

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



Bayerisches Landesamt für
Umwelt



Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen



Rheinland-Pfalz
LANDESAMT FÜR UMWELT



UNIVERSITÄT
BAYREUTH

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

Karlsruhe, Augsburg, Wiesbaden, Recklinghausen, Mainz 2018

IMPRESSUM

Herausgeber	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, www.lubw.baden-wuerttemberg.de Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg, www.lfu.bayern.de Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG), Rheingaustraße 186, 65203 Wiesbaden, www.hlnug.de Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen, www.lanuv.nrw.de Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU RLP), Kaiser-Friedrich-Str. 7, 55116 Mainz, https://lfu.rlp.de/
Projektpartner	Universität Bayreuth (UBT), Lehrstuhl Tierökologie I Universitätsstraße 30, 95447 Bayreuth, http://www.bayceer.uni-bayreuth.de/toek1/
Autoren	Maren Heß (LANUV), Dr. Peter Diehl (LfU RLP), Dr. Jens Mayer (HLNUG), Dr. Harald Rahm (LANUV), Dr. Werner Reifenhäuser (LfU), Jochen Stark (LUBW) und Dr. Julia Schwaiger (LfU)
Projektbearbeitung (Probenahmen, Probenprozessierung, Analytik, Bereitstellung Rohdaten)	Prof. Dr. Christian Laforsch, Dr. Martin Löder, Dr. Hannes Imhof, Isabella Schrack (alle Universität Bayreuth)
Fachredaktion	Maren Heß (LANUV), Dr. Julia Schwaiger (LfU) Für die Inhalte in den Kapiteln zu bundeslandspezifischen Ergebnissen liegt die Verantwortung im jeweiligen Bundesland.
Redaktion	Andrea Mense (LANUV)
Layout	Isabell Heckmann (LANUV)
Titelbild	LANUV

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung der Herausgeber gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

Liebe Leserinnen und Leser,

Kunststoffe sind aufgrund ihrer vielfältigen Einsatzmöglichkeiten zu einem unverzichtbaren Bestandteil unseres Alltags geworden. Die Verschmutzung der Weltmeere durch Kunststoffmüll ist seit Jahrzehnten bekannt. Erst seit wenigen Jahren erfährt auch das Thema „(Mikro)Plastik in Binnengewässern“ zunehmend Aufmerksamkeit in Wissenschaft, Politik und Öffentlichkeit. Obwohl Flüsse schon lange als Eintragspfad für (Mikro)Plastik in marine Ökosysteme diskutiert werden, erfolgen systematische Untersuchungen in Fließgewässern erst in jüngerer Zeit. Entsprechend gibt es noch keine einheitlichen Analyseverfahren, so dass die bisher verfügbaren Daten in der Regel nicht vergleichbar sind.

Um einen Überblick zum Vorkommen von Mikroplastik in deutschen Binnengewässern zu erhalten, wurden im Auftrag der jeweiligen Umweltministerien durch die LUBW, das LfU Bayern, das HLNUG, das LANUV Nordrhein-Westfalen sowie das LfU Rheinland-Pfalz orientierende Untersuchungen zum Vorkommen von Plastikpartikeln in Binnengewässern durchgeführt. Die Vergleichbarkeit der Daten wurde dadurch gewährleistet, dass die Durchführung der Probenahmen und Analysen bei allen Messprogrammen nach einheitlichen Methoden durch die Universität Bayreuth erfolgte.

Der vorliegende Bericht fasst die bisherigen Untersuchungsergebnisse zum Vorkommen von Mikroplastik an der Wasseroberfläche ausgewählter deutscher Fließgewässer zusammen und bewertet diese. Das länderübergreifende Untersuchungsprogramm stellt mit 52 Messstellen in zwei großen Flussgebieten (Rhein und Donau) eines der umfangreichsten Messprogramme in Binnengewässern dar. Mit der Analyse von mehr als 19.000 Objekten, von denen 4.335 eindeutig als Kunststoffteilchen identifiziert und hinsichtlich Polymertyp, Größe und Form charakterisiert wurden, liegt nun einer der größten vergleichbaren Datensätze zu Mikroplastik in Fließgewässern vor.

Mit diesem Bericht geben wir einen ersten Überblick über die Mikroplastikbelastung von Binnengewässern. Gleichzeitig ist er eine wichtige Entscheidungsgrundlage für die Entwicklung zukünftiger Monitoring-Strategien.

Wir danken allen an dem Untersuchungsprogramm Beteiligten für das Engagement und die Kooperationsbereitschaft.



Eva Bell
Präsidentin der Landesanstalt
für Umwelt Baden-Württemberg



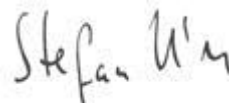
Claus Kumutat
Präsident des Bayerischen
Landesamtes für Umwelt



Prof. Dr. Thomas Schmid
Präsident des Hessischen
Landesamtes für Naturschutz,
Umwelt und Geologie



Dr. Thomas Delschen
Präsident des Landesamtes für Natur, Umwelt
und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen



Dr.-Ing. Stefan Hill
Präsident des Landesamtes für Umwelt
Rheinland-Pfalz

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	5
Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	6
Abkürzungsverzeichnis.....	8
1 Hintergrund.....	9
1.1 Mikroplastik – Definition und Herkunft	9
1.2 Mikroplastik – mögliche Auswirkungen.....	12
1.3 Ziel der Untersuchungen in den Bundesländern.....	12
2 Messprogramm.....	14
2.1 Beprobung der Wasseroberfläche.....	17
2.2 Nachweisverfahren für Plastikpartikel in Umweltproben	18
2.3 Ermittelte Parameter und Verfahrensunsicherheiten	19
3 Ergebnisse und Diskussion nach Flussgebieten	22
3.1 Allgemein.....	22
3.2 Rhein und ausgewählte Nebengewässer	26
3.2.1 Bodensee, Hochrhein und südlicher Oberrhein (Messprogramm Baden- Württemberg).....	31
3.2.2 Nördlicher Oberrhein und Mittelrhein (Messprogramm Hessen und Rheinland-Pfalz)	34
3.2.3 Nördlicher Mittelrhein und Niederrhein (Nordrhein-Westfalen)	39
3.2.4 Zusammenfassung und Interpretation der Messprogramme im Einzugsgebiet Rhein	44
3.3 Neckar und ausgewählte Nebengewässer	45
3.4 Donau und ausgewählte Nebengewässer	52
3.5 Weser	59
4 Interpretation und Bewertung der Ergebnisse unter Berücksichtigung des aktuellen Wissensstandes	61
4.1 Zentrale Aussagen des Pilotprojektes	61
4.2 Interpretationsansätze und deren Grenzen	62
4.3 Ergebnisse im Vergleich mit internationalen Studien.....	64
4.4 Bewertung.....	71
5 Fazit und Ausblick	73
6 Zusammenfassung	77
Anhang I: Messstellen Informationen, Anzahl und Charakterisierung der erfassten Partikel	84

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildung 1:	Primäres Mikroplastik.	10
Abbildung 2:	Auf dem Weg zum sekundären Mikroplastik.	10
Abbildung 3:	Messstellennetz für die oberflächennahe Probenahme.....	16
Abbildung 4:	Beprobung der Wasseroberfläche	17
Abbildung 5:	FTIR-Spektroskopie.....	19
Abbildung 6:	Übersichtskarte zum Vorkommen und der Größenverteilung von Plastikpartikeln in süd- und westdeutschen Binnengewässern	23
Abbildung 7:	Beispiele aufgefundener <i>Makroplastik</i> partikel (>5 mm).	24
Abbildung 8:	Beispiele aufgefundener Partikel der Größenklasse <i>großes Mikroplastik</i> (1 - 5 mm).	25
Abbildung 9:	Beispiele aufgefundenen Partikel der Größenklasse <i>kleines</i> <i>Mikroplastik</i>	25
Abbildung 10:	Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche der neun Rheinmessstellen [Partikel/m ³].	27
Abbildung 11:	Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Rheins und ausgewählter Nebengewässer [Partikel/m ³].	28
Abbildung 12:	Prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche des Rheins und ausgewählter Nebengewässer.....	29
Abbildung 13:	Prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des Rheins und ausgewählter Nebengewässer.....	30
Abbildung 14:	Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Bodensees, Hochrheins und südlichen Oberrheins	31
Abbildung 15:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche des südlichen Oberrheins.	32
Abbildung 16:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des südlichen Oberrheins.	33
Abbildung 17:	Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Mains, Rheins und der Mosel [Partikel/m ³]	35
Abbildung 18:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche ausgewählter Messstellen des Mains, Rheins und der Mosel.	36
Abbildung 19:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des Mains, Rheins und der Mosel.	37
Abbildung 20:	Versuch einer Frachtabschätzung	38
Abbildung 21:	Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche der größeren Zuflüsse des Niederrheins [Partikel/m ³].....	39
Abbildung 22:	Messstellen an der Ruhrmündung	41

Abbildung 23:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche ausgewählter Messstellen in Ruhr und Rhein.	42
Abbildung 24:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche ausgewählter Messstellen an Ruhr, Emscher und Rhein.....	43
Abbildung 25:	Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Neckars.....	46
Abbildung 26:	Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Neckars und ausgewählter Nebengewässer [Partikel/m ³].....	47
Abbildung 27:	Prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche des Neckars und ausgewählter Nebengewässer.....	48
Abbildung 28:	Prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des Neckars und ausgewählter Nebengewässer.....	49
Abbildung 29:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche im Mittellauf des Neckars.	50
Abbildung 30:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche im Mittellauf des Neckars.	51
Abbildung 31:	Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche der Donau und ausgewählter Nebengewässer [Partikel/m ³].....	53
Abbildung 32:	Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche der Donau und ausgewählter Nebengewässer.....	54
Abbildung 33:	Prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche der Donau und ausgewählter Nebengewässer.	55
Abbildung 34:	Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche des Inn 2016.....	56
Abbildung 35:	Prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche der Donau und ausgewählter Nebengewässer.	57
Abbildung 36:	Prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des Inn 2016.	58
Abbildung 37:	Plastikpartikel an der Wasseroberfläche an einer Messstelle an der Weser.....	60
Tabelle 1:	Untersuchte Gewässerkompartimente und Anzahl Messstellen in den einzelnen Bundesländern.....	15
Tabelle 2:	Einteilung der Größenklassen.	20
Tabelle 3:	Charakterisierte Partikel-Formen.....	21
Tabelle 4:	Vergleichbare internationale Mikroplastik-Studien.	69

Abkürzungsverzeichnis

ATR-FTIR-Spektroskopie	Attenuated Total Reflectance basierte FTIR-Spektroskopie
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
EZG	(Fluss-) Einzugsgebiet
FPA-FTIR-Spektroskopie	Focal Plane Array basierte FTIR-Spektroskopie
FTIR-Spektroskopie	Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid
HE	Hessen
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LfU RLP	Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz
LUBW	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
GC/MS	Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
MP	Mikroplastik
MQ	Mittlerer Abfluss eines Fließgewässers
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
NBR	Nitrilkautschuk
NRW	Nordrhein-Westfalen
PA	Polyamid
PAN	Polyacrylnitril
PE	Polyethylen
PET/PES	Polyethylenterephthalat/Polyester
PMMA	Polymethylmethacrylat
POP	Persistent organic pollutants
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PUR	Polyurethan
PVA	Polyvinylacetat
PVC	Polyvinylchlorid
RP	Rheinland-Pfalz
SAN/ABS	Styrol-Acrylnitril-Copolymere / Acrylnitril-Butadien-Styrol

1 Hintergrund

Plastik ist zum Sammelbegriff für synthetisch hergestellte, polymere Kunststoffverbindungen unterschiedlicher chemischer Eigenschaften geworden. Kunststoffe sind aufgrund ihrer flexiblen Materialeigenschaften und vielfältigen Einsatzmöglichkeiten nicht mehr aus unserem Alltag wegzudenken. So nützlich Kunststoffe im täglichen Leben, z. B. als Bestandteil in medizinischen oder technischen Produkten auch sind, in der Umwelt können sie zu erheblichen Problemen führen. Durch unsachgemäße Handhabung oder Entsorgung können Kunststoffe in die aquatische Umwelt gelangen und dort aufgrund ihrer meist geringen Abbaubarkeit lange Zeit verbleiben. Generell finden sich in Gewässern neben großen, mit dem bloßen Auge sichtbaren Plastikteilen (*Makroplastik*) auch mikroskopisch kleine Partikel – das sogenannte Mikroplastik.

Das Thema Mikroplastik findet in den letzten Jahren verstärkt in den Medien und der breiten Öffentlichkeit Beachtung. Der Grund hierfür sind veröffentlichte Studien zu Mikroplastik-Funden in Gewässern, in Wasserorganismen und sogar in Trinkwasser. Die Interpretation solcher Berichte ist teilweise schwierig, da die Untersuchungsergebnisse aufgrund der angewandten unterschiedlichen Untersuchungsverfahren häufig nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Dies betrifft sowohl die Technik der Probenahme, die Probenaufbereitung wie auch die Nachweismethode selbst. Um einen ersten Überblick über das Vorkommen von Mikroplastik in Binnengewässern zu erhalten, haben insgesamt **fünf Bundesländer**, Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz Untersuchungsprogramme initiiert. Eine länderübergreifende methodische Vergleichbarkeit der Daten ist gewährleistet, da die Probenahme und Analyse von Mikroplastikpartikeln in allen Bundesländern durch den gleichen Projektpartner, der Universität Bayreuth, Lehrstuhl Tierökologie (AG Prof. Dr. C. Laforsch), durchgeführt wurde.

1.1 Mikroplastik – Definition und Herkunft

Der Begriff „Mikroplastik“ bezeichnet gemeinhin Kunststoffteile unterschiedlicher Polymerzusammensetzung, die kleiner als 5 mm sind (JRC 2013; HIDALGO-RUZ et al. 2012). Tatsächlich gibt es bislang keine allgemeingültige Definition für Mikroplastik, die eine untere Größenabgrenzung oder bestimmte Polymertypen und -eigenschaften festlegt (DUIS & COORS 2016, BRENNHOLT et al. 2018). Entsprechend viele Materialien fallen unter diesen Begriff, die sich aufgrund ihrer spezifischen Materialeigenschaften in der Umwelt unterschiedlich verhalten und sich möglicherweise auch hinsichtlich ihrer Wirkung auf Organismen unterscheiden. Aufgrund der unterschiedlichen Entstehung wird zwischen primärem und sekundärem Mikroplastik differenziert.

Primäres Mikroplastik umfasst Kunststoffpartikel, die gezielt in Größenklassen unter 5 mm hergestellt werden. Die industriell gefertigten Partikel werden in einer Vielzahl von Reinigungsmitteln und kosmetischen Produkten wie z. B. Hautpeelings, aber auch in Pulverlacken und Schleifmitteln verwendet (Abbildung 1). Der Eintrag in die Umwelt erfolgt häufig über den Abwasserpfad. Handelt es sich um perfekt runde Kügelchen, wie sie häufig in Kosmetikprodukten zu finden sind, spricht man von sogenannten Microbeads (Abbildung 1A). Als Schleifmittel (auch in Peelings) werden unregelmäßig geformte, feine Granulate eingesetzt (Abbildung 1C). Sogenannte Pellets (Abbildung 1B) finden keine direkte Anwendung. Sie

sind das Rohmaterial zur Herstellung von größeren Kunststoffprodukten, z. B. in Spritzgussverfahren. Deren Eintrag in die Umwelt erfolgt hauptsächlich durch unbeabsichtigten Verlust bei Transport und Lagerung.

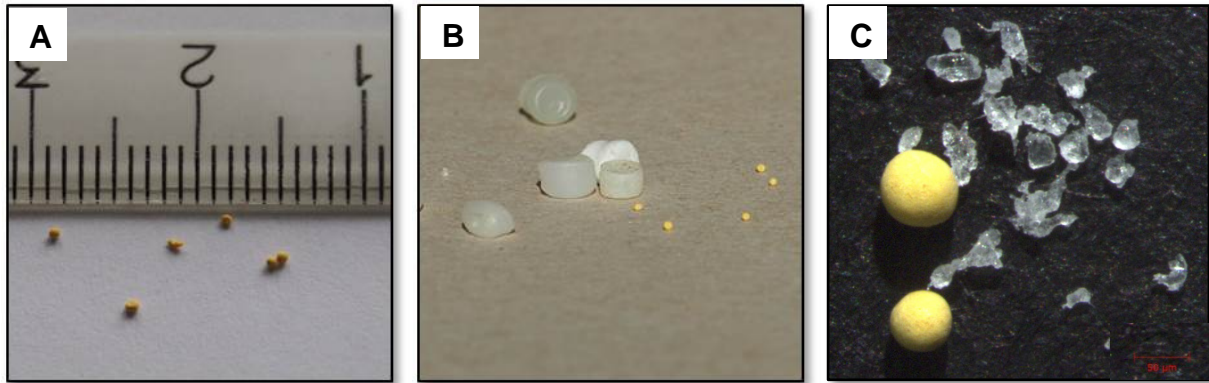


Abbildung 1: Primäres Mikroplastik. **(A)** Microbeads, die vorwiegend in Kosmetikprodukten und Reinigungsmitteln eingesetzt werden. **(B)** Rohpellets zur Herstellung von größeren Kunststoffprodukten (weiß) im Größenvergleich zu Microbeads (gelb, wie A). **(C)** Primäres Mikroplastik aus Kosmetikprodukten. Vergleich zwischen runden Microbeads (gelb, wie A) und unregelmäßig geformten Partikeln, die als Abrasiva in Peeling-Produkten eingesetzt werden. Bildquelle: LANUV

Sekundäres Mikroplastik entsteht durch den Zerfall größerer Plastikteile, wie z. B. Plastiktüten oder Plastikflaschen, die durch eine unsachgemäße Entsorgung in die Umwelt gelangen. Durch Umwelteinflüsse, wie UV-Strahlung oder mechanische Einwirkung, zerfällt dieser Plastikmüll in immer kleinere Einzelteile (Abbildung 2 A+B) bis schließlich Mikroplastik (< 5 mm) entsteht. Der Eintrag von sekundärem (Mikro)plastik erfolgt zu großen Teilen über diffuse Pfade.

Fasern werden (abhängig vom jeweiligen Autor) meist zum sekundären Mikroplastik gezählt. Sie lösen sich z. B. beim Waschen von Synthetik-Kleidung heraus und können wiederum über den Abwasserpfad in Gewässer gelangen (Abbildung 2C).

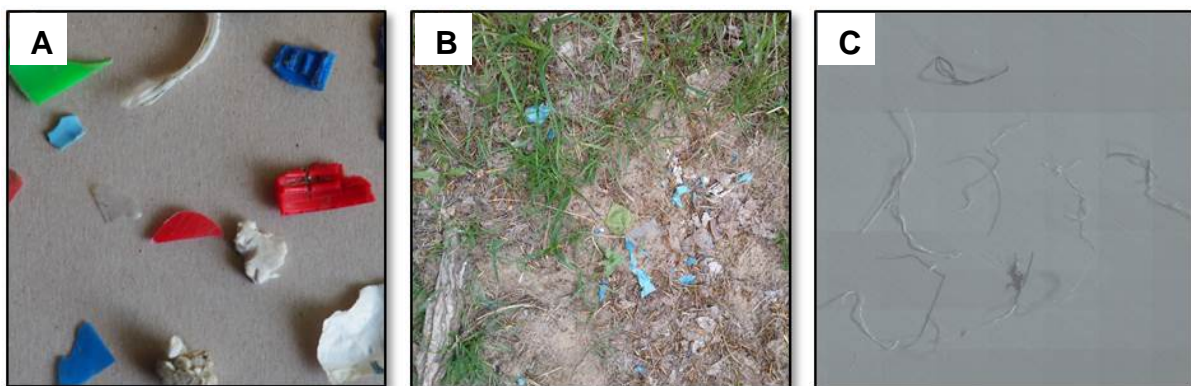


Abbildung 2: Auf dem Weg zum sekundären Mikroplastik. **(A+B)** Entstanden durch den Zerfall größerer Kunststoffprodukte. **(C)** Textilfasern, die sich aus synthetischen Geweben (z. B. Kleidung) lösen. Bildquelle: LANUV

Neben der Frage nach einer geeigneten Größenuntergrenze müssen weitere Punkte diskutiert werden, um zu einer allgemein anerkannten Definition von Mikroplastik zu finden. So ist z. B. bislang nicht abschließend geklärt, ob der Gummiabrieb von Reifen dem Mikroplastik zugeordnet werden sollte. Die Entscheidung hätte signifikante Auswirkungen auf die Angabe von Gesamt-Mikroplastikkonzentrationen. In vorliegender Studie konnten, bedingt durch die Messtechnik, keine Partikel aus Reifenabrieb analysiert werden.

Weltweit werden jährlich weit über 300 Mio. Tonnen Plastik hergestellt – Tendenz steigend (PLASTICSEUROPE 2011, 2015, 2017). Allein in Europa¹ lag der Plastikbedarf 2016 bei 49,9 Mio. Tonnen² (PLASTICSEUROPE 2017). Der Hauptanteil wurde in Europa für Verpackungen (39,9 %) und Baumaterialien (19,7 %) verwendet. Auch in der Automobil- und Elektroindustrie (10 bzw. 6,2 %) sowie der Landwirtschaft (3,3 %) wurden große Kunststoffmengen eingesetzt. Entsprechend ihrer Verwendung waren die Marktanteile der verschiedenen Kunststoffpolymere unterschiedlich hoch. Der höchste Anteil entfiel auf Polyethylen (PE, 29,8 %) und Polypropylen (PP, 19,3 %), die häufig für Lebensmittelverpackungen verwendet werden. Es folgten Polyvinylchlorid (PVC, 10 %) und Polyurethan (PUR, 7,5 %), die vor allem im Bau-sektor, z. B. in Bodenbelägen, Rohren oder Dämmplatten eingesetzt werden. Ähnliche Marktanteile hatten auch die Verpackungsmaterialien Polyethylenterephthalat (PET, 7,4 %, Getränkeflaschen) und Polystyrol (PS, 6,7 %, z. B. Kunststoffbecher, Verpackung) im Jahr 2016 (Angaben aus PLASTICSEUROPE 2017; Die Marktanteile haben sich in den letzten Jahren zwar leicht verändert, können aber trotzdem als Vergleichsgröße für den Probenahmezeitraum angesehen werden (PLASTICSEUROPE 2011, 2015, 2017).

Von den 2016 angefallenen 27,1 Millionen Tonnen Plastikabfall in Europa, wurden 31,1 % recycelt und 41,6 % einer Energiegewinnung zugeführt. 27,3 % wurden deponiert (PLASTICSEUROPE 2017). Der Anteil unsachgemäß entsorgter Plastikabfälle ist nicht bekannt. Ebenso ist die Menge von in den Abwasserpfad eingebrachtem Mikroplastik (z. B. aus Kosmetikprodukten, Abrieb etc.) unbekannt. Erste Untersuchungen an Kläranlagen zeigen jedoch, dass Mikroplastik dort nicht vollständig zurückgehalten werden kann (MINTENIG et al. 2017). Auf welchen Wegen Mikroplastik darüber hinaus in die aquatische Umwelt gelangt, ob und wie ein Transport über die Fließgewässer erfolgt, bzw. ob und wo sich die Partikel ablagern, ist Gegenstand aktueller Untersuchungen (z. B. Fördermaßnahmen des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, BMBF³). Beispielsweise kann sich durch die Bildung von Biofilmen auf Mikroplastikpartikeln deren spezifische Dichte ändern, was Einfluss auf ihre Verteilung im Gewässer hat. Die Verteilung der Mikroplastikpartikel in den verschiedenen Gewässerkompartimenten lässt sich deshalb nicht voraussagen, sondern muss anhand von Untersuchungen an realen Umweltproben überprüft werden.

¹ 28 EU-Staaten plus Norwegen und Schweiz

² Die Angaben umfassen nicht alle Kunststoffe. Details in PLASTICSEUROPE (2017), zum Download unter: <http://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/plastics-facts-2017>

³ Fördermaßnahme „Plastik in der Umwelt, Quellen, Senken, Lösungsansätze“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). https://www.fona.de/mediathek/pdf/2017_Plastik-in-der-Umwelt_Verbundprojekte_Umweltforum.pdf [20.12.2017]

1.2 Mikroplastik – mögliche Auswirkungen

Im Verhältnis zu seinen vielfältigen Anwendungsbereichen und den hohen Produktionszahlen gibt es deutliche Wissensdefizite über mögliche Auswirkungen von (Mikro)Plastik auf die Umwelt.

Es gilt mittlerweile als erwiesen, dass zahlreiche Organismengruppen (Säuger, Vögel, Fische, Weichtiere, Insekten, Krebstiere u.v.a.) Mikroplastik aufnehmen. Zu möglichen Auswirkungen der Aufnahme von Mikroplastik besteht dagegen noch erheblicher Forschungsbedarf. Neben direkten Auswirkungen, wie z. B. mechanischen Schädigungen, werden auch indirekte Effekte von Mikroplastik diskutiert. So werden den Kunststoffen je nach Produktanforderung Additive, wie z. B. Weichmacher, Flammschutz- oder UV-Schutzmittel zugesetzt, die wiederum negative Effekte bei Organismen hervorrufen können. Verschiedene Autoren diskutieren auch eine verstärkte Anreicherung persistenter organischer Verbindungen (POP) an der Oberfläche von Mikroplastikpartikeln. Diese könnten sich bei einer Aufnahme der mit POP „beladenen“ Partikel dann als zusätzliche Stressoren auf die Organismen auswirken (TEUTEN et al. 2009; ROCHMAN et al. 2013).

Der experimentelle Nachweis von Effekten auf Organismen gestaltet sich zum Teil schwierig, insbesondere da allgemein anerkannte Test- und Bewertungsverfahren fehlen (RIST & HARTMANN 2018). In einzelnen Studien werden negative Effekte von Mikroplastik auf Gewässerorganismen aufgezeigt (MOOS et al. 2012; BROWNE et al. 2008, LU et al. 2016, REHSE et al. 2016, OGNOWSKI et al. 2016). Jedoch werden in diesen Laborstudien meist extrem hohe Konzentrationen eingesetzt, die um ein Vielfaches über den durchschnittlich gemessenen Umweltkonzentrationen liegen. Damit sollen *Worst-Case-Szenarien* abgebildet werden, wie es auch in Tests zur Risikobewertung von Chemikalien üblich ist. Aussagen darüber, wie sich die aktuellen Umweltkonzentrationen auf Organismen auswirken, können darüber nicht getroffen werden. Aufgrund mangelnder Untersuchungen mit umweltrelevanten Konzentrationen können Effekte aber auch nicht ausgeschlossen werden. Auch eine Aufnahme von Mikroplastik aus der aquatischen Umwelt durch den Menschen kann letztlich nicht ausgeschlossen werden (z. B. Fisch- und Muschelverzehr).

Weitere Informationen zum Thema Mikroplastik sind über die Homepages der jeweiligen Landesämter abrufbar.⁴

1.3 Ziel der Untersuchungen in den Bundesländern

Bislang wurde (Mikro)Plastik als ein marines Umweltproblem betrachtet, da die Meere eine wesentliche Senke für den Plastikmüll darstellen. Erst in jüngster Zeit werden auch Fließgewässer nicht mehr nur als potentielle Eintragspfade in marine Systeme diskutiert, sondern gezielt hinsichtlich ihrer Belastung mit Mikroplastikpartikeln untersucht. Schätzungen nach werden etwa 80 % der Plastikpartikel im Meer über Flüsse eingetragen (COLE et al. 2011).

⁴ LfU Bayern: http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/mikroplastik/index.htm

LUBW: <http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/254486/>

LANUV NRW: https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/wasser/wasserrahmenrichtlinie/gewaesserueberwachung/mikroplastik_in_binnengewassern

LfU Rip: <http://213.139.159.59/broker.jsp?uMen=02770a93-6733-1641-2a22-b543defa5a20>

HLNUG: <https://www.hlnug.de/?id=11242>

Trotzdem ist bisher wenig über die Größenordnung der Mikroplastikeinträge über die Flüsse sowie über Quellen und Eintragspfade bekannt. Neben ersten orientierenden Daten über das Vorkommen von Mikroplastik in deutschen Binnengewässern sollen die Pilotprojekte aus den fünf Bundesländern einen Beitrag zur Klärung dieser bisher offenen Punkte leisten. Damit wird bereits jetzt auf die europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, EU 2008) reagiert, die eine Analyse von Abfällen in der Meeresumwelt vorsieht. Mit Beschluss 2010/477/EU fallen darunter auch Mikroplastik-Partikel.

Die gemeinsamen Ziele der Untersuchungsprogramme lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Orientierende Untersuchungen zur Verbreitung von Mikroplastik in Fließgewässern über ein großes Gebiet mit vergleichbaren Methoden
- Weiterentwicklung und Optimierung eines einheitlichen Nachweisverfahrens zur schnellen und sicheren Identifikation von Mikroplastikpartikeln als Grundvoraussetzung für ein standardisiertes Monitoring-Konzept
- Qualitative und quantitative Analysen von Mikroplastikpartikeln in unterschiedlichen Gewässerkompartimenten von Fließgewässern
- Vergleich verschiedener Einflussgrößen (z. B. Gewässergröße, Einzugsgebiet, Abwasseranteil) auf das Vorkommen von Mikroplastik in Fließgewässern.

2 Messprogramm

Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse aller fünf Bundesländer zu gewährleisten und ein einheitliches Bild zum Vorkommen von Mikroplastik in Süd- und Westdeutschland zu erhalten, wurde als gemeinsamer Kooperationspartner die Universität Bayreuth mit der Durchführung der Probenahme sowie dem Nachweis von Mikroplastikpartikeln in Gewässerproben beauftragt.

Über alle fünf beteiligten Bundesländer wurde in einem gut vergleichbaren Programm die Wasseroberfläche unterschiedlicher Gewässer beprobt. Da die Probenaufbereitung sowie die Analyse von Mikroplastikpartikeln sehr kosten- und zeitintensiv sind, wurden spezifische Fragestellungen, z. B. die Untersuchung zusätzlicher Gewässerkompartimente auf die Programme der einzelnen Länder aufgeteilt. Weiterhin wurden die Messstellen in den einzelnen Bundesländern nach unterschiedlichen Kriterien ausgewählt. Während in NRW, RP und HE der Fokus auf dichtbesiedelten Gebieten am Rhein und seinen großen Zuläufen lag, wurden in BW die Messstellen nach Abwasseranteil ausgewählt. In BY lag der Schwerpunkt auf der Untersuchung verschiedener Gewässerkompartimente in ausgewählten Fließgewässern des Donaueinzugsgebietes. In Tabelle 1 ist die Art und Anzahl der in den einzelnen Bundesländern untersuchten Messstellen dargestellt.

Darüber hinaus wurden in den Untersuchungsprogrammen der Länder noch weitere, eigenständige Schwerpunkte bearbeitet. Rheinland-Pfalz und Hessen etwa koordinierten ihr Messprogramm dahingehend, dass es möglich sein sollte, Frachtbilanzen zwischen Rhein, Main und Mosel zu ziehen. In Baden-Württemberg und Bayern wurden zusätzlich Untersuchungen an Seen durchgeführt, die jedoch nicht Gegenstand des vorliegenden Berichtes sind. In Nordrhein-Westfalen und Bayern wurden in kleinerem Umfang zusätzlich Abläufe von Kläranlagen beprobt. Außerdem ließ Nordrhein-Westfalen in weiteren, hiervon unabhängigen Projekten den Einfluss von Kläranlagen- und Mischwasser-Einleitungen auf die Mikroplastik-Vorkommen in Gewässern untersuchen. Als bislang einziges Bundesland führt Bayern auch Untersuchungen zur Akkumulation und möglichen Auswirkungen von Mikroplastik auf Biota (Fische, Muscheln) durch. Diese Studien sind jedoch noch nicht abgeschlossen und werden deshalb gesondert veröffentlicht.

Tabelle 1: Untersuchte Gewässerkompartimente und Anzahl Messstellen in den einzelnen Bundesländer

Bundesland	Anzahl untersuchte Gewässer	Anzahl Messstellen				
		Wasser- oberfläche	Wasser- säule	Bodendrift	Sedimente*	Klär- anlagen- abläufe
Baden- Württemberg	11	23			21	
Bayern	4	14		10	7	3
Hessen	1	1			1	
Nordrhein- Westfalen	7	11	6			3
Rheinland-Pfalz	2	3			1	

*in Bayern Ufersedimente, sonst Grundsedimente

In vorliegendem Bericht werden erstmalig vergleichbare Datensätze länderübergreifend dargestellt. Dieser erste Berichtsteil umfasst die Ergebnisse der Beprobungen an der Wasseroberfläche, die in allen fünf Bundesländern mit vergleichbaren Methoden erhoben wurden. Abbildung 3 zeigt die Verteilung der 52 Messstellen „oberflächennahe Probenahme Fließgewässer“ in den verschiedenen Bundesländern. Der Bodensee wurde aufgrund seiner besonderen Stellung als Teil des Rheins in diesem Bericht mit berücksichtigt. Einzelheiten zur Auswahl der Messpunkte sind den Ausführungen zu den Messprogrammen der einzelnen Länder zu entnehmen. Eine Übersichtstabelle mit den Messstellenbezeichnungen und -Koordinaten befindet sich im Anhang (Anhang I). Die Ergebnisse der weiteren Umweltkompartimente sowie der Kläranlagenabläufe werden separat berichtet.

Die Probenahmen erfolgten zwischen Herbst 2014 und Herbst 2015. Die im Herbst 2016 durchgeführten, wenigen Nachbeprobungen wurden in den Tabellen und Graphiken entsprechend gekennzeichnet. Es ist zu beachten, dass die Messprogramme zeitlich nicht abgestimmt werden konnten. So ist zwar eine sehr gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse durch die Anwendung derselben Probenahme- und Analyseverfahren gewährleistet, jedoch können z. B. keine länderübergreifenden Frachtbilanzierungen durchgeführt werden, da die Messungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten und bei unterschiedlichen Wasserständen durchgeführt wurden. Ausnahme sind die abgestimmten Programme zwischen Hessen und Rheinland-Pfalz (s. Kapitel 3.2.2).

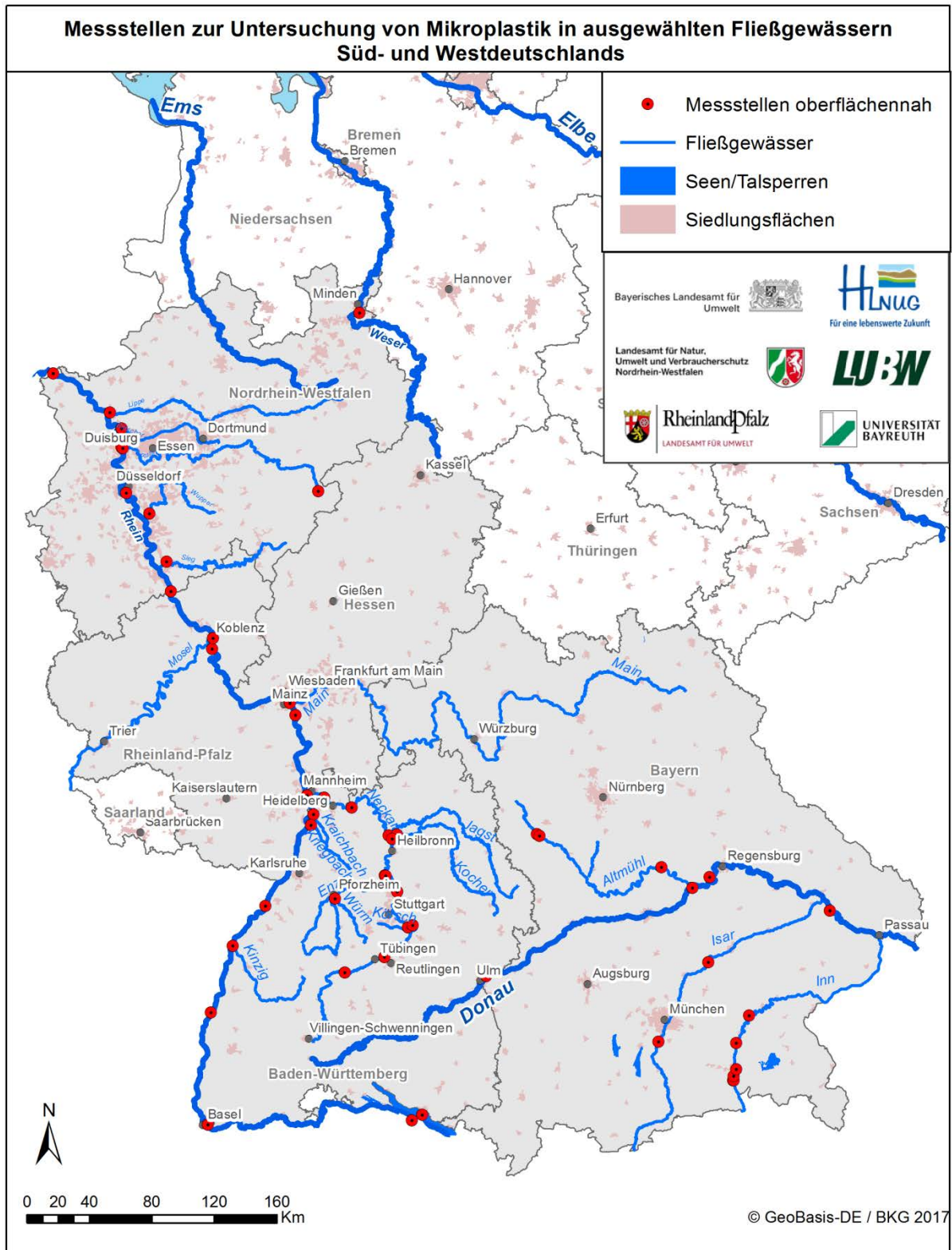


Abbildung 3: Messstellennetz für die oberflächennahe Probenahme

2.1 Beprobung der Wasseroberfläche

Um eine Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse der Länder sicherzustellen, war zunächst eine Optimierung und Standardisierung der Probenahmen sowie der Verfahren zur Aufbereitung des unterschiedlichen Probenmaterials unverzichtbar. Von der Universität Bayreuth wurden im Zuge der Umsetzung der Untersuchungsprogramme der Länder auf die unterschiedlichen Gewässerkompartimente abgestimmte Probenahme- und Aufarbeitungsmethoden entwickelt.

Die Probenahmen erfolgten mit einem sogenannten „MiniManta“-Trawl, einem eigens von der Universität Bayreuth für die speziellen Anforderungen bei der Beprobung der Wasseroberfläche von Flüssen und Seen entwickelten Schleppnetz (Abbildung 4). Dieses hat eine Netzöffnung von 15 x 30 cm, eine Netzlänge von 1 m (kleines Netz) bzw. 2 m (großes Netz) und eine Maschenweite von 300 µm und ist mit einem Durchflussmesser ausgestattet um das beprobte Wasservolumen zu bestimmen.



Abbildung 4: Beprobung der Wasseroberfläche von Fließgewässern mittels „MiniManta“-Trawl (A) vom Schiff, (B) von einer Brücke, (C) vom Ufer
Bildquelle: (A)+(B) LANUV, (C) Universität Bayreuth

Die Probenahme erfolgte entsprechend den örtlichen Gegebenheiten entweder von einem Schiff/Boot oder stationär vom Ufer oder einer Brücke aus (Abbildung 4 A-C), wobei jeweils die obersten 15 cm des Wasserkörpers gefiltert wurden. Bei den stationären Probenahmen wurde das „MiniManta“-Trawl im Hauptstrom fixiert – meist befestigt an Brücken. Bei Beprobungen vom Schiff wurde das „MiniManta“-Trawl an einem seitlich befestigten Ausleger neben dem Schiff über die Wasseroberfläche gezogen. Dabei wurde das Gewässer jeweils vom linken zum rechten Ufer gegen die Fließrichtung durchfahren, wobei die Position relativ zum Ufer beibehalten wurde. Die Fahrtgeschwindigkeit (von stehend bis zu 2 Knoten) sowie die Beprobungszeit (10–30 min) wurden jeweils abhängig von der Fließgeschwindigkeit und dem Anteil organischen Materials angepasst. Das beprobte Wasservolumen wurde jeweils mit einem im „MiniManta“-Trawl installierten Durchflussmesser kontrolliert.

Die Probenahme auf dem Bodensee erfolgte auf dem Forschungsschiff „Kormoran“ des ISF (LUBW) Langenargen. Um eine geeignete Schleppgeschwindigkeit zu erreichen, musste die „Kormoran“ mit dem Bugstahlruder fahren. Dadurch kam es gelegentlich zu kleinen Turbulenzen im Bereich des Oberflächennetzes, die jedoch nach Aussage der Universität Bayreuth die Probenahme nicht beeinträchtigt haben.

Das „MiniManta“-Trawl wurde am Ende eines Transektes aus dem Wasser gehoben, enthaltene Partikel von außen mit Fluss- oder Seewasser in den Netzbecher gespült und dann aus dem Netzbecher in ein Probenahmegefäß überführt. Die Proben wurden bis zu ihrer weiteren Aufarbeitung dunkel und kühl gelagert.

2.2 Nachweisverfahren für Plastikpartikel in Umweltproben

Grundvoraussetzung zum Nachweis von Mikroplastikpartikeln in Umweltproben sind verlässliche Analysemethoden. Die in vielen älteren Studien (z. B. MOORE et al. 2011; LECHNER et al. 2014; DRIS et al. 2015a) angewandte visuelle Bestimmung ist stark fehlerbehaftet (Klein et al. 2018; vgl. auch Kapitel 4.3). Gegenwärtig ermöglichen nur wenige Verfahren, so z. B. die FTIR (Fourier-Transformations-Infrarot)- und die Raman-Spektroskopie eine eindeutige Identifizierung und Charakterisierung einzelner Mikroplastikpartikel (HIDALGO-RUZ et al. 2012; KLEIN et al. 2018). Dabei werden neben Anzahl und Größe auch die Polymerzusammensetzung und die Partikelform ermittelt. In vorliegender Studie erfolgte die Mikroplastikanalyse in Umweltproben mittels FTIR-Spektroskopie durch die Projektpartner an der Universität Bayreuth (Abbildung 5).

Größenklassen-abhängig wurden zwei unterschiedliche Verfahren eingesetzt: Partikel > 500 µm wurden einzeln mittels ATR (Attenuated Total Reflectance)-basierter FTIR-Spektroskopie analysiert. Kleinere Partikel unter 500 µm sowie sehr dünne Fasern (auch länger als 500 µm) wurden auf eine Filtermatrix aufgebracht und anschließend mittels FPA (Focal Plane Array)-basierter FTIR-Mikrospektroskopie identifiziert (LÖDER & GERDTS 2015).

Dazu wurde die Probe mit einem 500 µm Sieb getrennt. Die größeren Partikel konnten direkt mittels ATR-basierter FTIR-Spektroskopie identifiziert werden. Die kleinere Fraktion wurde in Vorbereitung für die FPA-basierte FTIR-Analyse zunächst enzymatisch aufgereinigt (LÖDER et al. 2017) um organische Begleitstoffe (z. B. organische Partikel, Bewuchs) zu entfernen. Je nach Materialvolumen wurden möglichst repräsentative Teilproben (Aliquot) auf Membranfilter (Whatman®Anodisc) überführt und analysiert. Aufgrund ihrer geringen Dicke wurde ein Großteil der Faser > 500 µm mittels FPA-basierter FTIR-Mikrospektroskopie analysiert und nur wenige, große Fasern mittels ATR-basierter FTIR-Spektroskopie. Die Berechnung der Mikroplastik-Konzentrationen erfolgte unter Berücksichtigung der jeweiligen Aliquotfaktoren und abzüglich eines jeweils ermittelten Blindwertes.

Alle Partikelmengen der Wasseroberfläche werden als Anzahl der Partikel pro Kubikmeter Wasservolumen (Partikel/m³) angegeben.

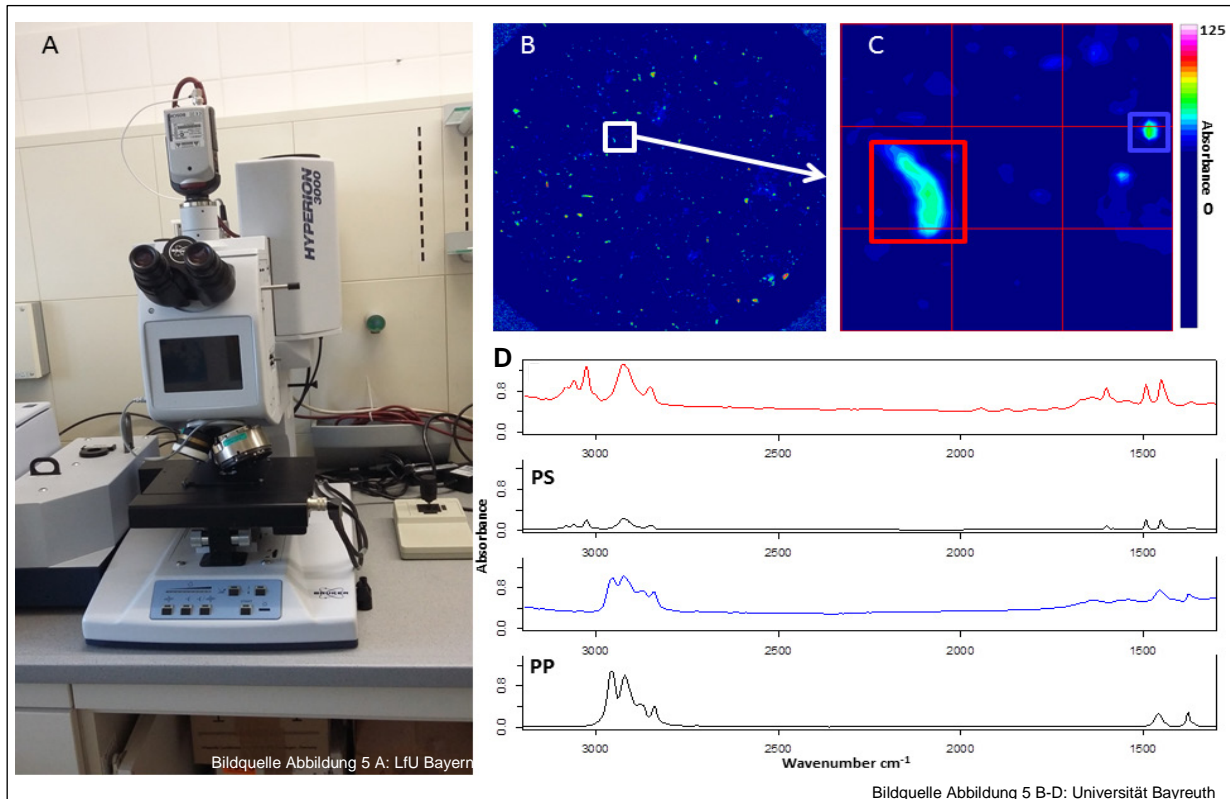


Abbildung 5: FTIR-Spektroskopie. **(A)** FTIR-Spektroskopie-Einrichtung (Tensor II FTIR-Spektrometer mit HYPERION 3000 FTIR-Mikroskop, Fa. Bruker) am LfU, Wielenbach; **(B – C)** FTIR Imaging einer Wasserprobe. **(B)** Überblick über den gesamten Probenfilter; **(C)** vergrößerter Detailausschnitt; **(D)** Adsorptionsspektrum eines Polystyrol-Partikels (rot), eines Polypropylen-Partikels (blau) sowie Referenzspektren (schwarz)
Bildquelle A: LfU, B – D: Universität Bayreuth

2.3 Ermittelte Parameter und Verfahrensunsicherheiten

Alle Partikel wurden anhand von Bildaufnahmen am Bildschirm vermessen und in Anlehnung an einen Vorschlag zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (JRC 2013) in Größenklassen eingeteilt (Tabelle 2). Während diese aktuell weitverbreitete Größeneinteilung nur drei Klassen vorsieht, wurde für den vorliegenden Bericht die kleinste Größenklasse noch einmal unterteilt. Da alle hier beschriebenen Proben mit einem Netz der Maschenweite $300\ \mu\text{m}$ gesammelt wurden, können Partikel unter $300\ \mu\text{m}$ das Netz theoretisch passieren. Da sich das Netz jedoch während der mehrminütigen Probenahme mit anderem organischen und anorganischen Material (z. B. Laub, Sand, Algen) zusetzt, werden auch viele kleinere Mikroplastik-Partikel zurückgehalten bzw. heften an Laub, Ästen oder auch größeren Plastikpartikeln an und gelangen so in die Probe. Da gerade diese sehr kleinen Partikel in großer Anzahl vorkommen und leicht von vielen Organismen aufgenommen werden können, wurde entschieden, auch Partikel kleiner $300\ \mu\text{m}$ bei der Auswertung einzubeziehen. Es wird jedoch explizit darauf hingewiesen, dass die „Anzahl Partikel $< 300\ \mu\text{m}$ “ keiner vollständig quantitativen Angabe entspricht. Es ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Anzahl dieser sehr kleinen Partikel im Gewässer höher ist, als in dieser Studie erfasst. Die Größenklasse *kleines Mikroplastik* ($1\ \text{mm}$ bis $20\ \mu\text{m}$) wurde deshalb zur Verdeutlichung nochmals in die

Fraktionen *kleines Mikroplastik I* = kleine Partikel größer als die Maschenweite des Netzes (1 mm bis 300 µm) und *kleines Mikroplastik II* = kleine Partikel kleiner Maschenweite des Netzes (300 µm bis 20 µm) unterteilt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Einteilung der Partikel nach Größenklassen

Partikelgröße	Einteilung Größenklasse nach (JRC 2013)	Einteilung Größenklasse Bericht der BL
> 5 mm	Makro- bzw. Mesoplastik	<i>Makroplastik</i>
5 mm – 1 mm	Großes Mikroplastik	<i>Großes Mikroplastik</i>
1 mm – 300 µm	Kleines Mikroplastik	<i>Kleines Mikroplastik I</i>
300 µm - 20 µm		<i>Kleines Mikroplastik II</i>

Wieviel *kleines Mikroplastik II* bei einer Probenahme erfasst wird, hängt stark vom angesammelten Material im Netz ab. Es ist zu vermuten, dass in Gewässern mit hoher partikulärer Fracht verhältnismäßig mehr *kleines Mikroplastik II* zurückgehalten wird als in sehr klaren Gewässern. Bei einem Vergleich zwischen Gewässern sollte dieser Aspekt berücksichtigt werden. Auch die Jahreszeit, in der die Probenahme durchgeführt wurde, kann das Ergebnis somit beeinflussen.

In vorliegender Studie wurde die Einteilung in Größenklassen anhand der längsten Ausdehnung eines Partikels vorgenommen (in Anlehnung an JRC 2013). Bei der Interpretation der Ergebnisse gilt es allerdings zu beachten, dass es gerade bei länglichen Partikeln eine Rolle spielt, in welchem Winkel diese auf die Netzmaschen treffen. So ist nicht auszuschließen, dass Partikel mit einer Länge von > 300 µm aber einer Breite von < 300 µm mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit die Netzmaschen passieren können. Diese Wahrscheinlichkeit wird vermutlich ebenfalls durch die Menge an grobem Material im Netz beeinflusst. Insofern handelt es sich auch bei der Anzahl der Partikel > 300 µm Länge streng genommen nicht in jedem Fall um eine exakt quantitative Erhebung.

Eine weitere Kategorisierung der Plastikpartikel wird durch die FTIR-Spektroskopie ermöglicht: die partikelscharfe Zuordnung der Polymerzusammensetzung. Im vorliegenden Bericht werden die zwölf häufigsten Polymertypen unterschieden. Seltenerer Kunststoffarten werden unter der Kategorie „andere“ zusammengefasst. Partikel aus Reifenabrieb werden in der vorliegenden Studie nicht erfasst, da diese aus rein methodischen Gründen mit FTIR nur schwer analysiert werden können. Ob Reifenabrieb zukünftig überhaupt in die Definition von Mikroplastik mit einbezogen oder als eigene Kategorie betrachtet werden sollte, wird aktuell diskutiert.

Eine dritte Einteilung berücksichtigt die Form der Mikroplastikpartikel, um dadurch möglicherweise Hinweise auf deren Herkunft zu erhalten. Unterschieden werden Fasern, Fragmente, Pellets, Beads und Folienreste (Tabelle 3, Abbildung 1, Abbildung 2, Abbildung 7, Abbildung 8). In der Kategorie „Fasern“ sind nur eindeutig als solche erkennbare Fasern enthalten. Tatsächlich kann es sein, dass kurze Bruchstücke dickerer Fasern als Fragmente identifiziert und dieser Kategorie zugeordnet werden.

Über die Form können Pellets und Beads eindeutig als primäres Mikroplastik identifiziert werden. Umgekehrt ist damit der Anteil primärer Mikroplastikpartikel nicht erschöpfend erfasst, da auch nicht eindeutig identifizierbare Formen, wie Abrasiva/Schleifmittel unter die Definition „primäres Mikroplastik“ fallen (vgl. auch Abbildung 1C). Ehemals runde Partikel, die aus diversen Gründen abgeschliffen oder fragmentiert sind, können ebenfalls nicht mehr eindeutig zugeordnet werden und können bei der weiteren Charakterisierung in die Kategorie „Fragmente“ fallen.

Tabelle 3: Einteilung Partikelformen

Partikelform	Beschreibung
Pellets	Granulate zur Weiterverarbeitung (Abb.1B)
Beads	Primäre Mikroplastik-Partikel mit perfekt runder Form; häufig in Körperpflegeprodukten oder Reinigungsmitteln (Abb. 1A)
Fasern	Aus synthetischen Textilien, Seilen, Netzen etc. (Abb. 2C)
Fragmente	Bruchstücke größerer Kunststoffprodukte oder kantige Abrasiva (z. B. Abb. 8B)
Folie	Folienstücke (z. B. Abb. 8F)

Da jeweils Teilproben ausgezählt werden (vgl. Kapitel 2.2), entsprechen die angegebenen prozentualen Anteile der verschiedenen Polymersorten und Formen einer Hochrechnung auf die Gesamtprobe. Gerade an Messstellen mit geringer Mikroplastik-Konzentration kann ein hoher Aliquotfaktor bei Einzelfunden eines seltenen Polymertyps bzw. Form zu relativ hohen Prozentangaben führen. Dagegen kann an Probestellen mit insgesamt höherer Mikroplastik-Konzentration das Vorkommen weniger Partikel eines bestimmten Polymertyps (oder einer bestimmten Form) prozentual so gering sein, dass diese in den nachfolgend dargestellten Tortendiagrammen nicht sichtbar werden. Im Bereich der Mikroplastik-Analytik liegen kaum Erfahrungen vor, über welche Verfahren homogene Teilproben erzielt werden können. Grundsätzlich ist die Repräsentativität von (Teil-)Proben statistisch kritisch zu sehen. Dies gilt insbesondere, wenn Einzelfunde einer bestimmten Art in einer Teilprobe auftreten.

Die Ergebnisse dieser Pilotstudie sind entsprechend vorsichtig zu interpretieren.

3 Ergebnisse und Diskussion nach Flussgebieten

Hinweise zur Interpretation der Ergebnisse:

Bei den dargestellten Ergebnissen handelt es sich jeweils um Einzelmessungen aus einem Pilotprojekt. Noch immer besteht Entwicklungs- und Optimierungsbedarf hinsichtlich der Probenahme-, Aufarbeitungs- und Analyseverfahren, sodass eine Interpretation der Ergebnisse sich z. T. schwierig gestaltet. Kapitel 2.3 beschreibt die Grenzen der Interpretation dieser Daten. So ist z. B. zu beachten, dass die im Folgenden als Fraktion *kleines Mikroplastik II* angegebenen Ergebnisse keiner rein quantitativen Auswertung entsprechen (vgl. Kapitel 2.3). Vielmehr handelt sich um Mindestangaben, während die tatsächlich Partikelzahl auch deutlich höher liegen könnte. Weiterhin handelt es sich bei den dargestellten Ergebnissen jeweils um Momentaufnahmen, deren Replizierbarkeit an den einzelnen Messstellen noch nicht überprüft wurde.

Die Vergleichbarkeit von Probenahme- und Messtechnik im gesamten Datensatz ist hoch. Es ist jedoch zu beachten, dass die Probenahmen in den Ländern über mehrere Monate verteilt erfolgten (s. auch Kapitel 2.1) und somit der Einfluss hydrologischer Randbedingungen auf den Transport von Mikroplastik nur bedingt nachvollziehbar ist. Da von einer relevanten örtlichen und zeitlichen Variabilität der Mikroplastik-Belastung von Fließgewässern auszugehen ist, sind Vergleiche, z. B. entlang des Rheinverlaufes, nur eingeschränkt möglich.

Die im Bericht vorgestellten Daten zum Nachweis von Mikroplastik geben somit erste orientierende Hinweise auf die jeweilige Belastungssituation eines Gewässers, dürfen aber nicht überinterpretiert werden.

3.1 Allgemein

In den fünf Bundesländern wurden zusammen 52 Messstellen oberflächennah mit dem „MiniManta“-Trawl beprobt, davon 37 im Einzugsgebiet des Rheins, 16 im Einzugsgebiet der Donau und eine Messstelle in der Weser. Mikroplastik wurde an allen untersuchten Messstellen festgestellt – auch in einem quellnahen und nicht abwasserführenden Oberlauf.

Insgesamt wurden mehr als 19.000 Objekte analytisch untersucht, wovon 4.335 Objekte eindeutig als Kunststoffteilchen identifiziert werden konnten. Alle als Kunststoff identifizierten Objekte wurden detailliert charakterisiert.

Partikelanzahl und Größenverteilung

Nur 0,64 % der gefundenen Kunststoffobjekte sind größer als 5 mm und fallen somit in die Kategorie *Makroplastik*. Zu 99,36 % handelt es sich bei den gefundenen Kunststoffteilchen um Partikel kleiner 5 mm und damit um Mikroplastik. Den größten Anteil der gesammelten Partikel stellt die Größenklasse *kleines Mikroplastik* dar: insgesamt 88,58 % der Partikel sind kleiner als 1 mm, 64,02 % aller Partikel sogar kleiner als 300 µm (zusätzliche Größenklasse *kleines Mikroplastik II*, semiquantitative Auswertung (vgl. Kapitel 2.3)). Die Anzahl der gefundenen Kunststoffobjekte variiert zwischen den einzelnen Messstellen und reicht von 2,9 Partikeln pro m³ im Rhein bei Nackenheim (Rhe_05_RP) bis 214,2 Partikeln pro m³ in der Emscher (im Mündungsbereich / Emr_01_NW).

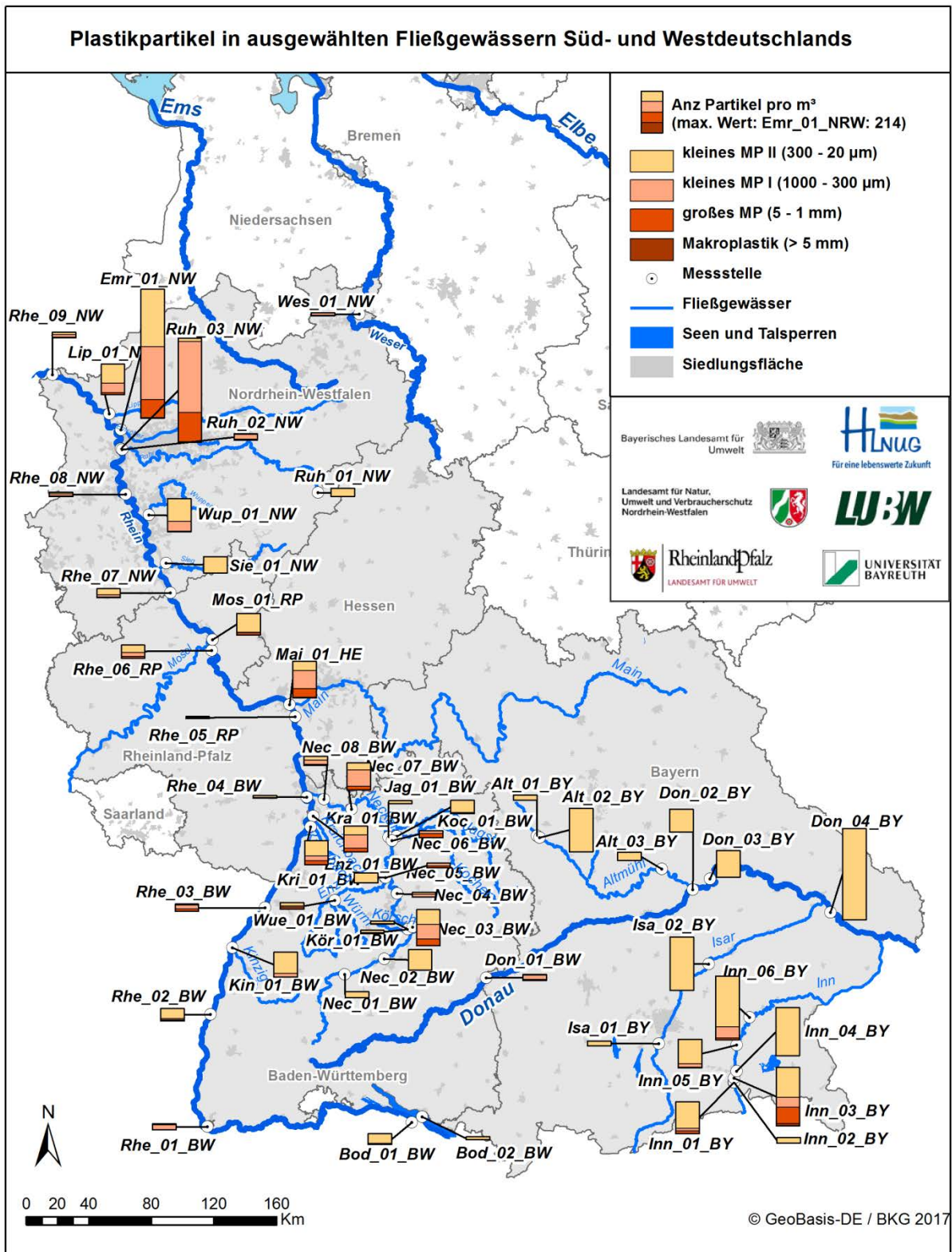


Abbildung 6: Übersichtskarte zum Vorkommen und der Größenverteilung von Plastikpartikeln in süd- und westdeutschen Binnengewässern [Partikel/m³]. Zur besseren Übersicht sind die Rheinmessstellen auf der linken Seite, die Messstellen in den Zuflüssen auf der rechten Seite dargestellt, unabhängig davon, auf welcher Rheinseite der Zufluss verläuft.

Die vergleichende Darstellung aller Messstellenergebnisse (Abbildung 6) zeigt, dass höhere Mikroplastikkonzentrationen (Partikel/m³) oft in kleineren und mittleren Nebengewässern gefunden werden. Im größten untersuchten Gewässer, dem Rhein, werden im Verhältnis dazu eher niedrige bis mittlere Konzentrationen gefunden, deren Schwankungsbereich in der Übersichtskarte kaum sichtbar wird. Zur Verdeutlichung werden die Flusssysteme Rhein, Neckar und Donau mit ihren jeweiligen Nebengewässern in separaten Karten (Abbildung 11, Abbildung 26, Abbildung 31) dargestellt und in den folgenden Abschnitten (3.2 bis 3.4) einzeln beschrieben.

Polymertypen

Die zwölf aufgelisteten Polymere beschreiben 99,5 % der erfassten Kunststoffpartikel. Lediglich 0,5 % der insgesamt gefundenen Kunststoffobjekte, bestehen aus selteneren Polymeren und werden im Folgenden unter „andere“ zusammengefasst. Unter den nachgewiesenen Kunststoffpartikeln fanden sich am häufigsten die beiden Polymere, die auch die höchsten Marktanteile in Europa (PLASTICSEUROPE 2017) haben. PE (Marktanteil 29,8 %) und PP (Marktanteil 19,3 %) dominierten in nahezu allen Proben. Gut die Hälfte aller identifizierten Kunststoffpartikel bestehen aus PE (54,1 %) und etwa ein Drittel aus PP (34,4 %). Zum Vergleich: die nächst höchsten Fraktionen stellen PET/PES (Polyethylenterephthalat/Polyester) mit 3,7 %, PS (Polystyrol) mit 2,4 % und PVC mit 2,1 %. Damit decken diese fünf Polymertypen bereits 95 % der gefundenen Kunststoffpartikel ab. Alle anderen Polymere haben einen Anteil von je < 1 % an den gefundenen Kunststoffpartikeln.

PE und PP dominieren nicht nur quantitativ, sondern auch bei der geographischen Verteilung: PE und PP konnten an je 51 von 52 untersuchten Messstellen identifiziert werden, PS an 37, PET/PES an 32 und PVC an 11 Messstellen. Demgegenüber kamen viele Polymere nur an wenigen Messstellen und in weitaus geringerer Anzahl vor, z. B. SAN/ABS (Styrol-Acrylnitril-Copolymere/Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymere) an 7 und PMMA (Polymethylmethacrylat) an nur einer Messstelle (s. auch Abbildung 12, Abbildung 27, Abbildung 33).

Partikelformen

Die dominierende Partikelform an nahezu allen untersuchten Messstellen waren Fragmente (Beispiele in Abbildung 8 und Abbildung 9). Zudem wurden an einem großen Teil der Messstellen auch Fasern gefunden, jedoch stets in geringerer Anzahl (mit Ausnahme von Rhe_01_BW, hier dominierten die Fasern). Folien-Bruchstücke, Beads und Pellets wurden an deutlich weniger Messstellen nachgewiesen und meist in weit geringerer Anzahl. So wurden Pellets an lediglich zwei Messstellen (Mai_01_HE und Nec_07_BW) festgestellt.

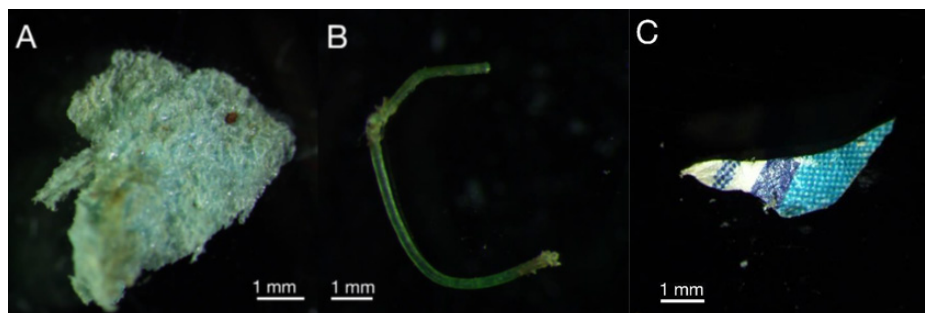


Abbildung 7: Beispiele aufgefundener *Makroplastikpartikel* (>5 mm). **(A)** Expandiertes PS aus der Mosel. **(B)** Dicke PP-Faser aus dem Rhein. **(C)** Folie aus mehreren Polymersorten aus dem Main. Bildquelle: Universität Bayreuth

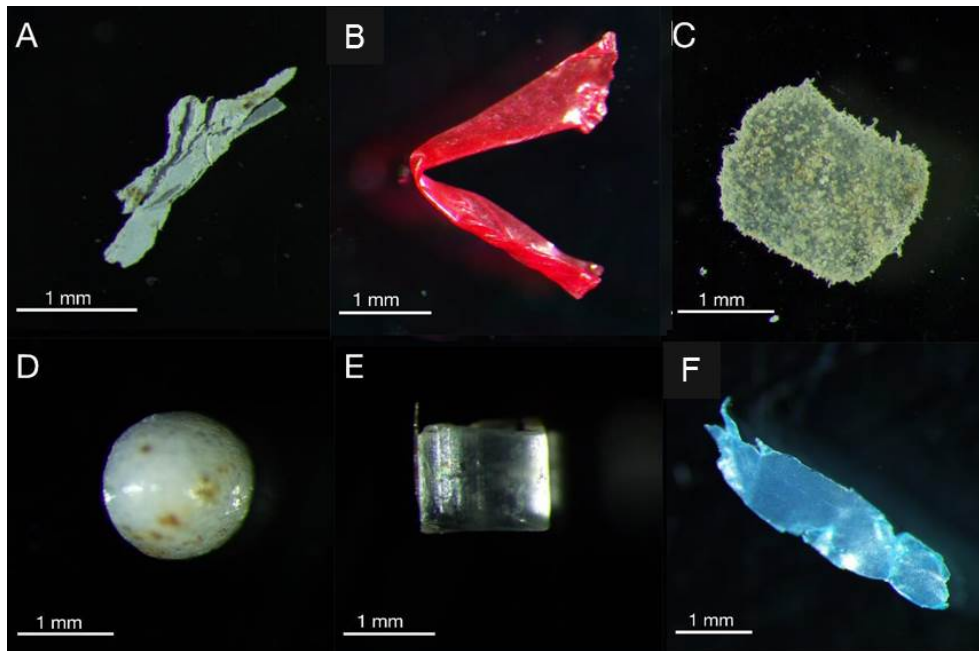


Abbildung 8: Beispiele aufgefundener Partikel der Größenklasse *großes Mikroplastik* (1 - 5 mm). **(A)** Lackpartikel aus der Mosel. **(B)** PE-Fragment aus dem Rhein. **(C)** Stark mit organischem Material bewachsenes PE-Fragment aus dem Rhein. **(D)** PS-Kugel aus dem Main. **(E)** Transparentes PP-Pellet aus dem Main. **(F)** Blauer PE-Folienrest aus dem Rhein. Bildquelle: Universität Bayreuth

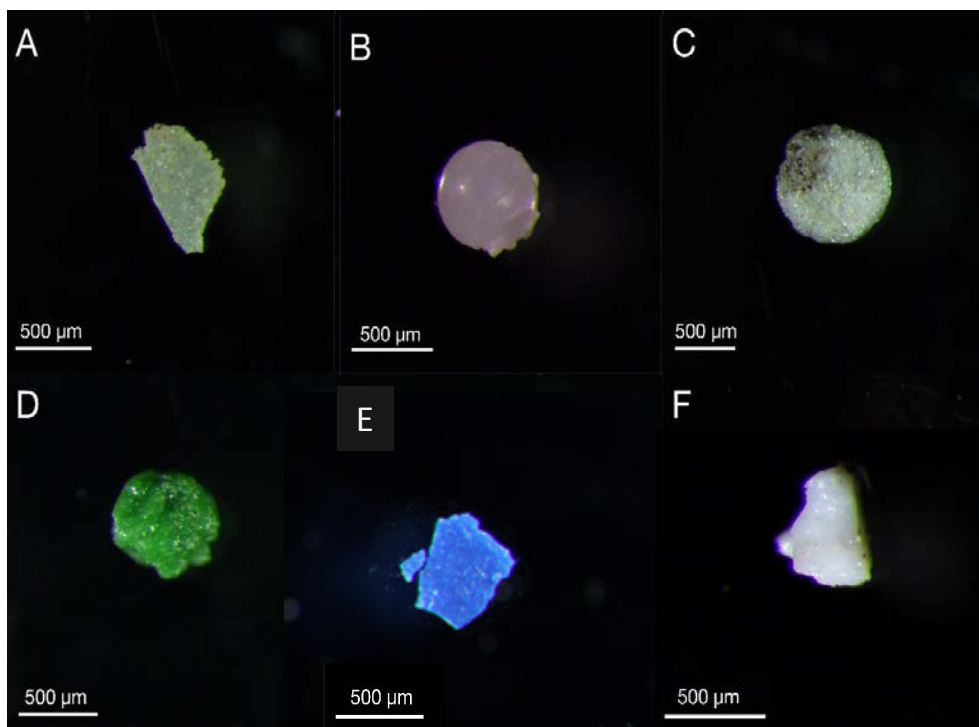


Abbildung 9: Beispiele aufgefundenen Partikel der Größenklasse *kleines Mikroplastik* (1 mm - 20 µm). **(A)** PE-Fragment aus der Mosel. **(B)** Kugelförmiger PS-Partikel (ggf. aus Kosmetikprodukten) aus dem Rhein. **(C)** Kugelförmiger PS-Partikel aus der Mosel. **(D)** Grünes PE-Fragment aus dem Main. **(E)** Blaues PE-Fragment aus dem Inn. **(F)** Beispiel für eines der vielen weißen PP-Fragmente aus der Ruhrmündung. Bildquelle: Universität Bayreuth

Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Messergebnisse und Interpretationsansätze finden sich in den folgenden Kapiteln zu den einzelnen Einzugsgebieten.

3.2 Rhein und ausgewählte Nebengewässer

Hinweis: Dieser Abschnitt bezieht sich auf den Rhein und die direkt einmündenden Gewässer. Vom Neckar-System wird hier nur die unmittelbar vor der Mündung in den Rhein lokalisierte Messstelle Nec_08_BW berücksichtigt. Alle anderen Messstellen aus dem Einzugsgebiet des Neckars werden in einem eigenen Abschnitt beschrieben (3.3).

Der Rhein durchfließt vier der fünf beteiligten Bundesländer und wurde entsprechend intensiv im Rahmen des gemeinsamen Monitoring-Programms untersucht. Neun Messstellen liegen im Rhein selbst, zwei weitere im Bodensee und elf Messstellen jeweils im Mündungsbe-
reich von Rhein-Zuflüssen. Die Auswahl der Messstellen orientierte sich hauptsächlich an den gut charakterisierten Messpunkten des regulären chemischen Monitorings und deckt ein breites Spektrum unterschiedlicher anthropogener Einflüsse ab.

Partikelanzahl und Größenverteilung

Im Einzugsgebiet des Rheins wurden die niedrigste (2,9 Partikel/m³, Rhe_05_RP) sowie die höchsten Plastikkonzentration (214,2 Partikel/m³, Emr_01_NW) des gesamten Monitoring-Programms gefunden. Dabei lagen die Konzentrationen in den Zuflüssen i.d.R. deutlich höher als im Rhein selbst (Abbildung 11).

Die im Rhein festgestellten Konzentrationen lagen in einem relativ engen Schwankungsbe-
reich von maximal Faktor 10 (2,9 Partikel/m³, Rhe_05_RP bei Nackenheim bis 22,2 Partikel, Rhe_06_RP bei Lahnstein). Es lässt sich keine kontinuierliche Zunahme der Partikelkonzentrationen im Flussverlauf erkennen. Mögliche Ursachen für Zu- und Abnahmen der Plastik-
konzentration werden in den Unterkapiteln zu den einzelnen Messprogrammen diskutiert.

Insgesamt wurde im Rhein hauptsächlich *kleines Mikroplastik* gefunden, wobei je nach Messstelle die Fraktion *kleines Mikroplastik I* (z. B. Rhe_01_BW) oder *kleines Mikroplastik II* (z. B. Rhe_02_NW) dominierte (Abbildung 10). Größere Kunststoffteile der Kategorie *Makro-
plastik* wurden dagegen kaum detektiert.

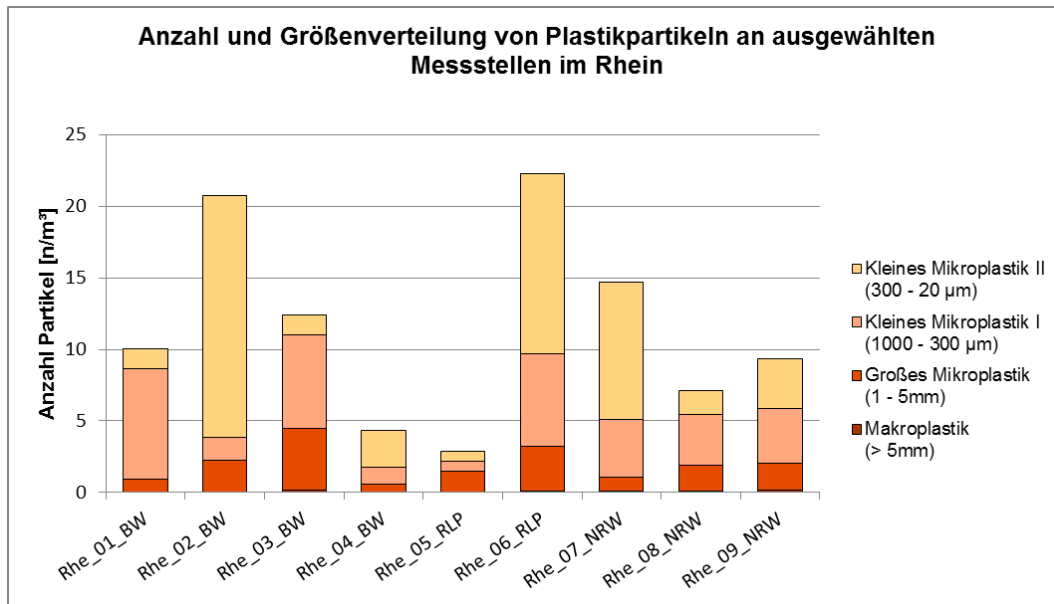


Abbildung 10: Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche der neun Rheinmessstellen [Partikel/m³].

Polymertypen

Im gesamten Rheineinzugsgebiet wurden überwiegend die beiden Polymertypen mit den höchsten Produktionsvolumina gefunden: PE und PP. Im Durchschnitt repräsentierten diese beiden Polymere 82 % der gefundenen Plastikpartikel, z.T. sogar bis zu 100 % der identifizierten Plastikpartikel an einer Messstelle (z. B. Sie_01_NW). Der Karten-Darstellung in lässt sich entnehmen, dass die Dominanz dieser beiden Polymere im Flussverlauf eher zunimmt. Gerade im nördlichen Teil des Rheineinzugsgebietes waren PE und PP absolut dominierend, während im südlichen Teil ein breiteres Spektrum an Polymertypen zu sehen war. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass an Messstellen mit insgesamt geringer Mikroplastikkonzentration (bzw. hohem Aliquotfaktor, vgl. Kapitel 2.2 und 2.3), Einzelfunde einer Polymerart zu hohen prozentualen Anteilen führen können. An Probestellen mit höherer Konzentration fallen Einzelfunde dagegen weniger ins Gewicht. So wurden beispielsweise an der Ruhmündung (Ruh_03_NW) zehn unterschiedliche Polymerarten (plus zusätzliche, nicht weiter bestimmte Polymertypen) detektiert, wobei im Tortendiagramm (Abbildung 12) nur die drei häufigsten Polymertypen sichtbar werden. Die sehr hohen Partikelzahlen von PE und PP überlagern hier die Anteile der selteneren Polymertypen. Erst detaillierte Abbildungen in den jeweiligen Kapiteln machen solche Fälle sichtbar (Beispiel Ruhr: Abbildung 23)

Partikelformen

Sehr homogen zeigte sich auch die Verteilung der Partikelformen im Rheineinzugsgebiet. Mit großer Mehrheit werden Fragmente gefunden (84 %). Einzige Ausnahme ist die Probestelle Rhe_01_BW bei Grenzach-Wyhlen kurz vor Basel, an der Kunststofffasern dominieren.

Mögliche Einflussfaktoren und Beiträge aus den untersuchten Zuflüssen werden für die einzelnen Rheinabschnitte diskutiert (Einteilung nach Bundesländern).

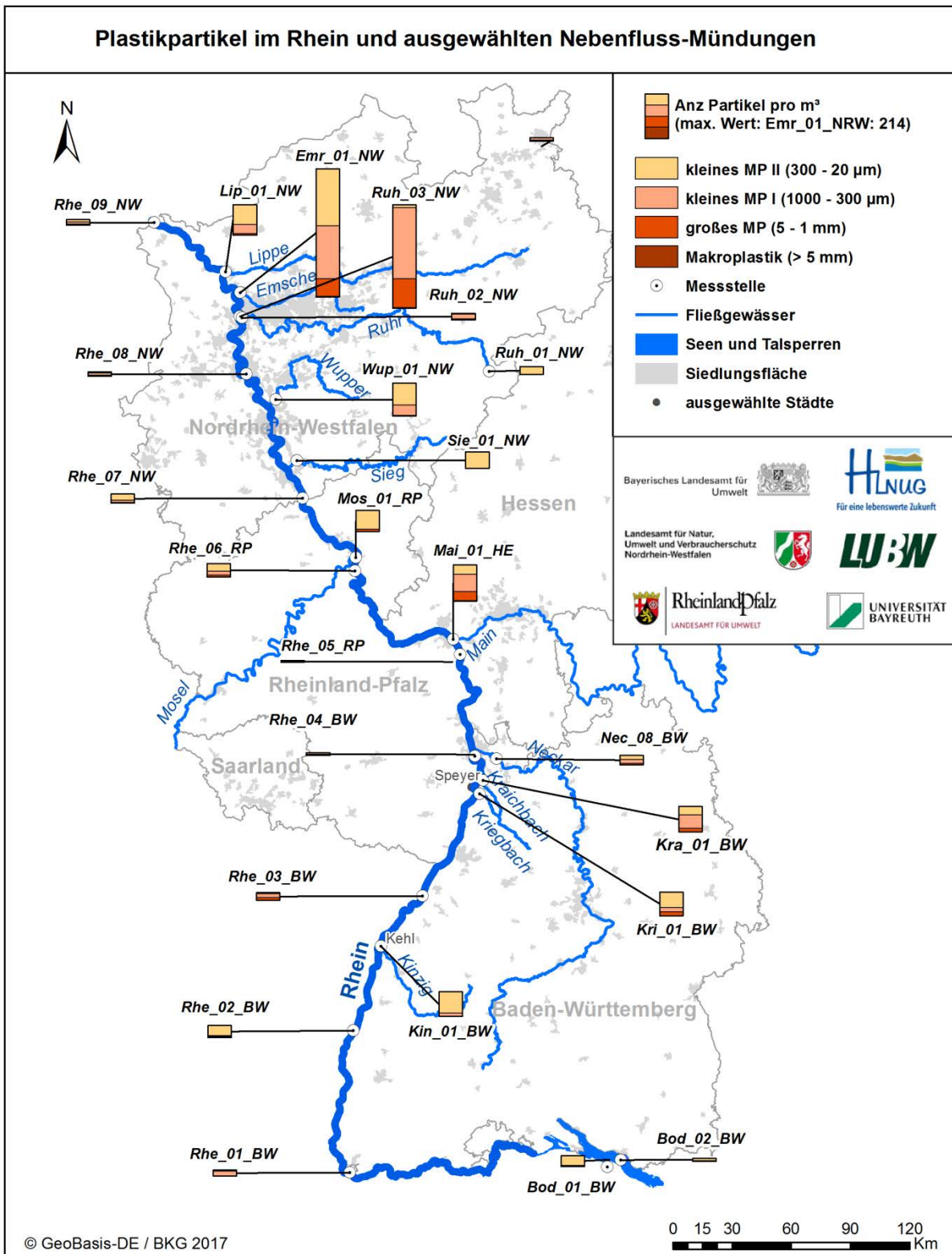


Abbildung 11: Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Rheins und ausgewählter Nebengewässer [Partikel/m³]. Zur besseren Übersicht sind die Rheinmessstellen auf der linken Seite, die Messstellen in den Zuflüssen auf der rechten Seite dargestellt – unabhängig auf welcher Rheinseite der Zufluss verläuft.

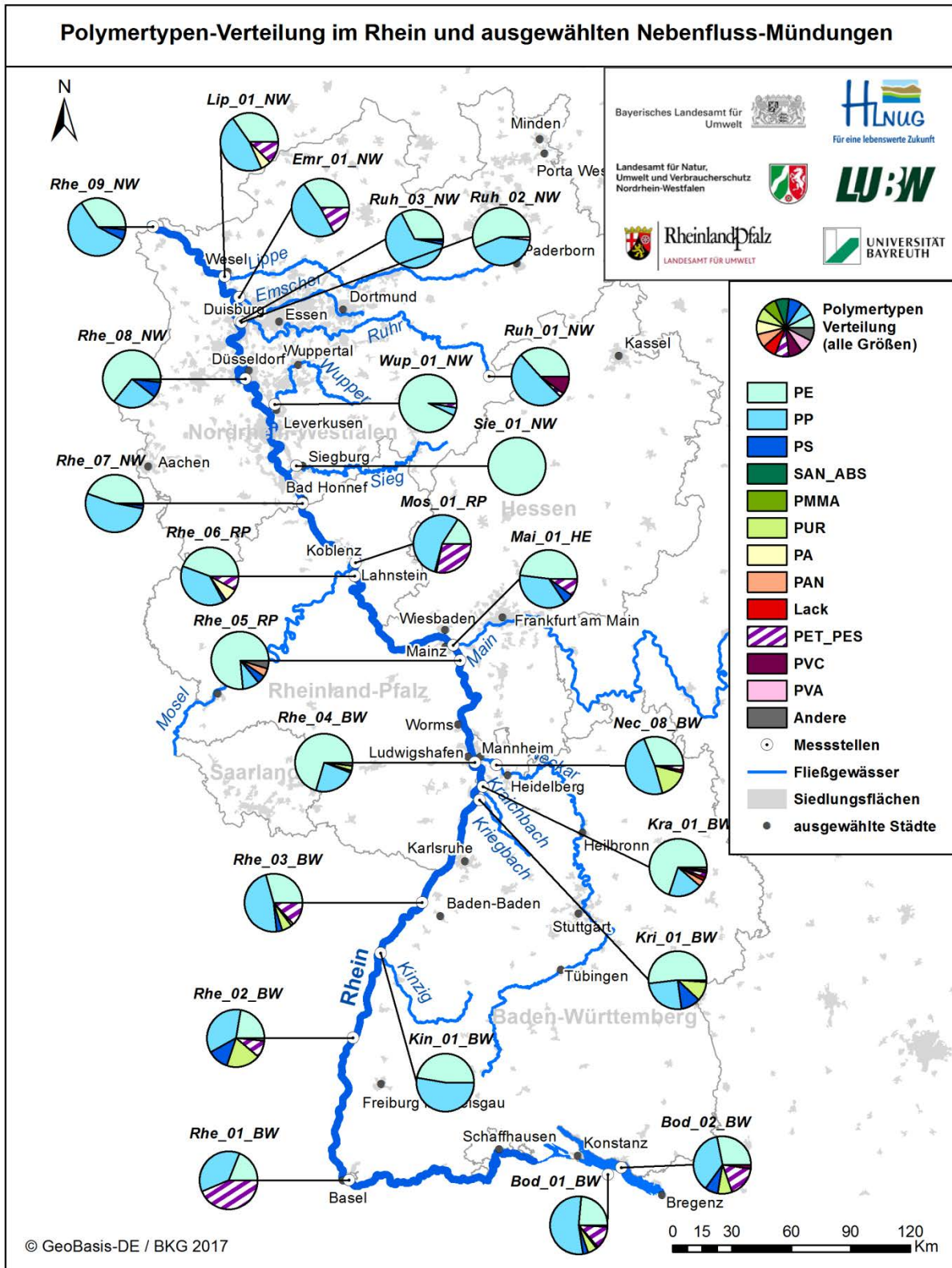


Abbildung 12: Prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche des Rheins und ausgewählter Nebengewässer. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm - 20 µm). Zur besseren Übersicht sind die Rheinmessstellen auf der linken Seite, die Messstellen in den Zuflüssen auf der rechten Seite dargestellt – unabhängig auf welcher Rheinseite der Zufluss verläuft.

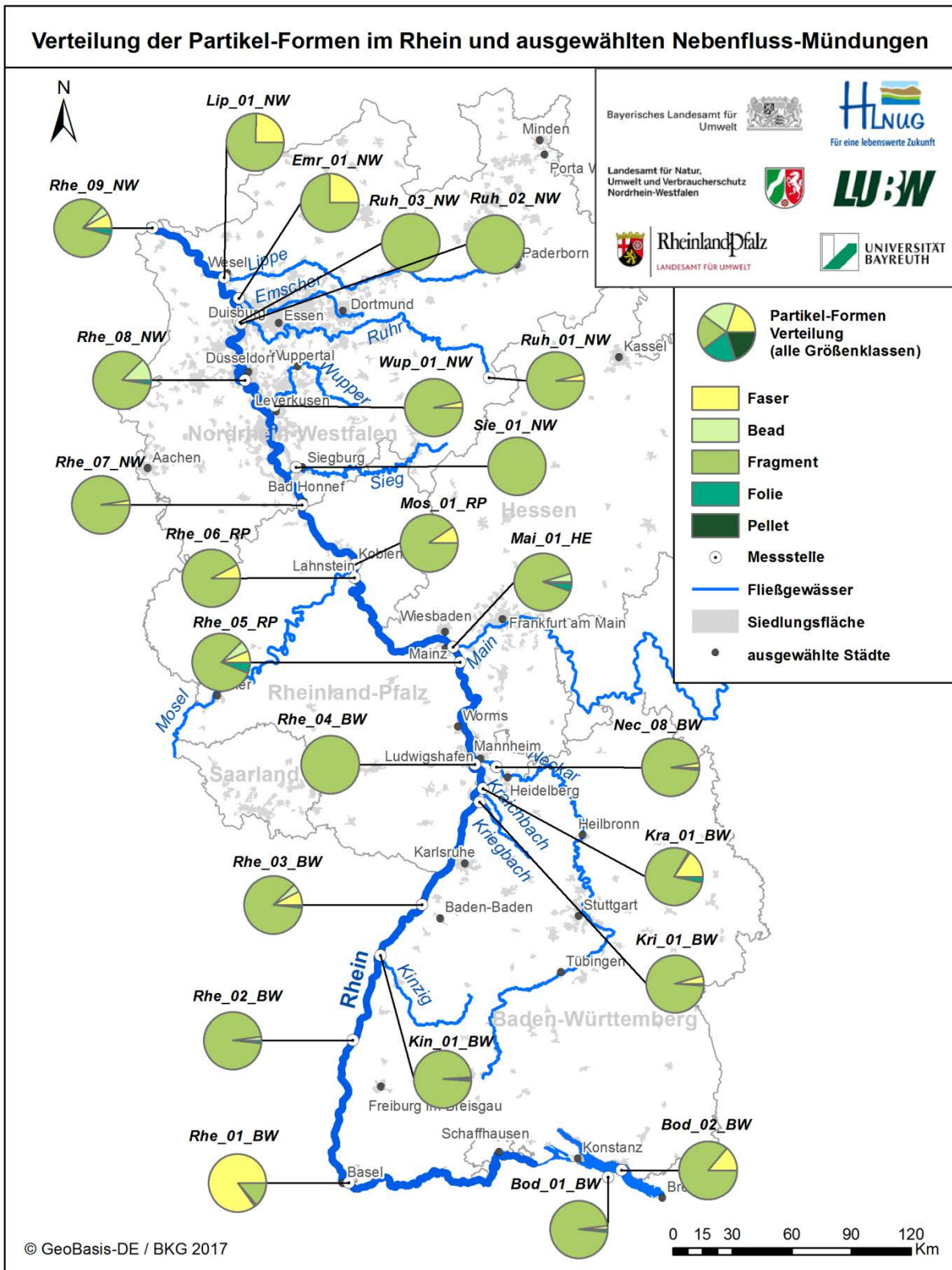


Abbildung 13: Prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des Rheins und ausgewählter Nebengewässer. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm - 20 µm). Zur besseren Übersicht sind die Rheinmessstellen auf der linken Seite, die Messstellen in den Zuflüssen auf der rechten Seite dargestellt – unabhängig auf welcher Rheinseite der Zufluss verläuft.

3.2.1 Bodensee, Hochrhein und südlicher Oberrhein (Baden-Württemberg)

Im Rhein wurden repräsentativ ausgewählte Fließgewässer-Messstellen untersucht, welche durch unterschiedliche Abwasseranteile charakterisiert sind, räumlich die größeren Einzugsgebiete abdecken und i. d. R. im Rahmen der qualitativen Fließgewässerüberwachung des Landes untersucht werden.

Im Bodensee, Hochrhein und südlichen Oberrhein bis Mannheim, oberhalb der Neckarmündung in den Rhein, wurden sechs Messstellen ausgewählt. In den Nebengewässern Kinzig, Kriegbach und Kraichbach wurde jeweils eine Messstelle in Mündungsnähe festgelegt. Der Neckar als größtes Nebengewässer in diesem Rheinabschnitt wurde mit acht Messstellen intensiv untersucht. Die Ergebnisse werden in einem eigenen Abschnitt (3.3) diskutiert.

Der Abwasseranteil im Rhein ist mit etwa 1 bis 2 % sehr gering. Die Kinzig weist einen mit etwa 4 % leicht höheren Abwasseranteil auf. Die Nebengewässer Kraichbach und Kriegbach dagegen haben aufgrund geringerer Abflussmengen einen sehr hohen Abwasseranteil von etwa 60 % bzw. 92 %.

Partikelanzahl und Größenverteilung

Im betrachteten Gewässerabschnitt vom Bodensee bis Oberrhein bei Mannheim waren nur gering schwankende Gesamtgehalte an Plastikpartikeln feststellbar (Abbildung 11 und Abbildung 14). Es war auch keine Tendenz eines steigenden Gesamtgehalts stromabwärts zu erkennen. Schon innerhalb des Bodensees differierten die Messwerte um den Faktor von rund 3,4. Erstaunlicherweise lag der geringste Gesamtgehalt mit 4,4 Partikeln pro m^3 bei Mannheim (Rhe_04_BW). Der höchste Gesamtgehalt mit 20,8 Partikeln pro m^3 wurde unterhalb von Basel (Rhe_02_BW) gemessen. An allen Messstellen überwogen die Größenfraktionen *kleines Mikroplastik I und II* (Abbildung 14).

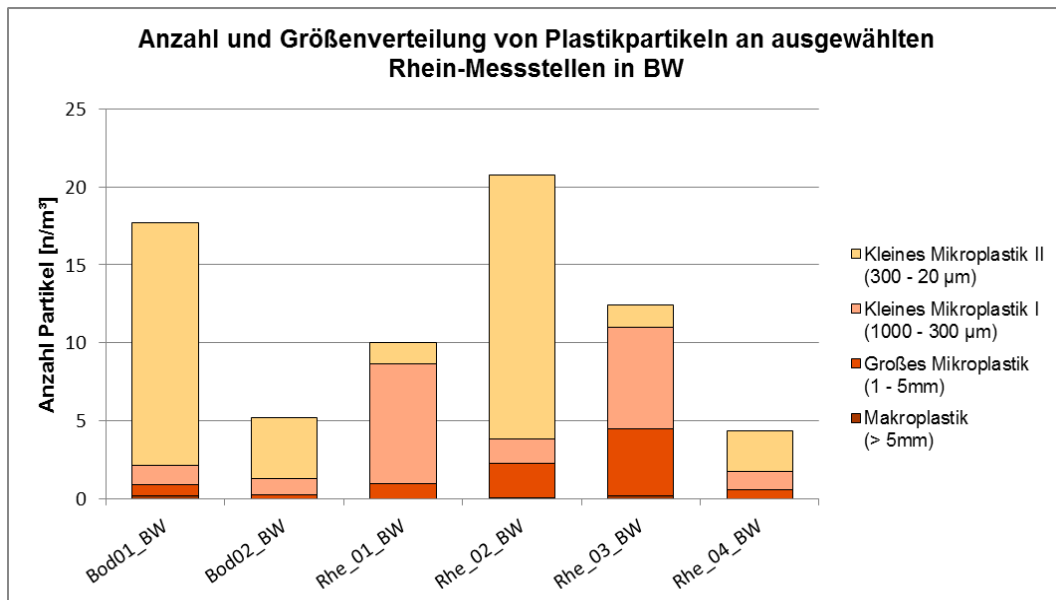


Abbildung 14: Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Bodensees, Hochrheins und südlichen Oberrheins zwischen Bodensee bei Friedrichshafen und Oberrhein bei Mannheim-Niederfeld [Partikel/ m^3]

An den Nebengewässern Kinzig (Kin_01_BW), Kriegbach (Kri_01_BW) und Kraichbach (Kra_01_BW) spiegelt sich der im Vergleich zum Rhein höhere Abwasseranteil wider, wenn auch nicht im gravierenden Ausmaß (Abbildung 11). Zum einen lagen die Gesamtgehalte der Plastikpartikel höher als im Rhein. Zum anderen zeigten die drei Nebengewässer Gesamtgehalte, die zwischen 39,6 und 42,9 Partikeln pro m³ und damit auf vergleichbarem Niveau lagen. Die drei Nebengewässer unterschieden sich jedoch in der Größenverteilung der Partikel. Während an der Kinzig die Größenklasse *kleines Mikroplastik II* mit 35 Partikeln pro m³ deutlich überwog, fiel am Kriegbach diese Größenklasse auf 25 Partikel pro m³ ab. Am Kraichbach machte diese Größenklasse dann nur noch 14 Partikel pro m³ aus, während die Größenklasse *kleines Mikroplastik I* auf 24 Partikel pro m³ anstieg. *Makroplastik* wurde in deutlich geringerer Anzahl gefunden.

Polymertypen

An fast allen Messstellen einschließlich der Nebengewässer dominierten die Polymertypen PE und PP (Abbildung 12, Abbildung 15, rechts). Der Bodensee und der südliche Oberrhein wiesen auch PET/PES und PUR auf (Abbildung 15, links). PUR war auch in den Nebengewässern zu finden (Abbildung 12).

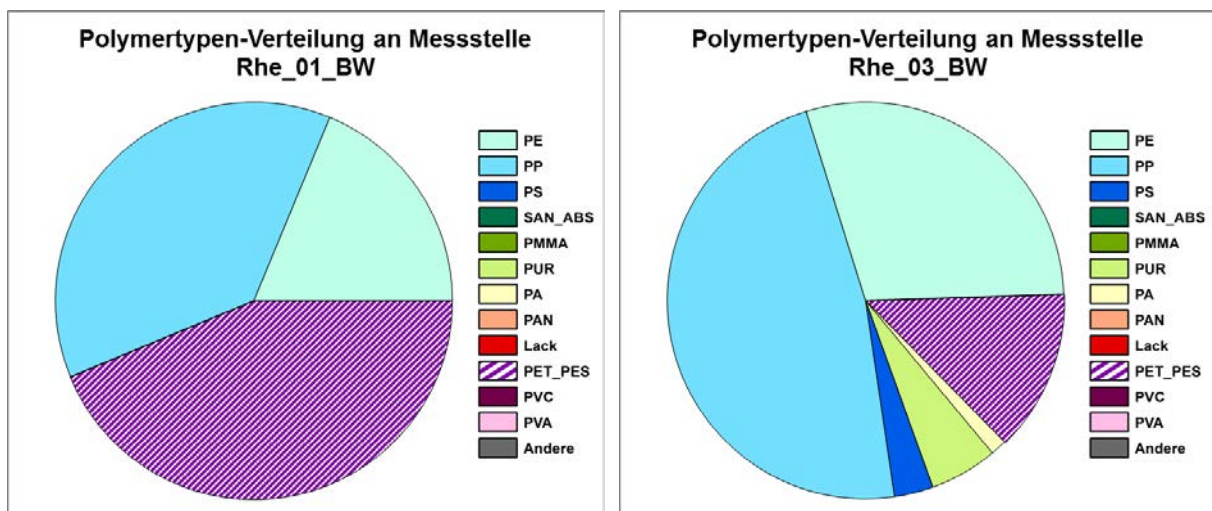


Abbildung 15: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche des südlichen Oberrheins. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm - 20 µm).

Partikelformen

Bis auf die Messstelle bei Grenzach-Wyhlen (Rhe_01_BW) wurden weit überproportional Fragmente festgestellt (Abbildung 13, Abbildung 16). Die Messstelle wies dagegen einen 85%igen Anteil von Fasern auf, ansonsten fast nur noch Fragmente. Geringe Anteile von Kunststoffkügelchen (Beads) waren im südlichen Oberrhein bei Rhe_01_BW bis Rhe_03_BW bei Hügelshaus zu finden (Abbildung 16). An der Messstelle Kra_01_BW im Kraichbach wurden zu einem geringen Anteil auch Folienstücke nachgewiesen (Abbildung 13).

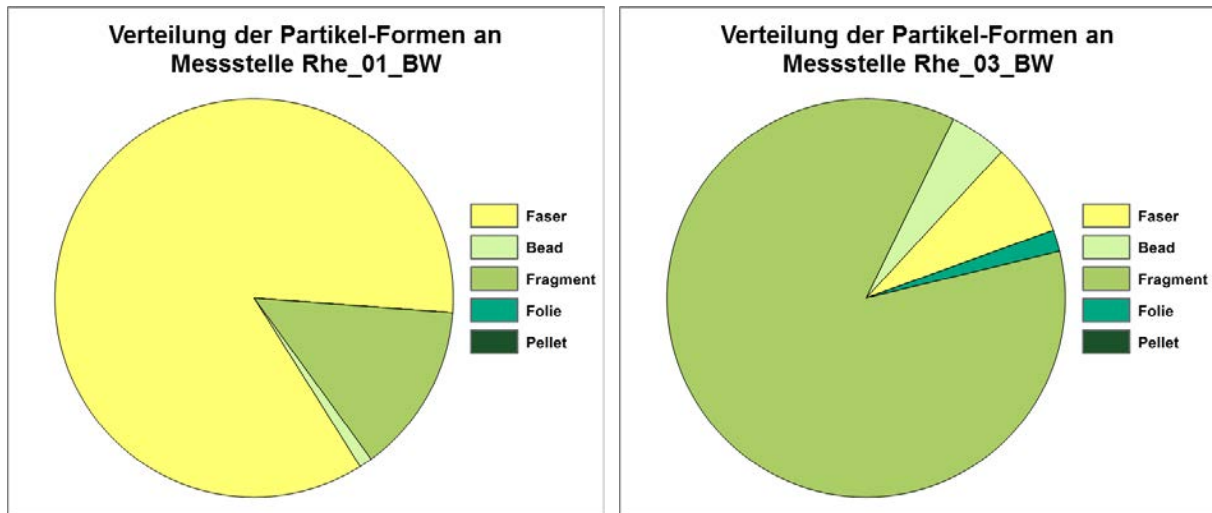


Abbildung 16: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des südlichen Oberrheins. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm - 20 µm).

Bewertung

Zentrales Ergebnis ist, dass in den untersuchten Gewässern Bodensee, Hochrhein und südlicher Oberrhein *Mikroplastik* zu finden ist, *Makroplastik* dagegen kaum. In den kleineren Nebengewässern ist der Abwasseranteil höher, dort werden auch höhere Partikelzahlen als im Rhein und Bodensee festgestellt. Dies ist plausibel; eine gesicherte statistische Korrelation oder ein kausaler Zusammenhang kann auf Basis der erhobenen Daten aber nicht abgeleitet werden. Die zu einem geringen Anteil auftretenden, eher kugelförmigen Partikel (Beads) in der Kategorie *kleines Mikroplastik* stammen mutmaßlich aus Kosmetikprodukten, die über Kläranlagen in die Gewässer eingetragen werden (primäres Mikroplastik). Fasern dürften auf Textilrückstände hindeuten, die bei Waschvorgängen freigesetzt und ebenfalls über Kläranlagen in die Gewässer eingetragen werden.

Als Fazit lässt sich konstatieren, dass *großes* und *kleines Mikroplastik* (< 5 mm bis 20 µm) an der Wasseroberfläche aller Messstellen des Bodensees, des Hochrheins und des südlichen Oberrheins anzutreffen waren. Es muss von einer zivilisatorischen Grundlast von Mikroplastik in den Gewässern ausgegangen werden. Im Einzugsgebiet des Rheins zwischen Bregenz und Mannheim konnten keine Hotspots ausgemacht werden. Lediglich im Rhein bei Grenzach-Wyhlen vor Basel wurden in der Verteilung der Polymertypen und der Partikelformen deutliche Unterschiede zu den anderen Messstellen des Rheins festgestellt. Dies könnte möglicherweise auf einen gewissen punktuellen, industriellen Einfluss hindeuten. Kleineräumige Punktquellen aus der Siedlungsentwässerung spielen in den kleineren Gewässern mit höherem Abwasseranteil höchstwahrscheinlich eine geringfügig größere Rolle im Vergleich zum Oberrhein mit deutlich höherer Wasserführung und damit günstigeren Verdünnungsverhältnissen.

3.2.2 Nördlicher Oberrhein und Mittelrhein (Hessen und Rheinland-Pfalz)

In den drei Flusswasserproben aus Rheinland-Pfalz (Rhein und Mosel) wurden im Größenbereich von *Makroplastik* bis zum *Mikroplastik* des Größenbereichs 500 µm – 1 mm von insgesamt 122 untersuchten Partikeln schließlich 77 Partikel über ATR-FTIR-Spektroskopie als synthetische Polymere identifiziert (63 %), im Main (Hessen) von insgesamt 337 untersuchten Partikeln 202 Partikel (60 %). Von den wenigen gefundenen Fasern erwies sich nur ein sehr geringer Anteil als synthetische Fasern.

Bei der FPA-basierten FTIR-Mikrospektroskopie der Größenfraktion 500 – 20 µm wurden in den vier Proben ca. 10 % der Partikel als synthetische Polymere identifiziert.

Es wurden nur wenige große Plastikfragmente über 5 mm (*Makroplastik*) nachgewiesen. Bei den meisten als Kunststoff identifizierten Partikeln handelte es sich vielmehr um *kleines* (< 1 mm) oder *großes Mikroplastik* (5 – 1 mm). Bei den gefundenen Materialien handelte es sich sehr oft um die gängigen Polymere mit einem hohen Marktanteil in der Kunststoffproduktion. Dazu gehören PE, PP, PET/PES und PS. Zusätzlich konnten aber weitere Polymere wie zum Beispiel, PAN, PVA, Nitrilkautschuk (NBR) und PUR detektiert werden. Daneben wurden vor allem in der Oberflächenwasserprobe aus der Mosel Lackpartikel gefunden. Beispielhaft sind *Makro-* und *Mikroplastikpartikel* in Abbildung 7 bis Abbildung 9 gezeigt.

Partikelanzahl und Größenverteilung

Im Bereich des nördlichen Oberrheins und Mittelrheins wurden Messstellen vor und nach den größten Zuflüssen Main und Mosel sowie in den Mündungsbereichen dieser beiden Zuflüsse untersucht. Während im nördlichen Oberrhein bei Nackenheim (Rhe_05_RP) mit 2,9 Partikeln/m³ die niedrigste Plastikkonzentration der gesamten Rhein-Messstellen gefunden wurde, wurde am Mittelrhein bei Lahnstein (Rhe_06_RP) mit 22,2 Partikeln/m³ die höchste Plastikkonzentration im Rhein ermittelt. Wie auch in anderen Rheinabschnitten zu beobachten (vgl. Kapitel 3.2.1 und 3.2.3), liegen die Plastikkonzentrationen in den Nebengewässern deutlich über den Konzentrationen im Rhein. In der Mosel (Mos_01_RP) wurden insgesamt 35,5 Partikel/m³ nachgewiesen, im Main (Mai_1_HE) lag die Plastik-Konzentration mit 60,3 Partikel/m³ noch etwas höher. In der Mehrzahl wurde an allen Probestellen *kleines Mikroplastik* nachgewiesen. Während an den Rhein-Messstellen in etwa gleiche Mengen *kleines Mikroplastik I und II* gefunden wurden, dominierte im Main das *kleine Mikroplastik I*, in der Mosel dagegen deutlich das *kleine Mikroplastik II* (Abbildung 17). *Makroplastik* wurde generell wenig gefunden, an der Probestelle bei Nackenheim (Rhe_05_RP) wurde gar kein *Makroplastik* nachgewiesen.

Polymertypen

Die meisten der gefundenen Partikel bestanden aus PE und PP (Abbildung 18). Allerdings war die Bandbreite der vorgefundenen Polymere sehr hoch und auch seltene Polymere und Mischpolymere wurden in hoher Anzahl gefunden.

Im Main (Mai_01_HE) wurden größere Mengen PS und PET/PES und eine Vielzahl von selteneren Polymeren, wie beispielsweise PUR, PVA, PA detektiert. An der Mosel (Mos_01_RP) wurden in der Mehrzahl die drei synthetischen Polymere PE, PP und PET/PES nachgewiesen, in kleinerer Anzahl auch PS. Außerdem wurden in der Fraktion des *großen Mikroplastiks* auch Lackpartikel gefunden.

Partikelformen

An allen Probenstellen stellten Fragmente, also Bruchstücke von größeren Plastikteilen, den Hauptanteil an den gefundenen Plastikpartikeln dar (Abbildung 19). Fasern, Beads und Folien-Reste wurden ebenfalls an allen vier Probestellen nachgewiesen, jedoch in deutlich geringerer Anzahl als die Fragmente.

Vor allem die sphärischen Partikel (Beads) im *kleinen Mikroplastik* stammen mutmaßlich zu einem gewissen Anteil aus Kosmetikprodukten und deuten auf einen Eintrag von Mikroplastik aus Kläranlagen hin. Hauptsächlich wurden diese Beads im Main (Mai_01_HE) gefunden. Fasern von synthetischen Kleidungsstücken, die ebenfalls auf eine Kontamination durch Kläranlagen hindeuten könnten, wurden an dieser Probestelle hingegen kaum gefunden.

Die Fasern, die in relativ hoher Anzahl in der Mosel (Mos_01_RP) nachgewiesen wurden, wurden aufgrund ihrer Dicke eher als Bruchstücke von Seilen oder Tauen eingeordnet.

Die Probestelle im Main (Mai_01_HE) gehört zu den wenigen Probestellen, an welchen in den Größenklassen *Makroplastik* und *großem Mikroplastik* einige Partikel als Rohpellets der Kunststoffindustrie identifiziert werden konnten.

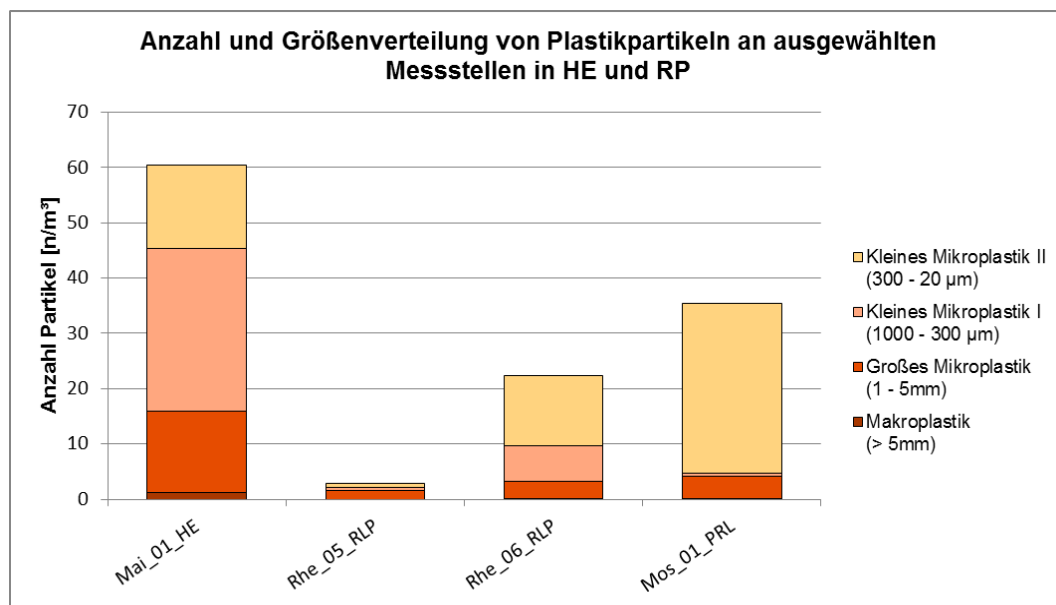


Abbildung 17: Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Mains, Rheins und der Mosel [Partikel/m³]

Betrachtet man die Polymertypen-Verteilung an den einzelnen Messstellen, so scheint sich der Beitrag des Mains bei Rhe_06_RLP durch eine Erhöhung des PE- und PET/PES- Anteils bemerkbar zu machen. Hinsichtlich der Partikelformen kann der Einfluss des Mains nicht abgeleitet werden.

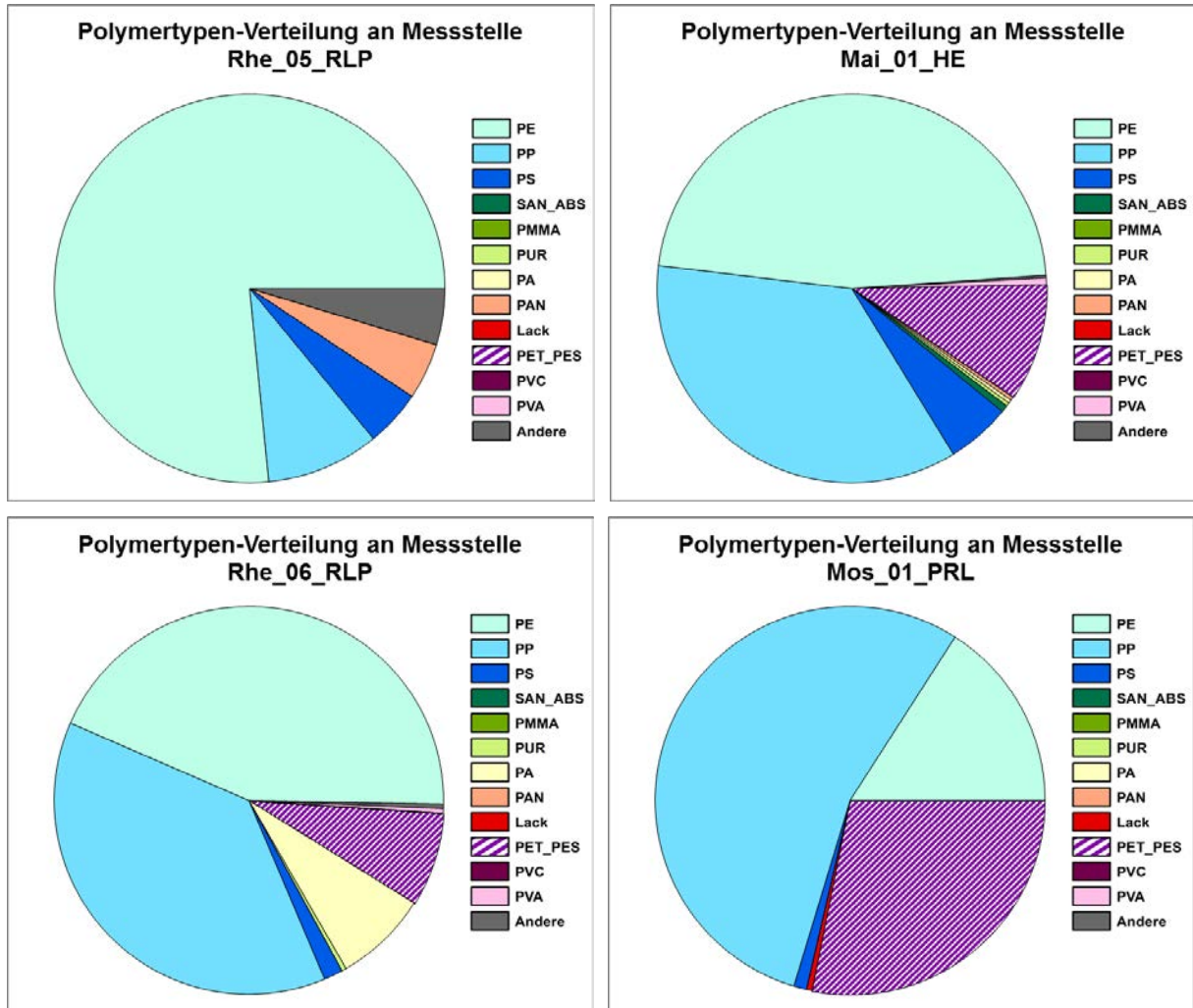


Abbildung 18: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche ausgewählter Messstellen des Mains, Rheins und der Mosel. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm – 20 µm).

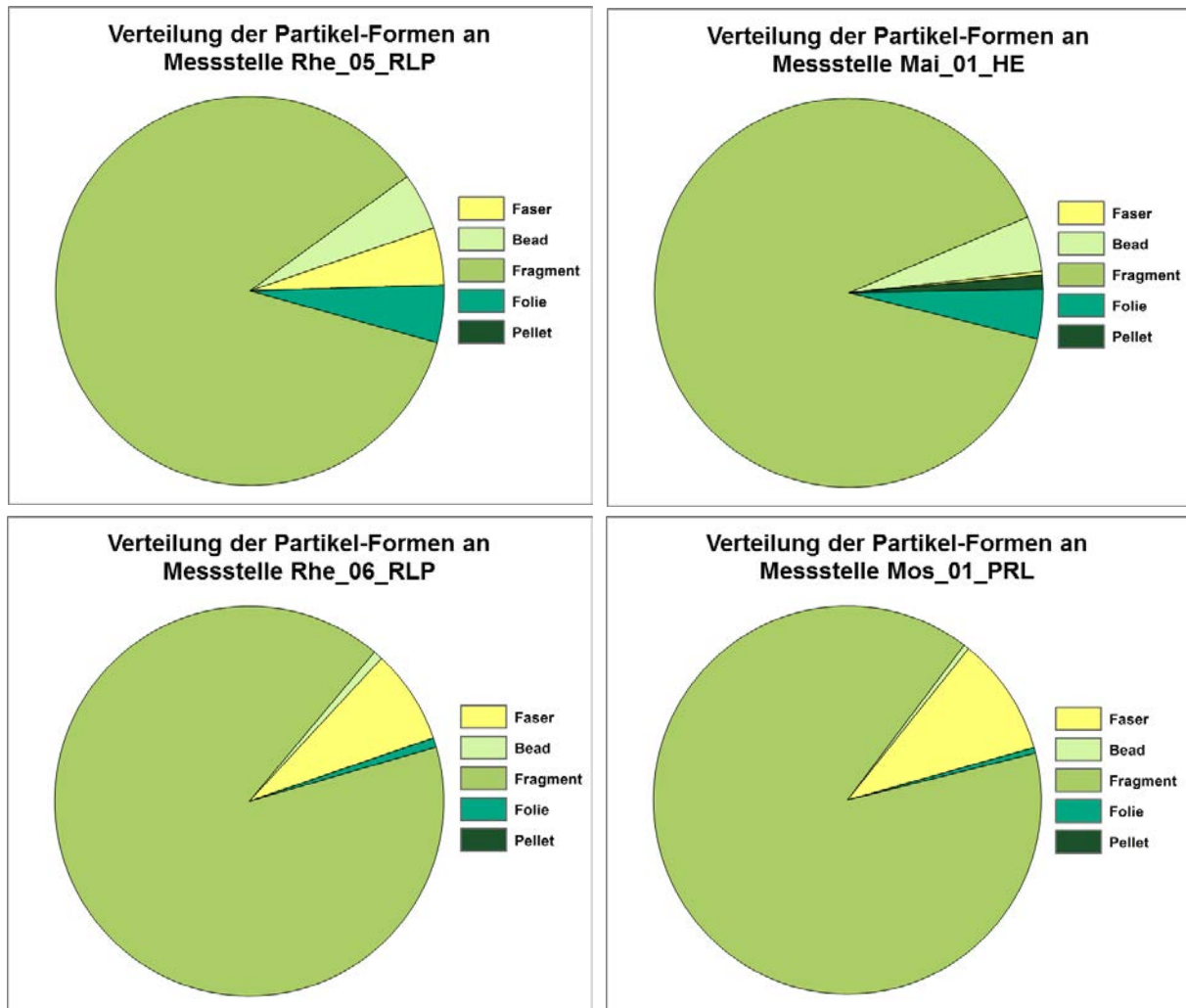


Abbildung 19: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des Mains, Rheins und der Mosel. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel ($> 5 \text{ mm} - 20 \text{ }\mu\text{m}$).

Versuch einer Frachtenbilanz

Zwischen der Probenahme im Rhein bei Nackenheim (Rhe_05_RP) und der Mainmündung (Mai_01_HE) einerseits, sowie im Rhein bei Lahnstein (Rhe_06_RP) und in der Moselmündung (Mos_01_RP) andererseits, lagen knapp 2 Tage. Bei dem zur Zeit der Probenahme geringen Abfluss (Pegel Mainz am 01.09.2015 $752 \text{ m}^3/\text{s}$), war dieser Zeitraum nur wenig größer als die Fließzeit. Es war deshalb zu erwarten, dass – mit aller Vorsicht (!) – eine Summenbilanz gezogen werden könnte. Zugrunde gelegt wurde, dass die Summe aus den abgeschätzten Tagesfrachten des Rheins bei Nackenheim (Rhe_05_RLP, kurz oberhalb der Mainmündung) und des Mains an der Mündung (Mai_01_HE) etwa der Tagesfracht im Mittelrhein bei Lahnstein (kurz oberhalb der Moselmündung) entspräche.

Diese Bilanz konnte jedoch nicht gezogen werden, wie die Abbildung 20 zeigt. Die abgeschätzte Fracht im Mittelrhein war für das *große Mikroplastik* ($> 1 \text{ mm}$) kleiner und für das *kleine Mikroplastik* ($< 1 \text{ mm}$) viel größer als die Summe aus Oberrhein und Main.

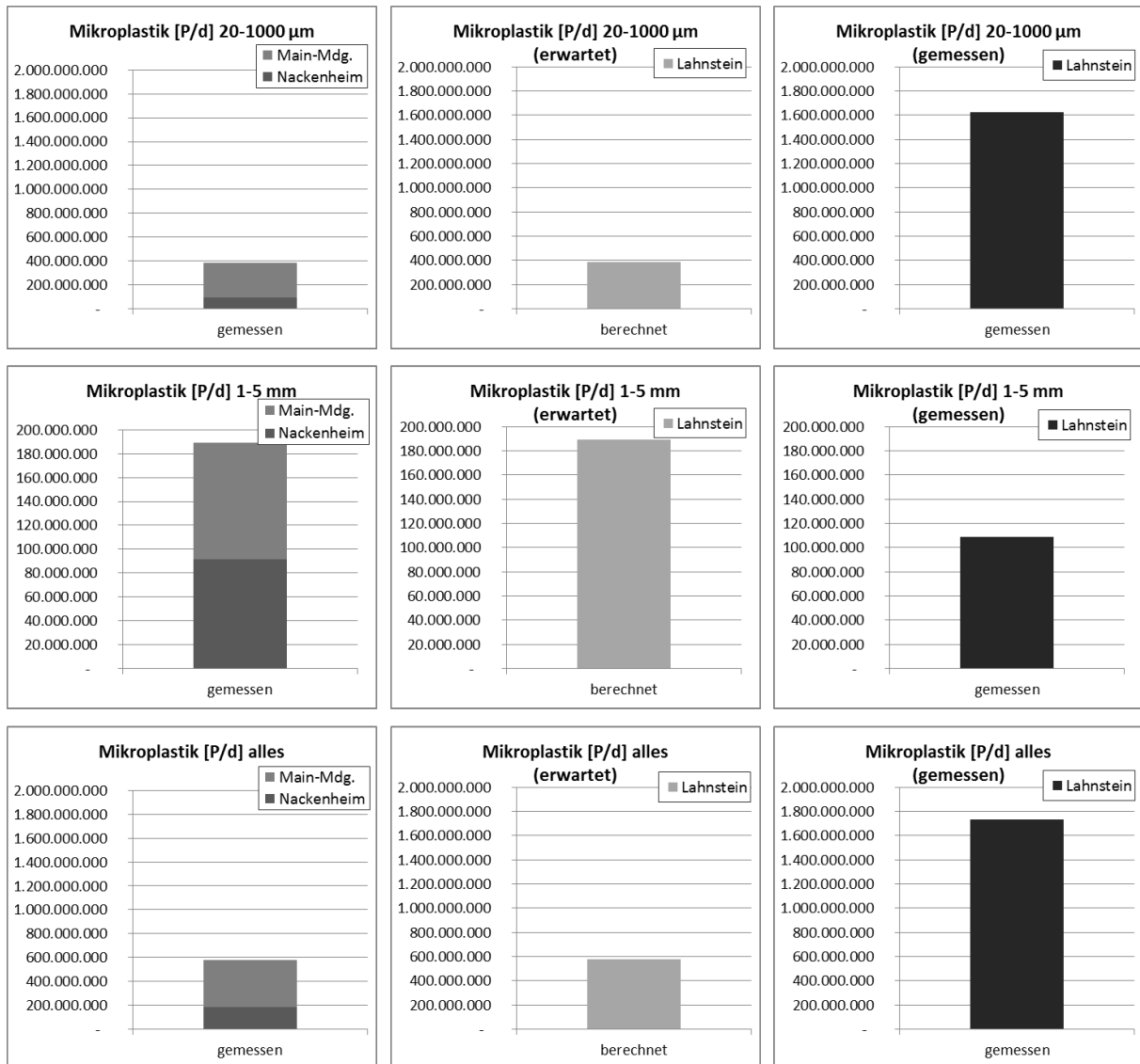


Abbildung 20: Versuch einer Frachtabschätzung zwischen Main (Probestelle Mai_01_HE), Oberrhein (Probenstelle Nackenheim Rhe_05_RLP) und Mittelrhein (Probenstelle Lahnstein Rhe_06_RLP). Angegeben ist die abgeschätzte Tagesfracht (Partikel pro Tag [P/d]).

Damit unterstreichen die Ergebnisse der versuchten Frachtbilanzierung, dass derartig punktuelle Untersuchungen keinesfalls überinterpretiert werden dürfen. Zum Verhalten der Plastikpartikel in der fließenden Welle bestehen noch immer enorme Kenntnislücken. Dies macht die Entnahme repräsentativer Proben umso schwieriger. Diese Frachtabschätzung berücksichtigt zudem neben dem Main keine weiteren Eintragspfade auf der Fließstrecke zwischen Nackenheim und Lahnstein.

3.2.3 Nördlicher Mittelrhein und Niederrhein (Nordrhein-Westfalen)

Der Fokus des nordrhein-westfälischen Messprogramms lag auf der Untersuchung der Mikroplastik-Konzentrationen im Rhein und seinen größeren Zuflüssen.

Partikelanzahl und Größenverteilung

Wie an Ober- und Mittelrhein, wurden auch am Niederrhein i.d.R. höhere Partikelkonzentrationen in den Nebengewässern als im Rhein selbst gefunden. Die höchste Konzentration im Rhein wurde mit insgesamt 14,7 Partikeln/m³ kurz vor dem Übergang von Mittel- zu Niederrhein bei Bad Honnef gemessen (Rhe_07_NW). Im Niederrhein bei Düsseldorf (Rhe_08_NW) und Bimmen (Rhe_09_NW) wurden mit 7,1 bzw. 9,3 Partikeln/m³ verhältnismäßig wenige Partikel erfasst – obgleich der Fluss auf dieser Fließstrecke diversen anthropogenen Einflüssen ausgesetzt ist. Der zunehmende Durchfluss erhöht zwar die Verdünnung der Partikelkonzentrationen, gleichzeitig konnte aber auch ein Eintrag zusätzlicher Mikroplastik-Partikel über die untersuchten Zuflüsse Sieg, Wupper, Ruhr, Emscher und Lippe in den Rhein konnte im Rahmen des Monitorings festgestellt werden (Abbildung 11 und Abbildung 21).

Die gemessenen Konzentrationen in den Mündungsbereichen von Sieg (Sie_01_NW), Wupper (Wup_01_NW) und Lippe (Lip_01_NW) lagen im Vergleich über alle untersuchten Probestellen im mittleren (Sieg 27,2 Partikel/m³) bzw. oberen Drittel (Wupper 54,9 Partikel/m³; Lippe 50,5 Partikel/m³). Jedes der drei Gewässer durchfließt sowohl landwirtschaftlich geprägte Regionen als auch Siedlungsflächen mit Abwassereinleitungen, so dass Kunststoffeinträge aus unterschiedlichen Quellen stammen können. Die drei Messstellen lagen jeweils in oder unmittelbar unterhalb von Siedlungsgebieten.

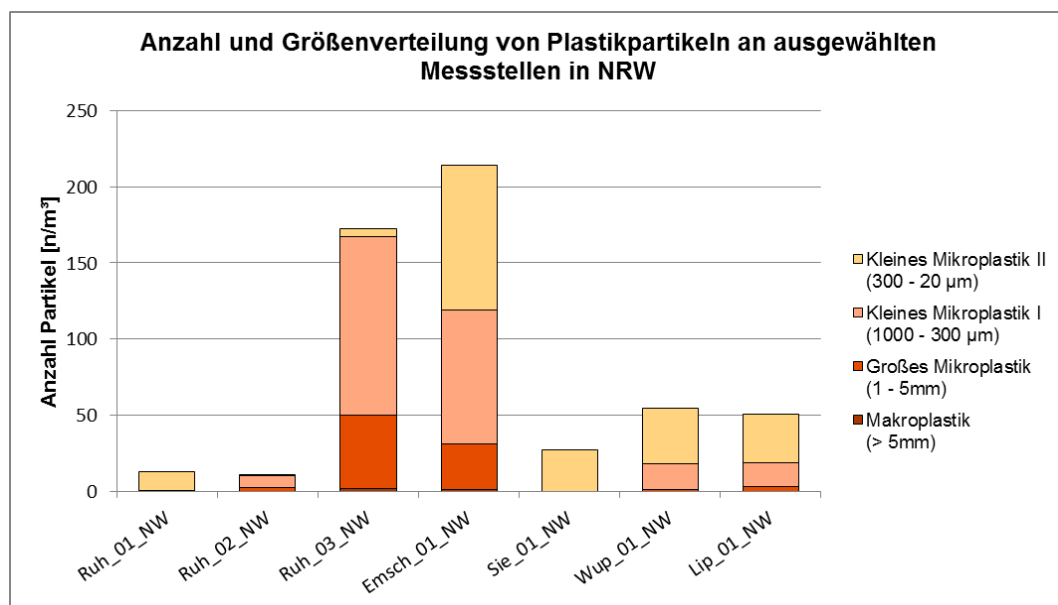


Abbildung 21: Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche der größeren Zuflüsse des Niederrheins [Partikel/m³]

Besonders auffällig waren die hohen Konzentrationen an Emscher- und Ruhr-Mündung (Emr_01_NW und Ruh_03_NW), die gleichzeitig die höchsten Konzentrationen im gesamten

Messprogramm darstellen (Abbildung 11 und Abbildung 21). Die Emscher ist ein Nebenfluss des Rheins, der den als „Ruhrgebiet“ bekannten Ballungsraum durchfließt. Im Mittel- und Unterlauf ist die Emscher technisch ausgebaut und führt hauptsächlich Schmutzwasser (Abwasseranteil 100%). So finden sich häufig höhere Konzentrationen abwassertypischer Substanzen in der Emscher als in anderen Gewässern. An der Messstelle Emscher-Mündung (Emr_01_NW) auch einen Hotspot hinsichtlich der Mikroplastikkonzentration zu finden, war daher wenig überraschend. Anders der zweite Hotspot an der Ruhr-Mündung (Ruh_03_NW). Hier sticht nicht nur die Anzahl der gefundenen Partikel hervor, sondern auch die Größenverteilung. Während an fast allen anderen Gewässern das kleine Mikroplastik II dominierte oder zumindest einen großen Anteil an der Größenzusammensetzung hatte, war der Anteil sehr kleiner Partikel an der Ruhr-Mündung mit 3 % gering. Mit 68 % wurde dort hauptsächlich die Größenklasse kleines Mikroplastik I gefunden, aber auch das große Mikroplastik kam mit 27 % mit überdurchschnittlich hohem Anteil vor. Über die Ursachen der hohen Partikelkonzentration kann bislang nur spekuliert werden. Eine naheliegende Vermutung ist ein Eintrag über die Kläranlage Kaßlerfeld, die unmittelbar oberhalb der Messstelle einleitet.

Oberhalb der Kläranlage und nur ca. 1 km oberhalb der Messstelle Ruh_03_NW liegt eine weitere Messstelle (Ruh_02_NW), an der mit 10,5 Partikeln/m³ eine verhältnismäßig geringe Mikroplastik-Konzentration festgestellt wurde. Die Partikelkonzentration erhöhte sich erst unterhalb des Einleiters. Jedoch müssen bei der Beurteilung der Konzentrationen an der Ruhr-Mündung die hydraulischen Verhältnisse am Tag der Probenahme berücksichtigt werden: beide Messstellen, Ruh_02_NW und Ruh_03_NW, liegen unterhalb des Ruhrwehrs Duisburg (Abbildung 22), das zum Zeitpunkt der Probenahme geschlossen war. Bei relativ hohem Wasserstand im Rhein floss die Ruhr langsam bis gar nicht und es kam zu einem Rückstau im Bereich der Probestellen. Der verminderte Abfluss könnte eine Ansammlung von Partikeln im Rückstaubereich begünstigen, die unter anderen Bedingungen von der fließenden Welle mitgetragen würden. Möglicherweise emittiert die Kläranlage Kaßlerfeld also nicht mehr Plastik pro Zeiteinheit als andere Kläranlagen, sondern es kam, bedingt durch die temporäre hydraulische Situation zu einer Akkumulation von aufschwimmenden Plastikteilchen. Dafür spricht auch die beobachtete Schaumbildung an der Wasseroberfläche zum Zeitpunkt der Probenahme (Abbildung 22). Die genauen Ursachen können nur durch wiederholte Messungen in diesem Gewässerabschnitt geklärt werden. Ein Folgeprojekt wurde bereits eingeleitet (vgl. dazu auch Kapitel 5 „Aktuelle Projekte der Bundesländer“). Dabei wird sich zeigen, ob es sich um ein einmaliges Ereignis oder um einen kontinuierlichen hohen Eintrag handelt. Sollten die Ergebnisse replizierbar sein, wird geprüft, ob der Eintrag über die Kläranlage oder durch einen anderen Verursacher erfolgt.

Als Vergleichsprobe wurde aus der Ruhr eine weitere Probe aus dem Oberlauf entnommen. Die Messstelle Ruh_01_NW liegt nur etwa 1,5 km unterhalb der Quelle. Auch an dieser Messstelle wurde Mikroplastik detektiert. Mit insgesamt 13 Partikeln/m³ fiel das Ergebnis sogar höher als an vielen Rheinmessstellen aus. Im Einzugsgebiet der Messstelle gibt es keine Abwassereinleitungen. In unmittelbarer Nähe liegt allerdings ein Ausflugslokal mit diversen Freizeitangeboten inklusive einem Skilift.



Abbildung 22: Messstellen an der Ruhrmündung oberhalb (Ruh_02_NW, gelbes Transekt) und unterhalb (Ruh_03_NW, gelbes Transekt) der Einleitung durch das Klärwerk Kaßlerfeld (grünes Dreieck). Der im Bild rechts erkennbare Schaum an der Wasseroberfläche zeigte kaum Bewegung im Wasser an. Kartengrundlage: Land NRW (2018) - Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0, Bildquelle: Universität Bayreuth

Polymertypen

Stärker noch als an den oberhalb liegenden **Rhein-Messstellen** fällt am Niederrhein die Dominanz der beiden Polymertypen PE und PP auf. Zwar wurden auch andere Kunststoffe identifiziert, jedoch in verhältnismäßig geringer Anzahl, so dass ihr Anteil in den Tortendiagrammen der Karten-Darstellung (Abbildung 12) nicht sichtbar wird, sondern erst in höher auflösenden Schaubildern (Abbildung 23). Dabei unterscheiden sich die weiteren Polymertypen zwischen den drei Rheinmessstellen in NRW: In Bad Honnef (Rhe_07_NW) wurden PET/PES sowie PAN Partikel gefunden, in Düsseldorf (Rhe_08_NW) wurden SAN/ABS sowie PMMA Partikel identifiziert, während in Bimmen (Rhe_09_NW) neben PE, PP und PS nur eher seltene Polymertypen gefunden wurden, die nicht weiter identifiziert wurden (z. B. Paraffine oder Copolymere). PS wurde an allen drei Stellen identifiziert.

Auch in den **Zuflüssen** dominierten PE und PP. An Lippe (Lip_01_NW) und Emscher (Emr_01_NW) fallen in den Tortendiagrammen (Abbildung 12) zudem die Anteile an PET/PES Partikeln auf. Polyester könnten z. B. aus Textilfasern stammen, was sich in den relativ hohen Anteilen an Fasern an diesen beiden Messstellen widerspiegelt (vgl. nächsten Abschnitt).

Die Messstelle unterhalb der Ruhrquelle (Ruh_01_NW) ist ein Beispiel für die in Kapitel 2.3 beschriebenen Unsicherheiten bei der Angabe von prozentualen Anteilen an Messstellen mit geringer Plastikpartikel-Konzentration und hohem Aliquotfaktor bei der Probenaufbereitung. Einzelfunden bestimmter Polymertypen, in diesem Fall PVC, kommt durch die Hochrechnung eine hohe Bedeutung zu. Tatsächlich wurden an dieser Messstelle nur wenige Plastikpartikel analytisch erfasst und es könnte sich lediglich um ein „statistisches Artefakt“ bei der Hochrechnung handeln.

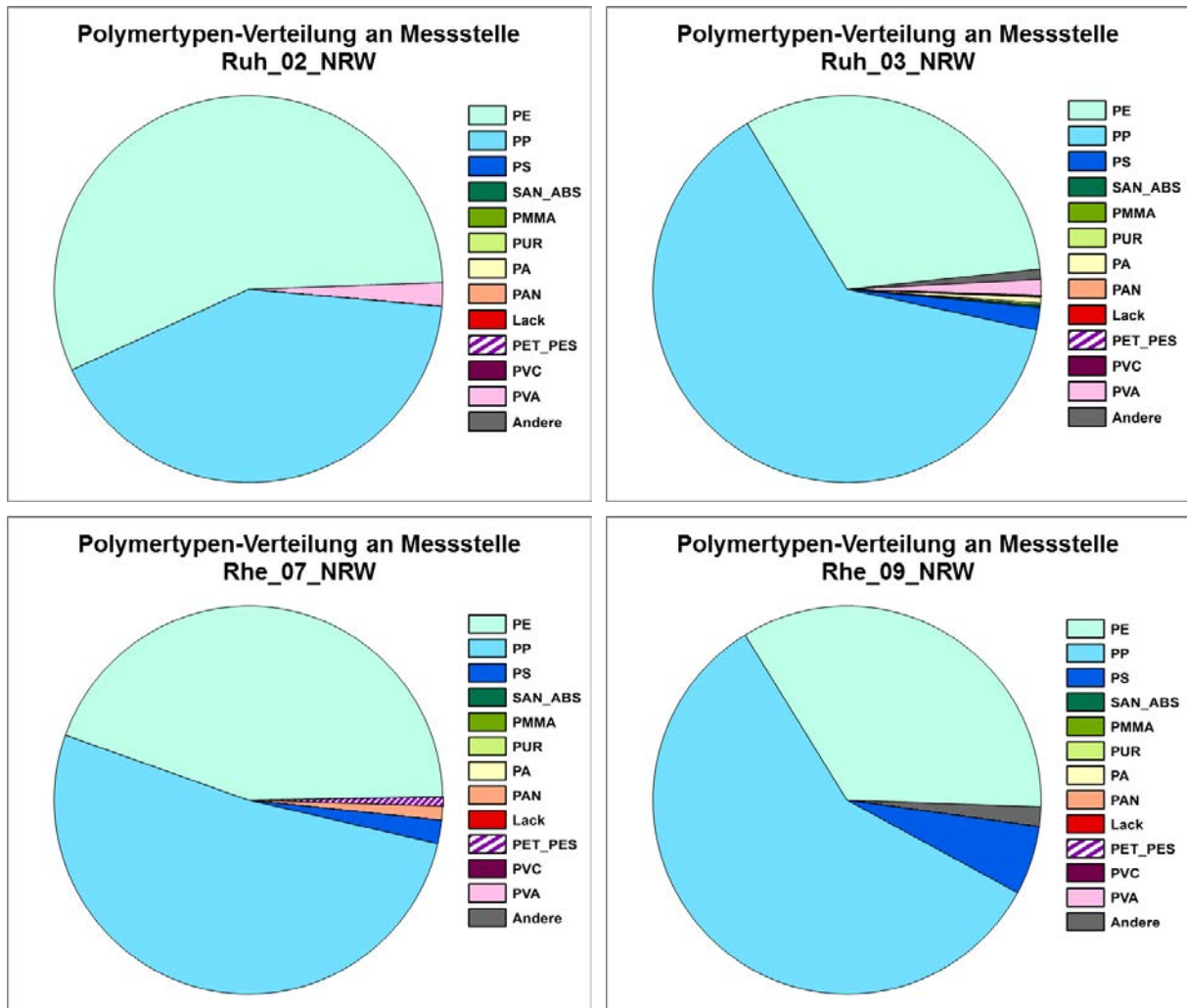


Abbildung 23: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche ausgewählter Messstellen in Ruhr und Rhein. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm – 20 µm).

Partikelformen

Auch bei der Zusammensetzung der identifizierten Formen wiederholen sich am Niederrhein und seinen Zuflüssen, die Muster der oberhalb liegenden Rheinabschnitte. Sowohl im Rhein als auch in den Zuflüssen wurden hauptsächlich Fragmente gefunden. Die Mündungs-Messstellen von Lippe (Lip_01_NW) und Emscher (Emr_01_NW) wiesen verhältnismäßig hohe Anteile von Fasern (etwa 25 %) in den Proben auf (Abbildung 13). An der stark durch kommunale Abwässer geprägten Emscher war ein erhöhtes Vorkommen von Textilfasern zu erwarten. Ob die gefundenen Fasern wirklich Kleidungsfasern aus Waschmaschinenabwasser darstellen, kann bislang nur vermutet werden.

An etwas über der Hälfte der Messstellen wurden zusätzlich Folienreste und Beads gefunden. Pellets dagegen wurden an keiner der Messstellen in NRW festgestellt. Die unterschiedliche Verteilung der Partikelformen an den Messstellen wird bei der vergrößerten Darstellung in Abbildung 24 deutlich.

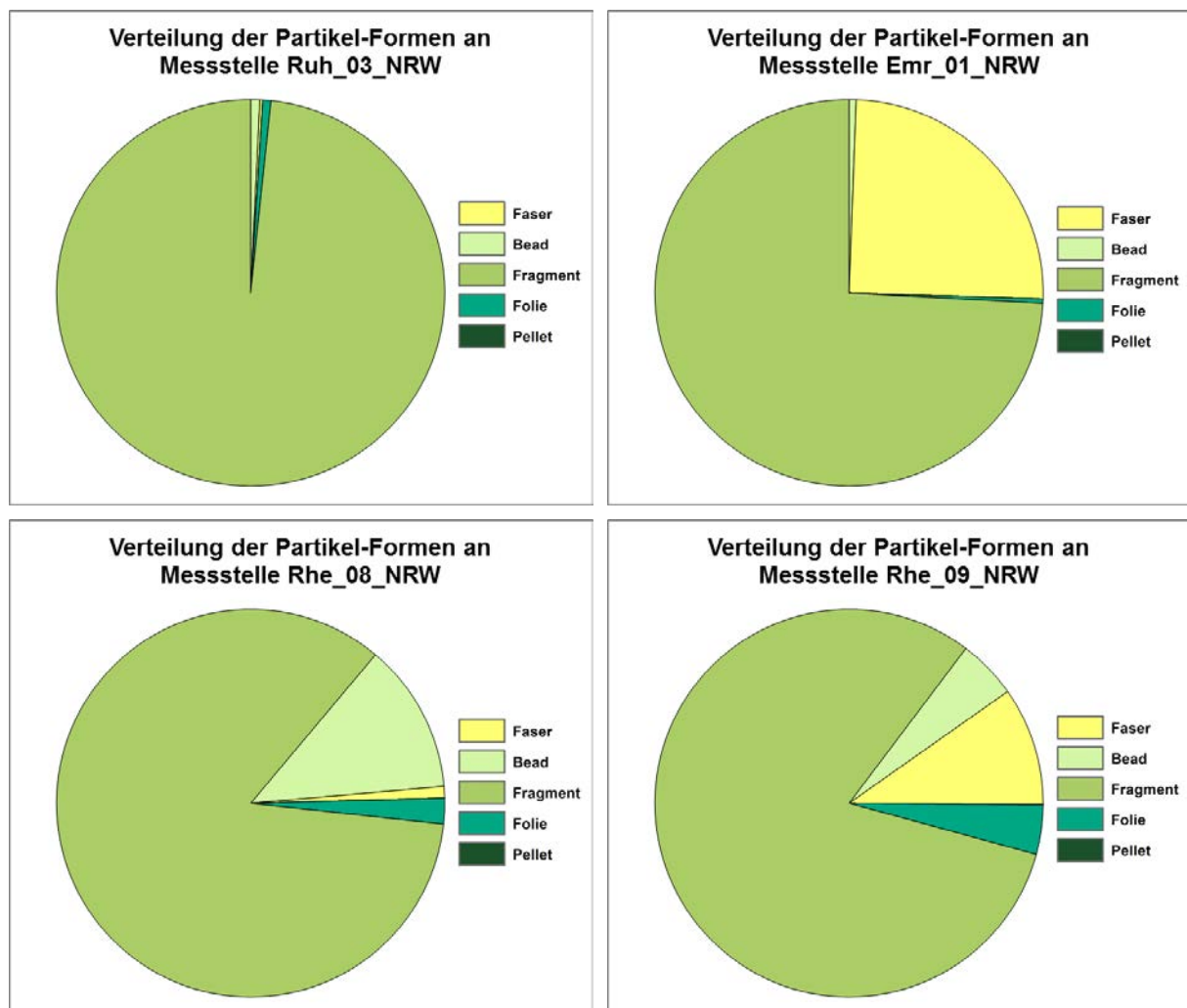


Abbildung 24: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche ausgewählter Messstellen an Ruhr, Emscher und Rhein. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm – 20 µm).

3.2.4 Zusammenfassung und Interpretation der Messprogramme im Einzugsgebiet Rhein

Der Rhein durchfließt vier der beteiligten Bundesländer und wurde entsprechend intensiv in dem gemeinsamen Messprogramm untersucht. Auf der Fließstrecke zwischen Basel und der Grenze zu den Niederlanden liegen neun Messstellen, die im Zeitraum zwischen März und September 2015 untersucht wurden. Umso überraschender ist die relativ enge Spanne, in der sich die Ergebnisse der Rhein-Untersuchung trotz großer geographischer und saisonaler Unterschiede bewegen: mit einem Minimum von 2,9 Partikeln/m³ (Rhe_05_RP, bei Nackenheim) bis zu einem Maximum von 22,3 Partikeln/m³ (Rhe_06_RP, bei Lahnstein) (Abbildung 10 und Abbildung 11) unterscheiden sich die Partikelzahlen nur etwa um den Faktor 10. Dabei folgen die Messstellen mit minimaler und maximaler Konzentration unmittelbar aufeinander und wurden im Rahmen des gleichen Messprogramms, im gleichen Zeitraum bei konstanten Abflussverhältnissen erhoben (Rheinland-Pfalz, September 2015, vgl. Kapitel 3.2.2). Somit können saisonale und abflussbedingte Unterschiede in diesem Fall ausgeschlossen werden. Auch ein zweiter Konzentrationsanstieg (Rhe_01_BW zu Rhe_02_BW) mit anschließend wieder abflachenden Konzentrationen an den flussabwärts gelegenen Messstellen (Rhe_02_BW zu Rhe_03_BW und Rhe_04_BW) wurde innerhalb einer zeitlich eng gefassten Probenahme-Kampagne beobachtet.

Nach Ausschluss saisonal- bzw. abflussbedingter Ursachen für die beiden beobachteten Anstiege, lässt sich festhalten, dass die Messergebnisse insgesamt keine kontinuierliche Zunahme entlang des Flussverlaufes erkennen lassen. Über die genauen Ursachen für die beiden Konzentrationsanstiege kann auf Basis dieser einmaligen Probenahmen noch keine Aussage getroffen werden. Wie komplex eine solche Bilanzierung ist, wurde in Kapitel 3.2.2 dargelegt. Zwar ließe sich der Main als potentielle Quelle für den deutlichen Konzentrationsanstieg zwischen den beiden Probestellen vermuten – wie sich zeigte, ist eine Berechnung des Beitrages aber auf Basis der wenigen Messungen nicht möglich. Zwischen den Messstellen Nackenheim (Rhe_05_RP) und Lahnstein (Rhe_06_RP) mündet der Main. Wie in Kapitel 3.2.2 dargelegt, lässt sich dessen Einfluss auf die Mikroplastik-Konzentrationen im Rhein anhand der erhobenen Daten jedoch nicht berechnen. Generell zeichnet sich der Einfluss industrieller Ballungsräume nicht unmittelbar an den lokalen Messstellen am Rhein ab.

Vergleicht man die an allen 52 Messstellen der Länder-Messprogramme ermittelten Konzentrationen, liegen die Konzentrationen im Rhein unter oder im Bereich des medianen Wertes (19,2 Partikel/m³; Mittelwert: 37,8 Partikel/m³). In vielen kleineren Gewässern wurden deutlich höhere Konzentrationen gemessen als im Rhein.

Auch im Vergleich mit Literaturwerten aus internationalen Studien liegt der Rhein eher im unteren bis mittleren Bereich (Tabelle 4). Allerdings ist ein Vergleich mit Ergebnissen anderer Studien nur unter Vorbehalt möglich, da meist sehr unterschiedlichen Methoden angewendet und Ergebnisse in unterschiedlichen Einheiten angegeben werden (s. hierzu Kapitel 4.3 Ergebnisse im Vergleich mit internationalen Studien).

Solange die Datenbasis zum Vorkommen von Mikroplastik auf einzelnen Messergebnissen an der Wasseroberfläche beruht, sollten daraus keine Frachtbilanzen zu Gesamteinträgen in die Nordsee berechnet werden. Schon auf kleinräumiger Ebene waren keine plausiblen Bilanzierungen möglich (vgl. Kapitel 3.2.2). Solche Abschätzungen sollten auf breiterer Datengrundlage aufgebaut werden. U. a. tragen die noch ausstehenden Ergebnisse der (Mikro)-

Plastik-Untersuchungen in anderen Kompartimenten dazu bei, eine solche breite Datengrundlage zu schaffen.

3.3 Neckar und ausgewählte Nebengewässer (Baden Württemberg)

Es wurden im Neckar repräsentativ ausgewählte Fließgewässer-Messstellen untersucht, welche durch unterschiedliche Abwasseranteile charakterisiert sind, räumlich die größeren Einzugsgebiete abdecken und i. d. R. im Rahmen der qualitativen Fließgewässerüberwachung des Landes untersucht werden.

Im Neckar wurden acht Messstellen ausgewählt. In den Nebengewässern Körsch, Würm, Enz, Kocher und Jagst wurde jeweils eine Messstelle in Mündungsnähe festgelegt. Der Abwasseranteil im Einzugsgebiet des Neckars liegt im Vergleich zum Rhein um ein Vielfaches höher. Beim Neckar selbst liegt der Abwasseranteil bezogen auf den mittleren Abfluss (MQ) etwa zwischen 12 % und 23 %. Bei den Nebengewässern Körsch und Würm fällt der Abwasseranteil mit etwa 40 % bis 64 % noch höher aus.

Partikelanzahl und Größenverteilung

Im Verlauf des Neckars wurden schwankende Werte im Gesamtgehalt von Plastikpartikeln festgestellt (Abbildung 25 und Abbildung 26). Zunächst stiegen die Gesamtgehalte von 9,8 Partikeln pro m³ an der ersten Messstelle bei Börstingen (Nec_01_BW) stetig an und erreichen an der Messstelle bei Deizisau (Nec_03BW) mit 59,3 Partikeln pro m³ ihr Maximum im Neckar. Die weiter abstromigen Messstellen bei Poppenweiler (Nec_04_BW) bis Kochendorf (Nec_06_BW) zeigten wieder deutlich geringere Gesamtgehalte zwischen 8 und 11,4 Partikel pro m³. Im Unterlauf des Neckars steigen dann die Gesamtgehalte auf 44,2 Partikel pro m³ wieder an und fallen Richtung Mündung des Neckars bei Edingen-Neckarhausen (Nec_08_BW) dann auf 15,6 Partikel pro m³ wieder ab.

Abhängig von den gewählten Größenfraktionen wiesen die Partikelzahlen auch deutliche Schwankungen auf. Das Maximum der *kleinen Mikroplastikpartikel II* lag mit 33,3 Partikeln pro m³ an der Messstelle bei Tübingen (Nec_02_BW) im Mittellauf des Neckars. Das Maximum der Partikelgröße *kleines Mikroplastik I* mit 26,8 Partikeln pro m³ lag an der Messstelle bei Neckarsteinach (Nec_07_BW). Das Maximum der gesamten Plastikkonzentration wurde mit 59,3 Partikeln pro m³ bei Deizisau (Nec_03_BW) gemessen. Die größten Anteile an Mikroplastik waren den Kategorien *kleines Mikroplastik I und II* der Partikelgröße 1000 µm bis 20 µm zuzuordnen. *Makroplastik*-Objekte wurden mit durchschnittlich 0,2 Partikeln pro m³ im Neckar in deutlich geringerer Anzahl gefunden, in den Neckar-Zuflüssen gar nicht.

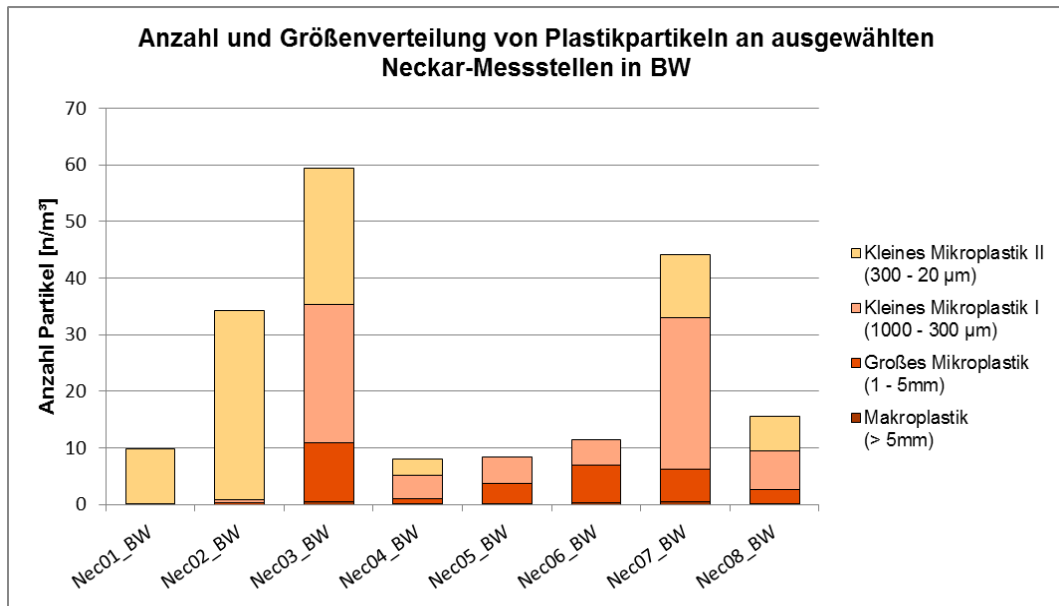


Abbildung 25: Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Neckars vom Oberlauf bei Börstingen bis zum Unterlauf bei Edingen-Neckarhausen [Partikel/m³].

Die Nebengewässer Körsch, Würm, Enz, Kocher und Jagst trugen überwiegend mit der *kleinen Mikroplastikfraktion II* zur Anzahl der Plastikpartikel bei (Abbildung 26). Das Maximum dieser Fraktion war im Kocher mit 20 Partikeln pro m³ zu finden. Die Gesamtpartikelzahl aller Fraktionen betrug im Kocher 22,7 Partikel pro m³.

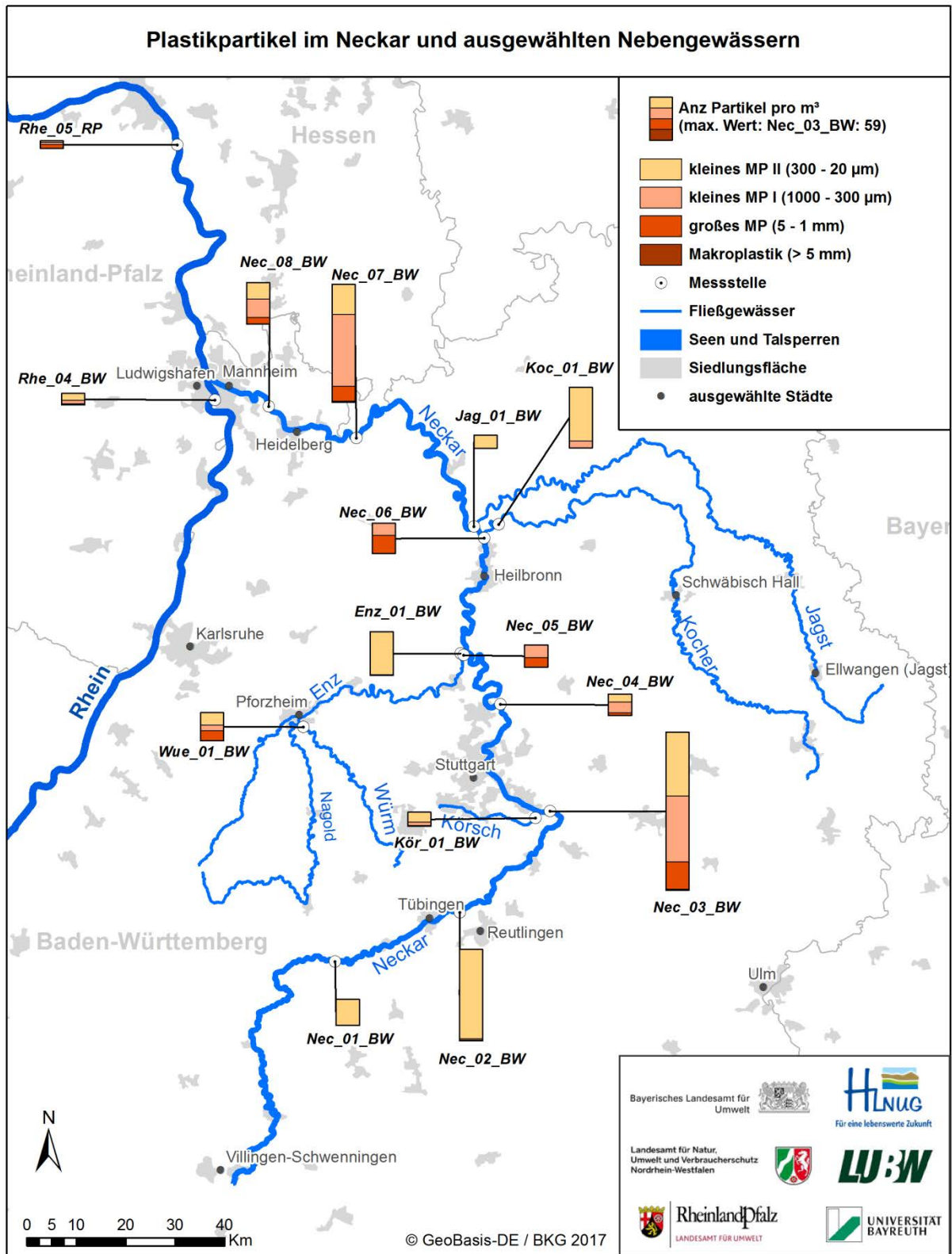


Abbildung 26: Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Neckars und ausgewählter Nebengewässer [Partikel/m³]

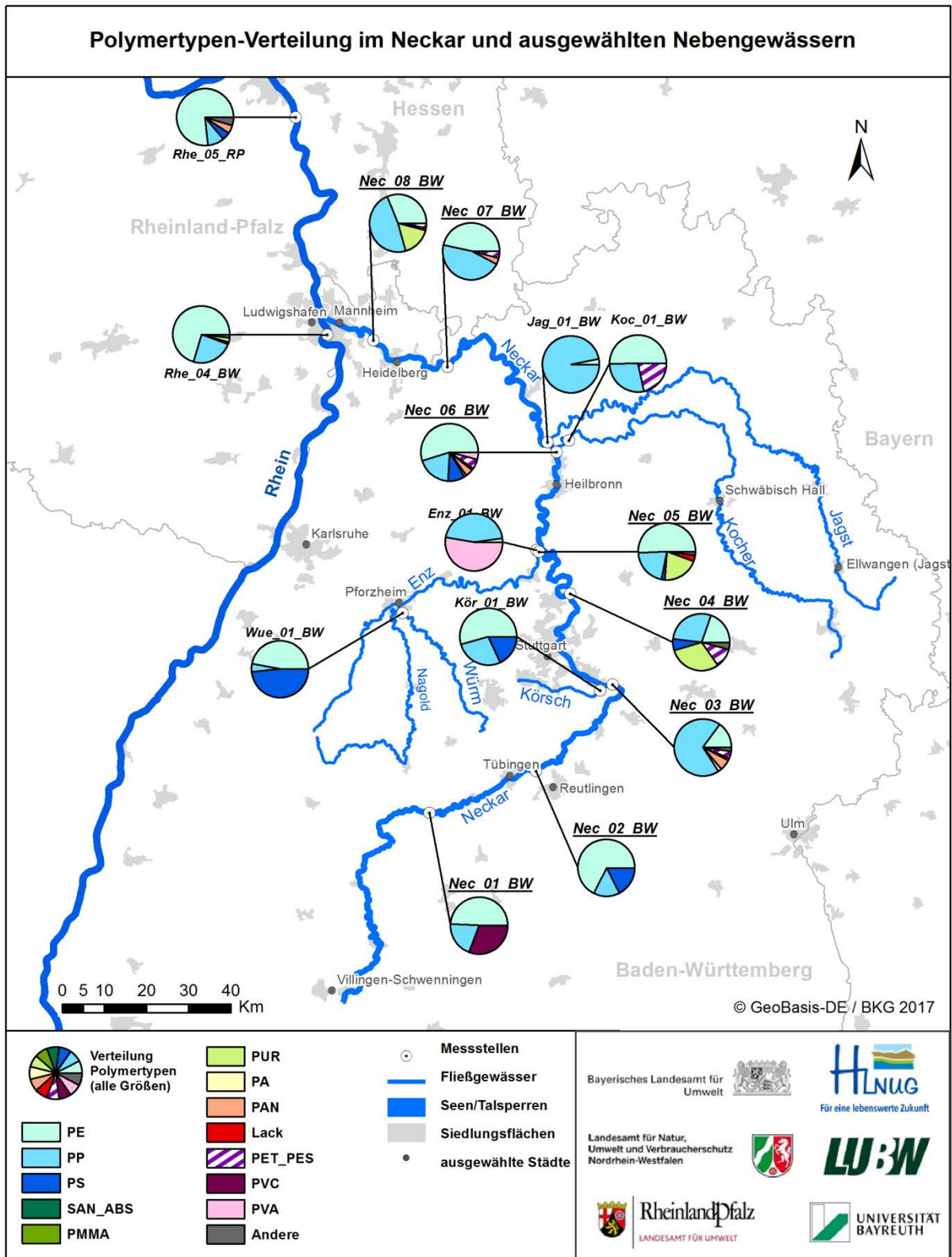


Abbildung 27: Prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche des Neckars und ausgewählter Nebengewässer. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm – 20 µm).

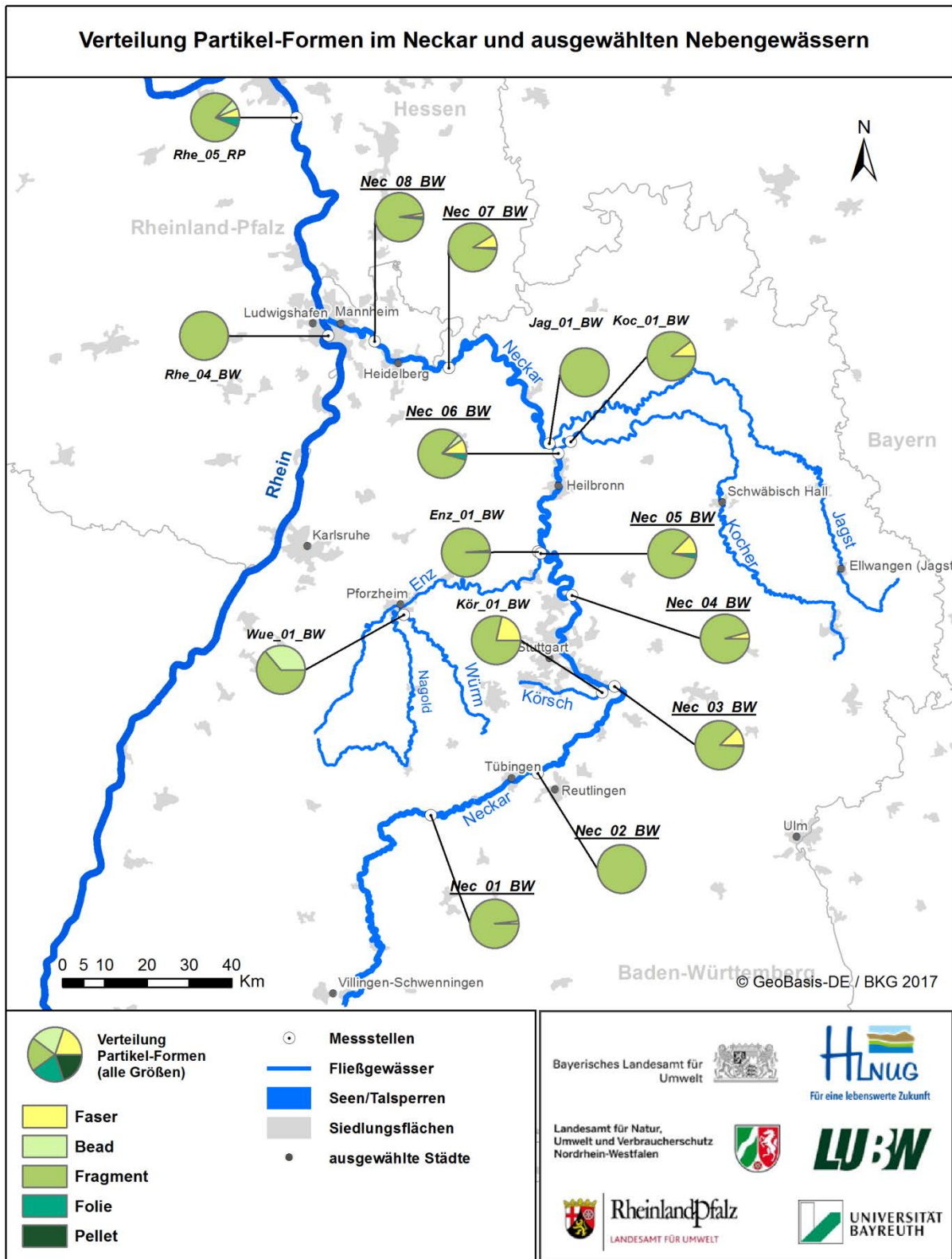


Abbildung 28: Prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des Neckars und ausgewählter Nebengewässer. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm – 20 µm).

Polymertypen

Die Polymerverteilung zeigte eine Dominanz von PE und PP (Abbildung 27 und Abbildung 29). Gefunden wurde auch PS an der Messstelle bei Tübingen (NEC_02_BW) und auch PVC bei Börstingen (NEC_01_BW) im Oberlauf des Neckars. Im Mittel- und Unterlauf des Neckars (NEC_04_BW bis NEC_08_BW) wurde vereinzelt auch PUR in größeren Anteilen gemessen (Abbildung 29). In den Nebengewässern fiel bei der Enz ein höherer Anteil von PVA und im Kocher ein höherer Anteil von PET/PES auf (Abbildung 29).

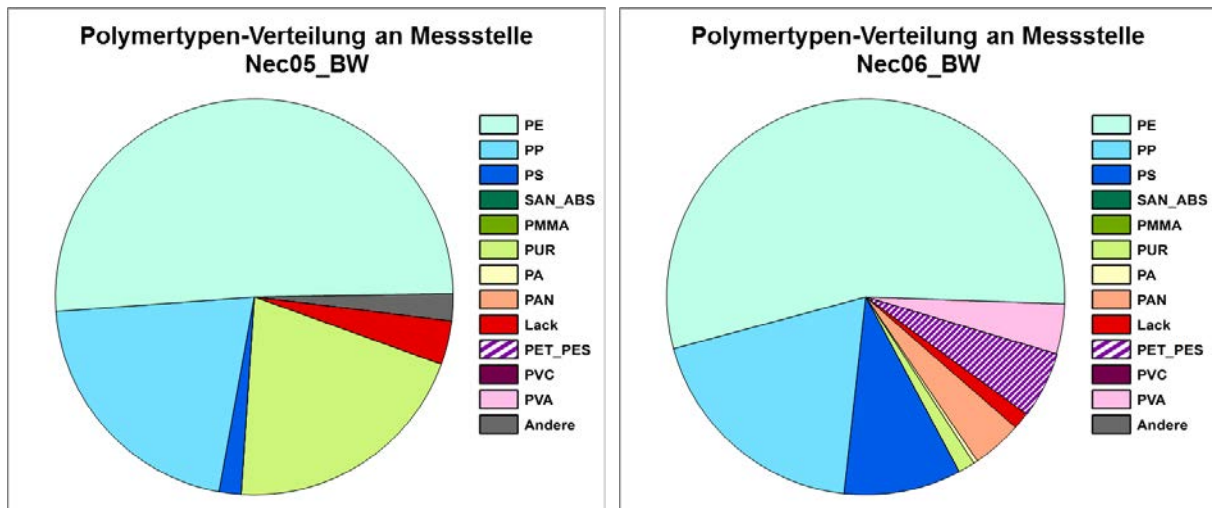


Abbildung 29: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche im Mittellauf des Neckars. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm - 20 µm).

Partikelformen

Der weit überwiegende Anteil an den erfassten Partikelformen im Neckar wurde durch Fragmente bestimmt (Abbildung 28 und Abbildung 30). Untergeordnet waren Fasern, Folien und Plastikkügelchen (Beads) anzutreffen. In den Nebengewässern zeigte sich ein ähnliches Bild. Lediglich an der Messstelle der Würm wurde auch ein erhöhter Anteil von Beads festgestellt (Abbildung 30).

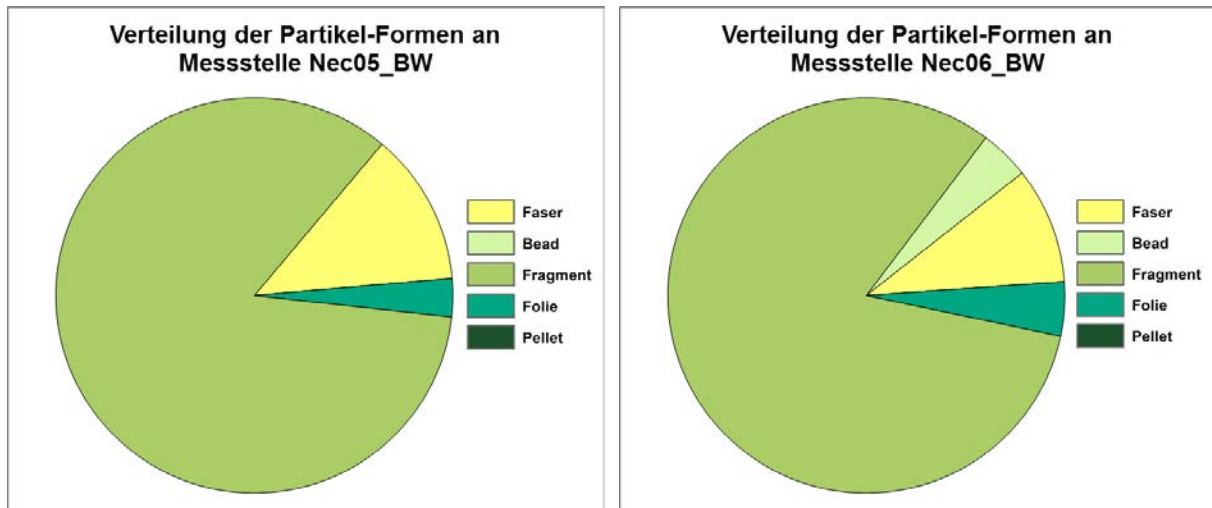


Abbildung 30: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche im Mittellauf des Neckars. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikartikel (> 5 mm - 20 µm).

Bewertung

Zentrales Ergebnis ist, dass in den untersuchten Gewässern Neckar und Nebenflüsse *Mikroplastik* zu finden ist, *Makroplastik* dagegen kaum. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die Größe des Einzugsgebiets sowie der Abwasseranteil keinen erkennbar deutlichen Einfluss auf die Anzahl der gefundenen Partikel haben.

Die Maschenweite des Auffangnetzes („MiniManta“-Trawl) liegt bei 300 µm, was auch die schwankenden Gehalte des *kleinen Mikroplastik II* erklärt, da eine Unterbestimmung dieser Größenklasse in unterschiedlichem Ausmaß anzunehmen ist (vgl. Kapitel 2.3). Die Partikelzahlen kleiner 300 µm sind als semiquantitativ anzusehen.

Die zu einem geringen Anteil auftretenden, eher kugelförmigen Partikel im *kleinen Mikroplastik* stammen mutmaßlich aus Kosmetikprodukten, die über Kläranlagen in die Gewässer eingetragen werden (primäres Mikroplastik). Fasern dürften hauptsächlich auf Textilrückstände hindeuten, die über den Waschvorgang und Eintrag über Kläranlagen eingetragen werden.

Als Fazit lässt sich konstatieren, dass *großes* und *kleines Mikroplastik* (< 5 mm bis 20 µm) an allen Messstellen an der Wasseroberfläche des Neckars anzutreffen waren. Es muss von einer zivilisatorischen Grundlast von Mikroplastik in den Gewässern ausgegangen werden. Im Einzugsgebiet des Neckars konnten keine Hotspots ausgemacht werden. Insofern ist von eher diffusen Einträgen auszugehen. Gravierende kleinräumige Punktquellen aus der Siedlungsentwässerung konnten nicht identifiziert werden.

3.4 Donau und ausgewählte Nebengewässer (Bayern⁵)

Dieser Berichtsabschnitt behandelt die Untersuchungsergebnisse, die an oberflächennahen Wasserproben von verschiedenen Messstellen der Donau sowie der Nebengewässer Altmühl, Isar und Inn ermittelt wurden. Mit Ausnahme der in Baden-Württemberg gelegenen Messstelle unterhalb von Ulm (Don_01_BW) befinden sich alle Probestellen in Bayern. Die Auswahl der Messstellen erfolgte in Abstimmung mit den bayerischen Wasserwirtschaftsämtern. Somit wurden zum einen unterschiedliche Fließgewässertypen, zum anderen auch mögliche Einflüsse größerer Städte wie z. B. München und Rosenheim berücksichtigt.

Partikelanzahl und Größenverteilung

An den Messstellen von Donau und Altmühl wurde mit Ausnahme der Messstelle bei Ulm (Don_1_BW) kein *Makroplastik* (Partikel > 5 mm) beobachtet. An der Wasseroberfläche von Isar und Inn wurden in sehr geringen Mengen große Kunststoffteile nachgewiesen. In allen Gewässern wurden Mikroplastikpartikel (Partikel < 5 mm) an der Wasseroberfläche nachgewiesen. Die Messergebnisse sind in Abbildung 31 zusammengefasst.

Für die Donau ist festzustellen, dass die Konzentration von Plastikpartikeln im Gewässerverlauf ansteigt. Während bei Ulm (Don_01_BW) nur 9,8 Partikel/m³ ermittelt wurden, nimmt die Konzentration an den flussabwärts gelegenen Messstellen mit 37,7 Partikeln/m³ bei Kehlheim (Don_02_BY), 44,4 Partikeln/m³ bei Bad Abbach (Don_03_BY) und 150,8 Partikeln/m³ bei Deggendorf (Don_04_BY) zu. Letzterer stellt zugleich den höchsten, in Bayern gemessenen Wert dar. Auch an der Isar war ein Anstieg der Plastikkonzentration von 8,3 Partikeln/m³ bei Baierbrunn (Isa_01_BY) auf 87,9 Partikel/m³ bei Moosburg (Isa_02_BY) zu verzeichnen. Eine Ausnahme bildete die Altmühl, die auf Höhe Herrieden (Alt_01_BY) und Dietfurt (Alt_03_BY) mit 8 bzw. 13,2 Partikeln/m³ relativ geringe Plastikmengen mit sich führte, während die dazwischen gelegene Probestelle bei Roth (Alt_02_BY) deutlich höhere Konzentrationen (71,6 Partikel/m³) aufwies. Am Inn ergaben die Untersuchungen 2015 an den Messstellen bei Kirchdorf (Inn_01_BY) bzw. unterhalb von Rosenheim (Inn_05_BY) mit 52,3 und 47 Partikeln/m³ in der Größenordnung vergleichbare Werte. An der unterhalb von Wasserburg gelegenen Messstelle Gars (Inn_06_BY) lag die Konzentration bei 105,4 Partikeln/m³ und damit deutlich höher. Aufgrund dessen erfolgten im Jahr 2016 weitere Untersuchungen. Diese ergaben am Inn bei Kirchdorf (Inn_02_BY) mit 9,1 Partikeln/m³ eine sehr geringe Plastikbelastung. Flussabwärts wurden an der Probestelle bei Raubling (Inn_03_BY) 97,1 Partikel/m³, sowie direkt oberhalb von Rosenheim (Inn_04_BY) 79,5 Partikel/m³ und damit deutlich höhere Partikelkonzentrationen nachgewiesen (Abbildung 31). Die Untersuchungen zeigen darüber hinaus, dass die Ergebnisse sehr unterschiedlich sind, je nachdem welche Größenfraktion von Mikroplastik betrachtet wird (Abbildung 32). Alle untersuchten Gewässer wiesen an mindestens einer Messstelle *große Mikroplastikpartikel* in einer Größe von 5 mm – 1 mm auf. Der prozentuale Anteil dieser Größenklasse an der Gesamtzahl der Mikroplastik-Partikel war jedoch mit maximal 15,8 % an der Donau, 1,2 % an der Isar sowie 28,3 % am Inn eher gering.

Kleines Mikroplastik I wurde in allen Gewässern an mindestens einer Probestelle nachgewiesen. Allerdings war auch hier in der Regel der Anteil dieser Größenklasse an der Gesamtmenge von Mikroplastik relativ gering. So lag der maximale prozentuale Anteil an der Donau bei 0,3 %, an der Altmühl bei 3,6 % und an der Isar bei 1,2%. Nur in Wasserproben vom Inn war der Anteil mit bis zu 17,1 % an der Messstelle Gars (Inn_06_BY) deutlich höher.

⁵ Enthält eine Messstelle im baden-württembergischen Teil der Donau.

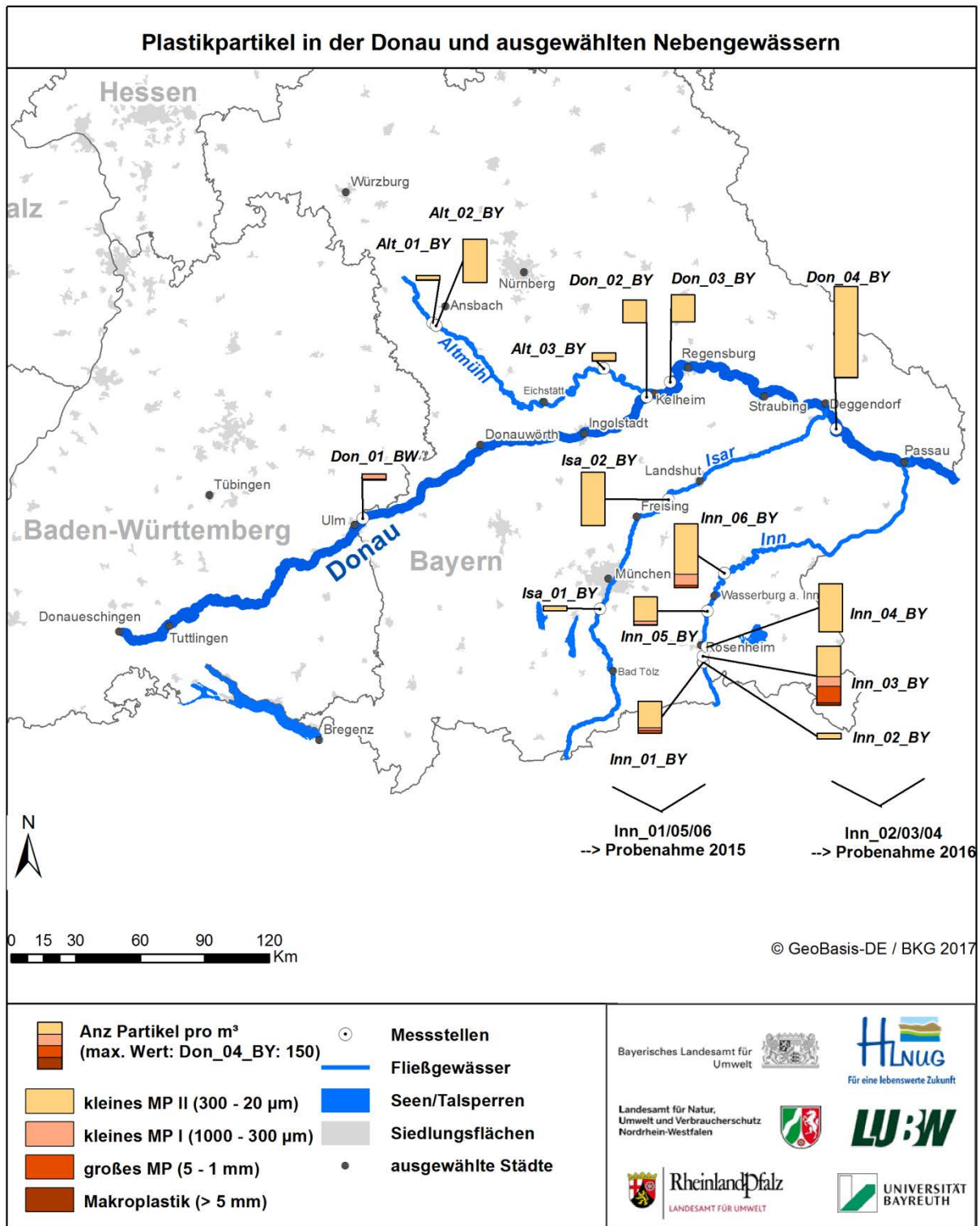


Abbildung 31: Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche der Donau und ausgewählter Nebengewässer [Partikel/m³]

In allen Gewässern stellte *kleines Mikroplastik II* mit Abstand den Hauptanteil von Mikroplastik dar. In Proben von Donau, Altmühl, und Isar betrug der Anteil der sehr kleinen Mikroplastikpartikel nahezu 100 %. Nur in einzelnen Proben vom Inn wurden mit bis zu 51,2 % deutlich weniger Mikroplastikpartikel dieser Größenordnung detektiert.

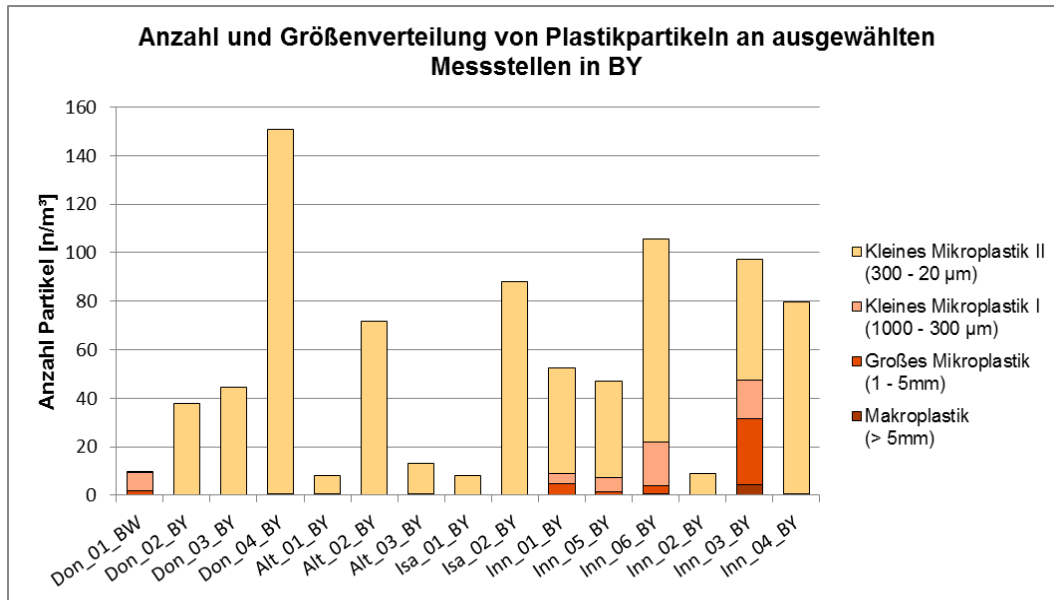


Abbildung 32: Beispiele für Anzahl und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche der Donau und ausgewählter Nebengewässer [Partikel/m³]

Polymertypen

Hinsichtlich der Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel in den Gewässern dominierten in der Regel PE bzw. PP. Der Anteil dieser beiden Kunststoffsorten an der Gesamtzahl der Partikel lag an Donau, Altmühl, Isar und Inn (2015) bei über 90 %. Daneben wurden in geringem Umfang auch PS, PA, PVC sowie PET/PES detektiert. Kunststoffpartikel aus der Isar bestanden zu fast 100 % aus PE. Einen Überblick über die an den einzelnen Gewässern nachgewiesenen Polymersorten gibt Abbildung 33. Eine Ausnahme bildete wiederum der Inn. Während die Untersuchungen 2015 ein, in etwa den anderen Gewässern vergleichbares Polymerspektrum ergaben, wiesen die Kunststoffpartikel 2016 eine deutlich andere Zusammensetzung auf. Eine Einzelbetrachtung der Untersuchungsstellen (Abbildung 34) ergab, dass sich die Polymerzusammensetzung von Mikroplastik an der Inn-Probestelle bei Kirchdorf (Inn_02_BY) auf PP, PS sowie PET/PES beschränkte. An den flussabwärts gelegenen Messstellen des Inns wurde zudem PVC in nicht unerheblichen Mengen nachgewiesen. So lag der Anteil von PVC am Inn bei Raubling (Inn_03_BY) bei 25,9 %, an der Messstelle kurz vor Rosenheim (Inn_04_BY) sogar bei 65%. An letzterer Probestelle wurden zudem auch noch geringe Anteile SAN/ABS (10,8 %), PS (4,5 %) und PET/PES (4,8 %) detektiert.

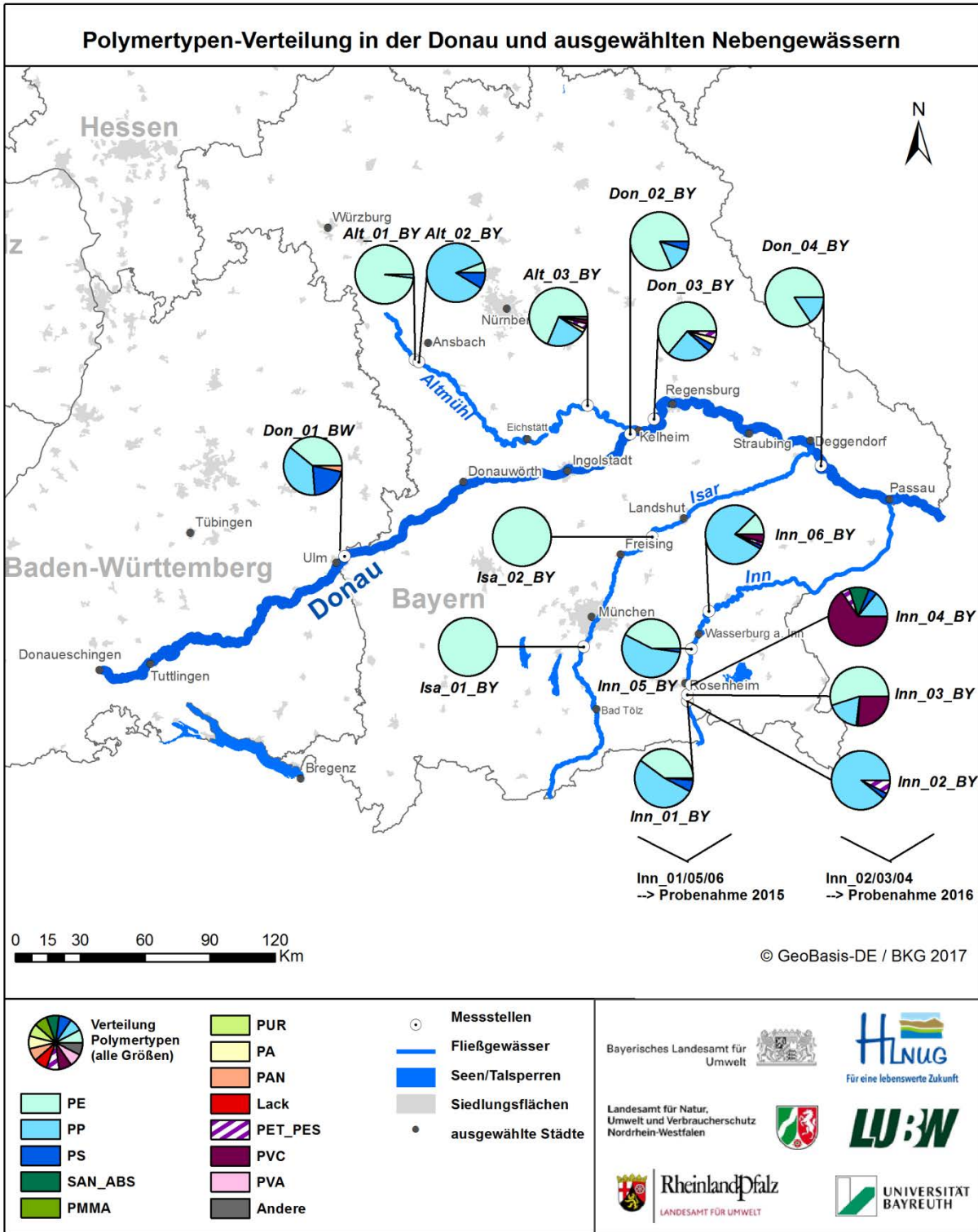


Abbildung 33: Prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche der Donau und ausgewählter Nebengewässer. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikartikel (> 5 mm - 20 µm).

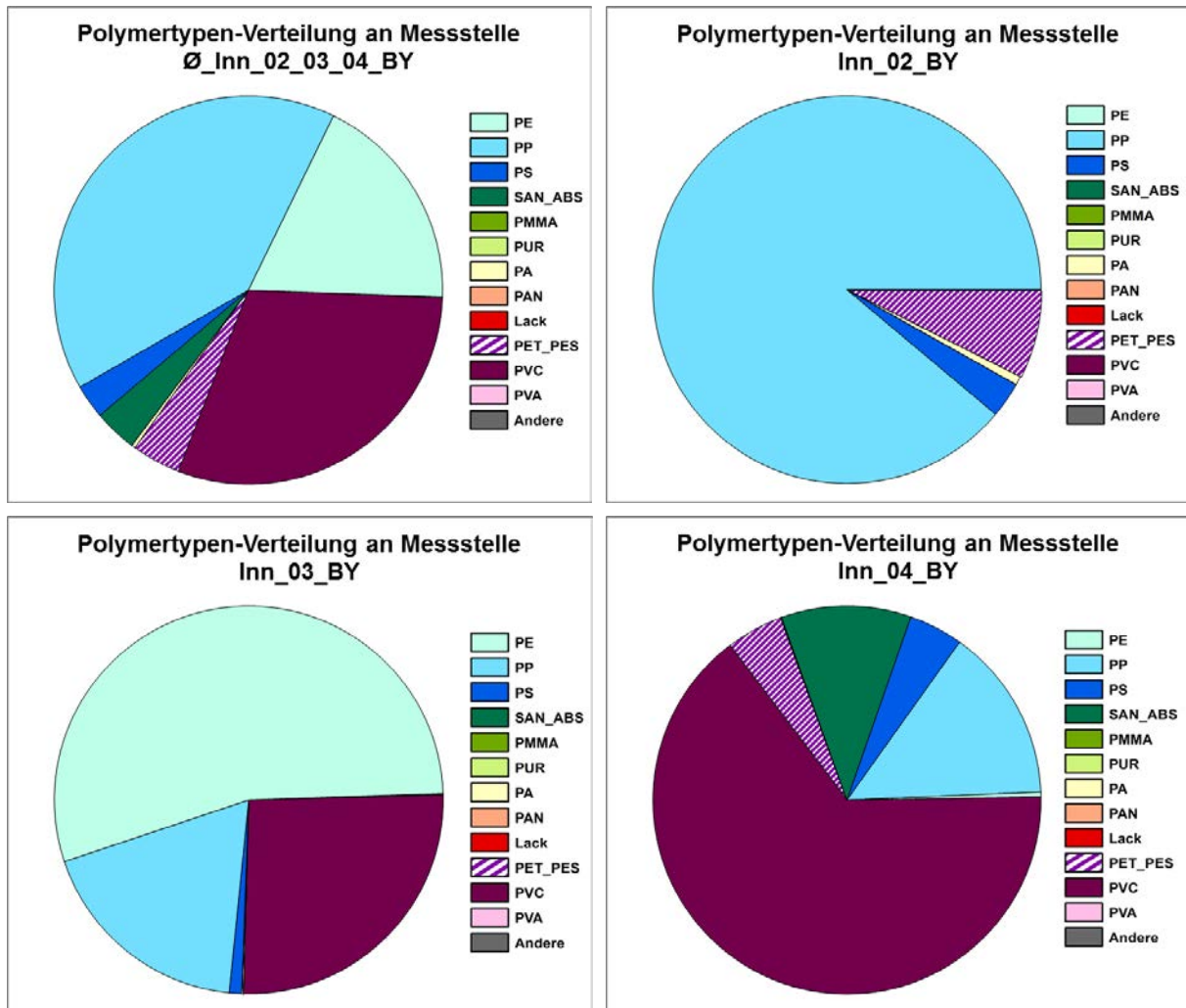


Abbildung 34: Beispiele für die prozentuale Verteilung der Polymertypen an der Wasseroberfläche des Inn 2016; Daten der drei Messstellen (Inn_02_03_04_BY) am Inn zusammengefasst sowie einzeln dargestellt. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm - 20 µm).

Partikelformen

Eine Analyse der Form der Plastikteile ergab, dass es sich bei Mikroplastikpartikeln aus Proben von Donau, Altmühl und Isar übereinstimmend zu nahezu 100 % um Kunststofffragmente handelte. Der Anteil von Fasern lag bei maximal 3,6 % (Alt_01_BY) (Abbildung 35). Für den Inn wurden in den Jahren 2015 und 2016 wiederum unterschiedliche Ergebnisse ermittelt. In den Proben aus 2015 wurden überwiegend Mikroplastikfragmente und zudem auch Fasern nachgewiesen. In den Proben 2016 wurden darüber hinaus auch Folienstücke identifiziert. Die Formenzusammensetzung variierte dabei je nach Probestelle (Abbildung 36). Während sich Mikroplastik aus Wasserproben des Inns bei Kirchdorf (Inn_02_BY) ausschließlich aus Fragmenten (87 %) und Fasern (13 %) zusammensetzte, wurden an den flussabwärts gelegenen Probestelle bei Raubling (Inn_03_BY) mit einem Anteil von 13,4 sowie oberhalb von Rosenheim (Inn_04_BY) mit einem Anteil von 0,5% zusätzlich auch Folienstücke identifiziert.

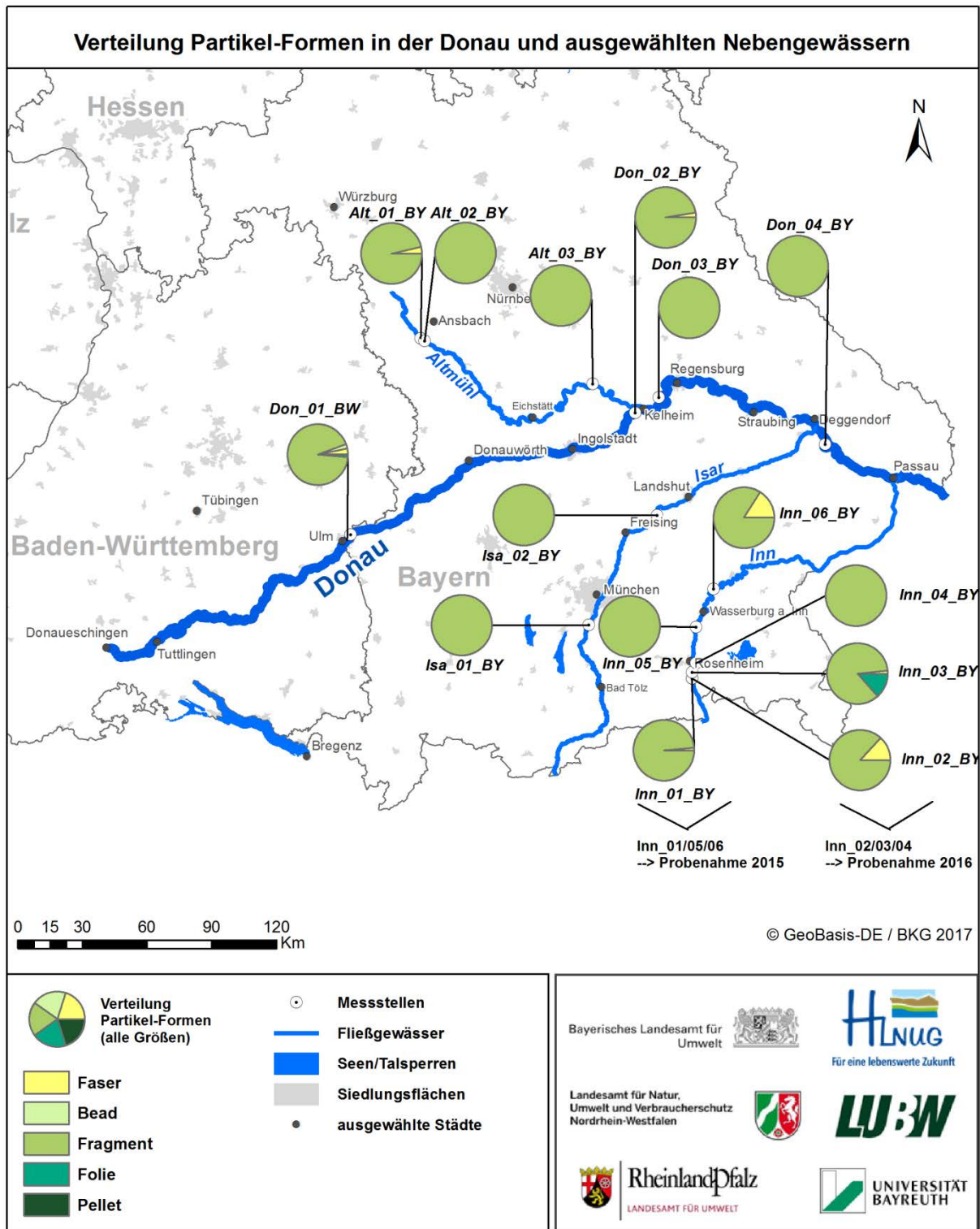


Abbildung 35: Prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche der Donau und ausgewählter Nebengewässer. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm - 20 µm).

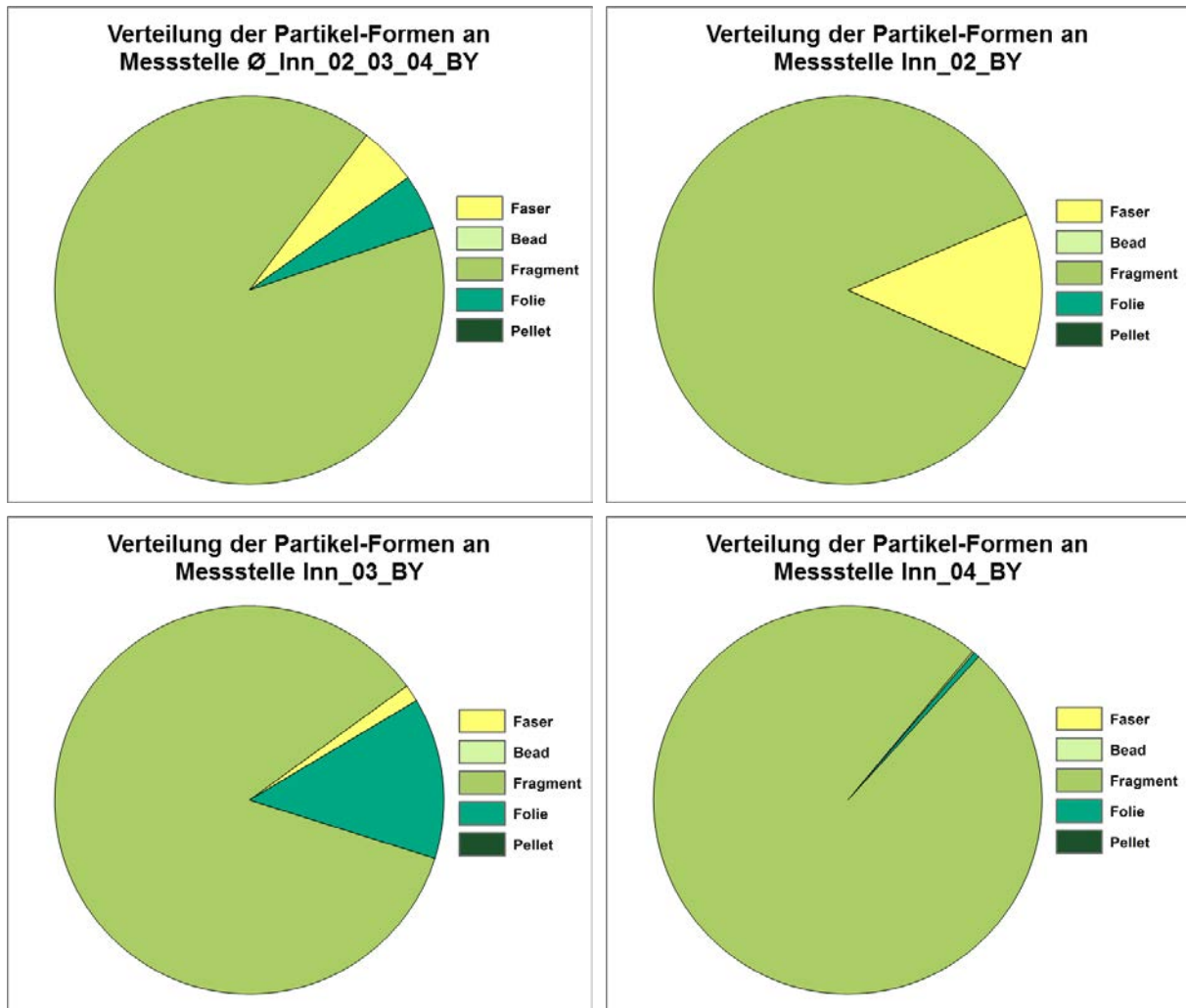


Abbildung 36: Prozentuale Verteilung der Partikelformen an der Wasseroberfläche des Inn 2016. Daten der drei Messstellen (Inn_02_03_04_BY) am Inn zusammengefasst sowie einzeln dargestellt. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtzahl Plastikpartikel (> 5 mm - 20 µm).

Diskussion der Untersuchungsergebnisse im Donaueinzugsgebiet

Das bayerische Untersuchungsprogramm hat zum Ziel, das Vorkommen von Mikroplastik in ausgewählten Flüssen und Seen in Bayern in verschiedenen Gewässerkompartimenten, wie z. B. Ufer- und Grundsediment, Wasseroberfläche und Wasserkörper, zu ermitteln. Wie eingangs ausgeführt (vgl. Kapitel 2) werden in diesem Bericht ausschließlich die Messdaten zum Vorkommen von Makro- und Mikroplastik auf der Wasseroberfläche von Fließgewässern beschrieben. Die Ergebnisse zeigen, dass der Anteil der kleinsten Größenfraktion von 300 µm – 20 µm in der überwiegenden Zahl der Proben bei über 90 % lag. Als häufigste Polymersorten an Altmühl, Donau und Isar wurden PE und PP nachgewiesen. Die meisten Plastikpartikel lagen in Form von Fragmenten vor. Der Inn wies insbesondere im Jahr 2016 im Vergleich mit den anderen Gewässern einige Besonderheiten auf. An der am weitesten flussaufwärts gelegenen Probestelle bei Kirchdorf wurde nur eine sehr geringe Anzahl an Plastikpartikeln nachgewiesen. Diese setzten sich aus PP, PET/PES sowie PS zusammen.

Neben Fragmenten waren auch Fasern nachweisbar. Weiter flussabwärts ab der Probestelle Raubling nahm die Anzahl der Mikroplastikpartikel deutlich zu. Auffällig war jedoch insbesondere das dort vorliegende heterogene Polymerspektrum. Der Hauptanteil der Partikel bestand aus PE, gefolgt von PP. Oberhalb von Rosenheim dominierte mit 65 % PVC, gefolgt von PP, SAN/ABS, PET/PES sowie PS. Bezüglich der Mikroplastik-Formen waren in erster Linie Fragmente, daneben aber auch Folienreste nachweisbar. Die Ursache für die von anderen Messstellen abweichenden Befunde ist momentan nicht bekannt. Weitere Ermittlungen zur Aufklärung sind geplant. Eventuell liefern die noch ausstehenden Analyseergebnisse an Proben aus der Bodendrift sowie an Ufersedimentproben Hinweise auf eine mögliche Ursache.

3.5 Weser

Um zusätzliche Informationen über das flächige Vorkommen von (Mikro)Plastik in Oberflächengewässern zu erlangen, wurde eine weitere Stichprobe aus der Weser (bei Porta Westfalica, Wes_01_NW) entnommen.

Partikelanzahl und Größenverteilung

Mit insgesamt 5,3 erfassten Plastikpartikeln/m³ wurde in Relation zu den anderen Messstellen im Länder-Messprogramm eine eher geringe (Mikro)Plastik-Konzentration festgestellt. Der Hauptanteil der gefundenen Partikel wurde in Größenklasse *kleines Mikroplastik I* eingeordnet (65,3 %). Im Vergleich zu den meisten anderen Messstellen wurden in der Weser nur wenige, sehr kleine Partikel < 300 µm festgestellt (5,7 %, Abbildung 37).

Polymertypen

Hauptsächlich wurden in der Weser PE-Partikel erfasst (71,6 %). Die weiteren Partikel verteilen sich zu etwa gleichen Teilen auf PP, PA und PET/PES (Abbildung 37).

Formen

An der Weser-Messstelle (Wes_01_NW) wurden, wie auch an den meisten anderen Messstellen dieser Studie, hauptsächlich Fragmente gefunden. Zu einem deutlich geringeren Prozentsatz wurden Fasern detektiert (20,4 %). Beads, Pellets oder Folienreste wurden an dieser Messstelle nicht beobachtet (Abbildung 37).

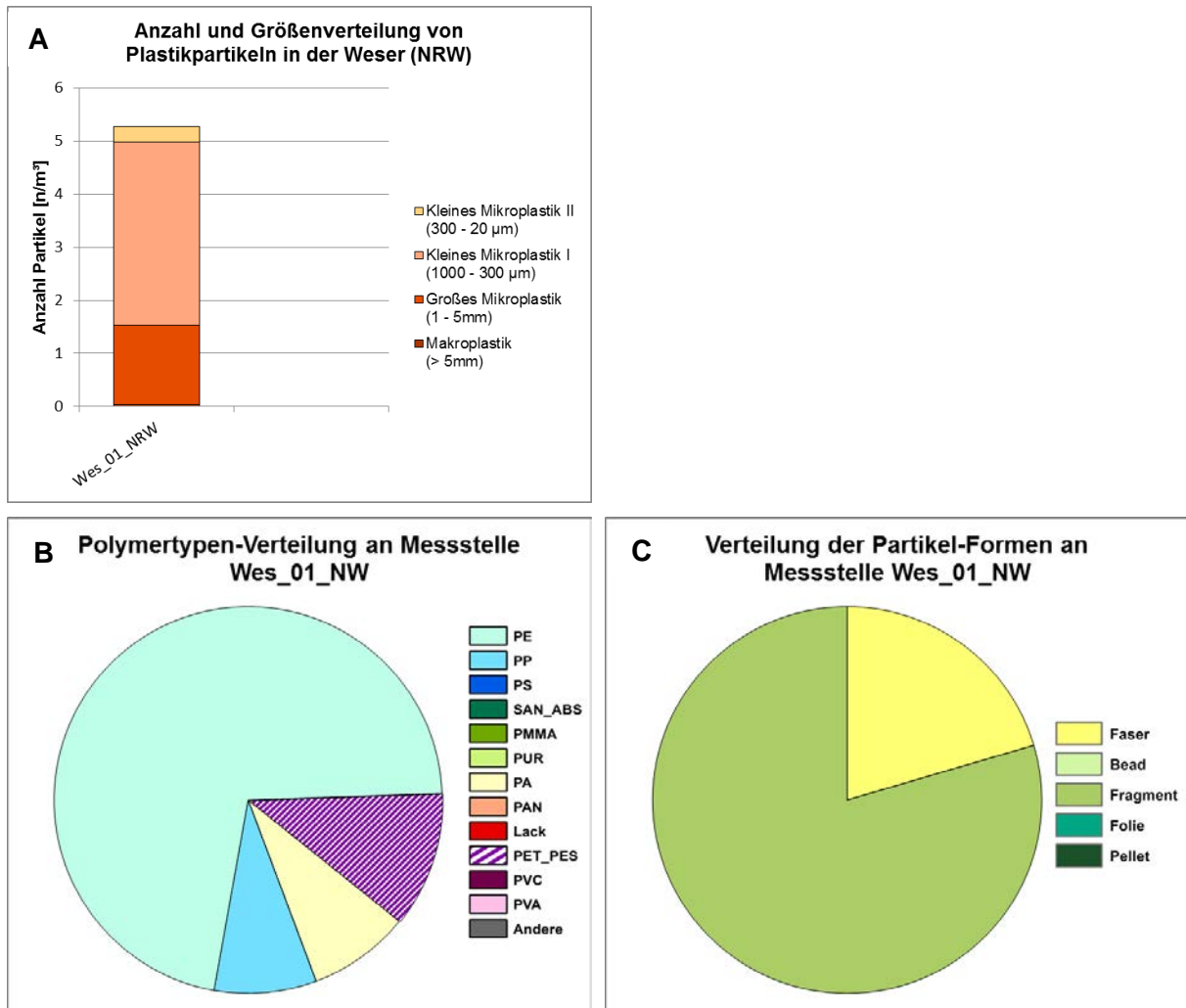


Abbildung 37: Plastikpartikel an der Wasseroberfläche an einer Messstelle an der Weser. **(A)** Anzahl und Größenverteilung [Partikel/m³] **(B)** Prozentuale Verteilung der Polymertypen **(C)** Prozentuale Verteilung der Partikelformen.

4 Interpretation und Bewertung der Ergebnisse unter Berücksichtigung des aktuellen Wissensstandes

4.1 Zentrale Aussagen des Pilotprojektes

Das Untersuchungsprogramm der fünf Länder stellt mit 52 Messstellen (nur oberflächennahe Beprobung) in zwei großen Flussgebieten (Rhein und Donau) eines der umfangreichsten Messprogramme in fluviatilen Systemen dar. Dies trifft nicht nur auf den Stichprobenumfang, sondern auch auf die analytische Genauigkeit zu: alle Partikel wurden mittels FTIR-Spektroskopie charakterisiert, einem der wenigen anerkannten Verfahren für einen eindeutigen Nachweis von Mikroplastikpartikeln. Durch die Analyse von Makroplastik und Mikroplastik bis zu einer Untergrenze von 20 µm wurde ein vergleichsweise sehr breites Größenspektrum abgedeckt.

Mit der Analyse von insgesamt mehr als 19.000 Objekten, von denen 4.335 eindeutig als Kunststoffteilchen identifiziert und detailliert hinsichtlich Polymertyp, Größe und Form charakterisiert wurden, liegt nun einer der größten vergleichbaren Datensätze zu Mikroplastikpartikeln in Fließgewässern vor (vgl. Kapitel 4.3 „Vergleich mit internationalen Studien“).

Dies betrifft sowohl die Anzahl als auch die Diversität der untersuchten Messstellen: Betrachtet wurden verschiedenste Gewässer, von den großen Strömen Rhein und Donau, über größere und mittlere Zuflüsse (z. B. Mosel und Altmühl) bis hin zu kleinen Nebengewässern wie Kraichbach und Körsch. Dadurch wird ein breites Spektrum an hydrologischen Gegebenheiten und anthropogenen Einflüssen abgedeckt. So waren z. B. ein abwasserfreier Gewässerabschnitt im Quellbereich der Ruhr, daneben aber auch Gewässer mit einem Anteil an geklärtem Abwasser von über 50 % (z. B. Würm) bis 100% (Emscher) vertreten. Die Untersuchung verschiedenster Gewässer aus zwei großen Flussgebietseinheiten mit vergleichbaren Methoden erlauben erste Aussagen zu allgemeingültigen Mustern sowie messstellenspezifischen Besonderheiten hinsichtlich der vorgefundenen Größenfraktionen, Polymersorten und Formen der Kunststoffpartikel.

Folgende Aussagen lassen sich aus den vorliegenden Ergebnissen ableiten:

- (Mikro)Plastik wird an allen Probestellen nachgewiesen. Es kann von einer zivilisatorischen Grundlast von Kunststoffpartikeln in den Gewässern ausgegangen werden. Quellregionen sind von dieser allgemeinen Aussage ausgenommen (Stichprobe zu klein).
- Die Partikelkonzentrationen innerhalb eines Gewässers bewegen sich häufig in einer vergleichbaren Größenordnung.
- Konzentrationsanstiege im Bereich von Ballungsgebieten (städtisch oder industriell) oder eine Zunahme entlang des Flussverlaufes wurden nur in Einzelfällen beobachtet. Insofern lassen sich diesbezüglich keine regelmäßigen Verteilungsmuster ableiten.
- Der größte Anteil der gesammelten Partikel gehört der Größenklasse *kleines Mikroplastik* (1 mm – 20 µm) an. Dies bezieht sich auf die Anzahl erfasster Partikel und berücksichtigt nicht die Masse der einzelnen Fraktionen.

- Am häufigsten wurden Polymere nachgewiesen, die auch einen hohen Marktanteil in der Kunststoffproduktion ausmachen und mit einer Dichte $< 1\text{g/cm}^3$ an der Wasseroberfläche zu erwarten sind: Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP).
- Die zwölf beschriebenen Polymertypen können über 99,5 % der Partikel charakterisieren. Über 95 % der gefundenen Kunststoffpartikel konnten sogar nur den fünf Polymeren PE, PP, PET/PES, PS, PVC zugeordnet werden.
- Dominierende Partikelform an nahezu allen untersuchten Messstellen waren Fragmente. Fasern, Folien, Beads und Pellets wurden in geringem Umfang bzw. an einzelnen Messstellen gefunden.

Trotz der vielen Übereinstimmungen bezüglich Anzahl, Größe, Material und Form der gefundenen Partikel lassen sich aus den Ergebnissen des flächigen Messprogramms auch regionale Unterschiede feststellen. Deren Einordnung gestaltet sich jedoch auf Basis der einmaligen Probenahme und aus den im folgenden Abschnitt 4.2 dargelegten Gründen als schwierig.

4.2 Interpretationsansätze und deren Grenzen

Bei der Interpretation der Befunde muss berücksichtigt werden, dass es sich bei dem nun vorliegenden Datensatz um die Ergebnisse einer Pilotstudie handelt. In der Regel wurden einmalige Probenahmen durchgeführt, die Momentaufnahmen darstellen. Zudem ist die Forschung auf dem Gebiet relativ jung und entsprechend sind Probenahme- und Analysemethoden wenig erprobt und standardisiert. Die Daten wurden zwar nach aktuell anerkannten Methoden erhoben (LÖDER & GERDTS 2015; LÖDER et al. 2017), wie im Kapitel „*Ermittelte Parameter und Verfahrensunsicherheiten*“ (2.3) diskutiert, besteht jedoch noch enormer Optimierungsbedarf dieser Methoden. Daher sollten die Daten mit entsprechender Vorsicht interpretiert und eine Überinterpretation vermieden werden.

Dies gilt insbesondere für vermeintliche Auffälligkeiten. So wurde beispielsweise im Donau-einzugsgebiet ein insgesamt sehr viel höherer Anteil der sehr kleinen Partikel ($< 300\ \mu\text{m}$) als im Rheineinzugsgebiet festgestellt (Abbildung 6). Wie bereits in Kapitel 2.3 erläutert, ist jedoch zu berücksichtigen, dass Partikel dieser Größenklasse aufgrund des zur Probenahme eingesetzten „MiniManta“-Trawls mit einer Maschenweite von $300\ \mu\text{m}$ nicht exakt quantifizierbar sind. So ist davon auszugehen, dass in Gewässern mit hoher Fracht an organischem oder partikulärem, mineralischem Material (z. B. Laub, Feinsedimente) durch Verlegung des Netzes deutlich mehr sehr kleine Mikroplastikpartikel zurückgehalten werden als in klaren Gewässern. Somit dürfte der Anteil dieser Größenfraktion auch saisonalen Schwankungen unterliegen und ist nicht unmittelbar zwischen den verschiedenen, zeitlich versetzten Probenahme-Kampagnen der einzelnen Länder vergleichbar. Generell ist davon auszugehen, dass die Anzahl sehr kleiner Mikroplastikpartikel in allen Proben deutlich unterschätzt wird. Auch eine Quantifizierung von Partikeln $> 300\ \mu\text{m}$ birgt methodische Fehlerquellen. So ist z. B. nicht auszuschließen, dass Partikel mit einer Länge von $> 300\ \mu\text{m}$ und einer Breite $< 300\ \mu\text{m}$ die Maschen des „MiniManta“-Trawls passieren, sobald sie mit der schmalen Seite auf die Netzmaschen treffen. Insofern handelt es sich auch bei der Anzahl der Partikel $> 300\ \mu\text{m}$ streng genommen nicht in jedem Fall um eine exakt quantitative Erhebung.

Wie dargestellt, waren die vorherrschenden Kunststoffsorten an der Wasseroberfläche PE und PP, denen auch der höchste Marktanteil zukommt (PLASTICSEUROPE 2011, 2015, 2017).

Dabei liegt der Anteil dieser Kunststoffe an den insgesamt identifizierten Kunststoffpartikeln mit 54 % (PE) und 34 % (PP) noch deutlich über ihrem Marktanteil (29,8 % PE, 19,3 % PP; PLASTICSEUROPE 2017). Über die Gründe für die überdurchschnittlich hohen Funde dieser beiden Polymertypen kann bisher nur spekuliert werden. Da diese Materialien häufig in Wegwerfprodukten des alltäglichen Gebrauchs verwendet werden, besteht eine erhöhte Wahrscheinlichkeit, dass sie als unsachgemäß entsorgter Müll in die Umwelt gelangen. Zudem ist zu berücksichtigen, dass PE und PP mit einer Dichte von je $< 1\text{g/cm}^3$ mit hoher Wahrscheinlichkeit an der Wasseroberfläche schwimmen, während andere Polymertypen mit hohen Marktanteilen, wie z. B. PET und PVC, aufgrund ihrer deutlich höheren Dichte (PET $1,38\text{g/cm}^3$ / PVC $1,2 - 1,4\text{g/cm}^3$) wahrscheinlich absinken und eher in bodennahen Schichten zu erwarten sind. Jedoch kann auch bei PE und PP Partikeln nicht sicher von „reinen“ Polymeren ausgegangen werden. Zusatzstoffe wie Metalle, Farben und Stabilisatoren könnten ebenso wie mikrobieller Aufwuchs zu einem Absinken auch leichter Polymere führen und dadurch sogar zu einer Unterschätzung der Konzentrationen von PE und PP führen. Die noch ausstehenden Untersuchungen von Proben aus der Wassersäule, der Bodendrift und den Sedimenten werden zu einem besseren Verständnis über die Verteilung der einzelnen Polymertypen in diesen Kompartimenten beitragen und zeigen, ob tatsächlich verhältnismäßig mehr PE und PP eingetragen werden. Der Vergleich von Proben aus unterschiedlichen Kompartimenten wird außerdem zeigen, ob die aktuell gängige Methode der oberflächennahen Probenahme via „MiniManta“-Trawl zuverlässig die Gesamtsituation abbilden kann, oder ob die Mehrzahl der Plastikpartikel in anderen Wasserschichten transportiert wird, bzw. sedimentiert.

Die Analyse der Partikelformen ergab, dass es sich bei einem Großteil der Partikel in oberflächennahen Wasserproben um Kunststofffragmente handelt. An einzelnen Messstellen waren jedoch auch Fasern, Folien, Beads und Pellets anzutreffen. Bisher wird vermutet, dass es sich beispielsweise bei den kugelförmigen Beads um primäres Mikroplastik aus Kosmetikprodukten handelt. Fasern dürften auf Textilrückstände hindeuten, die sich beim Waschvorgang von Textilien lösen und wie Beads über Kläranlagen in die Gewässer eingetragen werden. Allerdings ist die gegenwärtige Datenlage nicht ausreichend für eine belastbare Interpretation der Messdaten. So sind Abrasiva aus Kosmetika, also primäre Mikroplastikpartikel, nicht zwingend rund und damit als solche erkennbar (vgl. auch Abbildung 1C). Andererseits gibt es neben den medial viel diskutierten Beads aus Kosmetika auch weitere perfekt-kugelförmige Partikel aus anderen Einsatzgebieten, etwa Ionentauschern (MANI et al. 2015) oder Baustoffen (z. B. expandiertes Polystyrol (EPS) in Putz). Hier müsste eine detaillierte Aufschlüsselung der einzelnen Partikel nach Polymersorte und -form erfolgen, um zuverlässige Aussagen zu möglichen Quellen ableiten zu können. Ähnliches gilt für Fasern, die neben Textilien ebenso aus Baustoffen, Seilen oder Obstnetzen stammen könnten und neben dem Abwasserpfad z. B. auch über luftbürtige Einträge in Gewässer gelangen können. Die Schwierigkeiten bei der Einordnung von primärem und sekundärem Mikroplastik, z. B. die weitere Fragmentierung ehemals runder Formen, wurden bereits in Kapitel 2.3 beschrieben. Eine exakte Aussage über das Verhältnis von primären zu sekundären Partikeln kann momentan nicht erfolgen. Die eindeutige Zuordnung von Eintragspfaden bleibt daher schwierig und könnte letztlich nur in Kombination mit anders gestalteten Forschungsprojekten geklärt werden.

Dazu gehören u. a. Untersuchungen von spezifischen Punktquellen wie Kläranlagenabläufen, Direkteinleitern, Mischwasserabschlägen oder bisher wenig untersuchten Kleinstgewässern, aber auch die Modellierung von diffusen Eintragsquellen wie unsachgemäß entsorgter Müll, Einsatz von Kunststoff in der Landwirtschaft, etc. sowie von Eintrags- und Transportwegen im Gewässer.

Solche Fragestellungen können nur im Rahmen breit angelegter Forschungsprojekte beantwortet werden und stehen beispielsweise im Fokus der aktuellen Fördermaßnahme „Plastik in der Umwelt, Quellen, Senken, Lösungsansätze“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF⁶). Aber auch weitere nationale und internationale Projekte tragen aktuell dazu bei, die großen Wissenslücken über die Eintragspfade und das Umweltverhalten von Kunststoffpartikeln zu schließen.

Je breiter die Wissensbasis, desto gezielter können Probenahme- und Analyseverfahren weiterentwickelt und zukünftige Monitoringprogramme optimiert werden. Dann wird es eventuell auch möglich sein, auf Basis der Monitoringdaten Bilanzierungen zum Gesamteintrag eines Gewässers in die Meere zu erstellen. Zwar finden sich in der Literatur bereits jetzt solche Bilanzierungsversuche (LECHNER et al. 2014; MANI et al. 2015), diese beruhen jedoch häufig auf den Ergebnissen einmaliger Probenahmen und ohne Detailkenntnisse über die Verteilung der Partikel im jeweiligen Gewässer. In diesem Bericht wird bewusst auf eine solche Bilanzierung verzichtet. Wie in Kapitel 3.2.2 anschaulich dargestellt, sind solche Bilanzierungen auf Basis einzelner Messergebnisse und ohne entsprechende Kenntnis der Transportmechanismen und Verteilungsmuster schon auf kleinräumiger Ebene nicht plausibel möglich.

Trotz vieler offener Fragen und bei aller Vorsicht im Umgang mit den Daten, zeigt der umfangreiche Datensatz aber zuverlässig, dass Plastikpartikel nahezu flächendeckend an der Wasseroberfläche von Fließgewässern vorkommen. Zu diesem Ergebnis kommen auch diverse internationale Publikationen, wie der im folgenden Kapitel (4.3) durchgeführte Vergleich mit internationalen Studien zeigt.

4.3 Ergebnisse im Vergleich mit internationalen Studien

Insgesamt gestaltet sich ein Vergleich zwischen verschiedenen (Mikro)Plastik-Untersuchungen eher schwierig. Mangels standardisierter Probenahme- und Analyseverfahren beziehen sich die Ergebnisse häufig auf ganz unterschiedliche Größenklassen, werden in unterschiedlichen Einheiten angegeben und unterscheiden sich hinsichtlich der Zuverlässigkeit bei Probenahme und analytischer Bestimmung. Gerade bei letzterem bestehen erhebliche Unterschiede bezüglich der Qualität und dadurch bedingten Aussagekraft der Studien. Während in einigen Untersuchungen aufwendige und teure Analyseverfahren eingesetzt werden, wird Mikroplastik in anderen Studien rein visuell z. B. unter Stereomikroskopen identifiziert. Zum gegenwärtigen Kenntnisstand stellen nur wenige Analyse-Verfahren, darunter die hier verwendete FTIR-Spektroskopie, verlässliche Methoden zum Nachweis von Mikroplastik dar. Eine rein visuelle Sortierung, gerade von kleineren Partikeln, führt nach Aussa-

⁶ https://www.fona.de/mediathek/pdf/2017_Plastik-in-der-Umwelt_Verbundprojekte_Umweltforum.pdf [20.12.2017]

ge von Experten in 70% der Fälle zu einer falschen Zuordnung (HIDALGO-RUZ et al. 2012; LÖDER & GERDTS 2015). Allerdings basieren viele bisher publizierte Daten zu Mikroplastik-Vorkommen in Fließgewässern auf einer überwiegend visuellen Identifizierung der Partikel (z. B. LECHNER et al. 2014, DRIS et al. 2015a, VERMAIRE et al. 2017, s. auch Zusammenfassung in WENDT-POTTHOFF et al. 2017) und sind somit nur bedingt aussagekräftig. Ein spektroskopischer Nachweis erfolgte in den meisten Fällen nur für eine sehr geringe Anzahl an Partikeln (FAURE et al. 2012; FAURE et al. 2015; MANI et al. 2015; VAN DER WAL et al. 2015).

Ein weiterer Unterschied, der eine Vergleichbarkeit erschwert, sind die unterschiedlichen, betrachteten Größenklassen. In keiner der vergleichbaren Studien (zusammengefasst in Tabelle 4) erfolgte eine Bestimmung der mengenmäßig am bedeutendsten sehr kleinen Partikel der Größe $300\ \mu\text{m} - 20\ \mu\text{m}$. Häufig lassen sich daher nur Ausschnitte des Datensatzes mit anderen Ergebnissen vergleichen. Darüber hinaus wird häufig nicht angegeben, wie in einer Studie die Partikelgröße definiert wird. Während die Partikel für den vorliegenden Bericht über ihre längste Ausdehnung definiert wurden, werden durchaus auch andere Methoden, wie Durchmesser oder das geometrische Mittel zur Vermessung herangezogen (FILELLA 2015). Auch finden sich in der Literatur nur wenige belastbare Angaben zu Polymerzusammensetzung und der Form der detektierten Mikroplastikpartikel. Dieser wichtige Aspekt der Studie lässt sich somit kaum mit Literaturdaten vergleichen.

Des Weiteren wird ein direkter Vergleich der verschiedenen Studien dadurch erschwert, dass die Angabe der Analyseergebnisse in unterschiedlichen Einheiten erfolgt. Die Angaben variieren zwischen Partikel/ km^2 bzw. Partikel/ 1000m^3 (MANI et al. 2015, FAURE et al. 2015), g/km^2 (VAN DER WAL et al. 2015), sowie Partikel/ m^3 in den Untersuchungsprogrammen der Länder. Einzelne Studien rechnen zwischen Angaben pro Volumen und pro Fläche um und bieten so mehrere Möglichkeiten in einer Publikation an. Im folgenden Literatur-Vergleich werden nur Studien, die (auch) Partikelzahlen pro Volumen angeben berücksichtigt.

Eine ausführliche Diskussion zur eingeschränkten Vergleichbarkeit von Datensätzen wird in zahlreichen Review-Artikeln gegeben (z. B. DRIS et al. 2015b; WAGNER et al. 2014; WENDT-POTTHOFF et al. 2017).

Um zumindest eine erste Einschätzung der vorliegenden Ergebnisse der Länder zu erhalten, wurde ein Vergleich mit Daten aus den, in Tabelle 4 aufgeführten, internationalen Studien durchgeführt. Dabei ist die Tabelle nicht erschöpfend, sondern enthält eine Auswahl möglichst vergleichbar erhobener Daten, angegeben als Partikel pro Wasservolumen. Sofern sich Messwerte auf unterschiedliche Wasservolumina bezogen, wurden die Angaben jeweils auf Partikel/ m^3 umgerechnet.

Der direkte Vergleich: eine Rheinstudie der Universität Basel

Die am besten mit den Ergebnissen der Länder-Messprogramme zu vergleichende Studie ist die Untersuchung des **Rheins von Basel bis Rotterdam** durch die Uni Basel (MANI et al. 2015).

Die Probenahmen am Rhein erfolgten nur wenige Monate vor der Länderstudie und auf ähnliche Weise mittels „MiniManta“-Trawl mit einer Maschenweite von $300\ \mu\text{m}$. Im Unterschied zur Studie der Bundesländer, bei der Mischproben über ein diagonales Transekt vom linken zum rechten Ufer gesammelt wurden, wurden im Messprogramm der Universität Basel die

beiden Ufer und die Gewässermitte jeweils einzeln beprobt. Während in der Länder-Studie eine umfangreiche spektroskopische Analytik von insgesamt mehr als 19.000 Objekten erfolgte, wurde in der Schweizer Studie der Großteil der Partikel visuell vorbestimmt. Eine spektroskopische Analyse mittels ATR-FTIR Spektroskopie wurde nur an insgesamt 118 Partikeln durchgeführt (Stichprobenumfang: 0,45%). Um die Ergebnisse der beiden Studien vergleichen zu können, wurden die Angaben aus der Originalliteratur der Uni Basel von „Partikel/1000m³“ auf die von den Bundesländern verwendete Einheit „Partikel/m³“ umgerechnet.

Bezogen auf diese Einheit wurden in der Studie von Mani et al. (2015) im Rhein zwischen 0,8 Partikel/m³ (bei Seltz) und 17 Partikel/m³ (bei Rees) identifiziert. Die durchschnittliche Partikelzahl am Rhein lag bei 4,9 Partikel/m³ (> 300 µm). Die im Rahmen der Messprogramme der Bundesländer für den Rhein ermittelten Werte lagen in der vergleichbaren Größenklasse 5 mm bis 300 µm zwischen 1,74 Partikel/m³ (bei Mannheim-Niederfeld, Rhe_04_BW) und 10,8 Partikel/m³ (bei Hügelsheim/Neuhaeusel, Rhe_03_BW) und somit in einer ähnlichen Größenordnung. Allerdings ergab die Studie der Universität Basel die höchste Konzentration an Kunststoffpartikeln im Rhein unterhalb des Ruhrgebietes, während im Rahmen der Untersuchungen der Länder je nach betrachteter Größenklasse (bis 300 µm oder bis 20 µm) die höchsten Partikelzahlen in oberflächennahen Proben von Ober- bzw. Mittelrhein ermittelt wurden. Wie oben beschrieben (Kapitel 2) wurden die Messwerte in den einzelnen Bundesländern jedoch zu unterschiedlichen Zeitpunkten erhoben, so dass kein sinnvoller Vergleich entlang des Flusses möglich ist.

Der Vergleich dieser beiden Studien zeigt deutlich die Problematik der Verwendung unterschiedlicher Einheiten auf. Obwohl beide Studien Mikroplastikkonzentrationen in sehr gut vergleichbaren Größenordnungen fanden, scheint der Unterschied auf den ersten Blick enorm. In der Originalliteratur (MANI et al. 2015) werden die Ergebnisse in den Einheiten „Partikel/1000m³“ bzw. „Partikel/km²“ angegeben. Die Messwerte für die Rhein-Messstelle Rees belaufen sich in diesen Einheiten auf 17.000 Partikel/1000m³ bzw. 3,9 Mio. Partikel/km². Umgerechnet auf die im Bericht der Länder verwendete Bezugsgröße m³ wurden in der Schweizer Studie 17 Partikel/m³ gefunden. Dies entspricht einer ähnlichen Konzentration wie sie auch im Rahmen der Untersuchungen durch die Bundesländer ermittelt wurde.

Nach Veröffentlichung dieser Daten wurde der Rhein in den Medien zeitweise als „(einer) der weltweit am stärksten mit Mikroplastik belasteten Flüsse“ (z. B. www.welt.de 2015, www.focus.de 2015, www.unibas.ch 2015) bezeichnet. Tatsächlich lagen zum Zeitpunkt der Veröffentlichung nur wenige Untersuchungen von Mikroplastik in Fließgewässern vor. Der Rhein war also eher einer der weltweit am besten untersuchten Flüsse.

Weitere europäische Gewässer

Im **österreichischen Teil der Donau** ergaben Untersuchungen zwischen 0 und 141 Partikel/m³ in der Größenordnung 20 µm bis < 2 mm (Lechner et al. 2014). Durchschnittlich wurden bei einer Probenahme 0,9 Partikel/m³ identifiziert. Die Probenahme erfolgte mit 500 µm Driftnetzen, die die oberen 0,5 m der Wassersäule filterten. Die Auszählung der Partikel erfolgte rein optisch. Dies kann zum einen zu einer falschen Zuordnung der Partikel führen (HIDALGO-RUZ et al. 2012; LÖDER & GERDTS 2015), zum anderen werden sehr kleine Partikel eventuell nicht erfasst. Eine exakte Vergleichbarkeit der Donau-Daten von Lechner et al. (2014) und denen der Bundesländern ist also nicht gegeben. Ein Vergleich ist mit Einschränkungen nur für die Größenklassen *Makroplastik und großes Mikroplastik* (> 5 bis 1 mm)

möglich. Bezogen auf diese Größenklasse wurden im Rahmen der Untersuchungen der Bundesländer im deutschen Teil der Donau durchschnittlich 0,5 Partikel/m³ nachgewiesen. Bei zusätzlicher Berücksichtigung von Partikeln bis zu 300 µm erhöhte sich die Konzentration auf durchschnittlich 2,5 Partikel/m³. Der Rhein wies mit durchschnittlich 2 Partikeln/m³ (> 1 mm) bzw. 5,9 Partikeln (> 300 µm) etwas höhere Plastikgehalte auf. Der Mittelwert über alle Messstellen des Länder Messprogrammes liegt für die Größenklasse > 5 mm bis 1 mm bei 4,3 Partikeln/m³ (Median = 1,4 Partikel/m³), beinhaltet aber auch kleine Gewässer mit höheren Abwasseranteilen.

In einer weiteren Studie wurden **vier große europäische Flüsse (Donau, Rhein, Po und Dalälven)** untersucht und dabei unterschiedliche Probenahmeverfahren miteinander verglichen (VAN DER WAL et al. 2015). Unter anderem wurde die Beprobung mit einem Manta-Netz durchgeführt. Nachdem die an diesen Proben ermittelten Ergebnisse ausschließlich als Partikel/km² bzw. als Massen (g/km²) angegeben wurden, ist ein Vergleich mit den Werten der Bundesländer nicht möglich. Lediglich die Ergebnisse der an Po (Italien) und Dalälven (Schweden) durchgeführten Untersuchungen, bei denen Wasser mittels eines kombinierten Pump-Netz-Verfahren aus etwa 0,3 m Tiefe angesaugt und anschließend durch ein Manta-Netz (Maschenweite 330 µm) geleitet wurde, können annähernd mit dem vorliegenden Datensatz der Bundesländer verglichen werden. Auch wenn die Ergebnisse in gleichen Einheiten (Partikel/m³) angegeben wurden, müssen die Unterschiede bei der Probenahme (0,3 m Tiefe vs. Wasseroberfläche) berücksichtigt werden. Zudem wurde in der Studie nur ein Teil der Partikel spektroskopisch untersucht. Die Untersuchungen ergaben durchschnittlich 4,5 Kunststoffpartikel/m³ im Dalälven und 20,3 Partikel/m³ im Po (> 300 µm). In den süd- und westdeutschen Gewässern wurden in der Größenklasse > 300 µm im Durchschnitt 13,6 Partikel/m³ gemessen, wobei durchaus Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässern festgestellt wurden. Trotzdem deutet sich an, dass die Werte aus Deutschland zwischen denen des Dalälven, mit einem dünn besiedelten Einzugsgebiet, und denen des im Einzugsgebiet dichtbesiedelten Po liegen.

Deutlich weniger Kunststoffpartikel wurden in den **französischen Flüssen Seine und Rhone** nachgewiesen (DRIS et al. 2015). So wurden nach Beprobung mit einem Manta-Netz (330 µm Maschenweite) an der Wasseroberfläche maximal 0,47 Partikel/m³ (5 mm bis 100 µm) identifiziert. Auch in dieser Studie wurde deutlich, dass bereits die Maschenweite des zur Probenahme eingesetzten Netzes die Partikelzahlen beeinflusst. So wurde bei der Probenahme mit Planktonnetzen (80 µm) an den gleichen Messstellen mit bis zu 108 Partikel/m³ eine deutlich höhere Anzahl kleiner Partikel detektiert. Da die Bestimmung der Partikel in dieser Studie rein visuell durchgeführt wurde, ist von einer höheren Unsicherheit der Daten auszugehen als in der Studie der Bundesländer.

Eine Studie an den **schweizer Fließgewässern Rhone, Aubonne, Venoge und Vuachere** (Zuflüsse Genfer See), bei der, vergleichbar zum Untersuchungsprogramm der Länder, mit einem Manta-Netz (Maschenweite 300 µm) Proben von der Wasseroberfläche entnommen wurden und zumindest stichprobenartig auch spektroskopische Analysen durchgeführt wurden, ergab für die Größenfraktionen 5 mm – 300 µm durchschnittlich 7 Partikel/m³ (FAURE et al. 2015). Dabei wurden die Durchschnittswerte v.a. durch eine Probenahme bei Regenwetter nach oben beeinflusst. Auch hier ist die Unsicherheit der Daten höher als in der Studie der Bundesländer. Für einen direkten Vergleich sollten nur die Partikel im entsprechenden Größenbereich berücksichtigt werden.

Nordamerikanische Gewässer

Auch in US-amerikanischen Studien wurde Mikroplastik in vergleichbarer Größenordnung nachgewiesen. Beispielsweise ergab eine Studie an **drei kleineren, kalifornischen Fließgewässern** in der Größenklasse > 4,75 – 1 mm Konzentrationen zwischen 0 und 171 Partikeln/m³ (MOORE et al. 2011). Betrachtet man die korrespondierende Größenfraktion (> 5 – 1 mm) im Messprogramm der Bundesländer, wurde ein Maximalwert von 49,7 Partikeln/m³ an der Ruhmündung gefunden, wobei hier die besondere Abflusssituation zu berücksichtigen ist (vgl. Kapitel 3.2.3). Der zweithöchste Wert lag bei 31,7 Partikeln/m³ im Inn bei Raubling (Inn_03_BY). Für *Makroplastik* und *großes Mikroplastik* (> 5 - 1 mm) wurde über alle Messstellen ein Mittelwert von 4,3 Partikeln/m³ ermittelt.

In einer anderen Studie wurden Wasserproben, die aus **kleinen bis mittleren US-amerikanischen Gewässern** jeweils ober- und unterhalb von Kläranlagen entnommen wurden, anhand visueller Auszählung (Stereomikroskop) untersucht, wobei an Stichproben eine Polymer-Bestimmung via GC/MS erfolgte (McCORMICK et al. 2016). Die Studie ergab für die Größenklasse 330 µm bis 4,75 mm Mikroplastikkonzentrationen zwischen 0,48 und 11,2 Partikeln/m³. Im Vergleich wurden in den süd- und westdeutschen Gewässern in der Größenklasse 5 mm bis 300 µm zwischen 0 und 165 Partikel/m³ gefunden bei einer Durchschnittskonzentration von 13,4 Partikeln/m³.

In einer großangelegten **kanadischen Studie** wurden entlang des **Ottawa Rivers** und seinen Zuflüssen insgesamt 62 oberflächennahe Wasserproben untersucht (VERMAIRE et al. 2017). Aus ufernahen Bereichen wurde händisch Wasser aus 0,5 m Tiefe durch 100 µm Siebe gefiltert, während in der Flussmitte mit einem MantaTrawl (Maschenweite 100 µm) gearbeitet wurde. Besonderer Fokus lag auf Bereichen oberhalb und unterhalb von Kläranlagenausläufen. Die Proben wurden nach einem H₂O₂-Aufschluss rein visuell unter einem Stereomikroskop auf Kunststoffpartikel (≥ 100 µm) ausgewertet. In den ufernahen Proben wurden Konzentrationen zwischen 50 und 240 Partikeln/m³ (0,05–0,24 Partikel/L) gefunden bei einem Median von 100 Partikeln/m³. In der Gewässermitte wurden mit dem MantaTrawl dagegen im Mittel 1,35 Partikel/m³ nachgewiesen. Die Konzentrationen unterhalb der Kläranlagen-Einleitungen lagen um den Faktor 2,8 höher als oberhalb der Kläranlagen. Während im Rahmen der kanadischen Studie unterschiedliche Probenahme-Methoden zum Einsatz kamen, erfolgte die Beprobung im Messprogramm der Länder stets via MantaTrawl. Dabei wurde, wenn möglich, das Gewässer diagonal von einem Uferbereich zum anderen befahren. Entsprechend liegen die Ergebnisse zwischen den kanadischen Werten aus den Uferbereichen und der Flussmitte.

China

In China wurden die **Ästuarie der Flüsse Jiaojinag, Oujiang und Minjiang** untersucht (ZHAO et al. 2015). Die Studie ergab für Partikel der Größenklasse 5 mm bis 500 µm Konzentrationen im Bereich von 100 bis 4100 Partikel/m³. Eine Vergleichbarkeit mit den Daten des Untersuchungsprogrammes der Länder ist jedoch nicht gegeben. Neben der etwas abweichenden Probenahme über eine Teflon-Pumpe und ein 333 µm Sieb sowie der Tatsache, dass nur stichprobenartig Raman-Analysen zur Partikelidentifizierung durchgeführt wurden, lassen sich die Daten aus Fließgewässern und Ästuaren prinzipiell nicht vergleichen, u. a. da sich Fluss- und Meerwasser dort bereits mischen und in gezeiten-beeinflussten Bereichen generell höhere Plastikkonzentrationen auftreten können.

Tabelle 4: Vergleichbare internationale Mikroplastik-Studien. Berücksichtigt wurden ausschließlich Studien, die Partikelzahlen pro Volumen angeben. Die Messwerte wurden dann jeweils auf Partikel/m³ umgerechnet, um sie mit den Daten der Bundesländer vergleichen zu können.

Studie	Probenahme	Analytik	Größenklasse	Region	Gewässer	Ergebnis
DRIS et al. (2015)	MantaTrawl (330 µm) und Plankton Netz (80 µm)	Stereomikroskop (visuell)	1 mm – 5 mm, 1 mm - 500 µm, 500 - 100 µm	Frankreich	Seine und Marne	MantaTrawl 0,28 – 0,47 Partikel/m ³ Ø 0,35 Partikel/m ³ Plankton Netz 3-108 Partikel/m ³ Ø 30 Partikel/m ³
FAURE et al. (2015)	MantaTrawl (300 µm)	Dichtentrennung, <i>wet peroxide oxidation</i> Stereomikroskop (visuell), + Stichprobe mit ATR-FTIR	>5 mm, 5 - 1 mm, 1 mm - 300 µm	Schweiz	Rhone, Aubonne, Venoge, Vuachere	Ø über alle Gewässer: 7 n/m ³ Ø pro Fluss: 0,1 – 64 Partikel/m ³ (bezogen auf: 5 mm – 300 µm)
Länderbericht (2018)	MantaTrawl (300 µm)	Enzymatischer Verdau, FTIR-Spektroskopie (alle Partikel > 20 µm)	5 mm – 20 µm	Deutschland	Rhein Donau Weser Kleinere und mittlere Zuflüsse in EZG Rhein und Donau	2,9 – 22,2 Partikel/m ³ 9,7 – 150,8 Partikel/m ³ 5,2 Partikel/m ³ 5 – 213 Partikel/m ³
LECHNER et al. (2014)	Driftnetze (500 µm)	visuell	2 - 20 mm < 2 mm	Österreich	Donau	0 – 141,6 Partikel/m ³ Ø = 0,9 Partikel/m ³
MANI et al. (2015)	MantaTrawl (300 µm)	Enzymatischer Verdau, Dichtentrennung visuell (Stereomikroskop), + ATR-FTIR (Stichprobe, 0,45%)	>5 mm, 5 - 1 mm, 1 mm - 300 µm	Schweiz, Deutschland Niederlande	Rhein	0,8 – 17 Partikel/m ³ Ø 4,7 Partikel/m ³
MCCORMICK et al. (2016)	Neuston Netz (333 µm)	Dichtentrennung, visuelle Auszählung (Stereomikroskop), + GC-MS (Stichprobe)	330 µm – 4,75 mm	Illinois und Indiana, USA	10 kleinere bis mittlere Gewässer; je oberhalb und unterhalb einer Kläranlage	0,48 Partikel/m ³ (Salt Creek oh. KA) bis 11,2 Partikel/m ³ (Higgen's Creek, uh. KA)

Studie	Probenahme	Analytik	Größenklasse	Region	Gewässer	Ergebnis
MOORE et al. (2011)	MantaTrawl (333 µm)	visuell	> 4,75 mm 4,75 - 1 mm	Kalifornien, USA	Coyote Creek	<1 – 5 Partikel/m ³ (Manta)
	bzw. Handnetze (500 und 800 µm)				San Gabriel River	0 – 171 Partikel/m ³ (Manta)
					Lo Angeles River	0 – 9 Partikel/m ³ (Manta)
VAN DER WAL et al. (2015)	Manta-Pump-Methode (Ansaugtiefe 0,3 m),	gesiebt, gespült mit Wasser und Alkohol	333 µm - 5 mm und 5 - 25 mm	Schweden	Dalälven	Ø 4,5 Partikel/m ³
		NIR Spektroskopie und ATR- FTIR für Stichprobe		Italien	Po	Ø 20,3 Partikel/m ³
VERMAIRE et al. (2017)	Flussmitte: Manta Trawl (100 µm) Uferbereich: <i>Bottle Method</i> / händisches Sieben Vorort	H ₂ O ₂ -Aufschluss visuell (Stereomikroskop)	≥ 100 µm	Kanada	Ottawa River und Zuflüsse	MantaTrawl/Flussmitte: Ø 1,35 Partikel/m ³ ; 0,71 n/m ³ (oh Kläranlage) bis 1,99 n/m ³ (uh Kläranlage) Bottle Method/Uferbereiche: Ø 100 Partikel/m ³ ; 50 – 240 Partikel/m ³
ZHAO et al. (2015)	Teflon-Pumpe + 333 µm Sieb	Enzymatischer Verdau, visuelle Auszählung + Raman-Spektroskopie (Stich- probe)	5 mm – 500 µm	China	Ästuar von Jiaojinag, Oujiang, Minjiang	100 bis 4100 Partikel/m ³

Weitere Regionen – Modellierungsansätze zum weltweiten Eintrag von (Mikro)Plastik über Flüsse

Die derzeit verfügbaren Studien zu Mikroplastik in Binnengewässern (s.o.) stammen vorwiegend aus dem europäischen und nordamerikanischen Raum. Es ist also von annähernd vergleichbaren Belastungsmustern auszugehen. Vergleichsdaten aus Regionen mit wenig ausgebauten Abfall- und Abwasserbehandlungssystemen fehlen weitgehend. Modellierungsansätze versuchen den weltweiten Eintrag von (Mikro)Plastik über Flüsse in die marinen Ökosysteme zu bilanzieren und liefern dabei auch erste Anhaltspunkte zum Vorkommen von (Mikro)Plastik in Flüssen anderer Weltregionen.

Die Modellierungsansätze verschneiden weltweit erhobene Daten zu unsachgemäß entsorgten Kunststoffabfällen, demografische Faktoren und hydrologische Daten miteinander und berechnen darüber den Transport von Kunststoffabfällen über Flüsse in die Ozeane. Zwei aktuell veröffentlichte Studien (SCHMIDT et al. 2017; LEBRETON et al. 2017) kommen, abhängig von Eingangsdaten und Modellen, zwar auf unterschiedliche Gesamtfrachten, letztendlich jedoch auf sehr ähnliche Aussagen. So trägt eine kleine Anzahl von Flussgebieten den größten Teil der Kunststoffe in die Ozeane ein. Nach SCHMIDT et al. (2017) erfolgen ca. 90 % der Kunststoffeinträge durch nur zehn Flussgebiete. Davon befinden sich acht in Asien und zwei in Afrika. Berücksichtigt wurde in diesen Studien sowohl Mikro- als auch Makroplastik. Wobei zu bedenken ist, dass Makroplastik-Objekte auf der Transportstrecke immer weiter fragmentieren, bzw. sich kleinste Teile ablösen können.

Ein direkter Vergleich zwischen den Ergebnissen des Monitoring-Programmes der Länder mit den Modellierungsergebnissen ist weder möglich noch sinnvoll. Zum einen weil die Modellierung hauptsächlich Makroplastik betrachtet, zum anderen weil Messdaten und Modellierung unterschiedliche Unsicherheiten aufweisen. Nicht zuletzt aber auch, weil Weltregionen mit unterschiedlichen Voraussetzungen bei der Abfallentsorgung nicht verglichen werden sollten. Da insgesamt wenige Studien zu Mikroplastik in Binnengewässern vorliegen, können die Modellierungen aber helfen, einen Eindruck über die weltweite Situation zu gewinnen.

4.4 Bewertung

Die Pilotstudie der Länder mit dem gemeinsamen Projektpartner Universität Bayreuth erfüllt ihren Anspruch, einen ersten Eindruck über das Vorkommen von Mikroplastik in süd- und westdeutschen Gewässern zu vermitteln.

Auch wenn einige im Bericht beschriebene Unsicherheiten beachtet werden müssen, kann der Datensatz unter Berücksichtigung des aktuellen Forschungsstandes und im Vergleich zu international publizierten Studien zu den umfangreichsten und detailliertesten Datensätzen bezüglich Mikroplastik in Binnengewässern gezählt werden.

Vorbehaltlich der Tatsache, dass ein 1:1-Vergleich verschiedener Studien untereinander aufgrund der geschilderten Unterschiede nur bedingt möglich ist (vgl. Kapitel 4.3), zeigt ein internationaler Vergleich, dass die in den süd- und westdeutschen Fließgewässern gemessenen Konzentrationen in der gleichen Größenordnung wie in anderen europäischen und nordamerikanischen Gewässern liegen und damit „durchschnittlichen“ Mikroplastikkonzentrationen in Regionen mit vergleichbaren zivilisatorischen Mustern entsprechen. Dies steht entgegen früheren Medienberichten, die den Rhein u. a. als einen der weltweit am stärksten mit

Mikroplastik belasteten Flüsse bezeichnet haben (z. B. www.welt.de 2015, vgl. Kapitel 4.3 Ergebnisse im Vergleich mit internationalen Studien). Im direkten Vergleich der von den Ländern untersuchten Gewässer zeichnet sich sogar ab, dass im Rhein in Relation zu vielen seiner Nebengewässer unterdurchschnittliche Mikroplastik-Konzentrationen festgestellt wurden (Kapitel 3.2). Dies mag auch an den unterschiedlichen Verdünnungsverhältnissen der Abwassereinträge liegen.

Welche Auswirkungen die gemessenen Konzentrationen auf die Gewässer und die darin lebenden Organismen haben, kann aktuell nicht beurteilt werden, da noch keine ausreichenden ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse vorliegen (vgl. Kapitel 1.2.). Für aktuell laufende Forschungsprojekte, mit dem Ziel einer Risikobewertung von Mikroplastik in Binnengewässern, können die Ergebnisse aus dem Monitoring-Programm der Länder als wichtige Grundlage dienen, z. B. um Expositionsversuche möglichst realitätsnah zu gestalten. Die detaillierten Untersuchungen von Größenverteilung, Polymerzusammensetzung und vorherrschenden Formen tragen zum Kenntniserwerb hinsichtlich der Verteilung von Mikroplastik in Gewässern bei. Zudem werden dadurch Grundlagen für eine adäquate Weiterentwicklung der Monitoring-Methoden geschaffen. Dies gilt insbesondere in Kombination mit den Ergebnissen aus den Untersuchungen weiterer Gewässerkompartimente (Folgebericht in Vorbereitung).

5 Fazit und Ausblick

Dem Thema Mikroplastik in Binnengewässern kommt sowohl auf Landes- und Bundesebene als auch auf EU-Ebene eine zunehmende Bedeutung zu. Die Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz liefern mit vorliegendem Bericht einen ersten Überblick zum Vorkommen von Kunststoffpartikeln in deutschen Binnengewässern. Dabei haben die im Rahmen der Pilotstudie erhobenen Daten zunächst orientierenden Charakter. Wie sich zeigte, ist der Entwicklungsstand der Probenahme und Analysemethoden derzeit noch nicht ausreichend, um – insbesondere für sehr kleine Partikel – zuverlässige quantitative Ergebnisse zu erzeugen. Allein deshalb ist aus Sicht der Bundesländer die Etablierung eines kontinuierlichen Mikroplastik-Monitorings zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht sinnvoll. Hinzu kommt, dass es bislang keine Einigung auf eine allgemeingültige Definition von „Mikroplastik“ gibt. Weder wurde bislang eine untere Größengrenze definiert, noch sind die Materialeigenschaften festgelegt, die Partikel dem Oberbegriff „Mikroplastik“ zuordnen. Es ist daher nicht auszuschließen, dass eine zukünftige Definition von Mikroplastik enger oder weiter gefasst wird als in diesem Bericht. Dann wäre hier vielleicht nur ein Teilaspekt von „Mikroplastik“ abgedeckt. Solange die Anforderungen an ein Monitoring nicht definiert sind, kann vorerst nur von orientierenden Beobachtungen gesprochen werden.

Zudem sind die verfügbaren analytischen Verfahren nach wie vor sehr kosten- und zeitaufwendig. Eine Weiterentwicklung der Methoden sollte daher auch das Ziel einer Verkürzung des Zeitbedarfs bzw. einer Automatisierung der Analysenmethoden verfolgen. Denn übereinstimmend zeigt sich, dass die Analysenkapazitäten in Deutschland derzeit nicht ausreichen, um ein flächendeckendes Monitoring an Gewässern mit den verfügbaren Verfahren durchzuführen. Wenn die Methodik praxisreife erlangt hat, ist die Ermittlung einer Trendentwicklung an ausgewählten Messstellen sicher sinnvoll.

Gerade vor dem Hintergrund der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (bzw. die Tochterrichtlinie 2010/477/EU), die „Mikroplastik“ unter dem Deskriptor 10 „Eigenschaften von Müll in der Meeres- und Küstenumwelt“ konkret benennt, scheint es sinnvoll, die Methoden-Optimierung zur Abschätzung der Einträge in die Meere weiter zu verfolgen. Dabei muss sich die Methodenentwicklung nicht zwingend auf die hier eingesetzte FTIR-Spektroskopie konzentrieren. Wichtig ist aus Sicht der fünf Bundesländer, dass Probenahme- und Analyseverfahren:

- die Mikroplastik-Konzentration in unterschiedlichen Gewässern repräsentativ und zuverlässig widerspiegeln
- reproduzierbare Ergebnisse erzeugen und mittelfristig standardisiert werden können
- eine gute Charakterisierung der Partikel ermöglichen, die möglichst umfassende Informationen über potentielle Quellen (Polymertyp, Form) sowie Risiken für Organismen (Größe, Polymer, Additive) liefern
- eine vollständige Quantifizierung und damit die Bilanzierung von Frachten und Gesamteinträgen in die marine Umwelt ermöglichen.

Der Nachweis von Mikroplastik an allen untersuchten Messstellen weist auf eine ubiquitäre Präsenz dieser Fremdstoffe in der Umwelt hin. Der hohe Anteil der bislang nur semiquantita-

tiv erfassten, sehr kleinen Partikel weist darauf hin, dass die tatsächlichen Mikroplastikkonzentrationen wohl noch höher liegen. Obwohl, oder gerade weil wissenschaftliche Erkenntnisse über die ökologischen Auswirkungen von (Mikro)Plastik noch weitgehend fehlen, sollten im Sinne des Vorsorgeprinzips frühzeitig Maßnahmen zur Reduktion weiterer Einträge eingeleitet werden, um eine fortschreitende Akkumulation dieser hochpersistenten Materialien zu vermeiden. Diese können überall dort ansetzen, wo die Entstehung von Mikroplastik und dessen Eintragspfade in die Umwelt hinreichend bekannt sind.

Parallel dazu müssen weitere, grundlegende Forschungsfragen beantwortet werden, um die erforderlichen Minderungsmaßnahmen nach und nach zu präzisieren. Von großer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Ermittlung relevanter Eintragspfade, um Maßnahmen effizient an der Quelle anzusetzen. Als mögliche Eintragsquellen werden derzeit u. a. Einträge aus der kunststoffverarbeitenden Industrie, behandeltes kommunales Abwasser, Mischwasserentlastungen, Straßenabwasser/Reifenabrieb (nicht Gegenstand des vorliegenden Messprogramms), diffuser Flächeneintrag durch Landwirtschaft sowie Littering (unsachgemäß entsorgte Abfälle) diskutiert.

Die erhobenen Ergebnisse bzgl. der Polymersorten und Formen können bislang nur Hinweise auf mögliche Eintragsquellen liefern. Wie in Abschnitt 4.2 „*Interpretationsabsätze und deren Grenzen*“ diskutiert, sind eindeutige Zuordnungen derzeit (noch) nicht leistbar. Die Ergebnisse dieser Pilotstudie helfen jedoch, neue Forschungsfragen präziser zu stellen und zu untersuchen. Einige davon können möglicherweise schon auf Basis der Untersuchungen weiterer Umweltkompartimente beantwortet werden (Untersuchungsprogramm Bundesländer, Teil 2), andere bedürfen weitergehender Untersuchungen. Die Ergebnisse aus den ergänzenden Untersuchungsprogrammen der Bundesländer in verschiedenen Gewässerkompartimenten werden aktuell ausgewertet und in einem Folgebericht bereitgestellt. Die Daten sollen den Gesamteindruck über das Mikroplastikvorkommen in Fließgewässern abrunden und neue Erkenntnisse über die Verteilung der Partikel in Gewässern ermöglichen.

Damit stellen die fünf Bundesländer einen umfassenden Datensatz über das Vorkommen von Mikroplastik über eine große Bandbreite unterschiedlicher Gewässertypen mit verschiedenen Belastungsmustern bereit, auf dessen Basis über das weitere Vorgehen im Bereich Mikroplastik-Monitoring gemeinsam mit anderen Behörden und Institutionen entschieden werden kann.

In den fünf Bundesländern wird aus den diskutierten Gründen derzeit kein kontinuierliches Monitoring aufgebaut. Einige Bundesländer unterstützen jedoch weiterhin Forschungsvorhaben, die sich mit der Weiterentwicklung von Probenahme- und Analyseverfahren, dem Eintrag und der Verteilung von Mikroplastik in Binnengewässern sowie möglichen Auswirkungen auf Organismen und aquatische Ökosysteme beschäftigen (s. u.). Letztlich kann die Vielzahl offener Forschungsfragen aber nur in großangelegten Forschungsprojekten bearbeitet und nicht allein auf Länderebene geleistet werden. Sehr umfassende Projekte zu diesen Themen werden aktuell auf Bundes- bzw. EU-Ebene gefördert. Die Ergebnisse dieser Projekte werden bei der Entscheidung über eine eventuelle Ausweitung von Monitoring-Projekten der Bundesländer berücksichtigt.

Zusammenfassend ergeben sich folgende Handlungsfelder:

- Umsetzung erster Minderungsmaßnahmen
- Entwicklung bzw. Optimierung geeigneter Monitoringverfahren
- Entwicklung bzw. Optimierung geeigneter ökotoxikologischer Testverfahren
- Entwicklung einer Risikobewertung
- Ermitteln aller Eintragspfade, Eintragsmengen und Quellen
- Kenntniskern Umweltverhalten → Transport, Verteilung
- Standardisierung der Methoden
- Optimierung effizienter Minderungsmaßnahmen

Aktuelle Projekte der Bundesländer

Baden-Württemberg

Das Umweltministerium Baden-Württemberg führt im Rahmen des Forschungsprogramms BWPLUS ein Vorhaben zur „Bestimmung, Quantifizierung und Bewertung von Mikrokunststoffen in Komposten, Gärresten und Böden“ durch (Kunststoffpartikel mit weniger als 2 mm Oberflächenäquivalentdurchmesser). Der Forschungs- und Entwicklungsbedarf gliedert sich in folgende drei Themenbereiche:

1. Entwicklung einer unter Zeit- und Kostenaspekten handhabbaren Methodik zur Detektion von Mikrokunststoffpartikeln
2. Untersuchung der relevanten Vorgänge und der Einflussfaktoren beim Abbau von Kunststoffpartikeln in Kompostierungs- oder Vergärungsanlagen
3. Untersuchung des Einflusses von Mikro- und Makropartikeln auf die Bodenqualität und des Verhaltens der Partikel in Böden hinsichtlich Abbau, Materialveränderungen und Dissipation im Feldversuch

Das Projekt startet 2018, die Projektlaufzeit beträgt 36 Monate.

Bayern

In Bayern wurden neben Fließgewässern zusätzlich auch Seen hinsichtlich des Vorkommens von Mikroplastik untersucht. Die Daten werden in einem gesonderten Bericht veröffentlicht. Da nur ökotoxikologische Wirkungsdaten eine Risikobewertung der in den Gewässern vorhandenen Mikroplastikbelastung erlauben, beinhaltet das bayerische Untersuchungsprogramm darüber hinaus auch Untersuchungen zu möglichen Auswirkungen von Mikroplastik auf Süßwasserorganismen.

Aktuell beteiligt sich das Landesamt für Umwelt (LfU) an zwei Verbundprojekten der BMBF-Fördermaßnahme „Plastik in der Umwelt: Quellen, Senken, Lösungsansätze“.

Im Verbundprojekt „MicBin“ soll exemplarisch am Beispiel des Donaugebiets der Eintrag und Verbleib von Mikroplastik in Binnengewässern untersucht und modelliert werden, um daraus Maßnahmenplanungen ableiten zu können. Weitere Informationen finden Sie unter: <http://micbin.de/>

Im Verbundprojekt „SubµTrack“ liegt der Fokus auf der Entwicklung von Analysetools zur Erfassung besonders kleiner Mikroplastikpartikel mit einer Größe zwischen 100 µm und 50 nm, da diese ökotoxikologisch eine höhere Relevanz haben als größere Mikroplastikpartikel. Weitere Informationen finden Sie unter: www.wasser.tum.de/submuetrack

Hessen

Hessen unterstützt als Stakeholder das vom BMBF geförderte Forschungsprojekt „PLAWES - Mikroplastikkontamination im Modellsystem Weser – Nationalpark Wattenmeer: ein ökosystemübergreifender Ansatz“, das die Kunststoffbelastung eines großen Flusseinzugsgebietes umfassend untersucht und ökosystemübergreifend bilanziert.

Nordrhein-Westfalen

Nordrhein-Westfalen und der Ruhrverband haben gemeinsame Nachuntersuchungen am vermeintlichen *Hotspot* an der Ruhr-Mündung durch die Universität Bayreuth durchführen lassen. Dadurch soll geklärt werden, ob es sich bei den erhöhten Funden um ein einmaliges Ereignis oder um kontinuierlich hohe Einleitungen handelt. Die Proben werden aktuell analysiert und sollen nach der Auswertung in einem separaten Kurzbericht gezeigt werden.

Zudem wurden in NRW Wiederholungsmessungen an drei Messpunkten in kurzen Zeitabständen durchgeführt, um neue Erkenntnisse über die Stetigkeit von Mikroplastik-Funden an einer Messstelle zu erhalten.

Nordrhein-Westfalen fördert aktuell das F&E Projekt „Eintrag von Mikrokunststoffen aus abwassertechnischen Anlagen – Kläranlagen und Mischwasserbehandlungen (MiKaMi)“ das zusätzliche Erkenntnisse über punktuelle Einleitungen von Mikroplastik bereitstellen soll.

Daneben unterstützt das LANUV als Stakeholder zwei BMBF geförderte Projekte.

Im Projekt „PlastX – Mikroplastik in Fließgewässern“ unter Leitung des Instituts für sozial-ökologische Forschung (ISOE) werden neue Bewertungskonzepte zum Risiko von Mikroplastik für Fließgewässerökosysteme entwickelt.

Im Projekt „PLAWES – Mikroplastikkontamination im Modellsystem Weser – Nationalpark Wattenmeer: ein ökosystemübergreifender Ansatz“ wird die Kunststoffbelastung eines großen Flusseinzugsgebietes umfassend untersucht und ökosystemübergreifend bilanziert.

Rheinland-Pfalz

Rheinland-Pfalz setzt sich in der 2015 verabschiedeten Biodiversitätsstrategie (https://mueef.rlp.de/fileadmin/mulewf/Publikationen/Die_Vielfalt_der_Natur_bewahren_Monitor_02122015.pdf) im Kapitel 5 „Reinhaltung natürlicher Ökosysteme“ das Oberziel, mittelfristig den Eintrag von Kunststoffen in die Umwelt zu verringern. Konkretisiert wird dies durch sechs Handlungsziele und fünf Maßnahmenschwerpunkte, die Akteure verschiedenster Ebenen ansprechen. Ein von Umweltministerium und Landesamt für Umwelt eingerichteter runder Tisch dient dazu, die Umsetzung zu koordinieren.

Mit der Biodiversitätsstrategie liegt der Schwerpunkt der Maßnahmen im Bereich Vermeidung von Stoffeinträgen in die Umwelt. Insofern erfolgt derzeit keine Beteiligung an Monitoring- oder Forschungsprogrammen im Bereich der Wasserwirtschaft.

6 Zusammenfassung

Die Verschmutzung der Weltmeere durch Kunststoffmüll ist seit Jahrzehnten bekannt. Erst seit wenigen Jahren erfährt auch das Thema „(Mikro)Plastik in Binnengewässern“ zunehmend Aufmerksamkeit in Wissenschaft, Politik und Öffentlichkeit. Fließgewässer werden nicht mehr nur als potentielle Eintragspfade in marine Systeme diskutiert, sondern systematisch hinsichtlich ihrer Belastung mit Mikroplastikpartikeln untersucht. Entsprechend der historisch jungen Betrachtungsweise gibt es noch keine vereinheitlichten Monitoring-Verfahren und unterschiedliche Probenahme- und Nachweismethoden befinden sich parallel in der Entwicklungsphase. Die Ergebnisse aus den wenigen verfügbaren Studien lassen sich daher meist nicht ohne weiteres untereinander vergleichen.

Um einen einheitlichen Datensatz über ein größeres geographisches Gebiet mit unterschiedlichen Fließgewässertypen zu generieren, haben sich in Deutschland fünf Bundesländer (Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz) zusammengeschlossen und mit dem gemeinsamen Kooperationspartner (der Universität Bayreuth) Mikroplastikkonzentrationen in unterschiedlichen Kompartimenten von süd- und westdeutschen Fließgewässern ermittelt.

Im Rahmen dieser Pilotprojekte wurden qualitative und quantitative Analysen von Mikroplastikpartikeln in unterschiedlichen Gewässerkompartimenten von Fließgewässern durchgeführt. In diesem ersten Berichtsteil werden die Ergebnisse der oberflächennahen Wasserproben vorgestellt, die an insgesamt 52 Messstellen in 22 Fließgewässern im Einzugsgebiet von Rhein und Donau erhoben wurden. Neben den beiden großen Strömen wurden Zuflüsse unterschiedlicher Größenordnung beprobt und dabei ein breites Spektrum hydrologischer Gegebenheiten sowie anthropogener Einflüsse abgedeckt.

Die Probenahmen erfolgten mit einem MantaTrawl (300 µm Maschenweite), das je nach örtlichen Gegebenheiten entweder in der Gewässermitte fixiert oder von einem Schiff aus diagonal über die Gewässeroberfläche gezogen wurde. Nach einer enzymatischen Aufreinigung wurden alle Partikel spektroskopisch analysiert. Größere Objekte (> 500 µm) wurden mittels ATR (Attenuated Total Reflectance)-basierter FTIR-Spektroskopie charakterisiert, kleinere Partikel, bis zu einer Untergrenze von 20 µm, mittels FPA (Focal Plane Array)-basierter FTIR-Mikrospektroskopie. Neben der Anzahl, wurden auch Größe, Form und Polymertyp der einzelnen Partikel bestimmt. Neben den allgemeingültig verwendeten Kategorien *Makroplastik* (> 5 mm), *großes Mikroplastik* (5-1 mm) und *kleines Mikroplastik* (1 mm - 300 µm) wurde eine zusätzliche Kategorie für sehr kleines Mikroplastik (300 µm – 20 µm, *kleines Mikroplastik II*) eingeführt. Damit wurden die analytischen Möglichkeiten, Partikel bis zu einer unteren Bestimmungsgrenze von 20 µm zu erfassen, ausgeschöpft. Gleichzeitig können Partikel, die kleiner als die Maschenweite des verwendeten Probenahmernetzes (300 µm) sind, separat als semiquantitativ erfasste Fraktion dargestellt werden.

Im Rahmen des oberflächennahen Monitorings wurden insgesamt mehr als 19.000 Partikel analytisch untersucht, wovon 4.335 eindeutig als Kunststoffpartikel identifiziert werden konnten.

Unter Berücksichtigung einiger Unsicherheiten einer Pilotstudie erlaubt der umfangreiche Datensatz erste Aussagen zu allgemeingültigen Mustern sowie messstellenspezifischen Be-

sonderheiten hinsichtlich der vorgefundenen Größenfraktionen, Polymersorten und Formen der Kunststoffpartikel.

Zusammenfassend lassen sich folgende Aussagen aus den vorliegenden Ergebnissen ableiten:

- (Mikro)Plastik wird an allen Probestellen nachgewiesen. Es kann von einer zivilisatorischen Grundlast von Kunststoffpartikeln in den Gewässern ausgegangen werden. Quellregionen sind von dieser allgemeinen Aussage ausgenommen (Stichprobe zu klein).
- Die Partikelkonzentrationen (> 5 mm bis $20\ \mu\text{m}$) liegen im Bereich von 2,9 Partikeln pro m^3 im Rhein bei Nackenheim (Rhe_05_RP) bis 214 Partikeln pro m^3 in der Emmer (im Mündungsbereich / Emr_01_NW).
- Die Partikelkonzentrationen innerhalb eines Gewässers bewegen sich häufig in einer vergleichbaren Größenordnung.
- Konzentrationsanstiege im Bereich von Ballungsgebieten (städtisch oder industriell) oder eine Zunahme entlang des Flussverlaufes wurden nur in Einzelfällen beobachtet. Trotz seines großen Umfangs lässt der Datensatz noch keine regelmäßigen Muster erkennen.
- Der größte Anteil (88,5 %) der gesammelten Partikel gehört der Größenklasse *kleines Mikroplastik* ($1\ \text{mm} - 20\ \mu\text{m}$) an. Dies bezieht sich auf die Anzahl erfasster Partikel und berücksichtigt nicht die Masse der einzelnen Fraktionen.
- Der Anteil der nur semiquantitativ erfassten Partikel kleiner Maschenweite ($< 300\ \mu\text{m}$) liegt bei 64 % - die tatsächlichen Konzentrationen werden damit vermutlich deutlich unterschätzt.
- Am häufigsten (zusammen 88 %) wurden die Polymere Polyethylen (PE) und Polypolypropylen (PP) nachgewiesen, die auch einen hohen Marktanteil in der Kunststoffproduktion ausmachen und die aufgrund einer Dichte $< 1\ \text{g/cm}^3$ (ohne Additive) potentiell aufschwimmen.
- Dominierende Partikelform an nahezu allen untersuchten Messstellen waren Fragmente. Fasern, Folien, Beads und Pellets wurden in geringem Umfang bzw. an einzelnen Messstellen gefunden
- Trotz der vielen Übereinstimmungen bezüglich Anzahl, Größe, Material und Form der gefundenen Partikel lassen sich aus den Ergebnissen des flächigen Messprogramms auch regionale Unterschiede feststellen.

Auch wenn Ergebnisse aus einmaligen Probenahmen im Rahmen eines Pilotprojektes nicht überinterpretiert werden dürfen, kann mit diesem Datensatz ein guter erster Eindruck über das Vorkommen von Mikroplastik in Binnengewässern Süd- und Westdeutschlands gewonnen werden. Aufgrund der bestehenden methodischen Unsicherheiten, dem großen zeitlichen Aufwand bestehender Methoden sowie mangelnden Definitionen ist aus Sicht der Bundesländer die Etablierung eines kontinuierlichen Mikroplastik-Monitorings zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht sinnvoll.

Der Nachweis von Mikroplastik an allen untersuchten Messstellen weist auf eine ubiquitäre Präsenz dieser Fremdstoffe in der Umwelt und damit auf die Relevanz des Themas hin. Daher wird es als durchaus sinnvoll erachtet die Methoden-Optimierung weiter zu verfolgen und, vorausgesetzt die Methodik hat Praxisreife erlangt, die Ermittlung einer Trendentwicklung an ausgewählten Messstellen anzustreben.

Obwohl – oder gerade weil – wissenschaftliche Erkenntnisse über die ökologischen Auswirkungen von (Mikro)Plastik noch weitgehend fehlen, sollten im Sinne des Vorsorgeprinzips frühzeitig Maßnahmen zur Reduktion weiterer Einträge eingeleitet werden, um eine fortschreitende Akkumulation dieser hochpersistenten Materialien zu vermeiden.

Diese können überall dort ansetzen, wo die Entstehung von Mikroplastik und dessen Eintragspfade in die Umwelt hinreichend bekannt sind.

Literaturverzeichnis

- BRENNHOLT, NICOLE; HEß, MAREN; REIFFERSCHIED, GEORG (2018): Freshwater Microplastics: Challenges for Regulation and Management. In: Martin Wagner und Scott Lambert (Hg.): Freshwater Microplastics. Cham: Springer International Publishing (58), S. 239–272.
- BROWNE, MARK A.; DISSANAYAKE, AWANTHA; GALLOWAY, TAMARA S.; LOWE, DAVID M.; THOMPSON, RICHARD C. (2008): Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). In: Environmental science & technology 42 (13), S. 5026–5031. DOI: 10.1021/es800249a.
- COLE, MATTHEW; LINDEQUE, PENNIE; HALSBAND, CLAUDIA; GALLOWAY, TAMARA S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. In: Marine pollution bulletin 62 (12), S. 2588–2597. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- DRIS, RACHID; GASPERI, JOHNNY; ROCHER, VINCENT; SAAD, MOHAMED; RENAULT, NICOLAS; TASSIN, BRUNO (2015a): Microplastic contamination in an urban area. A case study in Greater Paris. In: Environ. Chem. 12 (5), S. 592. DOI: 10.1071/EN14167.
- DRIS, RACHID; IMHOF, HANNES; SANCHEZ, WILFRIED; GASPERI, JOHNNY; GALGANI, FRANOIS; TASSIN, BRUNO; LAFORSCH, CHRISTIAN (2015b): Beyond the ocean. Contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles. In: Environ. Chem. 12 (5), S. 539. DOI: 10.1071/EN14172.
- DUIS, KAREN; COORS, ANJA (2016): Microplastics in the aquatic and terrestrial environment. Sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. In: Environ Sci Eur 28 (1), S. 1240. DOI: 10.1186/s12302-015-0069-y.
- FAURE, FLORIAN; CORBAZ, MARIE; BAECHER, HADRIEN; ALENCASTRI, LUIZ FELIPPE DE (2012): Pollution due to plastics and microplastics in lake Geneva and in the Mediterranean sea. In: Archives des Sciences 2012 (65), S. 157–164, zuletzt geprüft am 03.03.2017.
- FAURE, FLORIAN; DEMARS, COLIN; WIESER, OLIVIER; KUNZ, MANUEL; ALENCASTRO, LUIZ FELIPPE DE (2015): Plastic pollution in Swiss surface waters. Nature and concentrations, interaction with pollutants. In: Environ. Chem. 12 (5), S. 582. DOI: 10.1071/EN14218.
- HIDALGO-RUZ, VALERIA; GUTOW, LARS; THOMPSON, RICHARD C.; THIEL, MARTIN (2012): Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. In: Environmental science & technology 46 (6), S. 3060–3075. DOI: 10.1021/es2031505.
- JRC (2013): Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. A guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive. Hg. v. European Commission. Reference Report by tJoint Research Centre of the European Commission. Luxembourg.
- KLEIN, SASCHA; DIMZON, IAN K.; EUBELER, JAN; KNEPPER, THOMAS P. (2018): Analysis, Occurrence, and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment. In: Martin Wagner und Scott Lambert (Hg.): Freshwater Microplastics. Cham: Springer International Publishing (58).

- LEBRETON, LAURENT C. M.; VAN DER ZWET, JOOST; DAMSTEEG, JAN-WILLEM; SLAT, BOYAN; ANDRADY, ANTHONY; REISSER, JULIA (2017): River plastic emissions to the world's oceans. In: *Nature communications* 8, S. 15611. DOI: 10.1038/ncomms15611.
- LECHNER, AARON; KECKEIS, HUBERT; LUMESBERGER-LOISL, FRANZ; ZENS, BERNHARD; KRUSCH, REINHARD; TRITTHART, MICHAEL et al. (2014): The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. In: *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 188, S. 177–181. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.02.006.
- LÖDER, MARTIN G. J.; GERDTS, GUNNAR (2015): Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In: Melanie Bergmann, Lars Gutow und Michael Klages (Hg.): *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer International Publishing, S. 201–227.
- LÖDER, MARTIN G. J.; IMHOF, HANNES K.; LADEHOFF, MAIKE; LÖSCHEL, LENA A.; LORENZ, CLAUDIA; MINTENIG, SVENJA et al. (2017): Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. In: *Environmental science & technology* 51 (24), S. 14283–14292. DOI: 10.1021/acs.est.7b03055.
- LU, YIFENG; ZHANG, YAN; DENG, YONGFENG; JIANG, WEI; ZHAO, YANPING; GENG, JINJU et al. (2016): Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. In: *Environmental science & technology* 50 (7), S. 4054–4060. DOI: 10.1021/acs.est.6b00183.
- MANI, THOMAS; HAUKE, ARMIN; WALTER, ULRICH; BURKHARDT-HOLM, PATRICIA (2015): Microplastics profile along the Rhine River. In: *Scientific reports* 5, S. 17988. DOI: 10.1038/srep17988.
- MCCORMICK, AMANDA R.; HOELLEIN, TIMOTHY J.; LONDON, MAXWELL G.; HITTIE, JOSHUA; SCOTT, JOHN W.; KELLY, JOHN J. (2016): Microplastic in surface waters of urban rivers. Concentration, sources, and associated bacterial assemblages. In: *Ecosphere* 7 (11), e01556. DOI: 10.1002/ecs2.1556.
- MINTENIG, S. M.; INT-VEEN, I.; LÖDER, M. G. J.; PRIMPKE, S.; GERDTS, 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. 365–372. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.015.
- MOORE, C. J.; LATTIN, G. L.; ZELLERS, A. F. (2011): Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. In: *RGCI* 11 (1), S. 65–73. DOI: 10.5894/rgci194.
- MOOS, NADIA VON; BURKHARDT-HOLM, PATRICIA; KOHLER, ANGELA (2012): Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. In: *Environmental science & technology* 46 (20), S. 11327–11335. DOI: 10.1021/es302332w.
- OGONOWSKI, MARTIN; SCHÜR, CHRISTOPH; JARSÉN, ÅSA; GOROKHOVA, ELENA (2016): The Effects of Natural and Anthropogenic Microparticles on Individual Fitness in *Daphnia magna*. In: *PloS one* 11 (5), e0155063. DOI: 10.1371/journal.pone.0155063.

- PLASTICSEUROPE (2011): *Plastics - the facts 2011. An Analysis of European Plastics Production, demand and recovery for 2010*, zuletzt geprüft am 31.08.2016.
- PLASTICSEUROPE (2015): *Plastics - the facts 2015. An Analysis of European Plastics Production, demand and waste data*, zuletzt geprüft am 31.08.2016.
- PLASTICSEUROPE (2017): *Plastics - the facts 2017. An Analysis of European Plastics Production, demand and waste data*, zuletzt geprüft am 07.02.2018.
- REHSE, SASKIA; KLOAS, WERNER; ZARFL, CHRISTIANE (2016): Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*. In: *Chemosphere* 153, S. 91–99. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.02.133.
- RIST, SINJA; HARTMANN, NANNA B. (2018): Aquatic Ecotoxicity of Microplastics and Nanoplastics: Lessons Learned from Engineered Nanomaterials. In: Martin Wagner und Scott Lambert (Hg.): *Freshwater Microplastics*. Cham: Springer International Publishing (58), S. 25–49.
- ROCHMAN, CHELSEA M.; COOK, ANNA-MARIE; KOELMANS, ALBERT A. (2016): Plastic debris and policy: Using current scientific understanding to invoke positive change. In: *Environmental toxicology and chemistry / SETAC* 35 (7), S. 1617–1626. DOI: 10.1002/etc.3408.
- ROCHMAN, CHELSEA M.; HOH, EUNHA; KUROBE, TOMOFUMI; TEH, SWEE J. (2013): Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. In: *Scientific reports* 3, S. 3263. DOI: 10.1038/srep03263.
- SCHMIDT, CHRISTIAN; KRAUTH, TOBIAS; WAGNER, STEPHAN (2017): Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. In: *Environmental science & technology*. DOI: 10.1021/acs.est.7b02368.
- TEUTEN, EMMA L.; SAQUING, JOVITA M.; KNAPPE, DETLEF R. U.; BARLAZ, MORTON A.; JONSSON, SUSANNE; BJORN, ANNIKA et al. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 364 (1526), S. 2027–2045. DOI: 10.1098/rstb.2008.0284.
- VAN DER WAL, MAARTEN, VAN DER MEULEN, MYRA; TWEHUIJSEN GIJSBERT; PETERLIN, MONIKA; PALATINUS, ANDREJA; KOVAC VIRSEK, MANCA; COSCIA, LUCIA; KRZAN, ANDREJ (2015): SFRA0025: Identification and Assessment of Riverine Input of (Marine) Litter. Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/iasFinal%20Report.pdf>, zuletzt geprüft am 03.03.2017.
- VERMAIRE, JESSE C.; POMEROY, CARRINGTON; HERCZEGH, SOFIA M.; HAGGART, OWEN; MURPHY, MEAGHAN; SCHINDLER, DANIEL E. (2017): Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. In: *FACETS* 2 (1), S. 301–314. DOI: 10.1139/facets-2016-0070.
- WAGNER, MARTIN; SCHERER, CHRISTIAN; ALVAREZ-MUÑOZ, DIANA; BRENNHOLT, NICOLE; BOURRAIN, XAVIER; BUCHINGER, SEBASTIAN et al. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems. What we know and what we need to know. In: *Environ Sci Eur* 26 (1), S. 1977. DOI: 10.1186/s12302-014-0012-7.

WENDT-POTTHOFF, KATRIN; HANNES K. IMHOF, MARTIN WAGNER, SEBASTIAN PRIMPKE: Strukturelle Veränderungen und Belastungen von Gewässern. Mikroplastik in Binnengewässern, zuletzt geprüft am 23.01.2018.

WENDT-POTTHOFF, KATRIN; IMHOF, HANNES; WAGNER, MARTIN; PRIMPKE, SEBASTIAN; FISCHER, D.; SCHOLZ-BÖTTCHER, BARBARA M.; LAFORSCH, CHRISTIAN (Hg.) (2017): Mikroplastik in Binnengewässern. Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie- Bewertung - Gewässerschutz: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, zuletzt geprüft am 08.02.2018.

ZHAO, SHIYE; ZHU, LIXIN; LI, DAOJI (2015): Microplastic in three urban estuaries, China. In: Environmental pollution (Barking, Essex : 1987) 206, S. 597–604. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.08.027.

