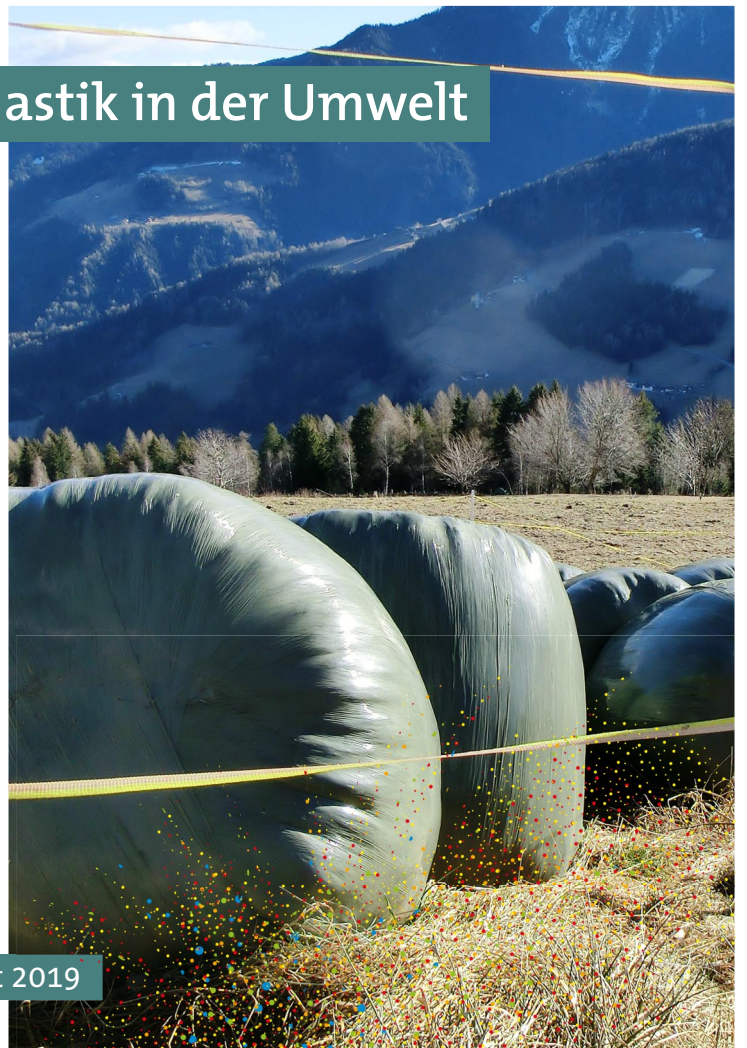


Mikroplastik in der Umwelt

 **Bundesministerium**
Landwirtschaft, Regionen
und Tourismus

Statusbericht 2019



MIKROPLASTIK IN DER UMWELT

Statusbericht 2019

Bettina Liebmann
Katharina Sexlinger

Projektleitung

Bettina Liebmann

AutorInnen

Bettina Liebmann, Katharina Sexlinger

Übersetzung

Brigitte Read

Lektorat

Maria Deweis

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Umschlagfoto

© nach Umweltbundesamt/B. Liebmann

Diese Publikation wurde im Auftrag vom Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT), Abteilung I/2 Nationale und internationale Wasserwirtschaft erstellt.

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

Impressum

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

Eigenvervielfältigung

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2020

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-547-3

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
SUMMARY	7
1 EINLEITUNG	9
2 DEFINITION VON MIKROPLASTIK	10
3 MIKROPLASTIK IN DER AQUATISCHEN UMWELT	11
3.1 Probenahme von Wasser	11
3.1.1 Oberflächengewässer	11
3.1.2 Sedimente	13
3.1.3 Grundwasser und Trinkwasser	13
3.1.4 Abwasser	14
3.1.5 Deponiesickerwässer	15
3.1.6 Empfehlungen für zu beprobende Wasservolumen	15
3.2 Vorkommen von Mikroplastik	16
3.2.1 Oberflächengewässer	16
3.2.2 Sedimente	18
3.2.3 Grundwasser und Trinkwasser	19
3.2.4 Abwasser	22
3.2.5 Deponiesickerwässer	25
4 MIKROPLASTIK IN DER TERRESTRISCHEN UMWELT	26
4.1 Boden	26
4.2 Komposte und Gärrückstände	28
4.3 Klärschlamm	29
5 MIKROPLASTIK IN DER LUFT	30
6 MIKROPLASTIK IN UND AUS PRODUKTEN	32
6.1 Einsatz von Mikroplastik in Kosmetikprodukten und Reinigungsmitteln	32
6.2 Verunreinigung von Lebensmitteln durch Mikroplastik	33
6.3 Entstehung von Mikroplastik durch Reifenabrieb	35
7 MIKROPLASTIK IM MENSCHEN	36
8 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	37
9 LITERATURVERZEICHNIS	38

ZUSAMMENFASSUNG

Der allgegenwärtige Einsatz und Gebrauch von Plastik hat – neben den vielen Vorteilen, die dieser Werkstoff bietet – zu einem unkontrollierten Eintrag von Plastik in die Umwelt geführt. Mikroplastik wurde mittlerweile in Meeren, Seen, Flüssen und Böden, aber auch in der Luft, in Lebensmitteln und im menschlichen Körper nachgewiesen. Die Eintragspfade sind vielfältig: Mikroplastik-Partikel gelangen in primärer Form, durch den direkten Einsatz in Produkten (z. B. Zusatzstoff in Kosmetika) in die Umwelt oder sie entstehen bei der Verwendung von Plastikprodukten (Kleidung aus synthetischen Fasern, Reifenabrieb, Mulchfolien etc.).

Die meisten Studien liegen derzeit zu Mikroplastik in Oberflächengewässern – und da vor allem in den Meeren – vor. Die angegebenen Mengen an Mikroplastik schwanken in den einzelnen Studien teilweise stark, was unter anderem auf unterschiedliche Probenahme- und Analysemethoden zurückzuführen ist. Die am häufigsten gefundenen Polymerarten können mit der globalen Kunststoffproduktion in Verbindung gebracht werden. Untersuchungen von Trinkwasser deuten bis jetzt darauf hin, dass Leitungswasser aus Grund- und Oberflächenwasser nicht bzw. nur gering mit Mikroplastik belastet ist. Anders sieht es bei abgefülltem Trinkwasser aus, in dem tendenziell mehr Mikroplastik zu finden ist. Je nach untersuchten Partikelgrößen wurden mehrere Hundert bis Tausend Partikel/Liter nachgewiesen. Dabei zeichnet sich ein Trend ab: Bedeutend mehr Mikroplastik wird gefunden, je kleiner die untersuchten Partikelgrößen sind.

Obwohl Mikroplastik-Verunreinigungen in der terrestrischen Umwelt lange vernachlässigt wurden, ist mittlerweile klar, dass auch der Boden vom Mikroplastik-Eintrag betroffen ist. Erste Studien dazu berichten von Verunreinigungen durch den Einsatz von plastikbasierten Betriebsmitteln und Sekundärrohstoffdüngemitteln in der Landwirtschaft sowie durch Littering, Reifenabrieb und atmosphärischen Eintrag. Neben Wasser und Boden ist Mikroplastik auch in der Luft zu finden, wo es über weite Strecken transportiert und somit auch in abgelegenen Regionen abgelagert werden kann.

Als Konsequenz des zunehmenden Eintrags von Mikroplastik in die Umwelt sowie des Einsatzes von Plastik in der Lebensmittelproduktion, wurde Mikroplastik mittlerweile auch in Lebensmitteln, wie Fischen, Meeresfrüchten oder Salz, nachgewiesen. Es ist davon auszugehen, dass Mikroplastik in Zukunft noch in weiteren Lebensmitteln festgestellt werden wird. Darauf deuten auch erste Daten zu Mikroplastik im menschlichen Körper. Aufgrund fehlender Studien ist derzeit jedoch noch unklar, in welchen Mengen Mikroplastik in Lebensmitteln zu finden ist und wie es zusammengesetzt ist.

Trotz der steigenden Datenlage gibt es bei der Untersuchung von Mikroplastik in der Umwelt noch entscheidende Probleme, welche die Validität und Vergleichbarkeit der Studien einschränken. Dies beginnt bereits bei der Probenahme von Umweltmedien, für die es derzeit noch keine standardisierten Methoden gibt. Die kleinste gefundene Partikelgröße bei Untersuchungen von Wasser wird etwa in vielen Studien durch die Maschenweite des eingesetzten Netzes bestimmt. Die Ergebnisse der Studien sind deshalb kritisch zu betrachten und zu interpretieren.

Mikroplastik in Gewässern

Mikroplastik in Böden und Luft

Mikroplastik in Lebensmitteln und im Menschen

standardisierte Methodik fehlt

Um den Eintrag von Mikroplastik in die Umwelt bewerten zu können und mögliche Handlungsempfehlungen abzuleiten, sind mehr und verlässliche Daten zu tatsächlichen Plastikkonzentrationen in der Umwelt nötig sowie ein fundiertes Wissen um deren Eintragspfade. Auch hinsichtlich möglicher Auswirkungen von Mikroplastik auf die unterschiedlichen Ökosysteme besteht derzeit noch Forschungsbedarf. Im Sinne des Vorsorgeprinzips sollten jedoch Maßnahmen zur Eintragsreduzierung forciert werden.

SUMMARY

Although plastic materials offer many advantages, their ubiquitous use and application have led to uncontrolled releases of plastics to the environment. Microplastics have now been detected in oceans, lakes, rivers and soils, in the atmosphere and in food, and also in the human body.

The entry points for microplastics are manifold. Primary microplastics find their way into the environment through the products to which they have been added intentionally (e.g. cosmetics) and otherwise, microplastics are created by abrasion and the fragmentation of plastic products (synthetic clothes, tyre abrasion, mulch film etc.).

Most of the studies currently available deal with microplastics in surface waters, especially in oceans. The volumes of microplastics cited in the studies vary considerably, which is inter alia due to different sampling and analytical methods. The most commonly found polymer types can be related to global plastics production. Analyses of drinking water indicate that there is no or hardly any microplastic contamination in tap water coming from ground and surface water sources. The situation is different for bottled drinking water, which tends to contain more microplastic particles. Depending on the particle size analysed, several hundred (or up to a thousand) particles/litre have been detected. A trend that is becoming quite clear is: the smaller the particle size, the more microplastic.

Even though not much attention has been paid so far to microplastic pollution in terrestrial environments, it is now clear that microplastic pollution is also affecting soils. Initial studies show that microplastic contamination of soils is due to the application of plastic based materials and fertilisers derived from secondary raw materials in agriculture, as well as littering, tyre abrasion and atmospheric deposition. Besides water and soil, microplastic has also been detected in air, where it can be transported over long distances and deposited in remote areas.

As a consequence of the increasing input of microplastics to the environment and the use of plastic in food production, microplastic has meanwhile been detected in fish, seafood or salt. One can assume that microplastics will be found in other foods in the future. First data on microplastics in humans also point to this. As relevant studies are missing, it is not clear in which quantities microplastic is present in food and what it consists of.

Despite a growing amount of data, the analysis of microplastics in the environment is still fraught with crucial problems, restricting the validity and comparability of the studies. To begin with, there is the sampling of environmental media, for which there are as yet no standardised procedures. In many studies, for example, the smallest particle size is often defined by the mesh size of the net used for sampling the water. The results of the existing studies therefore have to be viewed and interpreted critically.

To assess the input of microplastics to the environment and to derive recommendations for action, more (and reliable) data on plastic concentrations in the environment are needed, as well as a sound knowledge of their entry paths. There is also currently a need for further research into the possible effects of microplastics on different ecosystems. In any case, and in keeping with the precautionary principle, it would be advisable to step up measures to reduce inputs of microplastics to the environment.

***microplastics
in water***

***microplastics
in soils and in air***

***microplastics
in food and humans***

***no standardised
methodology***

1 EINLEITUNG

In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts begann die Erfolgsgeschichte von Kunststoffen. Mit steigenden Produktionsraten ging ein Wandel des Konsumverhaltens einher. Gebrauchsgegenstände aus Plastik wurden in ihrer Herstellung günstiger und dadurch für einen größeren KundInnenkreis erschwinglich.

Plastik veränderte den Alltag. Heute gibt es kaum ein Produkt, das nicht in Plastik verpackt wird: Gebrauchsgegenstände werden damit vor Transportschäden geschützt. Bei Lebensmitteln werden Plastikverpackungen eingesetzt, um die Haltbarkeit zu verlängern. Diese Entwicklung hat Folgen: Mittlerweile findet sich Plastik in nahezu allen Umweltmedien, in der Nahrungskette und im Menschen. Die fast unsichtbaren Teilchen werden weltweit selbst in den entlegensten Gebieten nachgewiesen.

Seit Beginn galt das Hauptinteresse der Situation in den Meeren und Flüssen. In Österreich wurden im Jahr 2015 erstmals groß angelegte Untersuchungen von Plastik in der Donau durchgeführt und wertvolle Erkenntnisse über die Verteilung von Mikroplastik über das Quer- und Tiefenprofil des Flusses gewonnen (UMWELTBUNDESAMT 2015a). Ebenfalls 2015 veröffentlichte das Umweltbundesamt die Studie „Mikroplastik in der Umwelt – Vorkommen, Nachweis und Handlungsbedarf“ und widmete sich den möglichen Quellen und Verbreitungspfaden von Mikroplastik (UMWELTBUNDESAMT 2015b). Seitdem sind einige Jahre vergangen und es wurden weltweit neue Erkenntnisse über Mikroplastik gewonnen.

Der vorliegende Statusbericht zu Mikroplastik in der Umwelt gibt einen Literaturüberblick der neueren Mikroplastik-Untersuchungen. Auch eigene, zum Teil unveröffentlichte, Untersuchungen des Umweltbundesamtes fließen mit ein.

- Das Hauptaugenmerk wird auf Mikroplastik in der aquatischen Umwelt gelegt, insbesondere auf Süßwasser. Dabei werden auch empfohlene Verfahren zur Wasserprobenahme für eine nachfolgende Analytik auf Mikroplastik beschrieben.
- In weiteren Kapiteln werden Untersuchungsdaten aus der terrestrischen Umwelt, der Luft, ausgewählten Produkten und Lebensmitteln sowie erste Daten zu Mikroplastik im menschlichen Körper angeführt.

Eine Ableitung von Mikroplastik-Stoffflüssen in die verschiedenen Umweltkompartimente aus einzelnen Untersuchungsdaten ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Das Vorgehen bei der Probenahme, der Probenvorbereitung und der Kunststoffidentifizierung sowie -quantifizierung in Umweltproben ist nicht standardisiert, sondern vielmehr im Entwicklungs- und Teststadium. Aufgrund von fehlenden Standards bezüglich Probenahme, Probenvorbereitung und Analytik sind die Ergebnisse der einzelnen Studien nur beschränkt vergleichbar und kritisch zu betrachten.

Auch wenn noch besser vergleichbare Daten benötigt werden, können und sollen schon jetzt Maßnahmen getroffen werden, um die Menge an Kunststoffen in der Umwelt einzudämmen. Ein Miteinander von Industrie, Forschung, Politik und Zivilgesellschaft ist zur Problemlösung unumgänglich.

globale Verbreitung von Mikroplastik

Mikroplastik in der aquatischen Umwelt

Inhalt des Statusberichts 2019

Plastik in der Umwelt gemeinsam reduzieren

2 DEFINITION VON MIKROPLASTIK

Der Begriff Mikroplastik ist nicht exakt definiert. Wie groß sind die „Mikro“-Teilchen und welche Materialien werden mit Mikro-„Plastik“ gemeint? Es herrscht mittlerweile Konsens darüber, dass Mikroplastik aus Kunststoffteilchen besteht, welche in zumindest einer Dimension kleiner als 5 mm sind.

Vielzahl von Polymeren und Größen

Bei der Art der Mikroplastik-Kunststoffe lag der Fokus bislang bei den weltweit am häufigsten und in großen Mengen produzierten Massenkunststoffen, wie z. B. Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyvinylchlorid (PVC), Polyurethan (PU), Polyethylenterephthalat (PET) und Polystyrol (PS). Diese Materialien werden auch in der Umwelt vorgefunden. Immer öfter wird auch Reifenabrieb (Synthesekautschuk, „Gummi“) angeführt, wenn von Mikroplastik in der Umwelt die Rede ist.

Im Rahmen der ISO-Arbeitsgruppe „Plastics in the environment“ (ISO/TC 61/SC14/WG 4) wird eine Standardisierung des Begriffes Mikroplastik als wasserunlöslicher Kunststoff der Größe 1–1.000 Mikrometer (μm) vorgeschlagen, wobei Gummi und Fasern von der Definition ausgenommen werden (ISO/DTR 21960: 2018).

Am Beispiel eines aktuellen Beschränkungsvorschlags der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) zeigt sich, dass eine international einheitliche Definition für Mikroplastik als Produktzusatz auch sehr viel umfassender festgelegt werden könnte (ECHA 2019). Der Vorschlag umfasst eine große Palette von hunderten synthetisch hergestellten festen Polymeren und dehnt den Größenbereich für Mikroplastik von 5 Millimetern (mm) bis in den Nanometerbereich (nm) aus.

Eine Empfehlung aus der jüngeren Literatur (HARTMANN et al. 2019) inkludiert in der Definition ebenfalls feste, wasserunlösliche, synthetische oder halbsynthetische Polymere, schränkt den Größenbereich für Mikroplastik allerdings auf den Mikrometerbereich ein, d. h. 1–1.000 μm .

Der analytische Nachweis von Mikroplastik in Umweltproben, sei es Wasser, Boden oder Luft, ist eine große Herausforderung. Diese Herausforderung wächst,

- je größer die Anzahl von Polymeren ist, die als Mikroplastik gelten, und
- je ausgedehnter der Größenbereich ist, für den der Mikroplastik-Nachweis erbracht werden muss.

3 MIKROPLASTIK IN DER AQUATISCHEN UMWELT

Obwohl dem Thema Mikroplastik in der Umwelt in den letzten Jahren viel Aufmerksamkeit gewidmet wurde, gibt es noch keine Standards bezüglich Probenahme, Probenvorbereitung und Analytik. Das Wissen um Eintragsquellen, Transportverhalten, Fragmentierung und Verteilung von Plastik und Mikroplastik in der aquatischen Umwelt ist noch relativ gering, da es an aussagekräftigen und validen Studien fehlt. Neben einem fehlenden räumlichen Überblick gibt es derzeit auch noch keine zeitlichen Vergleiche, da die Ergebnisse in der Regel aus punktuellen Untersuchungen stammen (LI et al. 2018a, UMWELTBUNDESAMT 2019). Nichtsdestotrotz erhärten sich die Belege, dass Mikroplastik in allen Wassertypen präsent ist.

***fehlende Standards,
geringes Wissen***

Die Methodik der Wasserprobenahmen wird im nachfolgenden Kapitel 3.1 beleuchtet. Wieviel Mikroplastik in unterschiedlichen Wasserproben nachgewiesen wurde, wird in Kapitel 3.2 dargelegt.

3.1 Probenahme von Wasser

Der Probenahme kommt eine zentrale Bedeutung zu, da nur repräsentative Proben Aussagen zur Verbreitung von Mikroplastik in der Umwelt erlauben, woraus auch Handlungsempfehlungen abgeleitet werden können.

Die Vielfalt an derzeit angewandten Probenahmetechniken schränkt die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der unterschiedlichen Studien ein. Eine besondere Herausforderung stellt dabei die Tatsache dar, dass es sich bei Plastikpartikeln um ungelöstes Material handelt, das ein sehr inhomogenes Verteilungsmuster aufweisen kann, weshalb die Methoden des klassischen Umweltmonitorings mit Bedacht angewendet werden müssen (BRENNHOLT et al. 2018).

***eingeschränkte
Vergleichbarkeit
der Ergebnisse***

3.1.1 Oberflächengewässer

Unterschiedliche Dichteigenschaften der verschiedenen Kunststoffarten führen dazu, dass sich Mikroplastik-Partikel im Wasser entweder an der Wasseroberfläche, am Boden oder innerhalb der Wassersäule anreichern. Auch Form und Größe der Teilchen sowie Umwelteinflüsse, wie Wind, Strömung und Wellen oder der Bewuchs mit Mikroorganismen, Pflanzen, Algen etc. („Biofouling“), können die Verteilung von Mikroplastik im Oberflächengewässer beeinflussen. In turbulenten Gewässern kann die Verteilung der Mikroplastik-Partikel noch dazu unvorhersehbar und willkürlich sein, zugleich ist durch die starke Durchmischung eine homogenere Verteilung zu erwarten als in laminaren Strömungen (UMWELTBUNDESAMT 2015a). Probenahmestandort und -tiefe haben somit einen erheblichen Einfluss auf die Quantität und Qualität der gefundenen Kunststoffpartikel (PRATA et al. 2019). Diese Faktoren sind bei der Erstellung eines Probenahmeplans zu berücksichtigen.

***Mikroplastik
ungleichmäßig
verteilt***

Bei der Beprobung von Gewässern war bisher der Einsatz von Netzen, gefolgt von Pumpen und Sieben, am gebräuchlichsten (LI et al. 2018a, PRATA et al. 2019).

Probenahme mit Netzen

Eine Probenahme mit Netzen erfolgt mittels Manta-, Plankton- oder Neuston-Schleppnetzen mit unterschiedlichen Öffnungen und Netzgrößen. Die Maschenweite beträgt üblicherweise 100–333 µm, wobei Manta-Schleppnetze mit einer Maschenweite von 333 µm bisher am häufigsten verwendet wurden. Netze sind einfach in der Handhabung und ermöglichen eine relativ schnelle Probenahme von großen Wassermengen. Die vergleichsweise großen Maschenweiten haben jedoch zur Folge, dass kleine Partikel vernachlässigt werden. Planktonnetze mit einer geringeren Maschenweite (ca. 100 µm) verstopfen hingegen sehr schnell, wodurch nur eine begrenzte Menge an Wasser gesammelt werden kann (PRATA et al. 2019).

Bei der Beprobung im österreichischen Abschnitt der Donau wurde die Probenahme mit Netzen nicht nur an der Wasseroberfläche durchgeführt, sondern erfasste das Tiefenprofil, wie auch das Querprofil der Donau an zwei unterschiedlichen Standorten. Die verwendeten Maschenweiten lagen bei 500 µm und 250 µm. Mit Maschenweiten unter 50 µm konnte die Probenahme in der fließenden Welle nicht erfolgreich umgesetzt werden, da die engmaschigen Netze aufgrund des sich ausbildenden hohen Staudrucks rissen (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

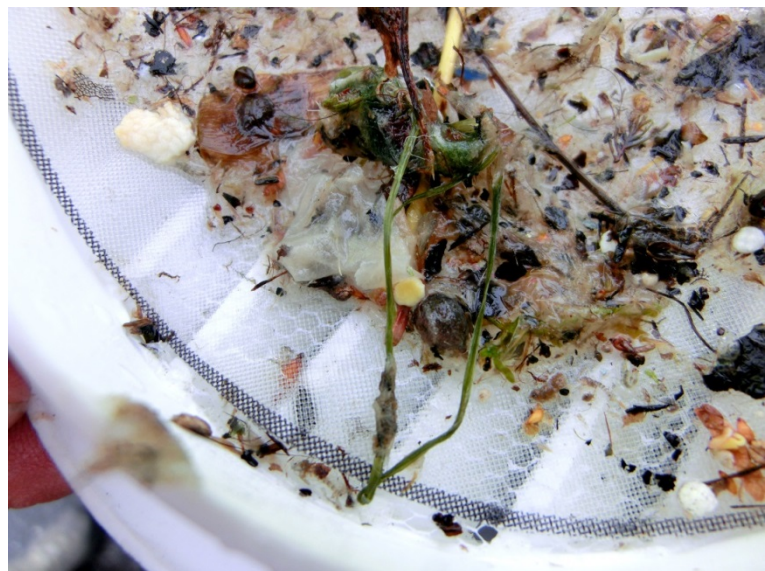


Abbildung 1:
Rückstand einer Netzprobenahme in
der Donau mit 500 µm Maschenweite
(© Umweltbundesamt/
B. Liebmann).

**Probenahme mit
Pumpe-Filter-
System**

Als Alternative können Pumpen zur Wasserprobenahme genutzt werden. Diese ermöglichen die Entnahme eines bestimmten Volumens von turbulenten Wasserströmen in einer bestimmten Tiefe und bei einer kontrollierten Geschwindigkeit. Zudem können Filtereinheiten mit weitaus kleineren Porengrößen (z. B. 10 µm) verwendet werden; gleichzeitig verringern geschlossene Filtersysteme das Risiko von Kontaminationen (LENZ & LABRENZ 2018). Für den Einsatz von Pumpen wird jedoch eine etwas komplexere und aufwändigere Infrastruktur benötigt (z. B. ein Stromanschluss, eine mobile Filtrationseinheit und zusätzliche Probenbehälter; BANNICK et al. 2019).

**Vergleich Netze
und Pumpe-Filter-
System**

Vergleiche von Netzen und Pumpsystemen haben bestätigt, dass Netze nicht die gesamte Bandbreite der Mikroplastik-Verunreinigung eines Gewässers wiedergeben können, da kleine Mikroplastik-Partikel nicht ausreichend zurückgehalten werden. Es wird vermutet, dass diese einen Großteil der Kontaminati-

onen ausmachen. Pumpsysteme hingegen decken auch kleine Partikel ab. Folglich sind beide Systeme notwendig, um das gesamte Spektrum an Mikroplastik-Partikeln zu erfassen (TAMMINGA et al. 2019).

Ein weiterer Vergleich von Netzen mit unterschiedlichen Maschenweiten (> 200 µm bis > 500 µm) und 1 Liter-Proben, die mittels Flaschen gesammelt und anschließend bei 45 µm gefiltert wurden, ergab, dass die Mikroplastik-Konzentrationen bei der Anwendung von netzbasierten Methoden etwa drei Größenordnungen unter denen lagen, die durch Filtration von 1 Liter-Stichproben erhalten wurden (GREEN et al. 2018). Die Maschengröße stellt somit einen kritischen Faktor dar, der die Mindestgröße und die Anzahl der nachgewiesenen Mikroplastik-Partikel bestimmt.

Eine kontinuierliche Probenahme kann auch mittels sogenannter Schwebstofffallen durchgeführt werden, bei denen eine Sedimentation der Schwebstoffe erfolgt. Somit ist mit geringem Aufwand eine dauerhafte Beprobung im Durchstrom möglich (BMBF 2018).

3.1.2 Sedimente

Zur Untersuchung von Sedimenten auf Mikroplastik stehen je nach Bereich, in dem die Proben entnommen werden, unterschiedliche Entnahmemöglichkeiten zur Verfügung. Sedimentproben im Uferbereich können mittels Schaufeln oder Greifer genommen werden, die Entnahme von Bodensedimentproben kann mit einem Schwerelot erfolgen (DI & WANG 2018, VAUGHAN et al. 2017, XIONG et al. 2018). Weitere Möglichkeiten zur Entnahme von Sedimentproben im Flussbett sind Taucherglocken bzw. Ausbaggern (MANI et al. 2019).

Um Mikroplastik-Konzentrationen in Sedimenten korrekt zu berechnen, ist es wichtig, die Probenahmetiefe zu definieren, da die ersten 5 cm höhere Konzentrationen aufweisen als die ersten 10 cm. Die Probenahmetiefe variierte in den bisherigen Untersuchungen. Meist wurden Proben bis in eine Tiefe von 2–10 cm genommen. Bezüglich der Probemenge werden meist 1 Kilogramm- bzw. 1 Liter-Proben entnommen, wobei auch diese von Studie zu Studie stark schwankten (PRATA et al. 2019; STOCK et al. 2019a).

**unterschiedliche
Methoden**

**Bedeutung der
Probenahmetiefe**

3.1.3 Grundwasser und Trinkwasser

Proben von Trink- oder Grundwasser können durch eine punktuelle Probenahme bei Trinkwasseraufbereitungsanlagen, in Haushalten oder Brunnen entnommen werden. Da im Fall von Grund- und Trinkwasser sehr geringe Konzentrationen von Mikroplastik erwartet werden, sind große Probenvolumen nötig, um eine entsprechende Repräsentativität zu erreichen (MINTENIG et al. 2019). Für Leitungswasser wird mitunter ein Mindestvolumen von 1.000 Litern empfohlen (KOELMANS et al. 2019), gefolgt von einer Filtration durch einen oder mehrere Filter (fraktionierte Filtration).

**große
Probenvolumen
sind nötig**

3.1.4 Abwasser

Entnahme von Schöpfproben

Die Probenahme von Abwasser erfolgt hauptsächlich durch die Entnahme von Schöpfproben, mittels automatischer Probenehmer (Autosampler) oder durch Pumpen und Filtration. Erstere erlauben nur eine begrenzte Entnahmemenge an Volumen, wodurch sie vor allem für feststoffreiches Wasser (z. B. eines Kläranlagenzulaufes) geeignet sind. Durch separates Pumpen und Filtrieren ist es – je nach Filtergröße und Zustand des Abwassers – möglich, größere Mengen zu entnehmen (z. B. gereinigter Kläranlagenablauf). Größere Probenvolumen sollten im Sinne der Repräsentativität bevorzugt werden. Nach der Entnahme wird die Probe gefiltert. Da es auch hier keine standardisierten Größen gibt, reichen die Siebgrößen der bisherigen Studien von ~ 1 µm bis zu 500 µm. Wie bereits erwähnt, hat die Sieb- bzw. Filtergröße erheblichen Einfluss auf die Menge an gefundenem Mikroplastik (SUN et al. 2019).

Abwasser der Textilwäsche

In Studien zur Untersuchung von Mikroplastik im Waschwasser sind unterschiedliche Methoden und Waschbedingungen dokumentiert. Der Waschvorgang wurde entweder mit handelsüblichen Haushaltswaschmaschinen oder unter Laborbedingungen mit Methoden zur Messung der Farbechtheit durchgeführt (HANN et al. 2018). Bei Waschtests in Anlehnung an die Farbechtheitsprüfung werden Textilstücke bestimmter Größe zugeschnitten und vorgewaschen, um lose Textilfasern und andere Materialien zu entfernen. Für den anschließenden Waschvorgang werden kleine Edelstahlkugeln hinzugefügt, um die mechanische Belastung eines realen Waschzyklus zu simulieren. Nach dem Waschvorgang in standardisierten Laborwäschern werden die Textilien nochmals nachgespült und das Waschwasser wird gefiltert (CARNEY ALMROTH et al. 2018, HERNANDEZ et al. 2017). Das Waschwasser wird aufgefangen, gerührt und es werden Proben zwischen 50 ml und 600 ml entnommen (je nach Mikrofaserkonzentration) und gefiltert (0,45–5 µm) (DE FALCO et al. 2018, HERNANDEZ et al. 2017, SILLANPÄÄ & SAINIO 2017).



Ein Beispiel für den Einsatz von Haushaltswaschmaschinen sind die Untersuchungen im Umweltbundesamt: Mehrere Bekleidungsstücke werden gewaschen und die gesamte Abwassermenge des jeweiligen Waschvorgangs (ca. 40–60 Liter) wird gesammelt und mittels 50 µm Edelstahlnetzen gefiltert (siehe Abbildung 2).

*Abbildung 2:
Einfache Filterkaskade, um Abwasser einer Haushaltswaschmaschine über 500 µm und 50 µm Edelstahlnetze zu filtern
(© Umweltbundesamt/S. Köppel).*

3.1.5 Deponiesickerwässer

Die Probenahme von Deponiesickerwässern kann ebenfalls mittels Pumpen erfolgen. In einer Studie wurde dazu beispielsweise eine absenkbare Edelstahlpumpe verwendet, welche mit einer Edelstahlfiltereinheit, bestehend aus drei Filterplatten (5.000, 417, 47 μm Maschenweite), verbunden war. Die so gewonnenen Probemengen lagen zwischen 10 und 307 Litern (VAN PRAAGH et al. 2019).

3.1.6 Empfehlungen für zu beprobende Wasservolumen

Das Mindestprobenvolumen von Wasser richtet sich nach der Anzahl und Größe der zu untersuchenden Mikroplastik-Partikel und nach der zu erwartenden Partikelmenge in den unterschiedlichen Gewässerarten. Bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass in den kleineren Größenbereichen deutlich mehr Partikel vorliegen. Sollen hauptsächlich kleine Partikel untersucht werden, werden daher geringere Probemengen benötigt. Sollen jedoch auch größere Partikel bzw. der gesamte Größenbereich analysiert werden, sind größere Mengen notwendig (IVLEVA et al. 2017, KOELMANS et al. 2019).

**kleine Partikel
– weniger
Probemenge**

In bisherigen Studien wurden sehr unterschiedliche Mengen an Proben genommen (RIOS MENDOZA & BALCER 2019). Die Probenahmehvolumen von Sammelproben und Pumpenprobenahmen waren dabei mit 0,3–25 Liter relativ klein, wurden jedoch durch sehr feine Siebe mit Maschenweiten von 2,7–63 μm gefiltert. Die Probenahmehvolumen bei der Probenahme mit Netzen (Maschenweiten von 112–333 μm) waren weitaus größer und schwankten zwischen 1,3 m^3 und 768 m^3 . Die Probenahmetiefe lag bei den Pumpsystemen bei 0,2–1 m und bei den Netzprobenahmen bei 0,1–0,4 m.

Einige aktuelle Empfehlungen für Mindestprobenvolumen von Trink-, Grund-, Oberflächen- oder Abwasser aus der Literatur sind in Tabelle 1 dargestellt, variieren aber stark und liegen im Bereich von 5 ml-Proben bei stark feststoffhaltigem Abwasser (z. B. Kläranlagenzulauf, Partikelgröße 1–50 μm) bis 5.000 m^3 bei quasi feststofffreiem Wasser (Grundwasser, Partikelgröße 50–1.000 μm) (IVLEVA et al. 2018). Etwas abweichende Empfehlungen finden sich für Oberflächengewässer und gereinigte Kläranlagenabläufe (500 Liter-Probe), für Leitungswasser (mindestens 1.000 Liter) oder aber in Flaschen abgefülltes Wasser (mindestens 1 Liter bis über 10 Liter) (KOELMANS et al. 2019).

Tabelle 1: Empfohlene Volumen für Wasserproben zur Analyse auf Mikroplastik.

Oberflächenwasser	Grundwasser	Leitungswasser	Flaschenwasser	Kläranlagenablauf	Kläranlagenzulauf	Quelle
min. 500 l		min. 1.000 l	1 bis > 10 l	> 500 l		KOELMANS et al. (2019)
15 m^3 ⁽¹⁾	5.000 m^3 ⁽¹⁾			5–15 m^3 ⁽¹⁾	50 l ⁽¹⁾	IVLEVA et al. (2018)
1 l ⁽²⁾	500 l ⁽²⁾			500 ml–1 l ⁽²⁾	5 ml ⁽²⁾	

⁽¹⁾ bei Partikelanalysen ~ 1.000–50 μm

⁽²⁾ bei Partikelanalysen ~ 50–1 μm

	<p>Fazit</p> <p>Aufgrund der fehlenden Standardisierung der Probenahme für eine nachfolgende Mikroplastik-Analytik kommen bisher unterschiedliche Methoden bei der Beprobung der einzelnen Umweltmedien zum Einsatz. Die verwendete Methodik und vor allem die verwendeten Netz-/Filtergrößen haben dabei großen Einfluss auf die gefundenen Konzentrationen, was die Vergleichbarkeit und Aussagekraft der einzelnen Studienergebnisse einschränkt.</p>
<p>Standardisierung der Probenahme für Mikroplastik nötig</p>	<p>Die zu beprobende Wassertiefe, Netzweite, das Volumen etc. bedürfen daher für das jeweilige Umweltmedium einer Standardisierung, da diese Kriterien Monitoringergebnisse beträchtlich beeinflussen können (BRENNHOLT et al. 2018). Methodischer Konsens bezüglich der Probenahme ist nötig, um vergleichbare Daten zu erhalten und somit Handlungsempfehlungen geben zu können.</p> <p>Bei allen Probenahmen ist auf eine Vermeidung von Mikroplastik-Kontaminationen durch die Probenahmegeräte und das verwendete Material zu achten. Komponenten aus Kunststoffen sind zu vermeiden, da immer wieder von Kontaminationen durch den Probenahme- bzw. Analyseprozess berichtet wird.</p>

3.2 Vorkommen von Mikroplastik

3.2.1 Oberflächengewässer

Trotz der Fokussierung auf Mikroplastik in Meeresökosystemen werden Mikroplastik-Befunde mittlerweile sowohl aus großen als auch aus kleinen Flüssen und Seen aller Kontinente berichtet; Studien über Untersuchungen des Rhein (MANI et al. 2015), der Themse (HORTON et al. 2017) und der Donau (UMWELTBUNDESAMT 2015a) liegen vor.

starke Konzentrationschwankungen

Die gemessenen Mikroplastik-Konzentrationen schwanken sehr stark und liegen zwischen 0 und 1.000 Stück/Liter (KOELMANS et al. 2019). Eine neuere Untersuchung von mehreren deutschen Fließgewässern zeigte Mikroplastik-Konzentrationen von 2,9–214 Stück/m³ (> 300 µm) (HEß et al. 2018). Die Mikroplastik-Gesamtgehalte in Flüssen liegen im Bereich von 0,039 mg/m³ und 0,56 mg/m³, wie nachfolgend exemplarisch dargestellt. Teilweise wurden auch Partikel > 5 mm miterfasst, eine genaue obere Grenze ist jedoch nicht immer klar angegeben.

Mikroplastik in Flüssen

Bei einer Untersuchung der Donau an zwei Stellen in Oberösterreich bzw. Niederösterreich auf Mikroplastik (> 500 µm) wurden Konzentrationen zwischen 0,039 mg/m³ und 0,205 mg/m³ bzw. zwischen 0,029 mg/m³ und 0,516 mg/m³ gemessen. 90 % der in den Donauproben gefundenen Kunststoffe stammten aus diffusen Einträgen durch Abschwemmung, Windverfrachtung, Abwasser und durch Littering. 10 % konnten industriellen Quellen zugerechnet werden (UMWELTBUNDESAMT 2015a). Im Vergleich dazu wurde in Untersuchungen der Meuse (NL) und des Rheins (DE) durchschnittlich 0,14 mg/m³ bzw. 0,56 mg/m³ Mikroplastik gefunden (> 125 µm) (URGERT 2015).

Mikroplastik in Seen

Bei Untersuchungen von Seen wurden beispielsweise in italienischen subalpinen Seen zwischen 4.000 und 57.000 Partikel/km² (> 300 µm) gefunden (SIGHICELLI et al. 2018), im größten Inlandsee Chinas konnten 5.000–758.000 Partikel/km²

(> 112 µm) nachgewiesen werden (XIONG et al. 2018). Die Angabe der Mikroplastik-Konzentration erfolgte bei Seen häufig bezogen auf die Wasseroberfläche (in km²), da die Proben auch an der Oberfläche entnommen wurden und nicht über die gesamte Wassersäule. Der direkte Vergleich mit Konzentrationsangaben in Stück pro Liter ist daher nicht möglich.

Weitere Ergebnisse zu Mikroplastik in Gewässern sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Bei der Interpretation und Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist zu beachten, dass einerseits die Verteilung der Plastikpartikel sehr heterogen ist und je nach Probenahmeort und gewählter Netz- bzw. Filtergröße variiert (RAINIERI & BARRANCO 2019). Andererseits sind die Analysemethoden noch nicht harmonisiert (WHO 2019). Auch die Konzentrationsangaben differieren je nach Studie und sind deshalb nur eingeschränkt vergleichbar.

Die am häufigsten gefundenen Kunststoffarten in Süßwasser sind Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP), gefolgt von Polystyrol (PS), Polyvinylchlorid (PVC) und Polyethylenterephthalat (PET). Diese Reihenfolge kann unter anderem durch die globale Plastiknachfrage (in absteigender Reihenfolge: PE > PP > PVC > PET > PS) erklärt werden sowie durch die unterschiedliche Dichte der Polymerarten. Die höhere Dichte von PVC und PET und das damit verbundene erhöhte Absinken könnten erklären, warum diese Polymertypen im Oberflächenwasser weniger häufig gefunden wurden (KOELMANS et al. 2019). Hinsichtlich der Partikelform wurden am häufigsten Fragmente, Fasern, Filme, Schäume und Pellets identifiziert.

Zwar mangelt es an Untersuchungsdaten zum Reifenabrieb, laut Schätzungen beläuft sich der EU-weite Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer aber zwischen 52.000 t und 136.000 t pro Jahr (HANN et al. 2018).

häufige Kunststoffarten

Reifenabrieb



*Abbildung 3:
Wasserverunreinigung mit sichtbaren
großen Plastikteilen und unsichtbarem
Mikroplastik (© Ute Kutschera).*

Tabelle 2: Mikroplastik in Oberflächengewässern.

Gewässer	Mikroplastik-Konzentration	Partikelgröße	Probenahme (Tiefe)	Analytik	Quelle
Donau (AT)	Aschach: 0,039–0,205 mg/m ³ Hainburg: 0,029–0,516 mg/m ³	> 500 µm	Netze (Wassersäule)	visuelle Vorselektierung; ATR-FT-IR Spektroskopie	UMWELT- BUNDESAMT (2015a)
Meuse (NL)	0,14 mg/m ³	> 125 µm	Pumpe + Siebkaskade (0,8–3 m)	Raman/FT-IR Spektroskopie	URGERT (2015)
Rhein (DE)	0,56 mg/m ³				
Flüsse (CH)	1,4 mg/m ³	> 300 µm	Netze (Oberflächenwasser)	ATR-FT-IR Spektroskopie	FAURE et al. (2015)
Rhein (CH, FR, DE, NL)	4,7 Stk/m ³	> 300 µm	Netze (0,18 m)	FT-IR Spektroskopie	MANI et al. (2015)
Fließgewässer (DE)	2,9–214 Stk/m ³	> 300 µm	Netze (0,15 m)	ATR-FT-IR Spektroskopie FPA-FT-IR- Mikrospektroskopie	HEß et al. (2018)
Seine, Marne (FR)	0,35 (30) Stk/m ³	> 330 (> 80) µm	Netze (0,1–0,35 m)	visuell (Stereomikroskop)	DRIS et al. (2015)
Ottawa Fluss (CAN)	1,35 Stk/m ³	> 100 µm	Netze (Oberflächenwasser)	visuell (Stereomikroskop)	VERMAIRE et al. (2017)
Gardasee, Lago Maggiore, Iseosee (ITA)	4.000–57.000 Stk/km ²	> 300 µm	Manta Netz (Oberflächenwasser)	visuelle Vorselektierung; FT-IR Spektroskopie	SIGHICELLI et al. (2018)
Ausgehobene Seen/Fischteiche Große Ungarische Tiefebene (HUN)	3,52–32,05 Stk/m ³	> 100 µm	Pumpe (0,1–0,7 m)	FT-IR Spektroskopie	BORDÓS et al. (2019)
Oberer See (USA)	0–110.000 Stk/km ² 0,26 Stk/m ³	> 333 µm	Netze (Oberflächenwasser)	Pyr-GC/MS ATR-FT-IR Spektroskopie	HENDRICKSON et al. (2018)
Drei-Schluchten- Damm (CHN)	4.700 Stk/m ³	> 48 µm	Teflon Pumpe + Edelstahlsieb (1 m)	visuelle Vorselektierung; Ramanspektroskopie	DI & WANG (2018)
Dongting See und Hong See (CHN)	1.200 und 2.300 Stk/m ³	> 50 µm	Teflon Pumpe + Edelstahlsieb (0–0,2 m)	visuelle Vorselektierung; Ramanspektroskopie	WANG et al. (2018)
Qinghai See (CHN)	5.000–758.000 Stk/km ²	> 112 µm	Netze (Oberflächenwasser)	Stereomikroskop; Ramanmikroskop	XIONG et al. (2018)

Fazit

Die gefundenen Mikroplastik-Konzentrationen schwanken sehr stark, was zu einem großen Teil auf die unterschiedlichen Größenklassen, die untersucht wurden, zurückzuführen ist. Trotz der fehlenden Standardisierung und der Qualitätsunterschiede der Studien bestätigen die bisherigen Daten, dass Mikroplastik in vielen Oberflächengewässern präsent ist.

3.2.2 Sedimente

Untersuchungen von Mikroplastik in Sedimenten von Flüssen und Seen ergaben, je nach angewandter Methodik und Entnahmestelle, unterschiedliche Konzentrationen.

- In einem Londoner See wurden Mikroplastik-Gehalte von 250–300 Partikel/kg getrocknetem Sediment (> 1 mm) gefunden (VAUGHAN et al. 2017).
- Eine neuere Untersuchung von Rheinsedimenten (MANI et al. 2019) identifizierte zwischen 260 und 11.070 Mikroplastik-Partikel/kg ab einer Größe von 11 µm. Mehr als 90 % der Partikel waren dabei < 75 µm. Neben 18 identifizierten Polymerarten konnte Acryl/Polyurethan-Lack an allen Standorten nachgewiesen werden, was auf eine Verschmutzung durch Anwuchs-verhindernde Farben von Schiffen hindeutet.

- In einem ähnlichen Größenbereich wurde Mikroplastik in Sedimenten aus Kanälen in Amsterdam (680–10.500 Partikel/kg, > 10 µm) (LESLIE et al. 2017) und in Sedimenten aus Flussbetten in England (300–4.800 Partikel/kg, > 63 µm) (HURLEY et al. 2018) bestimmt. In letzterer Untersuchung wurde zudem festgestellt, dass durch Überschwemmungen ein Großteil des Mikroplastiks aus den Flussbetten ausgetragen wird.
- Durch Untersuchungen eines mit Radionukliden datierten Sedimentkerns eines Sees in London konnte erstmals die historische Akkumulation von Mikroplastik nachgewiesen werden. Die Verbreitung von Mikroplastik im Sedimentkern war dabei seit den 1950er-Jahren bis zur Gegenwart erkennbar. Die Gesamtkonzentration der Proben reichte bis zu 539 Partikeln/kg getrocknetem Sediment (> 500 µm). Die Menge an Mikroplastik nahm mit der Tiefe ab. Die Autoren folgern, dass Veränderungen in Mikroplastik-Konzentration, -Art und -Farbe in einem Sedimentkern Veränderungen in der Mikroplastik-Produktion und -Verwendung abbilden können (TURNER et al. 2019).

3.2.3 Grundwasser und Trinkwasser

Bislang wurden nur wenige Studien zum Vorkommen von Mikroplastik im Grundwasser durchgeführt.

- Eine amerikanische Untersuchung fand Mikroplastik-Fasern im Grundwasser aus Karst-Aquiferen. In 16 der 17 untersuchten Proben wurde Mikroplastik nachgewiesen, die durchschnittliche Konzentration lag bei 6,4 Partikeln/l. Da ein Zusammenhang zwischen Mikroplastik-Konzentrationen und anderen Parametern, wie Phosphat, Chlor und Triclosan, zu bestehen schien, wurden Klärtanks als eine mögliche Quelle des Mikroplastik-Eintrags in das Grundwasser genannt (PANNO et al. 2019).
- In einer Untersuchung von Grundwasser und Uferfiltrat der Donau wurden keine Partikel > 30 µm detektiert (VYMETAL 2016).

Wasser zur Verwendung als Trinkwasser stammt aus unterschiedlichen Quellen, welche wiederum durch unterschiedliche Eintragspfade bereits mit Mikroplastik kontaminiert sein können. Nur wenig qualifizierte Daten existieren zur Eliminierung von Mikroplastik in Trinkwasseraufbereitungsanlagen, es wird jedoch davon ausgegangen, dass Mikroplastik-Partikel während des Reinigungsprozesses abgeschieden werden können. Die Reinigungsleistung hängt jedoch sehr stark von der verwendeten Technologie ab, wobei diese in vielen Ländern nicht optimiert bzw. nicht verfügbar ist (WHO 2019).

Untersuchungen von Trink- und Leitungswasser, in welchen Teilchengrößen über 20 µm im Fokus standen, stellten minimale bis keine Verunreinigungen mit Mikroplastik fest:

- In einer deutschen Studie wurden 0–7 Mikroplastik-Partikel (> 20 µm) je Kubikmeter Rohwasser oder Trinkwasser – im Mittel 0,7 Mikroplastik-Partikel je Kubikmeter – nachgewiesen (MINTENIG et al. 2019). Als mögliche Ursache wird der Abrieb aus Kunststoffteilen, die während des Reinigungsprozesses bzw. des Transports eingesetzt werden, genannt.
- Auch in Studien aus Dänemark (> 100 µm) und Norwegen (> 60 µm) konnten keine bzw. nur minimale Verunreinigungen von Trinkwasser und Leitungswasser nachgewiesen werden (STRAND et al. 2018; UHL et al. 2018).

Aufbereitung von Trinkwasser

**wenig Mikroplastik
> 20 µm**

**abgefülltes
Trinkwasser**

Deutlichere Hinweise auf Mikroplastik-Kontaminationen gibt es bei abgefülltem Trinkwasser:

- Untersuchungen von Leitungswasser {CITATION} und abgefülltem Trinkwasser in Flaschen (MASON et al. 2018), liegen aus den USA vor. Die 159 weltweit gesammelten Leitungswasserproben enthielten hauptsächlich Fasern (0–57 Partikel/l, im Mittel 5,45 Partikel/l). Die Mikroplastik-Funde in 259 Trinkwasserflaschen bestanden vorwiegend aus Fragmenten sowie Fasern. Für 93 % des abgefüllten Wassers wurden Mikroplastikfunde berichtet, mit einem Mittelwert von 10,4 Partikeln (> 100 µm) pro Liter und Polypropylen als häufigstem Kunststoff (MASON et al. 2018).
- Eine Studie zu Trinkwasser in Einweg-/Mehrweg-PET-Flaschen, Glasflaschen sowie Tetrapak zeigte im Mittel eine Mikroplastik-Konzentration von 14 Partikeln/l (> 5 µm) (SCHYMANSKI et al. 2018), dominiert von PET und PP in den Kunststoffflaschen sowie PE und anderen Polyolefinen.
- Untersuchungen des Umweltbundesamtes von Brunnenwasser und abgefülltem Wasser (PET und Glas) ergaben Mikroplastik-Konzentrationen zwischen 2,7 und 12,4 Partikeln/l (> 25 µm), wobei PE die häufigste Kunststoffart darstellte.



Abbildung 4:
In abgefülltem Trinkwasser
wird verhältnismäßig viel
kleines Mikroplastik
nachgewiesen
(© Umweltbundesamt/
B. Gröger).

**mehr Mikroplastik
< 20 µm**

Weitaus höhere Mikroplastik-Konzentrationen werden angegeben, wenn der untersuchte Größenbereich auch auf Teilchen kleiner als 20 µm abzielt:

- In drei unterschiedlichen Trinkwasseraufbereitungsanlagen wurden sowohl in Rohwasser (1.473 ± 34 bis 3.605 ± 497 Partikel/l) als auch in aufbereitetem Trinkwasser (338 ± 76 bis 628 ± 28 Partikel/l) große Stückzahlen an Mikroplastik (> 1 µm) nachgewiesen (PIVOKONSKY et al. 2018).
- Eine deutsche Studie untersuchte 2018 erstmals Mineralwasserproben in Einweg- und Mehrwegflaschen aus Plastik und Glas auf Mikroplastik bis auf eine untere Nachweisgrenze von 1 µm (OSMANN et al. 2018). In allen Proben wurde Mikroplastik nachgewiesen. Die gefundenen Konzentrationen lagen durchschnittlich bei 2.649 ± 2.857 Partikeln/l in Einweg PET-Flaschen, bei 4.889 ± 5.432 Partikeln/l in Mehrweg PET-Flaschen und bei 3.074 ± 2.531 Partikeln/l in Glasflaschen. Über 90 % der Partikel waren kleiner als 5 µm und rund 40 % sogar kleiner als 1,5 µm, was die signifikant höheren Konzentrationen im Ge-

gensatz zu früheren Studien erklärt, die diesen Größenbereich nicht untersuchten. Mehrwegflaschen (PET oder Glas) enthielten höhere Mengen an Mikroplastik als Einwegflaschen aus PET. Während in den Plastikflaschen vorrangig PET-Partikel gefunden wurden, konnten in den Glasflaschen unterschiedliche Polymerarten nachgewiesen werden, was darauf hindeutet, dass neben der Verpackung auch andere Kontaminationsquellen betrachtet werden müssen.

- Untersuchungen von Mineralwasser in PET-Flaschen 10 unterschiedlicher Marken auf Mikroplastik < 10 µm konnten ebenfalls in allen Proben Mikroplastik feststellen (ZUCCARELLO et al. 2019). Die Konzentrationen lagen bei 54,2 Mio. Partikeln/l mit einer Schwankungsbreite von ± 19,2 Mio. Partikeln/l. Der mittlere Durchmesser der Partikel betrug 2,44 µm (± 0,66). Die Anzahl an Mikroplastik-Partikeln korrelierte stark mit dem pH-Wert des Wassers und der Dichte der Flaschen. Die am höchsten kontaminierte Probe stammte aus Flaschen mit minderwertiger Plastikqualität. Die Qualität der Studie (Methodik) und deren Ergebnisse wurden jedoch angezweifelt (OSMANN et al. 2019).

Damit stehen mehrere Datensätze zur Verfügung, die den Verdacht erhärten, dass die Verunreinigung mit Mikroplastik in abgefülltem Trinkwasser einerseits aus der Verpackung stammt (PP-Schraubverschluss, PET-Flasche, PE-Beschichtung), andererseits durch den Wasseraufbereitungs- bzw. Abfüllvorgang (z. B. Abrieb) verursacht werden kann.

Rolle von Aufbereitung und Verpackung

Trinkwasser	Mikroplastik	Partikelgröße	Quelle
Leitungswasser aufbereitet aus Grundwasser	0–800 Stk/m ³ 0–0,8 Stk/l	> 10 µm	
Leitungswasser aufbereitet aus Oberflächenwasser	0–628.000 Stk/m ³ 0–628 Stk/l	> 60 µm bzw. > 1 µm	WHO (2019)
Trinkwasser abgefüllt in Ein-/Mehrwegflaschen	10.400–6.292.000 Stk/m ³ 10,4–6.292 Stk/l	> 100 µm bzw. > 1 µm	

Tabelle 3: Mikroplastik in aufbereitetem Trinkwasser.

Aufgrund der fehlenden Quantität und Qualität von Untersuchungsdaten ist eine abschließende Bewertung zur Verunreinigung von Trinkwasser mit Mikroplastik nicht möglich. Generell deuten die bisherigen Daten darauf hin, dass Leitungswasser aus Grundwasserressourcen am wenigsten bzw. gar nicht mit Mikroplastik belastet ist (siehe Tabelle 3). Auch die gefundenen Konzentrationen in Leitungswasser aus aufbereiteten Oberflächengewässern waren gering. Allerdings kommt es hier auf die Wasserressource sowie die Größe der untersuchten Partikel an.

In Flaschen abgefülltes Trinkwasser war tendenziell am meisten kontaminiert, unabhängig vom Material der Verpackung. Am häufigsten konnte Polyethylenterephthalat (PET) nachgewiesen werden, was auf eine Zersetzung des Verpackungsmaterials hindeutet. Die Ergebnisse derzeitiger Studien legen jedoch auch nahe, dass bei der Trinkwasseraufbereitung bzw. während des Transports (z. B. Leitungen, Tanks) eingesetztes Plastikmaterial zur Kontamination beitragen kann.

Grundsätzlich ist zu bemerken, dass Studien, bei denen die untere Nachweisgrenze bei 1 µm lag, deutlich mehr Mikroplastik in den Proben nachgewiesen haben. Die Ergebnisse deuten auch darauf hin, dass kleine Partikel (< 10 µm) überwiegen.

Fazit

vorwiegend kleine Partikel

Um das Risikopotenzial der Aufnahme von Mikroplastik durch Trinkwasser zu bewerten, sind neben weiteren Studien zur Verschmutzung von Trinkwasser mit Mikroplastik, zu den Kontaminationsquellen und zur Reinigungsleistung von Trinkwasseraufbereitungsanlagen auch Untersuchungen zu den negativen Effekten von Mikroplastik notwendig (SAPEA 2019, WHO 2019).

3.2.4 Abwasser

Bei Untersuchungen von Abwasser in Kläranlagen wurden sowohl im Zulauf als auch im Ablauf Mikroplastik-Partikel nachgewiesen (siehe Tabelle 4). Die Konzentrationen lagen dabei zwischen einem und 10.044 Partikeln/l im Zulauf und zwischen null und 447 Partikeln/l im Ablauf (SUN et al. 2019). Wiederum sind die sehr hohen Schwankungen zum Teil auf unterschiedliche Probenahme, Probenvorbereitung und Analytik zurückzuführen.

Tabelle 4:
Mikroplastik in
Kläranlagen.

Kläranlage	Mikroplastik-Konzentration	Partikelgröße	Quelle
Zulauf	1.000–10.044.000 Stk/m ³ 1–10.044 Stk/l	> 10 bis > 300 µm	
Gereinigter Ablauf	0–447.000 Stk/m ³ 0–447 Stk/l	> 10 bis > 300 µm	SUN et al. (2019)
Abgetrennter Klärschlamm	1.500–170.000 Stk/kg Trockenmasse	> 10 bis > 300 µm	

Abwasser von Kläranlagen

- Eine Untersuchung von finnischen Kläranlagen fand beispielsweise Mikroplastik-Konzentrationen von 57,6 Stück/l im Zulauf und 1 Stück/l im Ablauf (> 250 µm, visuelle Vorselektion und FT-IR/Raman-Spektroskopie) (LARES et al. 2018).
- Im Vergleich dazu wurden in einer dänischen Studie Konzentrationen von 2.223–10.044 Stück/l im Zulauf und 29–447 Stück/l im Ablauf nachgewiesen. Die kleinste Siebgröße war hierbei 10 µm, die Analyse wurde mit FT-IR Spektroskopie durchgeführt (SIMON et al. 2018).

Unterschiedliche Faktoren, wie Einzugsgebiet, angeschlossene Gebäude, Kanalsystem und gewerbliche oder industrielle Einleiter, haben Einfluss auf die Menge an Mikroplastik in Abwasser. Bei Abwasser aus Haushalten stellen vor allem das Waschen von synthetischer Kleidung und die falsche Entsorgung von Hygieneprodukten zwei Quellen für Mikroplastik dar. Ein Mischkanalnetz führt zu einer erhöhten Belastung von Mikroplastik im Abwasser, was unter anderem auf Reifenabrieb durch den Verkehr zurückzuführen ist (SUN et al. 2019).

Rückhaltekapazität über 90 %

Während der Abwasserreinigung werden Mikroplastik-Partikel zu einem großen Teil entfernt. Die Rückhaltekapazität in untersuchten Kläranlagen beträgt je nach Anzahl der Reinigungsstufen durchschnittlich über 90 %. Der Großteil der Partikel wird bereits während der ersten Reinigungsstufe entfernt (ca. 35–59 %). Trotz der relativ hohen Abscheideraten der Kläranlagen und der geringen Mikroplastik-Konzentrationen im Ablauf stellt geklärtes Abwasser durch die großen Mengen eine nicht zu vernachlässigende Quelle von Mikroplastik in aquatische Ökosysteme dar (SUN et al. 2019). Problematisch sind zudem Mischwasserüberläufe bei Starkniederschlägen, da hier die ungereinigten Abwässer direkt in die Umwelt gelangen.



Abbildung 5:
Neben gelitterten Kunststoffen gelangt auch Reifenabrieb von versiegelten Flächen in das Abwassersystem (© Umweltbundesamt/B. Gröger).

Eine bedeutsame Menge an Mikroplastik gelangt über Waschmaschinenabläufe in das kommunale Abwassersystem. Während des Waschvorgangs verlieren Textilien kleine Bruchstücke von Fasern (siehe Tabelle 5).

- Eine am Umweltbundesamt durchgeführte Untersuchung des Waschmaschinenablaufs von Polyesterblusen (im Auftrag von Greenpeace) hat ergeben, dass die jeweiligen Blusen während des Waschvorgangs 40–120 mg/kg Polyester verloren ($> 50 \mu\text{m}$) (GREENPEACE 2019).
- Andere Studien konnten 86–254 mg/kg Polyesterfasern (DE FALCO et al. 2018) bzw. 100–1.000 mg/kg Polyesterfasern (ZAMBRANO et al. 2019) im Waschmaschinenablauf nachweisen.
- Aufgrund von Literaturdaten wurde berechnet, dass bei einem durchschnittlichen Waschgang (5,4 kg; 45 % natürliche und 34 % synthetische Fasern) 3,2–17 Mio. Fasern verloren gehen können. Für Europa wird daher geschätzt, dass jährlich 18.430–46.175 t Mikroplastik durch das Waschen von synthetischer Kleidung freigesetzt werden (HANN et al. 2018).
- Die freigesetzte Menge an Fasern hängt von mehreren Faktoren ab: Materialart, Waschmaschinentyp, Alter und Faserlänge/Webart der Kleidung sowie verwendetes Waschmittel und Waschtemperatur können Einfluss auf den Faserabrieb haben (GALAFASSI et al. 2019).
- Im Vergleich zu anderen Stoffen verliert vor allem Fleece sehr viele Fasern (CARNEY ALMROTH et al. 2018).
- Erfahrungsgemäß werden bei der Wäsche von neuen Kleidungsstücken die meisten Fasern freigesetzt. Mit jedem weiteren Waschgang verringert sich die Menge an abgesonderten Fasern (PIRC et al. 2016; SILLANPÄÄ & SAINIO 2017).
- Der Einsatz von Waschmitteln und Tensiden erhöht ebenfalls die Freisetzung von Mikrofasern aus der Kleidung in das Waschwasser (HERNANDEZ et al. 2017, ZAMBRANO et al. 2019).

Abwasser von Waschmaschinen

Aufgrund der bedeutenden Mengen an Mikroplastik-Fasern, welche durch den Waschvorgang freigesetzt werden, sind Maßnahmen zur Reduktion notwendig. Dazu zählen unter anderem eine bessere Herstellung der Textilien, Vorwäsche durch die Textilproduzenten und effizientere Filter in Waschmaschinen. Auf KonsumentInnenseite sollten hochwertige Textilien bevorzugt werden, die weniger Fasern emittieren bzw. sollte die Kleidung weniger oft gewaschen werden (CARNEY ALMROTH et al. 2018).

Reduktionsmaßnahmen

*Tabelle 5:
Mikroplastik durch
Faserfreisetzung bei der
Wäsche.*

Material	Faserfreisetzung	Quelle
Polyester und Baumwolle	1.200–3.300 mg/kg	SILLANPÄÄ & SAINIO (2017)
Polyester Fleece	12 mg/kg	PIRC et al. (2016)
Polyester	86–254 mg/kg	DE FALCO et al. (2018)
Polyester	100–1.000 mg/kg	ZAMBRANO et al. (2019)
Polyester	3.000 mg/kg	HARTLINE et al. (2016)
Polyester Jersey	25 mg/kg (ohne Waschmittel) 100 mg/kg (mit Waschmittel)	HERNANDEZ et al. (2017)
Polyester Fleece	7.360 Fasern/m ² /l	CARNEY ALMROTH et al. (2018)
Polyester	87 Fasern/m ² /l	
Polyester	2,79–1,63 mg/Jacke (1.–4. Waschgang)	
Acryl	2,63–0,99 mg/Jacke (1.–4. Waschgang)	NAPPER & THOMPSON (2016)
Polyester und Baumwolle	0,45–0,30 mg/Jacke (1.–4. Waschgang)	

Fazit

Durch unterschiedliche Quellen gelangt eine beträchtliche Menge an Mikroplastik in das Abwasser. In der Kläranlage verteilt sich das Mikroplastik auf vier ausgehende Ströme: Rechengut, Sandfanggut, Klärschlamm und den Kläranlagenablauf (UMWELTBUNDESAMT 2019). Ein Großteil des Mikroplastiks wird während des Reinigungsprozesses in der Kläranlage effektiv entfernt und somit sind die Mikroplastik-Konzentrationen im Ablauf gering. Dennoch können durch die großen Mengen an Abwasser sowie durch Regenüberlaufbecken bei Mischwasserkanälen erhebliche Mengen an Mikroplastik in die Umwelt gelangen. Bei landwirtschaftlicher Verwertung stellt der anfallende Klärschlamm zudem einen beträchtlichen Eintragspfad von Mikroplastik in den Boden dar. Festzuhalten ist jedoch, dass es sich bei den bisherigen Studien oftmals nur um einmalige Probenahmen handelte, weshalb ein Langzeit-Monitoring nötig wäre, um den Einfluss von Kläranlagen als Eintragsquelle von Mikroplastik in die Umwelt besser zu verstehen.

3.2.5 Deponiesickerwässer

Neben Abwasser, Klärschlamm und Komposten gibt es innerhalb des Abfallmanagements noch weitere potenzielle Eintragspfade von Mikroplastik in die Umwelt. Vor allem bei Sickerwässern aus Abfalldeponien wird vermutet, dass es zu einem Austritt von Mikroplastik kommen kann.

- In einer Untersuchung von 11 Deponiesickerwässern in Finnland, Island und Norwegen, bei denen das Umweltbundesamt die Mikroplastik-Analytik vornahm, wurden 0–4,5 Partikel/l gefunden (50–5.000 µm). Hochgerechnet würde dies jährliche Emissionen zwischen 15 g und 25 kg pro Deponie ergeben. Die Autoren folgern daher, dass Deponiesickerwässer im Vergleich zu Abwasser eine kleinere Quelle von Mikroplastik (> 50 µm) darstellen (VAN PRAAGH et al. 2019).
- Eine Studie aus China hat mit 0,42–24,58 Partikeln/l in Sickerwässern aus sechs unterschiedlichen Deponien etwas höhere Konzentrationen nachgewiesen. Es wurden 17 verschiedene Polymerarten gefunden. 99,36 % des Mikroplastiks stammten dabei aus der Fragmentierung von Plastikmüll (HE et al. 2019).

4 MIKROPLASTIK IN DER TERRESTRISCHEN UMWELT

4.1 Boden

Während die Belastung von aquatischen Ökosystemen bereits seit einigen Jahren untersucht wird, wurde der Boden als Senke von Kunststoffen lange Zeit vernachlässigt. Die Forschung zu Mikroplastik in Böden und den möglichen Eintragungspfaden befindet sich daher erst am Anfang. Erste Daten liegen vor allem für landwirtschaftlich genutzte Böden vor; diese legen nahe, dass eine Belastung mit Mikroplastik gegeben sein kann.

Eintragungspfade für Plastik in Böden

- Im Zuge von landwirtschaftlichen Aktivitäten werden viele Materialien aus Kunststoff verwendet, insbesondere Kunststofffolien (Mulchfolie, Silageballenfolie, Gartenbaufolie). Im Obst- und Weinbau stellen vor allem Bindematerial und Pheromondispenser eine häufige Quelle von Kunststoffen dar. Diese werden meist nicht mehr entfernt und gelangen somit in den Boden (REHM et al. 2018). In der Forstwirtschaft kommen häufig Wuchshüllen sowie Verbiss- und Fegeschutz auf Kunststoffbasis zum Einsatz, welche anschließend häufig nicht mehr entfernt werden.
- Auch die Düngung mit Sekundärrohstoffdüngemitteln, wie Klärschlamm, Kompost oder Gärrückständen, führt zu einem Eintrag an Plastik in den Boden.
- Mikroplastik wird nicht nur aus gezielten Plastikproduktenwendungen (siehe oben), sondern auch aus unachtsam weggeworfenen Plastikabfällen (Littering) durch Verwitterung oder Abrieb freigesetzt.
- Eine weitere Quelle für Mikroplastik im Boden sind Ablagerungen bei Regenereignissen und Überschwemmungen bzw. Straßenabläufe, die Mikroplastik auch in Form von Reifenabrieb enthalten können (BLÄSING & AMELUNG 2018).
- Die Anwendung von Langzeitdüngern mit Polymerummantelung bzw. von mit Pestiziden und Polymeren beschichtetem Saatgut kann zu einer Freisetzung von Mikroplastik im Boden führen. Laut Schätzungen soll der Einsatz von Polymeren in Langzeitdüngern in der EU bis zu ca. 8.000 t betragen (SCUDO et al. 2017).
- Ein weiterer Eintragungspfad erfolgt durch atmosphärischen Transport und anschließende Deposition.



Abbildung 6:
Einsatz von Kunststoffen
in der Landwirtschaft
(© Umweltbundesamt/B. Gröger).

Ein Auszug von Literaturdaten zu Mikroplastik in Böden ist in Tabelle 6 dargestellt. Die Werte sind nicht direkt vergleichbar, da ihnen unterschiedliche Probenahme- und Analysemethoden zugrunde liegen und der untersuchte Größenbereich nicht immer erhoben werden konnte. Teilweise wurden neben Mikroplastik auch Partikel > 5 mm erfasst.

- Von einem wenig belasteten landwirtschaftlichen Standort in Deutschland – d. h. keine Verwendung von landwirtschaftlichen Plastikfolien und mehrjährige Düngung nur mit Kuh-/Schweinegülle – wird eine Makroplastikkonzentration (5–50 mm) von 206 Teilchen/Hektar berichtet. Knapp über 91 % des Mikroplastiks lagen als Folie oder Fragment vor. Die Mikroplastik-Konzentration (1–5 mm) wurde mit 0–1,25 Teilchen pro Kilogramm Trockenmasse Boden angegeben; als häufigste Kunststoffe wurden PE und PP genannt. Aufgrund der Größenverteilung der Mikroplastik-Teilchen und der Umgebungsbedingungen des Standortes wird angenommen, dass das Mikroplastik vorwiegend aus der fortschreitenden Fragmentierung größerer Plastikteile stammt. Des Weiteren wird vermutet, dass die Partikelhäufigkeit mit abnehmender Teilchengröße sehr stark ansteigt (PIEHL et al. 2018).
- Höhere Konzentrationen werden in Studien aus China berichtet, wobei die untersuchten Ackerböden intensiv bewirtschaftet wurden (Mulchfolien, Folientunnel, starke Bewässerung und Düngung) (LIU 2018, ZHANG & LIU 2018, ZHANG et al. 2018).
- Daten zu Kunststoffverunreinigungen von Böden in Österreich gibt es bisher nur aus Vorarlberg. Dort wurden vom Umweltinstitut des Landes Vorarlberg mehrere landwirtschaftlich genutzte Flächen im Rheintal auf Kunststoffe > 1 mm untersucht. Die Ergebnisse bestätigten, dass vor allem die Verwendung von Sekundärrohstoffdüngern zu einem Eintrag von Plastik in den Boden führt. Die Ergebnisse zeigten jedoch auch eine sehr hohe Variabilität, was auf die Heterogenität der unterschiedlichen Kunststoffe zurückzuführen ist (SEXLINGER et al. 2018).
- Mikroplastik-Verschmutzungen auf nicht landwirtschaftlich genutzten Böden erfolgen hauptsächlich durch Hochwasser und weggeworfenen Müll oder durch atmosphärischen Eintrag. Das könnte auch die gefundenen Mikro- und Mesoplastik-Partikel in Auböden in abgelegenen Bergregionen in den Schweizer Alpen erklären (SCHEURER & BIGALKE 2018). Auch hier lagen in 88 % der Proben die meisten gefundenen Partikel im Bereich von 125–500 µm.

Daten zu Plastik in Böden



*Abbildung 7:
Littering von Verpackungskunststoffen
ist ein Eintragspfad für Plastik in Böden
(© Umweltbundesamt/B. Gröger).*

Tabelle 6: Mikroplastik in Böden.

Proben	Mikroplastik-Konzentration	Partikelgröße	Analytik	Häufigste Kunststoffe	Quelle
Ackerboden unbelastet (D)	0–1,25 Stk/kg TM	> 1.000 µm	visuelle Vorselektion, FT-IR-Spektroskopie	PE, PP	PIEHL et al. (2018)
Ackerboden unbelastet (D)	206 Stk/Hektar	> 5.000 µm	FT-IR-Spektroskopie	PE, PS, PP, PVC, PET, PMMA	PIEHL et al. (2018)
Stadtboden (AUS)	500–6.900 mg/kg	-	visuelle Vorselektion, FT-IR-Spektroskopie	-	FULLER & GAUTAM (2016)
Gartenboden (MEX)	bis zu 2.770 Stk/kg	> 10 µm	visuelle Selektion (Mikroskop)	-	HUERTA LWANGA et al. (2017)
Ackerboden, Klärschlamm-düngung (CHL)	1.100 Stk/kg (1 x Klärschlamm-düngung) 3.500 Stk/kg (5 x Klärschlamm-düngung)	> 160 µm (Faserlänge) > 8 µm (Faserbreite)	visuelle Selektion (Mikroskop)	-	CORRADINI et al. (2019)
Auboden (CH)	bis zu 593 Stk/kg	> 125 µm	FT-IR-Spektroskopie	PE	SCHUEURER & BIGALKE (2018)
Ackerboden (CHN)	bis zu 320 Stk/kg	> 20 µm	visuelle Selektion (Mikroskop)	-	ZHANG et al. (2018)
Ackerboden (CHN)	18.760 Stk/kg	> 50 µm	visuelle Selektion (Mikroskop)	-	ZHANG & LIU (2018)
Ackerboden (CHN)	78 ± 12,9 Stk/kg (0–3 cm) 62 ± 12,9 Stk/kg (3–6 cm)	> 20 µm	FT-IR-Spektroskopie	PP, PE	Liu (2018)

4.2 Komposte und Gärrückstände

Organische Düngemittel, wie Komposte und Gärrückstände, können je nach Zusammensetzung und Vorbehandlung einen bedeutenden Eintragspfad von Kunststoffen in den Boden darstellen. Plastik gelangt über Grünschnitt aus Straßenbegleitflächen oder noch verpackte Lebensmittel, die in der Biotonne landen, in den Kreislauf der Düngemittelproduktion.

- Bei einer Untersuchung von Kompost aus Bioabfällen wurden Mikroplastik-Gehalte von 20 bzw. 24 Teilchen pro Kilogramm Trockenmasse nachgewiesen. Gefunden wurden vorwiegend Styrol-basierte Kunststoffe und PE, gefolgt von PP, PVC und PET. Der untersuchte Größenbereich lag bei 1–5 mm (WEITHMANN et al. 2018).
- In derselben Studie wurden in den Gärrückständen aus der Bioabfallbehandlung tendenziell höhere Mikroplastik-Konzentrationen (1–5 mm) nachgewiesen: Bei Einsatz von Haushaltsbiomüll mit Grünschnitt zwischen 14 und 146 Teilchen/kg TM, bei Einsatz von gewerblichem Biomüll (z. B. von Supermärkten) sogar 895 Teilchen/kg TM. Über 70 % des Mikroplastiks ist auf Styrol-basierte Kunststoffe (z. B. PS) zurückzuführen, welche häufig als Verpackungsmaterial dienen, sowie auf PE, PP, PET, Polyester und Cellulose-basierte Kunststoffe (WEITHMANN et al. 2018).

- Untersuchungen des Umweltbundesamtes von Kompostproben auf Mikroplastik (0,05–0,5 mm) im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung (unveröffentlicht) ergaben Kunststoffkonzentrationen zwischen 3.300 und 26.850 Teilchen/kg (0,05–0,5 mm) und zwischen 10 und 30 Teilchen/kg (0,5–5 mm). Der Anteil der Größenfraktion 0,5–5 mm am Gesamtmikroplastik lag somit unter 0,3 %. Die am häufigsten nachgewiesenen Kunststoffarten waren PE und PS.

4.3 Klärschlamm

Die hohe Rückhaltefähigkeit von Kläranlagen bedingt, dass sich ein Großteil des Mikroplastiks im Klärschlamm wiederfindet. Untersuchungen von Klärschlamm fanden Konzentrationen zwischen etwa 1.500 und 170.000 Partikeln/kg Trockengewicht. Die am häufigsten gefundene Polymerart war Polyester, gefolgt von PET, PE und PA. Hinsichtlich der Form wurden neben Fragmenten und Filmen hauptsächlich Fasern gefunden. Die große Menge an Fasern kann durch Grauwasser der Haushalte (Kleidung aus Kunststofffasern) und industrielle Einleiter erklärt werden (LARES et al. 2018, LI et al. 2018b, MAHON et al. 2017, SUN et al. 2019). Über eine Co-Fermentation von Substraten im Faulturm (z. B. Bioabfall) können zusätzlich Kunststoffe in den Klärschlamm eingetragen werden.

Da Klärschlämme häufig in der Landwirtschaft als Düngemittel sowie im Landschaftsbau verwendet werden, kommt es auf diesem Weg zu einem Eintrag von Kunststoffen in den Boden. In Österreich wird knapp die Hälfte des anfallenden Klärschlammes verbrannt; der Rest findet Verwendung in der Landwirtschaft, der Kompostierung, im Landschaftsbau, als Bauzuschlagstoff oder in der Zwischenlagerung (UMWELTBUNDESAMT 2015b).

Durch eine kontinuierliche Klärschlammbeaufschlagung auf Flächen kommt es zu einer Akkumulierung von Mikroplastik im Boden (CORRADINI et al. 2019). Schätzungen zufolge werden in Europa durch die Ausbringung von Klärschlamm jährlich zwischen 63.000–430.000 t Mikroplastik auf landwirtschaftliche Flächen eingetragen (NIZZETTO et al. 2016). Klärschlamm ist somit eine durchaus bedeutende Eintragsquelle von Mikroplastik in den Boden. Während bei der Ausbringung in der Landwirtschaft eine bestimmte Qualität bezüglich Schwermetallen und ausgewählten organischen Stoffen eingehalten werden muss, unterliegt der Gehalt an Mikroplastik derzeit noch keinen gesetzlichen Regelungen.

Abbildung 8: Klärschlamm mit sichtbarer Verunreinigung durch Kunststoffteile
(© Umweltbundesamt/B. Liebmann).

Die potenziellen Eintragsquellen von Mikroplastik in den Boden sind vielfältig. Insbesondere bei intensivem Einsatz von Mulchfolien oder Klärschlamm kann es zu Einträgen in den Boden kommen. Dennoch sind weitere Studien zum Ausmaß der Effekte von Mikroplastik auf das Ökosystem Boden notwendig. Im Verdauungstrakt von Bodenorganismen wurde Mikroplastik nachgewiesen, der Transfer in die Nahrungskette erscheint möglich (HUERTA LWANGA et al. 2016). Je nach Mikroplastik-Konzentration, Polymerart und Teilchenform kann es zu unterschiedlichen Effekten auf Tiere, Bodeneigenschaften oder Pflanzenwachstum (VAN WEERT et al. 2019) kommen.

**hohe
Rückhaltefähigkeit**

**Düngung mit
Klärschlamm**



Fazit

5 MIKROPLASTIK IN DER LUFT

Neben Wasser und Boden ist auch das Medium Luft von Mikroplastik-Kontaminationen betroffen. Durch ihre geringe Größe und Dichte können Mikroplastik-Partikel mit dem Wind transportiert werden und relativ lange in der Atmosphäre verbleiben. Obwohl die Datenlage noch sehr gering ist, konnte sowohl im städtischen Bereich als auch in abgelegenen Bergregionen Mikroplastik in der Luft durch Analyse der atmosphärischen Deposition festgestellt werden.

Mikroplastik im urbanen Bereich

In Paris wurde an jeweils einem urbanen und suburbanen Standort Mikroplastik aus atmosphärischem Niederschlag gemessen und es wurde daraus eine Depositionsrate von 2–355 Partikeln/m²/d berechnet. 29 % davon waren synthetischer Natur bzw. eine Mischung aus natürlichem und synthetischem Material (Baumwolle und Polyamid, DRIS et al. 2016).

In einer weiteren Pariser Studie zu Mikroplastik-Fasern in der Innen- und Außenluft konnten ebenfalls Verschmutzungen festgestellt werden, wobei diese in der Außenluft deutlich niedriger waren (siehe Tabelle 7). Für die Innenluft wurde eine durchschnittliche Depositionsrate von 1.586–11.130 Fasern/m²/d festgestellt. 33 % davon konnten synthetischen bzw. halb-synthetischen Fasern zugeordnet werden (DRIS et al. 2017).



Abbildung 9:
Mikroplastik ist Teil der Staubpartikel in Innenräumen und entsteht z. B. durch Abrieb von Synthetikfasern
(© Umweltbundesamt/B. Gröger).

Bei Messungen von filtrierter Außenluft in Shanghai wurden 0–4,18 Stück/m³ nachgewiesen. Aufgrund der gefundenen Polymerarten (PET, PE, PES, PAN, PAA, Viskose) folgern die Autoren, dass Kleidung eine Hauptquelle von Mikroplastik in der Luft darstellt. Auf Grundlage von Modellen wurde eine tägliche Aufnahme von 21 Mikroplastik-Partikeln pro Person und Tag aus der Außenluft geschätzt (LIU et al. 2019).

Transport in entlegene Regionen

Neben urbanen Gebieten konnte auch in einer abgelegenen Region in den französischen Pyrenäen atmosphärischer Eintrag von Mikroplastik festgestellt werden. Für einen Probenahmezeitraum von 5 Monaten wurde eine durchschnittliche Depositionsrate von 365 Partikeln/m²/d berechnet (ALLEN et al. 2019).

Auch in den Rocky Mountains wurden Mikroplastik-Fasern in der Nassdeposition entdeckt (WETHERBEE et al. 2019). Ein möglicher Zusammenhang zwischen Mikroplastik-Deposition und Niederschlag sowie Windgeschwindigkeit/-richtung wurde in der Studie nahegelegt.

Eine erst kürzlich erschienene Studie konnte Mikroplastik sowohl im Schnee aus Europa als auch aus der Arktis feststellen (BERGMANN et al. 2019). Es dominierten vor allem Partikel der kleinsten Größenklasse, was darauf schließen lässt, dass große Mengen unter der Nachweisgrenze von 11 µm lagen und somit nicht analysiert wurden.

Deposition in Schnee

Die Untersuchungen zeigen somit, dass Mikroplastik auch über die Luft große Distanzen zurücklegen kann. Partikelgrößen kleiner als 10 µm sind hierbei relevant für die inhalative Aufnahme (Rachen, Luftröhre, Bronchien, Alveolen) und könnten ein potenzielles Gesundheitsrisiko darstellen.

Tabelle 7: Mikroplastik in der Luft und atmosphärische Deposition.

Ort	Durchschnittliche Menge	Probenahme	Partikelgröße	Quelle
Paris (FR)	2–355 Stk/m ² /d (29 % (halb-)synthetisch)	Nass- und Trockendeposition	> 50 µm	DRIS et al. (2016)
Paris (FR)	1.586–11.130 Stk/m ² /d (33 % (halb-)synthetisch)	Innenluft (Pumpe und Filter)	> 50 µm	DRIS et al. (2017)
	0,3–1,5 Stk/m ³	Außenluft (Pumpe und Filter)	> 50 µm	
Dongguan (CHN)	36 ± 7 Stk/m ² /d	Nass- und Trockendeposition	> 200 µm	CAI et al. (2017)
Shanghai (CHN)	0–4,18 Stk/m ³	aktiver Schwebstoff-sammler	> 23 µm	LIU et al. 2019
Pyrenäen (FR)	365 Stk/m ² /d	Nass- und Trockendeposition	> 5 µm	ALLEN et al. (2019)
Schweiz, Deutschland, Arktis	24.600 ± 18.600 Stk/l	Schnee	> 11 µm	BERGMANN et al. (2019)
	1.760 ± 1.580 Stk/l	Eisschollen		

Aufgrund der geringen Anzahl an Studien ist es nicht möglich, die Bedeutung von atmosphärischem Niederschlag als Quelle von Mikroplastik abschließend zu beurteilen. Bisherige Ergebnisse deuten jedoch auf eine bedeutende Mikroplastik-Verschmutzung der Luft hin. Mikroplastik wird somit in der Atmosphäre transportiert und auch in abgelegene terrestrische und aquatische Ökosysteme eingetragen.

Fazit

6 MIKROPLASTIK IN UND AUS PRODUKTEN

6.1 Einsatz von Mikroplastik in Kosmetikprodukten und Reinigungsmitteln

In Kosmetika und Reinigungsprodukten werden sowohl gelöste als auch feste Polymere eingesetzt. Sie dienen als Verdicker, Filmbildner, zur Haut- und Haarconditionierung oder als Reibkörper. Die Zahl der Polymervarianten, die in der Kosmetik eingesetzt werden, ist dabei um ein Vielfaches höher als bei Wasch-, Putz- und Reinigungsmitteln (BERTLING et al. 2018b).

Mikroplastik-Alternativen vorhanden

- Im Jahr 2017 untersuchte das Umweltbundesamt im Auftrag der Arbeiterkammer Niederösterreich 13 Produkte (6 Peelings, 5 Reinigungsprodukte und 2 gewerbliche Handwaschpasten) auf Mikroplastik (Partikelgröße > 50 µm)¹. In nur zwei Produkten konnten Mikroplastik-Partikel nachgewiesen werden – in einem Peeling-Produkt und in einer gewerblichen Handwaschpaste. Bei allen Artikeln waren die Inhaltsstoffe korrekt angegeben.
- In den Jahren 2016 und 2017 untersuchte das Umweltbundesamt im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT, Abteilung V/5 Chemiewirtschaft und Biozide) jeweils 31 Produkte auf Mikroplastik größer 50 µm (unveröffentlicht). Die Produktpalette umfasste 8 Zahnpasten, 9 Peelings, 9 gewerbliche Handwaschpasten und 5 Reinigungsmittel. Die Ergebnisse zeigten, dass ein Umstieg auf mikroplastikfreie Alternativen teilweise bereits erfolgt war. In vier Handwaschpasten und zwei Reinigungsmitteln wurde Mikroplastik aus Polyurethan gefunden, in zwei Peelings wurde der Kunststoff Polymilchsäure (PLA) als Abriebstoff nachgewiesen. Alle untersuchten Zahnpasten waren mikroplastikfrei. Als Ersatzstoffe wurden silikathaltige Polierkörper, mikrokristalline Cellulose (v. a. in Zahnpasten und Peelings), Kalziumkarbonat-Teilchen (in Reinigungsmitteln) oder auch Holzmehl (in Handwaschpasten) eingesetzt.

Waschmittel

- Im Jahr 2019 untersuchte das Umweltbundesamt im Auftrag von Global 2000 und der Arbeiterkammer Oberösterreich 36 unterschiedliche Waschmittel auf Mikroplastik. Die Ergebnisse zeigten, dass nur in drei der 36 untersuchten Proben Mikroplastik (> 50 µm) gefunden wurde (GLOBAL 2000 2019).

Angabe von Inhaltsstoffen

Da die Angabe von Inhalten bei Waschmitteln über die Detergenzienverordnung der EU geregelt ist, müssen – anders als bei Lebensmitteln oder Kosmetika – nicht alle Inhaltsstoffe direkt auf dem Produkt angegeben werden. Ein vollständiges Datenblatt muss jedoch online vom Hersteller zur Verfügung gestellt werden. Für die VerbraucherInnen ist der einfache Zugang zu diesen Datenblättern aber meist nicht gegeben. Bei Reinigungsmitteln können KonsumentInnen daher aufgrund der Verpackung nicht immer zweifelsfrei erkennen, ob Mikroplastik im Produkt enthalten ist.

Bezogen auf die Gesamtkunststoffproduktion ist der Anteil an Polymeren, die in Kosmetik- und Reinigungsprodukten eingesetzt werden, gering – allerdings gelangt dieser nahezu gänzlich unmittelbar in das Abwassersystem (BERTLING et al. 2018b).

¹ https://www.umweltbundesamt.at/aktuell/umweltanalytik_aktuell/analytiknews_171218_1/

6.2 Verunreinigung von Lebensmitteln durch Mikroplastik

Mikroplastik kann nach heutigen Kenntnissen durch unterschiedliche Eintragspfade auch in Lebensmittel gelangen. Derzeit ist jedoch noch unklar, welche Mengen an Mikroplastik in Lebensmitteln zu finden sind und wie sie zusammengesetzt sind (BFR 2019).

Von der großen Vielfalt an Lebensmitteln und Getränken wurde bislang nur ein kleiner Teil auf Mikroplastik untersucht. 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. Da dies noch immer eine Herausforderung darstellt, sind noch keine Rückschlüsse auf durchschnittliche Gehalte von Mikroplastik in Lebensmitteln möglich.

In Medien wurde weltweit von Mikroplastik in Lebensmitteln, wie Bier, Zucker und Honig, berichtet. In den entsprechenden wissenschaftlichen Veröffentlichungen räumen die StudienautorInnen jedoch selbst ein, dass keine Unterscheidung zwischen Mikroplastik und Partikeln, wie Sand, Glas oder Metall, getroffen wurde (LIEBEZEIT & LIEBEZEIT 2014).

Mittlerweile werden zumeist spektroskopische Analysemethoden eingesetzt, mittels derer die Kunststoffe zuverlässig nachgewiesen und von anderen partikulären Verunreinigungen unterschieden werden können (siehe Tabelle 8).

Die meisten Studien liegen zu Meeresfischen und Meeresfrüchten vor, in denen Mikroplastik vorrangig im Magen-Darm-Trakt gefunden wurde. In den meisten Fällen wird der Magen-Darm-Trakt vor der Verwendung als Lebensmittel entfernt. Beim Verzehr von Krustentieren, Austern, Muscheln und kleinen Fischen im Ganzen wird hingegen der Verdauungstrakt mitgegessen und der Mensch nimmt das Mikroplastik auf (EFSA 2016). Die dokumentierten Mikroplastiknachweise sind zahlenmäßig jedoch schwierig vergleichbar.

Nachweis als Herausforderung

Meeresfische und Meeresfrüchte



Abbildung 10:
Mikroplastik in Miesmuscheln wird beim Verzehr vom Menschen aufgenommen (© Umweltbundesamt/M. Deweis).

Muscheln Mikroplastik ist in für den menschlichen Verzehr vorgesehenen Muscheln aus verschiedenen europäischen Ländern nachgewiesen worden. Für Muscheln aus Belgien werden 3–5 Fasern pro 10 g Muschel berichtet. Die Angaben für Muscheln aus China betragen 20–110 Mikroplastik-Teilchen (5–5.000 µm) pro 10 g (BARBOZA et al. 2018). Untersuchungen durch das Umweltbundesamt ergaben Mikroplastik-Konzentrationen von 1–30 Partikeln (> 50 µm) pro 10 g Muschel (nicht publizierte Ergebnisse).

Speisesalz In Untersuchungen von Salzproben konnten in fast allen Proben, unabhängig ob Meersalz, Salz aus Binnengewässern oder Steinsalz, Mikroplastik nachgewiesen werden. Untersuchungen des Umweltbundesamtes ergaben Konzentrationen zwischen 40 und 2.000 Mikroplastik-Teilchen pro Kilogramm Salz (> 50 µm, nicht publizierte Ergebnisse). Die häufigsten gefundenen Mikroplastik-Arten sind typische Massenkunststoffe, die auch als Verpackungsmaterial eingesetzt werden: PE, PP, PET und seltener PS. Die Salzproben sind häufig in Plastik verpackt und genau diese Kunststoffe werden auch im Salz gefunden (z. B. KARAMI et al. 2017). Nichtsdestotrotz sind auch Salze in Karton- oder Glasverpackungen mit Mikroplastik belastet. Dies deutet darauf hin, dass der Eintrag von Kunststoffabrieb im Laufe der Gewinnung (z. B. aus Meerwasser) und Verarbeitung passiert. Salz kann beim Abbau, bei der Verarbeitung bis zur Abfüllung und Verpackung mit Kunststoffen in Kontakt kommen. Daher ist es möglich, dass kleine Plastikpartikel durch Abrieb, z. B. in Silos, Rohrleitungen, Filtern oder Pumpen entstehen oder von synthetischen Textilfasern (Bekleidung oder Gewebe aus Polyester) freigesetzt werden und eine Probe verunreinigen.

Tabelle 8: Mikroplastik in Lebensmitteln.

Lebensmittel	Mikroplastik-Konzentration (Stk/kg)	Partikelgröße	Quelle
Muscheln			
<i>Mytilus edulis</i> (Nordsee)	360±70	> 5 µm	BARBOZA et al. (2018)
<i>Mytilus edulis</i> (Nordsee)	200±300	> 20 µm	VAN CAUWENBERGHE et al. (2015)
<i>Mytilus edulis</i> & <i>Mytilus galloprovincialis</i> (FR, IT, DK, ES, NL)	130±140		VANDERMEERSCH et al. 2015
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (IT, PT, ES)	180±140		VANDERMEERSCH et al. (2015)
<i>Mytilus edulis</i> (UK)	700–2.900	> 80 µm	LI et al. (2018a)
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (IT)	6.200–7.200	> 760 µm	BARBOZA et al. (2018)
Speisesalz			
Meersalz Seesalz Steinsalz	550–681 43–364 7–204	45–4.300 µm	YANG et al.(2015)
Meersalz Seesalz	1–10	> 149 µm	KARAMI et al. (2017)
Meersalz Salzbrunnen	50–280 115–185	0,01–3,5 µm	INIGUEZ et al. (2017)
Meersalz Seesalz Steinsalz	16–84 8–102 9–16	20–500 µm	GÜNDOGDU (2018)
Meersalz Steinsalz	47–806	100–5.000 µm	KOSUTH et al. (2018)

Die Aufnahme von Mikroplastik durch den Konsum von Lebensmitteln ist nicht nur aufgrund der geringen Datenlage schwierig abzuschätzen. Eine amerikanische Studie, welche rund 15 % der Kalorienzufuhr von Amerikanern auswertete, schätzt, dass es zu einer jährlichen Aufnahme von 39.000–52.000 Mikroplastik-Partikeln je nach Alter und Geschlecht kommt. Die Autoren geben dabei zu bedenken, dass diese Schätzungen großen Schwankungen unterliegen, jedoch wahrscheinlich Unterschätzungen sind (COX et al. 2019).

**Aufnahme über
Lebensmittel**

6.3 Entstehung von Mikroplastik durch Reifenabrieb

Mikroplastik kann durch viele unterschiedliche Quellen in die Umwelt gelangen. Einer der Hauptverursacher von Mikroplastik ist der Abrieb von Reifen durch den Verkehr. Mehrere Studien stellen Reifenabrieb an die erste Stelle der Eintragsquellen von Mikroplastik in die Umwelt (BERTLING et al. 2018a, HANN et al. 2018).

**Hauptquelle
für Mikroplastik**

In der Schweiz wurde von Forschern der Empa (Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt) kürzlich der Eintrag von Gummi durch Reifenabrieb in die Umwelt untersucht. Mit Hilfe eines Modells, welches den gesamten Lebenszyklus von Autoreifen miteinbezog, wurde berechnet, dass sich seit 1988 eine Menge von 219.000 ± 22.000 t Gummipartikeln in der Umwelt angereichert hat. Allein 2018 gelangten $0,96 \pm 0,35$ kg/EinwohnerIn Gummipartikel in die Umwelt. Der Großteil (74 %) wird in die ersten 5 m links und rechts neben den Straßen deponiert, 22 % gelangen in Oberflächengewässer und der Rest (4 %) wird in den Boden eingetragen (SIEBER et al. 2019).

Für Österreichs Straßen wurde ein Gesamt-Reifenabrieb von 6.766 t pro Jahr abgeschätzt (UMWELTBUNDESAMT 2015b). Die für die Lungengängigkeit relevanten Partikel $< 10 \mu\text{m}$ summieren sich dabei für Österreich auf 677 t/Jahr. 1.128 t/Jahr fallen als Schwebestaub an.

In der gesamten EU werden Schätzungen zufolge > 500.000 t Mikroplastik durch Autoreifenabrieb freigesetzt. Einflussfaktoren bei der Freisetzung von Reifenabrieb sind nicht nur Reifen- und Straßencharakteristika, sondern auch die Fahrweise, der Verkehrsfluss, die Motorleistung und das Gewicht des Fahrzeugs (JEKEL 2019). Straßenreinigung und Abwasserreinigung können die Menge an Gummipartikeln, die in der Umwelt verbleiben, reduzieren (SIEBER et al. 2019).

7 MIKROPLASTIK IM MENSCHEN

In einer Pilotstudie des Umweltbundesamtes und der Medizinischen Universität Wien konnte 2018 erstmals Mikroplastik im menschlichen Stuhl nachgewiesen werden. Es wurde dabei in allen 8 Stuhlproben der aus 8 verschiedenen Ländern stammenden TeilnehmerInnen Mikroplastik gefunden, wobei die durchschnittliche Konzentration bei 20 Mikroplastik-Partikeln pro 10 g Stuhl lag. Neun unterschiedliche Polymerarten konnten analysiert werden, PE und PET waren am dominantesten. Die Vielzahl an unterschiedlichen Kunststoffarten lässt darauf schließen, dass es vielfältige potenzielle Quellen bei der Aufnahme von Mikroplastik gibt (SCHWABL et al. 2019).

**keine
gesundheitlichen
Risiken
nachgewiesen**

Derzeit wird davon ausgegangen, dass Mikroplastik kein gesundheitliches Risiko für den Menschen darstellt, da noch keine Studien zur Verfügung stehen, welche schädliche Auswirkungen nachgewiesen haben. Aufgrund der geringen Datenlage ist es jedoch nicht möglich, definitive Bewertungen bezüglich der gesundheitlichen Risiken und der Toxizität von Mikroplastik für den Menschen abzugeben (SAPEA 2019).

Eine mögliche Absorption von Mikroplastik in gastrointestinales Gewebe oder in andere Organe hängt von der Partikelgröße, aber auch von der Unversehrtheit der Darmschleimhaut ab. Menschen mit erhöhter intestinaler Durchlässigkeit sind dabei möglicherweise anfälliger für Mikroplastik-Absorption und mögliche negative Auswirkungen (SCHWABL et al. 2019). Es wird davon ausgegangen, dass eine Absorption von Partikeln > 150 µm im menschlichen Körper eher unwahrscheinlich ist, kleinere Partikel könnten die Darmbarriere prinzipiell überwinden (EFSA 2016). In einer Studie mit kugelförmigen Polystyrol-Partikeln wurde gezeigt, dass bis zu 4 µm große Teilchen in die Darmzellen aufgenommen werden (STOCK et al. 2019b).

Fazit

Um eine bessere Bewertung und Risikoabschätzung zu ermöglichen, sind Daten zu Vorkommen, Menge und Charakteristika von Mikroplastik-Partikeln in Lebensmitteln sowie zum Einfluss von Verarbeitungsprozessen notwendig. Ein Schwerpunkt sollte dabei auf Partikel < 150 µm gelegt werden. Des Weiteren sind Toxizitätsstudien, welche die Auswirkungen von Mikroplastik im menschlichen Körper und deren Verhalten untersuchen, notwendig.

8 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

µm	Mikrometer (1.000 µm = 1 mm)
ATR-FT-IR	abgeschwächte Totalreflexion FT-IR
BMNT	Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus
ECHA	Europäische Chemikalienagentur
EFSA	Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit
FPA-FT-IR	Focal Plain Array FT-IR
FT-IR	Fourier-Transformation Infrarot Spektroskopie
IR	Infrarot Spektroskopie
ISO	International Organisation for Standardisation
mm	Millimeter (1.000 mm = 1 m)
nm	Nanometer (1.000 nm = 1 µm)
PA	Polyamid
PAA	Polyacrylsäure (Polyacrylic acid)
PAN	Polyacrylonitril
PE	Polyethylen
PES	Polyester
PET	Polyethylenterephthalat
PLA	Polymilchsäure (Polylactic acid)
PMMA	Polymethylmethacrylat
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PU	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
Pyr-GC/MS	Pyrolyse Gaschromatographie-Massenspektrometrie
TM	Trockenmasse

9 LITERATURVERZEICHNIS

- ALLEN, S.; ALLEN, D.; PHOENIX, V. R.; LE ROUX, G.; DURÁNTEZ JIMÉNEZ, P.; SIMONNEAU, A.; BINET, S. & GALOP, D. (2019): Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience* 12 (5), pp. 339–344.
- BANNICK, C. G.; SZEZYK, R.; RICKING, M.; SCHNIEGLER, S.; OBERMAIER, N.; BARTHEL, A. K.; ALTMANN, K.; EISENTRAUT, P. & BRAUN, U. (2019): Development and testing of a fractionated filtration for sampling of microplastics in water. *Water Research* 149, pp. 650–658.
- BARBOZA, L. G. A.; DICK VETHAAK, A.; LAVORANTE, B. R. B. O.; LUNDEBYE, A.-K. & GUILHERMINO, L. (2018): Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin* 133, pp. 336–348.
- BERGMANN, M.; MÜTZEL, S.; PRIMPKE, S.; TEKMAN, M. B.; TRACHSEL, J. & GERDTS, G. (2019): White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances* 5 (8), pp. 10.
- BERTLING, J.; BERTLING, R. & HAMANN, L. (2018a): *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie.* Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Elektrotechnik (Hrsg.) Oberhausen. S. 56.
<https://www.umsicht.fraunhofer.de/content/dam/umsicht/de/dokumente/publikationen/2018/kunststoffe-id-umwelt-konsortialstudie-mikroplastik.pdf>
- BERTLING, J.; HAMANN, L. & HIEBEL, M. FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR UMWELT-, SICHERHEITS- UND ELEKTROTECHNIK UMSICHT (2018b): *Mikroplastik und synthetische Polymere in Kosmetikprodukten sowie Wasch-, Putz- und Reinigungsmitteln.* Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Elektrotechnik (Hrsg.) Oberhausen. S. 109.
http://publica.fraunhofer.de/eprints/urn_nbn_de_0011-n-4907737.pdf
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2019): *Mikroplastik: Fakten, Forschung und offene Fragen.* S. 5. <https://www.bfr.bund.de/cm/343/mikroplastik-fakten-forschung-und-offene-fragen.pdf>
- BLÄSING, M. & AMELUNG, W. (2018): *Plastics in soil: Analytical methods and possible sources.* *Science of The Total Environment* 612, pp. 422–435.
- BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung (2018): *Plastik in der Umwelt. Kurzvorstellung der Verbundprojekte.* S. 44.
<https://bmbf-plastik.de/de/publikation/kurzvorstellung-der-verbundprojekte>
- BORDÓS, G.; URBÁNYI, B.; MICSINAI, A.; KRISZT, B.; PALOTAI, Z.; SZABÓ, I.; HANTOSI, Z. & SZOBOSZLAY, S. (2019): Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere* 216, pp. 110–116.
- BRENNHOLT, N.; HEß, M. & REIFFERSCHIED, G. (2018): *Freshwater Microplastics: Challenges for Regulation and Management.* In: Wagner, M. & Lambert, S. (Hrsg.): *Freshwater Microplastics.* Springer International Publishing, Cham., pp. 239–272.
- CAI, L.; WANG, J.; PENG, J.; TAN, Z.; ZHAN, Z.; TAN, X. & CHEN, Q. (2017): *Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence.* *Environmental Science and Pollution Research* 24 (32), pp. 24928–24935.
- CARNEY ALMROTH, B. M.; ÅSTRÖM, L.; ROSLUND, S.; PETERSSON, H.; JOHANSSON, M. & PERSSON, N.-K. (2018): *Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment.* *Environmental Science and Pollution Research* 25 (2), pp. 1191–1199.

- CORRADINI, F.; MEZA, P.; EGUILUZ, R.; CASADO, F.; HUERTA-LWANGA, E. & GEISSEN, V. (2019): Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of The Total Environment* 671, pp. 411–420.
- COX, K. D.; COVERNTON, G. A.; DAVIES, H. L.; DOWER, J. F.; JUANES, F. & DUDAS, S. E. (2019): Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology* 53 (12), pp. 7068–7074.
- DE FALCO, F.; GULLO, M. P.; GENTILE, G.; DI PACE, E.; COCCA, M.; GELABERT, L.; BROUTA-AGNÉSA, M.; ROVIRA, A.; ESCUDERO, R.; VILLALBA, R.; MOSSOTTI, R.; MONTARSOLO, A.; GAVIGNANO, S.; TONIN, C. & AVELLA, M. (2018): Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution* 236, pp. 916–925.
- DI, M. & WANG, J. (2018): Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment* 616–617, pp. 1620–1627.
- 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* 12 (5), pp. 8.
- DRIS, R.; GASPERI, J.; SAAD, M.; MIRANDE, C. & TASSIN, B. (2016): Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin* 104 (1–2), pp. 290–293.
- DRIS, R.; GASPERI, J.; MIRANDE, C.; MANDIN, C.; GUERROUACHE, M.; LANGLOIS, V. & TASSIN, B. (2017): A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution* 221, pp. 453–458.
- ECHA – European Chemicals Agency (2019): Annex XV Restriction report: Proposal for a restriction – Intentionally added microplastics. <https://echa.europa.eu/documents/10162/05bd96e3-b969-0a7c-c6d0-441182893720>
- EFSA – European Food Safety Authority (2016): Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal* 14(6):4501, pp. 30.
- FAURE, F.; DEMARS, C.; WIESER, O.; KUNZ, M. & DE ALENCASTRO, L. F. (2015): Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry* 12 (5), pp. 10.
- FULLER, S. & GAUTAM, A. (2016): A Procedure for Measuring Microplastics using Pressurized Fluid Extraction. *Environmental Science & Technology* 50 (11), pp. 5774–5780.
- GALAFASSI, S.; NIZZETTO, L. & VOLTA, P. (2019): Plastic sources: A survey across scientific and grey literature for their inventory and relative contribution to microplastics pollution in natural environments, with an emphasis on surface water. *Science of the Total Environment* 693, pp. 14.
- GLOBAL 2000 (2019): Test Plastik in Waschmitteln. <https://www.global2000.at/sites/global/files/Einkaufstest%20Waschmittel.pdf>
- GREEN, D. S.; KREGTING, L.; BOOTS, B.; BLOCKLEY, D. J.; BRICKLE, P.; DA COSTA, M. & CROWLEY, Q. (2018): A comparison of sampling methods for seawater microplastics and a first report of the microplastic litter in coastal waters of Ascension and Falkland Islands. *Marine Pollution Bulletin* 137, pp. 695–701.
- GREENPEACE (2019): Polyester. Eine Plastikfaser geht um die Welt. https://greenpeace.at/assets/uploads/publications/presse/Fact%20Sheet_Waschtest%20Plastikfasern.pdf

- GÜNDOĞDU, S. (2018): Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food Additives & Contaminants: Part A* 35 (5), pp. 1006–1014.
- HANN, S.; SHERRINGTON, C.; JAMIESON, O.; HICKMAN, M.; KERSHAW, P.; BAPASOLA, A. & COLE, G. (2018): Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products. Report for DG Environment of the European Commission. Pp. 335.
https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/microplastics_final_report_v5_full.pdf
- HARTLINE, N. L.; BRUCE, N. J.; KARBA, S. N.; RUFF, E. O.; SONAR, S. U. & HOLDEN, P. A. (2016): Microfiber Masses Recovered from Conventional Machine Washing of New or Aged Garments. *Environmental Science & Technology* 50 (21), pp. 11532–11538.
- HARTMANN, N. B.; HÜFFER, T.; THOMPSON, R. C.; HASSELLÖV, M.; VERSCHOOR, A.; DAUGAARD, A. E.; RIST, S.; KARLSSON, T.; BRENNHOLT, N.; COLE, M.; HERRLING, M. P.; HESS, M. C.; IMLEVA, N. P.; LUSHER, A. L. & WAGNER, M. (2019): Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology* 53 (3), pp. 1039–1047.
- HE, P.; CHEN, L.; SHAO, L.; ZHANG, H. & LÜ, F. (2019): Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Research* 159, pp. 38–45.
- HENDRICKSON, E.; MINOR, E. C. & SCHREINER, K. (2018): Microplastic Abundance and Composition in Western Lake Superior As Determined via Microscopy, Pyr-GC/MS, and FTIR. *Environmental Science & Technology* 52 (4), pp. 1787–1796.
- HERNANDEZ, E.; NOWACK, B. & MITRANO, D. M. (2017): Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfiber Release During Washing. *Environmental Science & Technology* 51 (12), pp. 7036–7046.
- HEß, M.; DIEHL, P.; MAYER, J.; RAHM, H.; REIFENHÄUSER, W.; STARK, W. & SCHWAIGER, J. (2018): Mikroplastik in Binnengewässern Süd- und Westdeutschlands. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hg). S. 86.
https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/6_sonderreihen/Länderbericht_Mikroplastik_in_Binnengewässern.pdf
- HORTON, A. A.; SVENDSEN, C.; WILLIAMS, R. J.; SPURGEON, D. J. & LAHIVE, E. (2017): Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin* 114 (1), pp. 218–226.
- HUERTA LWANGA, E., GERTSEN, H., GOOREN, H., PETERS P., SALÁNKI, T., VAN DER PLOEG, M., BESSELING, E., KOELMANS, A.A. & GEISSEN, V. (2016): Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology* 50, pp. 2685–2691.
- HUERTA LWANGA, E.; MENDOZA VEGA, J.; KU QUEJ, V.; CHI, J. de los A.; SANCHEZ DEL CID, L.; CHI, C.; ESCALONA SEGURA, G.; GERTSEN, H.; SALÁNKI, T.; VAN DER PLOEG, M.; KOELMANS, A. A. & GEISSEN, V. (2017): Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Scientific Reports* 7 (14071), pp. 7.
- HURLEY, R.; WOODWARD, J. & ROTHWELL, J. J. (2018): Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience* 11 (4), pp. 251–257.
- IÑIGUEZ, M. E.; CONESA, J. A. & FULLANA, A. (2017): Microplastics in Spanish Table Salt. *Scientific Reports* 7 (8620), pp. 7.

- IVLEVA, N. P.; WIESHEU, A. C. & NIESSNER, R. (2017): Microplastic in Aquatic Ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition* 56 (7), pp. 1720–1739.
- IVLEVA, N. P.; BRAUN, U. & BANNICK, C. G. (2018): Mikroplastik: Zum Stand der Arbeiten im ISO/TC 61 und Wissen im BMBF-Forschungsschwerpunkt.
- JEKEL, M. (2019): Scientific Report on Tyre and Road Wear Particles, TRWP, in the aquatic environment. <https://www.csreurope.org/scientific-report-tyre-and-road-wear-particles-trwp-aquatic-environment>
- KARAMI, A.; GOLIESKARDI, A.; KEONG CHOO, C.; LARAT, V.; GALLOWAY, T. S. & SALAMATINIA, B. (2017): The presence of microplastics in commercial salts from different countries. *Scientific Reports* 7 (1), pp. 46173.
- KOELMANS, A. A.; MOHAMED NOR, N. H.; HERMSEN, E.; KOOI, M.; MINTENIG, S. M. & DE FRANCE, J. (2019): Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research* 155, pp. 410–422.
- KOSUTH, M.; MASON, S.; WATTENBERG, E.; TYREE, C. & MORRISON, D. (2017): Synthetic Polymer Contamination of Global Drinking Water. Technical report. https://orbmedia.org/stories/invisibles_final_report/multimedia
- KOSUTH, M.; MASON, S. A. & WATTENBERG (2018): Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLOS ONE* 13 (4), pp. 18.
- LARES, M.; NCIBI, M. C.; SILLANPÄÄ, M. & SILLANPÄÄ, M. (2018): Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research* 133, pp. 236–246.
- LENZ, R. & LABRENZ, M. (2018): Small Microplastic Sampling in Water: Development of an Encapsulated Filtration Device. *Water* 10, pp. 8.
- LESLIE, H. A.; BRANDSMA, S. H.; VAN VELZEN, M. J. M. & VETHAAK, A. D. (2017): Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International* 101, pp. 133–142.
- LI, J.; LIU, H. & PAUL CHEN, J. (2018a): Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research* 137, pp. 362–374.
- LI, X.; CHEN, L.; MEI, Q.; DONG, B.; DAI, X.; DING, G. & ZENG, E. Y. (2018b): Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water Research* 142, pp. 75–85.
- LIEBEZEIT, G. & LIEBEZEIT, E. (2014): Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives & Contaminants: Part A* 31 (9), pp. 1574–1578.
- LIU, K.; WANG, X.; FANG, T.; XU, P.; ZHU, L. & LI, D. (2019): Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of The Total Environment* 675, pp. 462–471.
- LIU, M. (2018): Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution* 242, pp. 855–862.
- MAHON, A. M.; O'CONNELL, B.; HEALY, M. G.; O'CONNOR, I.; OFFICER, R.; NASH, R. & MORRISON, L. (2017): Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environmental Science & Technology* 51 (2), pp. 810–818.
- MANI, T.; HAUKE, A.; WALTER, U. & BURKHARDT-HOLM, P. (2015): Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5 (17988), pp. 7.

- MANI, T.; PRIMPKE, S.; LORENZ, C.; GERDTS, G. & BURKHARDT-HOLM, P. (2019): Microplastic Pollution in Benthic Midstream Sediments of the Rhine River. *Environmental Science & Technology* 53 (10), pp. 6053–6062.
- MASON, S. A.; WELCH, V. G. & NERATKO, J. (2018): Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. Fredonia State University of New York, Dep. of Geology & Environmental Sciences. Pp. 407.
<https://orbmedia.org/sites/default/files/FinalBottledWaterReport.pdf>
- MINTENIG, S. M.; LÖDER, M. G. J.; PRIMPKE, S. & GERDTS, G. (2019): Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of The Total Environment* 648, pp. 631–635.
- NAPPER, I. E. & THOMPSON, R. C. (2016): Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin* 112 (1–2), pp. 39–45.
- NIZZETTO, L.; FUTTER, M. & LANGAAS, S. (2016): Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environmental Science & Technology* 50 (20), pp. 10777–10779.
- OSMANN, B. E.; SARAU, G.; HOLTMANNSPÖTTER, H.; PISCHETSRIEDER, M.; CHRISTIANSEN, S. H. & DICKE, W. (2018): Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Research* 141, pp. 307–316.
- OSMANN, B. E.; SCHYMANSKI, D.; IVLEVA, N. P.; FISCHER, D.; FISCHER, F.; DALLMANN, G. & WELLE, F. (2019): Comment on “exposure to microplastics (<10 µm) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study by Zuccarello et al.. *Water Research* 162, pp. 516–517.
- PANNO, S. V.; KELLY, W. R.; SCOTT, J.; ZHENG, W.; MCNEISH, R. E.; HOLM, N.; HOELLEIN, T. J. & BARANSKI, E. L. (2019): Microplastic Contamination in Karst Groundwater Systems. *Groundwater* 57 (2), pp. 189–196.
- PIEHL, S.; LEIBNER, A.; LÖDER, M. G. J.; DRIS, R.; BOGNER, C. & LAFORSCH, C. (2018): Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific Reports* 8 (17950), pp. 7.
- PIRC, U.; VIDMAR, M.; MOZER, A. & KRŽAN, A. (2016): Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental Science and Pollution Research* 23 (21), pp. 22206–22211.
- PIVOKONSKY, M.; CERMAKOVA, L.; NOVOTNA, K.; PEER, P.; CAJTHAML, T. & JANDA, V. (2018): Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of The Total Environment* 643, pp. 1644–1651.
- PRATA, J. C.; DA COSTA, J. P.; DUARTE, A. C. & ROCHA-SANTOS, T. (2019): Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 110, pp. 150–159.
- RAINIERI, S. & BARRANCO, A. (2019): Microplastics, a food safety issue? *Trends in Food Science & Technology* 84, pp. 55–57.
- REHM, R. P. M.; GRASHEY-JANSEN, S. & THALHEIMER, M. (2018): Plastik im Boden. Ein noch unbekanntes Problem im Obst- und Weinbau? *Obstbau Weinbau*. S. 5.
https://www.researchgate.net/publication/330321861_Plastik_im_Boden_Ein_noch_unbekanntes_Problem_im_Obst_und_Weinbau
- RIOS MENDOZA, L. M. & BALCER, M. (2019): Microplastics in freshwater environments: A review of quantification assessment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 113, pp. 402–408.

- SAPEA – Science Advice for Policy by European Academies (2019): A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. Berlin. S. 176.
<https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/f235d1e3-7c4d-11e9-9f05-01aa75ed71a1>
- SCHEURER, M. & BIGALKE, M. (2018): Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environmental Science & Technology* 52 (6), pp. 3591–3598.
- SCHWABL, P.; KÖPPEL, S.; KÖNIGSHOFER, P.; BUCSICS, T.; TRAUNER, M.; REIBERGER, T. & LIEBMANN, B. (2019): Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Annals of Internal Medicine* 171 (7), pp. 453.
- SCHYMANSKI, D.; GOLDBECK, C.; HUMPF, H.-U. & FÜRST, P. (2018): Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research* 129, pp. 154–162.
- SCUDO, A.; LIEBMANN, B.; CORDEN, C.; TYRER, D.; KREISSIG, J. & WARWICK, O. (2017): Intentionally added microplastics in products. Final report, pp. 220.
<https://ec.europa.eu/environment/chemicals/reach/pdf/39168%20Intentionally%20added%20microplastics%20-%20Final%20report%2020171020.pdf>
- SEXLINGER, K.; HUMER, M. & SCHEFFKNECHT, C. (2018): Kunststoffe im Boden. Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg. S. 35.
<https://vorarlberg.at/documents/21336/355525/Kunststoffe+im+Boden/a590d10e-38b1-46c5-bea4-ee29325ccfd8?version=1.0>
- SIEBER, R.; KAWECKI, D. & NOWACK, B. (2019): Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment. *Environmental Pollution*.
- SIGHICELLI, M.; PIETRELLI, L.; LECCE, F.; IANNILLI, V.; FALCONIERI, M.; COSCIA, L.; DI VITO, S.; NUGLIO, S. & ZAMPETTI, G. (2018): Microplastic pollution in the surface waters of Italian Subalpine Lakes. *Environmental Pollution* 236, pp. 645–651.
- SILLANPÄÄ, M. & SAINIO, P. (2017): Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (23), pp. 19313–19321.
- SIMON, M.; VAN ALST, N. & VOLLERTSEN, J. (2018): Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research* 142, pp. 1–9.
- STOCK, F.; KOCHLEUS, C.; BÄNSCH-BALTRUSCHAT, B.; BRENNHOLT, N. & REIFFERSCHIED, G. (2019a): Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 113, pp. 84–92.
- STOCK, V.; BÖHMERT, L.; LISICKI, E.; BLOCK, R.; CARA-CARMONA, J.; PACK, L. K.; SELB, R.; LICHTENSTEIN, D.; VOSS, L.; HENDERSON, C. J.; ZABINSKY, E.; SIEG, H.; BRAEUNING, A. & LAMPEN, A. (2019b): Uptake and effects of orally ingested polystyrene microplastic particles in vitro and in vivo. *Archives of Toxicology* 93 (7), pp. 1817–1833.
- STRAND, J.; FELD, L.; MURPHY, F.; MACKEVICA, A. & HARTMANN, N. B. (2018): Analysis of microplastic particles in Danish drinking water. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Pp. 38. <https://dce2.au.dk/pub/SR291.pdf>
- SUN, J.; DAI, X.; WANG, Q.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. & NI, B.-J. (2019): Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research* 152, pp. 21–37.

- TAMMINGA, M.; STOEWER, S.-C. & FISCHER, E. K. (2019): On the representativeness of pump water samples versus manta sampling in microplastic analysis. *Environmental Pollution* 254 (112970), pp. 8.
- TURNER, S.; HORTON, A. A.; ROSE, N. L. & HALL, C. (2019): A temporal sediment record of microplastics in an urban lake, London, UK. *Journal of Paleolimnology* 61 (4), pp. 449–462.
- UHL, W.; EFTEKHARDADKHAH, M. & SVENDSEN, C. (2018): Mapping microplastic in Norwegian drinking water. *Norsk Vann Report*.
- UMWELTBUNDESAMT (2015a): Hohenblum, P.; Frischenschlager, H.; Reisinger, H.; Konecny, R.; Uhl, M.; Mühlegger, S.; Habersack, H.; Liedermann, M.; Gmeiner, P.; Weidenhiller, B.; Fischer, N. & Rinder, R.: Plastik in der Donau. Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich. Reports, Bd. REP-0547. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2015b): Liebmann, B.; Brielmann, H.; Heinfellner, H.; Hohenblum, P.; Köppel, S.; Schaden, S. & Uhl, M.: Mikroplastik in der Umwelt Vorkommen, Nachweis und Handlungsbedarf. Reports, Bd. REP-0550 Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT DE (2019): Kunststoffe in der Umwelt. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. S. 60.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/kunststoffe-in-der-umwelt>
- URGERT, W. (2015): Microplastics in the rivers Meuse and Rhine. Master's Thesis. Open University of the Netherlands, Herleen. Pp. 106.
- VAN CAUWENBERGHE, L. & JANSSEN, C. R. (2014): Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution* 193, pp. 65–70.
- VAN CAUWENBERGHE, L.; CLAESSENS, M.; VANDEGEHUCHTE, M. B. & JANSSEN, C. R. (2015): Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution* 199, pp. 10–17.
- VANDERMEERSCH, G.; VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C. R.; MARQUES, A.; GRANBY, K.; FAIT, G.; KOTTERMAN, M. J. J.; DIOGÈNE, J.; BEKAERT, K.; ROBBENS, J. & DEVRIESE, L. (2015): A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research* 143, pp. 46–55.
- VAN PRAAGH, M.; HARTMAN, C. & BRANDMYR, E. (2019): Microplastics in Landfill Leachates in the Nordic Countries. Nordic Council of Ministers. Copenhagen. Pp. 53.
<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:norden:org:diva-5429>
- VAN WEERT, S.; REDONDO-HASSELERHARM, P. E.; DIEPENS, N. J. & KOELMANS, A. A. (2019): Effects of nanoplastics and microplastics on the growth of sediment-rooted macrophytes. *Science of The Total Environment* 654, pp. 1040–1047.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.183>
- VAUGHAN, R.; TURNER, S. D. & ROSE, N. L. (2017): Microplastics in the sediments of a UK urban lake. *Environmental Pollution* 229, pp. 10–18.
- VERMAIRE, J. C.; POMEROY, C.; HERCZEGH, S. M.; HAGGART, O. & MURPHY, M. SCHINDLER, D. E. (Eds.) (2017): Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS* 2 (1), pp. 301–314.
- VYMETAL, U. S. (2016): Microplastic in Bankfiltrated Danube Water. Master Thesis.
<http://epub.boku.ac.at/obvbkhs/content/titleinfo/1935937?lang=en>

- WANG, W.; YUAN, W.; CHEN, Y. & WANG, J. (2018): Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Science of The Total Environment* 633, pp. 539–545.
- WEITHMANN, N.; MÖLLER, J. N.; LÖDER, M. G. J.; PIEHL, S.; LAFORSCH, C. & FREITAG, R. (2018): Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science Advances* 4 (eaap8060), pp. 7.
- WETHERBEE, G.; BALDWIN, A. & RANVILLE, J. (2019): It is raining plastic. USGS. <https://pubs.er.usgs.gov/publication/ofr20191048>
- WHO – World Health Organization (2019): Microplastics in drinking-water. Geneva. pp. 124.
- XIONG, X.; ZHANG, K.; CHEN, X.; SHI, H.; LUO, Z. & WU, C. (2018): Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake – Qinghai Lake. *Environmental Pollution* 235, pp. 899–906.
- YANG, D.; SHI, H.; LI, L.; LI, J.; JABEEN, K. & KOLANDHASAMY, P. (2015): Microplastic Pollution in Table Salts from China. *Environmental Science & Technology* 49 (22), pp. 13622–13627.
- ZAMBRANO, M. C.; PAWLAK, J. J.; DAYSTAR, J.; ANKENY, M.; CHENG, J. J. & VENDITTI, R. A. (2019): Microfibers generated from the laundering of cotton, rayon and polyester based fabrics and their aquatic biodegradation. *Marine Pollution Bulletin* 142, pp. 394–407.
- ZHANG, G. S. & LIU, Y. F. (2018): The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of The Total Environment* 642, pp. 12–20.
- ZHANG, S.; YANG, X.; GERTSEN, H.; PETERS, P.; SALÁNKI, T. & GEISSEN, V. (2018): A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil. *Science of The Total Environment* 616–617, pp. 1056–1065.
- ZUCCARELLO, P.; FERRANTE, M.; CRISTALDI, A.; COPAT, C.; GRASSO, A.; SANGREGORIO, D.; FIORE, M. & OLIVERI CONTI, G. (2019): Exposure to microplastics (< 10 µm) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study. *Water Research* 157, pp. 365–371.

Rechtsnormen und Leitlinien

- Verordnung (EG) Nr. 648/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 über Detergenzien (Detergenzienverordnung)
- ISO/DTR 21960: (2018): ISO DTR 21960 Plastics – Environmental Aspects – State of knowledge and methodologies.

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 Bericht bietet einen Überblick über den internationalen Forschungsstand zum Vorkommen und Nachweis von Mikroplastik in der Umwelt. Mikroplastik wird mittlerweile in allen Umweltmedien, in Lebensmitteln und im menschlichen Körper nachgewiesen. Trotz steigender Datenlage ist die Vergleichbarkeit von Studien begrenzt, da Probenahme und Analytik bislang nicht standardisiert sind. Die Ergebnisse sind deshalb in diesem Kontext zu bewerten. Valide und vergleichbare Messdaten sind erforderlich, um die Mikroplastikbelastung von Umwelt, Lebensmitteln und Bevölkerung bewerten zu können. Insbesondere zur Auswirkung von Mikroplastik auf Ökosysteme und den Menschen besteht noch Forschungsbedarf. Im Sinne des Vorsorgeprinzips sollten Maßnahmen forciert werden, den Eintrag zu reduzieren.