environment. Because of the diversity of environmental samples there are still too many unknowns to fully assess the negative environmental impact caused by plastics. At present, several factors that facilitate harmful effects by plastics are identified. Some classical pollutants with toxicological profiles, such as phthalates or bisphenol A, are ingredients of plastic products, and can leach into the environment. Others such as persistent organic pollutants (POP) are already present in the environment, and show high affinity to the surface of plastics. The dynamics of leaching pollutants from plastics into the environment versus adsorbing pollutants from the environment on plastics are not yet fully understood. First attempts to model these chemical dynamics are reported for sea water. The physical and morphological properties of (micro-)plastics can have harmful effects, for example inflammation reactions from sharp edged particles in blue mussels. Such reactions have not yet been observed in humans. The particle size most likely to be distributed inside the human body is assumed to be smaller than 10 µm. The primary uptake pathways are both the respiratory and digestive system.

Need for action

The Environment Agency Austria highlights the urgent need on both national and international level

- to harmonize definitions and methods for the analysis of microplastics
- to investigate relevant microplastics hotspots in the environment, and
- to assess the pollution effect of microplastics.

In conclusion, the Environment Agency Austria publishes recommendations for political decision makers, and suggests awareness-raising campaigns among consumers. In addition, urgent (micro-)plastics issues, which need to be tackled by appropriate research, are addressed.

1 ZIELSETZUNG

Kunststoffe haben einen festen Bestandteil im Alltagsleben und sind aufgrund vieler wertvoller Eigenschaften als Gebrauchsmaterial im Einsatz. In welchen Ausmaßen finden sich jedoch Plastik- und Mikroplastik-Teilchen bereits in der Umwelt und welche Risiken gehen damit einher? Diese Fragen werden nicht nur in wissenschaftlichen Fachkreisen diskutiert, sondern auch von den Massenmedien vermehrt aufgegriffen. Neben den Meldungen zu Plastikinseln im Meer führen besonders Nachrichten zu Mikroplastik in Lebensmitteln zu einer starken Verunsicherung der Bevölkerung.

Die Studie umfasst folgende Hauptziele:

- Der derzeitige Wissensstand zum Vorkommen von (Mikro-)Plastik in der Umwelt wird zusammenfasst. Die Literaturrecherche zielt auf die Umweltkompartimente Boden, Grundwasser und Luft ab, über die noch viel weniger bekannt ist als über das marine Umfeld (Meer, Meereslebewesen) oder die Oberflächengewässer. Letztere werden im Projekt „Plastik in der Donau“ (UMWELTBUNDESAMT 2015) im Detail beschrieben.
- Die Verbreitungspfade für Plastik aus verschiedenen Quellen und das Schadpotenzial für Umwelt und Gesundheit werden untersucht.
- Der Stand der Techniken und Methoden für die Probennahme sowie die Identifizierung von Mikroplastik wird für verschiedene Probenmedien recherchiert und beurteilt und dient als Grundlage für den Aufbau der Mikroplastik-Analytik am Umweltbundesamt.
- Basierend auf dem besten verfügbaren Stand der Technik wurde die Mikroplastik-Analytik am Umweltbundesamt konzipiert und aufgebaut. Im Zentrum steht die Charakterisierung von Mehrpartikelsystemen mittels FTIR-Mikrospektroskopie zum Nachweis von Mikroplastik. Für ausgewählte Produkte und Umweltmedien werden Probennahme und Probenaufbereitung untersucht und optimiert.
- Als Handlungsgrundlage für EntscheidungsträgerInnen werden Empfehlungen erarbeitet, um eine Reduktion von (Mikro-)Plastik in der Umwelt zu erreichen. Dies betrifft Empfehlungen für politische EntscheidungsträgerInnen, Anregungen für Bewusstseinsbildung auf KonsumentInnen-Ebene und den offenen Forschungsbedarf für Industrie, Wirtschaft und Wissenschaft.

Ziele der Studie

2 BEGRIFFSKLÄRUNG MIKROPLASTIK

2.1 Definition Plastik und Mikroplastik

Plastik bezeichnet synthetisch hergestellte, nicht-metallische Polymere mit hohem Molekulargewicht, welche aus sich wiederholenden Makromolekülen bestehen. Der Begriff Plastik, aus dem englischen "plastics" für Kunststoffe, umfasst auch Gummi, Elastomere, Textilfasern und technische Fasern (GESAMP 2010). Aus dieser Definition lässt sich für Arbeiten zum Thema (Mikro-)Plastik ableiten, dass auch der Reifenabrieb aus dem Straßenverkehr und Synthetikfasern aus Textilien berücksichtigt werden müssen.

Einsatzgebiete von Kunststoffen

Die EU-Länder inklusive Norwegen und Schweiz haben einen Anteil von ca. 20 % an der Weltproduktion von Kunststoffen (2013: ca. 57 Mio. Tonnen). Bei den Kunststoff-Anwendungen führen Verpackungen (ca. 40 %), gefolgt von Bauwesen (20 %) und der Automobilbranche (9 %). Die restlichen 31 % inkludieren Konsum-, Haushalts-, Sportartikel, Möbel sowie Artikel für Gesundheit und Sicherheit (PLASTICSEUROPE 2015). Konkrete Produktionsmengen von Mikroplastik konnten nicht erhoben werden.

In der Literatur werden mit dem Begriff Mikroplastik oft Partikel kleiner 5 mm (5.000 μm) bezeichnet. Es wäre intuitiv anzunehmen, dass *Mikroplastik*-Partikel eine Größe im *Mikrometer*-Bereich aufweisen, das heißt kleiner als 1.000 Mikrometer (1.000 μm = 1 mm) bis 1 Mikrometer groß sind (BROWNE 2015). In der Literatur findet sich diese Definition selten.

Einen Größenvergleich von (Mikro-)Plastik aus verschiedenen Quellen mit typischen Filterarten, typischen Partikeln in Böden sowie Mikroorganismen zeigt Abbildung 1.

Einteilung der Mikroplastikpartikel

Eine klare, einheitliche Definition wurde noch nicht festgelegt, eine exakte Abgrenzung zum Nanobereich fehlt ebenso. Folgende Präzisierung in große (L-MPP) und kleine (S-MPP) Mikroplastikpartikel scheint sich aber durchzusetzen (IMHOF et al. 2013):

- Large Microplastic Particles (L-MPP): 1 mm bis 5 mm
- Small Microplastic Particles (S-MPP): 1 μm bis 1 mm

Die Normierung der Größen und Materialien von Mikroplastik auf internationaler Ebene ist Voraussetzung, um Studienergebnisse vergleichbar zu machen.

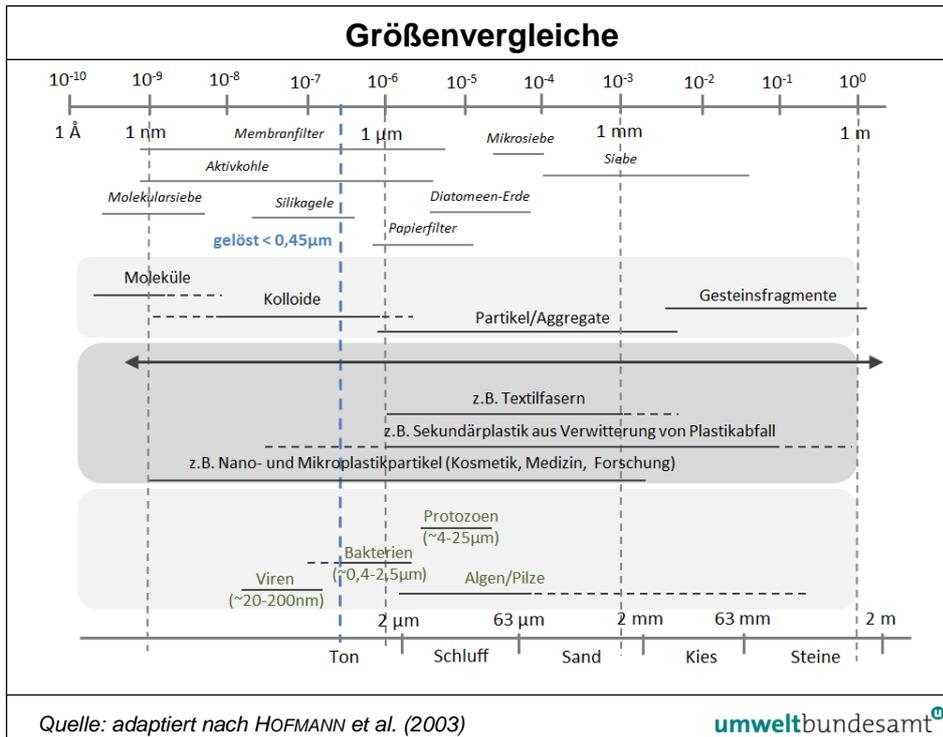


Abbildung 1:
Größenvergleich von
(Mikro-)Plastik mit
Boden- und
Sedimentbestandteilen,
Filterarten und
Mikroorganismen.

2.2 Primäres und sekundäres Mikroplastik

Die Vorgeschichte und der geplante Verwendungszweck der Kunststoffpartikel entscheiden darüber, ob es sich um primäres oder sekundäres Mikroplastik handelt.

- Das **primäre Mikroplastik** umfasst Kunststoffgranulate, die direkt als Produkt (z. B. Strahlmittel) oder als Produktzusatzstoff wie z. B. in Kosmetikprodukten verwendet werden. Granulate, die für die industrielle Weiterverarbeitung bestimmt sind, zählen ebenfalls zum primären Mikroplastik.
- Das **sekundäre Mikroplastik** umfasst sämtliche Partikel, die durch Fragmentierung von größeren Kunststoffteilen – in der Regel Abfällen – entstehen.

Sekundäres Mikroplastik erfüllt keinen Zweck, sondern ist die Folgeerscheinung des Abbaus größerer Kunststoffteile durch Sonnen-/UV-Licht, Mikroorganismen, Oxidation oder durch mechanischen Abrieb. Neben Folien-Bruchstücken zählen auch Fasern, Kugeln, Fragmente oder Schäume dazu. Die Bandbreite der möglichen Materialien entspricht jener der am Markt befindlichen Kunststofftypen, allen voran die am häufigsten angewandten: Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP). Bei der visuellen Inspektion werden häufig scharfe Bruchkanten festgestellt, welche nur bei langer Verweilzeit in der Umwelt erodieren und damit glatt und kugelförmig abgerieben werden (LESLIE et al. 2011).

Für die Wirkung in der Umwelt könnte es durchaus von Bedeutung sein, ob es sich um primäres oder sekundäres Mikroplastik handelt. Da Letzteres erst bei längerem Verbleib in der Umwelt entsteht, wird es gemeinhin mit Alterserscheinungen an der Oberfläche assoziiert. Eine gealterte, aufgeraute, poröse Oberfläche bietet, wie ein Schwamm, mehr Haftfläche für Umweltschadstoffe (siehe Kapitel 4).

sekundäres Mikroplastik

Im nachfolgenden Kapitel dient die Unterscheidung in primäres und sekundäres Mikroplastik lediglich als Strukturierungsmerkmal für die Entstehungsquellen und Verbreitungswege von Mikroplastik in der Umwelt.

3 VORKOMMEN VON MIKROPLASTIK

Das Kapitel untersucht Quellen und mögliche Verbreitungswege in der Umwelt.

Bei den Verbreitungswegen liegt der Fokus auf den Umweltkompartimenten Luft, Boden und Grundwasser. Es wird der Frage auf den Grund gegangen, inwieweit Kläranlagen und Deponien nur Senken sind, oder aber zur weiteren Verbreitung von Mikroplastik beitragen. Das Umweltkompartiment Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Meere) wird in dieser Arbeit nur am Rande gestreift, mehr Informationen dazu siehe Projekt „Plastik in der Donau“ (UMWELTBUNDESAMT 2015).

Verbreitungswege

Hinsichtlich der Herkunftsbereiche wird Mikroplastik aus Kosmetika und Spezialanwendungen beleuchtet, werden die Quellen für Mikroplastik aus der Industrie aufgezeigt, der Beitrag von Littering genannt und der Wissensstand zu Mikroplastik in Lebensmitteln diskutiert. Darüber hinaus werden aktuelle Berechnungen der Menge an Mikroplastik aus Reifenabrieb präsentiert, die auf validen Modellen über den österreichischen Verkehr basieren.

Herkunftsbereiche

3.1 Quellen

3.1.1 Kosmetika

Mikroplastik in Kosmetika trägt zu einer seidigen Textur bei (v. a. im Größenbereich 1–50 µm, aber auch bis zu 10 Nanometer) oder beeinflusst die Fließfähigkeit und Stabilität von Produkten. Hohle Mikroplastik-Kugeln werden auch zum Einkapseln von aktiven Wirkstoffen verwendet (LESLIE 2014).

Der bekannteste Nutzen liegt in der Abriebwirkung („Peeling-Effekt“), wobei natürliche Materialien wie Bimsstein, Hafermehl, Marillenkerne oder Walnussschalen ersetzt werden (FENDALL & SEWELL 2009). Um eine abrasive Wirkung zu erzielen, werden eher scharfkantige Partikel eingesetzt und keineswegs immer kugelförmige. Für eine effizientere Peelingwirkung sind Partikel kleiner 60 µm wenig geeignet, die Idealgröße liegt im Bereich 420 µm (GOUIN et al. 2015).

Peelingwirkung

In einer Untersuchung von Gesichtereinigern wurden im Mittel 200–380 µm (Median) große Polyethylen-Mikropartikel gefunden, die Extremwerte lagen bei 4 µm bzw. 1.200 µm Größe. Die Partikelformen variierten von unregelmäßig zerfranst über ellipsen- und fadenförmig bis hin zu perfekt kugelförmig (FENDALL & SEWELL 2009). Die Formenvielfalt erschwert die Unterscheidung von sekundärem Mikroplastik, das vielmals aufgrund der Unregelmäßigkeit der Fragmente optisch identifiziert wird (BROWNE et al. 2011). Als Beispiel für eine regelmäßige, scharfkantige Partikelform, die in einer Handwaschpaste eingesetzt wird, ist Mikroplastik aus Polyurethan in Abbildung 2 dargestellt.

Abbildung 2:
Polyurethan Mikroplastik
aus einer Handwasch-
paste unter dem
Mikroskop, ca. 200 μm
Partikelgröße.



**eingesetzte
Kunststoffe**

Das Spektrum der in der Kosmetikindustrie relevanten Kunststoffe ist sehr breit und umfasst die Massenkunststoffe Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyethylenterephthalat (PET), Polyamid (PA), Polytetrafluorethen (PTFE, „Teflon“), Polymethylmethacrylat (PMMA), Polystyrol (PS), Polyurethan (PUR) sowie verschiedene Co-Polymere (LESLIE 2014).

Einsatzmengen

Laut einer aktuellen Veröffentlichung wurden im Jahr 2012 EU-weit (inkl. Norwegen und Schweiz) **4.360 Tonnen Mikrokunststoffe** über Anwendungen von Duschgels und Peelings verbraucht (GOUIN et al. 2015). Zu den zusätzlichen Mengen, die in anderen Kosmetikprodukten eingesetzt werden, sind keine Zahlen veröffentlicht.

**Eintragswege in die
Umwelt**

Die Mikroplastik-Zusätze in Körperpflegeprodukten gelangen größtenteils direkt nach der Anwendung (Duschgel, Zahnpasta) in den Abfluss und damit in die Kanalisation. Das Mikroplastik in Make Up-Produkten (Gesichtscremes, Wimperntusche, Puder etc.) wird mit zeitlicher Verzögerung ebenso in den Abfluss gewaschen. Schwer zu quantifizieren ist die potenzielle Aufnahme im Körper bei Verschlucken (Lippenstiftfarbe), Einatmen (loses Puder) oder das Eindringen von Mikroplastik über die Schleimhäute (Wimperntusche).

Derzeit gibt es keine empirischen Ergebnisse zum Verbleib des Mikroplastiks aus Kosmetika in der Umwelt. Die wahrscheinlichste Senke ist die Kläranlage. Die Verbreitung der Mikroplastikpartikel in Luft bzw. der Direkteintrag in den Boden ist eher unwahrscheinlich. In Relation zu den gesamten in Umlauf befindlichen Mengen an Kunststoff ist der Beitrag von Mikroplastik aus Kosmetika als sehr gering einzuschätzen.

Aufgrund des öffentlichen Drucks bekennen sich immer mehr Unternehmen der Kosmetikindustrie zum freiwilligen Verzicht auf Mikroplastik. International steht aber auch ein offizielles Verbot in Diskussion. Umgesetzt wird ein solches Verbot, betreffend Produktion und Verkauf von Produkten mit Mikroplastik, derzeit einzig im US-Staat Illinois; es tritt schrittweise 2018 bzw. 2019 in Kraft.

**freiwilliger Verzicht
auf Mikroplastik**

3.1.2 Kunststoff-Industrie

Für die industrielle Weiterverarbeitung wird das Zwischenprodukt Kunststoff typischerweise als Granulat (Pellets) oder Pulver mit relativ einheitlichen Abmessungen bereitgestellt. In dieser Form ist es gut transportierbar und erleichtert die Beschickung von Spritzgussanlagen oder Extrudern. Kunststoffgranulate können auch aus dem stofflichen Recycling stammen. Dabei werden gebrauchte Kunststoffe nach Arten sortiert, zerkleinert, gereinigt, aufgeschmolzen und anschließend wieder granuliert.

**Granulat- oder
Pulverform**

Spezielle Kunststoff-Mikrogranulate (kleiner 400 µm) werden als Alternative zum Kunststoffpulver angeboten. Anwendungen sind z. B. Gewebebeschichtungen, Mikrospritzguss oder 3D-Druckverfahren (STEPHENS et al. 2013).

Bei Kunststoff erzeugenden und verarbeitenden Betrieben kann es zum Verlust von Pellets beim Transport oder bei Ab- und Umfüllvorgängen kommen. Bei der innerbetrieblichen Bearbeitung fallen Kunststofffragmente an, die nach Möglichkeit direkt im Betrieb rezykliert oder im Abfall entsorgt werden sollten. Sind Spülvorgänge involviert, aber keine Vorkehrungen zur Entfernung dieser Partikel (z. B. Sieb) installiert, besteht die Möglichkeit, dass das Mikroplastik bei Direkt-einleitern in die Gewässer, bei Indirekteinleitern in kommunale Kläranlagen gelangt.

**Verluste in der
Betriebsanlage**

Pellets oder Bearbeitungsrückstände, die auf offenem Betriebsgelände gelagert werden, sind Wind und Regen ausgesetzt und können daher auf umgebende Boden- und Wasserflächen vertragen oder mit dem Regen von versiegelten Flächen in die Kanalisation gespült werden.

Freiwillige Initiativen wie die „Operation Clean Sweep“¹ von Plastics Europe und der österreichische „Zero Pellets Loss“ Pakt zwischen Unternehmen der Kunststoffindustrie und dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) verdeutlichen das bereits vorhandene Problembewusstsein sowie die Bereitschaft, den Beitrag zur Mikroplastik-Belastung der Umwelt aktiv zu reduzieren. Die Wirksamkeit solcher Initiativen ist mittel- und langfristig zu überprüfen.

Die Studie „Plastik in der Donau“ (UMWELTBUNDESAMT 2015) zeigt auf, dass etwa 10 % der Mikroplastik-Belastung in der Donau einer industriellen Quelle zugeordnet werden können.

Grenzwerte für (Mikro-)Plastik sind nicht vorhanden. In der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) liegt eine Beschränkung nur indirekt über die Summe der abfiltrierbaren Stoffe vor.

Grenzwerte fehlen

¹ <http://www.opcleansweep.eu/>

3.1.3 Mikroplastik Spezialanwendungen

Einsatz beim Sandstrahlen

Mikroplastik wird als Strahlmittel beim Sandstrahlen zum Entlacken, Reinigen, Aufrauen oder Veredeln von Oberflächen verwendet. Dafür werden harte, glasähnliche Duroplaste (z. B. Melamin, Acryl, Urea), für schonendere Behandlungen aber auch Thermoplaste (z. B. Polyamidbasis) eingesetzt; die gängigen Korngrößen liegen zwischen 2 und 0,2 Millimetern.

Austragswege

Da Kunststoff-basierte Strahlmittel sehr oft wiederverwendet werden können, liegt die Verhinderung von Partikelverlusten im Interesse des Anwenders. Als Vorteil von Kunststoffgranulaten gilt deren Abriebbeständigkeit und Staubarmut. dennoch ist die Verbreitung über die Luft möglich, ebenso wie jene über Abwasser und Verluste in die Umgebung (Boden) durch undichte Einhausungen. Nach Gebrauch können die Partikel mit Schwermetallen oder anderen Schadstoffen belastet sein (SFEP 2011). Es sollte vermieden werden, solche Partikel einzuatmen.

medizinische Anwendungen

Fluoreszierende Mikroplastik-Kügelchen werden in speziellen medizinischen und biochemischen Anwendungen eingesetzt (SARALIDZE et al. 2010, HARVEY et al. 1993), um z. B. Strömungsvorgänge sichtbar zu machen. Es sind derzeit keine Daten zu den Einsatzmengen und dem Verbleib des Mikroplastiks aus den genannten Spezialanwendungen in der Umwelt verfügbar.

3.1.4 Littering

fehlendes Umweltbewusstsein

Im internationalen Vergleich ist Littering (Verschmutzung von Flächen und Räumen durch Wegwerfen von Müll) in Österreich dank des sehr gut funktionierenden Abfallsammelsystems ein geringes Problem. Fehlendes Bewusstsein in der Bevölkerung trägt jedoch zur Verunreinigung der Umwelt mit Kunststoffen bei. Vielfach handelt es sich um Kunststoffverpackungen, Tragtaschen oder Einweggeschirr, welche im öffentlichen Raum entweder achtlos weggeworfen werden oder aus überfüllten Sammelbehältern mit dem Wind vertragen werden. Unter dem Einfluss von Witterung, UV-Strahlung und mechanischer Beanspruchung fragmentieren größere Kunststoffteile in kleinere Partikel – sekundäres Mikroplastik entsteht (siehe Abbildung 3).

Dieser Prozess findet auch auf Baustellen statt, wo Folienfragmente, Bruchstücke und Späne von Kunststoffteilen (z. B. Rohre) oder auch Styropor-Kügelchen gehäuft anfallen.

Littering-Mengen

Die Kunststoffmengen aus dem Littering können nur grob abgeschätzt werden, z. B. als Summe der gesammelten Kunststoffe im Straßenkehrriech, im Rechengut bei Gewässern und auf Basis einzelner Flurreinigungsaktionen. (UMWELTBUNDESAMT 2015). Erste Schätzungen deuten auf einen Littering-Anteil von weniger als 0,5 % der Gesamtmenge an Kunststoffabfällen hin.



Abbildung 3:
Entstehung von sekundärem (Mikro-)Plastik durch Verwitterung einer Kunststoff-Flasche.

© B. Liebmann

Die Zerfallmechanismen von größeren Plastikteilen zu Mikroplastik sind wissenschaftlich bislang unerforscht (BROWNE 2015), genannt werden kann nur eine Vielzahl von wahrscheinlichen Einflussfaktoren. Die konkrete Zuordnung eines Mikroplastik-Partikels zur Quelle Littering wird umso schwieriger, je kleiner die Partikel sind.

Zerfallmechanismen sind unbekannt

3.1.5 Straßenverkehr

In Bezug auf Kfz-Reifen wird umgangssprachlich nicht der Begriff Plastik, sondern Gummi verwendet. Reifen bestehen jedoch aus Kunststoffen, die der Kategorie Elastomere zugerechnet werden. Die wichtigsten Elastomere, die auch zu 70 % zur Herstellung von Reifen verwendet werden, sind Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) und Butadien-Kautschuk (BR).

Kfz-Reifen bestehen aus Elastomeren

Reifenabrieb gilt als eine wichtige Quelle für Staubemissionen im Straßenverkehr. In Bodenproben von Straßenrändern in drei Flusseinzugsgebieten (Seine/Frankreich, Chesapeake Bay/USA und Yodo/Japan) wurde in allen entnommenen Proben Reifenabrieb gefunden. Als Einflussfaktoren für die Konzentration wurden neben dem Abstand zur Straße auch das Verkehrsaufkommen und die Bodeneigenschaften (Korngröße, organischer Anteil) festgestellt (CHEMRISK LLC 2011).

Reifenabrieb

Die Angaben zu den typischen Partikelgrößen bzw. dementsprechenden Anteilen im Feinstaub unterscheiden sich zwischen verschiedenen Studien. Manche nennen einen Anteil von ca. 5–30 % aller Nicht-Abgas-bezogenen Feinstaubemissionen (PM₁₀) aus dem Reifenabrieb (GRIGORATOS & MARTINI 2014). Andere sprechen mit 0,5 % von weitaus geringeren Anteilen im Feinstaub und rechnen dafür der größeren Partikelfraktion (> 10 µm) einen 10%igen Anteil zu (BUKOWIECKI et al. 2009). In einer Untersuchung des Straßenseitenraumes (EMEP & EEA 2013) wird von Partikelgrößen < 100 µm berichtet und unterschieden zwischen den mittleren Partikelgrößen von Pkw- (65 µm) und Lkw-Reifen (80 µm).

Anteile im Feinstaub

Um Reifenabrieb in Staubemissionen zu bestimmen, werden häufig Tracersubstanzen verwendet, die in der Reifenlauffläche enthalten sind. Seltener, weil analytisch schwieriger, wird der Gehalt von SBR und/oder BR in den Staubemissionen bestimmt. Typische Tracersubstanzen sind Metalle (v. a. Zink, weniger Cadmium und Blei (KOCHER 2010)), der Zuschlagstoff Ruß oder Benzothiazole (GRIGORATOS & MARTINI 2014). Ungefähr ein Drittel der Reifenabrieb-Partikel wird dem Kunststoff zugerechnet, ein weiteres Drittel dem Ruß (elementarer Kohlenstoff). Zum verbleibenden Drittel zählen u. a. auch Metalle, v. a. Zink. (EMEP & EEA 2013, KOCHER 2010). Es sei hier erwähnt, dass der Abrieb von Bremsbelägen wenig Relevanz für die Mikroplastik-Entstehung hat, da die Beläge vorwiegend aus Metallen in Verbindung mit siliziumhaltigen Materialien bestehen.

Bestimmung mittels Tracersubstanzen

Für Deutschland werden Gesamtabriebmengen von 111.420 Jahrestonnen (t/a) abgeschätzt, wovon ca. 39 % den Kunststoffen zugerechnet werden (KOCHER 2010), das entspricht 43.454 t/a. In den Meeren werden auch ganze Altreifen gefunden, das Projekt „Save the North Sea“ berichtet von 9–25 % Gummi-Anteil der Gesamtabfallmenge in der Nordsee (INTERWIES et al. 2013).

Mengen an Reifenabrieb

Für Österreich gibt es keine vergleichbaren Daten. Deshalb stellte das Umweltbundesamt, auf Basis des Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013 des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) und der Europäischen Umweltagentur (EEA) (EMEP & EEA 2013), eigene Berechnungen an. Der Reifenabrieb wurde getrennt nach Innerorts-, Außerorts- und Autobahnverkehr jeweils für Personenkraftwagen sowie leichte und schwere Nutzfahrzeuge berechnet. Als Eingangsdaten dienten hierfür die Fahrleistungen sowie die Durchschnittsgeschwindigkeiten aus dem Network Emission Model (NEMO) der Technischen Universität Graz. Daraus kann für Österreichs Straßen ein **Gesamt-Reifenabrieb von 6.766 Tonnen pro Jahr** abgeschätzt werden. Dieser Wert ist beim Vergleich mit Reifen-Verkaufszahlen in Österreich plausibel. Das zugrundeliegende Berechnungsmodell (EMEP/EEA) liefert auch Faktoren zur Abschätzung der Abriebmengen spezifischer Partikelgrößen. Die für die Lungengängigkeit relevanten Partikel kleiner 10 µm summieren sich für Österreich auf 677 Tonnen/Jahr. 1.128 Tonnen/Jahr fallen als Schwebstaub an. Über die übrigen etwa 4.961 Jahrestonnen Reifenabrieb kann im Detail wenig ausgesagt werden, es handelt sich um abgesetzten Staub bis hin zu größeren Reifenbruchstücken.

Aufgrund dieser Daten kann angenommen werden, dass Mikroplastik aus Reifenabrieb über die Atemwege in den menschlichen Körper gelangt. Offen sind die Fragen, ob Straßenbankette und Entwässerungseinrichtungen eine ausreichende Reinigungsfunktion erfüllen bzw. wie weit der Kunststoff in den Boden dringt und ob das Grundwasser gefährdet ist.

3.1.6 Vorkommen in Lebensmitteln

Studienergebnisse fraglich

In den Medien kursieren zahlreiche beunruhigende Berichte zur Mikroplastik-Belastung in Milch, Honig, Zucker, Bier, Leitungswasser, Luft und sogar Tulpen (MÜNSTEDT & MÜNSTEDT 2014). Bei der in wissenschaftlichen Zeitschriften beschriebenen Nachweismethode in Bier, Zucker und Honig handelt es sich um eine Einfärbung mit Farbstoff (Fuchsin, Bengal Rose) und Auszählen der nicht gefärbten Partikel unter dem Mikroskop (LIEBEZEIT & LIEBEZEIT 2013, 2014). Diese Methode wird üblicherweise für histologische Untersuchungen verwendet, sie ist für die Identifizierung von Kunststoffen jedoch nicht spezifisch. Die Autoren räumen selbst ein, dass keine Unterscheidung zwischen Mikroplastik und Partikeln wie Sand, Glas oder Metall getroffen werden kann (LIEBEZEIT & LIEBEZEIT 2014). In der medialen Darstellung fehlt diese Differenzierung durchgehend.

Es gibt derzeit keine wissenschaftlich anerkannten Studien (BFR 2014), die diese Ergebnisse bestätigen würden. In Bier- und Fruchtsaft-Untersuchungen von Greenpeace konnten keine relevanten Mikroplastik-Gehalte nachgewiesen werden (GREENPEACE 2015).

Die Untersuchung von Lebensmitteln ist ein sensibles Thema und muss mit spezifischen Nachweismethoden durchgeführt werden. Die möglichen und wahrscheinlichen Kontaminationsquellen bei der Lebensmittelherstellung und -verarbeitung müssen sorgfältig erhoben werden. Im Rahmen der Honigherstellung und -verarbeitung werden z. B. verschiedene Kunststoffe eingesetzt, sei es Styroporbeuten, Schwammtücher, Rührwerkzeuge oder Kunststoffwaben (MÜNSTEDT & MÜNSTEDT 2014), welche als Verunreinigung im Honig enthalten sein können.

Es ist anzudenken, die üblichen „Filtch Tests“ zum Nachweis von Fremdstoffen in Lebensmitteln auch auf Mikroplastik als Verunreinigung auszuweiten. Dafür sind jedoch klare Definitionen und standardisierte Messmethoden für Mikroplastik vonnöten.

3.2 Verbreitungswege

Die möglichen Verbreitungswege von Mikroplastik wurden bereits bei den Quellen für Mikroplastik angesprochen. Eine strikte Unterscheidung zwischen Quelle und Senke ist mitunter schwierig, wie anhand von Kläranlagen und Abfalldeponien aufgezeigt wird.

3.2.1 Verbreitung durch Kläranlagen

Eintragsquellen von Mikroplastik in das Abwasser sind ausgespülte Kosmetikprodukte, industrielle Abwässer und gelitterte Kunststoffe, die z. B. bei Regen von versiegelten Flächen in die Kanalisation gelangen. Darüber hinaus finden sich in Abwässern auch über die Toilette entsorgte Kunststoffe (v. a. Folien) und Kunststoff-Fasern aus Waschmaschinenabläufen, häufig z. B. Nylon, Polyester oder Acrylfasern (ANDRADY & NEAL 2009). Ein einzelnes Kleidungsstück kann pro Waschgang mehr als 1.900 Fasern verlieren (BROWNE et al. 2011).

Eintragswege ins Abwasser

Die vorhandenen Literaturstudien zu Kläranlagen sind aufgrund unterschiedlicher Vorgehensweise der Beprobung und der uneinheitlichen Partikelangaben (z. B. Fasern, organische Partikel, Mikroplastik) schwer zu vergleichen. Meist werden nur einige wenige Liter Probe untersucht. Tendenziell lassen die Ergebnisse den Schluss zu, dass ein großer Teil der Partikel- und Faserfracht durch die Kläranlage zurückgehalten wird, d. h. dass eine hohe, aber keine 100%ige Reinigungsleistung durch die Kläranlage erzielt wird (BRANDSMA et al. 2013).

hohe Reinigungsleistung der Kläranlagen

Die Angaben zu Mikroplastik in Kläranlagen-Zuläufen liegen bei 15 „Partikeln“ (MAGNUSSON & NOREN 2014) bis zu 320 „Fasern“ (DRIS et al. 2015) pro Liter. Auch in Kläranlagen-Abläufen zeigt sich eine große Spannweite in der Menge der gefundenen Partikel: von 1 Partikel/Liter oder weniger (MINTENIG et al. 2014, MAGNUSSON & NORÉN 2014, BROWNE et al. 2011) bis zu fast 100 Partikel/Liter (LESLIE et al. 2013). Dabei spielt auch die Ausstattung der Kläranlagen (z. B. Schlussfiltration) eine Rolle. Insgesamt wird aber der überwiegende Teil der Partikel- und Faserfracht durch die Kläranlage zurückgehalten und im Klärschlamm gebunden.

Partikelmengen im Zu- und Ablauf

Im Klärschlamm bewegen sich die Angaben im Bereich von 1.000 (ZUBRIS & RICHARDS 2005) bis über 20.000 Plastikpartikeln pro Kilogramm Trockenmasse (MINTENIG et al. 2014).

Partikelmengen im Klärschlamm

Mikroplastik-Verbreitung durch Klärschlamm

Da Klärschlamm offensichtlich eine relevante Senke für Mikroplastik darstellt, müssen dessen weitere Verwertungs- und Entsorgungspfade berücksichtigt werden.

Verwertungswege In Österreich überwiegt die Verbrennung (43 %), 17 % werden in der Landwirtschaft verwertet, etwa 32 % entfallen auf die Bereiche Kompostierung, Landschaftsbau, Zwischenlagerung, Bauzuschlagstoff, während 8 % deponiert werden (Zahlen für 2010 aus BMLFUW 2012).

Die Verteilung in Europa sieht etwas anders aus: mehr als 1/3 der Klärschlamm-Menge wird als Dünger eingesetzt, etwa 40 % werden deponiert und 11 % werden verbrannt (FYTILI & ZABANIOTOU 2008).

mögliche Verbreitungswege **Deponierung:** Bei deponiertem Klärschlamm besteht die Möglichkeit, dass Mikroplastik über das Deponiesickerwasser austritt (siehe auch Kapitel 3.2.2).

Verbrennung: Bei Temperaturen weit über 300 °C kann davon ausgegangen werden, dass selbst hochtemperaturbeständige Spezialkunststoffe wie Polyimide oder PTFE (Teflon) thermisch vollständig zersetzt werden und daher kein Mikroplastik mehr in Asche oder Rauchgas vorhanden ist.

Düngung: Im Klärschlamm gebundenes Mikroplastik, das auf landwirtschaftlichen Flächen aufgebracht wird, ist Wind und Regen ausgesetzt, was zu einer weiteren Verbreitung führen kann. In den letzten Jahrzehnten sind synthetische Fasern in einigen Untersuchungen sogar als Langzeitindikatoren zum Nachweis der Klärschlammaufbringung auf Böden (oder in Hafensedimenten) empfohlen und verwendet worden (HABIB et al. 1996, ZUBRIS & RICHARDS 2005)

Eindringtiefe in den Boden Wie tief die Mikroplastik-Partikel in den Boden eindringen können, hängt stark von der Bodencharakteristik ab (siehe auch Kapitel 3.2.3). Während generell von einer Filterwirkung der Bodenschicht auszugehen ist, können präferenzielle Fließwege die Verlagerung von Partikeln in eine Tiefe bis zu ca. 1 m in schluffigen Böden und tiefer als 3 m in kiesigen Substraten ermöglichen (SEILER & GAT 2007).

Es gibt keine Studien, die belegen, dass Mikroplastik aus Klärschlammdünger über den Luftweg verbreitet wird. Dennoch ist nicht auszuschließen, dass auch eine Deposition auf Pflanzen und in weiterer Folge die Aufnahme durch Insekten oder Wildtiere erfolgen kann.

3.2.2 Verbreitung durch Abfall-Deponien

große Mengen werden deponiert

Es gibt Schätzungen, dass die Plastikprodukte der letzten 60 Jahre, sofern sie nicht verbrannt wurden, noch immer als Ganzes oder als Fragmente in der Umwelt vorliegen (BARNES et al. 2009). Allein in der EU werden jährlich noch immer 50 % der Kunststoffabfälle (COM 123/2013) deponiert, das entspricht etwa 9,6 Mio. Tonnen/Jahr (BARNES et al. 2009). Ausnahmen bilden neben Österreich auch Deutschland, die Schweiz, Belgien, Niederlande, Dänemark, Norwegen, Schweden und Luxemburg mit einem Deponierungsverbot. Als Alternativen zur Deponierung haben sich die Energiegewinnung und das Recycling etabliert, Letzteres im europäischen Mittel mit einer Recyclingrate von ca. 28 %.

Rolle von Deponiesickerwasser ist unklar

Der Austrag von Mikroplastikpartikeln über das Deponiesickerwasser in die Umwelt ist denkbar, wenn die Deponie über keine oder nur mangelhafte Basisabdichtungen verfügt. Wissenschaftliche Analysen von Deponiesickerwässern auf Mikroplastik sind nicht vorhanden.

3.2.3 Verbreitung in Luft, Boden und Grundwasser

Mikroplastik im Umweltkompartiment Luft kann – auch in Form von Schwebestaub bzw. Feinstaub – mit dem Wind transportiert werden. Feinstaub kann über die Atemwege bis in die Lunge gelangen und zahlreiche Erkrankungen hervorrufen (siehe Kapitel 4.3).

Verbreitung durch die Luft

Je größer und schwerer die Kunststoffpartikel sind, desto wahrscheinlicher ist die Deposition in der Umwelt. In neben Straßen gelegenen Böden (CHEMRISK LLC 2011, UNICE et al. 2013) wurden Partikel aus Reifenabrieb nachgewiesen.

Mikroplastik im Umweltkompartiment Boden ist über den Pfad Klärschlamm, gelittertes Sekundär-Mikroplastik oder Kompost denkbar. Der Einsatz von Kompost eröffnet durch die immer häufiger verwendeten Biokunststoffe² einen neuen Eintragspfad in den Boden – trotz des Zertifikats „kompostierbar“. Die Europäische Norm EN 13432 akzeptiert bis zu 10 % Rückstände größer als 2 mm nach drei Monaten in einem industriellen Kompostierungsprozess. Kompostierbarer Biokunststoff muss also nicht völlig abbaubar sein, es reicht, wenn das Material in ausreichend kleine Teile zerfällt.

Eintrag in den Boden

Generell ist die Datenlage zu Mikroplastik in Böden noch dünn, aber in klärschlammgedüngten Böden wurden Plastikpartikel bereits nachgewiesen (ZUBRIS & RICHARDS 2005).

Im Allgemeinen bilden Böden und Sedimente für die Ausbreitung von Partikeln und Schadstoffen ins Grundwasser eine wirkungsvolle natürliche Barriere. Das Risiko der Weiterverlagerung von Mikroplastikpartikeln ins Grundwasser hängt deshalb im Wesentlichen ab von den Partikeleigenschaften (z. B. Größe, Form, Oberfläche, Ladung, Dichte) und von Faktoren, die die Filterwirkung von Böden und Sedimenten beeinflussen (z. B. Korngrößenverteilung, organischer Anteil, Wassersättigung, Fließgeschwindigkeit u. a.). Vorhandene präferenzielle Fließwege wie Klüfte, Karsthohlräume und Makroporen erhöhen tendenziell die Gefahr des Weitertransportes von Mikroplastikpartikeln von der Oberfläche in den Untergrund.

Austrag ins Grundwasser

Porengrößen in Böden und Sedimenten sind substratabhängig. In schluffigen und sandigen Substraten ist mit Porengrößen zwischen ca. 400 nm und 400 µm zu rechnen, in kiesigen mit Porengrößen größer 400 µm. Das Hauptaugenmerk von zukünftigen Untersuchungen zum Vorkommen von Mikroplastikpartikeln im Boden und Grundwasser wird deshalb auf entsprechende Partikelgrößen abzielen müssen.

In Tabelle 1 sind Eintragspfade in Oberflächen- und Grundwasser grob bewertet. Bisher existieren bis auf eine unveröffentlichte Pilotstudie (AWI 2014) keine bekannten Untersuchungen zum Vorkommen von Mikroplastikpartikeln im Grundwasser oder in grundwasserführenden Schichten.

² biologisch abbaubare Kunststoffe

*Tabelle 1:
Relevante Plastikquellen
und potenzielle
Eintragspfade von
Mikroplastik in das
Grund- und
Oberflächenwasser.
(Quelle: Abschätzung
Umweltbundesamt)*

Plastikquelle	industrielle Abwässer	kommunale Abwässer	Ab- schwemmung	Nieder- schlag	Sicker- wasser
Kosmetika	?	XX	O XX	–	O XX
Kunststoffher- stellung und - verarbeitung	XX	?	XX	?	?
Medi- zin/Forschung	X	X	?	–	O X
Littering	X	XX	XX	?	X
Sekundärplastik aus Verwitterung	XX	XX	XX	X	XX
Reifenabrieb	?	X	XX	X	XX
Textilien	X	XX	O XX	?	O XX
				Oberflächenwasser	Grundwasser
				Oberflächenwasser-beeinflusstes Grundwasser/Uferfiltrat	

- xx *sehr wahrscheinlich,*
- x *wahrscheinlich*
- *unwahrscheinlich*
- O *Eintrag über Klärschlamm mögl.*
- ? *fraglich*

4 SCHADPOTENZIAL VON (MIKRO-)PLASTIK

Für die Beurteilung des Schadpotenzials von (Mikro-)Plastik müssen folgende drei Aspekte berücksichtigt werden:

- Gefährliche Stoffe, die Kunststoffen bei der Herstellung und/oder Verarbeitung zugesetzt wurden oder werden, können beim Verbleib des Kunststoffs in der Umwelt auslaugen (Leaching).
- Schadstoffe, die sich in verschiedenen Umweltkompartimenten befinden, können beim Kontakt mit (Mikro-)Plastik an der Partikel-Oberfläche anhaften und sich anreichern.
- Schädigende Eigenschaften der Mikroplastik-Partikel können sich aus den physikalisch-morphologischen Eigenschaften der Partikel ergeben.

4.1 Gefährliche Stoffe im Kunststoff

Ein typischer Kunststoff besteht nicht nur aus dem Polymer, sondern enthält im Schnitt etwa 4 % Zusatzstoffe (Additive), die zur Einstellung bzw. Verbesserung der Materialeigenschaften dienen, z. B. Weichmacher, Flammschutzmittel, UV-Stabilisatoren oder Farbstoffe. Weichmacher wie Phthalate erhöhen die elastischen Eigenschaften und sind besonders bedeutend für PVC. Eine höhere Beständigkeit und damit höhere Lebensdauer wird durch Blei- sowie organische Zinn- und Cadmiumverbindungen erzielt.

Zusatzstoffe

Unabhängig von etwaigen Additiven sind Rest-Monomere aus einem unvollständigen Polymerisationsprozess als mögliche Schadstoffquelle zu nennen. Das bekannteste Rest-Monomer ist Bisphenol A, das in Polycarbonat-Produkten vorliegen kann (HAMMER et al. 2012).

Rest-Monomere

Die Mechanismen des Auslaugens (Leaching) von Schadstoffen aus Mikroplastik in die Umwelt sind im Detail wenig erforscht. Als bedeutende Triebkräfte werden Temperatur, pH-Wert, die Chemie der umgebenden Phase sowie die Größenverhältnisse von Poren im Polymer zur Molekülgröße des Schadstoffes angenommen. Aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen werden z. B. im Meerwasser andere Schadstoffe in Lösung gehen als in einer Abfalldeponie.

Auslaugen von Schadstoffen

Rechtliche Bestimmungen

Die klassischen Schadstoffe, die Kunststoffen zugesetzt werden, sind in unterschiedlichen Rechtsmaterien geregelt. Zum Beispiel werden in der REACH-Verordnung (REACH-VO) im Anhang XVII bestimmte Stoffe beschränkt oder verboten. Dazu zählen Cadmium und seine Verbindungen, Arsen, Organozinn-Verbindungen oder PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), ab Dezember 2015 auch Phthalate. Nicht erfasst sind derzeit Farbstoffe und Pigmente, z. B. Bleichromate.

REACH-Verordnung

Der Anhang XIV der REACH-VO listet zulassungspflichtige Stoffe, sogenannte SVHC-Stoffe (substances of very high concern). Das Verzeichnis umfasst derzeit 155 Stoffe, wird aber laufend erweitert. Im Zusammenhang mit Kunststoffen sind vor allem verschiedene Phthalate (DEHP, BBP, DBP, DIBP) oder auch Hexabromcyclododekan (HBCDD, Flammschutzmittel) relevant.

POP-Verordnung Weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen mit persistenten organischen Schadstoffen sind in der POP-Verordnung (VO (EG) Nr. 850/2004) geregelt. Im Zusammenhang mit Kunststoffen (Mikroplastik in der Luft) sind hier polybromierte Diphenylether (PBDE), Perfluorooctansulfonsäure und Derivate (PFOS), Hexachlorbutadien (HCB), polychlorierte Naphtaline (PCN) und kurzkettige Chlorparaffine (SCCP) zu nennen. Des Weiteren werden auch Dioxine und Furane (PCDD/PCDF), Hexachlorbenzol (HCB), polychlorierte Biphenyle (PCB), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Pentachlorbenzol gelistet.

RoHS-Richtlinie In der RoHS-Richtlinie (RL 2002/95/EG) betreffend Elektro- und Elektronikgeräte, welche auch Kunststoffe inkludieren, sind Blei, Quecksilber, Cadmium, sechswertiges Chrom und polybromierte Biphenyle (PBB) bzw. polybromierte Diphenylether (PBDE) begrenzt. Ab 2015 kommen vier Phthalate hinzu (DEHP, DBP, BBP, DIBP).

Die Limitierung bzw. das Verbot der genannten Substanzen in Produkten wird langfristig das Schadpotenzial von zukünftig entstehendem Mikroplastik in der Umwelt eingrenzen. Nichtsdestotrotz wurden gewisse Additive über Jahrzehnte verwendet und stellen daher in Form von sekundärem Mikroplastik auch noch in Zukunft eine mögliche Gefahrenquelle für Umwelt und Gesundheit dar.

4.2 Anhaftende Umweltschadstoffe

organische Schadstoffe Aus Meeresstudien ist bekannt, dass vor allem persistente organische Schadstoffe zur Anhaftung an (Mikro-)Plastik neigen (ANDRADY 2011, HOLLMAN et al. 2013). Der Schadstoffgehalt am Partikel kann bis zu einer Million mal höher sein als im umgebenden (Ab-)Wasser. Das bedeutet, dass es zu einer Schadstoffanreicherung am Mikroplastik kommt. Berichtet wird von Konzentrationen für PCB, DDE, PAK, PBDE, Bisphenol A, Octyl- und Nonylphenol im Bereich von 0,1 ng/g bis 10.000 ng/g (HOLLMAN et al. 2013).

metallische Schadstoffe Neben hydrophoben organischen Schadstoffen werden auch erhöhte Gehalte an Metallen (Aluminium, Blei, Chrom, Eisen, Kupfer, Zinn und Zink) nachgewiesen (SFEP 2011, ANDRADY 2011).

In Untersuchungen wurde die Adsorption von Metallen an Polyethylen-Pellets nachgewiesen und gezeigt, dass gealterte Pellets bedeutend mehr Metalle adsorbieren (HOLMES et al. 2014). Dies ist insbesondere für sekundäres Mikroplastik, das über einen längeren Zeitraum in der Umwelt verbleibt, besonders bedeutungsvoll. Die bekanntesten Einflussfaktoren auf die Adsorption in wässrigen Medien sind pH-Wert, Temperatur und Salzgehalt.

Auch natürliche Partikel wie Sedimente können als Träger für Schadstoffe fungieren, es gibt jedoch Hinweise, dass Mikroplastik im Vergleich dazu mehr Schadstoffe aufnimmt und diese langsamer wieder abgibt, es folglich zu einer stärkeren Anreicherung kommt. Experimente deuten darauf hin, dass PE mehr organische Schadstoffe akkumuliert als z. B. PP und PVC (TEUTEN et al. 2007, 2009). Je stärker verschmutzt die Umwelt mit den genannten Schadstoffen ist, desto relevanter ist die Schadstoff-Anreicherung am Mikroplastik.

4.3 Mikroplastik als Schadstoff

Grundsätzlich werden Kunststoffe als biochemisch inert betrachtet, da ihre Molekülgröße eine Durchdringung von Zellmembranen verhindert und sie daher nicht mit dem endokrinen System in Wechselwirkung treten können. Tragen Mikroplastikpartikel jedoch chemische Substanzen mit einem Molekulargewicht kleiner 1.000 mit sich (Inhaltsstoffe oder adsorbierte Schadstoffe, vgl. oben), können diese Substanzen toxikologisch sehr wohl relevant werden (TEUTEN et al. 2009).

Die Toxizität von Mikroplastik kann nicht verallgemeinert werden, da sich ein 1 mm großes Partikel anders verhält als ein 1 µm großes Mikropartikel. Werden Mikroplastik-Partikel größer 5 µm über die Nahrung aufgenommen, ist das Ausscheiden über den Magen-Darm-Trakt sehr wahrscheinlich. Die kritische Partikelgröße für die Durchgängigkeit von Organen und Zellwänden liegt unter 1 µm, also im Nanometer-Bereich. Der Mikroplastik-Transport durch Zellmembranen erscheint aufgrund der Größe eher unwahrscheinlich. Bei Eintritt in den Blutkreislauf können die Mikroplastik-Partikel nicht tiefer in Organe eindringen, sondern werden wahrscheinlich über die Milz eliminiert. Effekte auf das Immunsystem sowie Entzündungsreaktionen sind derzeit nicht auszuschließen (HOLLMAN et al. 2013), bislang aber nur für Miesmuscheln dokumentiert (WRIGHT et al. 2013).

kritische Partikelgröße: 1 µm

Die Aufnahme von Mikroplastik größer 1 µm über die Epidermis ist bei intakter Haut unwahrscheinlich (BFR 2014a). In Analogie zu Feinstaub (Partikelgrößen kleiner 10 µm) können auch Mikroplastik-Partikel kleiner 10 µm über die Atemwege in das Bronchialsystem des Menschen gelangen, Partikel kleiner 2,5 µm bis in die Alveolen. Inhalationsstudien sehen einen Zusammenhang zwischen Feinstaub und allergischen Reaktionen, Asthma, Krebs und Herzkrankheiten (BROWNE et al. 2011, LESLIE 2014).

Fazit: Zusammenfassend muss festgehalten werden, dass die Wissenslücken in Bezug auf das Schadpotenzial von (Mikro-)Plastik noch sehr groß sind. Die genannten klassischen Schadstoffe, die im Kunststoff vorliegen oder sich aus der umgebenden Phase an den Kunststoff anlagern können, sind toxikologisch erfasst und bewertet. In welchem Ausmaß diese Substanzen aus dem Mikroplastik in die Umwelt gelangen bzw. in umgekehrter Richtung sich am Mikroplastik anreichern, ist bislang nur für Spezialfälle (v. a. Meerwasser) untersucht und modelliert worden (WAGNER et al. 2014).

5 IDENTIFIZIEREN VON MIKROPLASTIK

Die Identifizierung der ursprünglichen Quelle eines Mikroplastik-Partikels ist schwierig. Anhaltspunkte liefern die Kunststoffart, mechanische Eigenschaften wie Bruchfestigkeit oder Elastizität sowie Farbe und Form. Ein plakatives Beispiel: Polyester in Form einer dünnen, langen, farbig auffälligen Faser stammt eher aus Textilien als aus einer PET-Flasche.

Aufgrund der enormen Vielfalt an Kunststoffprodukten erfordert die Eingrenzung wahrscheinlicher Quellen neben modernster Analysetechnik auch spezielles Wissen um die Anwendungsgebiete einzelner Kunststoffarten. In vielen Fällen wird das konkrete Ausgangsprodukt eines sekundären Mikroplastik-Partikels nicht ermittelbar sein.

Die folgenden Abschnitte geben eine Übersicht zur derzeitigen Praxis der Probenahme und Probenaufbereitung von Mikroplastik. Darüber hinaus werden Methoden zur Größenbestimmung von Partikeln vorgestellt, von denen erst wenige speziell für die Mikroplastik-Charakterisierung angewendet werden. Abschließend werden Nachweismethoden für Kunststoffe genannt, die in Studien zu Mikroplastik verwendet wurden.

5.1 Probennahme

Sammelmethoden

Die Abtrennung von Mikroplastik aus der Probe erfolgt hauptsächlich über Netze, Siebe und Filter mit variierenden Maschenweiten bzw. Porengrößen. Für die direkte Beprobung von/in Wasser werden typische Netzmaschenweiten von Schlepp- und Planktonnetzen verwendet, diese liegen bei 333–500 µm (ERIKSEN et al. 2013, ZHAO et al. 2014, HIDALGO-RUZ et al. 2012). Bei kleineren Maschenweiten sind Probleme wie frühzeitiges Verstopfen und hoher Wasserrückstau zu beachten. Daher wird versucht, die Flüssigproben zuerst in Kanistern zu sammeln und anschließend unter kontrollierbaren Bedingungen zu sieben und zu filtrieren. Alternativ werden Proben aus dem Wasserreservoir abgepumpt und chargenweise über Siebtürme oder Filter verschiedener Größen geleitet (HELCOM 2014, WAGENINGEN UNIVERSITY 2014), welche bei Überladung gewechselt werden können. Dabei werden auch kleinere Maschenweiten verwendet, bis hin zu Membranfiltern mit 0,45 µm Porengröße.

Um Mikroplastik-Partikel aus Feststoffen und Luft abzutrennen, sind ebenfalls Siebe und Filter die erste Wahl. Bei Feststoffen wie Sedimenten oder Klärschlamm gilt es zunächst, grobkörnige Stoffe abzutrennen, um in die Größenordnung des Mikroplastiks vorzudringen. Hierbei sind Siebkaskaden (Siebturm) hilfreich. Da keine grobkörnigen Stoffe in der Luft zu erwarten sind, kann gleich mit feinporigen Filtermaterialien gearbeitet werden. Grundsätzlich könnten die am Markt befindlichen Probennahme-Lösungen für Feinstaubmessungen in der Luft auch für Mikroplastik angewendet werden.

Anmerkung: Bei nicht kugelförmigen Partikeln (v. a. Fasern, unregelmäßige Fragmente) kann durch die Siebe bzw. Filter keine ganz exakte Größentrennung gewährleistet werden, da Fasern z. B. je nach Ausrichtung entweder zurückgehalten werden (sofern sie quer liegen) oder nicht.

Zum Umfang einer repräsentativen Stichprobe für Mikroplastik in Umweltmedien konnten keine Empfehlungen oder Berechnungsmodelle gefunden werden. Die in Studien genannten Probenmengen liegen bei Feststoffen wie Klärschlamm oder Sedimenten bei etwa 0,1–5 kg, bei Kläranlagenzuläufen bei etwa 0,1–10 Liter, bei Kläranlagenabläufen auch höher im Bereich 1–1.000 Liter. Diese Mengen orientieren sich weniger an der statistischen Aussagekraft als vielmehr an der Analysenkapazität.

5.2 Probenaufbereitung

Die Methoden zur Abtrennung von Mikroplastikpartikeln von anderen Teilchen (Kleinlebewesen, Algen, Biofilme, Sedimente, Metalle etc.) nutzen neben optischen Charakteristika hauptsächlich Dichteunterschiede bzw. Unterschiede in der chemischen Löslichkeit der Partikel.

Abtrennungsmethoden

Optische/haptische Trennung: Mit freiem Auge oder unter dem Mikroskop können auffällige Partikel, die aufgrund der Farbe, der Form oder der mechanischen Beschaffenheit ein Kunststoff sein könnten, aussortiert werden. Eine visuelle Kategorisierung kann aufgrund der Form (Fragment, Pellet, Faser, Folie, Schaum, Granulat), der Farbe und gegebenenfalls des Erosionsgrades erfolgen. Diese Vorgehensweise ist sehr subjektiv und mitunter stark fehlerbehaftet.

Die **Dichtentrennung** ist vor allem dann erfolgreich, wenn der überwiegende Teil der Begleitstoffe des Mikroplastiks eine bedeutend höhere oder geringere Dichte aufweist. Um die Dichte einzustellen, werden verschiedene Trennmedien verwendet, z. B. Trinkwasser, da hier bereits PP und PE aufschwimmen. Beliebte sind auch Kochsalzlösung (NaCl, auch Meerwasser) und Natriumiodid (NaI, Dichte: 1,2 g/cm³) zur Abtrennung etwas dichter Kunststoffstoffe. Als spezielle Trennmedien werden sogenannte „schwere Lösungen“ verwendet, wie z. B. Natriumpolywolframat (Dichte ca. 1,4 g/cm³) oder Zinkchlorid (Dichte ca. 1,6 g/cm³), worin PVC, PET und Nylon aufschwimmen und abgetrennt werden können (HOLLMAN et al. 2013, ZHAO et al. 2014). Bei Partikelgrößen kleiner 100 µm werden Schwierigkeiten in der Abtrennung im natürlichen Schwerfeld berichtet. Eine möglicherweise sinnvolle Variante der Dichtentrennung wäre hierfür das Zentrifugieren von Proben (LESLIE et al. 2012).

Trennmedien

Der Nachteil bei Dichtentrennungen ist, dass Gebrauchskunststoffe selten die gleiche Dichte wie das Rohpolymer aufweisen, da sie mit einer Vielzahl von Zusatzstoffen beaufschlagt sind. Außerdem ändert sich die Dichte bei Verbleib des Mikroplastiks in der Umwelt: Zum einen kann sie sich durch Anlagern eines Biofilms erhöhen; zum anderen kann sie sich durch Abbauprozesse verringern (HIDALGO-RUZ et al. 2012).

Der **chemische und enzymatische Abbau** von Probenbestandteilen nutzt die Beständigkeit von Kunststoffen aus, während v. a. organische Störstoffe selektiv gelöst werden. Ein sehr viel versprechendes Lösemittel scheint Wasserstoffperoxid (H₂O₂) zu sein (CLAESSENS et al. 2013, COLE et al. 2014, NUELLE et al. 2014, IMHOF et al. 2012). Demgegenüber stehen verschiedene Säuren (Salzsäure (ERIKSEN et al. 2013); Salpetersäure, Schwefelsäure) und Laugen (Natronlauge (CLAESSENS et al. 2013), Kalilauge (WAGENINGEN UNIVERSITY 2014)), welche jedoch die Gefahr bergen, den Kunststoff anzugreifen oder zu zersetzen, vor allem bei zusätzlichem Erhitzen (COLE et al. 2014).

chemische Lösemittel

enzymatischer Abbau Der enzymatische Abbau kann sehr selektiv durch den Einsatz entsprechender Enzyme gesteuert werden, sodass Proteine, Cellulose, Lignin, Insektenpanzer oder Fette gezielt zersetzt werden. Jedes Enzym erfordert spezielle Bedingungen (z. B. pH-Wert, Temperatur, Reaktionszeit), wodurch die Kombination mehrerer Enzyme oft verhindert wird; stattdessen ist eine mehrstufige Behandlung erforderlich. Die hohe Selektivität ist also zugleich auch ein Nachteil, da bei Umweltproben oft ein buntes Potpourri an Inhaltsstoffen vorliegt (MINTENIG et al. 2014). Enzyme sind zudem teuer in der Anschaffung.

5.3 Mikroplastik-Analytik

Auch wenn es noch keine akkordierte Definition von „Mikroplastik“ gibt, definiert es sich vorrangig über die Größe sowie das Material Kunststoff. Daher werden nachfolgend Möglichkeiten aufgezeigt, um die Größe zu bestimmen und das Material als Kunststoff zu identifizieren.

5.3.1 Größenbestimmung

Aussieben Die einfachste Art der Größenbestimmung von Mikroplastik-Partikeln wird weitgehend durch mehrstufiges Sieben mit definierten Maschenweiten (Rüttelsieb-turm, Luftstrahlsieb) bzw. Filtrieren mit definierten Filter-Porengrößen durchgeführt. Hierbei werden Fraktionen eines bestimmten Größenbereiches erzielt, bei Verwendung von Normsieven z. B. gesiebte Partikel von 45 µm bis 63 µm Durchmesser. Aus der Emissions-/Immissionsprobennahme bietet sich auch der Kaskaden-Impaktor an, wodurch im Luftstrom getragene Partikel fraktioniert werden können. Angenommen werden kugelförmige Partikel. Die entsprechende Partikelmasse kann durch gravimetrische Bestimmung (Wägung) leicht ermittelt werden.

mikroskopisches Vermessen Eine weitere einfache Methode der Größenbestimmung ist das Ausmessen unter dem Lichtmikroskop (FENDALL & SEWELL 2009). Dies ist jedoch äußerst arbeitsintensiv und für eine größere Partikelanzahl sowie kleine Partikelgrößen wenig praktikabel. Eine Teilautomatisierung kann durch Bildauswerte-Software erreicht werden, welche die Partikel auf einem Mikroskop-Bild zählt und vermisst (statische Bildanalyse).

optische und elektrische Eigenschaften Die modernsten Methoden der Partikelanalyse nutzen optische Eigenschaften wie z. B. Streulicht, Laserbeugung, Extinktion oder elektrische Eigenschaften der Partikel, meist gepaart mit dynamischer Bildanalyse. Diese sind im Mikrometer-Bereich optimal anzuwenden und liefern als Ergebnis die Größenverteilung der gesamten Partikel (statistische Summenparameter). Die unterschiedlichen optischen und elektrischen Eigenschaften der Kunststoffe könnten hinderlich sein, eine geeignete Methode für Mikroplastik-Gemische, so wie sie in Umweltproben vorkommen, anzuwenden. Genauere Untersuchungen hierzu sind erforderlich.

5.3.2 Nachweis von Kunststoffen

Der Nachweis von Kunststoffen über spektroskopische Methoden erlaubt die Identifizierung von verschiedenen Kunststoff-Typen. In der Literatur am häufigsten erwähnt wird die Infrarot-Spektroskopie (BARNES et al. 2009, MAGNUSSON & NORÉN 2014, SFEP 2011, VIANELLO et al. 2013), die den State of the Art bei der Kunststoff-Identifizierung darstellt. In der universitären Forschung wird auch die Raman-Spektroskopie (HIDALGO-RUZ et al. 2012, IMHOF et al. 2012, LESLIE et al. 2011, TURRA et al. 2014) eingesetzt. Die neueste Entwicklung ist die Kombination der Spektroskopie mit Mikroskopie, wodurch zusätzliche Information zur räumlichen Verteilung der Partikel gewonnen wird (chemisches Imaging). Der Erfolg in der Charakterisierung von Mehrpartikelsystemen aus dem Imaging steht und fällt mit der Auswertung der hochdimensionalen Daten.

Für eine erste optische Beurteilung und Kategorisierung einer Probe in Kunststoff/Nicht-Kunststoff wird oft das Lichtmikroskop eingesetzt. Diese Kategorisierung ist jedoch fehleranfällig. In einer Studie (HIDALGO-RUZ et al. 2012) wird berichtet, dass ca. 70 % der visuell als Plastik vorselektierten Partikel sich spektroskopisch nicht als Kunststoff bestätigt haben. In wenigen Fällen wurden Einfärbemethoden aus der Medizin angewandt, die aber für Kunststoffe nicht selektiv sind (z. B. lipophile Farbstoffe; ANDRADY 2011).

Vereinzelte wurden Mikroplastik-Untersuchungen mit Elektronenmikroskop (SEM) (HOLLMAN et al. 2013, NUELLE et al. 2014), energiedispersiver Röntgenspektroskopie (EDS) (ERIKSEN et al. 2013), Pyrolyse-GC/MS (NUELLE et al. 2014) oder Nahinfrarot-Spektroskopie (HIDALGO-RUZ et al. 2012) durchgeführt.

Methodisch umsetzbar ist derzeit der Nachweis von Mikroplastikpartikeln bis zu einer unteren Grenze von ca. 500 nm mittels Ramanspektroskopie (FISCHER et al. 2015) und von derzeit ca. 20 µm mittels FT-IR-Spektroskopie (MINTENIG et al. 2014).

spektroskopische Methoden



Abbildung 4:
FT-IR Spektrometer mit
Imaging Funktion, Gerät
implementiert für die
Mikroplastik-Analytik am
Umweltbundesamt.
© S. Schaden/
Umweltbundesamt

6 MIKROPLASTIK-ANALYTIK AM UMWELTBUNDESAMT

6.1 Übersicht

Mikro-Spektroskop

Die Mikroplastik-Analytik am Umweltbundesamt wird mit einem FT-IR Mikro-Spektroskop mit Imaging Funktion durchgeführt (Spotlight 400, Perkin-Elmer, siehe Abbildung 4). Die Kombination aus Spektroskopie und Mikroskopie erlaubt eine orts aufgelöste Materialcharakterisierung im unteren Mikrometer-Bereich. Nur diese Methode bietet die Möglichkeit, den Typ des Kunststoffes zu ermitteln und gleichzeitig Information über die Größe und Position von Mikroplastik-Partikeln auf der Messfläche zu erhalten.

Die Gewinnung und Charakterisierung von potenziell mikroplastikhaltigen Proben muss an die jeweilige Problemstellung angepasst werden. Da es keine standardisierten Methoden gibt, ist die Entwicklung von maßgeschneiderten Lösungen z. B. für Fließgewässer, Lebensmittel oder Abwasser erforderlich. Zu beachten ist in jedem Fall die Gefahr der Probenkontamination durch Bekleidung der Analytiker (z. B. Polyester-Fasern) oder kunststoffhaltige Gegenständen im Umfeld von Probenahme, Probenaufbereitung und Messung. Soweit wie möglich werden die Materialien Glas und Metall eingesetzt, um Probengefäße, Filter, Schläuche usw. aus Kunststoff zu ersetzen.

6.2 Durchgeführte Untersuchungen

Die Mikroplastik-Analytik erfordert eine kreative Herangehensweise, um unterschiedliche Probenmedien mit ihren speziellen Herausforderungen bearbeiten zu können.

Die Mikroplastik-Analytik am Umweltbundesamt zielt auf komplexe Probenmedien und kleine Partikelgrößen ab. Bereits durchgeführte Projekte befassten sich beispielsweise mit dem Nachweis von Mikroplastik im gereinigten Ablauf einer Kläranlage oder in Entlastungsmischwasser aus einer kommunalen Kanalisation.

Für das Projekt „Plastik in der Donau“ (UMWELTBUNDESAMT 2015) wurden die Partikelfractionen größer 500 bzw. größer 250 µm analysiert. Darüber hinaus konnten Methoden für die Bearbeitung der Partikelfraction mit 50 µm Größe erstellt werden (ROBERTSON et al. 2015).

6.3 Methodik

6.3.1 Allgemeines

Kontaminationen vermeiden

Im Umgang mit Proben, die auf Mikroplastik analysiert werden, ist jegliche Kontamination mit Kunststoffpartikeln zu vermeiden. Je kleiner die untersuchte Partikelgröße ist, desto mehr Aufwand muss betrieben werden. Besonders bei den Probenahmen ist darauf zu achten, dass die involvierten Personen keine Be-

kleidung aus Synthefasern tragen. Im Laborbereich wird die gängige Baumwoll-Laborbekleidung empfohlen, in Spezialfällen können fusselarme Schutzanzüge mit Kopfbedeckung und Reinraumhandschuhe angeraten sein. Als weitere Vorsichtsmaßnahme können Probenmanipulationsschritte unter eine Reinraumlaborbank verlagert werden.

Nach Möglichkeit sind für die Probennahme und sämtliche Manipulationen im Labor kunststofffreie Materialien zu verwenden, beispielsweise Metall oder Glas. Sofern dies nicht möglich ist, sollte zumindest versucht werden, die Anzahl unterschiedlicher Kunststoffprodukte auf ein Minimum zu reduzieren.



Ob und welche Kunststoffe im Analysenprozess involviert waren, sollte dokumentiert werden, um etwaige Kontaminationen bei der Dateninterpretation berücksichtigen zu können.

*Abbildung 5:
Reinraumbank und Labormitarbeiter in Schutzkleidung. © B. Liebmann/Umweltbundesamt*

6.3.2 Probenvorbereitung

Umweltproben, die auf Mikroplastik untersucht werden, können aus einem Feststoff (Boden, Klärschlamm), aus einer Flüssigkeit (Fluss, Abwasser) oder aus der Luft (Feinstaub) stammen. Zur Abtrennung der Probe vom umgebenden Medium wird das Prinzip der Filtration in verschiedenen Varianten angewandt.

6.3.2.1 Abtrennung nach Größe

Bei der Abtrennung mit Netzen kann z. B. direkt aus einem Fluss oder einem Abwasserkanal eine Probe entnommen werden. Die minimale Partikelgröße ist durch die Wahl der Netz-Maschenweite bereits bei der Probennahme festgelegt.

- Vorteile: Beprobung großer Volumina vor Ort möglich; Repräsentativität.
- Nachteile: Hohe Kräfte erfordern stabile Konstruktion um das Netz herum (Einzelanfertigungen); schnelles Blockieren/Verkleben möglich.

Abtrennung mit Netzen

Für die Abtrennung mit einem Labor-Siebturm können zuvor gesammelte Proben (Flüssigkeiten, Feststoffe) in einem Durchgang in verschiedene Größenbereiche aufgetrennt werden. Der interessante Partikelgrößenbereich kann auch nach der Probennahme eingeschränkt werden.

- Vorteile: Fraktionierung in verschiedene Partikelgrößen; höhere Feststoffgehalte möglich; größere Probenvolumina; einfache Reinigung der Siebe.
- Nachteile: Probennahme muss davor erfolgen (z. B. Abfüllung in Gebinde); logistische Herausforderung bei großen Mengen; offenes System, daher Kontamination möglich; minimale Partikelgröße ca. 40 µm.

Abtrennung mit Siebturm

Druckfiltration Bei der Druckfiltration kann eine Flüssigprobe mit geringen Feststoff-Anteilen in einem geschlossenen System über feinporige Filter gepresst oder gesaugt werden. Angewendet wird diese Methode hauptsächlich für Partikelgrößen kleiner 50 µm.

- Vorteile: geschlossenes System; Vermeidung von Kontamination; variable Größe der Filter (bis in den unteren µm-Bereich); bei geeignetem Filter ist direkte IR-Messung möglich.
- Nachteile: Blockieren bei hohen Feststoff-Anteilen; mehrmalige Filterwechsel.

6.3.2.2 Abtrennung nach Material

Nach dem Filtrationsschritt können sich in den Proben noch unerwünscht hohe Gehalte von organischem Material, wie z. B. Algen oder Fette finden, die eine direkte Messung der Probe mit IR-Spektroskopie stark stören bzw. verunmöglichen würden.

Die Möglichkeit der Dichtentrennung wird am Umweltbundesamt weniger genutzt, da sekundäres Mikroplastik nicht notwendigerweise die Dichte des Rohpolymers aufweisen muss: zum einen wegen der Zuschlagstoffe im Kunststoffprodukt, zum anderen aufgrund von Effekten wie Verwitterung und Biofilmanlagerung an den Mikroplastikpartikeln, die zu Dichteänderungen führen können.

selektive chemische Lösung

Stattdessen wird zur selektiven Abtrennung von störendem Material ein selektiver chemischer Löseschritt eingesetzt. Die Lösemittel werden an die jeweilige Problemstellung angepasst ausgewählt, vor allem Wasserstoffperoxid (H₂O₂) bringt häufig gute Erfolge. Vorzugsweise wird bei Raumtemperatur gearbeitet, um den Kunststoff nicht zu quellen oder anzugreifen. Eine vollständige Entfernung jeglicher Nicht-Kunststoffe ist aber nur in Ausnahmefällen zu erreichen.

- Vorteil: (teilweise) Entfernung störender Probenbestandteile bzw. Biofilme, um korrekte IR-Messung zu ermöglichen.
- Nachteile: mitunter mehrstufiges Lösen mit verschiedenen Lösemitteln erforderlich; Kunststoffbeständigkeit muss berücksichtigt werden; selten vollständige Entfernung.

6.3.2.3 Probenpräparation für Messung

Aluminiumoxidfilter

Dem Lösevorgang folgen eine abschließende Druckfiltration auf feinporige Aluminiumoxidfilter und eine sanfte Trocknung (max. 40–60 °C), da die Restfeuchtigkeit das Messsignal bei der IR-Messung stören würde. Der Aluminiumoxidfilter absorbiert nur in einem kleinen Wellenzahl-Bereich des IR-Spektrums und eignet sich daher sehr gut für die direkte Messung von Partikeln in Transmission (Durchstrahlung).

- Vorteile: IR-Messung in Transmission direkt auf Filter möglich; weniger Probenmanipulation.
- Nachteile: fragiles, teures Filtermaterial; IR-Fingerprint-Bereich nicht zugänglich.

6.3.3 Analyse der Proben

Bei dem entwickelten Prozedere befindet sich die zu untersuchende Partikelmenge fein verteilt auf einem Filter.

6.3.3.1 Optische Untersuchung

Ein Mikroskop dient zur optischen Untersuchung und Erstbeurteilung der Probe. Ein Ausschnitt von 2,5 x 2,5 cm eines partikelbeladenen Aluminiumoxid-Filters ist in Abbildung 6 zu sehen. Die Aufnahme wurde mit der Mikroskop-Funktion des FT-IR Spektroskops gemacht.

Zu sehen sind Partikel aus Quarzsand und gezielt positioniertes Mikroplastik aus PE, PP, PVC und PS, wobei rein optisch keine Unterscheidung zwischen Sand und Mikroplastik möglich ist.

Mikroskopie

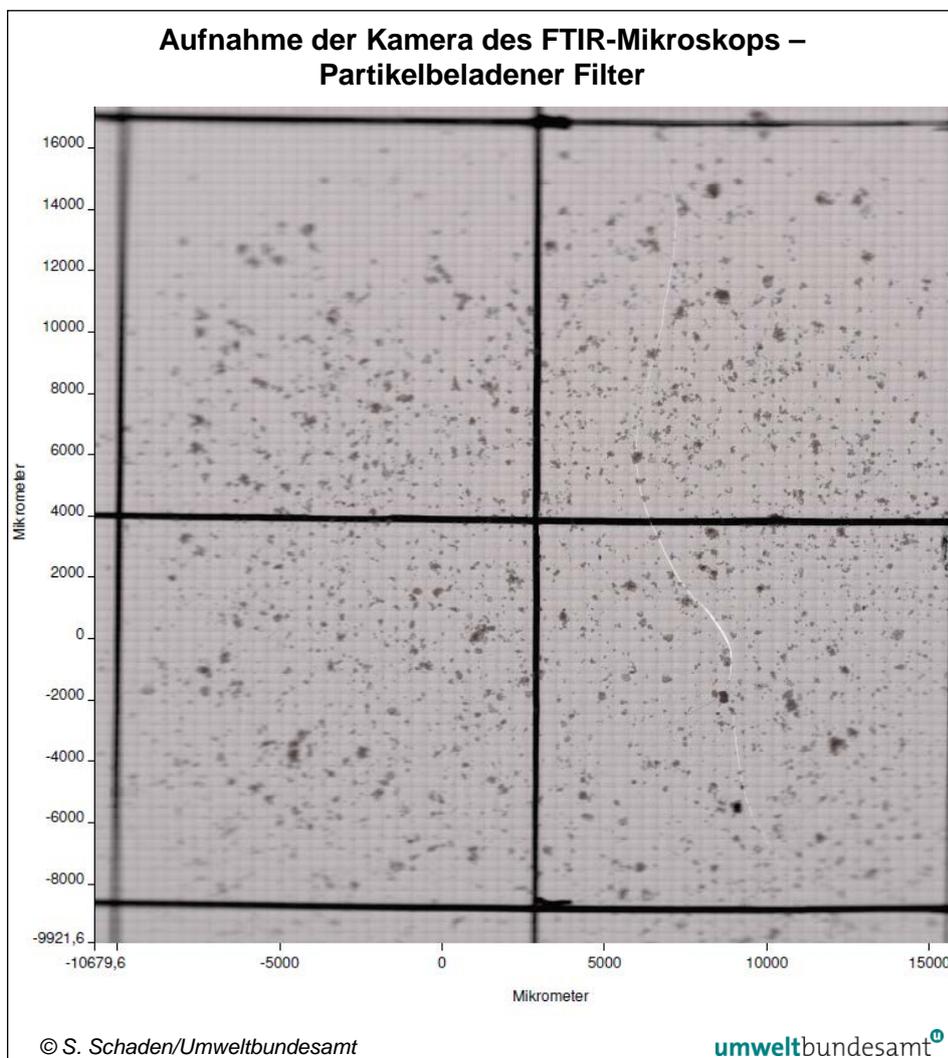


Abbildung 6:
Aufnahme der Kamera
des FTIR-Mikroskops:
Partikelbeladener Filter,
2,5 x 2,5 cm Ausschnitt.

Zur einfacheren Orientierung sind auf dem Filter Quadranten mit Faserstift eingezeichnet (Q1–Q4, gezählt von links oben, im Uhrzeigersinn). Die helle Linie von Q2 nach Q3 ist ein Riss im empfindlichen Filtermaterial.

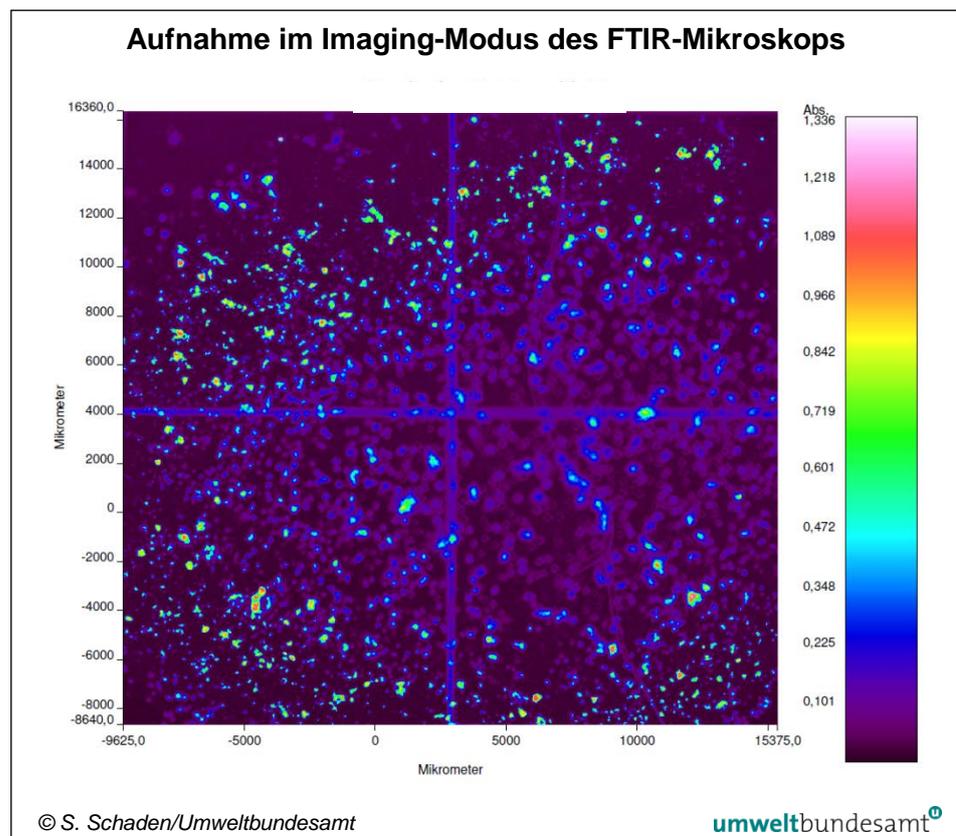
6.3.3.2 Messung mittels FT-IR Spektroskop

Spektroskopie

Eine Materialidentifizierung über FT-IR Spektroskopie beinhaltet die Aufnahme eines IR-Spektrums und den nachfolgenden Abgleich mit einer (möglichst umfangreichen) Spektren-Datenbank.

Das am Umweltbundesamt vorhandene FT-IR-Spektrometer ermöglicht die Messung in Kontakt mit der Probe über einen ATR-Kristall (Diamant, Germanium) oder aber die berührungslosen Varianten in Transmission oder Reflexion. Alle drei Messvarianten können mit dem Imaging-Modus kombiniert werden, wodurch größere Oberflächen abgescannt werden können. Ein Beispiel einer Transmissionsmessung im Imaging-Modus ist in Abbildung 7 dargestellt.

Abbildung 7:
Aufnahme im Imaging-
Modus des FTIR-
Mikroskops: Farbliche
Darstellung der
durchschnittlichen IR-
Absorption auf der
Filterfläche. Identer
Filterausschnitt wie in
Abbildung 6.



Die Datenaufnahme der IR-Spektren erfolgte im 25 x 25 µm Raster im Wellenzahl-Bereich von 4.000–1.250 cm⁻¹. Die reine Messzeit lag bei ca. 5 Stunden.

Für die Auswertung ist es hilfreich, dass die Markierung der Quadranten auf dem Filtermaterial auch im Infrarot sichtbar ist. Das Filtermaterial selbst absorbiert nur schwach, es sind dafür einige Bereiche höherer Absorption erkennbar, wo sich auch Partikel befinden (siehe Abbildung 7).

Bei der berührungslosen Messung in Transmission oder Reflexion stellt sich der Messausschnitt von 2,5 x 2,5 cm als guter Kompromiss zwischen orts aufgelöster Information und Dateigröße dar. Dieser Messausschnitt kann schrittweise in einem 25 x 25 µm Raster abgescannt werden und es steht schließlich für jedes Rasterquadrat ein IR-Spektrum zur Verfügung. Alternativ kann die Rastergröße auch auf 50 x 50 µm gesetzt werden, wodurch die Messung beschleunigt wird, aber möglicherweise Partikel kleiner als 50 µm nicht ausreichend erfasst werden.

Bei der Messung in Kontakt mit dem ATR-Kristall ist die Messfläche auf 400 x 400 µm eingeschränkt, für größere Bereiche muss der Kristall neu positioniert werden. Die vorliegenden Erkenntnisse weisen darauf hin, dass diese Messmethode für die Untersuchung von Reifenabrieb-Partikeln gewählt werden muss.

6.3.3.3 Auswertung über Korrelationsvergleich

Die Auswertung der Image-Dateien erfolgt für jeden Bildpixel über die Berechnung der Korrelation mit einem definierten Vergleichsspektrum. Für diesen Korrelationsvergleich werden die Spektren der wichtigsten Kunststoffe herangezogen, das sind vorrangig PE, PP, PA (siehe auch Abbildung 8), PS, PVC und bei Bedarf weitere.

Vergleichsspektren der wichtigsten Kunststoffe

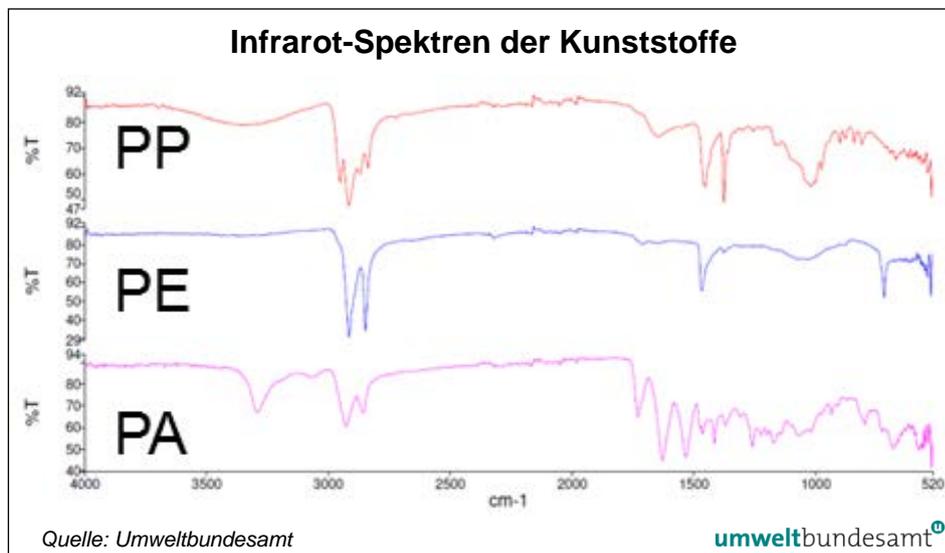


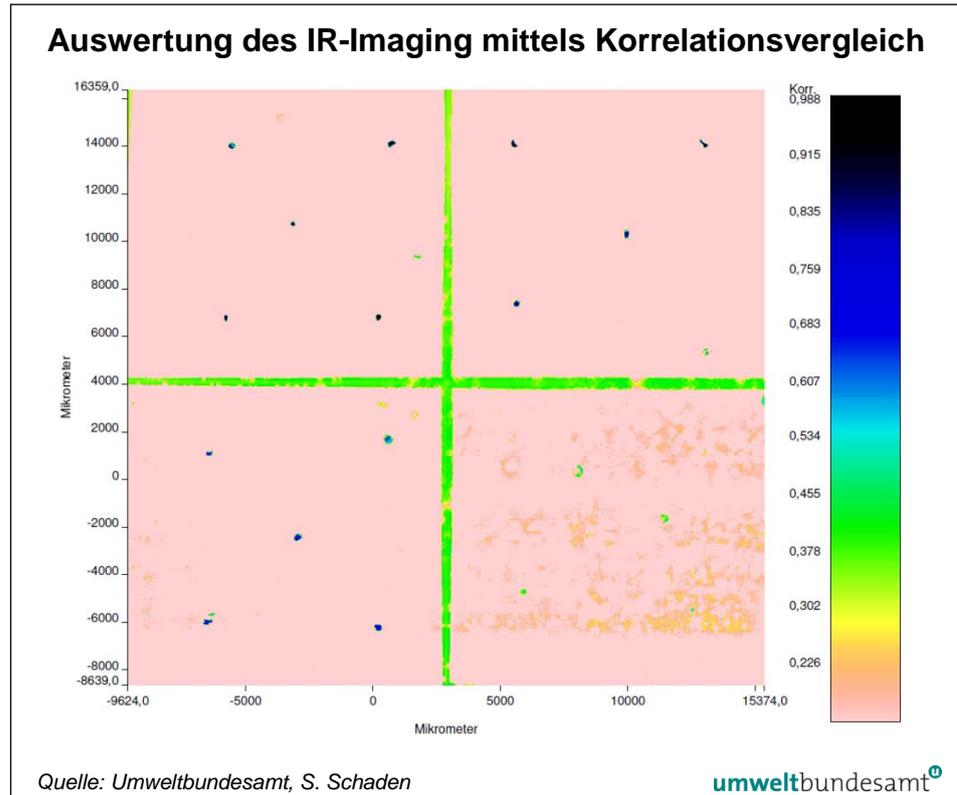
Abbildung 8:
Infrarot-Spektren der
Kunststoffe PP, PE
und PA.

Die grafische Darstellung des Korrelationsvergleiches in Abbildung 9 bezieht sich auf das Referenzspektrum PE, die Farbskala zeigt die Korrelation. Auf dem mit Quarzsand beladenen Filter wurden in jedem Quadranten fünf Partikel eines bestimmten Kunststoffes angeordnet, und zwar in Form der Würfelaugenzahl 5. Diese Form ist auch in der grafischen Auswertung sichtbar. Angeordnet sind PE, PP, PVC und PS, gezählt von links oben im Uhrzeigersinn.

Aufgrund der Spektren-Ähnlichkeit zwischen einigen Kunststoffen werden hier neben PE-Partikeln auch PP- und PS-Partikel mit hoher Korrelation zu PE angezeigt. Daher ist der Korrelationsvergleich zwar hilfreich, um relevante Bereiche zu identifizieren (Screening), für eine korrekte Materialidentifizierung ist dennoch ein zusätzlicher Datenbankabgleich für jedes Partikel erforderlich.

Der Korrelationsvergleich als Auswertemethode zeigte für dieses Anwendungsbeispiel weit bessere Resultate als die ebenfalls durchgeführten Auswertungen mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA).

Abbildung 9:
Auswertung des IR-
Imaging mittels
Korrelationsvergleich,
Referenzspektrum ist
PE. Angeordnete
Partikel von links oben
im Uhrzeigersinn: PE,
PP, PVC und PS.



6.4 Ausgewählte Untersuchungen

Die Untersuchung von unterschiedlichen Probenmedien wie Lebensmittel, Abwässer oder Reifenabrieb trug wesentlich zur Entwicklung und Optimierung der Mikroplastik-Analytik bei. Unerwartete Probleme ergeben sich nur im Zusammenhang mit einem konkreten Medium (z. B. fetthaltige Biofilme in Kläranlagenabläufen) und erfordern praktikable Lösungen. Eine kurze Ergebnisübersicht ist in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Fazit und Handlungsbedarf der Mikroplastik-Analytik für ausgewählte Medien.

Medium	Ergebnis
Bier, Fruchtsaft, Fruchtnektar	kein Mikroplastik > 150 µm nachweisbar
Honig	wenig Mikroplastik > 50 µm nachgewiesen, v. a. synth. Fasern PA und Viskose nicht als Mikroplastik bestätigt: Naturfasern, Farbpartikel, Wackskügelchen
Abwasser einer Waschmaschine	Fasern unterschiedl. Zusammensetzung identifiziert, z. B. Viskose, Polyamid (Nylon), Polyacrylnitril bei 1 Waschgang ca. 0,2 g faserhaltiger Rückstand; Für eine Quantifizierung fehlen effiziente Methoden der Faserzählung.
Ablauf einer Kläranlage	Mikroplastik > 500 µm (v. a. PE, PP) gefunden; Optimierung der Probennahme erforderlich für Identifizierung kleinerer Partikelgrößen (ca. 50 µm)
Oberflächenwasser (Donaukanal)	mind. 2 Mikroplastik-Partikel (> 50 µm) pro Liter nachgewiesen, v. a. PE; PP und PS
Abrieb Autoreifen	Anwendung des entwickelten FTIR-Imaging Messkonzeptes in Transmission nicht möglich, aber Lösungsansatz vorhanden

Themenbereiche, die bei jeder Untersuchung bedacht werden müssen, sind die Art der Probennahme, die Probenmenge und gegebenenfalls eine repräsentative Unterteilung in kleinere Teilproben. Denn in den meisten Fällen wird sich die chemisch-analytische Charakterisierung auf einen Teil der Gesamtprobenmenge beschränken müssen, wie es auch bei anderen Fragestellungen der Umweltanalytik üblich ist.

Die Quantifizierung des Mikroplastik-Gehaltes einer Probe kann bei Partikelgrößen über 500 µm noch über Anzahl und/oder Gewicht der Mikroplastik-Partikel pro Volumeneinheit erfolgen. Ein solches Vorgehen wurde z. B. bei der Donauuntersuchung auf Mikroplastik gewählt (UMWELTBUNDESAMT 2015).

Für Partikel kleiner 500 µm erfolgt der Nachweis von Mikroplastik durch IR-Mikrospektroskopie von repräsentativen Teilproben, die Ergebnisse werden hochgerechnet und als Anzahl Mikroplastik-Partikel pro Volumeneinheit Probe angegeben. Die gravimetrische Bestimmung von Mikroplastikpartikeln in diesem Größenbereich wäre äußerst aufwändig.

7 EMPFEHLUNGEN

Kunststoff in der Umwelt ist ein relevantes Umweltthema, dem auf nationaler sowie europäischer Ebene zunehmend mehr Beachtung geschenkt wird. Dies verdeutlichen z. B. das Grünbuch zu einer europäischen Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt oder die Verabschiedung der „EU-Plastiksackerl-Richtlinie“. Das Umweltbundesamt gibt Empfehlungen für politische EntscheidungsträgerInnen und verweist auch ganz bewusst auf eine verstärkte Sensibilisierung der Bevölkerung für den richtigen Umgang mit Kunststoffprodukten und Kunststoffabfällen. Über kurz oder lang können Kunststoffabfälle in der Umwelt in kleinere Teilchen zerfallen – Mikroplastik entsteht. Darüber hinaus ist Mikroplastik auch in diversen (kosmetischen) Produkten enthalten und kann während bzw. nach der Nutzung in die Umwelt freigesetzt werden. Da noch viele Fragen zum Ausmaß der Mikroplastik-Belastung und zur damit verbundenen Gefährdung der Umwelt offen sind, sind Wissenschaft und Forschung in Zusammenarbeit mit der Industrie gefordert, Antworten sowie Lösungsvorschläge zu liefern.

7.1 Empfehlungen für politische EntscheidungsträgerInnen

- Zur europaweiten Beendigung des Einsatzes von Mikroplastik in Produkten (z. B. Reinigungsmittel, Zahnpasta) ist die Wirksamkeit freiwilliger Maßnahmen zu prüfen. Erforderlichenfalls hat ein Verbot auf europäischer Ebene zu erfolgen.
- Der Zero Pellet Loss Pakt, der von Bundesminister Rupprechter gemeinsam mit dem Fachverband der chemischen Industrie beschlossen wurde, ist rasch und umfassend umzusetzen.
- Einträge von Kunststoffen in die Umwelt, die durch unsachgemäße Produktion, Verwendung/Anwendung von Kunststoffprodukten bzw. Produkten sowie durch Littering verursacht werden, sind zu verringern.
- Fortschreibung des Abfallvermeidungsprogramms des Bundes-Abfallwirtschaftsplans.
- Neben der Reduktion von Verpackungsmaterial sind mehrfach verwendbare, reparierbare sowie recyclingfähige Kunststoffprodukte mit geringem Schadstoffgehalt durch intelligentes Ökodesign anzustreben. Soweit möglich, sollte eine stoffliche Kreislaufwirtschaft forciert werden. Kunststoff soll als Ressource behandelt werden – mit dem prinzipiellen Vorrang für die effiziente, nachhaltige Nutzung vor der Wiederverwendung, vor hochwertigem Recycling und vor sonstiger Verwertung.
- Geltende Rechtsvorschriften im Bereich Abfall sind zu vereinheitlichen, in Bezug auf regionale Gegebenheiten zu optimieren und in den EU-Mitgliedstaaten konsequent durchzusetzen. Ein EU-weites Verbot der Deponierung von Kunststoffen wäre anzustreben.

7.2 Empfehlungen auf KonsumentInnen-Ebene

- Der Einsatz und Verbrauch von Kunststoffen ist auf jenes Maß zu verringern, welches zur Erfüllung der Bedürfnisse tatsächlich erforderlich ist.
- Die KonsumentInnen sind über die korrekte Entsorgung von Kunststoffabfällen und über die bestehende Sammelinfrastruktur zu informieren. Vermeintliche Kavaliersdelikte wie Littering oder Kunststoffentsorgung über die Kanalisation (z. B. Folien in WC) sind aufzuzeigen und deren Nachteile ins Bewusstsein zu rücken.
- Informationskampagnen zur Aufklärung der KonsumentInnen bezüglich korrekter Sortierung und Sammlung von biologisch abbaubaren, biobasierten, kompostierbaren oder recyclingfähigen Kunststoffen sind durchzuführen. Bio-Kunststoffe dürfen nicht als Freibrief für das unachtsame „Verlieren“ von Kunststoffprodukten/Kunststoffabfällen im freien Raum missverstanden werden.
- Initiativen gegen Littering anhand von Best Practice Beispielen anderer Staaten oder auf regionaler Ebene sind zu setzen; Flurreinigungsaktionen sind zu unterstützen.

7.3 Forschungsbedarf

- Es fehlt eine **einheitliche Terminologie** für Plastik und Mikroplastik: Welche Kunststoffe werden (mit-)gemeint und um welchen Größenbereich handelt es sich? Der betrachtete Größenbereich beeinflusst nicht nur die Schadstoff-Bewertung von Mikroplastik maßgeblich, sondern die gesamte Methodik, beginnend mit den Probenahmen. Es gibt derzeit weder eine standardisierte Definition für Mikroplastik noch ein standardisiertes methodisches Herangehen zur Messung von Mikroplastik in der Umwelt. Fragen zur Repräsentativität von Probenahme über Probenaufbereitung bis hin zur Messung sind offen. Ergebnisse von Studien können daher kaum miteinander verglichen werden. Die Harmonisierung und Koordination auf europäischer Ebene ist notwendig, um ganzheitlichen Nutzen aus den Studien ziehen zu können.
- Für Mikroplastikteilchen unter 500 µm Größe ist die Etablierung geeigneter **robuster Messmethoden** (Beprobung und Bestimmung) dringend angeraten. Das Wissen zum **Auslaugen von Kunststoff-Zusatzstoffen** über längere Zeiträume in den verschiedenen Umweltmedien ist gering und muss aufgebaut werden. Ob an der Oberfläche von Mikro-Kunststoffpartikeln mehr Schadstoffe adsorbieren als an biogenen Partikeln ist ebenfalls wenig erforscht, aber eine wichtige Information zur Bewertung als Schadstoffvektor. Studien zur Bewertung dieser sehr kleinen Partikel als Schadstoff bzw. Schadstoffträger mit möglicher Wirkung auf Lebewesen sind auch in Hinblick auf die Ableitung von Grenzwerten erforderlich.
- Die Frage „Wieviel Mikroplastik befindet sich in der Umwelt?“ kann derzeit nicht beantwortet werden, da keine **ausreichende Datenlage** zur Verfügung steht. Es fehlen **Bewertungskriterien**, wieviel Mikroplastik die Umwelt trägt; entsprechender Forschungsbedarf für die verschiedenen Umweltkompartimente und Mikroplastik Hot-Spots (z. B. industrielle Abwässer, Kläranla-

gen, Straßenabläufe) ist gegeben. Beim Eintragspfad Luft sind neben dem Reifenabrieb auch feinstpartikuläre Kunststoff-Emissionen bei Kunststoff-Herstellern, -Verarbeitern und -Recycling-Betrieben interessant.

- Das **Abbauverhalten** verschiedener Kunststoffe, inklusive der biologisch abbaubaren, ist unter verschiedenen Umweltbedingungen und -medien (z. B. Süß- versus Salzwasser, Boden) zu untersuchen. Welche Zeiträume sind relevant, welche Partikelgrößen und Formen entstehen?
- Die Industrie ist auf dem Weg zur „**Smart Production**“ zu unterstützen. Mit welchen (technischen) Maßnahmen können Kunststoff-Abfallströme reduziert bzw. kontrolliert entsorgt werden und wie lässt sich der Verlust des Rohstoffes Kunststoff in der Logistikkette kostengünstig minimieren?
- **Ökoinnovationen** zur Entwicklung von nachhaltigen Produkten und Verpackungsmaterialien sind notwendig: Produkte sind z. B. so zu gestalten, dass sie am Ende einer möglichst langen Lebensdauer wieder reparierbar sind oder ohne großen Aufwand einem vorzugsweise stofflichen Recycling zugeführt werden können.
- Biobasierte, biologisch abbaubare sowie konventionelle Kunststoffe sind über den gesamten Lebenszyklus (inklusive Berücksichtigung etwaiger Konkurrenzsituation zur Lebens- und Futtermittelproduktion) einer **Ökobilanz** zu unterziehen.
- Neue, leistungsfähige Technologien für das stoffliche Recycling von gemischten Kunststoff-Fractionen inklusive der biogenen und biologisch abbaubaren Kunststoffe sind zu entwickeln (z. B. Infrarot-basierte Sortiertechnologien).

8 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ATR-FT-IR	abgeschwächte Totalreflexion FT-IR
BBP	Benzylbutylphthalat
BR	Butadien Kautschuk (Rubber)
DBP	Dibutylphthalat
DDE	Dichlordiphenyldichlorethen
DEHP	Diethylhexylphthalat
DIBP	Diisobutylphthalat
FT-IR	Fourier-Transformation Infrarot Spektroskopie
HBCDD	Hexabromcyclododekan
HCB	Hexachlorbenzol
HCBD	Hexachlorbutadien
IR	Infrarot Spektroskopie
PA	Polyamid
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBDE	polybromierte Diphenylether
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
PCN	polychlorierte Naphtaline
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure und Derivate
PM ₁₀	Partikel mit Durchmesser kleiner 10 µm ("Feinstaub")
PMMA	Polymethylmethacrylat
POP	Persistente organische Schadstoffe
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PTFE	Polytetrafluorethen ("Teflon")
PU	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
SBR	Styrol-Butadien-Kautschuk (Rubber)
SCCP	kurzkettige Chlorparaffine

9 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

<i>Abbildung 1: Größenvergleich von (Mikro-)Plastik mit Boden- und Sedimentbestandteilen, Filterarten und Mikroorganismen.....</i>	<i>11</i>
<i>Abbildung 2: Polyurethan Mikroplastik aus einer Handwaschpaste unter dem Mikroskop, ca. 200 µm Partikelgröße</i>	<i>14</i>
<i>Abbildung 3: Entstehung von sekundärem (Mikro-)Plastik durch Verwitterung einer Kunststoff-Flasche</i>	<i>16</i>
<i>Abbildung 4: FT-IR Spektrometer mit Imaging Funktion, Gerät implementiert für die Mikroplastik-Analytik am Umweltbundesamt.....</i>	<i>29</i>
<i>Abbildung 5: Reinraumbank und Labormitarbeiter in Schutzkleidung</i>	<i>31</i>
<i>Abbildung 6: Aufnahme der Kamera des FTIR-Mikroskops: Partikelbeladener Filter, 2,5 x 2,5 cm Ausschnitt.....</i>	<i>33</i>
<i>Abbildung 7: Aufnahme im Imaging-Modus des FTIR-Mikroskops: Farbliche Darstellung der durchschnittlichen IR-Absorption auf der Filterfläche. Identer Filterausschnitt wie in Abbildung 6.....</i>	<i>34</i>
<i>Abbildung 8: Infrarot-Spektren der Kunststoffe PP, PE und PA.</i>	<i>35</i>
<i>Abbildung 9: Auswertung des IR-Imaging mittels Korrelationsvergleich, Referenzspektrum ist PE. Angeordnete Partikel von links oben im Uhrzeigersinn: PE, PP, PVC und PS.....</i>	<i>36</i>

10 LITERATURVEZEICHNIS

- ANDRADY, A.L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1596–1605.
- ANDRADY, A. L. & NEAL, M.A. (2009): Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364: 1977–1984.
- AWI – Alfred Wegener Institut (2014): Pilotstudie bringt neue Erkenntnisse über Mikroplastik im Abwasser. Gemeinsame Pressemitteilung mit OÖWV und dem NLKWN. Bremerhaven/Oldenburger, 30. Oktober 2014.
- BARNES, D.K.A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R.C. & BARLAZ, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364: 1985–1998.
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2014): Mikroplastik in Lebensmitteln. Stellungnahme Nr. 013/2015 vom 30. April 2015.
<http://www.bfr.bund.de/cm/343/mikroplastikpartikel-in-lebensmitteln.pdf>
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2014a): Polyethylenhaltige Mikrokunststoffpartikel: Gesundheitsrisiko durch die Verwendung von Hautreinigungs- und Zahnpflegemitteln ist unwahrscheinlich. Stellungnahme Nr. 032/2014 vom 3. Januar 2014.
<http://www.bfr.bund.de/cm/343/polyethylenhaltige-mikrokunststoffpartikel-gesundheitsrisiko-durch-die-verwendung-von-hautreinigungs-und-zahnpflegemitteln-ist-unwahrscheinlich.pdf>
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012): Kommunale Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG. Österreichischer Bericht 2012. Wien.
- BRANDSMA, S. H.; NIJSSSEN, P.; VAN VELZEN, M.J.M. & LESLIE, H.A. (2013): Microplastics in river suspended particulate matter and sewage treatment plants. Report R14/02, version 1. IVM Institute for Environmental Studies. Amsterdam.
- BROWNE, M.A. (2015): Sources and pathways of microplastics to habitats. In: Bergmann, M. et al. (Hrsg.): *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing. 447 S.
- BROWNE, M.A.; CRUMP, P.; NIVEN, S.J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T. & THOMPSON, R. (2011): Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology* 45: 9175–9179.
- BUKOWIECKI, N. et al. (2009): PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Strassenverkehrs (APART). Band 1268. Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK, Bundesamt für Strassen.
- CHEMRISK LLC (2011): Tire and road wear particles (TRWP) global sampling project. Summary report. Pittsburgh. S. 1–45.
- CLAESSENS, M.; VAN CAUWENBERGHE, L.; VANDEGEHUCHTE, M.B. & JANSSEN, C.R. (2013): New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin* 70: 227–233.
- COLE, M.; WEBB, H.; LINDEQUE, P.K.; FILEMAN, E.S.; HALSBAND, C. & GALLOWAY, T.S. (2014): Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports* 4: 4528, DOI: 10.1038/srep04528.

- DRIS, R.; GASPERI, J.; ROCHER, V.; SAAD, M.; RENAULT, N. & TASSIN, B. (2015): Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*. (accepted).
- EMEP – European Monitoring and Evaluation Programme & EEA – European Environment Agency (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook, Part B: Sectoral guidance chapters, 1.A.3.b.i-iv Exhaust emissions from road transport.
- ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON S.; BOX, C.; ZELLERS, A.; EDWARDS, W.; FARLEY, H. & AMATO, S. (2013): Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 77: 177–182.
- FENDALL, L.S. & SEWELL, M.A. (2009): Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin* 58(8): 1225–1228.
- FISCHER, D.; KAEPLER, A. & EICHHORN, K.-J. (2015): Identification of microplastics in the marine environment by Raman microspectroscopy and imaging. *American Laboratory* 47: 32–34.
- FYTILI, D. & ZABANIOTOU, A. (2008): Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12: 116–140.
- GESAMP (2010): Bowmer, T. & Kershaw, P. (Hrsg.): Proceedings of the GESAMP International Workshop on micro-plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans. GESAMP Rep. Stud. No. 82.
- GOUIN, T.; AVALOS, J.; BRUNNING, I.; BRZUSKA, K.; DE GRAAF, J.; KAUMANN, J.; KONING, T.; MEYBERG, M.; RETTINGER, K.; SCHLATTER, H.; THOMAS, J.; VAN WELIE, R. & WOLF, T. (2015): Use of micro-plastic beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment. *SOFW Journal* 141: 40–46.
- GREENPEACE (2015): Greenpeace-Untersuchung: Mikroplastik in Getränken. Newsartikel, 24.01.2015
<http://www.greenpeace.org/austria/de/marktcheck/News/essen/2015/Kein-Mikroplastik-in-Getranke-Proben/>
- GRIGORATOS, T. & MARTINI, G. (2014): Non-exhaust traffic related emissions. Brake and Tyre wear PM. JRC Scientific and policy report from the European Commission.
- HABIB, D.; LOCKE, D.C. & CANNONE, L.J. (1996): Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products and sewage treatment plant effluents. *Water, Air and Soil Pollution* 103: 1–8.
- HAMMER, J.; KRAAK, M.H.S. & PARSONS, J.R. (2012): Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern Gift. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 220: 1–44.
- HARVEY, R.W.; KINNER, N.E.; MACDONALD, D.; METGE, D.W. & BUNN, A. (1993): Role of physical heterogeneity in the interpretation of small-scale laboratory and field observations of bacteria, microbial-sized microsphere, and bromide transport through aquifer sediments. *Water Resources Research* 29(8): 2713–2721.
- HELCOM (2014): BASE project 2012–2014: Preliminary study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant.

- HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R.C. & THIEL, M. (2012): Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* 4: 3060–3075.
- HOFMANN, T.; BAUMANN, T.; BUNDSCHUH, T.; V.D. KAMMER, F.; LEIS, A.; SCHMITT, D.; SCHÄFER, T.; THIEME, J.; TOTSCHKE, K.-U. & ZÄNKER, H. (2003): Aquatische Kolloidie 1: Eine Übersichtsarbeit zur Definition, zu Systemen und zur Relevanz. *Grundwasser* 8(4): 203–212.
- HOLLMAN, P.C.H.; BOUWMEESTER, H. & PETERS, R.J.B. (2013): Microplastics in aquatic food chain: sources, measurement, occurrence and potential health risks. Research report, Wageningen RIKILT – Institute of Food Safety.
- HOLMES, L.A.; TURNER, A. & THOMPSON, R.C. (2014): Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Marine Chemistry* 167: 25–32.
- IMHOF, H.K.; SCHMID, J.; NIESSNER, R.; IVELVA, N.P. & LAFORSCH, C. (2012): A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods* 10: 524–537.
- IMHOF, H.K.; IVELVA, N.P.; SCHMID, J.; NIESSNER, R. & LAFORSCH, C. (2013): Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology* 23 (19): 867–868.
- INTERWIES, E.; GÖRLITZ, S.; STÖFEN, A.; COOLS, J.; VAN BREUSEGEM, W.; WERNER, S. & DE VREES, L. (2013): Issue paper to the "International conference on prevention and management of marine litter in European seas". (final version)
<http://www.marine-litter-conference-berlin.info/downloads.php>
- KOCHER, B. (2010): Stoffeinträge in den Straßenseitenraum – Reifenabrieb. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt), Reihe V: Verkehrstechnik, Band 188.*
- LESLIE, H.A. (2014): Review of microplastics in cosmetics. Scientific background on a potential source of plastic particulate marine litter to support decision-making. Report R14/29. IVM Institute for Environmental Studies. Amsterdam.
- LESLIE, H.A.; VAN DER MEULEN, M.D.; KLEISSEN, F.M. & VETHAAK, A.D. (2011): Microplastic Litter in the Dutch Marine Environment. Projektbericht, Deltares, Delft.
- LESLIE, H.A.; MOESTER, M.; DE KREUK, M. & VETHAAK, D. (2012): Verkennende studie naar lozing van microplastics door rwzi's. *H2O* 14/15: 45–47.
- LESLIE, H.A.; VAN VELZEN, M.J.M. et. al. (2013): Microplastic Survey of the Dutch Environment. Novel Data Set of Microplastics in North Sea Sediments, Treated Wastewater Effluents and Marine Biota. Amsterdam: Institute for Environmental Studies, VU University.
- LIEBEZEIT, G. & LIEBEZEIT, E. (2013): Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Additives & Contaminants: Part A* 30(12): 2136–2140.
- LIEBEZEIT, G. & LIEBEZEIT, E. (2014): Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives & Contaminants: Part A* 31(9): 1574–1578.
- MAGNUSSON, K. & NORÉN, F. (2014): Screening of microplastic particles in and downstream a wastewater treatment plant. Report. IVL Swedish Environmental Research Institute. Stockholm.

- MINTENIG, S.; INT-VEEN, I.; LÖDER, M. & GERDTS, G. (2014): Abschlussbericht. Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Alfred- Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Biologische Anstalt Helgoland. Helgoland. 41 S.
- MÜNSTEDT, K. & MÜNSTEDT, K.P. (2014): Plastik im Honig – ein neuer Skandal? Deutsches Bienen-Journal 1: 9.
- NUELLE, M.T.; DEKIFF, J.H.; REMY, D. & FRIES, E. (2014): A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution* 184: 161–169.
- PLASTICSEUROPE (2015): *Plastics – the Facts 2014/2015 – An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Plastics Europe, Belgien.
- ROBERTSON, I.; LOHKAMP-SCHMITZ, G. & LIEBMANN, B. (2015): The application of infrared microscopy for the analysis of microplastics in water-borne environmental samples. Poster, Pittcon Konferenz, 8.–12.3.2015, New Orleans, US.
- ROCHA-SANTOS, T. & DUARTE, A.C. (2015): A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and behavior of microplastics in the environment. *Trends in Analytical Chemistry* 65: 47–53.
- SARALIDZE, K.; KOOLE, L.H. & KNETSCH, M.L.W. (2010): Polymeric microspheres for medical applications. *Materials* 3: 3537–3564.
- SEILER, K.-P. & GAT, J.R. (2007): Mechanism and processes of recharge. In: *Groundwater Recharge from Run-Off, Infiltration and Percolation*. Springer Netherlands. S. 31–67.
- SFEP – Science for Environment Policy (2011): *Plastic Waste: Ecological and Human Health Impacts*. In-depth report, European Commission Directorate General Environment, November 2011.
- STEPHENS, B.; AZIMI, P.; EL ORCH, Z. & RAMOS, T. (2013): Ultrafine particle emissions from desktop 3D printers. *Atmospheric Environment* 79: 334–339.
- TEUTEN, E. L.; ROWLAND, S. J.; GALLOWAY, T. S. & THOMPSON, R. C. (2007): Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology* 41: 7759–7764.
- TEUTEN, E.L.; SAQUING, J.M.; KNAPPE, D.R.U.; BARLAZ, M.A.; JONSSON, S.; BJÖRN, A.; ROWLAND, S.J.; THOMPSON, R.C. et al. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transaction of the Royal Society B* 364: 2027–2045.
- TURRA, A.; MANZANO, A.B.; DIAS, R.J.S.; MAHIQUES, M.M.; BARBOSA, L.; BALTHAZAR-SILVA, D. & MOREIRA, F.T. (2014): Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Scientific Reports* 4: 4435. DOI:10.1038/srep04435.
- UMWELTBUNDESAMT (2015): HOHENBLUM, P. FRISCHENSCHLAGER, H.; REISINGER, H.; KONECNY, R.; UHL, M.; MÜHLEGGGER, S.; HABERSACK, H.; LIEDERMANN, M.; GMEINER, P.; WEIDENHILLER, B.; FISCHER, N. & RINDLER, R.: *Plastik in der Donau. Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich. Endbericht*. Reports, Bd. REP-0547. Umweltbundesamt, Wien.

- UNICE, K.M.; KREIDER, M.L. & PANKO, J.M. (2013): Comparison of tire and road wear particle concentrations in sediment for watersheds in France, Japan, and the United States by quantitative pyrolysis GC/MS analysis. *Environmental Science & Technology* 47(15): 8138–8147.
- VIANELLO, A.; BOLDRIN, A.; GUERRIERO, P.; MOSCHINO, V.; RELLA, R.; STURARO, A. & DA ROS, L. (2013): Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 130: 54–61.
- WAGENINGEN UNIVERSITY (2014): Verkennend Onderzoek Microplastic in het beheersgebied van Waterschap Rivierenland. Projektbericht Wageningen University, Departement Omgevingswetenschappen, 3.4.2015.
- WAGNER, M.; SCHERER, C.; ALVAREZ-MUNOZ, D.; BRENNHOLT, N.; BOURRAIN, X.; BUCHINGER, S.; FRIES, E.; GROSBOIS, C.; KLASMEIER, J.; MARTI, T.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; URBATZKA, R.; VETHAAK, A. D.; WINTHER-NIELSEN, M. & REIFFERSCHIED, G. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe* 26: 12.
- WRIGHT, S.; THOMPSON, R. & GALLOWAY, T. (2013): The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 178 (2013): 483–492.
- ZHAO, S.; ZHU, L.; WANG, T. & LI, D. (2014): Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin* 86: 562–568.
- ZUBRIS, K.A.V. & RICHARDS, B.K. (2005): Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution* 138: 201–211.

Rechtsnormen und Leitlinien

- Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV; BGBl. Nr. 186/1996): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen.
- COM(2013) 123 final: Grünbuch zu einer europäischen Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt. Europäische Kommission. Brüssel, 7.3.2013.
- POP-Verordnung (VO (EG) Nr. 850/2004): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG. ABl. Nr. L 158.
- REACH-Verordnung (VO (EG) Nr. 1907/2006): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission i.d.g.F.
- RoHS-Richtlinie (RL 2002/95/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Januar 2002 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten. ABl. Nr. L 37.

EN 13432:2000: Verpackung - Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau - Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen.

Anmerkung: Bitte beachten Sie, dass die Internetadressen von Dokumenten häufig verändert werden. In diesem Fall empfehlen wir, die angegebene Adresse auf die Hauptadresse zu reduzieren und von dort aus das Dokument zu suchen. Die nicht mehr funktionierende, lange Internetadresse kann Ihnen dabei als Orientierungshilfe dienen.

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

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

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

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Der Report bietet einen Überblick über den aktuellen Forschungsstand zu Vorkommen und Nachweis von kleinen Kunststoff-Partikeln und Plastik-Bruchstücken in der Umwelt. Die Umweltbundesamt-ExpertInnen untersuchen, wie sich das Mikroplastik über Luft und Boden bis in das Grundwasser verbreiten kann.

Dazu wurde im Umweltbundesamt eine Spezialanalytik entwickelt, die den Nachweis von Kunststoffen in verschiedenen Umweltproben im unteren Mikrometer-Bereich ermöglicht.

Die Risiken von (Mikro-)Plastik sind noch wenig erforscht. Die kritische Partikelgröße für die Durchgängigkeit von Organen und Zellwänden liegt im Nanometer-Bereich. Für eine ganzheitliche Risikoabschätzung sind umfassende Studien erforderlich.

Empfehlungen für politische EntscheidungsträgerInnen und KonsumentInnen zeigen, wie die Belastung mit (Mikro-)Plastik verringert werden kann.