

# (Mikro-)Plastik im Boden

## Eintragungspfade, Risiken und Handlungsoptionen

Elke Brandes, Melanie Braun, Matthias C. Rillig, Eva F. Leifheit, Zacharias Steinmetz, Peter Fiener und Daniela Thomas

### Dr. Elke Brandes

Dipl.-Biologin, Wiss. Mitarbeiterin am Thünen-Institut für Ländliche Räume, Ressourcennutzung, Umwelt- und Naturschutz

### Dr. Melanie Braun

Dipl. Geographin, Wiss. Mitarbeiterin am INRES, Allgemeine Bodenkunde und Bodenökologie, Uni Bonn

### Prof. Dr. Matthias C. Rillig

Professur für Ökologie der Pflanzen an der FU Berlin

### Dr. Eva F. Leifheit

Wiss. Mitarbeiterin, AG Ökologie der Pflanzen, Institut für Biologie an der FU Berlin

### Zacharias Steinmetz

M. Sc. Ecotoxicology, Wiss. Mitarbeiter am Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau, AG Umwelt- und Bodenchemie

### Prof. Dr. Peter Fiener

Dipl.-Geograph, Prof. am Institut für Geographie der Universität Augsburg, Leiter der AG Wasser- und Bodenressourcenforschung

### Daniela Thomas

M. Sc. Chemie, Wiss. Mitarbeiterin am Thünen-Institut für Agrartechnologie, Arbeitsbereich Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe

## Zusammenfassung

Die (Mikro-)Plastikbelastung in Böden rückt zunehmend in den öffentlichen Fokus, aber die Datenbasis zu diesem Thema ist noch wenig belastbar. Über die Bedeutung der verschiedenen Eintragsquellen und -pfade liegen bis heute hauptsächlich Annahmen vor. Notwendige Voraussetzung für die Entwicklung von Vermeidungsstrategien ist ein besseres Systemverständnis der Mikroplastikbelastung und der Auswirkung auf Ökosystemfunktionen. Für weitere interdisziplinäre Forschung im Bereich der Datenerhebung und Modellierung besteht daher dringender Bedarf.

*Schlüsselworte: Synthetische Polymere, Mikroplastik, Kunststoffe, Fremdstoffe, Ökosystemfunktion, Eintragungspfade, Quantifizierung*

## Summary

(Micro)plastic contamination in soils has recently gained public attention, but currently the scientific data base is fragmentary. So far, only assumptions concerning the significance of sources and entry pathways can be made. To develop mitigation strategies, an improved understanding of pathways of microplastic contamination and its implications for ecosystem functions is required. Therefore, further interdisciplinary research on microplastic assessment and modeling is urgently needed.

*Keywords: Synthetic polymers, plastics, microplastics, xenobiotics, ecosystem function, entry pathways, quantification*

## 1. Hintergrund

Der umfangreiche Eintrag von Plastik in die Umwelt wird als neue, durch den globalen Wandel hervorgerufene Belastung wahrgenommen. Forschungsergebnisse der letzten Jahre legen nahe, dass kleinste Plastikpartikel in nahezu allen bisher untersuchten Lebensräumen vorkommen [1–3] und durch Lebewesen, einschließlich des Menschen, aufgenommen werden können [4, 5]. Die daraus resultierenden Wirkungen auf Ökosystemfunktionen und Gesundheit sind jedoch weitgehend unbekannt. Da es sich bei (Mikro-)Plastik um ein persistentes Fremdstoffgemisch handelt, das sich in der Umwelt anreichert, besteht breites Interesse in Gesellschaft und Politik, angemessene Vermeidungsstrategien zu entwickeln. Hierfür ist ein besseres Verständnis der tat-

sächlichen Umweltkonzentrationen und -gehalte, der relevanten Eintragungspfade, des Verbleibs sowie der Schädwirkungen notwendig.

### 1.1 Definition und Abgrenzung

Landläufig wird Mikroplastik (MP) als wasserunlösliche, synthetische Polymere von 1–5.000 µm Größe definiert. Partikel bis 25 µm Durchmesser werden als Mesoplastik bezeichnet, darüber als Makroplastik. Unter 1 µm erfolgt die Abgrenzung zu kolloidalem Plastik und unter 100 nm zu Nanoplastik [6]. MP liegt in unterschiedlichen Farben und Formen (z. B. sphärisch, als Faser oder Folienfragment) und chemischer Zusammensetzung (z. B. Polyethylen, Polyethylenterephthalat, Polyvinylchlorid) vor. Ferner unterscheidet man primäres MP, das als solches in die Umwelt eingetragen wird, von sekundärem MP, das *in situ* aus dem Zerfall von größerem Plastik entsteht [7]. Da Plastik in der Umwelt weitere Fragmentierung erfährt, sollte die MP-Problematik immer im Kontext von Größenverteilungen diskutiert werden. Kunststoffe können aus fossilen wie nachwachsenden Rohstoffen synthetisiert werden. Bioabbaubare Polymere hingegen können unter bestimmten Bedingungen in anorganische Verbindungen umgewandelt werden [8]. Auch Partikel dieser Kategorie werden zum MP gezählt, da eine zeitnahe Mineralisierung unter Umweltbedingungen nicht immer stattfindet [9].

### 1.2 Herausforderungen der Polymeranalytik im Boden

Während die Plastikverschmutzung lange nur für den marinen Bereich wahrgenommen wurde, sind jüngst auch die Einträge in terrestrische Ökosysteme, insbesondere landwirtschaftliche Böden, in den Fokus von Öffentlichkeit und Wissenschaft getreten. Im Vergleich zu aquatischen Medien stellt die Quantifizierung von MP in Böden eine besondere Herausforderung dar. MP kann im Boden sehr heterogen verteilt vorliegen. Dies muss bereits bei der Probenahme berücksichtigt werden, um ein aussagekräftiges Ergebnis für eine bestimmte Fläche zu erhalten. Ein standardisiertes Verfahren dafür gibt es bisher nicht.

Abhängig von der Forschungsfrage wird der Plastikgehalt entweder als Masse mit thermischen/spektrometrischen Methoden [10] oder als Partikelanzahl und -größe mit visuellen Methoden [2, 11] bestimmt. Für eine störungsfreie Analytik sollte das Plastik möglichst vollständig von der restlichen Bodenmatrix abgetrennt werden, was meist durch Dichteseparation in Salzlösungen erfolgt. Organische Partikel werden aufgrund ihrer ähnlichen Dichte meist oxidativ entfernt. Vor der massebasierten Analyse kann MP zudem chemisch und/oder thermisch aus der Bodenmatrix extrahiert werden. Alle Arbeitsschritte sind in plastikfreier Umgebung durchzuführen, um eine Kontamination, etwa durch textile Kunstfasern, zu vermeiden. Die Auswahl der geeigneten Probennahme, Behandlungsschritte und Quantifizierungsmethoden sowie die Interpretation der Ergebnisse sollte im Kontext der zu erwarteten MP-Quellen und -Eintragungspfade erfolgen (siehe Abbildung 1).

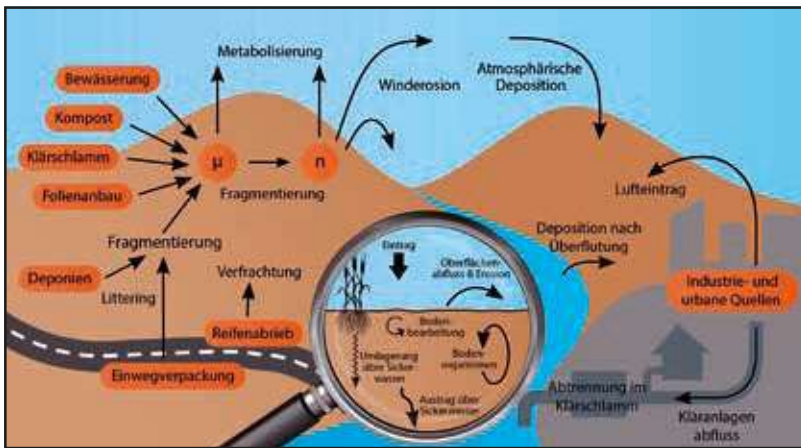


Abbildung 1  
Quellen und Eintragspfade von Makro-, Mikro- und Nanoplastik in Böden, sowie Transport-, Abbau- und Umbauprozesse im Boden.

## 2. Plastikgehalte und Eintragspfade

Neben vereinzelt Punktquellen industriellen Ursprungs gelangt Plastik vermutlich vor allem diffus durch unsachgemäße Entsorgung (Littering), Straßenabfluss, atmosphärische Deposition sowie Überflutung in den Boden. In Schweizer Auenböden wurden beispielsweise MP-Gehalte von 0–55,5 mg kg<sup>-1</sup> ermittelt [2], wohingegen Böden eines australischen Industriegebiets bis zu 1000-mal höhere Gehalte aufwiesen [12]. Für deutsche Ackerböden sind derzeit lediglich Zählungen von Partikeln > 1 mm veröffentlicht: diese liegen im Mittel im Boden bei 0,3 Partikeln kg<sup>-1</sup> [2]. Der Einsatz von Plastikabdeckungen, die Ausbringung von Klärschlamm, Gärresten oder Kompost und die Bewässerung mit Abwasser könnten mitunter zu weitaus höheren Gehalten, auch kleinerer Partikel, führen. Die geringe Studienzahl sowie die fehlende Standardisierung von analytischen Methoden erschweren allerdings genauere Vergleiche.

In Europa waren 2011 rund 6.700 km<sup>2</sup> landwirtschaftlicher Fläche von Plastikfolien bedeckt [13], Tendenz steigend [14]. Solche Plastikabdeckungen bestehen hauptsächlich aus Polyethylen, es werden aber auch vermehrt als bioabbaubar vermarktete Materialien aus Polybutylenadipat-terephthalat und Polymilchsäure erprobt. Ungeachtet ihrer Zusammensetzung wurden vielfach größere Plastikfragmente aus Mulchfolien in Feldern gefunden, die nach der Ernte im Boden verblieben (3 bzw. 50 g m<sup>-3</sup> [6, 15]) und dort vermutlich zu MP zerfallen.

Klärschlamm kann 1.500–200.000 Plastikpartikel kg<sup>-1</sup> enthalten [16, 17]. Demnach könnten selbst bei wie in Deutschland begrenzten Applikationsraten (5 t ha<sup>-1</sup> auf 3 Jahre) jährlich 1,7–40 Mio. Plastikpartikel ha<sup>-1</sup> auf landwirtschaftliche Böden gelangen [6]. Zum Vergleich: Deutsche Komposte enthalten 2,38–180 mg kg<sup>-1</sup> visuell erkennbare Plastikpartikel, die bei einer jährlichen Applikationsrate von 7 t ha<sup>-1</sup> hochgerechnet rund 0,016–1,2 kg ha<sup>-1</sup> Plastik in Böden eintragen könnten [6].

Weltweit werden ca. 18 % der landwirtschaftlichen Flächen bewässert [18]; in Deutschland spielt Bewässerung mit lediglich 0,05 % der Flächen jedoch eine untergeordnete Rolle. Während Trink- und Grundwasser kaum Plastik enthalten [19], liegen die Konzentrationen in behandeltem Abwasser, je nach Aufbereitungstechnologie, bei 0–125.000 Partikeln m<sup>-3</sup> [20]. Im Zuge des Klimawandels

ist zu vermuten, dass die Bewässerung mit geklärtem Abwasser und damit die Gefahr eines Plastikeintrags auch in Deutschland an Bedeutung gewinnen wird.

In Uferregionen kann Überflutung und Überstauung mit Süß- und Salzwasser zu Plastikeintrag führen. Hierbei ist die eingetragene Plastikmenge hoch variabel und hängt von dessen Konzentration im Gewässer, der Wassermenge, der Überstauungsdauer und der Infiltrationsrate des Bodens ab. Weitere Quellen stellen Littering und Straßenabfluss, vor allem für Böden entlang von Straßen und Wegen, dar. Unsachgemäß entsorgtes Plastik ist zwar präsent, der Eintragspfad jedoch kleinräumig sehr heterogen und daher bis jetzt nicht räumlich quantifiziert. Über den Straßenabfluss wird MP außerdem durch Reifenabrieb in Böden eingetragen [21, 22]. In Deutschland werden 110.000 t a<sup>-1</sup> Reifenstaub emittiert [23]. Zwar sind die meisten dieser Quellen auf die nähere Straßenumgebung begrenzt, können aber in angrenzende Gebiete verlagert werden. So ist atmosphärische Deposition ein weiterer potenzielle Eintragspfad in Böden, durch den vermutlich auch entlegene Ökosysteme mit Plastik belastet werden können [24]. Böden werden häufig als Senken für Plastik angesehen. Es wird jedoch vermutet, dass das über die genannten Pfade in die Erdoberfläche eingebrachte Plastik zum Teil weiter umgelagert und in benachbarte Ökosysteme ausgetragen wird (siehe Abbildung 1).

## 3. Transportprozesse im Boden

### 3.1 Umlagerung im Bodenprofil

In nicht ackerbaulich genutzten Böden ist mit einer vertikalen MP-Umlagerung durch Sickerwasser und Bodenorganismen zu rechnen (siehe Vergrößerung in der Abbildung 1). Der potenzielle Sickerwassertransport hängt dabei von den Materialeigenschaften, der Einkapselung in Bodenaggregate, der Makroporosität und natürlich den standortspezifischen Wasserflüssen im Boden ab. Hinsichtlich Materialeigenschaften (Größe, Dichte, Form, Rauigkeit, Hydrophobizität und Ladung), gibt es bisher nur Nachweise, dass kleinere Partikel offensichtlich leichter transportiert werden [25]. Dass auch andere Materialeigenschaften von Bedeutung sind, lässt sich aus Studien zu Transport und Retention von Feststoffen in ungesättigten porösen Medien schließen [26]. Eine Einlagerung von MP-Partikeln in Bodenaggregate würde den Transport mit dem Sickerwasser deutlich verringern bzw. ausschließen. Erste Hinweise zur Bedeutung dieses Prozesses liefern Zhang und Liu [27], die in hoch belasteten Böden ca. 70 % des MP aggregat-assoziiert nachgewiesen haben.

Entscheidend für den wasserbürtigen Transport im Boden ist zudem die Makroporosität, wobei in bisherigen Studien vor allem die Bedeutung von Regenwürmern hervorgehoben wurde [6, 28]. Dabei ist allerdings zu beachten, dass Regenwürmer nicht nur Makroporen erzeugen, sondern MP auch aufnehmen und ausscheiden [25]. Zur Umlagerung durch Bodenorganismen unterstreichen bisherige Studien ebenso die Bedeutung von Regenwürmern [4, 25, 29]. So zeigten Huerta Lwanga et al. [4] in Mikrokosmosexperimenten, dass nach zwei

Wochen bis zu 74 % der zuvor an der Bodenoberfläche aufgetragenen PE-Partikel (<400 µm) entlang der Gänge von *Lumbricus terrestris* zu finden waren. Darüber hinaus ist generell mit weiteren Umlagerungsprozessen durch die Bodenfauna zu rechnen, da kleine MP-Partikel (wenige µm) Eingang in die Nahrungskette finden können [30].

Bei ackerbaulich genutzten Böden werden die Umlagerungsprozesse im Pflughorizont durch die Bodenbearbeitung dominiert. In Abhängigkeit von der Bearbeitungstechnik wird das (Mikro-)Plastik unterschiedlich tief in den Boden eingearbeitet und nach mehrfacher Bearbeitung mehr oder weniger homogenisiert [31]. Auch beim Ernten von Wurzelfrüchten erfolgt eine Durchmischung im Oberboden. Diese beeinflusst zudem den MP-Abbau und Austrag. So führt die Bodenbearbeitung einerseits zur mechanischen Fragmentierung von Makroplastik und vermindert andererseits den photochemischen Zerfall an der Bodenoberfläche sowie den Austrag durch Wasser und Wind.

### 3.2 Austrag aus dem Bodenprofil

Austrag von kleinen MP-Partikeln und Fasern (wenige µm) ins Grundwasser ist denkbar. Die regulierenden Faktoren sind vergleichbar mit der wasserbürtigen Umlagerung im Bodenprofil (siehe oben). Quantifizierungen des Austrags aus dem Wurzelraum, z. B. durch Lysimeterversuche, liegen aber bisher nicht vor. Vereinzelt Studien zeigen geringe Belastungen spezifischer Grundwasserkörper [32]. Mit einem substantiellen MP-Austrag mit dem Sickerwasser ist aber nicht zu rechnen. Ein voraussichtlich wichtigerer Austragspfad ist die Wasser- und Winderosion. Die in Deutschland dominante Wassererosion führt im Mittel über alle Ackerflächen zu einem potenziellen Bodenverlust von ca. 3 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> [33]. Bei entsprechender MP-Belastung der Böden ist also mit einem stetigen Verlust zu rechnen. Dabei ist davon auszugehen, dass MP aufgrund seiner geringeren Dichte im Vergleich zu gleich großen mineralischen Bodenpartikeln präferenziell ausgetragen wird. Ein Phänomen, das sich beispielsweise auch beim Austrag von Bodenkohlenstoff zeigt [34].

## 4. Mögliche Auswirkungen auf Bodenstruktur, Pflanzen und Bodenorganismen

Mit dem Eintrag und der Anreicherung von MP in Böden sind verschiedene Prozesse mit potenziellen Schädigungen verbunden. Durch Verwitterung werden aus den Plastikpartikeln zugesetzte Stoffe wie z. B. Biozide oder Weichmacher herausgelöst [35]. Pro Jahr gelangen ungefähr 20.000 t dieser Additive in Deutschland in die Umwelt [36]. Sie sind z. T. persistent und toxisch und können sich in Organismen anreichern [37, 38]. Ein weiterer Aspekt ist die mögliche Anlagerung von Schadstoffen (z. B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) oder Pestiziden an die Oberflächen der Plastikpartikel, die dadurch im Boden angereichert werden können [39]. Die folgenden Forschungsergebnisse zeigen Beispiele von Auswirkungen auf die Bodenstruktur, das Pflanzenwachstum und das Bodenleben auf.

### 4.1 Einfluss auf die Bodenstruktur

Werden dem Boden MP-Partikel in einer Form zugeführt, die Bodenpartikeln ähnelt (z. B. Pellets), könnten sich die Plastikpartikel ähnlich wie Bodenpartikel verhalten. Andere Formen (z. B. Fasern) unterscheiden sich stark von Bodenpartikeln [40]. In bisherigen Versuchen hatten insbesondere Fasern negative Auswirkungen auf Bodenprozesse wie die Bodenaggregation. Hierbei spielt die Länge der Fasern anscheinend eine entscheidende Rolle. Aktuelle Ergebnisse deuten darauf hin, dass kürzere Fasern (< 3 mm) kleinere Bodenaggregate bewirken, wohingegen längere Fasern sogar größere Bodenaggregate bewirken können [41, 42]. Der Grund, warum Fasern im Vergleich zu anderem MP die Bodenstruktur stärker beeinflussen, könnte darin liegen, dass Fasern den Zusammenhalt von Bodenaggregaten durch das Einfügen von Sollbruchstellen eher stören als Fragmente oder Folien.

### 4.2 Einfluss auf Pflanzen

MP kann bei Konzentrationen zwischen 0,1 und 2 Gew.-% die Lagerungsdichte des Bodens drastisch verringern (-2 bis -15 %) [43]. Hierdurch wurden oft positive Effekte auf die Pflanzenbiomasse beobachtet [44]. Die verringerte Lagerungsdichte verbessert wahrscheinlich die Belüftung und die Wasserhaltekapazität des Bodens, was das Wurzelwachstum und somit die Aufnahme von Nährstoffen und Wasser erleichtert. Der niedrigere Eindringwiderstand verringert dabei den Durchmesser der Wurzeln [43]. Neben den positiven Effekten auf das Pflanzen- und Wurzelwachstum wurden aber auch negative Effekte beobachtet. Zum Beispiel kann die Keimung und auch die Sprosshöhe negativ beeinflusst werden [42].

### 4.3 Einfluss auf die Bodenorganismen

Viele Bodenorganismen werden durch MP beeinflusst: Die Aktivität der mikrobiellen Lebensgemeinschaft kann verändert werden, darunter auch die der arbuskulären Mykorrhizapilze [44]. Werden Additive aus MP im Boden freigesetzt, können sie die Zusammensetzung und Aktivität der Mikroorganismen im Boden verändern und potenziell nachteilige Wirkungen auf bestimmte Gruppen haben [45]. Für Bodentiere wurden im Zusammenhang mit der Aufnahme von MP unterschiedliche Effekte beobachtet, die stark mit der Konzentration und der Partikelgröße zusammenhängen. Bei hohen Konzentrationen können u. a. bei Regenwürmern und Springschwänzen eine Reduzierung von Körpergewicht, Fruchtbarkeit oder Lebensspanne sowie metabolische Störungen auftreten. Empfindlichere Organismen wie Nematoden und Schnecken sind bereits bei umweltrelevanten Konzentrationen betroffen (<100 mg kg<sup>-1</sup> TM). Die Effekte treten umso wahrscheinlicher auf, je kleiner die Partikelgröße ist [46].

## 5. Fazit

### 5.1 Stand der Forschung

Der derzeitige Wissensstand zu Einträgen, Transportprozessen, Abbau und Auswirkungen von MP in Böden ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Quantifizie-

rung bleibt aufwendig und ist kaum standardisiert. Modelle, die punktuelle Messdaten miteinander verknüpfen, werden derzeit für ein besseres Systemverständnis entwickelt. Aus Studien zu Auswirkungen auf Pflanzen und Tiere lässt sich kaum ein reales Umweltrisiko ableiten, da diese oft im Labormaßstab und selten mit umweltrelevanten MP-Konzentrationen durchgeführt wurden. Eine systematische Zusammenfassung der Ergebnisse aus Quantifizierungs- und Effektstudien zur Risikoabschätzung ist daher aktuell nicht möglich.

## 5.2 Herausforderungen der gesetzlichen Regulierung

MP ist ein heterogenes Gemisch aus Partikeln mit unterschiedlichen chemischen und physikalischen Eigenschaften, deren Toxizität für verschiedene Organismen abhängig von Umweltbedingungen und Degradationsgrad variiert [47]. Daher ist eine Risikobewertung, wie sie in der Ökotoxikologie für Gefahrstoffe anhand von Schadwirkung und Exposition ermittelt wird, nicht unmittelbar auf MP übertragbar. Koelmans et al. [48] schlagen vor, das Umweltrisiko für jede MP-Kategorie und Organismengruppe differenziert zu ermitteln. Dieses Vorgehen kann Aufschluss über die Eigenschaften geben, die für die Toxizität von höchster Relevanz sind (z. B. Größe, Kontamination mit Additiven [47]). Hingegen wird etwa in der Meeresforschung ein Umweltrisiko von (Mikro-)Plastik schon allein aus seiner weiten Verbreitung, der Persistenz und Aufnahme durch Organismen abgeleitet [49]. Auch sollte berücksichtigt werden, wie MP mit anderen Umweltveränderungen interagiert. Die multiplen Faktoren globaler Umweltveränderung, wie Temperaturanstieg, Trockenheit und Pestizideinsatz, beeinflussen Bodeneigenschaften und -prozesse [50], und könnten auch MP-Effekte verstärken. Neben solch unmittelbaren Schadwirkungen spielen auch ästhetische und sozio-ökonomische Aspekte der Plastikverschmutzung eine wichtige Rolle in der Diskussion um Vermeidungsstrategien [14].

Für eine effektive Umsetzung von politischen Maßnahmen unter Berücksichtigung von Aufwand und Nutzen sollten folgende Fragen beantwortet werden:

1. In welchem Maße würde der gesetzliche Eingriff die Umweltbelastung reduzieren?
2. Ist das Produkt leicht durch umweltfreundlichere Alternativen zu ersetzen?
3. Wie kann für nicht substituierbare Produkte die Freisetzung in die Umwelt verringert bzw. vermieden werden?

Eine sorgsame Folgenabschätzung muss jeder neuen Gesetzgebung vorangehen, um ineffiziente Regulierungen, wie etwas das in einigen Staaten erfolgte Verbot von MP-Kügelchen in Körperpflegeprodukten, zu vermeiden [51, 52]. Für Alternativprodukte muss zudem eine verminderte Umweltbelastung nachgewiesen sein. Eine strikte Rechtsdurchsetzung kann die Freisetzung in die Umwelt durch unsachgemäße Müllentsorgung reduzieren. Beim Reifenabrieb ist hingegen die Entwicklung von Materialien angezeigt, die maximale Fahrsicherheit mit minimalen Abriebverhalten gewährleisten. Tempolimits könnten die Freisetzung unmittelbar verringern [53].

## 5.3 Die Rolle der Landwirtschaft

Ein Augenmerk sollte auf einer Regulierung von Plastikeinträgen durch landwirtschaftliche Nutzung liegen. Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm in Deutschland ist durch die Novellierungen von Nährstoff- und Klärschlammverordnung seit 2017 stark rückläufig [54] und wird in Zukunft nur noch eine untergeordnete Rolle als MP-Quelle spielen. Bei Kompost als weiterem wichtigem Wertstoff in der Kreislaufwirtschaft sollte in jedem Fall auf eine Reduktion der Verunreinigung mit Plastik geachtet werden, um den Plastikeintrag in die Böden so gering wie möglich zu halten. Auch wenn Plastikabdeckungen wie Mulchfolien zur Optimierung der Nahrungsmittelproduktion dienen können, so ist auch hier ein Abwägen der Vor- und Nachteile notwendig. Hier könnten langfristig „bioabbaubare“ Folien eine Alternative sein. Bisher liegen zu deren Umwelverhalten allerdings kaum belastbare Daten vor [9].

## 5.4 Notwendigkeit weiterer Forschungsförderung

In Wissenschaft, Politik und Praxis herrscht Einigkeit, dass dringender Anlass dafür besteht ein tiefgreifendes, quantitatives Verständnis der MP-Quellen, Eintragspfade, des Verbleibs, sowie der Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen in der terrestrischen Umwelt zu entwickeln. Der Bund (<https://bmbf-plastik.de>) sowie einige Bundesländer tragen durch Förderungsmaßnahmen und Projekte dazu bei, die MP-Belastung besser zu erfassen. Diese Förderung muss auch in Zukunft fortgesetzt werden. Während die Erfassung von regionalen Belastungshotspots auf kleinskaliger Ebene stattfindet, ist eine übergeordnete, internationale Harmonisierung von Daten und Methoden notwendig, um ein besseres Systemverständnis der (Mikro-)Plastik-Problemik im Boden zu ermöglichen.

## 5.5 Ausblick

Der Fachausschuss Mikroplastik des Bundesverband Boden e. V. hat sich Anfang 2020 aus interessierten Mitgliedern aus Wissenschaft, Behörden und Praxis gebildet. Ziel der Arbeit ist eine Versachlichung des Themas der (Mikro-)Plastikbelastung in Böden durch die Aufbereitung von wissenschaftlichen Erkenntnissen für die (Fach-)Öffentlichkeit, der Erarbeitung von Vorschlägen zur Eintragsreduzierung und die fachliche Begleitung von gesetzgebenden Verfahren. Bei Interesse an einer Mitarbeit wenden Sie sich bitte an Dr. Elke Brandes ([elke.brandes@thuenen.de](mailto:elke.brandes@thuenen.de)).

## Literatur

- [1] Bergmann, M., et al. (2019). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science advances* 2019/5, eaax1157.
- [2] Piehl, S., et al. (2018). Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific reports* 8/1, 17950.
- [3] Scheurer, M., Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environmental science & technology* 52/6, 3591–3598.
- [4] Huerta Lwanga, E., et al. (2017). Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution* 220, 523–531.
- [5] Schwabl, P., et al. (2019). Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Annals of internal medicine* 171/7, 453–457.
- [6] Bläsing, M., Amelung, W. (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *The Science of the total environment* 612, 422–435.

- [7] Hartmann, N. B., et al. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental science & technology* 53/3, 1039–1047.
- [8] Lambert, S., Wagner, M. (2017). Environmental performance of bio-based and biodegradable plastics: the road ahead. *Chemical Society reviews* 46/22, 6855–6871.
- [9] Brodhagen, M., et al. (2017). Policy considerations for limiting unintended residual plastic in agricultural soils. *Environmental Science & Policy* 69, 81–84.
- [10] Steinmetz, Z., et al. (2020). A simple method for the selective quantification of polyethylene, polypropylene, and polystyrene plastic debris in soil by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 104803.
- [11] Hurley, R. R., et al. (2018). Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environmental science & technology* 52/13, 7409–7417.
- [12] Fuller, S., Gautam, A. (2016). A Procedure for Measuring Microplastics using Pressurized Fluid Extraction. *Environmental science & technology* 50/11, 5774–5780.
- [13] Scarascia-Mugnozza, G., Sica, C., Russo, G. (2011). Plastic materials in European agriculture: Actual use and perspectives. *J Agricult Engineer* 42/3, 15.
- [14] Steinmetz, Z., et al. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *The Science of the total environment* 550, 690–705.
- [15] ZHANG, D., et al. (2016). The status and distribution characteristics of residual mulching film in Xinjiang, China. *Journal of Integrative Agriculture* 15/11, 2639–2646.
- [16] Leslie, H. A., et al. (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, 133–142.
- [17] Zubris, K. A. V., Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 138/2, 201–211.
- [18] Bruinsma, J. (2003). *World agriculture: towards 2015/2030: an FAO perspective*. FAO.
- [19] Mintenig, S. M., et al. (2019). Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *The Science of the total environment* 648, 631–635.
- [20] Mintenig, S. M., et al. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water research* 108, 365–372.
- [21] Kreider, M. L., et al. (2010). Physical and chemical characterization of tire-related particles: comparison of particles generated using different methodologies. *The Science of the total environment* 408/3, 652–659.
- [22] Wik, A., Dave, G. (2009). Occurrence and effects of tire wear particles in the environment—a critical review and an initial risk assessment. *Environmental pollution* 157/1, 1–11.
- [23] Essel, R., et al. (2015). Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland, Köln.
- [24] Free, C. M., et al. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine pollution bulletin* 85/1, 156–163.
- [25] Rillig, M. C., Ziersch, L., Hempel, S. (2017). Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific reports* 7/1, 1362.
- [26] Bradford, S. A., Torkzaban, S. (2008). Colloid Transport and Retention in Unsaturated Porous Media: A Review of Interface-, Collector-, and Pore-Scale Processes and Models. *Vadose Zone Journal* 7/2, 667–681.
- [27] Zhang, G. S., Liu, Y. F. (2018). The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *The Science of the total environment* 642, 12–20.
- [28] Rillig, M. C., Ingrassia, R., Souza Machado, A. A. de (2017). Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. *Frontiers in plant science* 8, 1805.
- [29] Yu, M., et al. (2019). Leaching of microplastics by preferential flow in earthworm (*Lumbricus terrestris*) burrows. *Environ. Chem.* 16/1, 31.
- [30] Rillig, M. C., Bonkowski, M. (2018). Microplastic and soil protists: A call for research. *Environmental Pollution* 241, 1128–1131.
- [31] Fiener, P., et al. (2018). Uncertainties in assessing tillage erosion – How appropriate are our measuring techniques? *Geomorphology* 304, 214–225.
- [32] Panno, S. V., et al. (2019). Microplastic Contamination in Karst Groundwater Systems. *Ground water* 57/2, 189–196.
- [33] Auerswald, K., Fiener, P., Dikau, R. (2009). Rates of sheet and rill erosion in Germany — A meta-analysis. *Geomorphology* 111/3-4, 182–193.
- [34] Wilken, F., et al. (2017). Process-oriented modelling to identify main drivers of erosion-induced carbon fluxes. *SOIL* 3/2, 83–94.
- [35] Hahladakis, J. N., et al. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of hazardous materials* 344, 179–199.
- [36] Bertling, J., Hamann, L., Hiebel, M. (2018). Mikroplastik und synthetische Polymere in Kosmetikprodukten sowie Wasch-, Putz- und Reinigungsmitteln. Endbericht.
- [37] Ezechiáš, M., Covino, S., Cajthaml, T. (2014). Ecotoxicity and biodegradability of new brominated flame retardants: a review. *Ecotoxicology and environmental safety* 110, 153–167.
- [38] Groh, K. J., et al. (2019). Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards. *The Science of the total environment* 651, 3253–3268.
- [39] Shi, J., et al. (2020). Organic pollutants in sedimentary microplastics from eastern Guangdong: Spatial distribution and source identification. *Ecotoxicology and environmental safety* 193, 110356.
- [40] Rillig, M. C., et al. (2019). Shaping Up: Toward Considering the Shape and Form of Pollutants. *Environmental science & technology* 53/14, 7925–7926.
- [41] Boots, B., Russell, C. W., Green, D. S. (2019). Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. *Environmental science & technology* 53/19, 11496–11506.
- [42] Zhang, G. S., Zhang, F. X. (2020). Variations in aggregate-associated organic carbon and polyester microfibers resulting from polyester microfibers addition in a clayey soil. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 258, 113716.
- [43] Souza Machado, A. A. de, et al. (2019). Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. *Environmental science & technology* 53/10, 6044–6052.
- [44] Souza Machado, A. A. de, et al. (2018). Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. *Environmental science & technology* 52/17, 9656–9665.
- [45] Wang, J., et al. (2019). Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *The Science of the total environment* 691, 848–857.
- [46] Büks, F., van Schaik, N. L., Kaupenjohann, M. (2020). What do we know about how the terrestrial multicellular soil fauna reacts to microplastic? *SOIL Discuss* <https://doi.org/10.5194/soil-2020-4>, in review.
- [47] Lambert, S., Scherer, C., Wagner, M. (2017). Ecotoxicity testing of microplastics: Considering the heterogeneity of physicochemical properties. *Integrated environmental assessment and management* 13/3, 470–475.
- [48] Koelmans, A. A., et al. (2017). Risks of Plastic Debris: Unravelling Fact, Opinion, Perception, and Belief. *Environmental science & technology* 51/20, 11513–11519.
- [49] Backhaus, T., Wagner, M. (2019). Microplastics in the Environment: Much Ado about Nothing? A Debate. *Global Challenges* 51, 1900022.
- [50] Rillig, M. C., et al. (2019). The role of multiple global change factors in driving soil functions and microbial biodiversity. *Science (New York, N.Y.)* 366/6467, 886–890.
- [51] Burton, G. A. (2017). Stressor Exposures Determine Risk: So, Why Do Fellow Scientists Continue To Focus on Superficial Microplastics Risk? *Environmental science & technology* 51/23, 13515–13516.
- [52] McGrath, M. (2018). Plastic microbead ban: What impact will it have? BBC 2018. <https://www.bbc.com/news/science-environment-42621388#> (letzter Zugriff am 22.6.2020).
- [53] Bänisch-Baltruschat, B., et al. (2020). Tyre and road wear particles (TRWP) – A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Science of The Total Environment*, 137823.
- [54] Statistisches Bundesamt (2020). Klärschlammverwertung nach Bundesländern. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Tabellen/liste-klaerschlammverwertungsart.html> (letzter Zugriff am 1.4.2020).

## Anschriften der Autoren

### Dr. Elke Brandes

Thünen-Institut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei  
Bundesallee 64, 38116 Braunschweig  
Telefon (0531) 596 5271 – [elke.brandes@thuenen.de](mailto:elke.brandes@thuenen.de)

### Dr. Melanie Braun (ehem. Bläsing)

INRES-Allgemeine Bodenkunde und Bodenökologie  
Nussallee 13, 53115 Bonn  
Telefon (0228) 7368748 – [melanie.braun@uni-bonn.de](mailto:melanie.braun@uni-bonn.de)

### Prof. Dr. Matthias C. Rillig

Freie Universität Berlin  
Altensteinstr. 6, 14195 Berlin  
Telefon (030) 838 53165 – [matthias.rillig@fu-berlin.de](mailto:matthias.rillig@fu-berlin.de)

### Dr. Eva F. Leifheit

Institut für Biologie, Freie Universität Berlin  
Altensteinstr. 6, 14195 Berlin  
Telefon (030) 838 67286 – [e.leifheit@fu-berlin.de](mailto:e.leifheit@fu-berlin.de)

### Zacharias Steinmetz

Universität Koblenz–Landau  
Fortstr. 7, 76829 Landau  
Telefon (06341) 280 31574 – [steinmetz-z@uni-landau.de](mailto:steinmetz-z@uni-landau.de)

### Prof. Dr. Peter Fiener

Universität Augsburg  
Alter-Postweg 118, 86159 Augsburg  
Telefon (0821) 598 2665 – [fiener@geo.uni-augsburg.de](mailto:fiener@geo.uni-augsburg.de)

### Daniela Thomas

Thünen-Institut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei  
Bundesallee 47, 38116 Braunschweig  
Telefon (0531) 596 4138 – [daniela.thomas@thuenen.de](mailto:daniela.thomas@thuenen.de)