Mikroplastik – Zivilisationsmüll im und um den Rhein herum

Patricia Holm, Thomas Mani und Andreas Kalberer

Zusammenfassung

Der Begriff Mikroplastik ist für den grössten Teil der Leserschaft nicht unbekannt – doch was wird genau darunter verstanden, wo kommt diese neue Umweltverschmutzung her und was sind mögliche Quellen und Eintragswege? Es werden die Ergebnisse der Forschungsprojekte mit Daten zum Vorkommen auf mit Kompost gedüngten Äckern und zu den Konzentrationen im Rhein sowie seinen Zuflüssen Aare, Limmat und Reuss vorgestellt. Ebenso werden die Ergebnisse experimenteller Studien zu den möglichen Auswirkungen von Mikroplastik auf benthische Kleinkrebse (Amphipoden) zusammengefasst.

1 Einleitung

Unter "Mikroplastik" versteht man kleinste Kunststoffpartikel, meist in der Grössenordnung bis maximal 5 mm. Die untere Grenze ist weniger genau definiert und wird oft bei 1 µm festgelegt. Kleinere Teilchen werden als Nanoplastik, grössere als Meso- und noch grössere als Makroplastik bezeichnet – wobei die Grenzen auch da von den verschiedenen AutorInnen unterschiedlich festgelegt werden. Mikroplastik wird als sogenanntes "primäres Mikroplastik" in dieser Grösse produziert, als Zwischenprodukt wie Granulate (resin pellets) oder als Endprodukt, z. B. Kügelchen (beads) für Peelings oder Industrieschleifmittel. Nach Gebrauch werden Peelings und Schleifmittel abgespült und gelangen letztlich ins Abwasser. "Sekundäres Mikroplastik" hingegen entsteht in der Umwelt im Laufe der Zeit durch Verwitterung von Plastikprodukten oder durch die Abrasion von Textilien oder Autoreifen (*Nowack* 2018; *Rutz & Pazeller* 2018). Dabei werden unterschiedlich grosse Fragmente und Fasern, bis eben hin zu Mikropartikeln, frei.

Kunststoffe werden hauptsächlich aus Erdöl oder Kohle hergestellt. Das Grundgerüst aus langen Kohlenstoffketten besitzt veränderliche Anteile an Wasserstoff, Sauerstoff, Chlor, Schwefel oder Stickstoff. Auf dem Markt werden 30 bis 40 Typen an Plastikmaterialien unterschieden, die in circa 15'000 Varianten und unter bis zu 25'000 Namen gehandelt werden. Fast alle Plastikpro-

Adresse der Autorin und Autoren: Prof. Dr. rer. nat. Patricia Holm, Dr. phil. nat. Thomas Mani, Andreas Kalberer, Universität Basel, Programm MGU, Vesalgasse 1, CH-4051 Basel; E-Mail: patricia.holm@unibas.ch, thomas.mani@unibas.ch

dukte enthalten Additive, die für verschiedene Eigenschaften (Biegsamkeit, Farbe, Dauerhaftigkeit etc.) verantwortlich sind. Weltweit wurden im Jahr 2017 348 Mio. t Plastik hergestellt (*Plastics Europe* 2018). Plastik ist in unserem Alltag in Form von Gebrauchsgegenständen, Verpackungen, aber auch in Gebäuden, selbst unter der Erde in Form von Rohrleitungen oder in unseren Verkehrsmitteln allgegenwärtig. Demnach ist es nicht verwunderlich, wenn wir ihm in unserer Umwelt als Abfall und Umweltverschmutzer wieder begegnen. Als Folge der extremen Beständigkeit dauert es bis zu Hunderten von Jahren bis Plastik in der Umwelt abgebaut wird.

Die ersten Berichte zu Mikroplastik beschrieben insbesondere das Vorkommen im Meer und die Ansammlung in den sogenannten grossen Müll-Strudeln in abgelegenen Ozeanregionen. Als Herkunft des sich dort durch die Strömungen ansammelnden marinen Abfalls wurden sowohl Schiffe, als vor allem auch Einträge vom Land (bis zu 80 %) als bedeutsam diskutiert.

Es lag also nahe, der Frage vor der eigenen Haustür nachzugehen und den Rhein und seine Schweizer Nebenflüsse als mögliche Transportvektoren für Mikroplastik auf dem Weg in die Nordsee zu untersuchen. In seiner Masterarbeit im Master in Sustainable Development (*) und der anschliessenden Doktorarbeit untersuchte Thomas Mani den Rhein und seine Nebenflüsse Aare, Limmat und Reuss auf das Vorkommen von Mikroplastik (*Mani* et al. 2015). Zielsetzung war der Nachweis von Mikroplastik im Oberflächenwasser des Rheins und seiner drei grossen Schweizer Zuflüsse. Zudem ging es darum, die Morphologie der Mikroplastikpartikel zu beschreiben (*Mani* et al. 2019, eingereicht), die vertretenen Polymere zu analysieren und die mögliche Saisonalität von Schwankungen im Auftreten während des Jahresverlaufes zu erfassen.

Ein Umweltkompartiment, das bislang noch weniger auf Mikroplastik untersucht wurde als die Gewässer, sind Felder und Äcker. In seiner Masterarbeit untersuchte Andreas Kalberer Agrarböden auf das Vorkommen von Mikroplastik (*Kalberer* 2018). Der Fokus lag dabei auf Plastikfragmenten von Mulchfolien und aus Gärrestedüngern aus Biogasanlagen. Beide Produkte werden als potenzielle Eintragspfade von Plastik in Agrarböden betrachtet. In landwirtschaftlicher Erde vorkommende Mikroplastikpartikel werden nicht nur Auswirkungen auf die Umwelt haben, sondern können durch ihre Nähe zur Nahrungskette auch die menschliche Gesundheit gefährden. Dies ist heutzutage jedoch noch ein weitgehend unerforschtes Gebiet.

Die Auswirkung von Mikroplastik ist auch für andere Organismen als den Menschen bislang kaum verstanden. Die kleinen Plastikpartikel werden leicht mit Futter verwechselt und insbesondere von strudelnden und filtrierenden Tieren aufgenommen. Ob auch im Rhein und seinen Nebenflüssen lebende Kleinkrebse, wie Amphipoden, Mikroplastik aufnehmen und welche Auswirkungen dies haben könnte, haben wir in zwei Masterarbeiten untersucht.

In beiden Masterarbeiten wurde dazu die Aufnahme von Mikroplastik und dessen Wirkung in Süsswasseramphipoden *Gammarus fossarum* untersucht. Pascal Blarer arbeitete mit Polyamidfasern (20 μm x 500 μm) und Polystyrolkügelchen (1.6 μm). Sandrine Straub untersuchte biologisch abbaubares Mikroplastik im Vergleich zu konventionellem Mikroplastik. Sie setzte das Biopolymer Polyhydroxybutyrat (PHB) und als konventionelles Polymer Polymethylmethacrylat (PMMA) auf Erdölbasis ein. Beide Studierende untersuchten, ob Mikroplastikpartikel in den Magen-Darm-Trakt der *G. fossarum* aufgenommen werden, ob (und nach welcher Zeit) sie wieder ausgeschieden werden und schliesslich ob sich Effekte wie ein verringerter Gewichtszuwachs durch die Fütterung mit Mikroplastik zeigten (*Blarer & Burkhardt-Holm* 2016; *Straub* et al. 2017).

2 Methoden

Die Methoden in der Forschung zu Mikroplastik sind vielseitig. Verschiedene, in den Studien angewendete Methoden sind in den folgenden Abschnitten beschrieben.

Für die Gewässeruntersuchungen muss berücksichtigt werden, dass etwa 50 % der am meisten genutzten Plastikarten leichter als Wasser sind und an der Oberfläche schwimmen. Demzufolge wurden die Flüsse mit einem an der Oberfläche gezogenen Netz (Manta-Trawl) beprobt (Abb. 1). Das Netz wies dabei eine Öffnung von 60 x 18 cm auf, hatte ein Volumen von 0.108 m³ und eine Maschenweite von 300 μm. Es wurde von einem Schiff oder Boot gezogen und war seitlich angebracht um den Einfluss von Turbulenzen durch das Boot zu vermeiden. Um das Volumen des filtrierten Wassers zu berechnen, war ein Durchflussmessgerät (Hydro-Bios Modell 438110) an der Netzöffnung angebracht. Während einer viertelstündigen Beprobung wurde je nach Fliessgeschwindigkeit ein Wasservolumen von rund 100 m³ pro Probe filtriert (*Mani* et al. 2015).

Bei der ersten Probennahme-Serie (2014) wurde jeweils einmalig an elf Orten entlang des Rheins zwischen Basel und Rotterdam beprobt (*Mani* et al. 2015).

Für die zweite Studie wurde das Rheineinzugsgebiet viermal im Laufe eines Jahres (2016/17) untersucht, dabei wurde der Rhein an drei Orten, die sich zuvor als besonders interessant erwiesen hatten (Basel, Bad Honnef, Rees) studiert. Zudem wurden die drei grossen Zuflüsse des Rheins in der Schweiz, Aare, Limmat und Reuss, knapp 100 km oberhalb des Rheinzuflusses im Wasserschloss Brugg (AG) beprobt. Sie entwässern zusammen mit dem Rhein etwa 68 % der Schweizer Landesoberfläche zur Nordsee hin (*Weingartner* et al. 1992). Im Rhein wurde jeweils in der Mitte sowie im rechten und linken Drittel des Flussquerschnitts eine Probennahme durchgeführt. An der Aare wurden zu jedem der vier Zeitpunkte drei Proben genommen, an der Limmat zwei und an der Reuss eine. Für die Probennahmen kamen Boote der Wasser- und Schifffahrtsämter entlang des Rheins sowie der Wasserpolizei von Basel-Stadt und Brugg zum Einsatz.



Abb. 1 Manta-Trawl zum Sammeln von Mikroplastikpartikel im Rhein bei Basel.

Foto: P. Holm

Damit auch die möglicherweise im Jahresverlauf sich ändernde Belastung erfasst werden konnte, wurden die Flüsse jeweils im April, im August/September, im November/Dezember und im Februar beprobt. Die Zeiträume wurden festgelegt, um möglichst das pluviale Abflussregime in den Rheinabschnitten unterhalb von Basel und das nivale Abflussregime in dem Schweizer Rheineinzugsgebiet zu erfassen.

In der Landwirtschaft werden beispielsweise Mulchfolien zur Verbesserung der Wachstumsbedingungen und Gärreste zur Düngung eingesetzt. Andreas Kalberer nahm an fünf verschiedenen Standorten, die entweder mit Mulchfolie versehen oder mit Gärresten gedüngt worden waren, Bodenproben. Diese Proben wurden zunächst gesiebt (Fraktion 1: grösser als 1 mm, Fraktion 2: $300~\mu\text{m}-1~\text{mm}$). Anschliessend wurden daraus, entweder mittels Öltrennung (*Mani* et al. 2019) oder visuell unter dem Mikroskop, Partikel extrahiert, die möglicherweise Plastik darstellen. Diese wurden vermessen, aufgrund von Farbe, Form, und Festigkeit beurteilt, dann fotografiert und mittels ATR FT-IR Spektroskopie auf ihre chemische Zusammensetzung hin analysiert (*Kalberer* 2018).

Die Amphipoden für unsere Experimente wurden im Dorenbach in Basel gefangen und in Aquarien unter naturnahen Bedingungen gehältert und eingewöhnt. Pascal Blarer setzte die Amphipoden verschiedenen Konzentrationen an Polyamidfasern bzw. fluoreszierenden Polystyrolkügelchen aus. Die Expositionszeiten variierte er dabei zwischen 0.5, 2, 8 und 32 Stunden (*Blarer & Burkhardt-Holm* 2016). Sandrine Straub verwendete mit Nilrot angefärbte PHB- und PMMA Partikel der Grössen 32–63 µm, 63–125 µm und 125–250 µm. Ihre Amphipoden wurden für 24 Stunden diesen Partikeln ausgesetzt. Nachdem die Amphipoden dem Mikroplastik ausgesetzt waren, wurde bei jedem Tier der Magen-Darm-Trakt histologisch und (fluoreszenz-)mikroskopisch ausgewertet (*Straub* et al. 2017). Pascal Blarer untersuchte dabei zusätzlich die Darmzellen und Mitteldarmdrüsen sowie die Verweildauer der Fasern im Magen-Darm-Trakt.

3 Ergebnisse

An allen Stellen entlang des Rheins und in den Nebenflüssen wurde Mikroplastik gefunden. Die höchsten Konzentrationen im Rhein wurden im Ruhrgebiet festgestellt mit 3,9 Millionen Partikel pro km² oder bis zu 20 Partikel pro m³ im Grössenbereich 0.3–5 mm (*Mani* et al. 2015). In der Tendenz nehmen die Konzentrationen von Mikroplastik an der Wasseroberfläche entlang des Rheinverlaufs bis zur deutsch-niederländischen Landesgrenze zu. Interessanterweise verringern sich die Konzentrationen dann im Rheindelta des untersuchten niederländischen Rheinabschnitts in Richtung Nordsee wieder (*Mani* et al. 2015). In den Schweizer Zuflüssen wies die Reuss die durchschnittlich niedrigsten Konzentrationen auf, gefolgt von Limmat, Aare und dem Rhein bei Basel. Mit zunehmender Grösse des Einzugsgebietes und des Abflusses nimmt die Konzentration an Mikroplastikpartikeln an der Gewässeroberfläche zu (vgl. Abb. 2).

Bei der Untersuchung über den Jahresverlauf sind die Konzentrationen von Mikroplastikpartikeln in den Schweizer Gewässerabschnitten tendenziell im November am höchsten, während sich in den deutschen Rheinabschnitten kein Trend erkennen lässt.

Die Morphologie der gefundenen Mikroplastikpartikel nimmt an Vielfältigkeit über den Rheinverlauf zu, so kommen flussabwärts zu den Fragmenten beispielsweise verschiedene Typen von Kügelchen, Granulaten, Fasern und Folienbruchstücken dazu. Schaumartige Kunststoffpartikel und harte Fragmente wurden an allen Stellen des gesamten Probengebiets gefunden. Fast die Hälfte der Mikroplastikpartikel in Aare, Limmat, Reuss und Rhein bei Basel sind Schaumteilchen, wobei die grösseren (1–5 mm) fast ausschliesslich Polystyrole sind, die kleineren hauptsächlich

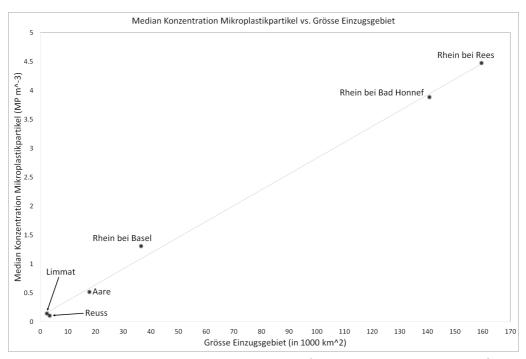


Abb. 2 Median Konzentration Mikroplastikpartikel (MP m⁻³) versus Grösse Einzugsgebiet (km²) (aus *Mani & Burkhardt-Holm* 2019, eingereicht).

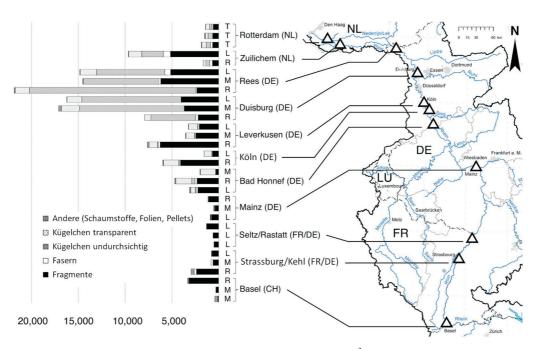


Abb. 3 Anzahl der Mikroplastikpartikel (300 μm – 5 mm) pro 1'000 m⁻³ in Kategorien von allen Messstellen (Δ). Die horizontalen Säulen zeigen die Mikroplastikpartikel-Konzentration pro 1'000 m⁻³ und den entsprechenden Anteil der Kategorien. L: linkes Ufer, M: Mitte Fluss, R: rechtes Ufer, T: Transsekt (Position im Flussquerschnitt) (aus *Mani* et al. 2015, verändert).



Abb. 4 Stütznetz und schwarze Mulchfolie zur Verbesserung der Wachstumsbedingungen.

Foto: A. Kalberer

Polyethylene (0.3–1 mm). Im Schweizer Einzugsgebiet wurden primäre Mikroplastikpartikel kugelförmiger Gestalt zu einem vergleichsweise hohen Prozentanteil (6.7 %) in der Aare gefunden, ihre Herkunft ist unbekannt (Abb. 3).

Ebenfalls wurden in allen fünf beprobten Agrarböden Plastikpartikel gefunden. Die Proben der Mulchfolienstandorte (Abb. 4) enthielten durchschnittlich acht Plastikpartikel pro Liter Erde. Die Gärreste-Standorte wiesen eine durchschnittliche Konzentration von 34 Partikel pro Liter Erde auf. Die im ATR FT-IR Spektrometer analysierten Plastikpartikel bestanden überwiegend aus den Polymertypen Polyethylen und Styrol-Ethylen-Butylen-Styrol (*Kalberer* 2018).

In beiden Masterarbeiten mit den Amphipoden konnte gezeigt werden, dass Mikroplastik durch die Tiere aufgenommen wurde. Die Partikel waren jeweils in den Magen-Darm-Trakten sichtbar (Abb. 5).

Pascal Blarer fand Polyamidfasern, die jedoch spätestens nach 16 Stunden im Verdauungstrakt nicht mehr nachgewiesen werden konnten. Polystyrolkügelchen wurden ebenfalls im Darmlumen gefunden, nicht jedoch in den Zellen des Darmepithels und in den Mitteldarmdrüsen (diese haben ähnliche Funktionen wie die Leber der Wirbeltiere). Die Effizienz, mit der die Tiere ihre normale Nahrung verwerten können, war bei zusätzlicher Fütterung mit den Polyamidfasern im 4-Wochen-Experiment herabgesetzt (*Blarer & Burkhardt-Holm* 2016). Sandrine Straub konnte zeigen, dass die grösste Aufnahme von Mikroplastikpartikeln im Magen-Darm-Trakt bei einer Partikelgrösse zwischen 32–63 µm stattfand. Je grösser die Partikel waren, desto weniger davon wurden aufgenommen. 64 Stunden nach Beendigung der Fütterung mit Mikroplastik Exposition waren ebenfalls nur noch einige wenige Partikel im Magen-Darm-Trakt nachweisbar. Bei einem

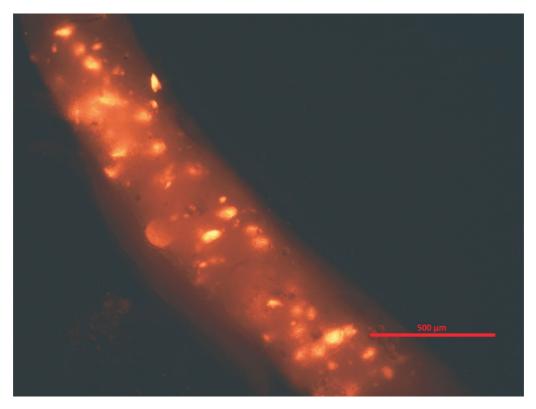


Abb. 5 Mikroplastikpartikel (fluoreszierend) im Darm von Amphipoden. Foto: MGU/Universität Basel

Langzeitversuch über vier Wochen stellte Sandrine Straub bei den Amphipoden einen Gewichtsverlust fest, der vermutlich auf eine Scheinsättigung durch die ständige Aufnahme von PHB-bzw. PMMA Partikel zurückzuführen ist, die keinen Nährwert enthalten (*Straub* et al. 2017).

4 Diskussion und Fazit

In den vorgestellten Studien konnte gezeigt werden, dass Mikroplastikpartikel in verschiedenen Systemen und in verschieden Konzentrationen vorkommen können.

In beiden Studien zum Rhein nehmen die Konzentrationen im Verlauf des Flusses zu. Das entspricht auch dem generellen Bild aus der Literatur zur Entwicklung von Mikroplastik-Konzentrationen entlang des Flussverlaufs, einhergehend mit zunehmendem anthropogenem Eintrag (*Lebreton* et al. 2017; *McCormick* et al. 2014). Dies ist bei der hohen Populationsdichte (50 Millionen Einwohner im Einzugsgebiet des Rheins, mit der höchsten Dichte in Nordrhein-Westfalen) nicht verwunderlich. Ebenso sind 10 % der chemischen Industrie der gesamten Welt im Ruhrgebiet angesiedelt. Auch die Mikroplastik-Konzentrationen an den Schweizer Probennahmestellen scheinen einen Zusammenhang mit der Grösse und der Populationsdichte des Einzugsgebiets zu bestätigen (*Scheurer & Bigalke* 2018). Es gibt jedoch auch Studien, die einen solchen Zusammenhang nicht feststellen können (*Hess* et al. 2018). Dies sollte einen kritischen Blick auf zusätzliche Faktoren wie Jahreszeiten, Abfluss und Niederschlag lenken, die eine hohe Variabilität der Mikroplastik-Konzentrationen zur Folge haben können (*Eerkes-Medrano* et al. 2015). So sind die im nieder-

ländischen Rheinabschnitt abnehmenden Konzentrationen von Mikroplastik an der Wasseroberfläche des Rheins möglicherweise mit einem verstärkten Absinken durch die Verringerung der Fliessgeschwindigkeit, Verstärkung der Biofilmbildung oder Einfluss der Tide zu erklären (*Mani* et al. 2015). Die über den Jahresverlauf unterschiedlichen Konzentrationen sind besonders an den Schweizer Probennahmestellen auffällig, mit Spitzen im November. Diese können weder mit erhöhten Abflüssen noch mit vorangegangenen Regenfällen erklärt werden und sind wohl mit einem erhöhten Eintrag in Verbindung zu bringen.

Die gefunden Polymertypen geben gewisse Hinweise über Herkunft und Gebrauch. So sind Polyethylen-Schäume vor allem zur Isolierung im Einsatz (*Biron* 2004). Da sich Polystyrene, auch die geschäumten Styropore, im Wasser rasch zersetzen (*Song* et al. 2017), hatten die relativ grösseren Polystyrol-Schaumpartikel (> 1 mm) erst einen relativ kurzen Aufenthalt im Wasser hinter sich, bevor sie bei der Beprobung ins Netz gelangten. Styropor-Teilchen waren denn auch einer der acht häufigsten Abfallsorten, die im Spülsaum von Schweizer Gewässern gefunden wurden (*Blarer & Kull* 2018).

In der Agrarstudie konnte Andreas Kalberer zeigen, dass bei den Agrarböden mit Gärrestedüngung eine grössere Verunreinigung von Plastik auftritt als bei den Böden, auf denen Mulchfolien verwendet wurden (*Kalberer* 2018). Gemäss den Untersuchungen ist dieser Umstand nicht nur auf eine regelmässigere Gärrestdüngung zurückzuführen. Zu beachten ist jedoch, dass die Anzahl der Proben statistisch nicht sehr aussagekräftig ist. Aus diesem Grund sollten weiterführende Untersuchungen mit mehr Standorten und Probennahmen durchgeführt werden. Die Bewertung der Folgen der Plastikverschmutzung von Agrarböden sollte ebenfalls in weiterführenden Studien untersucht werden. Dabei ist der Effekt der Plastikverschmutzungen auf die Bodenfruchtbarkeit von besonders hoher Relevanz. Zudem gilt es, aufgrund der wachsenden Beliebtheit plastikbasierter landwirtschaftlicher Hilfsprodukte, wie Mulchfolien, entsprechende Anwendungsempfehlungen zu erarbeiten.

Bei den mit Mikroplastik gefütterten Amphipoden wurde in beiden Studien (siehe *Blarer & Burkhardt-Holm* 2016; *Straub* et al. 2017) in den vierwöchigen Experimenten Effekte auf die Verwertung der Nahrung festgestellt, die jedoch je nach eingesetzten Mikroplastikpartikeln und den gemessenen Fitnessindikatoren unterschiedlich waren. Durch Mikroplastik sind potenziell negative Effekte auf die Organismen möglich. Jedoch sind die Konzentrationen des verfütterten Mikroplastiks im Laborexperiment immer höher als in der natürlichen Umgebung, sodass die tatsächlichen Folgen von Mikroplastik für die Organismen in der Umwelt durch unsere Studien noch nicht definitiv abgeschätzt werden können.

Dank

Für die wertvolle Unterstützung und erfolgreiche Zusammenarbeit in den verschiedenen Projekten bedanken wir uns herzlich bei: Sandrine Straub, Pascal Blarer, Christian Hossli (World Wide Fund for Nature WWF, Schweiz), Ulrich Walter, Peter Mühlschlegel, Marco Solari (Intertek, Schweiz) für die Unterstützung mit der FTIR Analyse und Spektrum Analyse, Wasserpolizei und Amt für Umwelt und Energie des Kantons Basel-Stadt, Kantonspolizei Aargau.

Literatur

- Biron M. 2004. Thermosets and Composites. Elsevier Mani T., Hauk A., Walter U. & Burkhardt-Holm P. Science, Oxford, 1-560.
- Blarer P. & Burkhardt-Holm P. 2016. Microplastics affect assimilation efficiency in freshwater amphipod Gammarus fossarum. Environmental Science and Pollution Research 23(23): 23522-23532.
- Blarer P. & Kull G. 2018. Swiss Litter Report. Zurich, 1-65. Online verfügbar: https://storage.googlea pis.com/wzukusers/user-15533811/docu ments/5b867b8f51528JrYbIoW/Swiss%20Lit ter%20Report_final_180710.pdf [Eingesehen am 24.04.2019]
- Eerkes-Medrano D., Thompson R.C. & Aldridge D.C. 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. Water Research 75: 63-82.
- Hess M., Diel P., Mayer J., Rahm H., Reifenhäuser W., Stark J. & Schwaiger J. 2018. Mikroplastik in Binnengewässern Süd- und Westdeutschlands: Bundesländerübergreifende Untersuchungen in Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz, Karlsruhe, Augsburg, Wiesbaden, Recklinghausen, Mainz, 1-86. Online verfügbar: https://www.la nuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/6 sonderrei hen/L%C3%A4nderbericht_Mikroplastik_in_Bin nengew%C3%A4ssern.pdf [Eingesehen am 24.04.2019]
- Kalberer A. 2018. Microplastics in Swiss Agricultural Soils - The Relevance of Mulch Foil and Digestate Fertilizer for Plastic Pollution. Masterarbeit. Universität Basel, 1-99.
- Lebreton L.C.M., van der Zwet J., Damsteeg J.-W., Slat B., Andrady A. & Reisser J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. Nature Communications 8: 15611.
- Mani T., Frehland S., Kalberer A. & Burkhardt-Holm P. 2019. Using castor oil to separate microplastics from four different environmental matrices. Analytical Methods 11(13): 1788-1794.

- 2015. Microplastics profile along the Rhine River. Scientific Reports 5: 17988.
- McCormick A., Hoellein T.J., Mason S.A., Schluep J. & Kelly J.J. 2014. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. Environmental Science & Technology 48: 11863-11871.
- Nowack B. 2018. Mikroplastik aus Textilien. Aqua Viva 60(3): 22-25
- PlasticsEurope 2018. Plastic the Facts 2018. An analysis of European plasticsproduction, demand and waste data. Brüssel, 1-60. Online verfügbar: https://www.plasticseurope.org/application/fi $les/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_$ AF_web.pdf [Eingesehen am 24.04.2019]
- Rutz F. & Pazeller A. 2018. Mikroplastik im Strassenabwasser. Aqua Viva 60(3): 10-14.
- Scheurer M. & Bigalke M. 2018. Microplastics in Swiss floodplain soils. Environmental Science and Technology 52(6): 3591-3598.
- Song Y.K., Hong S.H., Jang M., Han G.M., Jung S.W. & Shim W.J. 2017. Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type. Environmental science & technology 51: 4368-4376.
- Straub S., Hirsch P.E. & Burkhardt-Holm P. 2017. Biodegradable and petroleum-based microplastics do not differ in their ingestion and excretion but in their biological effects in a freshwater invertebrate Gammarus fossarum. International Journal of Environmental Research and Public Health 14: 774.
- Weingartner R., Spreafico M. & Leibundgut C. 1992. Hydrologischer Atlas der Schweiz. Bundesamt für Landestopographie.

Internetquelle

https://msd.unibas.ch/en/home/