



Risikobewertung von Mikroplastik in bayerischen Flüssen und Seen

Julia Schwaiger¹ (julia.schwaiger@lfu.bayern.de), Hermann Ferling¹ (hermann.ferling@lfu.bayern.de), Tobias Geiger¹ (tobias.geiger@lfu.bayern.de), Karin Scholz-Göppel¹ (karin.scholz-goeppel@lfu.bayern.de), Isabella Schrank² (isabella.schrank@uni-bayreuth.de), Hannes Imhof² (hannes.imhof@uni-bayreuth.de), Martin Löder² (martin.loeder@uni-bayreuth.de), Christian Laforsch² (christian.laforsch@uni-bayreuth.de)

¹ Bayerisches Landesamt für Umwelt, Dienststelle Wielenbach

² Lehrstuhl für Tierökologie, Universität Bayreuth

Zusammenfassung

Ein an bayerischen Gewässern durchgeführte Forschungsstudie zeigt eine ubiquitäre Präsenz von Mikroplastik in Flüssen und Seen. Hinsichtlich der nachgewiesenen Größenfraktionen, der Polymersorten sowie der Partikelformen von Mikroplastik ergeben sich ähnliche Muster. Generell waren die Mikroplastikkonzentrationen in Ufersediment von Flüssen und Seen sowie in Grundsediment von Seen um ein Vielfaches höher als in Wasserproben.

Zur Ermittlung eines, von Mikroplastik ausgehenden potentiellen Risikos für Fische wurde ein 8-wöchiger Expositionsversuch an Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) durchgeführt. Eine orale Applikation von Hart- und Weich-PVC mit dem Futter in Konzentrationen, die um ein Vielfaches höher lagen als die in Gewässern vorhandenen Mengen, führte bei den Fischen zu vergleichsweise geringen Effekten.

Einleitung

Kunststoffe sind aufgrund ihrer anpassbaren Materialeigenschaften und den dadurch bedingten vielfältigen Einsatzmöglichkeiten zu einem unverzichtbaren Bestandteil unseres täglichen Lebens geworden. Daher steigt die weltweit produzierte Menge an Plastik stetig und belief sich im Jahr 2021 auf rund 390,7 Millionen Tonnen. In Europa lag die Plastikproduktion 2021 bei 57,2 Millionen Tonnen, wovon 23,2% allein zur Deckung des Kunststoffbedarfs in Deutschland benötigt wurden [1].

Zu den Kunststoffen mit den europaweit höchsten Bedarfsmengen zählen Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyvinylchlorid (PVC), Polyurethan (PUR) Polyethylenterephthalat (PET) sowie Polystyrol (PS). Den Hauptabnehmer stellt mit 39,1% die Verpackungsindustrie dar, gefolgt vom Bausektor (21,3%) [1]. Über unterschiedlichste Wege gelangen Kunststoffe in die Umwelt, fragmentieren dort zu immer kleineren Teilchen [2,3] und reichern sich in allen Umweltkompartimenten an, da sie aufgrund ihrer hohen chemischen und thermischen Beständigkeit eine sehr hohe Persistenz aufweisen.

1. Forschungsprojekt zum Vorkommen von Mikroplastik in bayerischen Flüssen und Seen

Um einen ersten Überblick über das Vorkommen von Mikroplastik in bayerischen Gewässern und dessen potenzielle Aus-

wirkung auf Organismen zu erhalten, wurde vom bayerischen Umweltministerium schon im Jahr 2014 das Forschungsprojekt „Orientierende Untersuchungen der Mikroplastikbelastung bayerischer Gewässer sowie Auswirkungen von Mikroplastik auf Organismen“ gefördert, an dem als wissenschaftliche Projektpartner das Landesamt für Umwelt Bayern (LfU) und die Universität Bayreuth beteiligt waren. Zum Startzeitpunkt des Projektes lagen nur wenige, belastbare Untersuchungsergebnisse zum Vorkommen von Mikroplastik in Binnengewässern vor, die aufgrund der Anwendung unterschiedlicher Untersuchungsverfahren kaum miteinander vergleichbar waren. Daher wurde von der Universität Bayreuth im Projekt zuallererst die Entwicklung, Optimierung und Standardisierung von Probenahme-, Probenaufreinigungs- und Analyseverfahren zum Nachweis von Mikroplastik in Gewässerproben vorangetrieben.

Nach einer optimierten Probenaufreinigung [4] kamen abhängig von der Größe der Mikroplastikpartikel unterschiedliche spektroskopische Analysemethoden zum Einsatz. Potentielle Plastikpartikel > 500 µm wurden mit ATR (attenuated total reflection)-FTIR (Fourier-Transformations-Infrarot) Spektroskopie, Partikel < 500 µm mittels FPA (focal plane array detector)-Mikro-FTIR Spektroskopie analysiert [5,6]. Im Verlauf der Untersuchungen wurde zudem auch die SWIR (short wave infrared)-Mikrospektroskopie zur Analyse der Größenfraktion 1mm - 250 µm zur Praxisreife weiterentwickelt und kam bei ausgewählten Proben zum Einsatz [7]. Die detektierten Kunststoffpartikel wurden in fünf verschiedene Formparameter (Fragment, Faser, Folie, Bead, Pellet) eingeteilt und anhand der längsten Ausdehnung vier verschiedenen Größenklassen zugeordnet: Makroplastik (> 5 mm), großes Mikroplastik (5 mm - 1 mm), kleines Mikroplastik I (1000 µm - 300 µm) und kleines Mikroplastik II (< 300 µm - 20 µm). Da die Probenahme im Wasser mit Netzen der Maschenweite 300 µm erfolgte, und somit ein Teil der Partikel < 300 µm die Netzmaschen passieren konnte, wurden für die Größenklasse kleines Mikroplastik II keine voll-quantitativen Daten, sondern nur Mindestmengen bestimmt.

1.1. Makro- und Mikroplastik in bayerischen Flüssen

Im Projekt wurden exemplarisch Donau, Altmühl, Isar und Inn auf Makro- und Mikroplastik hin untersucht. Um unterschiedliche Verteilungsmuster von Mikroplastik im Gewässer

zu erfassen, wurden Proben der Wasseroberfläche, der Gewässersohle sowie des Ufersedimentes analysiert (Tab. 1). Makroplastik (> 5 mm) wurde nur sehr selten detektiert. Hin- gegen wurde in allen untersuchten Gewässern Mikroplastik nachgewiesen. Dabei stellte, unabhängig vom untersuchten Gewässerkompartiment, trotz der nicht vollquantitativen Erfas- sung, sehr kleines Mikroplastik II (< 300 µm – 20 µm) die domi- nierende Größenklasse dar. Die höchsten Partikelzahlen wur- den in Ufersedimentproben detektiert und lagen zwischen 198 und 92.522 Partikeln/m². Auch einzelne Proben aus der Ge- wässersohle wiesen relativ hohe Partikelzahlen auf. Die er- mittelten Konzentrationen lagen zwischen 0,1 und 1.300 Partikeln/m². In oberflächennahen Wasserproben wurden mit Partikelkonzentrationen zwischen 8 und 151 Partikeln/m³ meist deutlich niedrigere Werte ermittelt.

In der Regel wurden die Polymere PE und PP am häufigsten nachgewiesen. An manchen Stellen lag ein heterogeneres Polymerspektrum vor. Ein Großteil der analysierten Partikel lag in Form von Fragmenten vor, an einzelnen Messstellen waren zudem auch Fasern und Folienreste nachweisbar.

Tabelle 1: Analyse von Mikroplastik in Fließgewässern: Anzahl der Proben je Gewässer und Kompartiment; Gesamtzahl von Mikroplastikpartikel aller Größenklassen (5 mm – 20 µm); dar- gestellt sind Minimal- und Maximalkonzentrationen

Gewässer kompartiment		Alt- mühl	Donau	Inn	Isar
Wasser- oberfläche	Anzahl Proben	3	5	6	4
	Anzahl Partikel/m ³	8-72	1-151	9 -105	< 1 - 88
Gewässer- sohle	Anzahl Proben	3	4	5	4
	Anzahl Partikel/m ³	3-17	1-29	18- 1.300	<1-7
Ufer- sediment	Anzahl Proben	-	4	1	3
	Anzahl Partikel/m ²	-	1.019- 92.522	39.876	198- 4.527

1.2. Makro- und Mikroplastik in bayerischen Seen

Die Untersuchungen zum Vorkommen von Makro- und Mikro- plastik in bayerischen Seen erfolgten an den drei Alpenseen Chiemsee, Starnberger See und Ammersee sowie dem Altmühlsee, einem polymiktischen Mittelgebirgssee. Analysiert wurden Proben der Wasseroberfläche, der Wassersäule sowie des Ufer- und Grundsedimentes (Tab. 2).

Makroplastik (> 5 mm) wurde ausschließlich in Ufersediment- proben detektiert. Diese Größenklasse wurde an allen Seen an mindestens einer Messstelle mit Konzentrationen zwischen 14 und 410 Partikeln/m² gefunden.

Im Gegensatz dazu wurde Mikroplastik in allen Gewässerkom- partimenten gefunden. Auch in den Seen stellte sehr kleines Mikroplastik II (300 µm – 20 µm) die dominierende Größen- fraktion dar. Die höchsten Mikroplastikkonzentrationen wurden

im Ufersediment der Seen detektiert. Die an den einzelnen Messstellen ermittelten Konzentrationen variierten jedoch sehr stark. Die höchste gemessene Konzentration lag bei 129.375 Partikeln/m², die niedrigste bei 99 Partikeln/m². Die Grund- sedimentproben enthielten mit Werten zwischen 2.173 und 9.511 Partikeln/m² weniger Mikroplastik als die Ufersediment- proben. Im Vergleich dazu waren die Mikroplastikkonzentra- tionen in den Wasserproben insgesamt gering. In den ober- flächennahen Wasserproben der Seen lagen die Partikel- konzentrationen zwischen < 1 Partikel und maximal 42 Par- tikeln/m³. Die Analyse von Proben aus der Wassersäule ergab mit Konzentrationen zwischen 2 und 44 Partikeln/m³ Werte in einer ähnlichen Größenordnung.

Tabelle 2: Analyse von Mikroplastik in Seen: Anzahl der Proben je Gewässer und Kompartiment; Gesamtzahl von Mikroplastikpartikel aller Größenklassen (5mm – 20 µm); dargestellt sind Minimal- und Maximalkonzentrationen

Gewässer kompartiment		Ammer- see	Chiem- see	Altmühl- see	Starn- berger See
Wasser- oberfläche	Anzahl Proben	3	3	3	3
	Anzahl Partikel/m ³	1-7	4-42	< 1 -14	< 1-7
Wasser- säule	Anzahl Proben	1	1	1	1
	Anzahl Partikel/m ³	10	2	44	12
Ufer- sediment	Anzahl Proben	6	6	4	6
	Anzahl Partikel/m ²	11.261– 129.375	99 – 124.796	736 – 35.934	113 – 81.671
Grund- sediment	Anzahl Proben	1	1	1	1
	Anzahl Partikel/m ²	9.511	9.126	2.291	2.173

Von wenigen Ausnahmen abgesehen, stellten PP und PE in der Summe den Hauptanteil der vertretenen Polymersorten dar. Daneben wurden je nach Gewässer, Messstelle und Gewässerkompartiment auch PET/PES, PS, PVC, PA sowie in sehr geringen Mengen auch PUR, SAN/ABS, PMMA und Lacke identifiziert.

Die überwiegende Mehrzahl der Partikel lag in Form von Fragmenten vor, regelmäßig gefolgt von Fasern. Sehr selten wurden auch Beads und Folienreste detektiert.

2. Auswirkungen von Mikroplastik auf Fische

Um potentiell schädliche Auswirkungen von Mikroplastik auf Fische zu ermitteln, wurde in der ökotoxikologischen Versuchs- anlage des LfU, Dienststelle Wielenbach, unter standardi- sierten Laborbedingungen ein Expositionsversuch mit Regen- bogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) durchgeführt (Abb. 1).



Abb. 1: Ökotoxikologische Versuchsanlage an der Dienststelle Wielenbach des LfU.

Als Testpolymer wurde PVC ausgewählt, da es neben PE und PP einen der am häufigsten produzierten und eingesetzten Kunststoffe darstellt [8] [1] und zudem in Gewässern relativ oft nachgewiesen wird [9,10]. Um exemplarisch auch mögliche Effekte von Additiven zu ermitteln, wurde neben Hart-PVC auch Weich-PVC eingesetzt, welches zu einem Anteil von 30% den Weichmacher DINP (Di-Isononylphthalat) enthielt. Um einen Realitätsbezug herzustellen, wurden keine industriell produzierten PVC-Partikel, sondern durch Vermahlung hergestellte PVC-Mikroplastikfragmente verwendet.

Die Zusammensetzung der Testmischung wurde mittels SPOS (Single Particle Optical Sensing) untersucht. Während das Hart-PVC-Pulver 69 Millionen Partikel/Gramm enthielt, waren es bei Weich-PVC-Pulver 198 Millionen Partikel/Gramm. In beiden Testpulvern wiesen 95% der Partikel eine Größe von kleiner 50 µm auf. Die meisten Partikel hatten einen Durchmesser von 2 µm.

Die chemische Zusammensetzung der PVC-Pulver wurde mit Hilfe von Energiedispersiver Röntgenspektroskopie (EDX)-gekoppelter Rasterelektronenmikroskopie (REM; Phenom ProX (G3), Phenom-World) untersucht. Es wurden die partikeltypischen Elemente Kohlenstoff (C), Sauerstoff (O) sowie Chlor (Cl) nachgewiesen (Abb. 2). In den Weich-PVC-Partikeln wurde zusätzlich Calcium (Ca) detektiert, welches durch den Einsatz Calcium-haltiger Stabilisatoren bei der Herstellung enthalten war.

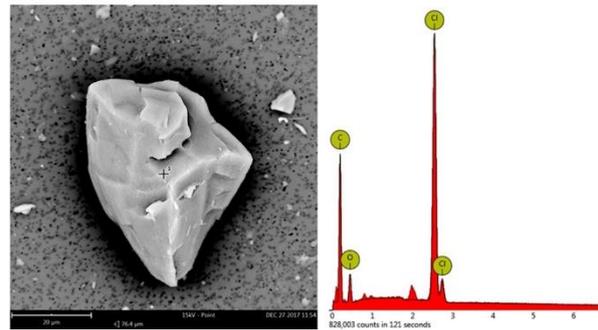


Abb. 2: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme eines Partikels aus Hart-PVC sowie das zugehörige Spektrogramm. Kohlenstoff (C), Sauerstoff (O), Chlor (Cl)

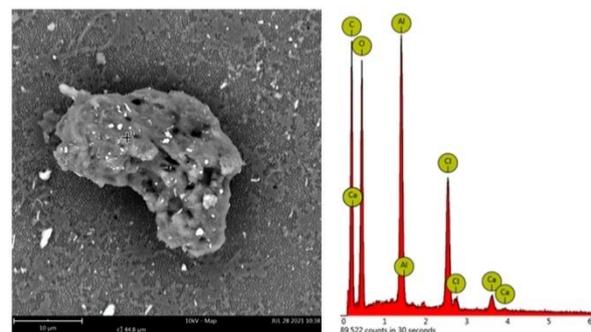


Abb. 3: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme eines Partikels aus Weich-PVC sowie das zugehörige Spektrogramm. Kohlenstoff (C), Sauerstoff (O), Chlor (Cl), Calcium (Ca)

Im Rahmen des Expositionsversuches wurde den Testfischen über einen Zeitraum von 56 Tagen unter kontrollierten Bedingungen Futter verabreicht, dem entweder Hart-PVC oder Weich-PVC zu je 10% zugesetzt war. Die orale Exposition wurde gewählt, da auch bei freilebenden Fischen die Aufnahme von Mikroplastik in erster Linie mit der Nahrung erfolgt. Auf diese Weise erhielten die Fische der Hart-PVC-Gruppe während der gesamten Versuchsphase jeden zweiten Tag etwa 68 Millionen PVC-Partikel pro Fisch. In der Weich-PVC-Gruppe betrug die jeden zweiten Tag oral applizierte Menge ca. rund 192 Millionen PVC-Partikel. Diese PVC-Konzentrationen liegen um mehrere Größenordnungen über der in bayerischen Flüssen und Seen nachgewiesenen Anzahl an PVC-Partikeln. Die verabreichte Menge an PVC wurde absichtlich so hoch gewählt um auch schwache potentielle Effekte zu erfassen.

Während der gesamten Versuchsphase erfolgte eine kontinuierliche Beobachtung der Fische hinsichtlich Futteraufnahme, Verhalten, sowie des Auftretens klinischer Symptome. Im Anschluss an die Exposition wurden die PVC-exponierten Fische sowie die Kontrolltiere einem breiten Spektrum an medizinisch-toxikologischen Untersuchungen unterzogen. Diese umfassten hämatologische, klinisch-chemische und

histopathologische Untersuchungen sowie Biomarker-Analysen.

Die Untersuchung der Versuchsfische ergaben keine Veränderungen hämatologischer sowie klinisch-chemischer Parameter. Es wurden zudem keine pathologischen Organläsionen diagnostiziert. Hingegen wurde eine Beeinflussung ernährungsphysiologischer Parameter in Form einer signifikant verringerten Gewichtszunahme sowie einer Abnahme des Energiespeicherstoffes Glykogen in der Leber bei männlichen und weiblichen Fischen der Weich-PVC-Gruppe beobachtet. Hart-PVC-exponierte männliche Tiere wiesen ebenfalls eine Glykogenentspeicherung der Leber auf. Die Konzentrationen des Biomarkers Hsp70 (Heat shock protein70) im Blut waren sowohl bei männlichen als auch bei weiblichen Fischen der Hart-PVC-Gruppe gegenüber Kontrolltieren signifikant im Sinne einer unspezifischen Stressreaktion erhöht. Darüber hinaus wurde im Blut der Weich-PVC-exponierten, männlichen Fische ein signifikanter Anstieg des zum Nachweis estrogenen Wirkungen eingesetzten Biomarkers Vitellogenin ermittelt.

Diskussion

Die vorliegenden Analysendaten zeigen eine ubiquitäre Präsenz von Kunststoffpartikeln in der aquatischen Umwelt. Dabei lagen die Mikroplastikkonzentrationen in Ufersediment von Flüssen und Seen sowie in Grundsediment von Seen um ein Vielfaches höher als in den untersuchten Wasserproben. Es ist daher davon auszugehen, dass Sedimente Akkumulationszonen bzw. Senken für Mikroplastik darstellen. Diese Annahme wird durch andere Studien an verschiedenen europäischen Seen bestätigt [11,12].

Wie in den oberflächennahen Wasserproben bayerischer Fließgewässer wurden auch in Parallelstudien aus den Bundesländern Baden-Württemberg, Hessen, Rheinland-Pfalz sowie Nordrhein-Westfalen, bei denen ebenfalls die Universität Bayreuth die Analysen durchführte, Mikroplastik an allen Probestellen nachgewiesen - unabhängig davon, ob diese im dichtbesiedelten Ruhrgebiet oder im Voralpenland lagen. Auch hinsichtlich der Partikelzahlen, der vorgefundenen Größenfraktionen, der Polymersorten sowie der Partikelformen ergaben sich vergleichbare Muster [13].

Sowohl in Flüssen als auch in Seen war der Anteil von primärem Mikroplastik, wie z.B. über kommunales Abwasser eingetragene Kunststoffbeads aus Körperpflegeprodukten, sehr gering. Bei der Mehrzahl der nachgewiesenen Partikel handelt es sich um sekundäres Mikroplastik. Am häufigsten waren PP und PE vertreten, die überwiegend in Verpackungen und anderen Wegwerfgegenständen Verwendung finden. Ein Großteil der analysierten Partikel lag zudem in Form von Fragmenten vor, die durch den Zerfall größerer Plastikteile, wie zum Beispiel achtlos am Ufer zurückgelassenem Plastikmüll entstehen.

Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass größerer Kunststoffmüll in den Weltmeeren erhebliche Auswirkungen auf dort lebende Tiere haben kann. Die Frage in wieweit auch Mikroplastik zu schädlichen Auswirkungen bei aquatischen Organismen des Süßwassers führen kann, wird in der Wissenschaft gegenwärtig kontrovers diskutiert [14]. Somit ist eine für Vertreter aller Trophieebenen geltende Risikobewertung mit dem aktuellen Wissensstand und der aktuellen Datenlage nicht möglich [15].

Bei Organismen, die am Anfang der Nahrungskette stehen, wie z.B. *Daphnia magna*, wurden negative Effekte durch Mikroplastik in Form reduzierter Wachstums- und Reproduktionsraten, Immobilisation und Mortalität beobachtet [16,17]. In Bezug auf Fische, als Vertreter einer höheren Trophieebene, mehren sich Studienergebnisse, denen zufolge auch hohe Konzentrationen von Mikroplastik unter experimentellen Bedingungen nur geringe Effekte hervorrufen [18–21].

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie sprechen ebenfalls dafür, dass eine Verabreichung von PVC-Partikeln in einer Konzentration, die um Größenordnungen über den in Gewässern nachgewiesenen Partikelzahlen lag, keine negativen Folgen für die Fischgesundheit zur Folge hat. Die beobachteten Effekte beschränkten sich auf eine Beeinflussung ernährungsphysiologischer Parameter insbesondere bei Weich-PVC-exponierten Tieren. Bei männlichen Individuen dieser Gruppe wurden zudem Hinweise auf einen Einfluss des in Weich-PVC enthaltenen, schwach estrogen wirkenden Weichmachers DINP ermittelt. Bei Fischen der Hart-PVC-Gruppe waren Anzeichen für das Vorliegen einer unspezifischen Stressreaktion nachweisbar.

Eine generelle Entwarnung ist aus diesen Ergebnissen jedoch nicht abzuleiten. So können z.B. Mikroplastik-bedingte Effekte auf Gewässerorganismen, die am Anfang der Nahrungskette stehen, zusätzlich durch ein geringeres Nahrungsangebot zu einem Energiedefizit bei Fischen in den Gewässern führen.

Auch ist zu beachten, dass Mikroplastik eine sehr heterogene Gruppe von Partikeln unterschiedlicher Polymersorten, Größen, Formen, mit unterschiedlichen Alterungsstadien und mit diversen Inhaltsstoffen darstellt. Aus diesem Grund ist mit unterschiedlichsten Effekten zu rechnen. Im Sinne des Vorsorgeprinzips sollte daher der Eintrag in die Umwelt und Gewässer möglichst vermieden werden [22].

In Zukunft sind bei einer zusätzlichen Belastung durch eine Vielzahl weiterer Stressoren in den Gewässern, darunter chemische Verbindungen, Krankheitserreger sowie Folgen des Klimawandels negative Auswirkungen auf die Fischgesundheit nicht auszuschließen.

Literatur

- [1] PlasticsEurope (2022). Plastics - The Facts 2022. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>.
- [2] Menzel, T., Meides, N., Muel, A., Mansfeld, U., Kretschmer, W., Kuhn, M., Herzig, E. M., Altstädt, V., Strohmriegl, P., Senker, J., Ruckdäschel, H. (2022). Degradation of low-density polyethylene to nanoplastic particles by accelerated weathering. *The Science of the Total Environment* **826**, 154035.
- [3] Meides, N., Menzel, T., Poetzschner, B., Löder, M. G. J., Mansfeld, U., Strohmriegl, P., Altstaedt, V., Senker, J. (2021). Reconstructing the environmental degradation of polystyrene by accelerated weathering. *Environmental Science & Technology* **55/12**, 7930–7938.
- [4] Löder, M. G. J., Imhof, H. K., Ladehoff, M., Löschel, L. A., Lorenz, C., Mintenig, S., Piehl, S., Primpke, S., Schrank, I., Laforsch, C., Gerdt, G. (2017). Enzymatic purification of microplastics in environmental samples. *Environmental Science & Technology* **51/24**, 14283–14292.
- [5] Löder, M. G. J., Gerdt, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In: *Marine Anthropogenic Litter*. Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.). Springer International Publishing, Cham, 201–227.
- [6] Löder, M. G. J., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C., Gerdt, G. (2015). Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry* **12/5**, 563.
- [7] Schmidt, L. K., Bochow, M., Imhof, H. K., Oswald, S. E. (2018). Multi-temporal surveys for microplastic particles enabled by a novel and fast application of SWIR imaging spectroscopy - Study of an urban watercourse traversing the city of Berlin, Germany. *Environmental Pollution* **239**, 579–589.
- [8] Espinosa, C., Cuesta, A., Esteban, M. Á. (2017). Effects of dietary polyvinylchloride microparticles on general health, immune status and expression of several genes related to stress in gilthead seabream (*Sparus aurata* L.). *Fish & Shellfish Immunology* **68**, 251–259.
- [9] Heß, M., Diehl, 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. Teil 1: Kunststoffpartikel in der oberflächennahen Wasserphase.
- [10] Schwaiger, J., Diehl, P., Heß, M., Kreimes, K., Mayer, J., Rahm, H., Reifenhäuser, W., Koschorreck, J. (2016). Monitoring activities for plastics in rivers and lakes in Germany. *Proceedings EU-Conference*, 21.-22.06.2016, UBA, Berlin, pp. 22-27.
- [11] Fischer, E. K., Paglialonga, L., Czech, E., Tamminga, M. (2016). Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments - A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environmental Pollution* **213**, 648–657.
- [12] Imhof, H. K., Wiesheu, A. C., Anger, P. M., Niessner, R., Ivleva, N. P., Laforsch, C. (2018). Variation in plastic abundance at different lake beach zones - A case study. *The Science of the Total Environment* **613-614**, 530–537.
- [13] Schrank, I., Löder, M. G. J., Imhof, H. K., Moses, S. R., Heß, M., Schwaiger, J., Laforsch, C. (2022). Riverine microplastic contamination in southwest Germany: A large-scale survey. *Frontiers in Earth Science* **10**.
- [14] Bucci, K., Tulio, M., Rochman, C. M. (2020). What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. *Ecological Applications* **30/2**, e02044.
- [15] Bucci, K., Rochman, C. M. (2022). Microplastics: a multidimensional contaminant requires a multidimensional framework for assessing risk. *Microplastics & Nanoplastics* **2/1**.
- [16] Rehse, S., Kloas, W., Zarfl, C. (2016). Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*. *Chemosphere* **153**, 91–99.
- [17] Martins, A., Guilhermino, L. (2018). Transgenerational effects and recovery of microplastics exposure in model populations of the freshwater cladoceran *Daphnia magna* Straus. *The Science of the Total Environment* **631-632**, 421–428.
- [18] Bunge, A., Lugert, V., McClure, M., Kammann, U., Hanel, R., Scharsack, J. P. (2022). Less impact than suspected: Dietary exposure of three-spined sticklebacks to microplastic fibers does not affect their body condition and immune parameters. *The Science of the Total Environment* **819**, 153077.
- [19] Bunge, A., Kammann, U., Scharsack, J. P. (2021). Exposure to microplastic fibers does not change fish early life stage development of three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *Microplastics & Nanoplastics* **1/1**.
- [20] Schmiege, H., Burmester, J. K., Kraus, S., Ruhl, A. S., Tisler, S., Zwiener, C., Köhler, H.-R., Triebkorn, R. (2020). Interacting effects of polystyrene microplastics and the antidepressant amitriptyline on early life stages of brown trout (*Salmo trutta f. fario*). *Water* **12/9**, 2361.
- [21] Schmiege, H., Kraus, S., Kübler, K., Ruhl, A. S., Schmidgall, I. M., Zwiener, C., Köhler, H.-R., Triebkorn, R. (2022). Effects of the antidepressant amitriptyline on juvenile brown trout and their modulation by microplastics. *Toxics* **10/12**.
- [22] Ramsperger, A. F. R. M., Jasinski, J., Völkl, M., Witzmann, T., Meinhart, M., Jérôme, V., Kretschmer, W. P., Freitag, R., Senker, J., Fery, A., Kress, H., Scheibel, T., Laforsch, C. (2022). Supposedly identical microplastic particles substantially differ in their material properties influencing particle-cell interactions and cellular responses. *Journal of Hazardous Materials* **425**, 127961.

Korrespondenzadresse

Dr. Julia Schwaiger
 Bayerisches Landesamt für Umwelt
 Demollstr. 31
 82407 Wielenbach
 Email: julia.schwaiger@lfu.bayern.de