



Regenentwässerung eines kunststoffverarbeitenden Industriebetriebs als Quelle für Mikroplastik

Felix Weber¹ (felix.weber@hs-rm.de), Sebastian Wolff¹ (sebastian.wolff@hs-rm.de),

Jutta Kerpen¹ (jutta.kerpen@hs-rm.de), Luisa Barkmann² (l.barkmann@iwar.tu-darmstadt.de)

¹ Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik, Hochschule RheinMain, Am Brückweg 26, 65428 Rüsselsheim

² Institut IWAR, Technische Universität Darmstadt, Franziska-Braun-Straße 7, 64287 Darmstadt

Abstract

Regenwasser von Hofflächen kann vor allem an älteren Industriestandorten unbehandelt in den Vorfluter eingeleitet werden. Von November bis Dezember 2018 wurden während dreier Regenereignisse Mischproben aus der Regenentwässerung eines kunststoffverarbeitenden Betriebs entnommen. Das Regenwasser des gesamten Betriebsgeländes wird getrennt vom Prozessabwasser in einem Regenwasserkanal gesammelt und in den Vorfluter eingeleitet. Die Proben wurden mittels automatischem Probenehmer entnommen und im Anschluss chemisch-physikalisch aufbereitet, um das Mikroplastik aus der Matrix abzutrennen. Die Mikroplastikpartikel wurden mittels μ -Ramanspektroskopie analysiert. Die Mikroplastikkonzentration lag im Bereich von 10^4 – 10^5 Partikeln m^{-3} . Anhand des ortsspezifischen Niederschlags wird der jährliche Eintrag in den Vorfluter auf 10^9 Mikroplastikpartikel geschätzt.

1. Einleitung

Das Vorkommen und die Auswirkungen von Mikroplastik (MP) in der Umwelt werden erst seit wenigen Jahren untersucht. In einer Vielzahl internationaler Studien wurde MP in terrestrischen (Liu et al. 2018; Piehl et al. 2018) und aquatischen (Mintenig et al. 2020; Schönlau et al. 2020) Umweltmedien nachgewiesen. Die ökotoxikologischen Auswirkungen von MP sind noch nicht ausreichend untersucht. In mehreren Forschungsprojekten, wie PLAWES, PLASTRAT und MikroPlaTas, werden das Verhalten von MP in der Umwelt und Effekte auf Organismen untersucht.

Aufgrund fehlender Standardisierung und der Diversität verschiedener Analyseverfahren sind Studien, die MP in der Umwelt oder Eintragspfaden (bspw. Abwasser) untersuchen, kaum miteinander vergleichbar. Im Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), beschäftigen sich mehrere Verbundprojekte mit der Entwicklung und Harmonisierung von Analyseverfahren für MP.

MP kann mittels thermoanalytischer (z. B. Pyrolyse GC-MS, Dynamische Differenzkalorimetrie) und spektroskopischer Methoden (z. B. FTIR, μ -Ramanspektroskopie) qualitativ und quantitativ nachgewiesen werden (Becker et al. 2020; Müller et al. 2019). Spektroskopische Methoden bestimmen die Polymerart, Partikelkonzentration und -morphologie (Braun et al. 2018). Aus ökotoxikologischer Sicht sind diese Informationen notwendig, da die in höheren Konzentrationen auftretenden kleinen Mikroplastikpartikel (MPP) $< 100 \mu m$ (Wolff et al. 2019;

Mintenig et al. 2017; Vollertsen und Hansen 2017) für die Risikobewertung wichtig sind. Sehr kleine MPP ($< 1 \mu m$) haben bspw. ein höheres Gefährdungspotential, da diese in der Lage sind, Zellwände zu passieren (Zauner et al. 2001).

Spektroskopische Methoden sind durch Probenaufbereitung und Analysedauer zeitaufwendig (Anger et al. 2018; Braun et al. 2018). Das MP muss aus der Probenmatrix abgetrennt werden, da anorganische und biologisch-organische Störstoffe die Messung verhindern können. Biologisch-organische Matrixbestandteile führen bspw. bei der Ramanspektroskopie zu Fluoreszenzspektren, die Polymerspektren überlagern und ihre Identifikation verhindern können (Ribeiro-Claro et al. 2017). Der Aufschluss biologisch-organischer Matrixbestandteile kann oxidativ (Wolff et al. 2019) oder enzymatisch-oxidativ (Löder et al. 2017) erfolgen.

Anorganische Partikel (z. B. Sand, Metall, Glas) können MPP auf dem Analysefilter verdecken und müssen in einer Dichteseperation abgeschieden werden. In dieser sedimentieren sie durch ihre höhere Dichte gegenüber einem Dichtentrennmedium. Gängige Kunststoffarten (z. B. Polyethylen, Polypropylen, Polystyrol, Polyvinylchlorid, Polyethylenterephthalat) besitzen eine niedrigere Dichte als das Dichtentrennmedium und schwimmen auf.

Die Herausforderungen bei der Probenaufbereitung sind, das MP bei der Behandlung durch oxidative Chemikalien nicht zu zerstören und keine Partikel bei Überführungsschritten zu verlieren. Besonders bei MPP $< 20 \mu m$ ist die Adsorption an Oberflächen so stark, dass einfaches Spülen mit Wasser nicht ausreicht, um sie abzulösen (Wolff et al. 2019). Weiterhin müssen umfangreiche Maßnahmen zur Vermeidung der Verunreinigung der Proben durch Eintrag von MP aus der Luft oder Laborchemikalien getroffen werden.

Oftmals wird bei FTIR- und Ramanspektroskopie nur ein geringer Prozentsatz der Probe gemessen (Filterteifläche), welcher auf die Gesamtprobe hochgerechnet wird (Tong et al. 2020; Wolff et al. 2019; Pivokonsky et al. 2018; Oßmann et al. 2018). Diese Vorgehensweise ist notwendig, um die Analysedauer zu reduzieren. Die Hochrechnung kann zu Mehr- oder Minderbefunden führen (Tong et al. 2020; Wolff et al. 2019).

Mittels thermoanalytischer Methoden lassen sich die Massenkonzentrationen einzelner Polymere und des gesamten MP in einer Probe bestimmen. Thermoanalytische Methoden sind

weniger zeitintensiv als spektroskopische, da eine umfangreiche Probenaufbereitung nicht erforderlich ist (Primpke et al. 2020). Kleine Partikel müssen nicht quantitativ überführt werden, da diese im Vergleich zu größeren Partikeln eine vernachlässigbar geringe Masse aufweisen. Ein sphärisches Partikel mit einem Durchmesser von 100 µm hat bspw. die gleiche Masse wie tausend 10 µm große Partikel gleicher Form und Dichte und ein 1000 µm großes Partikel entspricht der Masse von hunderttausend 10 µm großen Partikeln.

Im Rahmen von „Plastik in der Umwelt“ werden im Verbundprojekt EmiStop industrielle Eintragspfade von MP in die Umwelt identifiziert. Die Untersuchungen fokussieren sich auf Prozessabwasser/Regenwasser von Kunststoffherstellern und -weiterverarbeitern und Abwasser aus industriellen Kläranlagen mit mehreren Einleitern.

Im Folgenden wird die Untersuchung der Regenentwässerung eines kunststoffverarbeitenden Betriebs mittels μ -Raman-spektroskopie als Teilergebnis aus dem Projekt EmiStop vorgestellt.

2. Untersuchung der Regenentwässerung eines kunststoffverarbeitenden Betriebs

Eine durch die Inter3 GmbH durchgeführte Delphi-Befragung von 42 Unternehmen aus der Kunststoffindustrie und -logistik zeigte, dass lt. Einschätzung der befragten Betriebe die Regenentwässerung zu 16 % für MP-Emissionen aus der Industrie verantwortlich gemacht wird (Barkmann et al. 2020). Bisher existieren keine Studien, die die MP-Emissionen durch Regenentwässerung von Industriebetrieben untersuchten. Um erste Erkenntnisse über Regenwasser als Emissionspfad zu gewinnen, wurde die Regenentwässerung eines Herstellers von Kunststoffgranulaten stichprobenartig analysiert. In einer vorangegangenen Studie wurde bereits die MP-Abscheideleistung der Prozesswasserbehandlung dieses Betriebs mittels Dynamischer Differenzkalorimetrie quantifiziert (Bitter und Lackner 2020). Produktion und Verpackung von Granulaten finden meist in Werkshallen statt. Auf den asphaltierten, nicht überdachten Außenflächen werden Geräte aus der Produktion und Abfüllung von Granulaten gelagert. Zwischen Werkshallen und Außengelände herrscht Fahrzeugverkehr. Die Außenflächen werden zweiwöchig mit einer Kehmaschine gereinigt. Regenwasser wird auf dem gesamten Betriebsgelände (ca. 23.000 m²) über ein separates System erfasst und unbehandelt in den Vorfluter eingeleitet. Der durchschnittliche jährliche Niederschlag liegt bei ca. 600 l m⁻².

2.1 Material und Methoden

2.1.1 Probenahme

Die Proben wurden als Mischproben aus Regenwasserkanälen des Betriebsgeländes entnommen. Mit einem automatischen Probenehmer wurden in einem Intervall von zehn Minuten Stichproben entnommen und in Glasflaschen gesammelt. Je nach Dauer des Regenereignisses dauerte die Probenahme zwischen 1 h und 5 h. Die Probenahmen fanden an drei Regen-

ereignissen zwischen November und Dezember 2018 statt. Beim ersten Regenereignis wurde eine Doppelbestimmung mit jeweils 1 l einer Mischprobe vorgenommen, die aus dem Regenwasserkanal einer stark genutzten Verkehrsfläche (ca. 1.600 m²) vor den Produktionshallen stammte. Beim zweiten Regenereignis wurden eine 300 ml Mischprobe aus demselben Regenwasserkanal und eine 340 ml Mischprobe aus dem Regenwasserablauf des gesamten Betriebsgeländes entnommen (ca. 23.000 m²). Beim dritten Regenereignis wurde der Gesamt-Regenwasserablauf des Betriebsgeländes mit einer 750 ml Mischprobe beprobt.

2.1.2 Vermeidung des Eintrags von MP während der Probenaufbereitung

Die für das Analyseverfahren notwendigen Chemikalien wurden durch einen Polycarbonatfilter (1,2 µm Porenweite) filtriert. Reinstwasser wurde in einem mehrstufigen Prozess, bestehend aus Ionentauscher, Aktivkohlefilter, Umkehrosmosemembran und einem Sterilfilter (0,22 µm) hergestellt. Geräte wurden vor der Verwendung mit einer Reinigungslösung, bestehend aus nichtionischen und anionischen Tensiden gereinigt und mit Leitungswasser und Reinstwasser nachgespült. Bis zur Verwendung wurden sie mit Aluminiumfolie abgedeckt. Alle Aufbereitungsschritte wurden in einer Clean Bench durchgeführt. Mit Ausnahme von PTFE und PVDF als Dichtmaterial und Silikonschläuche bei der Probenahme sowie Laborspritzflaschen aus PFA wurden keine Kunststoffe verwendet. Diese Kunststoffe werden im beprobten Betrieb nicht hergestellt und sind nicht in der Regenwasserkanalisation verbaut. Sie gehörten nicht zu den Zielpolymeren in der Analyse und wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

2.1.3 Probenaufbereitung

Die chemische und physikalische Probenaufbereitung wurde gemäß dem von Wolff et al. (2019) beschriebenen Verfahren durchgeführt: Die Flüssigproben wurden mittels Glas-Vakuumfiltrationsapparatur durch Edelstahlrundfilter (Körpertressengewebe, 47 mm Durchmesser, 10 µm nominale Porenweite) filtriert, um Feststoffe inkl. MP aufzukonzentrieren. Die Bestimmungsgrenze wurde mit 10 µm gewählt, da Vorversuche zeigten, dass die Wiederfindungsraten für MPP < 10 µm nach dem aufwändigen Aufbereitungsverfahren keine quantitative Angabe über deren Konzentration zulassen. Zuerst erfolgte ein 24-stündiger oxidativer Aufschluss biologisch-organischer Matrixbestandteile mit H₂O₂ (c = 50 %) bei 50 °C. Anschließend wurden die Proben einer sechstägigen oxidativen Behandlung mit NaClO (c = 12 %) bei Raumtemperatur unterzogen. Die chemische Behandlung erfolgte jeweils in 1 l Bechergläsern. Während des (zeit-)intensiven Aufschlusses werden biologisch-organische Matrixbestandteile soweit oxidiert, dass Fluoreszenzeffekte während der Analyse weitgehend verhindert werden. Wolff et al. 2019 zeigten die Beständigkeit der relevanten Kunststoffe gegenüber dem Verfahren. Um eine möglichst vollständige Überführung des MP > 10 µm bei den Überführungsschritten zu erreichen, wurden die Bechergläser und Edelstahlrundfilter mit n-Hexan und Reinstwasser gespült.

Zur Entfernung anorganischer Partikel wurde eine Dichteseperation in einer $ZnCl_2$ -Lösung ($\rho = 1,9 \text{ gml}^{-1}$) mittels Zentrifugation durchgeführt. Die MP-Leichtfraktion wurde zur Analyse auf einen 1 cm^2 großen Siliziumfilter mit einer Porenweite von $10 \mu\text{m}$ überführt.

2.1.4 Blindwerte

Zur Kontrolle der Maßnahmen zur Verhinderung des Eintrags von MP wurden parallel zur Probenaufbereitung Blindwerte erstellt. Dazu wurde das gesamte Probenaufbereitungsverfahren (siehe 2.1.3) ohne Probe durchgeführt. Die Analyseergebnisse der Regenwasserproben wurden mit den Ergebnissen der Blindwerte ($n = 10$) verglichen. Alle Analyseergebnisse, die über der Summe des Mittelwerts und der dreifachen Standardabweichung der Blindwerte lagen, wurden als signifikant über dem Blindwert eingestuft.

2.1.5 Messung mittels μ -Ramanspektroskopie

Die Messung erfolgte nach der in Wolff et al. (2019) beschriebenen Methode mittels μ -Ramanspektroskopie. Es wurden $MPP \geq 10 \mu\text{m}$ auf 50 % der beladenen Filterfläche analysiert. Identifizierte MPP wurden mit Hilfe des Bildbearbeitungsprogramms ImageJ/Fiji vermessen. Die analysierten MPP wurden auf einen Kubikmeter Regenwasser und anhand der Niederschlagsdaten des Deutschen Wetterdienstes auf die Gesamtniederschlagsmenge je Regenereignis hochgerechnet (DWD 2019).

2.2 Ergebnisse und Diskussion

Die stichprobenartigen Untersuchungen zeigen, dass pro Regenereignis mindestens 10^6 MPP emittiert werden (Tab. 1).

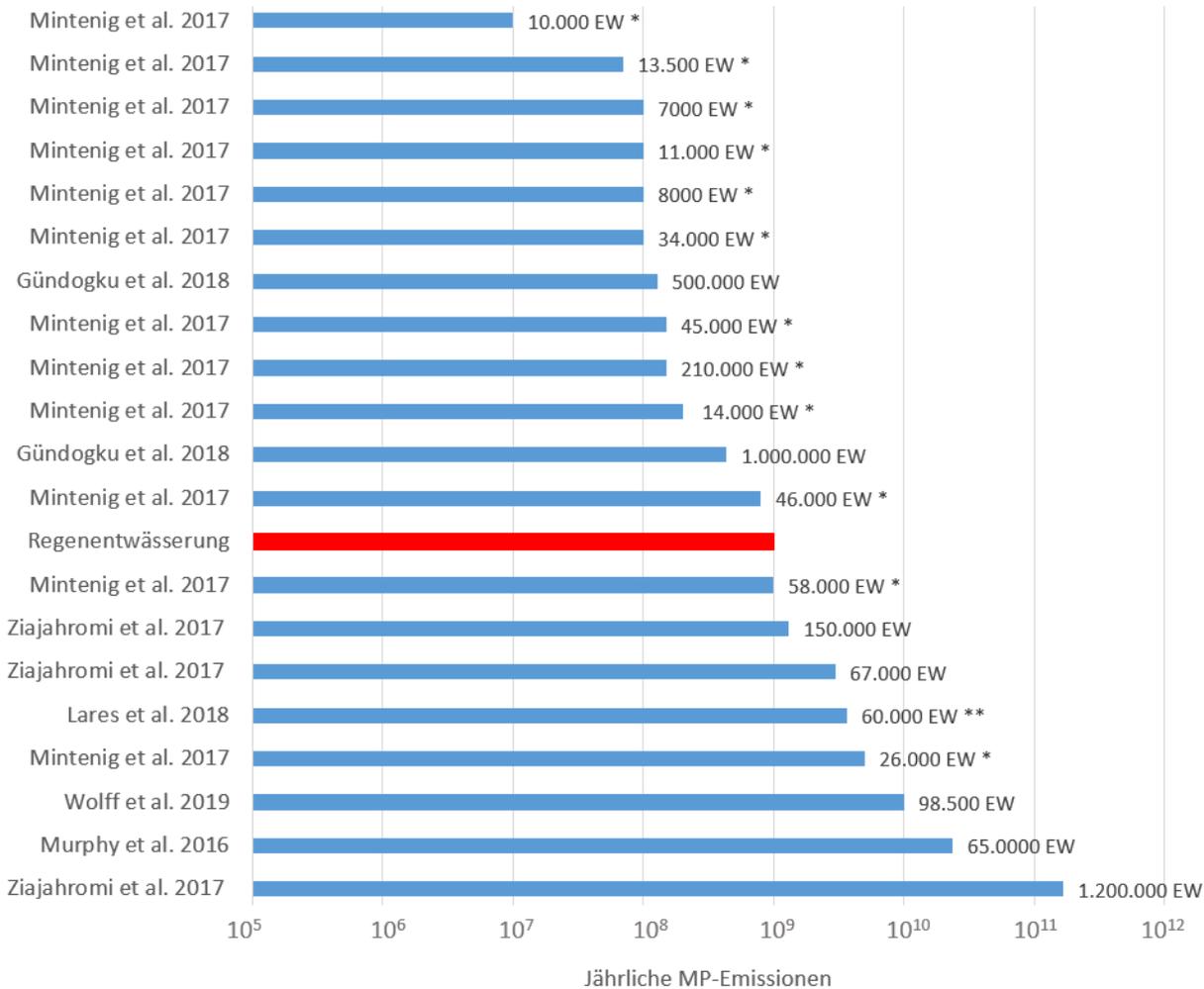
Tabelle 1: MPP-Konzentration im Regenwasserablauf und geschätzte MPP-Emission je Regenereignis

	Probenahmestelle	Konzentration in Regenwasser [MPP m^{-3}]	Emission je Regenereignis [NMPP]
Regenereignis 1	Ablauf Verkehrsfläche	$5,1 \times 10^5$	min. $3,6 \times 10^6$
Regenereignis 2	Ablauf Verkehrsfläche	$4,4 \times 10^5$	$1,7 \times 10^7$
	Ablauf gesamtes Betriebsgelände	$1,2 \times 10^5$	
Regenereignis 3	Ablauf gesamtes Betriebsgelände	$4,8 \times 10^4$	$8,9 \times 10^6$

Kommunale Kläranlagen gelten als wichtiger Eintragspfad von MP in die Umwelt (Sol et al. 2020). Sie emittieren zwischen 10^7 (Mintenig et al. 2017) und 10^{11} MPP (Ziajahromi et al. 2017) pro Jahr. Es besteht keine Korrelation zwischen Einwohnerwerten (EW) und MP-Emissionen. Dies kann an unterschiedlichen Analysemethoden und Bestimmungsgrenzen der Studien liegen. Zur Vergleichbarkeit wurden nur Studien mit spektroskopischen Methoden und Bestimmungsgrenzen von $10 - 55 \mu\text{m}$ berücksichtigt. Eine Beschränkung auf Studien mit identischen oder ähnlichen Analyseverfahren ist aufgrund der mangelnden Standardisierung der MP-Analytik und der geringen Anzahl an Studien nicht möglich. Daneben können die Anzahl der Reinigungsstufen und orts- oder länder-spezifische Faktoren Einfluss haben. Besonders industrielle

Einleiter können zur Erhöhung der MP-Emission einer kommunalen Kläranlage führen. Bitter und Lackner (2020) zeigten, dass in eine kommunale Kläranlage eingeleitetes, vorbehandeltes Prozesswasser noch stark mit MP belastet sein kann.

Ausgehend vom Mittelwert der MPP-Konzentrationen im Regenwasserablauf des gesamten Betriebsgeländes und dem jährlichen Niederschlag von 600 l m^{-2} wird die jährliche Emission durch die Regenentwässerung auf 10^9 MPP geschätzt. Damit liegt die Gesamtemission der Regenentwässerung im Bereich kommunaler Kläranlagen mit mehreren zehntausend bis hunderttausend EW (Abb. 1).



* EW nach OOWV 2020

** Schätzung nach Statistics Finland 2020

Abbildung 1: Jährliche MP-Emissionen kommunaler Kläranlagen (blau) und Emission durch Regenentwässerung des beprobten kunststoffverarbeitenden Betriebs (rot)

Sieben verschiedene Polymere wurden in den Regenwasserproben nachgewiesen. Die Anzahl an MPP der in der Probenaufbereitung verwendeten Polymere (siehe 2.1.2) lag nicht über dem Blindwert. MPP der Größenfraktion 10 – 50 µm sind mit rund 55 % am häufigsten vertreten, MPP der Größenfraktionen 50 – 100 µm machen 25 % aus, 100 – 500 µm 20 % (Abb. 2). Im Regenwasserablauf wurden keine MPP > 500 µm

nachgewiesen. Granulate haben i.d.R. Durchmesser von 2000 – 3000 µm. Auf den Hofflächen des Betriebs kommt es zu Granulatverlusten. Es wird davon ausgegangen, dass es durch geringe Strömungsgeschwindigkeiten im Regenwasserkanal zum Absetzen von Granulaten und MPP > 500 µm kommen kann. Es ist wahrscheinlich, dass diese nur bei Starkregenereignissen weggespült und emittiert werden.

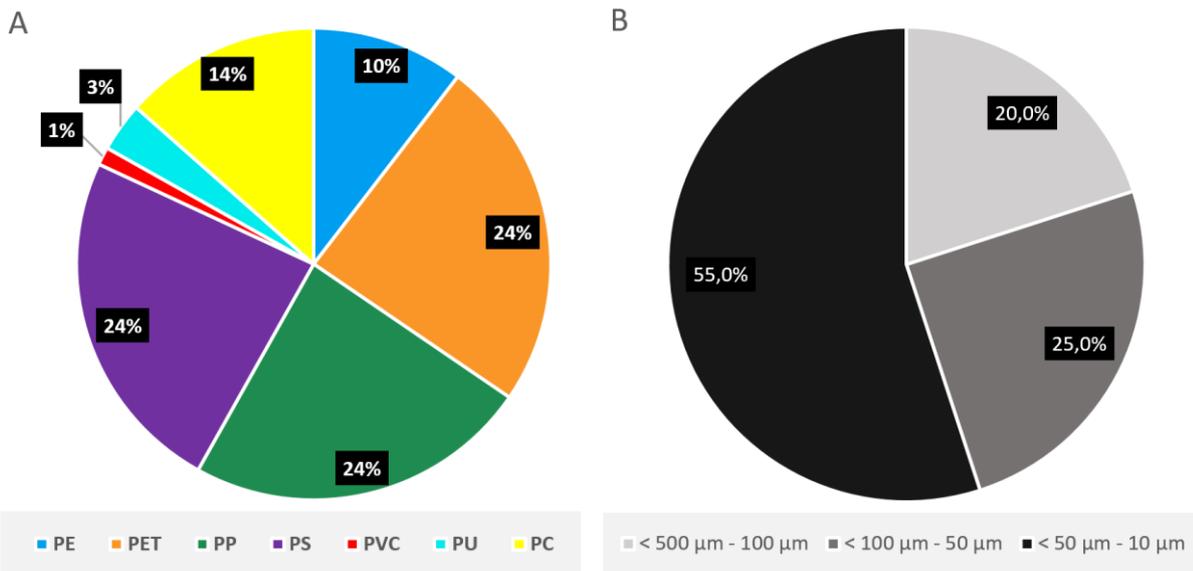


Abbildung 2: Prozentualer Anteil von Polymeren (A) und Größenverteilung der MPP (B) in den Regenwasserproben

Die Größenverteilung der detektierten MPP unterscheidet sich nach Kunststoff. MPP aus PP, PS und PC die zusammen ca. 62% der detektierten Polymere ausmachen, sind zum Großteil < 50 µm (siehe Abb. 3).

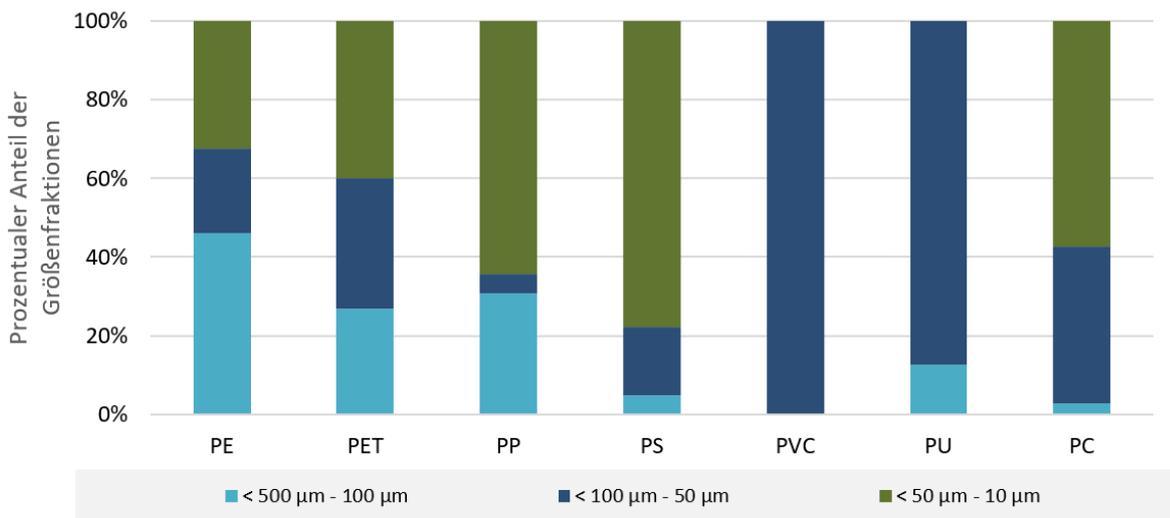


Abbildung 3: Größenverteilung der MPP nach Kunststoffart

Die vorgestellten Ergebnisse sind aufgrund ihres Stichprobencharakters nicht repräsentativ. Die Ergebnisse der Delphi-Befragung werden dennoch bestätigt. Die Regenentwässerung ist ein relevanter industrieller Eintragspfad von MP in Gewässer. Dies gilt häufig für ältere Betriebe mit Trennkanalisation ohne Regenwasseraufbereitung. Niederschlagswasser (= Abwasser; Siehe (1) 2. § 54 WHG) ist so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird (siehe (1) § 55 WHG). Nach § 57 (1) WHG darf eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer (Direkteinleitung) nur erteilt werden, wenn die Menge und die Schädlichkeit des Abwassers so geringgehalten werden, wie es nach Stand der Technik möglich ist. Es sollte geprüft werden, ob dies z.B. bei Hofent-

wässerungen der Fall ist, wenn Kunststoffe im Hof umgefüllt oder gelagert werden.

2.3 Ausblick

Weitere Untersuchungen von MP-Emissionen durch Regenentwässerung sollten folgen. In kommunalen Kläranlagen sollte der Ablauf von Regenüberlaufbecken beprobt werden. Meteorologische Parameter (Niederschlagsverteilung, Trockenperioden, Starkregenereignisse) müssen in Probenahme-konzepte eingebunden werden, um verlässliche Aussagen über die jahreszeitliche Verteilung und Spitzenereignisse der Emissionen treffen zu können.

Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die Förderung dieser Studie, welche im Rahmen des Verbundprojekts „EmiStop“ (Fördernummer: 02WPL1444C) Teil des Forschungsschwerpunktes „Plastik in der Umwelt“ ist. Weiterer Dank geht an den Industriebetrieb für die uneingeschränkte Unterstützung zur Durchführung der Untersuchungen.

Literaturverzeichnis

- Anger, P.; von der Esch, E.; Baumann, T.; Elsner, M.; Niessner, R.; Ivleva, N. P. (2018): Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis. In: *Trends in Analytical Chemistry* 109, S. 214. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.010.
- Becker, R.; Altmann, K.; Sommerfeld, T.; Braun, U. (2020): Quantification of microplastics in a freshwater suspended organic matter using different thermoanalytical methods – outcome of an interlaboratory comparison. In: *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, S. 104829. DOI: 10.1016/j.jaap.2020.104829.
- Bitter, H.; Lackner, S. (2020): First quantification of semi-crystalline microplastics in industrial wastewaters. In: *Chemosphere* 258, S. 127388. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127388.
- Braun, U.; Jekel, M.; Gerdt, G.; Reiber, J. (2018): Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren. Diskussionspapier. Hg. v. PlastikNet.
- DWD Climate Data Center (CDC): Aktuelle stündliche Stationsmessungen der Niederschlagshöhe für Deutschland, Qualitätskontrolle noch nicht vollständig durchlaufen, Version recent. Unter <https://cdc.dwd.de/portal/>, abgerufen am 10.01.2019.
- Gündoğdu, S.; Çevik, C.; Güzel, E.; Kilercioğlu, S. (2018): Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations. In: *Environmental Monitoring and Assessment* 190 (11), S. 1596. DOI: 10.1007/s10661-018-7010-y.
- Lares, M.; Ncibi, M.; Sillanpää, M.; Sillanpää, M. (2018): Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. In: *Water Research* 133, S. 236. DOI: 10.1016/j.watres.2018.01.049.
- Liu, M.; Lu, S.; Song, Y.; Lei, L.; Hu, J.; Lv, W. et al. (2018): Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. In: *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 242 (Pt A), S. 855. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.07.051.
- Löder, M. G. J.; Imhof, H.; Ladehoff, M.; Löschel, L.; Lorenz, C.; Mintenig, S. et al. (2017): Enzymatic purification of microplastics in environmental samples. In: *Environmental Science and Technology*, S. 14283. DOI: 10.1021/acs.est.7b03055.
- Mintenig, S.; Int-Veen, I.; Loder, M.; Primpke, S.; Gerdt, G. (2017): Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. In: *Water Research* 108, S. 365. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.015.
- Mintenig, S.; Kooi, M.; Erich, M.; Primpke, S.; Redondo-Hasselerharm, P.; Dekker, S. et al. (2020): A systems approach to understand microplastic occurrence and variability in Dutch riverine surface waters. In: *Water Research* 176, S. 115723. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115723.
- Müller, Y.; Wernicke, T.; Pittroff, M.; Witzig, C. S.; Storck, F. R.; Klinger, J.; Zumbülte, N. (2019): Microplastic analysis - are we measuring the same? Results on the first global comparative study for microplastic analysis in a water sample. In: *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, S. 555. DOI: 10.1007/s00216-019-02311-1.
- Murphy, F.; Ewins, C.; Carbonnier, F.; Quinn, B. (2016): Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. In: *Environmental Science and Technology* 50 (11), S. 5800–5808. DOI: 10.1021/acs.est.5b05416.
- Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband (OOWV): Kläranlagen. Unter <https://www.oowv.de/wissen/abwasser/abwasserentsorgungsbereiche-und-klaeranlagen/>, abgerufen am 11.08.2020.
- Osßmann, B.E.; Sarau, G.; Holtmannspötter, H.; Pischetsrieder, M.; Christiansen, S. H.; Dicke, W. (2018): Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. In: *Water Research* 141, S. 307. DOI: 10.1016/j.watres.2018.05.027.
- 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. In: *Scientific Reports* 8 (1), S. 17950. DOI: 10.1038/s41598-018-36172-y.
- Pivokonsky, M.; Cermakova, L.; Novotna, K.; Peer, P.; Cajthaml, T.; Janda, V. (2018): Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. In: *The Science of the Total Environment* 643, S. 1644. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.102.
- Primpke, S.; Christiansen, S. H.; Cowger, W.; de Frond, H.; Deshpande, A.; Fischer, M. et al. (2020): Critical assessment of analytical methods for the harmonized and cost efficient analysis of microplastics. In: *Applied Spectroscopy*, S. 3702820921465. DOI: 10.1177/0003702820921465.
- Ribeiro-Claro, P.; Nolasco, M. M.; Araújo, C. (2017): Characterization of microplastics by Raman spectroscopy. In: Teresa A. P.; Rocha-Santos und Armando C. Duarte (Hg.): *Characterization and analysis of microplastics*, Bd. 75. Amsterdam: Elsevier (Comprehensive Analytical Chemistry / Series editor: D. Barceló; Volume 75), S. 119.
- Schönlau, C.; Karlsson, T. M.; Rotander, A.; Nilsson, H.; Engwall, M.; van Bavel, B.; Kärrman, A. (2020):

Microplastics in sea-surface waters surrounding Sweden sampled by manta trawl and in-situ pump.

In: Marine Pollution Bulletin 153, S. 111019.

DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111019.

Sol, D.; Laca, A.; Laca, A.; Díaz, M. (2020): Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments.

In: The Science of the Total Environment 740, S. 140016.

DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140016.

Statistics Finland's PxWeb databases: 11ra -- Key figures on population by region, 1990-2019, Mikkelin Population 31. Dec 2019. Unter

http://pxnet2.stat.fi/PXWeb/pxweb/en/StatFin/StatFin_vr_m_vaerak/statfin_vaerak_pxt_11ra.px/, abgerufen am 11.08.2020.

Tong, H.; Jiang, Q.; Hu, X.; Zhong, X. (2020): Occurrence and identification of microplastics in tap water from China.

In: Chemosphere 252, S. 126493.

DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126493.

Vollertsen, J.; Hansen, A. A. (2017): Microplastic in Danish wastewater. Sources, occurrences and fate. Hg. v. The Danish Environmental Protection Agency (Environmental Project, No. 1906). Unter:

https://pdfs.semanticscholar.org/e614/12295e14df639e812693fe77568280122d73.pdf?_ga=2.114126599.1844315712.1597311049-289684043.1597311049, abgerufen am 13.08.2020.

Wolff, S.; Kerpen, J.; Prediger, J.; Barkmann, L.; Müller, L. (2019): Determination of the microplastics emission in the effluent of a municipal waste water treatment plant using Raman microspectroscopy.

In: Water Research X 2, S. 100014.

DOI: 10.1016/j.wroa.2018.100014.

Zauner, W.; Farrow, N.; Haines, A. (2001): In vitro uptake of polystyrene microspheres: Effect of particle size, cell line and cell density.

In: Journal of Controlled Release, S. 39.

DOI: 10.1016/s0168-3659(00)00358-8.

Ziajahromi, S.; Neale, P. A.; Rintoul, L.; Leusch, F. D. L. (2017): Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics. Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics.

In: Water Research 112, S. 93.

DOI: 10.1016/j.watres.2017.01.042.

Korrespondenzadresse

Felix Weber

Hochschule RheinMain

IUVT-Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik

Postfach 3251

65022 Wiesbaden

Tel.: 06142 898-4430

E-Mail: felix.weber@hs-rm.de