

TEXTE

32/2016

Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungs- konzepts

Erste Überlegungen zur Relevanz von synthetischen
Polymeren in der Umwelt

TEXTE 32/2016

Masterarbeit

Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzepts

Erste Überlegungen zur Relevanz von synthetischen Polymeren in der Umwelt

David Miklos, M.Sc.

Technische Universität Berlin, Berlin

Nathan Obermaier, M.Sc.

Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Prof. Dr. Martin Jekel


Technische Universität Berlin, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

David Miklos, Institut für technischen Umweltschutz, TU Berlin;
Umweltbundesamt
Martin Jekel, Institut für Technischen Umweltschutz, TU Berlin
Nathan Obermaier, Umweltbundesamt

Abschlussdatum:

März 2015

Redaktion:

Forschungsgruppe III 2 Anlaufstelle Abwassertechnikforschung
Dr. Claus-Gerhard Bannick

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/mikroplastik-entwicklung-eines>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, April 2016

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den
Autorinnen und Autoren.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	2
Tabellenverzeichnis	3
Abkürzungsverzeichnis	4
Zusammenfassung.....	6
Summary.....	7
1 Einleitung	8
2 Grundlagen und Stand der Forschung	10
2.1 Polymere	10
2.1.1 Eigenschaften synthetischer Polymere.....	10
2.1.2 Einsatzmengen synthetischer Polymere	12
2.2 Mikroplastik	14
2.2.1 Primäres Mikroplastik	15
2.2.2 Sekundäres Mikroplastik.....	16
2.3 Untersuchungsmethoden	16
2.3.1 Probenahme	17
2.3.2 Probenaufbereitung	17
2.3.3 Detektionsverfahren.....	18
2.4 Mikroplastik in der Umwelt	19
2.4.1 Einträge von Kunststoffen und Mikroplastik in die Umwelt	19
2.4.2 Vorkommen, Ausbreitung und Transport von MP in der Umwelt	25
2.4.3 Befunde von Mikroplastik im marinen und limnischen Raum	27
2.4.3.1 Mikroplastik und adsorbierbare Stoffe	28
2.4.3.2 Mikroplastik als Vektor für (Mikro-)Organismen	28
2.4.4 Befunde von Mikroplastik in Organismen.....	29
2.5 Wirkung von Mikroplastik auf die Biota.....	30
2.5.1 Ingestion von Mikroplastik in Laborversuchen.....	30
2.5.2 Wirkungen nach erfolgter Ingestion von Mikroplastik.....	31
2.6 Zwischenfazit	32
3 Rahmenbedingungen für ein Bewertungskonzept von Kunststoffen in Gewässern	33
3.1 Rechtliche Rahmenbedingungen	34
3.1.1 Wasserrecht	36
3.1.2 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.....	38

3.2	Grundlagen der Umweltbewertung	39
3.3	Konzeptionelle Rahmenbedingungen in der Umweltbewertung.....	40
3.3.1	Chemikalienbewertung.....	40

3.3.2	Ableitung von Umweltqualitätsnormen	41
3.4	Schwierigkeiten bei der Übertragung der Chemikalienbewertung auf MP	42
3.4.1	Darstellung und Zusammenfassung aktueller Ingestionsversuche	42
3.4.2	Analogien zu Nanopartikeln	43
4	Ableitung von Beurteilungswerten	44
4.1	Oberflächengewässer.....	45
4.1.1	Ableitung einer UQN nach Guidance Document N° 27.....	45
4.1.2	Ableitung eines Wertes zum ubiquitären Vorkommen von MP in limnischen Gewässern	45
4.2	Relevanz von Mikroplastik in Gewässern.....	50
4.3	Relevanz von Mikroplastik in behandeltem Abwasser	51
5	Weitergehende Überlegungen zur Anwendung für den Vollzug	52
6	Diskussion	56
7	Ausblick.....	58
7.1	Steuerungsoptionen zur Minimierung von Kunststoffeinträgen.....	58
7.2	Rechtliche Rahmensetzung und Regulierungsoptionen	58
7.3	Beeinflussung des Verbraucherverhaltens	59
7.4	Förderung von biologisch abbaubaren Kunststoffen	60
7.5	Initiativen der EU zu Abfällen im Meer.....	60
7.6	Internationale Maßnahmen.....	61
8	Quellenverzeichnis	62
	Anhang 1 - Medienberichte	A
	Anhang 2 - Technischer Anhang	D

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lineare, verzweigte, vernetzte, und verschlaufte Makromoleküle (Ehrenstein 1999)...	11
Abbildung 2: Mengen der verarbeiteten Kunststoffe nach Regionen (Plastics Europe 2013).....	12
Abbildung 3: Mengen der verarbeiteten Kunststoffe nach Branchen (Plastics Europe 2013).....	13
Abbildung 4: Größenklassen (< 50 µm, < 100 µm, < 150 µm, < 200 µm, < 250 µm und 250 – 500 µm) der Mikroplastikpartikel in den untersuchten Kläranlagenabläufen der Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen (Mintenig et al., 2014).....	21
Abbildung 5: Klärschlammverwertung in Deutschland 2012 (BMEL 2013)	24
Abbildung 6: Potenzielle Transportpfade für, und Vorkommen von Mikroplastik (Bannick et al, 2015).....	26
Abbildung 7: Darstellung des methodischen Konzepts (eigene Darstellung)	33
Abbildung 8: Vorschlag eines Baukastensystems als erstes Schema eines Bewertungskonzeptes für Mikroplastik (eigene Darstellung)	54

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Schätzung der Einsatzmengen von MP in kosmetischen Mitteln (Essel et al., 2014)	19
Tabelle 2: Mikroplastik-Emissionswerte untersuchter Kläranlagen	20
Tabelle 3: Berechnete Mikroplastikgehalte des behandelten Abwassers basierend auf der Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen (Mintenig et al., 2014).....	22
Tabelle 4: Eintragspfade für Mikroplastik in limnische Gewässer	24
Tabelle 5: Land- und seeseitige Einträge von Kunststoffen in die Meeresumwelt im internationalen Kontext (Bannick et al., 2014).....	25
Tabelle 6: Übersicht bisheriger Untersuchungen zu Mikroplastikvorkommen in limnischen Gewässern	28
Tabelle 7: Potenzielle Wirkungen von Mikroplastik	30
Tabelle 8: Bewertungsfaktoren zur Bestimmung des PNEC _{aquatisch} (nach ECHA 2008).....	41
Tabelle 9: Übersicht bisheriger Untersuchungen zu MP in Oberflächengewässern	47
Tabelle 10: Größenverteilung der Mikroplastikpartikel aus Kläranlagen (Berechnet nach Mintenig et al., 2014)	49
Tabelle 11: Erweiterung der Mikroplastikgehalte um 90,7 % (eigene Berechnung).....	49
Tabelle 12: Tatsächlich detektierte Partikel < 500 µm aus der Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen (Mintenig et al., 2014)	51

Abkürzungsverzeichnis

AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
AQS	Analytische Qualitätssicherung
BVT	Beste Verfügbare Technik
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DEHP	Diethylhexylphthalat
DOC	Dissolved Organic Carbon
ECHA	European Chemicals Agency
FCIO	Fachverband der Chemischen Industrie Österreichs
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer
HDPE	High Density Polyethylene
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
LDPE	Low Density Polyethylene
MHEC	Methylhydroxyethylzellulose
MO	Mikroorganismen
MP	Mikroplastik
MSFD	Marine Strategy Framework Directive
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
NBR	Nitril-Butadien-Kautschuk
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NOEC	No Observed Effect Concentration
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
OGew	Oberflächengewässer
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
PA	Polyamid
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBDE	Organische polybromierte Diphenylether
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
POM	Polyoxymethylen
POP	Persistent Organic Pollutants

PP	Polypropylen
PU	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
RCR	Risk Characterization Ratio
SOP	Standard Operation Procedure
UBA	Umweltbundesamt
USchadG	Umweltschadensgesetz
WHG	Wasserhaushaltsgesetz

Zusammenfassung

Kunststoffe sind wichtige Werkstoffe und heutzutage aus Haushalt und Wirtschaft nicht mehr wegzudenken. Aufgrund ihrer vielfältigen Einsatzmöglichkeiten gelangen stetig neue Kunststoffe auf den Markt, was in den zurückliegenden Jahren zu einem starken Anstieg des Kunststoffbedarfs und -verbrauchs geführt hat. Gerade Eigenschaften, die Kunststoffe gegenüber anderen Werkstoffen auszeichnen, können absehbar auch nachteilig wirken (u.a. durch ihre schlechte Abbaubarkeit und Möglichkeiten zur Akkumulation), wenn sie ungewollt bzw. nicht zielgerichtet in die Umwelt emittiert werden. So lässt sich das Vorkommen von Kunststoffen in Küstengewässern bis Anfang der 60er Jahre zurückverfolgen. Gelangen Kunststoffe einmal in die Umwelt, ist es möglich, dass sie dort mehrere Jahrhunderte verbleiben. In dieser Zeit fragmentieren sie durch physikalische, chemische und mikrobiologische Prozesse zu immer kleineren Partikeln, dem sogenannten Mikroplastik (MP).

Inzwischen ist MP nicht nur im marinen Bereich, sondern auch in limnischen und terrestrischen Umweltkompartimenten sowie Biota nachgewiesen worden. Nicht nur deshalb, sondern auch aufgrund potenzieller Einträge aus Körperpflegeprodukten, erfährt MP in den Medien seit mehreren Monaten eine erhöhte Aufmerksamkeit. Jedoch sind Einträge, Verbleib sowie Wirkung dieser mikroskopisch kleinen Kunststoffpartikel in der Umwelt bislang nicht ausreichend wissenschaftlich geklärt. Auch hinsichtlich der Relevanz und ökologischen Bewertung des MPs sind bisher keine umfangreichen Arbeiten bekannt.

In dieser Arbeit wird daher eine umfassende Literaturzusammenstellung über (potenzielle) Einträge in die Umwelt, sowie Vorkommen und Auswirkungen von MP in der aquatischen Umwelt gegeben. Darüber hinaus werden aktuelle Untersuchungsverfahren von Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik betrachtet, kritisch diskutiert und offene Fragen benannt. Ökotoxikologische Verfahren zur Ermittlung potenzieller MP-Wirkungen werden im Hinblick auf Methodik und Übertragbarkeit überprüft. In diesem Zusammenhang werden insbesondere der limnische Bereich sowie MP-Einträge über den Ablauf kommunaler Kläranlagen betrachtet. Hierbei wird ein erster vorläufiger Vorschlag für Beurteilungswerte zu MP in Oberflächengewässern und in Abläufen kommunaler Kläranlagen in Deutschland abgeleitet.

Schließlich wird ein Handlungsleitfaden zur Interpretation und Einordnung von Befunden von MP in der Umwelt aufgezeigt, eine mögliche Integration der MP-Thematik in vorhandene Rechtssysteme diskutiert und Vorschläge für Minderungsmaßnahmen werden unterbreitet.

Summary

Plastics are important raw materials and our daily life without plastic products in both households and the economy is barely imaginable. Due to their versatility, the amount of plastics used in various sectors and the total demand for plastics is constantly rising.

There are certain properties like a high resistance towards physical and chemical effects and a low degradability that lead to plastics being a superior raw material compared to their predecessors. On the other hand, these properties lead to various disadvantages: the low degradability also affects plastics that were disposed improperly or got into the environment by mistake. Hence, the existence of plastics in coastal waters can be traced back to the early 1960s. This exceptional resistance leads to plastics in the environment that may remain for centuries. However, plastics are slowly degraded by physical, chemical and microbial processes. This effect leads to a multitude of small plastic fragments - so called microplastics (MP).

MPs have been detected in various media like aquatic (both salt and fresh water) and terrestrial ecosystems as well as biota. In addition to that, some daily care products contain MP, which then enter the wastewater cycle and may reach rivers and other receiving waters. This seemingly careless use of MP, paired with the knowledge about the existence of MP in our environment and the potential of a MP accumulation in the food chain provoked a significant media attention in the previous months. However, neither the MP input nor the fate and behavior of MP have been fully analyzed. Furthermore, there is no information about a scientific paper dealing with the ecological assessment or the determination of the environmental impact of MP.

The absences of scientifically reliable statements lead to the first part of this report: a comprehensive overview of scientific papers dealing with MP inputs, MP sources and MP induced effects in aquatic ecosystems. In addition to that, varying sampling techniques, sample preparations and the subsequent MP detection procedures are analyzed and their ability to provide reliable results is discussed.

Until now, there is no standardized procedure that determines the ecological effects of MP. This report also focuses on a possible transferability of reliable procedures used for different materials and the emerging additional conditions that have to be fulfilled when working with MP.

The exemplary derivation of assessment values for a municipal wastewater treatment plant and the aquatic ecosystem is set up using harmonized data from various case studies. First of all, studies analyzing the MP content of several German rivers and lakes are used for the aquatic assessment values. Second, a study analyzing the MP input of municipal wastewater treatment plants in northern Germany leads to the wastewater assessment. Without a classification scheme, assessments have little value. Therefore, a guideline dealing with the classification and the interpretation of MP sample values is derived. Furthermore, assessment values are directly related to legal frameworks. The admission of MP in these frameworks is discussed with respect to national and international requirements. One pillar of the EU's Water Framework Directive is to take precautionary measures to prevent possible environmental damages. Based on this principle, the report closes with proposals to limit the MP input.

1 Einleitung

Kunststoffe und Kunststoffprodukte sind heute wesentlicher Bestandteil unserer Lebensumwelt und übernehmen vielfältige Aufgaben im häuslichen, gewerblichen und industriellen Bereich. Allein in Deutschland werden jedes Jahr ca. 10 Mio. t Kunststoffe in werkstofflicher Form verschiedenster Produkte neu in den Markt abgegeben. Etwa 5 Mio. t der Kunststoffprodukte werden jährlich entsorgt. 99 % werden verwertet, 1 % wird beseitigt (Lindner 2013). Damit bleiben jährlich 5 Mio. t im Bestand. Trotz umfassender Gesetzgebung hierzulande gelingt es jedoch derzeit nicht, zu verhindern, dass Anteile direkt oder indirekt in die Umwelt eingetragen werden. Aufgrund der sehr langsamen Abbaudynamik verweilt diese Stoffgruppe in Abhängigkeit seiner stofflichen Eigenschaften möglicherweise über mehrere hundert Jahre in den Ökosystemen (Moore 2008).

Die meisten Daten zu Funden von Kunststoffen in der Umwelt liegen derzeit aus dem marinen Bereich vor. Durchschnittlich dreiviertel des in den Ozeanen gefundenen Mülls besteht aus Kunststoffen (EC 2013). Ihr Vorkommen in Küstengewässern lässt sich bis Anfang der 60er Jahre zurückverfolgen (Thompson et al., 2004). Zu den Quellen dieser Einträge gibt es unterschiedliche Angaben – sowohl landseitig als auch meerseitig – was darauf hindeutet, dass sich die Quellsituation in den verschiedenen Meeresregionen sehr unterschiedlich gestaltet. Die Kunststoffbelastung der Umwelt hat somit neben einer nationalen, eine europäische und internationale Dimension. In den aktuellen Debatten wird dieser Umstand oftmals übersehen.

Meere spielen in der Betrachtung des Gesamtproblems eine besondere Rolle, da sie am Ende der Transportpfade stehen und somit eine abschließende Senke für Kunststoffe in der Umwelt darstellen. Dort und auf dem Weg dorthin kann eine Fragmentierung größerer Kunststoffteile stattfinden, sodass sogenanntes sekundäres Mikroplastik (MP) entsteht. Des Weiteren gibt es Produkte, die aus primärem MP bestehen bzw. dieses beinhalten und direkt oder indirekt in die Umwelt eingetragen werden. Da MP-Partikel sehr klein (kleiner 5 mm, Arthur et al., 2008) sind, können sie von Organismen aufgenommen werden, die am Anfang der Nahrungskette stehen. Ob und in welchem Umfang sie sich möglicherweise in Organismen über verschiedene Trophiestufen hinweg anreichern, ist bislang nicht ausreichend wissenschaftlich untersucht. Auch indirekte Effekte von MP auf limnische und marine Organismen werden diskutiert. Neben fehlenden Daten zu Aufnahme, Verbleib und Wirkung von MP auf Umwelt und Biota ist bisher keine wissenschaftsbasierte ökologische Bewertung erfolgt. Zudem sind derzeit keine Ansätze zur Umweltbewertung bzw. einer Risikoabschätzung bekannt. Auch werden diese noch nicht ausreichend wissenschaftlich diskutiert. Ein Bewertungskonzept ist aber die Voraussetzung dafür, die Relevanz einzuschätzen und darauf abgestimmte Maßnahmen zur Reduktion von MP-Emissionen oder zur Entfernung von MP aus bestimmten Umweltmedien initiieren zu können.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, in einem ersten Schritt den Wissensstand zu MP anhand aktueller Forschungsergebnisse darzustellen und vorhandene Defizite im vorliegenden Forschungsfeld aufzuzeigen. Im Anschluss erfolgt die Entwicklung von Konzepten zur Bewertung von Kunststoffen in Gewässern und behandeltem Abwasser. Wesentlich dabei ist die Ableitung von spezifischen Beurteilungswerten, die eine spätere Einordnung von Untersuchungsergebnissen ermöglichen sollen. Dazu werden gängige Bewertungsverfahren analysiert und eine Übertragbarkeit vorhandener Methoden auf MP überprüft. Mit dieser Arbeit wird somit ein erster wissenschaftsbasierter Bewertungsvorschlag für MP in limnischen Gewässern und behandeltem Abwasser vorgelegt. Auch ein Handlungsleitfaden zur Interpretation und Einordnung von MP-Befunden in der Umwelt wird erstellt. Des Weiteren werden Möglichkeiten zur Einbettung des Bewertungsvorschlages in vorhandene Rechtssysteme aufgezeigt und diskutiert.

Die Einwirkungen auf Mensch und Umwelt, die mit der Nutzung von Kunststoffen verbunden sind, werden sich absehbar nicht mehr völlig beseitigen lassen. 150 Jahre Industriegeschichte lassen sich nicht verbergen. Kunststoffe werden vermutlich als Marker des Anthropozäns¹ noch in ferner Zukunft nachweisbar sein. Derzeit geht es darum, mögliche Gefährdungen, die von Kunststoffen ausgehen können, zu identifizieren, zu bewerten und zu minimieren. Dazu ist es nötig, eine Verminderung der Einträge in die Umwelt voranzutreiben. Ziel der vorliegenden Arbeit ist nicht, die Auswirkungen einer Werkstoffgruppe zu dramatisieren oder zu bagatellisieren. Vielmehr sollen Möglichkeiten aufgezeigt werden, wie unterschiedliche Zielvorstellungen hinsichtlich des Umweltschutzes und des Einsatzes von Kunststoffen miteinander vereinbart werden können.

¹ Geochronologische Epoche die durch die Einwirkung des Menschen insbesondere seit Beginn des Industriezeitalters geprägt wird. Wortschöpfung nach Paul Crutzen, Chemienobelpreisträger, 2002.

2 Grundlagen und Stand der Forschung

Zu Beginn erfolgen Ausführungen zu synthetischen Polymeren², um ihre physikochemischen und biologischen Eigenschaften zu verstehen. Darüber hinaus wird ihr gesellschaftlicher Nutzen und Produktionsumfang dargestellt. Des Weiteren werden Informationen zu Kunststoffen in der Umwelt, sowie zu MP und MP-betreffenden Forschungsergebnissen aufgeführt, um die Komplexität des Themas aufzuzeigen und den aktuellen Stand der Forschung darzulegen.

2.1 Polymere

Polymere – aus dem Griechischen „poly“ (viele) und „meros“ (Teile) – sind eine Gruppe chemischer Verbindungen, deren grundsätzlicher Aufbau Gemeinsamkeiten aufweist. Sie bestehen aus langkettigen Makromolekülen, die aus einer Vielzahl von kleinen, sich nach bestimmten Gesetzmäßigkeiten wiederholenden Einheiten (Monomeren) bestehen. Es gibt unterschiedliche Klassifizierungen für Polymere. So können diese aufgrund ihrer Ausgangsmaterialien (fossile oder native Biomasse), ihrer Monomertypen, ihrer Polymerstrukturen, oder der Art ihrer Synthese klassifiziert werden. Ebenso werden synthetische und natürliche Polymere unterschieden. In Zeiten innovativer Textilproduktionen sind diese Übergänge mittlerweile fließend.

Im Folgenden wird die Klassifikation nach Ausgangsmaterialien verwendet. Polymere werden demnach in drei unterschiedliche Klassen untergliedert: Natürliche Polymere, halbsynthetische Polymere und synthetische Polymere. Proteine (Enzyme, Harze, Seide), Peptide, Nukleinsäuren und Lignin sind typische Beispiele für natürliche Polymere; sie stellen die Grundbausteine aller lebenden Organismen dar (EC 2007). Halbsynthetische Polymere entstehen durch die Verarbeitung natürlicher Polymere. So wird aus Baumwollzellulose durch Nitrierung und anschließender Zugabe von Kampfer Zelluloid hergestellt, ein Stoff, aus dem beispielsweise Tischtennisbälle bestehen (Schwendt 2013).

Aufgrund ihrer hervorragenden, einfach zu variierenden Materialeigenschaften, sowie ihrer kostengünstigen Produktion und ihrer Persistenz finden Polymere in beinahe allen Lebens- und Wirtschaftsbereichen Anwendung. Synthetische Polymere werden nach der Anzahl und Anordnung der verwendeten Monomere in Homopolymere und Copolymere eingeteilt, d.h. sie können aus nur einem (Homopolymere) oder aus verschiedenen Monomeren (Copolymere) bestehen, wie z. B. Polyethylenterephthalat (PET) aus den Monomeren Terephthalsäure und Ethylenglycol besteht (EC 2007). Neben den Möglichkeiten der Verkettung einzelner Monomere derselben Sorte, können auch unterschiedliche Monomere eingesetzt werden. Dadurch ergibt sich eine scheinbar unendlich hohe Vielzahl von Möglichkeiten, synthetische Polymere herzustellen (Elias 1997).

2.1.1 Eigenschaften synthetischer Polymere

Aufgrund der grundsätzlich flexiblen Gestaltung der verschiedenen Polyreaktionen (Polymerisation, Polykondensation und Polyaddition) und der Ausgangsmomere, können Polymere mit einer großen Bandbreite von Eigenschaften und Eigenschaftskombinationen produziert werden. Polymere in verschiedensten Formen und Anwendungen sind (EC 2007):

- ▶ starr oder elastisch,
- ▶ transparent, intransparent oder transluzent (durchscheinbar),

² Polymere werden umgangssprachlich auch als Plastik oder Plaste bezeichnet.

- ▶ hart oder weich,
- ▶ abbaubar oder witterungsbeständig,
- ▶ hoch- oder niedertemperaturbeständig.

Hauptursachen der unterschiedlichen Eigenschaften sind Grundstrukturen, welche abhängig von der Polymerkettenbildung, die physikalischen Eigenschaften der Polymere bestimmen. So können sowohl lineare, verzweigte, eng- und weitmaschig vernetzte, als auch verschlaufte Makromoleküle entstehen (Abbildung 1).

In Hinblick auf die Eigenschaften der Polymere wird dabei zusätzlich zwischen drei Gruppen unterschieden: Thermoplaste, Duroplaste und Elastomere. Gerade ihre vielfältigen Eigenschaften, die Kunststoffe gegenüber anderen Werkstoffen auszeichnen, können absehbar auch nachteilig wirken (unter anderem durch ihre schlechte Abbaubarkeit und Möglichkeiten zur Akkumulation), wenn sie ungewollt bzw. nicht zielgerichtet in die Umwelt gelangen (Barnes et al., 2009). Insbesondere aufgrund ihrer physikalischen, chemischen, aber auch biologischen Beständigkeit ist es notwendig, Kunststoffe und ihr Verhalten in der Umwelt ausführlich wissenschaftlich zu untersuchen.

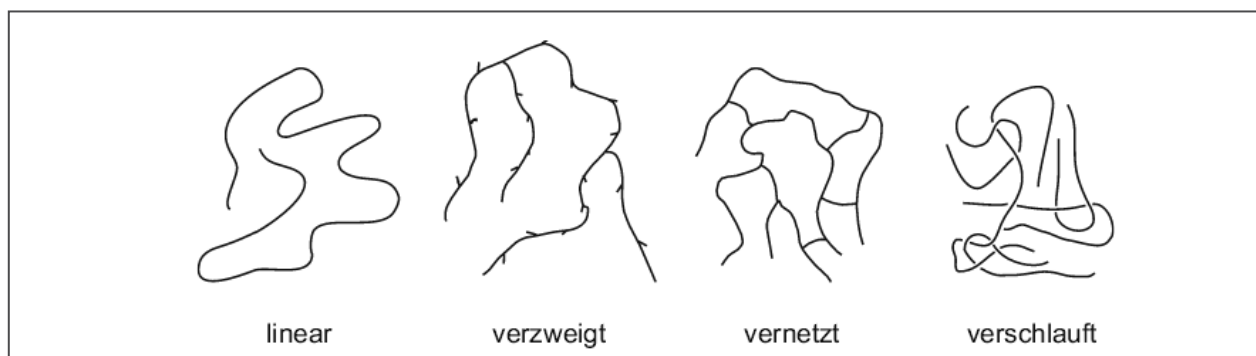


Abbildung 1: Lineare, verzweigte, vernetzte, und verschlaufte Makromoleküle (Ehrenstein 1999)

Additive in synthetischen Polymeren

Neben der grundlegenden Bandbreite verschiedener Eigenschaften von Polymeren, können durch Additive zusätzliche Merkmale ergänzt bzw. verbessert werden. So können Weichmacher (z. B. Diethylhexylphthalat (DEHP) in PVC) zur Verringerung der Sprödigkeit und Härte und Stabilisatoren zur Verbesserung chemischer Eigenschaften angewandt werden. Typische Stabilisatoren sind beispielsweise bromierte Flammenschutzmittel (organische polybromierte Diphenylether (PBDE)), Wärmestabilisatoren (organische Zink-, Barium- und Zinnverbindungen) oder Antioxidationsmittel (Dialkyldithiocarbamate oder Bisphenol A) (Birnbäum & Staskal 2004, Schwendt 2013). Jedoch werden auch Begleiteffekte additiver Chemikalien in Polymeren diskutiert. Bisphenol A steht im Verdacht endokrine Wirkungen sowohl im öko- als auch im humantoxikologischen Kontext zu haben. Auch PBDEs sind für ihre karzinogene Wirkung bekannt. Des Weiteren werden Flammschutzmittel vermehrt in Umweltproben nachgewiesen, was auf eine Verflüchtigung des Additivs aus der Polymermatrix und eine ubiquitäre Verteilung in der Umwelt zurückzuführen ist (Birnbäum & Staskal 2004).

2.1.2 Einsatzmengen synthetischer Polymere

Natürliche Polymere werden von Menschen seit Urzeiten verwendet. Bereits in der Steinzeit nutzten Menschen Birkenpech als Klebstoff für diverse Werkzeuge. Im 18. und 19. Jahrhundert begann in Europa die Nutzung von Kautschuk in größerem Ausmaß. In dieser Zeit liegen auch die Anfänge der heutigen Polymerchemie. Durch neuere, erdölbasierte Ersatzstoffe für die natürlichen Ausgangsmaterialien konnte im Zuge der Industrialisierung auch die Kunststoffindustrie enorm wachsen. Seitdem hat sich die Produktion von Kunststoffen stark ausgeweitet. Seit den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts erhöhte sich die Weltkunststoffproduktion von 1,5 Mio. t auf 288 Mio. t (Plastics Europe 2013). Die Gesamtpolymerproduktion lag in Deutschland im Jahr 2013 bei etwa 20 Mio. t (Lindner 2014) (Abbildung 2).

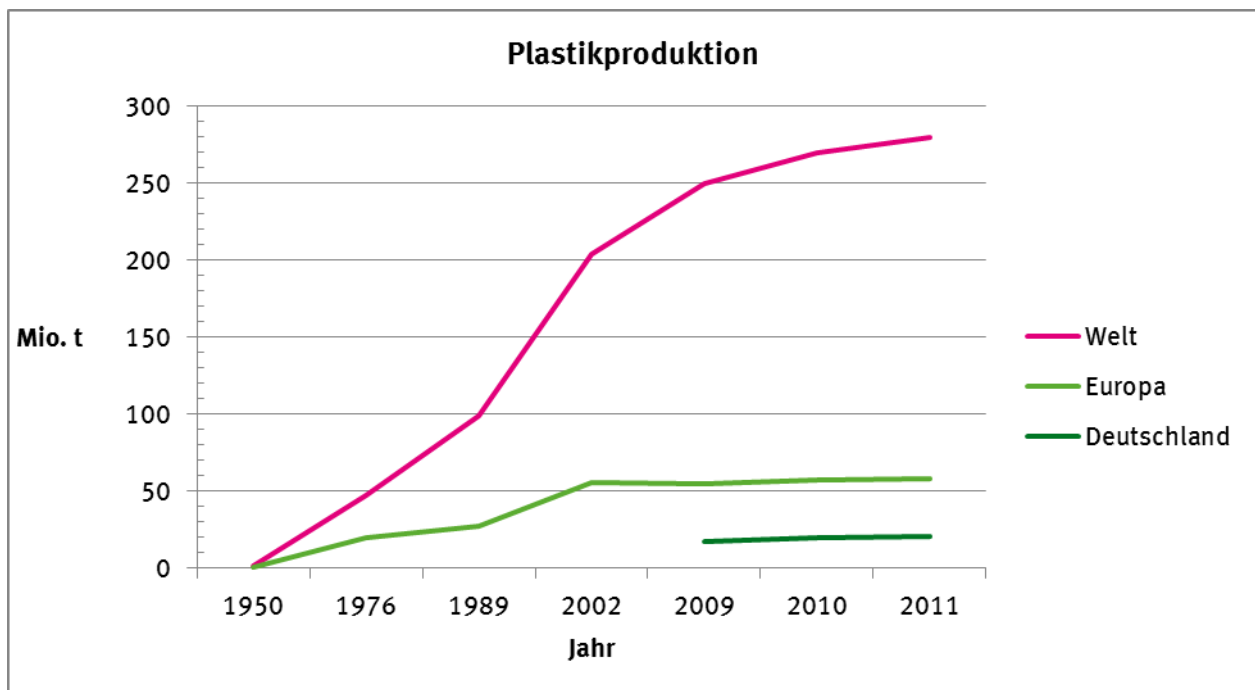


Abbildung 2: Mengen der verarbeiteten Kunststoffe nach Regionen (Plastics Europe 2013)

Die Kunststoffverarbeitung lag in Deutschland 2013 bei circa 12 Mio. t. Kontinuierlich kommen neue Produkte auf den Markt, was den Anstieg des Kunststoffbedarfs und -verbrauchs begründet. Der jährliche werkstoffliche Kunststoffverbrauch des Endverbrauchers liegt in Deutschland bei circa 10 Mio. t. Davon werden etwa 35 % für Verpackungen, 24 % im Baubereich, 9 % in Fahrzeugen, 6 % im Elektro-/Elektronikbereich und 26 % für Sonstiges (unter anderem Landwirtschaft, Spielwaren, Möbel) eingesetzt (Abbildung 3). Polyethylen (PE) hat mit etwa 3,2 Mio. t den größten Anteil bei der Kunststoffproduktion, gefolgt von Polypropylen (PP) mit 2,0 Mio. t und Polyvinylchlorid (PVC) mit 1,6 Mio. t (Lindner 2012). Von den 5,5 Mio. t Kunststoffabfällen werden nach Brancheninformation 99 % stofflich oder energetisch verwertet und 1 % beseitigt (Lindner 2012, UBA 2013). Detaillierte Angaben zum „Littering“³ liegen derzeit nicht vor. Innerhalb des Umweltbundesamtes (UBA) wird für Littering derzeit eine Größenordnung von 50.000 t jährlich ange-

³ Unter „Littering“ wird das Wegwerfen oder Liegenlassen von Abfällen im öffentlichen Raum verstanden (Breitbarth und Urban 2014)

nommen, wobei darauf hingewiesen wird, dass Weggeworfenes durch Stadtreinigungen wieder aufgesammelt wird:⁴:

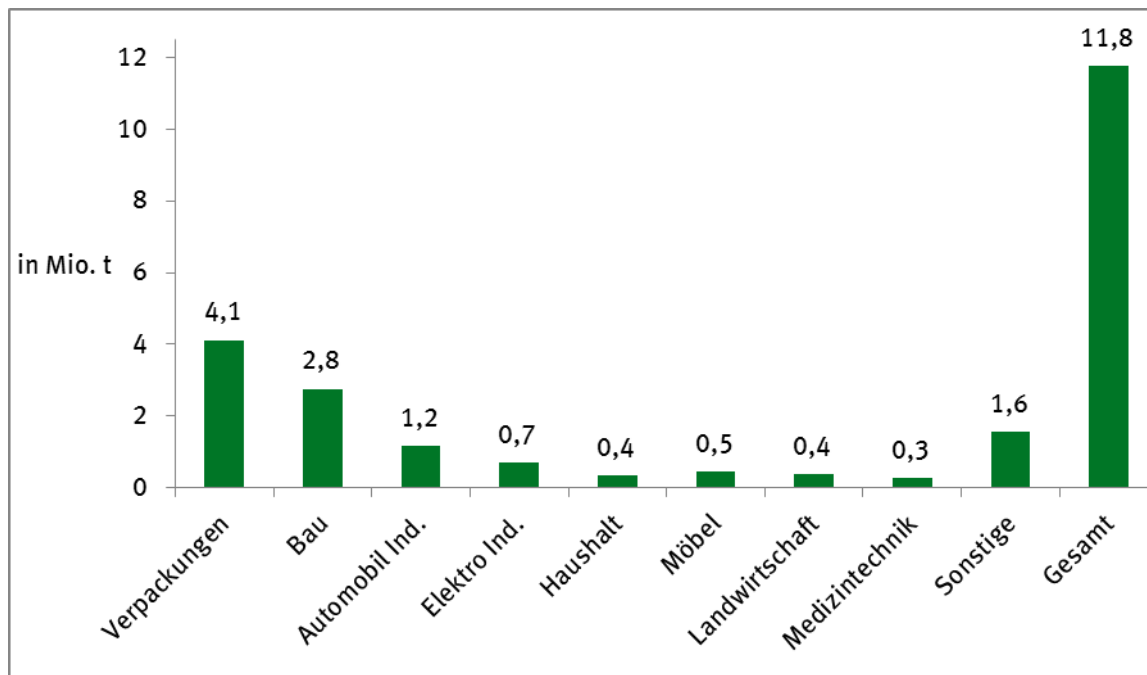


Abbildung 3: Mengen der verarbeiteten Kunststoffe nach Branchen (Plastics Europe 2013)

Neben dem Markt der synthetischen Polymere aus fossiler Biomasse steigt derzeit auch die Nachfrage an Biopolymeren bzw. Polymeren aus nachwachsenden Rohstoffen stetig. European Bioplastics schätzen bis 2018 einen jährlichen Produktionszuwachs von 300 % im Vergleich zum Basisjahr 2012 (Bioplastics 2014a). Jedoch wird unter dem Begriff Bioplastik sowohl biologisch abbaubarer, als auch nicht abbaubarer Kunststoff verstanden. Selbst der Biomassegehalt in den Biokunststoffen variiert zwischen 30 % und 100 % (Bioplastics 2014b). Dabei kann selbst bei Biomassegehalten von 100 %, wie z. B. Polymilchsäurekunststoffen, eine biologische Abbaubarkeit nur unter technisch definierten Bedingungen - wie z. B. einer industriellen Kompostierungsanlage - gewährleistet werden. Nach der Europäischen Norm EN 13432 werden Kunststoffe (neben einigen anderen Bedingungen) als biologisch abbaubar zertifiziert, wenn die

„Desintegration im Kompost nach 3 Monaten Kompostierung“ erfolgt „und nach anschließender Absiebung durch ein 2 mm Sieb nicht mehr als 10 % Rückstände bezogen auf die Originalmasse verbleiben“.

Somit bedeutet die zertifizierte biologische Abbaubarkeit der Biokunststoffe lediglich eine Fragmentierung zu MP. Sobald die fragmentierten Biokunststoffe die Kompostierungsanlage mit dem aufbereiteten Kompost verlassen, werden die definierten Bedingungen der Abbaubarkeit nicht mehr eingehalten und die fragmentierten Bio-MP-Partikel verbleiben in dem Kompost, der größtenteils in der Landwirtschaft weiterverwendet wird, und gelangen somit ebenfalls in die Umwelt (BMU 2012a).

⁴ Mitteilung Dr. Franziska Krüger, Fachgebiet III 1.6 Produktverantwortung, Umweltbundesamt

2.2 Mikroplastik

Der Begriff Mikroplastik wird vorwiegend im Kontext der Belastung von Umwelt und Lebensmitteln verwendet. Er wurde erstmals von Thompson et al. im Jahr 2004 eingeführt. Die Kunststoffpartikel werden nach ihrer Größe in Makro-, Meso- und Mikroplastik klassiert, wobei diese Klassen ineinander übergehen. Der Eintrag kleiner Kunststoffpartikel, unter anderem in Küstengewässern, wurde in Umweltproben nachgewiesen, die Anfang der 60er Jahre des letzten Jahrhunderts gewonnen wurden (Thompson et al., 2004; Carpenter et al., 1972). Größe, Form und Oberfläche von MP können enorm variieren, ebenso wie deren chemische Zusammensetzung. Bislang fehlt jedoch eine allgemein anerkannte Definition. Einige Meeresforscher definieren MP als Summe aller Kunststoffpartikel kleiner als 1 mm Durchmesser (Browne et al., 2008; Moore 2008). Nach der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) werden unter Mikropartikeln alle Teilchen unter 5 mm Durchmesser verstanden. Die Europäische Arbeitsgruppe zu marinem Müll hat folgende Größenklassifizierung für Kunststoffpartikel vorgeschlagen (EG 2008):

- ▶ > 25 mm Makroplastik
- ▶ 5 - 25 mm Mesoplastik
- ▶ 1 - 5 mm Große Mikroplastikpartikel
- ▶ < 1 mm Kleine Mikroplastikpartikel

Nach unten sind MP-Partikel durch die Definition von Nanopartikeln limitiert. Der Begriff „Nanopartikel“ bezeichnet natürliche, bei Prozessen anfallende und hergestellte Materialien in einem Größenbereich von 1 – 100 nm. Dabei schließt die Europäische Kommission bei der Definition neben Partikel auch Aggregate und Agglomerate aus Nanoteilchen mit ein, solange diese < 100 nm sind (EC 2011b). Somit fallen primäre MP-Partikel < 100 nm unter diese Definition. Die Klassifizierung als solche ist eine willkürliche Festlegung und basiert nicht auf entsprechenden Korngrößenverteilungen oder Wirkungen. Hinzu kommt, dass der Begriff „Mikro“ für Teile im Millimeterbereich grundsätzlich nicht zielführend ist.

Hinsichtlich eines Bewertungskonzeptes empfiehlt es sich, auch die Begriffsdefinition für MP nochmals zu diskutieren. Denn der Begriff „Mikroplastik“ beschreibt nicht exakt den gemeinten technischen Sachverhalt. Plastikpartikel größer 100 µm befinden sich bereits im Millimeterbereich und sollten daher nicht als MP bezeichnet werden. Zudem ist der definitorische Übergang von MP zu Nanopartikeln bisher nicht weitergehend diskutiert. Vielmehr wird generell von Partikeln < 5 mm gesprochen. Da Nanopartikel laut Definition eine Obergrenze von 100 nm haben, empfiehlt sich eine Begrenzung der Größenordnung von MP-Partikel bis 0,1 µm (EC 2011b).

Es wird folgende Definition für Mikroplastik vorgeschlagen:

Als MP werden anthropogene, synthetisch hergestellte Polymerstoffe bezeichnet, die in die Umwelt gelangt sind, bzw. das Potenzial haben, in die Umwelt zu gelangen. MP-Partikel liegen in einem Größenbereich von 0,1 – 100 µm und können in allen Formen und Farben sowie mit verschiedenster Oberflächenbeschaffenheit und Porosität vorliegen. Es wird weiterhin zwischen primärem und sekundärem MP differenziert: Primäres MP wird direkt als solches produziert. Sekundäres MP entsteht durch physikalische, chemische und/oder biologische Degradation und Fragmentierung.

Analog zur MSRL werden Kunststoffe in der Umwelt wie folgt in drei Größenklassen charakterisiert:

- | | |
|----------------|---------------------|
| ▶ > 5 mm | Makroplastik |
| ▶ 0,1 - 5 mm | Mesoplastikpartikel |
| ▶ 0,1 - 100 µm | Mikroplastik |

In der Literatur wird zwischen primärem und sekundärem MP unterschieden (Ivar do Sul & Costa 2013; Hidalgo-Ruz et al., 2012).

2.2.1 Primäres Mikroplastik

Primäres MP wird für spezifische Anforderungen bereits in kleiner Größe industriell hergestellt und in Produkten oder Verfahren ganz unterschiedlicher Bereiche angewendet.

Kosmetische Mittel

In Körper- und Gesichtspeeling, Peelingduschgels und Handreinigungspasten werden MP-Partikel als Abrasivstoff mit einer Korngröße von meist < 0,5 mm eingesetzt, da sie im Vergleich zu anderen Stoffen wie Sand oder Nussschalenpartikeln weniger scharfkantig und hart sind und dadurch bei häufiger Anwendung weniger Hautirritationen verursachen (Essel et al., 2014; Fendall & Sewell 2009; Leslie 2014). Hinzu kommen Vorteile in der Produktion sowie im Bereich der Produkthaltbarkeit. In Zahncremes ist der Einsatz als Abrasiva hingegen auf einen geringen Anteil der am Markt befindlichen Zahncremes beschränkt. Weiterhin wird MP mit einer Korngröße zwischen 6 – 12 µm in der dekorativen Kosmetik eingesetzt, hier vor allem als Bindemittel und Füllstoff in Pulverform (z. B. in Lippenstiften) (Essel et al., 2014).

Wasch- und Reinigungsmittel

Auch in Reinigungsmitteln werden Kunststoffe wie PE, PP und Polyurethan (PU) eingesetzt. In Fußboden- oder Möbelpflegemitteln werden sie als Wachs-Dispersionen verwendet. Gemäß der Auskunft des Industrieverbands Hygiene und Oberflächenschutz, beträgt der jährliche Einsatz von PE ca. 10 t in gewerblichen Fußbodenpflegemitteln in Deutschland. Diese Polyethylenwachse haben eine Partikelgröße von < 1 bis ca. 10 µm (Essel et al., 2014).

Weitere Anwendungsbereiche

MP, hierbei besonders PE- und PP-Wachse mit Partikelgrößen im μm -Bereich, wird auch in verschiedenen Anwendungsbereichen außerhalb von Kosmetika oder Reinigungsmitteln verwendet. So werden die Wachse von Herstellern wie BASF, Clariant, Lubrizol oder SurTec beispielsweise als Additive in Lack und Farben, als Additiv für Thermoplaste und Heißkleber, als Formtrennmittel im Metall-Druckguss, als Bestandteil in Foto- und Druckfarben, als Beschichtungsmittel für Textilien, Papier oder Citrusfrüchte, als Beschichtung für passivierte Zinkoberflächen, sowie in verschiedenen Bereichen der Produktionstechnik verwendet (vgl. UBA 2014). Weiterhin erfolgt ein Einsatz von MP auf Werften als Abrasiva in der Hochdruckreinigung (Reinigungsstrahler für Schiffsrümpfe) und in Arzneimitteln als Vektor für Wirkstoffe. Polyurethandispersionen werden in Industrie- und Automobillackierungen, Kunststoff-, Textil- und Lederbeschichtungen, Oberflächenleimungsmitteln für Papier, Glasfaserschichten, sowie in Klebstoffen im Bereich der Schuh-, Automobil- und Möbelfertigung eingesetzt (UBA 2014).

2.2.2 Sekundäres Mikroplastik

Sekundäres MP entsteht durch physikalische, biologische und chemische Degradation aus Makro- oder Mesoplastik (Carpenter et al., 1972; Rillig 2012; Moore 2008; Browne et al., 2008). In der Umwelt sind die Kunststoffe Umwelteinflüssen ausgesetzt, die eine Vielzahl von parallelen oder sequenziellen biotischen und abiotischen Abbauprozessen einleiten (Andrady 2011). Dazu gehören:

- ▶ biologischer Abbau,
- ▶ photooxidativer Abbau,
- ▶ thermooxidativer und thermischer Abbau,
- ▶ hydrolytischer Abbau,
- ▶ mechanische Desintegration.

Dabei ist es nicht möglich die Fragmentierung der Partikel auf einen Abbauprozess zurückzuführen. Vielmehr wirkt ein Zusammenspiel aller Prozesse auf die Degradation ein, wobei auch der Transport in der Umwelt eine wichtige Rolle spielt: Abhängig von der geographischen Lage und damit auch von den klimatischen Bedingungen müssen unterschiedliche Abbauezeiten in Betracht gezogen werden (Shah et al., 2008). So wirkt sich beispielsweise eine kalte, dunkle und haline Umgebung, wie sie in der Tiefsee vorzufinden ist, negativ auf chemische und biologische Abbauprozesse aus (Barnes et al., 2009).

2.3 Untersuchungsmethoden

Untersuchungsmethoden zu MP sind über die einzelnen Verfahrensschritte noch nicht harmonisiert (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Sowohl bei der Probenahme und Probenaufbereitung als auch in der quantitativen und qualitativen Analyse liegen zurzeit erhebliche Unterschiede in der jeweiligen Herangehensweise vor, die in der Konsequenz dazu führen, dass eine Vergleichbarkeit der Studien kaum gegeben und auch eine Bewertung der Ergebnisse somit kaum möglich ist. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektion müssen aufeinander abgestimmt sein. Eine zusätzliche Schwierigkeit ist die Kontamination der Proben während der Probenahme und -aufbereitung

durch Polymerfasern aus Probenahmegeräten, Kleidung und Laborluft. Auf Kreuzkontaminationen wird in den wenigsten Veröffentlichungen hingewiesen. Die Verwendung von Glas- und Metallgeräten sowie -behältern und das Tragen von Baumwollkleidung sind daher während der Probenahme zu empfehlen. Van Cauwenberghe et al. (2013) empfehlen im Rahmen der Laborarbeit die Reinigung aller Laborgeräte mit voll entsalztem Wasser.

2.3.1 Probenahme

Methoden der Probenahme zeigen grundsätzliche Unterschiede in wässrigen Medien und bei Feststoffen. Allerdings liegen für eine Vielzahl von Fallgestaltungen Probenahmევ Vorschriften für die verschiedenen Medien aus dem Bereich von ISO, CEN bzw. DIN vor. Die DIN EN 15972:2011-11 beschreibt beispielsweise die Probenahme von Phytoplankton aus marinen Gewässern und das AQS-(analytische Qualitätssicherung)-Merkblatt P 8/4 2002-05 die Probenahme für Schlämme und Sedimente (AQS 2013). Die bislang gesichtete Literatur zu MP ergab jedoch keine Hinweise, dass im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen auf genormte Probenahmევ Verfahren zurückgegriffen wurde bzw. diese entsprechend den neuen Anforderungen modifiziert bzw. angepasst wurden (Ivar do Sul & Costa 2013; Hidalgo-Ruz et al., 2012). In Bezug auf das spätere Ergebnis der Untersuchung entsteht der größte Fehler bei der Probenahme.

Bei der Beprobung mariner und limnischer Gewässer werden meist volumenreduzierte Proben mithilfe von Planktonnetzen (Neustonnetz) gewonnen (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Dabei werden Mantaschleppnetze für die Wasseroberfläche, Bongonetze für mittlere Wassertiefen und Grundschleppnetze zur Meeresbodenbeurteilung verwendet (Cole et al., 2011). Diskrepanzen der verschiedenen Untersuchungen gibt es dabei z. B. bei der Eintauchtiefe und bei der Maschenweite des Netzes (100 – 500 µm). Gerade letztere hat deutliche Auswirkungen, da je nach Studie unterschiedlich große Kunststoffpartikel gesammelt werden und sich die Partikelanzahl und -masse bereits durch die Probenahme unterscheidet. Eher selten werden Wasserproben direkt untersucht. In einer aktuellen Studie wird z. B. auch eine feinporige Filterkerze zur Abtrennung von Partikeln aus der Wasserphase eingesetzt (Mintenig et al., 2014).

Die Probenahme von Gewässersedimenten unterscheidet sich ebenfalls von Studie zu Studie. Ebenso unterscheiden sich die Ergebnisdarstellungen. So werden die Ergebnisse entweder in Bezug auf die beprobte Fläche, die Sedimentmasse oder das Volumen als Bezugsgröße dargestellt. Auch hinsichtlich der räumlichen Dimension gibt es bei der Probenahme keinen einheitlichen Bezug. So werden die Sedimente von der supra- bis zur sublitoralen Zone entnommen (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Es ist jedoch zu erwarten, dass sich aufgrund der unterschiedlichen Polymerdichten (und der unterschiedlichen biologischen Aktivität in den jeweiligen Zonen) die Polymerzusammensetzung der einzelnen Zonen unterscheidet (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

2.3.2 Probenaufbereitung

Die Probenaufbereitung ist besonders bei komplexen Probengemischen in Hinsicht auf die sich anschließende Detektion ein wesentlicher Schritt im Rahmen der Untersuchung. Die in den Umweltproben enthaltenen organischen Bestandteile, z. B. Algen, Protozoen, Fette, Tier- und Pflanzenreste, können eine anschließende Detektion stören, da sie als natürliche Polymere ähnliche Grundbausteine aufweisen, wie die synthetischen Polymere. Deshalb ist eine Entfernung der sogenannten Begleitorganik notwendig. Hierzu sind verschiedene Verfahren in der Literatur beschrieben. Imhof et al. (2012) setzen auf eine Oxidation mit 30 % H₂O₂-Lösung während Mintenig et al. (2014), aufgrund der schonenden Eigenschaften gegenüber Kunststoffen, den Einsatz von

spezifisch arbeitenden Enzymen vorziehen. Allerdings benötigen Enzyme optimale Randbedingungen bezüglich pH-Wert und Temperatur, was eine zeit- und arbeitsaufwendige Vorgehensweise erfordert. Manche Kunststoffe sind hingegen tatsächlich nicht H_2O_2 -beständig.

So oxidieren PA-, POM- (Polyoxymethylen) und NBR- (Nitril-Butadien-Kautschuk) Kunststoffe in 30 % H_2O_2 bereits bei Raumtemperatur (Bürkle 2013). Die Auswirkungen von Oxidations- und Reduktionsmitteln auf Kunststoffe sollten daher im wissenschaftlichen MP-Kontext der Probenaufbereitung von Umweltproben genauer untersucht werden.

Ein anderes Verfahren ist z. B. die Extraktion von Kunststoffen aus Feststoffproben über Dichteseperation. Sande und andere mineralische Bestandteile sinken dabei ab, Polymere mit einer niedrigeren Dichte als die verwendete Dichteseperationslösung steigen auf. Die Dichteseperation der Proben erfolgt nach unterschiedlichen Verfahren. In einer Studie wurden Strandproben des hawaiianischen Archipels mittels Leitungswasser separiert (McDermid & McMullen 2004). Andere Gruppen trennen die Umweltproben mittels filtrierten Meerwassers ($1,023 \text{ g/cm}^3$) (Browne et al., 2011; Costa et al., 2010), NaI-Lösung (Claessens et al., 2013; Van Cauwenberghe et al., 2013), NaCl-Lösung ($1,2 \text{ g/cm}^3$) (Ng & Obbard 2006; Martins & Sobral 2011), oder ZnCl_2 -Lösung ($1,6 - 1,7 \text{ g/cm}^3$) (Imhof et al., 2012). Der entscheidende Unterschied liegt bei den abzutrennenden Kunststoffen. Die Dichte der Kunststoffe, die in Umweltproben vorzufinden sind, variiert von $0,8 \text{ g/cm}^3$ (PP) bis zu $1,4 \text{ g/cm}^3$ (PVC) oder $1,43 \text{ g/cm}^3$ (POM). Trotz der Tatsache, dass manche Kunststoffe Dichten $> 1,2 \text{ g/cm}^3$ aufweisen, empfiehlt die technische Untergruppe der „Marine Strategy Framework Directive“ den Einsatz von NaCl zur Herstellung von Dichteseperationslösungen aufgrund der günstigen und umweltfreundlichen Eigenschaften (JRC 2011).

2.3.3 Detektionsverfahren

Kunststoffe in oder aus Umweltproben werden derzeit mit unterschiedlichen Detektionsverfahren untersucht. Für die Charakterisierung von Polymeren werden üblicherweise thermoanalytische Methoden verwendet. Eine von ihnen ist die thermogravimetrische Analyse (TGA) in Verbindung mit einer anschließenden Detektion des entstehenden Verbrennungsgases mittels Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer (FTIR) oder Massenspektrometer (MS) (Dümichen et al. 2014; Seefeldt & Braun 2012; Braun & Schartel 2004). Es werden jedoch auch visuelle und rein spektroskopische Verfahren eingesetzt. Als spektroskopische Verfahren werden am häufigsten die FTIR- und die Raman-Spektroskopie angewendet (Ivleva & Nießner 2015). Beide sind allerdings in ihren Detektionsbereichen hinsichtlich der erfassbaren Partikelgrößen limitiert und dienen somit – unabhängig von der Probenahme und der Probenaufbereitung – nicht wirklich zu quantitativen Aussagen in Bezug auf MP. Insbesondere im Kontext von Stoffstrombetrachtungen erscheint die Untersuchung der gesamten Kette von den Primärprodukten hin zu Partikeln, die sich auch in der Größenordnung von Nanomaterialien befinden können, wesentlich, da Makroplastik über die Zeit zu MP degradiert. Darüber hinaus gibt es weitere Herausforderungen, z. B. die Massebestimmung einzelner Teilchen. Eine aktuelle Studie vergleicht die gängigsten Analyseverfahren der MP-Forschung (Raman-, FTIR-Spektroskopie und rein visuelle Mikroskopie) und kommt zu dem Fazit, dass mikroskopische Verfahren zu einer Qualifizierung der Kunststoffproben nicht ausreichen (Song et al., 2015). Hidalgo-Ruz et al. zeigten bereits 2012, dass 70 % der visuell analysierten MP-Partikel fälschlicherweise als Kunststoff bestimmt wurden.

2.4 Mikroplastik in der Umwelt

Kunststoffeinträge in der Meeresumwelt lassen sich bis in die 60er Jahre zurückverfolgen (Thompson et al. 2004). Basierend auf den Berichten aus dem Meeresbereich wurden inzwischen MP-Partikel auch in limnischen Gewässern nachgewiesen. Untersuchungen zu MP-Vorkommen im terrestrischen Raum sind bislang kaum bekannt (Rillig 2012). Durch die Nutzung von beispielsweise Kunststofffolien im Rahmen der landwirtschaftlichen Produktion und Littering kann von einem Vorkommen von Mikro- und Makroplastik in der terrestrischen Umwelt ausgegangen werden. MP in anthropogen weitestgehend unbeeinflussten Mangrovenwäldern zeigt die Forschungsgruppe um Barasarathi et al. in 2014. Allerdings wurde auch in dieser Studie mit rein optischen Methoden qualifiziert (Barasarathi et al., 2014). Auch das Vorkommen von MP in der Atmosphäre wurde bereits gezeigt (Ivleva 2014 mündlich). In allen Bereichen fehlen allerdings immer noch valide Daten. Insbesondere eine Erfassung des ubiquitären MP-Vorkommens in Deutschland bzw. in Europa fehlt, um valide Aussagen hinsichtlich der Umweltwirkungen treffen zu können.

Aktuelle Veröffentlichungen beschäftigen sich hauptsächlich mit zwei Schwerpunkten: Einerseits werden vorwiegend aquatische Umweltmedien und Sedimente untersucht, um Kontaminationen zu erfassen. Andererseits werden Organismen aus der Umwelt auf ingestierte MP-Partikel untersucht. Untersuchungen im aquatischen Bereich behandeln die Wasseroberfläche, die freie Wasserphase, die gemittelte Wassersäule, sowie Gewässersedimente und Küstenstreifen bzw. Strände (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

2.4.1 Einträge von Kunststoffen und Mikroplastik in die Umwelt

Es gibt verschiedene Eintragspfade für Kunststoffe und MP in die Umwelt. Grundsätzlich ist zwischen primärem und sekundärem MP zu unterscheiden. Im Folgenden wird der Fokus auf Einträge in limnische Gewässer gelegt. Primäre MP-Partikel gelangen durch die Nutzungsphase direkt oder indirekt in die Umwelt. Typische Quellen sind, wie eben dargestellt, kosmetische Abrasiva aus Haushalten oder synthetische Strahlmittel, die aus Gewerbe und Industrie über die Abwasserentsorgung in die Kanalisation gelangen können (Schommer 2015; Gregory 1996). Nach einer aktuellen Studie, die im Auftrag des UBA durchgeführt wurde, liegen die bundesweiten jährlichen Einsatzmengen an Mikropartikeln aus Kunststoffen in kosmetischen Produkten insgesamt bei etwa 500 t (vgl. Tabelle 1) (Essel et al., 2014). Zusätzlich können auch granuläre Kunststoffpellets zur Weiterverarbeitung zu Gebrauchsgegenständen z. B. im Produktionsprozess und durch unsachgemäßen Transport verloren gehen (Derraik 2002).

Tabelle 1: Schätzung der Einsatzmengen von MP in kosmetischen Mitteln (Essel et al., 2014)

Produktgruppe	Einsatzmengen von MP [t/Jahr]
Duschgele und Flüssigseifen	150
Seifen und waschaktive Substanzen zur Körperpflege	177
Hautpflege und Sonnenschutzmittel	39
Zahnpflegeprodukte	97,5
Andere Körperpflegemittel	31,5
Summe	495

Ein mögliches Beispiel für die Entstehung von sekundärem MP ist das Waschen von Kleidung. Untersuchungen haben gezeigt, dass bis zu 1900 Polyester- und Acrylfasern je Waschgang die Waschmaschine verlassen (Browne et al., 2013). Demnach verlieren konventionelle Textilien zwischen 5 und 20 % ihrer Masse in der Nutzphase durch Waschen, Sonneneinstrahlung oder mechanischen Abrieb. Der Abrieb anderer Kunststoffprodukte in der Gebrauchsphase lässt beachtliche Mengen an MP in die Umwelt frei. So zeigten Hillenbrand et al. (2005), dass allein im Jahr 2005 der Reifenabrieb aus dem KFZ-Verkehr bundesweit bei etwa 111.000 t lag. Dies ist eine nicht zu vernachlässigende Eintragsgröße für sekundäres MP. Als weitere Quelle hierfür ist das Littering, z. B. durch Tourismus bedingte Abfälle, zu benennen (siehe Tabelle 5).

Primäres und sekundäres MP gelangt über Abwasser in die Kläranlagen. Hier wird ein Großteil der Partikel in den Klärschlamm überführt. Der Rückhalt von etwa 99 % der Kunststoffpartikel > 300 µm konnte in einer Untersuchung eines schwedischen Klärwerks nachgewiesen werden. Der MP-Gehalt in der Vorflut beträgt nach Angabe der Autoren nur 1,1 - 1,8 n/m³ (Magnusson & Norén 2014). In einer zweiten Studie aus Finnland wird ein Rückhaltevermögen von > 95 % nachgewiesen (Talvitie & Heinonen 2014). Eine niederländische Arbeitsgruppe hat vier Kläranlagen beprobt und eine durchschnittliche MP-Fracht von 52 n/l ermittelt (Leslie et al., 2013). Dabei wurden die MP-Funde nur rein optisch bestimmt. Zudem hat das Alfred-Wegener-Institut auf Helgoland 2014 eine Arbeit⁵ veröffentlicht, die die MP-Emission durch Klärwerke untersucht. Hier konnten in jedem der 12 untersuchten Kläranlagenabläufe Kunststoffpartikel und -fasern nachgewiesen werden. Innerhalb der Studie wird aufgrund des methodischen Vorgehens zwischen Partikeln kleiner und größer als 500 µm unterschieden. Der Durchschnittswert für MP aller untersuchten Kläranlagen beträgt 0,897 n/l (Tabelle 2) bezogen auf Partikel < 500 µm. Dabei war die Häufigkeit der Fasern gegenüber den Partikelzahlen zwei- bis zehnfach höher. Die Fasern konnten jedoch nicht eindeutig spektroskopisch als Polymere bestimmt werden (Mintenig et al., 2014). Je Kläranlage erfolgte nur eine Probenahme. Insofern geben die Ergebnisse der Studie nur einen ersten Eindruck zum Vorkommen von MP in Kläranlagenabläufen und können nur eingeschränkt bundesweit übertragen werden. Die Ergebnisse der vier zitierten Studien sind auf den ersten Blick recht unterschiedlich. Dies ist auch durch die Anwendung verschiedener Untersuchungsverfahren begründet. Allen Studien gemeinsam ist, dass sie erhebliche Reinigungsleistungen der Kläranlagen in Bezug auf MP belegen, auch wenn das Rohabwasser nicht in jeder Studie untersucht worden ist.

Die genannte Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen zu MP-Emissionen (Mintenig et al., 2014) weist neben der Einzelbeprobung eine detaillierte Datenlage zu der MP-Zusammensetzung auf.

Tabelle 2: Mikroplastik-Emissionswerte untersuchter Kläranlagen

Ort	Arbeitsgruppe	Beprobte Kläranlagen	Partikelgehalte Ø MP im Ablauf pro Liter [n]	Detektions- methode
Niederlande	Leslie et al., 2013	4	52	optisch
Finnland	Heinonen & Talvitie 2014	1	148	optisch
Deutschland	Mintenig et al.,	12	0,897	FTIR

⁵ Im Auftrag von: Oldenburgisch- Ostfriesischer Wasserverband, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Ort	Arbeitsgruppe	Beprobte Kläranlagen	Partikelgehalte Ø MP im Ablauf pro Liter [n]	Detektions- methode
Schweden	2014 Magnusson & Norén 2014	1	0,0011 – 0,0018	FTIR an Stich- proben

Neben Anzahl und stofflicher Zusammensetzung der MP-Partikel sind zur Beurteilung der Relevanz in der Umwelt die Kunststofffrachten eine entscheidende Größe. Deshalb wird aufgrund der dargestellten Daten eine Fracht berechnet. Dies erfolgt mithilfe der bekannten Partikelgrößenverteilung (Abbildung 4) und der Polymersortenzusammensetzung unter Zuhilfenahme weiterer Annahmen.

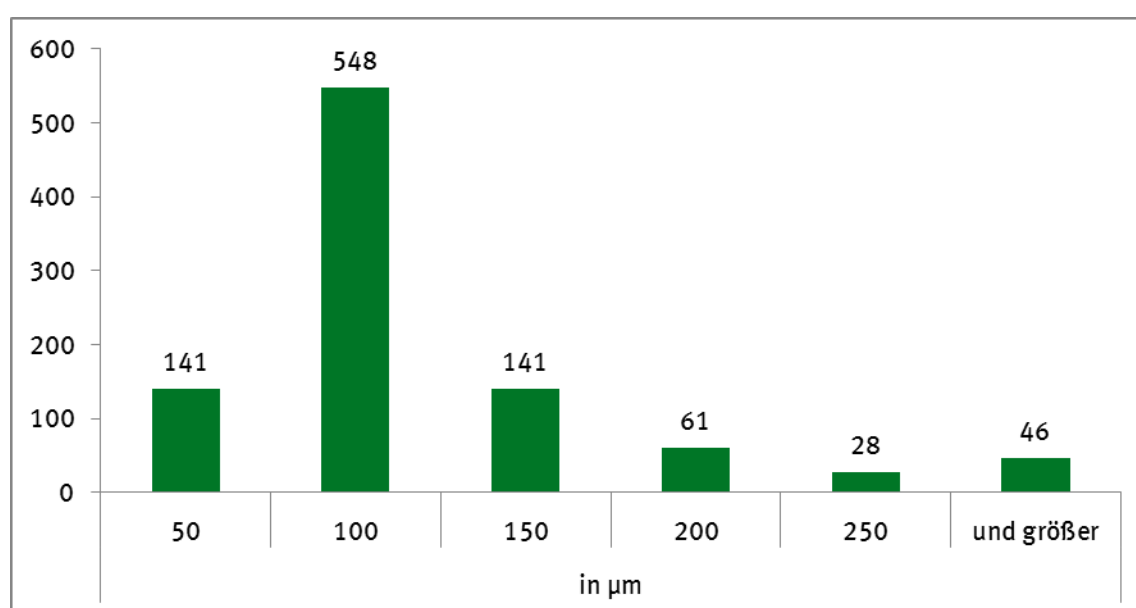


Abbildung 4: Größenklassen (< 50 µm, < 100 µm, < 150 µm, < 200 µm, < 250 µm und 250 – 500 µm) der Mikroplastikpartikel in den untersuchten Kläranlagenabläufen der Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen (Mintenig et al., 2014)

Da entsprechende Rohdaten zum anteiligen Vorkommen der Kunststoffsorten – im Verhältnis zum Gesamtkunststoff – in der Studie nicht dargestellt sind (Mintenig et al., 2014) erfolgte zunächst eine graphische Auswertung der Balkendiagramme (siehe Anhang 2). Somit konnten die Partikelzahlen der jeweiligen Kunststoffklassen für jede Untersuchung ermittelt werden. In einem weiteren Schritt wurde die prozentuale Verteilung der jeweiligen Größenklassen der Gesamtpartikelzahlen ermittelt (aus Abbildung 4; siehe Anhang 2). Diese wurde mit den jeweiligen Partikelzahlen in jeder Kunststoffsortenklasse für jede Untersuchung verrechnet und für jeden Standort eine Gesamtfracht über alle Kunststoffe aufsummiert.

Als Grundannahme wurde vorausgesetzt, dass die MP-Partikelverteilung, die im Rahmen der Gesamtstudie über alle Kunststoffsorten ermittelt wurde (Abbildung 4), auch für die Verteilung der Partikel innerhalb der einzelnen Polymersorten (und zugehörigen Dichten) der jeweiligen Kläranlagenwerte angenommen werden durfte. Des Weiteren wurden für alle Partikel ein mittlerer Durchmesser (von 25, 75, 125, 175, 225 und 375 µm) in der jeweiligen Größenklasse und eine sphärische Körperform angenommen. Mithilfe der Volumengleichung (Gl. 1) für Kugeln, und der jeweiligen Polymerdichte, wurde eine Masse (Gl. 2) ermittelt.

$$V = \frac{1}{6} \pi d^3 \quad (\text{Gl. 1})$$

$$M = V \cdot \rho \quad (\text{Gl. 2})$$

Die jeweils ermittelten Gesamtfrachten wurden für jeden Standort auf das beprobte Wasservolumen bezogen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 dargestellt. Trotz aller Einschränkungen der verwendeten Daten erlaubt die folgende Berechnung eine erste annäherungsweise Schätzung der Situation für deutsche Kläranlagen. In Deutschland fallen jährlich 10 Mrd. Kubikmeter kommunales Abwasser an (UBA 2011). Ausgehend vom Medianwert der in Tabelle 3 dargestellten Werte, wird eine Gesamtkunststofffracht von 8,4 t ermittelt. Dieser Wert entspricht einer potenziellen MP-Emission für Partikel < 500 µm aller kommunalen Kläranlagen Deutschlands.

Tabelle 3: Berechnete Mikroplastikgehalte des behandelten Abwassers basierend auf der Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen (Mintenig et al., 2014)

Kläranlage	MP Gehalt [µg/m³]	MP Gehalt [µg/l]
Brake	183,73	0,18
Varel	788,69	1,15
Oldenburg_N	24,25	0,02
Berne	810,85	1,35
Essen	1485,26	2,97
Scharrel	744,26	0,74
Lohne	1232,25	1,23
Neuharlingersiel	1487,35	1,49
Schillig	868,59	1,09
Sandstedt	1281,06	1,28
Burhave	1628,52	1,63
Median	839,72	0,84

Zur Belastung von Oberflächengewässern durch industrielle Kläranlagen wird auch aus Österreich berichtet. Nach Lechner & Ramler (2015) ist die Borealis AG in Schwechat, Österreich, ein industrieller Abwassereinleiter von Kunststoffpartikeln dessen MP-Frachten im Rahmen der wasserrechtlichen Erlaubnis für abfiltrierbare Stoffe, einen Wert von 30 mg/l betragen können. Borealis produziert in sieben Produktionsanlagen PP und PE mit einer Jahresproduktionsmenge von 979.000 t. Der genannte Grenzwert wird durch Teil II der 8. Verordnung des österreichischen Bundesgesetzblattes „Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen, Gummi und Kautschuk (AEV Kunststoffe)“ geregelt. Lechner & Ramler (2015) führen unter den Annahmen, dass MP die gesamte abfiltrierbare Feststofffracht darstellt und unter Einbeziehung eines hypothetischen Abwasserstroms von 100 l/s, Hochrechnungen durch. Da-

bei kommen sie auf einen Jahresemissionswert von 94,5 t Kunststoff, der allein durch einen Produktionsstandort legal emittiert werden könnte. Dieser Wert erscheint in Bezug auf die in Tabelle 3 errechnete, theoretische Jahresfracht aller kommunalen Kläranlagen Deutschlands (8,4 t) eher hoch.

Aus dem Abwasser können Kunststoffpartikel grundsätzlich auf folgende Wege in die Umwelt gelangen:

- ▶ Überläufe der Kanalisation (Mischwasser Entlastungen),
- ▶ unbehandeltes Wasser aus der Trennkanalisation,
- ▶ Restgehalte im behandelten Abwasser,
- ▶ stoffliche Klärschlammverwertung.

Hinsichtlich des Eintrags von MP über Mischwasserentlastungen gibt es aktuell keine Angaben. Ebenso sind keine validen Gehalte von Kunststoffen im Rohabwasser bekannt. Dies gilt auch für Einträge über die Trennkanalisation. MP-Einträge in Böden können direkt durch Bewirtschaftungsverfahren zum Beispiel durch die landwirtschaftliche Ausbringung von Sekundärrohstoffdüngern, wie Klärschlämmen, Gärresten und Komposten oder den Einsatz von Kunststofffolien in der Landwirtschaft erfolgen. Abbildung 5 zeigt, dass im Jahre 2012 45 % der deutschen Klärschlämme in die stoffliche Verwertung geflossen sind. 93 % davon wurden direkt in Landwirtschaft und Gartenbau eingesetzt. 55 % der Klärschlämme wurden thermisch verwertet. Die stoffliche Verwertung von Klärschlamm bedeutet bei der oben angesprochenen Reinigungsleistung der Kläranlagen einen direkten Eintrag von MP in die Umwelt. Neben MP hat die stoffliche Klärschlammverwertung auch weitere Nachteile, weshalb im aktuellen Koalitionsvertrag der Bundesregierung bereits der Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung festgeschrieben wurde (Bundesregierung 2013). Die Düngemittelverordnung schreibt für die Verwendung von Düngemitteln unter anderem vor, dass der Fremdbestandteil (Siebdurchgang 2 mm) von Karton, Glas und nicht abbaubarer Kunststoffe den Wert von 0,5 Gewichtsprozent (Gew. %) der Trockenmasse (TM) nicht überschreiten darf (§3 Abs. 4 DüMV). Anders formuliert deutet die DüMV darauf hin, dass die Ausbringung von kunststoffhaltigen Düngemitteln in die Umwelt tolerierbar ist. Bezogen auf bundesweit etwa 1 Mio. t Klärschlamm (BMEL 2013) pro Jahr war damit die Ausbringung einer potenziellen Kunststoffmenge von maximal 5.000 t bis Mai 2015 rechtlich zulässig.

Am 8. Mai 2015 verabschiedete der Bundesrat eine Änderung des Gesetzes. So wird der Grenzwert für Fremdbestandteile in Düngemitteln von 0,5 Gew. % TM auf einen Grenzwert für nichtabbaubare Kunststoffe (0,1 Gew.-% der TM) sowie einen Grenzwert für für alle anderen Fremdstoffe wie Altpapier, Karton, Glas, Metalle und plastisch nicht verformbare Kunststoffe (Hartplastik) (0,4 Gew.-% TM) beschlossen (Bundesratsdrucksache 75/15).

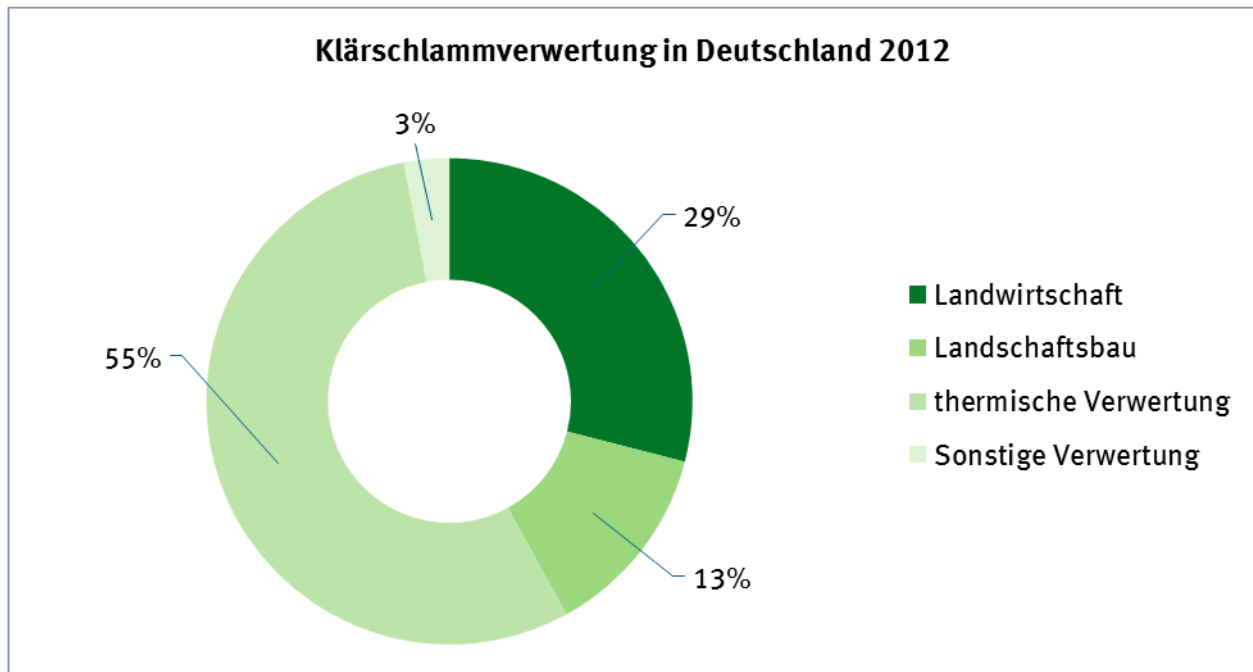


Abbildung 5: Klärschlammverwertung in Deutschland 2012 (BMEL 2013)

Zusätzliche indirekte Pfade von MP in die Umwelt sind beispielsweise Abdrift von Kunststoffabrieb oder Littering auf Böden. Aber auch Aktivitäten aus Gartenbau, Teich- & Forstwirtschaft, Fischerei und Jagd lassen Kunststoffe in die Umwelt frei. Entgegen der aktuellen medialen Aufmerksamkeit für MP aus Pflegeprodukten (siehe Anhang 1), ist der bedeutendere Anteil der Einträge auf sekundäres MP zurückzuführen. Die in der UBA-Studie hochgerechneten Kunststoffmengen in Kosmetika betragen gegenüber dem Reifenabrieb knapp 0,5 % (Essel et al., 2014). In Bezug auf alle genannten Kunststoffquellen haben Kosmetika mengenmäßig einen eher zu vernachlässigenden Anteil am Gesamteintrag.

Tabelle 4: Eintragspfade für Mikroplastik in limnische Gewässer

Eintragspfadgruppen in Gewässer	
Pfadgruppe I: Direkter Eintrag in Gewässer aus Punktquellen	<ul style="list-style-type: none"> – Eintrag aus Klarwasser (industriell und kommunal) – Run-offs versiegelter Flächen – Einleitung von Regenwasserkanalisation – Überlauf der Mischwasserkanalisation
Pfadgruppe II: Direkter Eintrag in Gewässer aus diffusen Quellen	<ul style="list-style-type: none"> – Atmosphärische Einträge in Oberflächengewässer – Boden run-offs in Oberflächengewässer <ul style="list-style-type: none"> ○ Aber auch Rücktransport in Oberflächengewässer von Böden durch vorheriges Verregnen oder Flut

Zusammenfassend lassen sie sich für limnische Gewässer die in Tabelle 4 dargestellten Eintragspfadgruppen charakterisieren. Bei der Unterteilung der Eintragspfadgruppen wurden bereits Möglichkeiten der Eintragsminimierung in Betracht gezogen. Auch der Eintrag von Kunststoffen in die Meeresumwelt kann land- oder meerseitig erfolgen. Tabelle 5 zeigt die maßgeblichen direkten und indirekten Eintragsquellen.

Tabelle 5: Land- und seeseitige Einträge von Kunststoffen in die Meeresumwelt im internationalen Kontext (Bannick et al., 2014)

Eintrag in aquatische Ökosysteme	Eintrag in terrestrische Ökosysteme
Eintrag von Schiffen <ul style="list-style-type: none"> - Seehandelsverkehr (Cargo, etc.) - Militär- und Forschungsschiffe - Private Freizeitboote - Öffentlicher Schifffahrtsverkehr (Kreuzfahrtschiffe, Fähren) 	Individuelle Eintragspfade <ul style="list-style-type: none"> - Unsachgemäße Abfallentsorgung - Unsachgemäße Nutzung von Kunststoffprodukten
Fischerei <ul style="list-style-type: none"> - Fischereiboote - Verlassene, verlorene oder anderweitig ausrangierte Fischereiausrüstung - Aquakultur Aufbauten 	Anlagen, Baustellen, Landwirtschaft <ul style="list-style-type: none"> - Produktionsverluste (z. B. Kunststoffpellets) - Baustellen oder Rückbaustandorte - Häfen - Schiffsrückbauwerften - Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern (z. B. Klärschlämme, Komposte, Gärreste), Pflanzenschutzmittel, Langzeitdüngemittel - Einträge durch Nutzung von Landwirtschaftsfolien
Weitere Strukturen <ul style="list-style-type: none"> - Legale und illegale Abfallentsorgung auf See - Offshore Öl- und Gasbohrinseln - Offshore Windkraftanlagen 	Gemeinden/Kommunen <ul style="list-style-type: none"> - Abfall in Küsten- und Festlandzonen aus unsachgemäßem Abfallmanagement - Abfall von in Küstennähe gelegenen Deponien - Unbehandeltes oder nicht ausreichend behandeltes kommunales und gewerbliches Abwasser (vor allem Mischabwasserentlastung, Trennkanalisation von Niederschlagswasser)
Abtransport von Abfall <ul style="list-style-type: none"> - Naturereignisse (Tsunamis, Sturm und raue See) 	Abtransport von Abfall (Land- und Wasserstraßen) <ul style="list-style-type: none"> - Flüsse und Hochwasser - Eintrag durch (Flut-)Wasserabflüsse - Weitere Einträge durch natürliche Sturmereignisse

2.4.2 Vorkommen, Ausbreitung und Transport von MP in der Umwelt

Je nach Eintragspfad gelangen Kunststoffpartikel in Oberflächengewässer, auf (landwirtschaftlich genutzte) Böden, Straßen und andere versiegelte Flächen. Von dort können sie durch Winde oder abfließendes Niederschlagswasser verdriftet und somit durch die verschiedenen Umweltmedien transportiert werden. Diese Transportprozesse finden in starker Abhängigkeit der MP-Partikeleigenschaften statt. Je nach Dichte, Form und Größe unterliegen die Partikel unterschiedlichen Transportmechanismen. In der Wasserphase können Partikel – auch in Abhängigkeit ihrer

Dichte – durch Strömungen und Turbulenzen horizontal und vertikal verfrachtet werden. Grundlegende Verlagerungsprozesse weisen in marinen und limnischen Gewässern Ähnlichkeiten auf. Veröffentlichungen zur Ermittlung von Transportpfaden mit Tracerpartikeln sind zum aktuellen Zeitpunkt nicht bekannt. Jedoch findet dieser Transport aufgrund des ubiquitären Vorkommens von MP offensichtlich statt. Beprobungen und Messungen von MP aus der Luft, können im Gegensatz zu Messungen im Wasser und Boden, nur eine Momentaufnahme darstellen, da hier andere Transportdynamiken vorliegen als in den eben benannten Umweltmedien (Ivleva 2014 mündlich). Abbildung 6 zeigt die wesentlichen potenziellen Pfade von MP in der Umwelt. Hinsichtlich einiger Pfade liegen bislang keine wissenschaftlichen Untersuchungen vor.

Bei Niederschlagsereignissen sind durch präferenzielle Flüsse auch Transportprozesse bis in den Unterboden vorstellbar. Jedoch liegen auch hierzu derzeit keine Veröffentlichungen vor. Ob und inwiefern MP in das Grundwasser verlagert werden kann, wurde bisher ebenfalls nicht veröffentlicht. Erste Untersuchungen zu diesem Themenfeld laufen derzeit im Umweltbundesamt Berlin in Kooperation mit der Technischen Universität Berlin⁶. Während des Transports in der Umwelt kann eine chemische, physikalische und/oder biologische Fragmentierung der MP-Partikel stattfinden. Eine Studie hat zudem eine lithogene Inkorporation von Kunststoffen beschrieben. Corcoran et al. (2014) zeigen, dass nach Vulkanausbrüchen erstarrende Lava neben organischen Abfällen auch Kunststoffe in lithogene Konglomerate einbindet. Den neuen Fund nennen sie „Plastiglomerat“. Die Arbeitsgruppe plädiert dafür, Plastiglomerate als Indikatoren für das Anthropozän zu wählen.

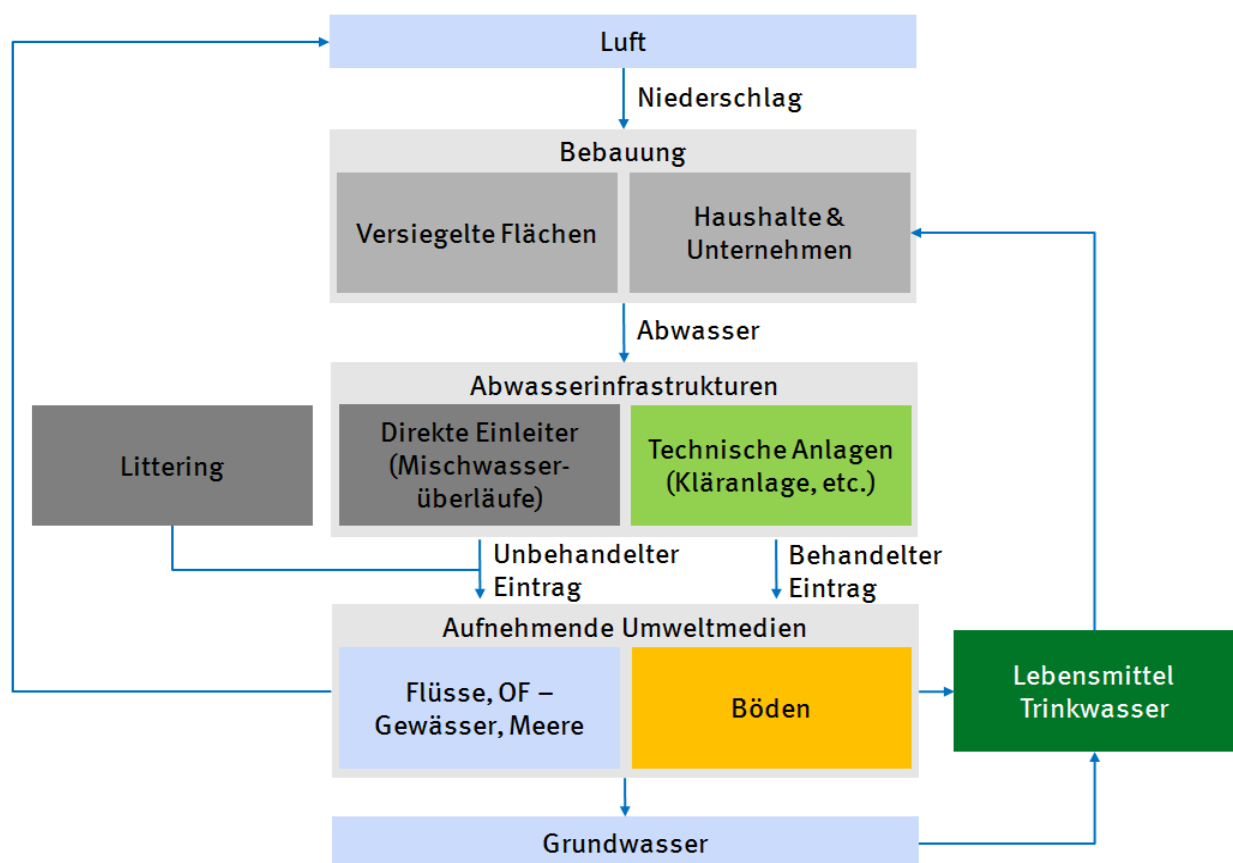


Abbildung 6: Potenzielle Transportpfade für, und Vorkommen von Mikroplastik (Bannick et al, 2015)

⁶ Mündliche Mitteilung im September 2015, Fabian König, Umweltbundesamt/TU Berlin

2.4.3 Befunde von Mikroplastik im marinen und limnischen Raum

MP-Funde im marinen Raum sind gut untersucht (Browne 2007; Browne et al., 2010; Barnes et al., 2009; Ryan et al., 2009; Claessens et al., 2011). Insbesondere Makroplastik, aber auch MP haben aufgrund der zahlreichen Funde auch Einzug in die europäische und internationale Umweltpolitik gehalten. So wurden international bereits erste Maßnahmen zum Schutz der Meere umgesetzt (Imhoff 2014).

MP wurde in Oberflächengewässern beispielsweise im Genfer See, im Gardasee, in der Donau und im Neckar nachgewiesen (Faure et al., 2012; Imhof et al., 2013; Lechner et al., 2014; Universität Bayreuth 2014). Zudem wurden alle bedeutenden Oberflächengewässer der Schweiz nach MP-Kontaminationen untersucht (Faure & Alencastro 2014). Dabei wurden auf beprobten Gewässer-oberflächen im Durchschnitt 3,7 – 69 g/km² MP-Partikel mithilfe eines Planktonnetzes (300 µm) gefunden. Untersuchungen im Schweizer Rhein in einer Messtiefe von 0 – 18 cm ergaben einen MP-Gehalt von 0,35 mg/m³ (Faure & Alencastro 2014).

Aktuelle Untersuchungen zu MP-Funden in bayerischen Gewässern zeigen, dass 6,9 n/m³ in der Altmühl, 1,2 - 1,9 n/m³ in der Donau und 0,2 – 0,4 n/m³ in der Isar vorkommen. Folgende Tabelle zeigt eine Übersicht aller bisher wissenschaftlich untersuchten Oberflächengewässer (Tabelle 6). Im Gegensatz zu den oben zitierten Methoden, benutzten Free et al. (2014) ein 333 µm Netz. Zu der bayerischen Studie sind bisher keine Methodeninformationen veröffentlicht worden. Partikel, die kleinere Durchmesser aufweisen als die Maschenweite der verwendeten Planktonnetze, werden durch diese Studien vermutlich nicht erfasst.

Schwierigkeiten der MP-Forschung werden anhand Tabelle 6 deutlich: Durch Anwendung unterschiedlicher Verfahren in Probenahme, Aufbereitung und Analyse sowie fehlender einheitlicher Präsentation der Ergebnisse ist keine Vergleichbarkeit gewährleistet. So werden Konzentrationsangaben der MP-Partikel beispielsweise als mg/km², n/km², mg/m³ oder n/m³ angegeben. Zudem verlaufen die wenigsten Forschungen übergreifend strukturiert. Vielmehr werden einzelne Regionen oder Bereiche untersucht. Aktuelle Forschungsprojekte der Länder Bayern und Baden-Württemberg greifen diese Problematik auf; haben aber vor allem Untersuchungen zum Stand der MP-Vorkommen in Oberflächengewässern im Fokus (Universität Bayreuth 2014).

Im Hinblick auf eine ökologische Gesamtbewertung sind stichprobenartige Untersuchungen von Gewässern und Sedimenten nicht ausreichend. Aufgrund des dynamischen Verhaltens von MP-Partikeln in Umweltmedien, sowie der Konkurrenz zu natürlich vorkommenden Partikeln, kann aus einem Partikelgehalt nicht direkt auf eine Exposition potenzieller Zielorganismen geschlossen werden.

Relevanz der Oberflächengewässeruntersuchungen zu Mikroplastik

Die in Tabelle 6 aufgezeigten Untersuchungen erfassen keine MP-Partikel < 300 bzw. < 333 µm. Zudem werden nur Partikel erfasst, die auf der Wasseroberfläche bzw. in den oberen Zentimetern des Gewässers schwimmen. Die Ergebnisse der Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen (Mintenig et al., 2014) (Kapitel 2.4.1) zeigen hingegen, dass ein Großteil der Partikelemissionen aus Kläranlagen in den Größenklassen 0 – 250 µm auftreten. Daher kann davon ausgegangen werden, dass das MP-Vorkommen in Oberflächengewässern auch in diesem Größenbereich in relevanten Mengen vorkommen kann. Hierzu liegen jedoch bisher keine wissenschaftlichen Studien vor.

Tabelle 6: Übersicht bisheriger Untersuchungen zu Mikroplastikvorkommen in limnischen Gewässern

Fundort	Arbeitsgruppe	Vorkommen	Einheiten	Methode der Probenahme
Hovsgol See, Mongolei	Free et al., 2014	16.429	[n/km ²]	Neuston netz 333 µm
Seen, Schweiz	Faure & Alencastro 2014	3,7 – 69	[g/km ²]	Neuston netz 300 µm
Rhein	Faure & Alencastro 2014	0,35	[mg/m ³]	Neuston netz 300 µm
Tamar Ästuar, UK	Sadri & Thompson, 2014	204	/	Neuston netz 300 µm
Lakes Superior, Huron, und Erie, USA	Eriksen et al., 2013	43.157	[n/km ²]	Neuston netz 300 µm
Donau, Bayern	Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2015	1,2 – 1,4	[n/m ³]	k. A.
Altmühl, Bayern		6,9		
Isar, Bayern		0,2 – 0,4		
Lysekil, Schweden	Magnusson & Norén 2014	0,45	[n/m ³]	Neuston netz 300 µm

2.4.3.1 Mikroplastik und adsorbierbare Stoffe

Aufgrund der Oberflächen- und Materialeigenschaften sind Kunststoffe grundsätzlich in der Lage organische Stoffe und Schwermetalle zu adsorbieren. Diese können xenobiotische Wirkungen hervorrufen, die als indirekte Wirkungen von MP bezeichnet werden. Auch diese werden derzeit vielfach diskutiert (Mato et al., 2001; Endo et al., 2005; Ogata et al., 2009; Teuten et al., 2009; Cauwenberghe et al., 2015). MP Untersuchungen in Umweltmedien bestätigen inzwischen, dass sich vor allem organische Schadstoffe an Kunststoffe anlagern. Rios et al. (2007) zeigten beispielsweise nicht unerhebliche Konzentrationen von adsorbierten organischen Schadstoffen wie polychlorierte Biphenyle (PCB), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und dem Insektizid Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) an MP-Partikeln (PP, PE) aus Strandsedimenten. Turner & Holmes fanden 2014 adsorbierte Schwermetalle an MP-Pellets in limnischen Gewässern Großbritanniens. Die Adsorption von organischen Schadstoffen und Schwermetallen an MP-Partikeln ist somit möglich. Inwiefern diese Funktion ökologisch relevant ist, kann bei der aktuellen Datenlage nicht beurteilt werden.

2.4.3.2 Mikroplastik als Vektor für (Mikro-)Organismen

Kunststoffe können in Gewässern, wie andere Oberflächen auch, von Organismen besiedelt werden. Diese Besiedlung schließt auch pathogene Organismen mit ein. Harrison et al. (2011) haben erste Untersuchungen zu dieser Thematik durchgeführt und zeigen, dass Kunststoffe in wässrigen Medien neue Lebensräume schaffen. Durch Biofilmbildung und Transport der MP-Partikel an andere geographische Standorte haben Mikroorganismen an MP das Potenzial invasiv zu wirken. Jedoch betonten die Autoren den mangelnden Wissensstand (Harrison et al., 2011). Die Leibniz

Gemeinschaft hat dieses Thema aufgegriffen und erforscht die Fragestellung im Rahmen der Projektes MikroMIK⁷.

2.4.4 Befunde von Mikroplastik in Organismen

Seit vielen Jahren wird Literatur zu Kunststoffeffunden in Organismen umfangreich publiziert. Meist werden Makro- und Mesokunststoffpartikel in Mägen von Sturmschwalben, Möwen, See- hunden oder Fischen gefunden (Laist et al., 1997). Eine qualitative Analyse, ob es sich bei den Partikeln um Kunststoff handelt und welche Kunststoffe gefunden wurden, bleibt meist aus. In der Regel handelt es sich hierbei um Partikel > 5 mm, die Kunststoffprodukten – wie z. B. Flaschende- ckel oder Fischernetze – zugeordnet werden könnten. Wie bereits in Kapitel 2.3.3 ausgeführt, soll- ten Kunststoffpartikel jedoch im Rahmen wissenschaftlicher Arbeiten nicht optisch bestimmt wer- den, sondern bedürfen einer Detektion durch spektroskopische oder thermoanalytische Verfah- ren. Im Folgenden werden einige Veröffentlichungen nach absteigenden Trophiestufen der unter- suchten Organismen aufgeführt. Dabei sollen der Umfang der aktuellen Untersuchungen und vor allem die Problematik der Vergleichbarkeit Ziel der Erörterung sein.

Lusher et al. (2012) untersuchten 504 benthische und pelagische Fische aus dem Ärmelkanal und zeigten, dass 36,5 % der Proben größtenteils Kunststofffasern ($n = 2,1 \pm 5,78$) im Gastrointestinal- trakt aufwiesen. Es konnte dabei kein signifikanter Unterschied zwischen den benthischen und pelagischen Fischen festgestellt werden. Durch eine FTIR-Analyse wurden 35,6 % der Partikel als Polyamid- und 57,8 % als Zelluloseregeneratfasern identifiziert. Foekema et al. (2013) untersuch- ten 1203 Fische aus der Nordsee nach ingestierten MP-Partikeln und zeigten, dass 2,6 % der Pro- ben positiv waren. Die Größe der aufgenommenen Partikel variierte zwischen 0,2 - 5 mm. Jedoch wurde nur eine kleine Auswahl der Proben spektroskopisch analysiert. Murray & Cowie (2011) untersuchten Kaisergranaten (*Nephrops norvegicus*) an der schottischen Westküste (Clyde Sea) nach ingestierten MP und konnten in 83 % der untersuchten Kaisergranaten MP nachweisen. Da- bei handelte es sich größtenteils um Faserknäuel aus PP-Netzen. Zusätzlich wurden in kommerzi- ell gezüchteten Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) und Austern (*Crassostrea gigas*) Kunststoffpartikel nachgewiesen (Van Cauwenberghe & Janssen 2014). Damit ist ein potenzieller Transfer zwischen Biota und Mensch wissenschaftlich bestätigt.

Berichte zu MP-Funden in limnischen Organismen liegen im Vergleich zur Literatur aus dem ma- rinen Raum in deutlich geringerem Umfang vor. Bisher sind lediglich einige wenige Berichte zur Aufnahme von MP durch limnische Fische bekannt (Sanchez et al., 2013, Faure & de Alencastro 2014). Aufgrund des bekannten MP-Vorkommens in limnischen Gewässern wird davon ausge- gangen, dass diese Untersuchungen keine Einzelbefunde bleiben werden. Diese Funde sagen bis- lang noch nichts über die Wirkungen durch MP in limnischen Organismen aus. Im Hinblick auf die Datenlage kann zusammengefasst werden, dass sowohl im marinen als auch im limnischen Raum von einem ubiquitären Vorkommen von MP in der Mikro- und Makrofauna ausgegangen werden kann.

⁷ MikroMIK: Microplastics as a vector for microbial populations in the ecosystem of the Baltic Sea. Weitergehene Infor- mationen unter: <http://www.io-warnemuende.de/mikromik-home.html> (Zugriff am 10.09.2015)

2.5 Wirkung von Mikroplastik auf die Biota

Verschiedene Forschungsarbeiten haben sich in Laborversuchen mit der Wirkung von MP auf die Biota beschäftigt. Potenzielle Wirkungen der MP-Partikel werden in direkte physikalische und indirekte chemisch/biologische Wirkungen unterschieden. Tabelle 7 zeigt die unterschiedlichen Wirkungsebenen von MP. Im aquatischen Bereich wurden einige dieser Wirkungspfade bereits nachgewiesen. Die Literaturrecherche zu dieser Arbeit hat gezeigt, dass ein allgemeiner Konsens darin besteht, dass neben Größe und Form auch Farbe und Alter der Partikel für eine potenzielle Ingestion ausschlaggebend sind. Die Größe der Partikel ist dabei sowohl für die Aufnahme-, als auch für die Ausscheidefähigkeit des Zielorganismus entscheidend. Synthetische Partikel im passenden Größen- und Formspektrum werden als Nahrung identifiziert und aufgenommen (Moore 2008; Wright et al., 2013; Ivar do Sul & Costa 2014). Durch die Aufnahme von MP können auch adsorbierte Schadstoffe, Additive und anhaftende Mikroorganismen in den Zielorganismus gelangen. Nicht betrachtet wurden bisher Effekte zwischen Nanopartikeln und MP. So kann davon ausgegangen werden, dass in der Umwelt auch Nanopartikel an MP adsorbieren, bzw. mit MP-Partikel agglomerieren und eventuell Vektorwirkungen hervorrufen.

Tabelle 7: Potenzielle Wirkungen von Mikroplastik

Direkte Wirkungen	Indirekte Wirkungen
Partikelgehalt	Vektorwirkung durch chemische Additive
Material (Dichte) der Polymere	Vektorwirkung durch chemische Adsorptive
Größe der Partikel	Vektorwirkung für (pathogene) Mikroorganismen
Form der Partikel	
Oberflächenbeschaffenheit der Partikel	

2.5.1 Ingestion von Mikroplastik in Laborversuchen

In Bezug auf den jeweiligen Organismus ist die Größe von Kunststoffpartikeln auch für ihre Ausscheidefähigkeit relevant. So zeigten Powell & Berry (1990) beispielsweise, dass der marine Ruderfußkrebs (*Eurytemora affinis*) sphärische Latexpartikel mit einem Durchmesser von 15 µm aufnehmen und erbrechen bzw. wieder ausscheiden kann. Die Aufnahme und Ausscheidefähigkeit unförmiger Kunststoffsplitter in gleicher Größenordnung wurde jedoch nicht untersucht. Von Moos et al. (2012) zeigten hingegen an Miesmuscheln (*Mytilus edulis* L.), dass nichtsphärische HDPE Partikel in einer Größenverteilung < 80 µm bei einer Konzentration von 2,5 g/l in Zellen und sogar Zellorganellen eindringen und in den Organen zu schweren pathologischen Schäden führen können. Es bleibt offen, ob dieselben Effekte auch durch sphärische Partikel herbeigeführt worden wären. Holm et al. (2013) untersuchten ebenfalls die Akkumulierung von PE-Partikel (nichtsphärisch) in einer Größenverteilung < 80 µm in Miesmuscheln (*Mytilus edulis* L.) und konnten eine krankhafte Veränderungen in den Zellen der Mitteldarmdrüsen aufzeigen. Des Weiteren wurde im Rahmen derselben Untersuchung die Aufnahme und Ausscheidefähigkeit von 1 µm großen sphärischen PS-Partikeln an Daphnien (*Daphnia* sp.) und Pantoffeltierchen (*Paramecium* sp.) gezeigt.

Es besteht also offensichtlich eine partikelformabhängige Aufnahme- und Ausscheidefähigkeit von MP für aquatische Organismen, die im Hinblick auf eine weitergehende Umweltbewertung betrachtet werden sollte, bislang jedoch wissenschaftlich wenig diskutiert wird. Ob bzw. inwiefern

eine Aufnahme von MP in der Umwelt tatsächlich negativ ist, oder welche Partikelgrößen und -formen für welche Organismen eine Gefährdung darstellen, ist Ausgangspunkt für eine notwendige Umweltbewertung. Denn erst durch eine Ingestion können direkte physikalische und indirekte chemische Wirkungen im Organismus induziert werden.

Neben der Aufnahme von ganzen MP-Partikeln wird auch eine fraktionierte Aufnahme von MP aus Makro- und Mesopartikeln diskutiert: Reisser et al. (2014) zeigten mithilfe von elektronenmikroskopischen Aufnahmen parallele Mulden auf der Oberfläche von Makroplastik (>1 mm) mit einem Abstand von 5 – 14 µm und verweisen auf denselben Abstand der Fresswerkzeuge von Ruderfußkrebse (Copepode). Sie schlussfolgern, dass die Ruderfußkrebse Algen von der Oberfläche der Makroplastikpartikel fressen und die dabei abgekratzten Plastikpartikel aufnehmen könnten. Damit wird ein rein partikelgrößenabhängiges Aufnahmepotenzial von MP in Frage gestellt. Neben einer reinen Größen- und Formabhängigkeit haben einige aquatische Organismen auch die Möglichkeit einer selektiven Nahrungsaufnahme. Graham & Thompson (2009) untersuchten das Futterverhalten von Seegurken (Echinodermata) in PVC-Partikel haltigen Sedimenten. Sie zeigen, dass die Organismen PVC-Partikel den Sandkörnern selektiv vorziehen können. Eine Bewertung der Aufnahme erfolgte jedoch nicht.

2.5.2 Wirkungen nach erfolgter Ingestion von Mikroplastik

Die physikalischen Wirkungen von MP bei höheren marinen Organismen sind gut untersucht und wurden von Wright et al. (2013) zusammengefasst. Bei niederen Organismen ist eine negative indirekte Wirkung jedoch nicht eindeutig festzustellen.

Setälä et al. (2014) untersuchten den Transfer von akkumulierten MP in Zooplankton in die Schwebegarnale, einen Sekundärkonsumenten, und bewiesen somit erstmals das Bioakkumulationspotenzial von MP. Jedoch wird hier nicht weiter untersucht, was mit dem MP nach Verdauung des Zooplanktons geschieht. Des Weiteren werden auch hier sphärische Polystyrol- (PS-) Partikel mit einer Partikelzahlkonzentration von 10^3 bis 10^4 n/ml verwendet. Auch Cole et al. (2013) untersuchten die Aufnahme und Ausscheidung von sphärischen PS-Partikeln durch Zooplankton im Labor und stellten fest, dass abhängig von der Partikelgröße beides erfolgt. Des Weiteren stellten sie das Futterverhalten der Organismen in Abhängigkeit der Anwesenheit der PS-Partikel dar und beobachteten eine signifikante Abnahme der Algenaufnahme mit steigender Partikelkonzentration. So schlussfolgerten sie zwar einen direkten Zusammenhang zwischen der Anwesenheit von MP und dem Futterverhalten, jedoch erfolgte der Versuch bei Partikelkonzentrationen von $> 4 \cdot 10^6$ n/l. Ein relevanter Bezug zu aktuellen MP-Gehalten in der Umwelt ist somit nicht zu sehen. Wright et al. (2013) zeigten, dass Wattwürmer durch die Aufnahme von hartem (unplastisized) Polyvinylchloride (uPVC) bis zu 50 % an Aktivität einbüßen. Einige Untersuchungen zu indirekten Wirkungen von MP an benthischen Organismen wurden bereits durchgeführt. So wurde die chemische Vektorwirkung für persistente organische Schadstoffe an Wattwürmern (*Arenicola Marina*) bewiesen (Besseling et al., 2013). Browne et al. (2013) verglichen zusätzlich, inwiefern sich die Schadstoffkonzentration im Darm der Organismen von der in der Außenhaut unterscheidet und bestätigten, dass die Schadstoffe stärker durch Nahrung (MP) akkumulieren (Bioakkumulation), als durch reine Biokonzentration aus dem umgebenden Wasser. Für höhere Organismen wurde gezeigt, dass organische Schadstoffe (marine Hintergrundkonzentrationen) an PE-Partikeln akkumulieren und diese, nach erfolgter Aufnahme in Fische, Leberschäden hervorrufen können (Rochman et al., 2013).

Um die komplexen unterschiedlichen Vektorwirkungen der MP-Partikel zu differenzieren, schlagen Syberg et al. (2015) eine Unterscheidung derselben auf drei Ebenen vor: Der Transport von

adsorbierten Chemikalien und anhaftenden Mikroorganismen sowie von Additiven durch MP in einen Organismus wird als (1) „organismischer Vektoreffekt“ bezeichnet. (2) „Umweltbezogene Vektoreffekte“ stehen für den Transport von (pathogenen) Mikroorganismen und Schadstoffen zwischen Umweltmedien und geographischen Standorten. Schließlich empfehlen die Autoren (3) „zelluläre Vektoreffekte“ als Transport von MP durch Zellmembranen, wie beispielsweise durch Endozytose, zu definieren.

2.6 Zwischenfazit

Die wissenschaftliche Bearbeitung des Themenkomplexes MP ist umfangreich und hat in den zurückliegenden Jahren stark zugenommen. Jedoch gibt es trotz dieser Vielfalt keine einheitliche konzeptionelle Bewertung von MP in der Umwelt. Selbst erste oder vorläufige Ansätze einer Bewertung fehlen weitgehend. In den folgenden Kapiteln wird deshalb ein Bewertungskonzept vorgeschlagen, welches eine erste Einordnung von Untersuchungsergebnissen hinsichtlich ihrer Relevanz ermöglicht. Deutlich wird bereits jetzt, dass für valide Aussagen einheitliche Untersuchungsergebnisse derzeit fehlen und künftig in größerem Umfang bereitgestellt werden müssten.

3 Rahmenbedingungen für ein Bewertungskonzept von Kunststoffen in Gewässern

Um Anforderungen für die Allgemeinheit und den Vollzug anwendbar zu machen, ist es notwendig, zunächst spezifische fachliche Konzepte zu entwickeln, die dann in entsprechende Regelungen überführt werden können. Dabei geben die jeweiligen rechtlichen Rahmenbedingungen Hinweise für die fachliche Ausgestaltung. Durch sie werden Handlungsregime und die damit zusammenhängenden Ziele des Konzeptes festgelegt. Dieses Konzept ist mit wissenschaftlichen Erkenntnissen zu unterlegen, damit am Ende Werte stehen, mit deren Hilfe eine Bewertung von Stoffen in der Umwelt erfolgen kann. Ein Ablaufschema zur Ermittlung von Werten in (Umwelt-) Bewertungskonzepten zeigt Abbildung 7. Es muss jedoch zwischen der normativen Regelsetzung und der wissenschaftlichen Bewertung von Einzeltests unterschieden werden.

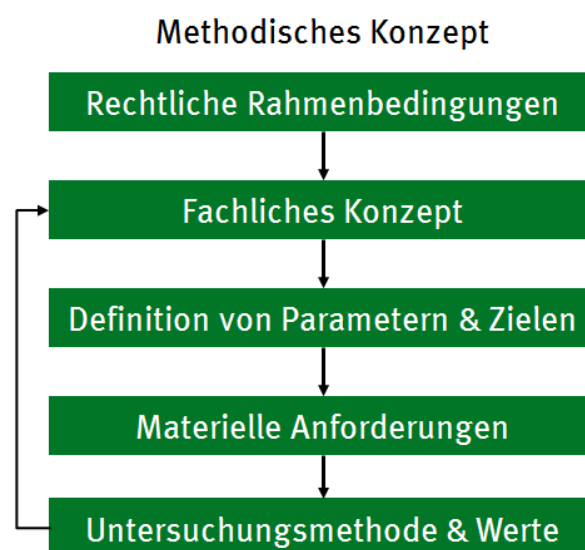


Abbildung 7: Darstellung des methodischen Konzepts (eigene Darstellung)

Der rechtliche Rahmen setzt zunächst die Leitplanken für den Handlungsspielraum regulatorischer Instrumente. Im Hinblick auf das methodische Konzept müssen daher die rechtlichen Rahmenbedingungen bezogen auf das Schutzziel fachtechnisch übersetzt, definiert, wissenschaftlich unterlegt und abgegrenzt werden. In einem zweiten Schritt folgt die Ausgestaltung eines fachlichen Bewertungskonzeptes. Dabei werden Wirkungen auf Umweltmedien und Biota von Stoffen oder Maßnahmen wissenschaftlich erfasst und kategorisiert. Einzelpunkte dabei sind:

- a) Hintergrundgehalte in Umweltmedien – zur Beurteilung der Relevanz
- b) Bewertung hinsichtlich der Wirkungen auf Biota
- c) Bewertung hinsichtlich spezifischer Ökosystemfunktionen
- d) Ableitung aktueller Referenzzustände und Definition von UQN
- e) Bestimmung spezifischer Indikatoren für MP
- f) Entwicklung eines Baukastensystems als erstes Bewertungsschema

Es werden im Folgenden relevante Ziele, die durch die Regelung erreicht werden sollen, benannt und mit geeigneten Parametern untersetzt. Diese müssen durch eine harmonisierte Methodik erfassbar sein. Liegen keine Methoden vor, müssen diese entwickelt werden.

Im nächsten Schritt erfolgt die Festlegung der jeweiligen Wertehöhen (materielle Anforderungen) für die relevanten Parameter, die sich am vorher benannten Schutzniveau orientieren. Dazu ist eine entsprechend leistungsfähige Untersuchungsmethodik und wissenschaftliche Bewertung notwendig. Liegen harmonisierte Untersuchungsmethoden national und international nicht vor, sind diese zu entwickeln, um das fachliche Konzept umsetzen zu können. Reichen die Nachweisgrenzen für Stoffe nicht aus, um das angestrebte Schutzniveau nachweisen zu können, sind die Methoden entsprechend weiter zu entwickeln. Erst durch das Vorliegen einer entsprechenden wissenschaftlich abgesicherten Methodik ist es möglich eine Bewertung auf Basis des entwickelten Konzeptes vorzunehmen.

Werte zur Bewertung sind in der Folge kontinuierlich an den Stand der Wissenschaft anzupassen. Die jeweiligen Rahmenbedingungen des methodischen Konzeptes werden im Folgenden nacheinander abgehandelt und detailliert beschrieben.

3.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Prinzipien der europäischen Umweltpolitik

Die Ziele der Umweltpolitik der Europäischen Union sind in dem Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) durch folgende Punkte definiert:

1. *„Erhaltung und Schutz der Umwelt sowie Verbesserung ihrer Qualität;*
2. *Schutz der menschlichen Gesundheit;*
3. *Umsichtige und rationelle Verwendung der natürlichen Ressourcen;*
4. *Förderung von Maßnahmen auf internationaler Ebene zur Bewältigung regionaler oder globaler Umweltprobleme und insbesondere zur Bekämpfung des Klimawandels.“ (AEUV Art. 191 Abs. 1)*

Des Weiteren hat die Europäische Union die beiden Umweltprinzipien des AEUV festgehalten. Neben dem Verursacherprinzip wird dort das Vorsorgeprinzip der Umweltpolitik definiert:

„Die Umweltpolitik der europäischen Union zielt (...) auf ein hohes Schutzniveau ab. Sie beruht auf den Grundsätzen der Vorsorge und Vorbeugung, auf dem Grundsatz, Umweltbeeinträchtigungen mit Vorrang an ihrem Ursprung zu bekämpfen, sowie auf dem Verursacherprinzip. (AEUV Art. 191 Abs. 2)“

Die einzelnen Rechtsinstrumente der Europäischen Union (EU) haben unterschiedliche Geltungsbereiche bezogen auf die nationale Rechtssetzung. EU-Verordnungen haben allgemeine Geltung. Sie sind in allen ihren Teilen verbindlich und gelten unmittelbar in allen Mitgliedstaaten. Ferner sind sie vom Adressaten (Einzelpersonen, Mitgliedsstaaten, Unionsorgane) zu befolgen. EU-Richtlinien sind hingegen an die Mitgliedsstaaten gerichtet und sind hinsichtlich des zu erreichenden Zieles verbindlich. Durch den jeweiligen nationalen Gesetzgeber muss ein Umsetzungsrechtsakt vollzogen werden, mit dem die festgelegten Ziele angepasst werden. Die Umsetzung kann im Rahmen eines Gestaltungsspielraumes innerhalb der gesetzten zeitlichen Frist erfolgen.

Prinzipien der deutschen Umweltpolitik

Das deutsche Grundgesetz (GG) definiert in Art. 20a das Umwelpflegeprinzip. Dort heißt es:

„Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtsprechung.“ (GG Art. 20a)

Das Umwelpflegeprinzip fasst damit die Trias der Umweltziele der Bundesrepublik zusammen:

1. *„Dem Menschen eine Umwelt zu sichern, wie er sie für seine Gesundheit und für ein menschenwürdiges Dasein braucht*
2. *Boden, Luft, und Wasser, Pflanzenwelt und Tierwelt vor nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe zu schützen*
3. *Schäden oder Nachteile aus menschlichen Eingriffen zu beseitigen.“ (Storm 2011)*

Weiterhin ist neben der Trias der Umweltziele, eine Trias der Umweltprinzipien im deutschen Umweltrecht verankert. Dazu gehört neben dem Vorsorgeprinzip und dem Verursacherprinzip auch das Kooperationsprinzip.

Vorsorgeprinzip und Prinzip der Gefahrenabwehr

Auf Grundlage der oben genannten Prinzipien will das Umweltrecht menschliches Verhalten zur Verwirklichung einer nachhaltigen, dauerhaften und umweltgerechten Entwicklung lenken. Dabei ist zwischen Vorsorge und Gefahrenabwehr zu unterscheiden: Besteht eine Gefahr für die Umwelt – sind Schäden also mit einer konkreten Wahrscheinlichkeit absehbar – sind im Rahmen der Gefahrenabwehr konkrete Maßnahmen zu ergreifen, um einen Schadenseintritt zu verhindern. So wird Gefahr als eine Sachlage beschrieben, die bei ungehindertem Geschehensablauf zu einem Schaden für Schutzgüter also insbesondere Leib, Gesundheit, Leben und Umwelt führen würde. Dabei muss der Eintritt des Schadens wahrscheinlich sein (Vgl. Scherzberg 2012). Die Gefahrenabwehr ist somit eine punktuelle Umweltmaßnahme. Da es sich bei Gefahrenabwehrmaßnahmen um tief greifende Grundrechtseingriffe handeln kann, bedürfen diese immer einer rechtlichen Ermächtigungsgrundlage, die die Voraussetzungen und die Rechtsfolgen des Eingriffs festlegt. Bei MP sind derartige Konstellationen derzeit nicht absehbar. Die Vorsorge setzt früher an: Sie soll verhindern, dass Gefahren für die Umwelt überhaupt erst entstehen. Das Vorsorgeprinzip leitet also dazu an, frühzeitig und vorausschauend zu handeln, um Belastungen der Umwelt zu vermeiden. Die Eingriffsintensität von Vorsorgemaßnahmen ist in der Regel nicht so groß wie bei Gefahrenabwehrmaßnahmen. Dennoch bedürfen auch sie einer Rechtsgrundlage. Die europäischen und nationalen Umweltgesetze konkretisieren in der Regel das anzustrebende Vorsorgeniveau in Form von Grenzwerten und Umweltqualitätsnormen. Die beiden Dimensionen des Vorsorgeprinzips lassen sich in die Risikovorsorge und Ressourcenvorsorge unterscheiden. Bezogen auf ein vorausschauendes Handeln errichtet die Risikovorsorge eine Sicherheitszone vor der Gefahrenschwelle (Gefahrenpuffer) bereits vor dem Entstehen möglicher Umweltbelastungen. Die Ressourcenvorsorge hingegen erschafft und erhält hingegen Freiräume (Expansionspotentiale) im Sinne eines schonenden Umgangs mit natürlichen Ressourcen wie Wasser, Boden und Luft, um sie langfristig zu sichern und im Interesse künftiger Generationen zu erhalten (Vgl. Storm 2011). Beide Kompo-

nenten lassen es sachgerecht erscheinen, Gewässerbelastungen durch MP auch regulatorisch stärker als bisher zu erfassen.

3.1.1 Wasserrecht

Wasserrahmenrichtlinie

Um den Zustand der aquatischen Ökosysteme zu verbessern oder zu erhalten, verfolgt die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Gemeinschaft das Ziel, die Verschmutzung der Gewässer zu verhindern bzw. zu reduzieren, die nachhaltige Nutzung des Wassers zu fördern und die Umwelt zu schützen. Konkretes Ziel ist es, bis 2015 einen guten Zustand aller Gewässer in der europäischen Gemeinschaft zu erreichen.

Das integrative Konzept der WRRL wird in Erwägungsgrund 40 WRRL deutlich:

„Zur Vermeidung und Verminderung der Verschmutzung sollte die gemeinschaftliche Wasserpolitik auf einem kombinierten Konzept beruhen, d. h. sowohl Begrenzung der Verschmutzung an der Quelle durch die Vorgabe von Emissionsgrenzwerten als auch Festlegung von Umweltqualitätsnormen.“

Artikel 10 WRRL bestimmt, dass Einleitungen in die Oberflächengewässer nach dem kombinierten Ansatz begrenzt werden. Dieser besteht aus Emissionsbegrenzungen auf der Grundlage der am besten verfügbaren Technologien, den einschlägigen Emissionsgrenzwerten und den gemeinschaftlich festgelegten Qualitätszielen und Qualitätsstandards.

Wasserhaushaltsgesetz

Die WRRL wird durch das deutsche Wasserhaushaltsgesetz (WHG) umgesetzt. Dieses regelt auch das Einleiten von Stoffen in Gewässer:

„(1) Benutzungen im Sinne des Gewässers sind: Das Einbringen und Einleiten von Stoffen in Gewässer.“ (§9 Abs.1 Nr. 4 WHG)

Das Einbringen bezieht sich nur auf feste Stoffe, das Einleiten auf flüssige, schlammige und gasförmige Stoffe. Ob es dabei den Gewässerzustand günstig oder nachteilig beeinflusst, bleibt ohne Bedeutung (Vgl. Czychowsky & Reinhardt 2003, S.181). Damit stellt der Eintrag jeglicher Stoffe, so auch von MP, in deutsche Oberflächengewässer eine Benutzung im Sinne des § 9 WHG dar. Das Einleiten von Abwässern wird in den §§ 57 ff WHG definiert. Werden einzelne Emissionspfade von MP betrachtet, so fällt die Einleitung von (aufbereiteten) Abwässern mit relevanten MP-Frachten ebenfalls unter die Regelung des WHG. Es wird aufgeführt, dass

„(1) Eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwässern in Gewässern nur erteilt werden darf, wenn: 1. Die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist.“ (§57 WHG Abs.1 Nr. 1)

Bei der Setzung von Werten für das Einleiten von Abwässern ist also der Stand der Technik zugrunde zu legen. Die Umsetzung des Standes der Technik muss nach Anlage 1 zu §3 Nr. 11 WHG unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen möglicher Maßnahmen sowie des Grundsatzes der Vorsorge und der Vorbeugung erfolgen. Der Stand der Technik für Abwassereinleitungen wird in der deutschen Abwasserverordnung konkretisiert. Dabei sind

auch die europäischen, auf der Grundlage der Richtlinie (2010/75/EU) über Industrieemissionen (früher: IVU-Richtlinie 2008/1/EG) erarbeiteten, BVT- (beste verfügbare Technik) Merkblätter zu „Abwasser- und Abgasbehandlung der chemischen Industrie“ (UBA 2003) zu berücksichtigen. Allerdings wird in diesem Dokument das Einleiten von synthetischen Polymerpartikeln bislang nicht differenziert diskutiert. Es wird aber ein spezifischer Wert abfiltrierbarer Stoffe für die Einleitung von Abwasser in den Vorfluter beschrieben. Dieser liegt im Monatsmittelwert bei 10-20 mg/l.

Abwasserverordnung

Mindestanforderungen für das Einleiten von Abwasser in Gewässer werden in der Abwasserverordnung (AbwV) geregelt. Die in den Anhängen der AbwV gekennzeichneten Emissionsgrenzwerte sind dabei vom jeweiligen Abwassereinleiter einzuhalten. §3 AbwV definiert allgemeine Anforderungen an die Einleitung von Abwasser in Gewässer. Unter §3 Abs. 4 AbwV wird beschrieben, dass „*als Konzentrationswerte festgelegte Anforderungen (...) nicht entgegen dem Stand der Technik durch Verdünnung erreicht werden*“ dürfen.

Emissionsgrenzwerte bezüglich MP sind in den Anhängen der AbwV bisher nicht ausdrücklich geregelt. Allerdings könnte MP unter die „abfiltrierbaren Stoffe“ (DIN EN 872:2005) subsumiert werden. Grenzwerte für abfiltrierbare (suspendierte) Stoffe sind für einige Industriezweige, beispielsweise die Braunkohle-Brikettfabrikation, Steinkohlenaufbereitung oder die Papierindustrie, in der AbwV definiert (Anhänge 2, 16 und 28 AbwV). Jedoch unterliegen kommunale Kläranlagen, die chemische Industrie und kunststoff- bzw. gummiproduzierende Industrien in Deutschland keinen Grenzwerten für abfiltrierbare Stoffe. Unter Anhang 32 der AbwV „Verarbeitung von Kautschuk und Latizes, Herstellung und Verarbeitung“ werden ebenfalls keine Werte für abfiltrierbare Stoffe beschrieben. Wie in Kapitel 2.2.3 beschrieben, existiert in Österreich bereits ein Grenzwert für abfiltrierbare Stoffe von 30 mg/l. Dieser wird in Teil II der 8. österreichischen Verordnung „*Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen, Gummi und Kautschuk (AEV Kunststoffe)*“ dargestellt. Jedoch wird die Stoffgruppe nicht weiter differenziert. So könnte auch die gesamte abfiltrierbare Fracht aus Kunststoffpartikeln bestehen.

Oberflächengewässerverordnung

Die deutsche Oberflächengewässerverordnung (OGewV) konkretisiert den von WRRL und WHG geforderten „guten Gewässerzustand“ und setzt zusätzlich die EU-Richtlinie zu Umweltqualitätsnormen (UQN) in der Wasserpolitik (UQN-Richtlinie 2008/105/EG, novelliert durch Richtlinie 2013/39/EU) in deutsches Recht um. Für Oberflächengewässer wird nach WRRL der chemische und ökologische Zustand eines Gewässers anhand von Umweltqualitätsnormen⁸ beurteilt⁹. Für den ökologischen Zustand werden Qualitätskomponenten in Anlage 3 der OGewV definiert. Die zuständige Behörde stuft mithilfe dieser Komponenten den ökologischen Zustand des Gewässers in die Klassen sehr guter, guter, mäßiger, unbefriedigender oder schlechter Zustand ein. Die Beurteilung des chemischen Zustands eines Gewässers wird nach den in Anlage 7 OGewV aufgeführten UQN durchgeführt. Werden die UQN eingehalten, wird der chemische Zustand des Gewässers als gut eingestuft. Werden die UQN nicht eingehalten, ist der Zustand des Gewässers als nicht gut einzustufen (§ 6 Abs. 1 OGewV).

⁸ „Umweltqualitätsnorm ist die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“ (2000/60/EG)

⁹ Die Ableitung der UQN wird in Kapitel 4.1.1 erläutert.

3.1.2 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Mit der europäischen MSRL - 2008/56/EU liegt seit 2008 der Rahmen für einen ganzheitlichen Meeresschutz in der EU vor. Mit diesem europäischen Rechtsinstrument wird das Problem des Meeresmülls umfassend adressiert. Auf der Grundlage der MSRL können Maßnahmenvorschläge zu dessen Lösung entwickelt und umgesetzt werden. Die MSRL schafft einen Ordnungsrahmen, in dem die Mitgliedstaaten Maßnahmen ergreifen, um bis 2020 einen "guten Umweltzustand" der Meeresumwelt zu erzielen oder aufrechtzuerhalten. Gemäß Art. 13 MSRL sind die Mitgliedstaaten gefordert, bis Ende 2015 regional koordinierte und kohärente Maßnahmenprogramme zu erstellen. In der Richtlinie werden Abfälle im Meer als wichtiges Kriterium (Deskriptor) für den guten Umweltzustand der Meere bis 2020 ausgewiesen. Konkret heißt es in Anhang 1 Deskriptor 10 als Zielbestimmung:

„Die Eigenschaften und Mengen der Abfälle im Meer haben keine schädlichen Auswirkungen auf die Küsten- und Meeresumwelt.“ (BMU 2012b)

Zu Abfällen werden auch Kunststoffe gezählt. So wurden die Eigenschaften dieses Deskriptors hinsichtlich MP unter 10.1.3 „Eigenschaften von Müll in der Meeres- und Küstenumwelt“ wie folgt konkretisiert:

„Trends von Mengen, Verteilung und möglichst Zusammensetzung von Mikropartikeln (insbesondere Mikroplastik).“ (EG 2010)

Und weiter lautet die Beschreibung:

„(...) Es muss festgestellt werden, bei welchen Tätigkeiten Müll anfällt, und möglichst, aus welchen Quellen er stammt. Verschiedene Indikatoren müssen noch weiter entwickelt werden, insbesondere im Zusammenhang mit biologischen Auswirkungen und Mikropartikeln sowie einer eingehenderen Bewertung ihrer potenziellen Toxizität.“ (EG 2010)

MP ist auf europäischer Ebene somit schon Bestandteil der Agenda (Imhoff 2014). Die lückenhafte Datenlage der potenziellen Toxizität und die fehlenden Ansätze zur Bewertung werden ebenfalls angesprochen. Die MSRL sieht bis 2015 die Erstellung eines Maßnahmenprogramms zur Erreichung bzw. Aufrechterhaltung des guten Umweltzustands durch alle Mitgliedstaaten vor. Des Weiteren wird eine praktische Umsetzung der genannten Maßnahmen bis 2016 erwartet. Damit wirken sich die Vorgaben der MSRL indirekt auch auf das Binnenland und die Binnengewässer, sowie auf potenzielle Einleiter aus, da diese Kunststofffrachten in die Meere transportieren. Insofern können sich daraus künftig weitergehende materielle Anforderungen für Kläranlagenbetreiber ergeben (EG 2010).

Der Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO) hat ein Dokument zur Umsetzung der MSRL veröffentlicht. Dort heißt es mit Hinblick auf den guten Umweltzustand der Meere:

„Gegenwärtig existieren keine hinreichenden Bewertungssysteme zu den ökologischen Wirkungen von Abfällen im Meer.“ (BLANO 2012a+b)

Auch wird eine zusätzliche Indikatorart „Verschlucken von Meeresmüll“ im Rahmen des Deskriptors 10 vorgeschlagen (BLANO 2012a). Ferner heißt es:

„Bis adäquate Bewertungsmethoden vorliegen, die eine geeignete quantitative Beschreibung für diesen GES-Aspekt ermöglichen, kann die Definition des Deskriptors 10 als qualitative Beschreibung des guten Umweltzustands herangezogen werden.“ (BLANO 2012a)

Damit werden zunächst quantitative und qualitative Methoden aufgrund der mangelnden Datenlage gleichermaßen zum Einsatz gebracht.

3.2 Grundlagen der Umweltbewertung

Um eine gute Umweltqualität zu erhalten und die Nutzbarkeit von Gewässern, Luft und Boden zu gewährleisten wurden schon im 19. Jahrhundert erste anlagenbezogene Ansätze, welche direkte Emissionen von Industrieanlagen mindern sollten, entwickelt. Jedoch haben rein anlagenbezogene umweltpolitische Ansätze den Nachteil, dass Summierungseffekte der Verschmutzungen aus zahlreichen Einzelquellen unberücksichtigt bleiben (Aden 2012). Hinsichtlich des vorliegenden Themenfelds müssen daher, neben anlagen- und stoffbezogenen Ansätzen auch medienbezogene Ansätze zur Umweltbewertung durchgeführt werden. Bei der Betrachtung der Eintragspfade von MP, ist die Stoffbewertung von besonderer Bedeutung. In Bezug auf die ökologische Bewertung rückt die medienbezogene Umweltbewertung in den Fokus. Die gesundheitliche Bewertung wird in dieser Arbeit jedoch nicht fokussiert.

Die Umweltbewertung untergliedert sich in die beiden Bereiche Umweltqualitätsbewertung und Umweltrisikobewertung, wobei ersteres dem medienbezogenen Ansatz und letzteres dem stoffbezogenen Ansatz zuzuordnen ist. Allgemein wird die Risikobewertung nach der sogenannten Versicherungsformel (Gleichung 3) berechnet:

$$\text{Risiko} = \text{Schadenshöhe} \cdot \text{Eintrittswahrscheinlichkeit} \quad (\text{Gl. 3})$$

In der Umweltbewertung bereitet diese Formel allerdings Probleme, da sowohl die Schadenshöhe (Vergleichbarkeit von Umweltschädigungen bzw. ökonomische Wertung derselben), als auch die Eintrittswahrscheinlichkeit (aufgrund dynamischer Belastungsfahnen) schwer zu bestimmen sind (Klöpffer 2012). In Bezug auf den ökotoxikologischen Risikobegriff, wird Risiko daher als Produkt aus Exposition und Gefährdung definiert (Gleichung 4).

$$\text{Risiko} = \text{Exposition} \cdot \text{Gefährdung} \quad (\text{Gl. 4})$$

Für die Umweltbewertung ist eine Bestimmung des Ist-Zustands unabdingbar. Dieser muss als Referenzzustand für die betrachtete Stoffgruppe umfassend erhoben werden um mögliche Vorbelastungen darzustellen. Sowohl im Hinblick auf lokale Gehalte von Fremdstoffen, als auch in Betracht punktueller Emissionsquellen derselben, können im Vollzug die ermittelten Werte mit dem Referenzzustand abgeglichen werden, um ein Vorkommen der Stoffe zu bewerten.

Neben der Erfassung von Zustandswerten ist auch die dynamische Entwicklung von MP-Vorkommen in der Umwelt von Interesse. Denn erst eine Darstellung der Dynamik der Umweltsituation ermöglicht eine geeignete Expositionsabschätzung. Ein nationales oder internationales Monitoring von MP in der Umwelt wäre dazu nötig und ist bereits in der MSRL für den Meeresbereich vorgesehen (BLANO 2012a+b). Erste regionale Projekte in Baden-Württemberg und Bayern, die sich mit zu limnischen Gewässern befassen, laufen bereits (Universität Bayreuth 2014). Auf Bundesebene hat das Umweltbundesamt 2014 eine Studie¹⁰ zur Erfassung von MP-Vorkommen in Trink-, Regen- und Abwasser in Auftrag gegeben. Ergebnisse liegen zum aktuellen Zeitpunkt jedoch noch nicht vor.

¹⁰ Mündliche Mitteilung vom 16.03.2015, Dr. Claus Gerhard Bannick, Umweltbundesamt, Berlin.

3.3 Konzeptionelle Rahmenbedingungen in der Umweltbewertung

Im Hinblick auf die Beurteilung von MP-Vorkommen in der Umwelt sind bisher keine Bewertungskonzepte bekannt. Bestehende Umweltbewertungskonzepte können jedoch in einem ersten Schritt zur Entwicklung eines neuen Bewertungsansatzes genutzt werden. Hierfür eignen sich verschiedene Regelwerke, z. B. aus der Chemikalienbewertung (Charakterisierung von Chemikalien), die anlagenbezogene Bewertung (einschlägig ist hier die AbwV) oder Regelungen mit medienbezogener Umweltqualitätsbewertung wie z. B. aus dem Boden- oder Gewässerschutz.

3.3.1 Chemikalienbewertung

Im Rahmen der substanzbezogenen Umweltbewertung (auch Chemikalienbewertung) wird das Risiko eines Stoffes für die Umwelt durch das Risikocharakterisierungspotenzial (RCR - Risk Characterisation Ratio) bestimmt. Dieses beruht auf der europäischen Richtlinie „ECHA - Guidance on information requirements and chemical safety assessment“ (ECHA 2008). Grundlage der Chemikalienbewertung ist die Toxizitätsbestimmung der betrachteten Substanz. Dazu werden Untersuchungsreihen mit Indikatororganismen zur Ermittlung von Konzentrations-Wirkungsbeziehungen durchgeführt. Hierzu können akute und längerfristige Monospezies tests an Vertretern dreier unterschiedlicher Trophiestufen (Primärproduzenten, Primärkonsumenten und Sekundärkonsumenten) für aquatische Organismen - also Algen, wirbellose Organismen oder Fische - durchgeführt werden. Aus den ermittelten Konzentrations-Wirkungsbeziehungen lassen sich toxikologische Endpunkte ableiten. Ein Endpunkt dieser Toxizitätsbestimmung ist beispielsweise der NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) also die Expositionskonzentration, bei der auch längerfristig keine erkennbare und messbare nachteilige Wirkung auf den Organismus eintritt. Es lassen sich auch effektive Konzentrationen, bei welchen ein beobachteter Effekt zu einem gewissen Prozentsatz eintritt, untersuchen und z. B. als EC₅₀-Wert darstellen.

Nach der Toxizitätsbestimmung erfolgt die Bewertung des Schadstoffes anhand des Verhältnisses zweier Faktoren. Erstens, die „Predicted Environmental Concentration“ (PEC), die erwartete Belastung der Umwelt durch eine umweltschädliche Substanz und zweitens die „Predicted No Effect Concentration“ (PNEC), die vorausgesagte Konzentration bis zu der sich keine nachteiligen Auswirkungen auf die Umwelt (Biota) zeigen. PEC-Werte werden durch eine Abschätzung, bei der u. a. chemisch-physikalische Eigenschaften der jeweiligen Chemikalie, produzierte Menge, Emissionspotenzial, Abbaubarkeit und Nutzung der Chemikalie in Betracht gezogen und anhand relevanter Verteilungskoeffizienten berechnet werden, bestimmt. Zur Berechnung von PNEC-Werten werden hingegen die ökotoxikologisch ermittelten, niedrigsten Wirkungskonzentrationen (No Observed Effect Concentration – NOEC) mit einem von der Datenlage abhängigen Faktor dividiert, wobei die Konzentration, bei der einer der untersuchten Organismen am sensitivsten reagiert hat, ausgewählt wird. Der Bewertungsfaktor beabsichtigt hierbei, die Unsicherheiten der Datenlage auszugleichen. Je mehr Indikatororganismen verschiedener Trophiestufen untersucht wurden, desto kleiner wird der Bewertungsfaktor angesetzt (Tabelle 8). Jedoch gibt es bei der Wahl der Sicherheitsfaktoren und auch in vorherigen Stufen der Risikocharakterisierung Spielräume (Annahmen, Wahl der Modelle oder Bewertung der Ergebnisse), die dazu führen, dass diese Bewertungsmethode keine rein wissenschaftlichen Ableitungen zulässt (ECHA 2008).

Die Risikocharakterisierung muss für jedes Umweltmedium – z. B. Oberflächengewässer, Sedimente, Böden – und jeden Schadstoff bzw. Schadstoffgruppen einzeln durchgeführt werden. Das Verhältnis von PEC/PNEC wird als RCR bezeichnet:

$$\text{Risk Characterization Ratio} = \frac{\text{PEC}}{\text{PNEC}}$$

Ist der RCR < 1 (PEC < PNEC), so ist die erwartete Konzentration in der Umwelt geringer als die nachteilige Effektkonzentration. Es werden also keine negativen Umwelteffekte erwartet. Für eine RCR > 1 kann von einer Umweltgefährdung ausgegangen werden. Grundlage des RCR-Prinzips ist also die Annahme, dass sowohl Mensch als auch Ökosysteme eine gewisse Belastung durch Chemikalien tolerieren müssen. Denn für einen RCR < 1 wird zwar keine Umweltgefährdung erwartet, jedoch kann keineswegs von einem Nulleintrag der betrachteten Chemikalien in die Umwelt gesprochen werden. Insbesondere für persistente Xenobiotika – wie beispielsweise die Stoffgruppe der persistenten organischen Schadstoffe (POPs) – kommen in der Umwelt Summierungseffekte hinzu.

Tabelle 8: Bewertungsfaktoren zur Bestimmung des PNEC_{aquatisch} (nach ECHA 2008)

Verfügbare Daten	Bewertungsfaktor
Mindestens ein Kurzzeit-LC ₅₀ bzw. EC ₅₀ eines der drei trophischen Ebenen (Fische, Daphnien und Algen)	1000
Ein Langzeit-NOEC (entweder Fisch oder Daphnie)	100
Zwei Langzeit-NOECs repräsentative Spezies zweier trophischer Ebenen (Fische und/oder Daphnien und/oder Algen)	50
Langzeit-NOEC von mindestens drei Spezies (Fische, Daphnien und Algen) repräsentativ für drei trophische Ebenen	10

3.3.2 Ableitung von Umweltqualitätsnormen

Die Ableitung der UQN wird im technischen Leitfaden Nr. 27 „Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards“ der Europäischen Kommission beschrieben (EC 2011a). Zur Ableitung der Werte werden zunächst Schutzgüter (Wasser, Sediment) und Rezeptoren (pelagische & benthische Organismen sowie Organismen am Ende der Nahrungskette (Top-Prädatoren)) definiert um den Bewertungsbedarf aufzuzeigen. Anschließend werden physikochemische Eigenschaften und toxikologische Daten betreffender Substanzen gesammelt. Diese Daten werden hinsichtlich der Datenqualität bewertet. Durch Extrapolation der Daten, hauptsächlich durch Anwendung von Sicherheitsfaktoren analog zur Chemikalienbewertung, wird ein Schwellenwert abgeleitet, aus dem die UQN gebildet werden kann. Die Ableitung beruht also auf einer ökotoxikologischen und humantoxikologischen Datenbasis, wobei die Humantoxizität im Wege einer aquatischen Exposition gewertet wird (EC 2011a). Die Ableitung von UQN wird damit größtenteils analog zur Chemikalienbewertung durchgeführt.

Hinsichtlich der Ableitung von UQN sollen, sofern möglich, zur ökotoxikologischen Bewertung akute und chronische Daten bezüglich der Organismen Algen oder Makrophyten, Daphnien und Fische beschafft werden (EC 2011a). UQN betreffen den Schutz der aquatischen Biota für die in Anhang VIII der WRRL aufgeführten Schadstoffe (nichterschöpfendes Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe):

1. „Organohalogene Verbindungen und Stoffe, die im Wasser derartige Verbindungen bilden können

2. Organische Phosphorverbindungen
3. Organische Zinnverbindungen
4. Stoffe und Zubereitungen oder deren Abbauprodukte, deren karzinogene oder mutagene Eigenschaften bzw. steroidogene, thyreoidale, reproduktive oder andere Funktionen des endokrinen Systems beeinträchtigenden Eigenschaften im oder durch das Wasser erwiesen sind
5. Persistente Kohlenwasserstoffe sowie persistente und bioakkumulierende organische toxische Stoffe
6. Zyanide
7. Metalle und Metallverbindungen
8. Arsen und Arsenverbindungen
9. Biozide und Pflanzenschutzmittel (...)“ (Anhang VIII, WRRL)

Zusätzlich werden prioritäre Stoffe im Anhang X der WRRL definiert. Kunststoffe bzw. MP sind bislang kein Bestandteil der aufgeführten Stoffe.

3.4 Schwierigkeiten bei der Übertragung der Chemikalienbewertung auf MP

Substanzen, die im Rahmen der Chemikalienbewertung klassifiziert werden, sind abhängig von ihren chemischen Eigenschaften unter natürlichen Rahmenbedingungen lösliche oder flüchtige Substanzen. Demgegenüber handelt es sich bei MP um einen partikulären Stoff.

Chemische Substanzen haben in der Regel nur eine rein chemisch-toxisch induzierte Wirkung auf Organismen (z. B. endokrin oder kanzerogen), während Partikel unter Umständen auf mehreren Wirkungsebenen wirken können (Vgl. Kapitel 2.5). Die allgemein praktizierte Toxizitätsbestimmung sowie die Bewertung von Chemikalien basiert jedoch auf der oben genannten Methodik, die nicht für Partikel entwickelt wurde. Diese Diskrepanz ist auch aus dem Umgang und der Bewertung von Nanomaterialien bekannt (Maletzki 2014). Konzentrations-Wirkungsbeziehungen werden auch hier aufgestellt; allerdings mit der Schwierigkeit, dass in der Versuchsdurchführung die jeweiligen Partikelgehalte zwar berechnet und angesetzt werden, die Gewährleistung einer stabilen Suspension über den Versuchszeitraum, und damit eine definierte Exposition, jedoch in den seltensten Fällen überprüft wird. Des Weiteren kommt es bei den Toxizitätsbestimmungen von Nanopartikeln auch zu anderen unerwünschten Effekten wie beispielsweise Agglomeration der Partikel und anschließendes Aufsteigen bzw. Absinken der Agglomerate (Maletzki 2014). Dadurch sinkt die Aussagekraft der Konzentrations-Wirkungsbeziehungen.

3.4.1 Darstellung und Zusammenfassung aktueller Ingestionsversuche

Einzelne Forschungsarbeiten versuchen trotz der aufgezeigten Schwierigkeiten, Konzentrations-Wirkungsbeziehungen von MP für aquatische Organismen nachzuweisen (Besseling et al., 2014; Lee et al., 2013). Um das Problem instabiler Suspensionen zu umgehen verwenden die Forschungsgruppen jedoch PS-Partikel ($\rho = 1,04 \text{ g/cm}^3$) im Nanometerbereich (70 nm (Besseling et al., 2014) und 50, 500 und 6000 nm (Lee et al., 2013)). Dadurch sind die Massenkräfte der Nanopartikel vernachlässigbar und die Partikel bleiben diffus in der Prüflösung verteilt. Ebenso kommt die Dichte von PS, die in etwa der Dichte von Wasser entspricht, den Versuchsanforderungen sehr

entgegen. Die Ergebnisse lassen aber kaum einen Bewertungsrückschluss auf reale Umweltbedingungen zu. Lee et al. (2013) stellten zudem Konzentrations-Wirkungsbeziehungen für Ruderfußkrebse (*Tigriopus japonicus*) auf. Bei Expositionsversuchen mit sphärischen PS-Partikeln der oben genannten Größen wurden EC₅₀-Werte abgeleitet. Jedoch entsprechen die berechneten Werte Partikelzahlkonzentrationen von 10⁵ bis 10⁶ n/ml. Solche Laborergebnisse lassen sich sicher nicht direkt auf reale Umweltbedingungen übertragen, sind aber ein Hinweis auf ein mögliches Gefährdungspotenzial von MP auf aquatische Ökosysteme.

3.4.2 Analogien zu Nanopartikeln

Der fehlende Wissensstand zu MP über mögliche Expositionspfade, dynamische, temporäre und lokale Variabilität des MP-Vorkommens in der Umwelt, sowie potenzielle ökologische Rezeptoren, verhindert eine schlüssige Abschätzung potenzieller ökologischer Wirkungen. Nanopartikel bereiten aufgrund ihrer sehr geringen Größe und verhältnismäßig großen spezifischen Oberfläche ebenfalls Probleme mit gängigen Analysemethoden und Ökotoxikungsverfahren. Die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) hat deshalb ihre Ökotoxik Richtlinien für relevante aquatische und terrestrische Indikatororganismen angepasst (OECD 2014). Als größte Herausforderung, hat sich auch der Verbleib der Nanopartikel im Prüfmedium herausgestellt. So verändert sich die Bioverfügbarkeit von Nanomaterialien bei Anwesenheit gelöster organischer Substanz durch Sorptionsprozesse. Des Weiteren lagern sich die Partikel an die Prüforganismen an, wodurch eine Bewegungseinschränkung (bspw. bei Daphnien) erfolgt. Auch das Absinken der Partikel durch Agglomeration wurde diskutiert (OECD 2014). Festgehalten wurden vor allem Schwierigkeiten im Hinblick auf die Exposition. Durch Agglomeration und Anlagerung an Gefäßwände und die Prüforganismen selbst entsteht ein Verlust der Prüfsubstanz aus der freien Prüflösung. Es wurde weiterhin festgehalten, dass dieser nicht größer als 20 % sein soll (OECD 2014). Wird dieser Wert im Verlauf des Ökotoxik überschritten, muss durch geeignete Messverfahren die Exposition abgeschätzt werden. Die Autoren merkten aber an, dass in Bezug auf Nanomaterialien hauptsächlich fehlende empfindliche Messtechniken limitierend sind. Die Erfassung des Prüfsubstanzverlustes ist daher nur bedingt möglich.

Im Rahmen der Fördermaßnahme des BMBF „NanoNature¹¹“ (2008), wurden außerdem „Standard Operation Procedures“ (SOP) für den Umgang mit bestimmten Nanomaterialien erstellt. So werden beispielsweise im Dokument „*Dispersion of Zeolite Suspensions for Ecotoxicological Tests*“ reproduzierbare Methoden zur Herstellung von Suspensionen aus Nanopartikelpulver erläutert (Meißner 2014). Die Problematik im Themenfeld MP ist ähnlich. Aufgrund der breiten Dichtevervariation aller und der hydrophoben Eigenschaften einiger Kunststoffe ist das Hauptproblem in der Durchführung von Ökotoxik ebenfalls die Gewährleistung stabiler Suspensionen und damit die Einhaltung definierter Expositionen.

¹¹ Weitergehende Informationen unter <http://www.nanopartikel.info/projekte/abgeschlossene-projekte> (Zugriff am: 10.09.2015)

4 Ableitung von Beurteilungswerten

Um MP in verschiedenen Umweltmedien zu bewerten und damit auch seine Relevanz in Bezug auf die verschiedenen Schutzgüter erkennen zu können, ist ein fachliches Bewertungskonzept der erste Schritt, um geeignete Maßnahmen zur Reduktion der Belastung einzuleiten. Ergebnis dieses fachlichen Konzeptes ist am Ende die Ableitung eines Wertes oder von Werten, auf deren Basis Messwerte von MP im jeweils betrachteten Umweltmedium eingeordnet werden können. An erster Stelle steht dabei die Charakterisierung des Umweltmediums, das in Bezug auf den relevanten Stoff bzw. die relevanten Stoffgruppen, betrachtet werden soll. Im vorliegenden Fall wären dies einzelne Kunststoffarten (PE, PP, PU, PET, PVC und andere) oder eben die Summe aller Kunststoffe. Angestrebt wird in aller Regel die Erreichung eines guten Umweltzustandes (siehe Kap. 3.1.1). Wesentlich dabei ist, dass alle notwendigen Ökosystemfunktionen des jeweiligen Umweltmediums erhalten werden können. Erst wenn Wirkungen hierzu geklärt sind, können Risiken auf das Ökosystem beurteilt werden.

Aufgrund der spezifischen Eigenschaften von Kunststoffpartikeln, insbesondere durch potenzielle physikalische Beeinträchtigung der Zielorganismen in Abhängigkeit ihrer Form, Größe und Oberfläche, lässt sich MP nicht ohne weiteres in bestehende Bewertungskonzepte überführen, da diese weitgehend auf gelöste Stoffe ausgerichtet sind. Auch das Vorkommen und der Transport von MP in der Umwelt ist im Gegensatz zu den in verschiedenen Rechtsbereichen betrachteten Stoffen (Chemikalien, Schwermetalle etc.) kaum zu vergleichen. Wie in Kapitel 3.3.2 bereits ausgeführt, basiert die chemikalienbezogene UQN auf der Annahme, dass Chemikalien in Gewässern in einem vollständig durchmischten System vorliegen, wobei sie in Abhängigkeit ihrer Lipophilie gelöst oder an organische Substanz adsorbiert bzw. komplexiert (berechnet durch den K_{oc}) sein können. Hinzu kommt die bereits diskutierte Komplexität potenzieller MP-Wirkungen auf Ökosysteme, aufgrund derer eine potenzielle Beeinträchtigung der natürlichen Ökosystemfunktionen auf Basis der derzeitigen Untersuchungen nicht direkt auf die Partikelgehalte zurückgeführt werden kann. Des Weiteren ist im Hinblick auf die praktische Umsetzung eines Bewertungskonzeptes eine Kombinationswirkung der verschiedenen Wirkungsebenen von MP (vgl. Kapitel 2.5) auch bei dieser Stoffgruppe kaum zu ermitteln. Um diese Komplexität zu umgehen, wird in dieser Arbeit ein einfaches methodisches Verfahren für die Ermittlung erster Beurteilungswerte für MP vorgeschlagen. Dazu werden ausschließlich die potenziellen Beeinträchtigungen von MP durch direkte, physikalische Wirkungen der Partikel betrachtet. Potentielle Vektorwirkungen (Vektorwirkung durch chemische Additive und Adsorptive bzw. Vektorwirkung für (pathogene) Mikroorganismen) werden nicht in die Betrachtungen einbezogen. Grund dafür ist die Annahme unterschiedlicher Auswirkungen: Direkte Wirkungen, wie z. B. eine Verletzung des Magen-Darm-Traktes, bzw. die reduzierte Nahrungsresorptionsfähigkeit der Organismen verursachen *akute* Auswirkungen, während adsorbierte Schadstoffe, anhaftende Mikroorganismen oder Additive, welche durch die Vektorwirkung der MP-Partikel in Zielorganismen gelangen können, eher *chronische* Langzeiteffekte auslösen.

Hinweis auf den weiteren Hergang bei der Ableitung von Beurteilungswerten:

Im Rahmen dieses Bewertungskonzeptes werden potenzielle Wirkungen von Mikroplastik auf die direkten, physikalischen Wirkungen beschränkt.

Aus Kapitel 2.3.3 wurden gängige spektroskopische Verfahren zur qualitativen Analyse von MP aufgezeigt. Diese haben gegenüber quantitativen Methoden den Nachteil, dass sie größenlimitiert

sind. Zudem ist insbesondere die Probenaufbereitung arbeits-, zeit- und damit auch kostenintensiv. Im Vollzug und in der Routineanalytik finden komplexe Verfahren kaum Anwendung. Hier kommt es darauf an, unter Umständen schnell entscheiden zu können, ob z. B. in Prozessabläufe eingegriffen werden muss. Übliche Verfahren der Polymerchemie erlauben die quantitative sowie auch die qualitative Analyse von Gesamtkunststoffgehalten in Umweltproben. Sie sind absehbar hinsichtlich der Probenaufbereitung als auch von Seiten der Detektion einfacher zu handhaben und können somit schneller erste verlässliche Ergebnisse liefern. Daher erfolgt in dieser Arbeit die Betrachtung von Gesamtkunststoffgehalten anstatt einer Betrachtung von Partikelzahlen, die in den bislang vorliegenden Veröffentlichungen üblich war.

Im Folgenden werden Beurteilungswerte für zwei relevante Bereiche abgeleitet:

- ▶ Oberflächengewässer
- ▶ Behandeltes Abwasser aus Kläranlagen zur Ableitung in Gewässer

4.1 Oberflächengewässer

Nach WRRL werden Oberflächengewässer (wie in Kapitel 3.1.1 beschrieben) anhand UQN bewertet. UQN werden nach den Vorgaben des „Guidance Document N° 27“ abgeleitet (EC 2011a).

4.1.1 Ableitung einer UQN nach Guidance Document N° 27

Die durchgeführte Literaturrecherche hat ergeben, dass Daten zur Ableitung einer UQN für MP derzeit weder verfügbar noch – aufgrund methodischer Probleme – in absehbarer Zeit vorgelegt werden (siehe Kapitel 2.4 und 2.5). Insofern bleibt dieser Weg, einen Beurteilungswert für Oberflächengewässer zu entwickeln, versperrt.

Deshalb wird im Folgenden versucht, anhand der derzeit vorhandenen Datenlage aus Freilanduntersuchungen das ubiquitäre MP-Vorkommen in limnischen Gewässern abzuleiten.

4.1.2 Ableitung eines Wertes zum ubiquitären Vorkommen von MP in limnischen Gewässern

Die in Kapitel 2.4.3 dargestellten MP-Untersuchungen in limnischen Gewässern werden zur Ableitung eines Wertes zum ubiquitären Vorkommen von MP detaillierter betrachtet. Um die unterschiedliche Ergebnisdarstellung in den verschiedenen Studien auszugleichen, werden die Ergebnisse (unter Berücksichtigung der verwendeten Probenahmemethoden) auf einen Einheitswert (Teile (n)/m³) normiert. Die Fläche der Neustonnetzöffnung wird dazu mit der beprobten Wassertrecke multipliziert, um auf das beprobte Wasservolumen schließen zu können. Anschließend werden die jeweils in den Studien berichteten Gesamtpartikelzahlen durch das berechnete Wasservolumen dividiert. Die normierten Werte sind in Tabelle 9 in der Einheit n/m³ dargestellt.

Die normierten Werte variieren zwischen 0,1 und 6,9 Partikeln pro Kubikmeter. Die überwiegende Anzahl liegt jedoch unter 0,5 n/m³. Aus diesem Grunde kann das Vorkommen in Oberflächengewässern als eher gleichförmig bezeichnet werden. Dabei sind die gefundenen Partikel größer als 300 bzw. 333 µm. Der Unterschied zwischen den beiden verwendeten Maschenweiten wird hier zunächst als nicht wesentlich in Bezug auf die ermittelten Ergebnisse eingestuft. Der Median der ermittelten Werte liegt bei 0,305 n/m³. Allerdings erlauben diese Daten aufgrund der Probenahme zunächst keine Rückschlüsse auf Partikel kleiner als 300 µm, da diese durch die grobe Maschen-

weite grundsätzlich nicht erfasst werden können. Daher wird zur Ableitung des ubiquitären MP-Vorkommens für alle Partikelgrößen eine erste Abschätzung anhand weiterer Daten durchgeführt. Hinweise zur Größenverteilung von Kunststoffpartikeln im Klarwasser von Kläranlagen liefert die Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen (Mintenig et al., 2014). Dort wurde zwischen Partikeln kleiner und größer als 500 μm unterschieden. Da zudem die Größenverteilung der Partikel $< 500 \mu\text{m}$ in Größenklassen angegeben wurde, kann eine Partikelverteilung zwischen Partikeln größer als 375 μm und allen Partikeln durch Quotientenbildung berechnet werden¹² (

¹² 375 μm entspricht dem Mittelwert der Größenklasse 250 – 500 μm (nach Mintenig et al., 2014) und wird als Näherungswert zur Maschenweite der Neuston Netze herangezogen.

Tabelle 10). Dadurch ergibt sich ein Wert von 9,3 %, der bedeutet, dass bezogen auf die Gesamtpartikelanzahl im behandelten Abwasser von Kläranlagen, 90,7 % der Partikel einen Durchmesser < 375 µm aufweisen. In anderen Worten: Nur 9,3 % der untersuchten Partikel lagen in einem Bereich größer als 375 µm (berechnet).

Tabelle 9: Übersicht bisheriger Untersuchungen zu MP in Oberflächengewässern

Fundort	Arbeitsgruppe	MP-Funde	Einheit	MP-Funde normiert ¹³ [n/m³]	Methode der Probenahme
Hovsgol See, Mongolei	Free et al., 2014	16.429	[n/km²]	0,1	Neustonnetz 333 µm
Seen, Schweiz	Faure & Alencastro 2014	3,7 - 69	[g/km²]	0,305	Neustonnetz 300 µm
Rhein, Schweiz		0,35	[mg/m³]	0,29	
Tamar Ästuar, UK	Sadri & Thompson, 2014	204	[n]	0,46	Neustonnetz 300 µm
Lakes Superior, Huron, und Erie, USA	Eriksen et al., 2013	43.157	[n/km²]	0,22	Neustonnetz 300 µm
Donau, Bayern	LfU 2015	1,2 - 1,4	[n/m³]	1,2 - 1,4	k.A.
Altmühl, Bayern		6,9		6,9	
Isar, Bayern		0,2 - 0,4		0,2 - 0,4	
Lysekil, Schweden	Magnusson & Norén 2014	0,45	[n/m³]	0,45	Neustonnetz 300 µm

Insofern liefern oben genannte Studien – zunächst in Bezug auf die kleineren Partikel – entsprechende Unterbefunde. Dabei wird vorausgesetzt, dass kleinere Partikel durch die Maschenweite von 300 µm gelangen. Da Klärwerke kontinuierlich in Oberflächengewässer einleiten, wird davon ausgegangen, dass das genannte Größenverhältnis in erster Näherung auch für Partikel in Oberflächengewässern übertragen werden kann. Mithilfe dieses Verhältnisses, können die normierten Werte für die MP-Gehalte in Oberflächengewässern um den Anteil der Partikel < 375 µm erweitert werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 11 dargestellt. Der Median der erweiterten MP-Gehalte entspricht 3,28 n/m³. Zur Ableitung des ubiquitären Vorkommens von MP wird eine zweite wesentliche Annahme mit einbezogen.

Faure & Alencastro haben in ihrer Schweizer Studie im Jahre 2014 in 3 von 40 Fischen MP nachgewiesen. Da die beprobten Fische willkürlich ausgewählt (geangelt) wurden und die Autoren der Studie über keine Beeinträchtigungen der Organismen berichteten, wird davon ausgegangen, dass das in der Studie ermittelte Vorkommen von MP, welches in etwa gleicher Größenordnung liegt, wie der normierte Median, keine nachteiligen Effekte auf das limnische Ökosystem bewirkt hat. Die entsprechenden normierten und erweiterten Werte für MP-Gehalte in den Schweizer Oberflächengewässern (Tabelle 11) liegen bei 3,28 und 3,12 n/m³ und damit im Bereich des oben ermittelten Medians von 3,28 n/m³.

¹³ Normierte Werte. Berechnung über das beprobte Wasservolumen der jeweiligen Studien.

Um von einem Partikelvorkommen auf einen Gesamtkunststoffgehalt schließen zu können, wird die Berechnung aus Kapitel 2.4.1 herangezogen. Dort wurden sphärische Idealpartikel auf die ermittelte Größenklassenverteilung mit dem jeweiligen gemittelten Durchmesser von 25, 75, 125, 175, 225 und 375 μm übertragen. Hier wird neben diesen Annahmen noch eine weitere hinzugefügt. Zur Ermittlung der Masse der hypothetischen Idealpartikel wird die Dichte von PS ($1,05 \text{ g/cm}^3$) als Mittelwert herangezogen. Aus dem ubiquitären MP-Vorkommen in limnischen Gewässern mit einem durchschnittlichen Partikelgehalt von $3,28 \text{ n/m}^3$ wird somit ein Gesamtgehalt von rund $7 \mu\text{g/m}^3$ berechnet. Dieser Wert wird hiermit in dieser Arbeit als das ubiquitäre MP-Vorkommen in limnischen Gewässern gesetzt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich der Durchmesser einer Kugel proportional zur dritten Potenz der Masse verhält. Dadurch haben große Partikel trotz geringerer Partikelzahlen einen sehr viel höheren Anteil an Massenbilanzen, während Partikel mit kleinem Durchmesser kaum in diese Betrachtung eingehen.

Ergebnis der Ableitung eines Wertes zum ubiquitären Vorkommen von Mikroplastik

Ubiquitäres Mikroplastikvorkommen
in limnischen Gewässern:

$< 7 \mu\text{g/m}^3$

Tabelle 10: Größenverteilung der Mikroplastikpartikel aus Kläranlagen (Berechnet nach Mintenig et al., 2014)

Alle Werte in [n/m ³]							
Kläranlagen	Partikel < 500 µm	Partikel <375 µm	Partikel 375 - 500 µm	Partikel >500 µm	Alle Partikel	Partikel 375 µm - 5 mm	Verhältnis ΣPartikel groß/gesamt
Brake	87	82,85	4,15	29	116	33,15	28,6 %
Varel	386	367,60	18,40	19	405	37,40	9,2 %
Oldenburg_N	12	11,43	0,57	0	12	0,57	4,8 %
Berne	383	364,74	18,26	5	388	23,26	6,0 %
Essen	712	678,06	33,94	2	714	35,94	5,0 %
Scharrel	347	330,46	16,54	7	354	23,54	6,6 %
Lohne	108	102,85	5,15	1	109	6,15	5,6 %
Neuharlingersiel	77	73,33	3,67	9	86	12,67	14,7 %
Schillig	419	399,03	19,97	0	419	19,97	4,8 %
Sandstedt	598	569,49	28,51	15	613	43,51	7,1 %
Burhave	166	158,09	7,91	10	176	17,91	10,2 %
Mittelwert (Verhältnis groß/gesamt)					3392	254,07	7,5%

Tabelle 11: Erweiterung der Mikroplastikgehalte um 90,7 % (eigene Berechnung)

Fundort	MP-Gehalt normiert [n/m ³] (MP>300 µm)	erweitert um MP < 375 µm [n/m ³]
Hovsgol See, Mongolei	0,1	1,08
Seen, Schweiz	0,31	3,28
Rhein, Schweiz	0,29	3,12
Tamar Ästuar, UK	0,46	4,95
Lakes Superior, Huron, und Erie, USA	0,22	2,37
Donau, Bayern	1,3	13,98
Altmühl, Bayern	6,9	74,19
Isar, Bayern	0,3	3,23
Lysekil, Schweden	0,45	4,84

4.2 Relevanz von Mikroplastik in Gewässern

Die Relevanz von MP in limnischen Gewässern wird in der Literatur bisher nicht diskutiert. Ein Weg, um diese zu ermitteln, ist ein Vergleich mit natürlich vorkommenden Schwebstoffen, die mit aktuell in der Umwelt gefundenen MP-Gehalten in Relation gesetzt werden. Auch die MP-Fracht, umgerechnet auf mg/l oder mg/m³, kann in Relation zu natürlichen Schwebstofffrachten betrachtet werden. Schwebstoffkonzentrationen von Oberflächengewässern schwanken stark in Abhängigkeit von Wasserqualität, Standort und Nutzung. Durchschnittliche Werte, beispielsweise für die Elbe, werden in der Literatur mit 5 – 40 mg/l angegeben (FGG Elbe 2013). Dabei verteilt sich die Konzentration sowohl auf organische Bestandteile, wie z. B. Phyto- und Zooplankton, als auch anorganische Kolloide wie beispielsweise Tonpartikel. Die Partikelkonzentration eines Oberflächengewässers (für Partikel > 1 µm) beträgt dabei bis zu 10⁵ n/ml (Jekel 1982). 50 % dieser suspendierten Schwebstoffe sind < 9 µm und 10 % < 2 µm (Polesello 2009). Dem gegenüber ist das ermittelte ubiquitäre MP-Vorkommen in Oberflächengewässern mit 3,28 n/l (Tabelle 3) – bezogen auf die Partikelgehalte (>1 µm) in Oberflächengewässern um den Faktor >10⁸ geringer – vernachlässigbar.

Der Median der Kläranlagenemission ((0,26 n/m³ siehe Tabelle 12), umgerechnet auf einen Massegehalt¹⁴ (in Analogie zu Kapitel 4.1) beträgt 0,8 µg/l. Im Vergleich zu den Monatsemissionsschwankungen für den Gesamtgehalt suspendierter Feststoffe im behandelten Abwasser (5–30 mg/l) ist die MP-Fracht dieser Untersuchung auch in diesem Gehaltsvergleich um fünf Größenordnungen geringer (IAC 2009).

Auch die bereits in Kapitel 2.5.2 beschriebenen indirekten Wirkungen von MP sind in Relation zu anderen natürlichen Schwebstoffen zu beurteilen. Berücksichtigt man die Anwesenheit anthropogener Spurenstoffe in der Umwelt, taucht zwischen MP- und natürlichen Partikeln eine Sorptionskonkurrenz auf. Zwar ist die Sorptionskonstante von organischen Schadstoffen zu synthetischen Polymeren höher als die von organischen Schadstoffen zu anorganischen Kolloiden, jedoch ist der Partikelgehalt natürlicher Schwebstoffe, und damit auch die Gesamtoberfläche, die für Sorptionsmechanismen zur Verfügung steht, um ein vielfaches größer. Allerdings sind zu dieser Fragestellung bislang keine wissenschaftlichen Untersuchungen bekannt.

Das Vorkommen von MP in der Umwelt ist dennoch nicht zu vernachlässigen: Als persistente, synthetische Stoffe anthropogenen Ursprungs sind Kunststoffe schwer abbaubar und werden daher in der Umwelt akkumuliert (Muthukumar et al., 2011). Durch andauernde Einträge kann perspektivisch davon ausgegangen werden, dass die Relevanz von MP in der Umwelt stetig zunehmen wird.

¹⁴ Berechnung analog zu Kapitel 2.4.1 (Mintenig et al., 2014)

Tabelle 12: Tatsächlich detektierte Partikel < 500 µm aus der Studie zur Untersuchung von Kläranlagenabläufen aus Niedersachsen (Minténig et al., 2014)

Kläranlage	Partikel [n/m³]
Brake	87
Varel	386
Oldenburg_N	12
Berne	383
Essen	712
Scharrel	347
Lohne	108
Neuharlingersiel	77
Schillig	419
Sandstedt	598
Burhave	166
Median	260

4.3 Relevanz von Mikroplastik in behandeltem Abwasser

In Deutschland fallen jährlich ca. 10 Milliarden Kubikmeter kommunales Abwasser an (UBA 2014d). Etwa 84 % dieses Abwassers wird in Kläranlagen der Größenklassen vier und fünf behandelt. Ein Zehntel der Großkläranlagen verfügt über eine Nachbehandlung, bspw. durch Sandfilter, durch die ca. 13 % der gesamten in Deutschland anfallenden Abwassermenge gereinigt wird (UBA 2014d). Diese Anlagen sind insofern auch bereits in der Lage MP zurückzuhalten. Ein Ausbau der Nachbehandlung für alle Kläranlagen der Größenklassen vier und fünf, würde eine Minimierung der MP-Einträge von >80 % der bundeweiten Abwassermenge bedeuten. Da der abgeleitete, anlagenbezogene Emissionsgrenzwert neben kommunalen und industriellen Kläranlagen auch für andere punktuelle Abwassereinleiter übertragen werden könnte, sind auch Überlauf- und Einleitestellen der Regenwasser- und Mischkanalisation zu betrachten. Deshalb sollten bereits heute Überlegungen erfolgen, um Kunststoffeinträge in Gewässer zu minimieren, bzw. auf den ermittelten Emissionsgrenzwert zu reduzieren.

5 Weitergehende Überlegungen zur Anwendung für den Vollzug

Für den Vollzug eines medienbezogenen Umweltbewertungskonzeptes müssen neben praktikablen Methoden, Bewertungsleitfäden entwickelt werden. Im Folgenden sind benötigte Schritte aufgezeigt:

- a) Bestimmung spezifischer Indikatoren für MP
- b) Entwicklung eines Baukastensystems als erstes Bewertungsschema

Zu a) Bestimmung spezifischer Indikatoren für MP:

Die Vielfalt der MP-Partikel (Größe, Form, Oberfläche und Kunststoffart) stellt einige Herausforderungen in Bezug auf die Entwicklung eines Bewertungskonzeptes dar. Eine qualitative als auch eine quantitative Analyse aller in einer Umweltprobe vorkommenden Einzelpartikel würde einen extremen zeitlichen und damit auch finanziellen Aufwand bedeuten. Daher empfiehlt es sich eine in den Umweltwissenschaften übliche Vorgehensweise zu wählen und MP als Summenparameter, wie z. B. MKW (Mineralölkohlenwasserstoffe) oder PCB zu betrachten. Sinn dieser Summenparameter ist auch die Vereinfachung der Analytik. Anstatt nach jedem potenziell vorhandenen Stoff einer Stoffgruppe in der Umweltprobe zu suchen, werden prioritäre oder besonders charakteristische Indikatoren bestimmt, die Leitstoffe für eine Substanzgruppe vergleichbarer Charakteristik, wie Herkunft, Verwendungsprofil, Verhalten, etc., sind. Finden sich in einer Umweltprobe die Indikatoren der Stoffgruppe, so wird geschlussfolgert, dass die Wahrscheinlichkeit hinreichend groß ist, dass sich auch andere Vertreter der Stoffgruppe in der Probe befinden. Schließlich können Werte für die Beurteilung bestimmter Effekte für den Summenparameter bestimmt werden, womit dann die gesamte Stoffgruppe erfasst wird.

Indikatoren sollten nach Jekel & Dott (2013) mindestens einige der folgenden Eigenschaften erfüllen:

- ▶ *„Die Stoffe sollten dauerhaft und in Konzentrationen erheblich oberhalb der Nachweisgrenze gefunden werden (...),*
- ▶ *Gute Indikatoren sollten mit vertretbarem Aufwand analytisch empfindlich nachweisbar und gut quantifizierbar sein,*
- ▶ *Es ist wünschenswert, dass die Emissionsquellen bekannt, möglichst eindeutig und weit verbreitet sind (...),*
- ▶ *Die Verfolgung der Indikatoren im Wasserkreislauf setzt voraus, dass sie eine merkliche bis hohe chemische und biologische Persistenz aufweisen,*
- ▶ *Das Verhalten der Indikatoren in natürlichen Kompartimenten des Wasserkreislaufs sollte gut erforscht und bekannt sein (...).“*

Zudem weisen die Autoren darauf hin, dass die „Auswahl der chemischen Indikatoren (...) nicht aufgrund (...) ökotoxikologischer Kriterien“ erfolgt.

Aufgrund der Produktions- und Einsatzmengen in Industrie und Einzelhandel und der Wiederfindungsraten in der Umwelt könnten sich PE, PP und PS als Indikatorsubstanzen der Stoffgruppe MP eignen. PE hatte 2013 einen Marktanteil von 29,6 %, PP lag bei 18,9 % und PS bei 7,1 %. Die Wiederfindungsraten dieser Kunststoffe waren in der Studie zur Untersuchung von Kläranla-

genabläufen aus Niedersachsen (Mintenig et al., 2014) (umgerechnet über die Masse der Partikelverteilung) bei PE=27 %, PP=2 %, PS=5 % an der Gesamtkunststofffracht (Berechnung siehe Anhang 2).

Daher wird PE provisorisch als Indikatorstoff vorgeschlagen, bis eine ausreichende Datenlage für eine wissenschaftlich korrekte Ableitung nach den Kriterien von Jekel & Dott zur Verfügung steht. Auch eine Vereinfachung des Summenparameters MP in einen Gruppenparameter, der die Hauptkunststoffsorten umfasst, wäre vorstellbar.

Zu b) Entwicklung eines Baukastensystems als erstes Bewertungsschema:

Die Größe der MP-Partikel spielt eine entscheidende Rolle im Hinblick auf die ökologische Bewertung. Daher ist eine rein gehaltsbezogene Bewertung nur in einem ersten Bewertungsschritt sinnvoll. Hier wird daher eine Kombination aus Massenbetrachtung eines Indikatorstoffes bis zu einem gesetzten Schwellenwert und einer Größen- und Materialqualifizierungsstufe über dem Schwellenwert erfolgen (Abbildung 8). Als Grundlage dient das Ampelkonzept aus dem Bodenschutz (Führ et al., 2013), wobei eine Risikoeinteilung analog zu Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenbereiche in die Umweltqualitätsnorm für MP, Gefahren- und Maßnahmenbereiche (grün, gelb, rot) erfolgt.

Abbildung 8 zeigt den Vorschlag eines Baukastensystems, welches als Ablaufschema für die Bewertung von MP in limnischen Gewässern dienen soll. Zu beachten ist, dass die Standardisierung und Harmonisierung der Analyseverfahren elementare Grundlage des Bewertungssystems ist, um eine einheitliche Umsetzung zu gewährleisten. Nach der Probenahme und -aufbereitung, erfolgt eine qualitative und quantitative Bestimmung beispielsweise mittels thermoanalytischer Verfahren. Hierbei wird die Probe auf die Indikatorsubstanz untersucht. Ist der Nachweis negativ, erfolgen keine weiteren Untersuchungen. Ist der Nachweis positiv, so liegt MP in der Probe vor und weitere Untersuchungsschritte müssen eingeleitet werden. Eine Quantifizierung der MP-Gehalte wird somit durchgeführt. Hierbei erfolgt ein Vergleich des Messwertes mit der UQN. Ist der ermittelte Kunststoffindikatorgehalt unter der UQN, so wird das MP-Vorkommen toleriert. Wird die UQN überschritten, so ist der Besorgnisbereich erreicht und Einzelfallbezogene Untersuchungen folgen. Nun werden die Partikelzahl, sowie deren Größenverteilung und stoffliche Zusammensetzung ermittelt. Eine Einteilung in trophiestufenrelevante Größenklassen wird dadurch ermöglicht. Danach kann eine einzelfallbezogene Gefährdungsabschätzung aufgrund direkter physikalischer Wirkungen unter Miteinbeziehung der Partikelform durchgeführt werden. Je nach Sachlage kann auch eine Miteinbeziehung indirekter Vektorwirkungen stattfinden. In Abhängigkeit von der Interpretation, wird abschließend die betrachtete Umweltprobe dem Besorgnis- bzw. Gefahrenbereich zugeordnet. Anschließend erfolgen Entscheidungen zu möglichen Minimierungsmaßnahmen.

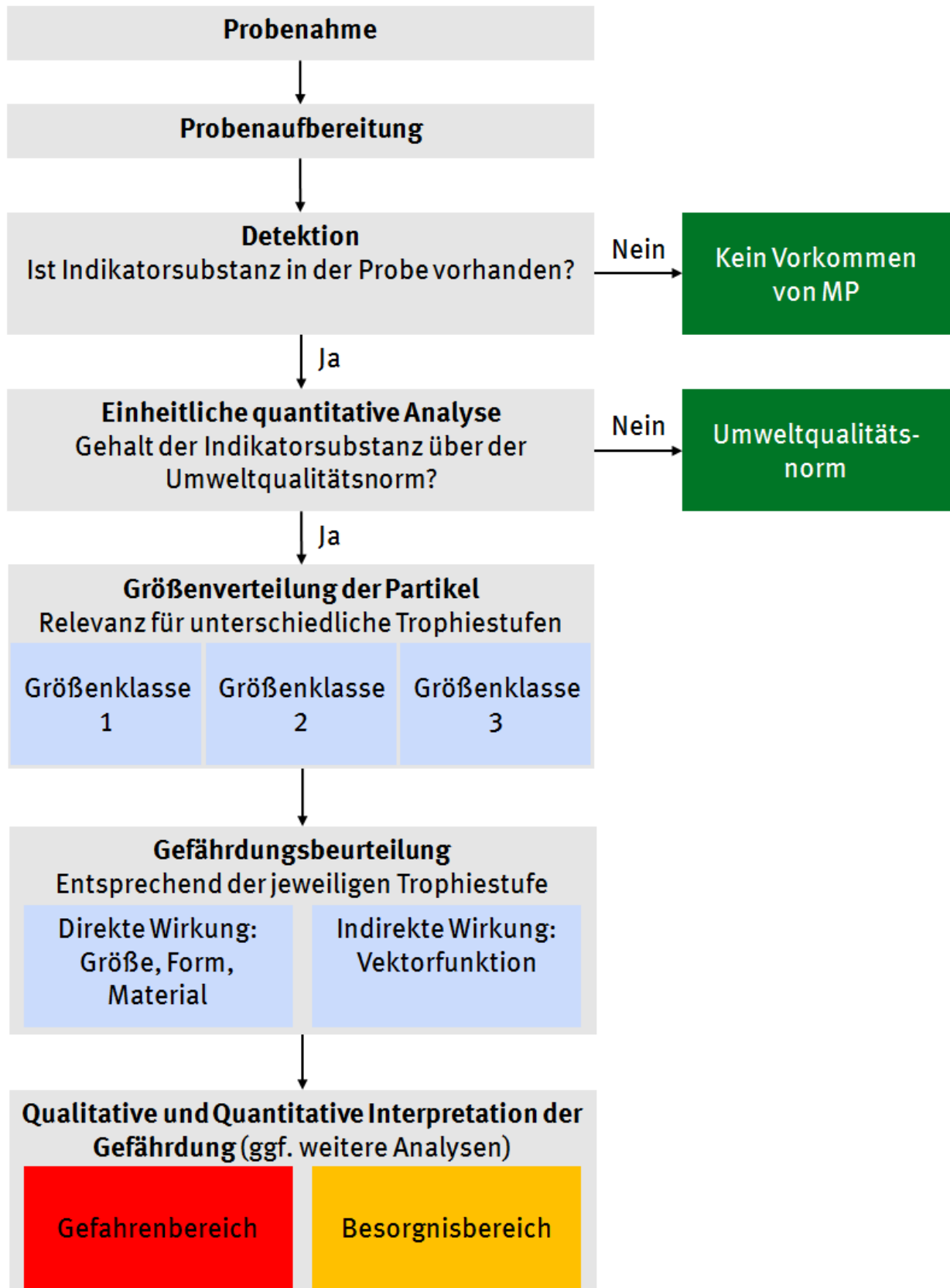


Abbildung 8: Vorschlag eines Baukastensystems als erstes Schema eines Bewertungskonzeptes für Mikroplastik (eigene Darstellung)

Gefahrenbereich

Gefahrenbereich mit der Pflicht zur Gefahrenabwehr = „nicht mehr hinnehmbares Risiko“.

Besorgnisbereich

Besorgnisbereich mit der Möglichkeit eines Schadenseintritts und der Pflicht zur Einzelfallprüfung = „unerwünschtes Risiko“. Durch UQN definiert.

**Umweltqualitäts-
norm**

Vorsorgeschwelle = die „Möglichkeit eines Risikos“.
Bei Einhaltung der UQN erscheint die Möglichkeit eines Risikos nach dem Maßstab „praktischer Vernunft“ ausgeschlossen. Unterhalb dieser Belastung liegt das Restrisiko, welches durch die UQN definiert wird.

6 Diskussion

Derzeit ist das Thema MP sowohl in Gesellschaft, Politik und Wissenschaft stark in der Diskussion. Dabei fällt zunächst eine Fokussierung hinsichtlich bestimmter Produktgruppen auf. Medienberichten zufolge (siehe Anhang 1) geht ein ökologisches Risiko insbesondere von primären MP-Partikeln aus Kosmetika aus. In diesem Zusammenhang fallen zunächst zwei Aspekte auf:

- ▶ Es wird auf eine eher kleine Produktgruppe fokussiert, von der jedoch weite Teile betroffen sind¹⁵
- ▶ Der Umstand, dass es derzeit keine Ansätze zur Bewertung von MP in der Umwelt gibt

Mit dieser Arbeit werden erste Diskussionsvorschläge für Bewertungskonzepte zu MP in der Umwelt vorgelegt. Dies umfasst auch die Ableitung entsprechender Beurteilungswerte. Sie werden als Grundlage einer notwendigen Diskussion verstanden, die innerhalb, sowie zwischen den oben genannten Gruppen geführt werden muss. Konkrete Maßnahmen, die nach einer Bewertung umgesetzt werden sollten, sind ebenfalls zu diskutieren und perspektivisch weiterzuentwickeln.

Um abschließende Aussagen zu den mittlerweile entstandenen gesundheitlichen und umweltrelevanten Bedenken der Bevölkerung hinsichtlich MP zu entkräften, gilt es, die mangelnde Datenlage aufzuzeigen, Forschung im Themenfeld MP zu intensivieren, Monitoringprogramme zur Erfassung aktueller Werte des ubiquitären MP-Vorkommens zu etablieren, sowie die Öffentlichkeitsarbeit auf eine fundierte wissenschaftliche Basis zu fokussieren.

Grundsätzlich ist in Bezug auf das Themenfeld MP eine gemeinsame Sprache – nicht nur innerhalb der Wissenschaft, sondern auch in Politik und Gesellschaft – notwendig. In einem ersten Schritt ist die Diskussion zur Klassifizierung von Makro-, Meso- und Mikroplastik voranzutreiben und wissenschaftlich zu begründen. Dabei sollten fehlleitende Begrifflichkeiten vermieden werden.

Um sichere Aussagen zu Quellen, Senken, Verteilung und Wirkungen von MP treffen zu können, sind vergleichbare Daten zwischen den verschiedenen Bereichen (marin, limnisch, terrestrisch und technisch) eine wesentliche Voraussetzung. Die Analyse der Literatur zur MP-Thematik zeigt – zumindest in Bezug auf eine Bewertung in der Umwelt – große Fehlstellen auf. Dies liegt zunächst grundsätzlich an der heterogenen Datenlage, die aufgrund der Anwendung vielfältiger Methoden in Probenahme, Probenaufbereitung und Probenanalyse begründet ist. Harmonisierte bzw. standardisierte Untersuchungsmethoden zur umfassenden Ermittlung aktueller MP-Vorkommen liegen gegenwärtig nicht vor. Teilweise werden derzeit immer noch Analyseverfahren angewendet – beispielsweise die optische Auswertung von MP-Partikeln und Fasern – von denen bekannt ist, dass sie Ergebnisse hervorbringen, die nicht bewertet werden können. Ähnliches gilt für die Darstellung von Untersuchungsergebnissen und der hierbei verwendeten Einheiten. Insgesamt fehlen im gesamten Themenfeld Definitionen auf Basis abgestimmter Klassifizierungen. Auch hier ist eine Harmonisierung und Standardisierung notwendig. Die vorliegende Arbeit hat Defizite und Möglichkeiten in Bezug auf die Analysenmethoden benannt. Es wurde aber auch deutlich, dass derzeit zur Einordnung der Umweltrelevanz Ergebnisse verschiedener Messverfahren notwendig sind.

Deshalb sind momentan alle Ansätze zur Probenahme, Probenaufbereitung und Detektion voranzutreiben und weiterzuentwickeln, um in einem nächsten Schritt entscheiden zu können, welche

¹⁵ Anmerkung: Aus der für diese Arbeit durchgesehenen Literatur, wurde das Verhältnis zwischen primärem und potenziell sekundärem MP in der Umwelt dargestellt. Der Anteil primären MPs aus Kosmetika ist im mengenmäßigen Vergleich als eher gering zu bezeichnen.

Methode für welche Fragestellung am geeignetsten ist. Der größte Fehler entsteht grundsätzlich bei der Probenahme. Auch in diesem Bereich gilt es zunächst eine einheitliche Probenahmetechnik zu etablieren, die in Kläranlagen, sowie limnischen und marinen Gewässern angewendet werden kann, um eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. Diese Notwendigkeit konnte durch die vorliegende Arbeit aufgezeigt werden.

Die Datenlage zu potenziellen ökologischen Wirkungen von MP in wässrigen Systemen weist – besonders in Bezug auf die Anforderungen zur Ableitung von UQN in Oberflächengewässern – grundlegende Defizite auf. Es fehlen hier nicht nur Daten, auch scheinen die vorhandenen Methoden aus dem Bereich der Chemikalienbewertung nicht für eine entsprechende Risikobewertung von MP geeignet zu sein. Hier ist ökotoxikologische Grundlagenforschung und Methodenweiterentwicklung im Hinblick auf die Wirkung partikulärer Substanzen zu betreiben. Basierend auf den Defiziten der gesamten Bandbreite können wissenschaftsbasierte Aussagen zur Wirkungsrelevanz bei Mensch, Umwelt und Biota aktuell nicht abschließend getroffen werden.

Obwohl die Anzahl wissenschaftlicher Studien zum Themenfeld Mikroplastik sehr gering ist, wird mit dieser Arbeit versucht, anhand der vorhandenen Daten erste vorläufige Beurteilungswerte abzuleiten. Die Darstellung eines Weges zur Ableitung von Wertevorschlägen ist wesentliches Element dieser Arbeit. Dazu wurde der rechtliche Rahmen ermittelt, Ziele wurden definiert, Parameter gesetzt und Werte Höhen – anhand geeigneter Annahmen – abgeleitet. Ein entscheidender Wert zur Beurteilung der Gewässerqualität ist die UQN, deren Ableitung streng nach dem „Technical Guidance Document No. 27“ erfolgen muss. Aufgrund der defizitären Datenlage konnte dies in der vorliegenden Arbeit nicht befolgt werden. Die aufgegriffene Alternative, orientierte sich am ubiquitären Vorkommen von MP in limnischen Gewässern. Auch Methoden zur Bewertung von Zuständen, ab denen Gewässer zu sanieren sind, existieren zurzeit nicht. Ebenso fehlen entsprechende Sanierungsverfahren sowie eine Darstellung potenziell negativer Sanierungsauswirkungen auf limnische Ökosysteme. Bis diese Werte ermittelt sind, wird davon ausgegangen, dass die derzeit vorliegenden MP-Gehalte keine relevante Beeinträchtigung der Ökosystemfunktionen bewirken. Jedoch sollten zusätzliche MP-Einträge in das limnische Ökosystem möglichst unterbunden werden.

Wesentlich erscheint die Betrachtung nicht nur des Segmentes MP, sondern die Untersuchung der gesamten Kette von Makroplastik hin zu Partikeln, die sich in der Größenordnung von Nanomaterialien befinden. Der Eintrag von MP ist gekoppelt an den Umgang und Verbleib von Kunststoffprodukten. Dies gilt sowohl für primäres als auch für sekundäres MP. Besondere Aufmerksamkeit bedürfen in diesem Zusammenhang die Untersuchung und Bewertung von Fasern.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass technische, ökologische sowie absehbar ökonomische und soziale Aspekte im Kontext des Themenkomplexes MP weiterhin wissenschaftlich zu klären und zu bearbeiten sind.

7 Ausblick

Das oberste Ziel des vorsorgeorientierten Umweltschutzes ist die Minimierung von nicht zielgerichteten Kunststoffeinträgen. Ein Nulleintrag ist bei dem derzeitigen Kunststoffgebrauch jedoch weder heute, noch in Zukunft zu erwarten. Es sollte daher diskutiert werden, inwieweit Kunststoffeinträge und -vorkommen als Fußabdruck anthropogener Aktivität zu akzeptieren sind. Vorsorgende Maßnahmen hinsichtlich der Vermeidung von Kunststoffeinträgen können bereits jetzt getroffen werden.

7.1 Steuerungsoptionen zur Minimierung von Kunststoffeinträgen

Da Kunststoffe in der Umwelt im Laufe der Zeit zu MP fragmentieren, ist es wichtig, neben den direkten Emittenten von primären MP, die Einträge aller Kunststoffe in die Umwelt zu erfassen und mögliche punktuelle sowie diffuse Quellen zu minimieren. Es gibt zahlreiche Optionen, wie diese Einträge minimiert werden können. In der Literatur werden im allgemeinen Kontext folgende Handlungsmöglichkeiten der Umweltpolitik aufgezählt (Aden 2012):

- ▶ *„durch Umweltrecht,*
- ▶ *durch ökonomische Anreize,*
- ▶ *durch Verfahren,*
- ▶ *durch Umweltschutzzinstrumente,*
- ▶ *durch Information und Transparenz,*
- ▶ *durch integrative Umweltschutzkonzepte.“*

Einige dieser Maßnahmen, insbesondere im Bereich des Meeresschutzes, werden bereits auf europäischer Ebene diskutiert. So hat die Europäische Kommission in ihrem „Grünbuch zu einer europäischen Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt“ bereits umgesetzte und laufende Regulierungen zusammengefasst (EC 2013). Konkret werden die folgenden politischen Optionen aufgezeigt: rechtliche Rahmensetzung, Beeinflussung des Verbraucher-verhaltens, Förderung von biologisch abbaubaren Kunststoffen, Initiativen der EU zu Abfällen im Meer und internationale Maßnahmen (EC 2013).

7.2 Rechtliche Rahmensetzung und Regulierungsoptionen

Im Hinblick auf die Minimierung von Littering als Eintragspfad für MP ist eine möglichst lückenlose funktionierende Kreislauf- und Abfallwirtschaft, sowie eine umfassende Flächen- und Straßenreinigung ausschlaggebend. Durch die Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG Art. 8 werden die Mitgliedstaaten dazu angehalten:

„(...) legislative oder nichtlegislative Maßnahmen zur Verbesserung der Wiederverwendung und der Vermeidung, des Recyclings und der sonstigen Verwertung von Abfällen zu erlassen,“
(EC 2013)

um Pfade von Kunststoffabfällen in die Umwelt zu minimieren. Zusätzlich wurde die erweiterte Herstellerverantwortung eingeführt. Grundsätzlich gilt in der EU die Anwendung der Abfallhierarchie auch auf die Bewirtschaftung von Kunststoffabfällen. So heißt es in der Abfallrahmenrichtlinie:

„Folgende Abfallhierarchie liegt den Rechtsvorschriften und politischen Maßnahmen im Bereich der Abfallvermeidung und -bewirtschaftung als Prioritätenfolge zugrunde: a) Vermei-

den, b) Vorbereitung zur Wiederverwertung, c) Recycling, d) sonstige Verwertung, z. B. energetische Verwertung und e) Beseitigung (...).“ (Art.4 Abs.1 2008/98/EG)

Hier wird vor allem auf die Notwendigkeit der Einhaltung der Abfallrahmenrichtlinie durch alle Mitgliedstaaten hingewiesen. Denn auch in der EU gibt es noch immer eine nicht unbedeutende Zahl an Haushalten – insbesondere in den neuen Mitgliedstaaten – die an kein kommunales Müllabfuhrsystem angeschlossen sind. Unkontrolliertes Littering, sowie die Entstehung illegaler Deponien, und damit ein potenzieller Eintrag in die Umwelt, sind die Folge (EC 2013).

Im Hinblick auf die Minimierung von Kunststoffeinträgen durch Abwasser ist die Einführung eines Emissionsgrenzwertes für abfiltrierbare Stoffe zu diskutieren. Derzeit sind solche Werte für kunststoffrelevanter Einleiter, sowie kommunale Kläranlagen in Deutschland nicht vorgesehen. In den BVT-Merkblättern für die chemische Industrie sind ebendiese Emissionsgrenzwerte genannt. Die österreichische Abwasseremissionsverordnung hat diesbezüglich Werte für die kunststoffverarbeitende Industrie festgelegt. Diese Werte sollten neben kommunalen und industriellen Kläranlagen auch für andere punktuelle Abwassereinleiter gelten, wie z. B. Überlauf- und Einleitestellen der Regenwasser- und Mischkanalisation. Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen werden nicht in den BVT Merkblättern, sondern in der EG-Richtlinie 91/271/EWG zur Behandlung von kommunalem Abwasser geregelt. Diese Richtlinie stellt den Mitgliedstaaten bestimmte Mindestanforderungen für das Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser und gibt konkrete Umsetzungstermine für erforderliche Anpassungen vor. Dort ist zwar nicht von bester verfügbarer Technik die Rede, aber im Grunde soll es um Anforderungen nach dem Stand der Technik gehen. Auch hier könnte ein Emissionswert (auf europäischer Ebene) angesetzt werden.

Methoden im Rahmen der Detektion von mineralischen und synthetischen Rückständen in der DüMV sind hinsichtlich einer Methodik zur Untersuchung von Kunststoffen zu erweitern, die in der Lage sind Gesamtgehalte in den Sekundärrohstoffdüngern sicher zu ermitteln. Die bislang vorgenommene optische Bestimmung reicht dafür nicht aus. Auch die biologischen Abbaubarkeit bzw. Kompostierbarkeit von Bio-Kunststoffen nach DIN Norm wird mittels optischen Methoden ermittelt. Hier ist ebenfalls eine Erweiterung der Untersuchungsmethodik erforderlich.

Hinsichtlich primären MPs könnte ein mögliches Verbot von Kunststoffmaterialien als Abrasiva in Pflegeprodukten (wie bereits von Greenpeace gefordert¹⁶) eine Handlungsoption sein. Zwar haben einige Hersteller betroffener Produkte bereits den Ausstieg aus dem Einsatz von Kunststoffen oder eine Umstellung auf Biokunststoffe als Abrasiva angekündigt, jedoch werden Selbstverpflichtungserklärungen einzelner Unternehmen nur unwahrscheinlich für die gesamte Branche übernommen. Bezüglich der Zielorganismen bietet eine Umstellung auf Biokunststoffe als Ausgangsmaterial für Abrasiva wohl kaum eine Risikominderung. Denn auch Biokunststoffe können primäre, physikalische Wirkungen in aquatischen Organismen bewirken, noch bevor eine komplette biologische Zersetzung der Materialien erfolgt ist.

7.3 Beeinflussung des Verbraucherverhaltens

Zentraler Ansatz der Beeinflussung des Verbraucherverhaltens ist es, Kunststoffen einen subjektiven Wert zu verleihen. Generell sind Kunststoffe oftmals wenig wertgeschätzte Materialien, wodurch ein gedankenloser Umgang mit Kunststoffen in der Gesellschaft begünstigt wird. Ande-

¹⁶ „Greenpeace fordert Verbot von Mikroplastik in Kosmetika“ Pressemitteilung von 22.Juni 2014. Verfügbar unter: <http://www.greenpeace.org/austria/de/marktcheck/News/kosmetik/2014/Mikroplastik-in-Kosmetika/> (Zugriff am 10.09.2015)

rerseits sind Kunststoffe komplexe Hightech-Materialien mit hohem Nutzwert. Sollen Anreize für die Wiederverwendung und das Recycling von Kunststoffen geschaffen werden, müssen Verbraucher den Wert der Materialien zu schätzen wissen und den Gedanken vom wertlosen Kunststoff allmählich verwerfen.

Ansätze zur Erreichung dieses Ziels wurden in Deutschland schon teilweise umgesetzt. So versucht das Pfand- und Rücknahmesystem für Ein- und Mehrweg PET-Flaschen seit 2003 für eine Kreislaufführung des Kunststoffs zu sorgen (BMU 2002). Ferner wurde im Europäischen Parlament 2013 die Einführung einer Plastiktütensteuer mit der Begründung diskutiert, dass der unnötige Verbrauch von Tüten am wirksamsten dadurch gesenkt werden könnte, dass sie nicht mehr kostenlos zur Verfügung gestellt werden (EP 2013). Auch das Umweltbundesamt befürwortet die im Lebensmitteleinzelhandel bereits bestehende Bezahlpflicht für Einwegtragetaschen und empfiehlt, diese auf den gesamten Einzelhandel auszuweiten, um diese somit möglichst zu vermeiden oder mehrfach zu verwenden (Vgl. UBA 2014b). Diese Beeinflussung des Verbrauchers könnte dazu beitragen, Ressourcen effizient zu nutzen, Abfälle zu vermeiden sowie den Kunststoffeintrag in die Umwelt zu verringern.

In der Landwirtschaft wird der Wert der Kunststoffe beispielsweise mit der Agrarfolieninitiative subjektiv gesteigert. So hat die Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. im April 2014 erfolgreich ihre Initiative „Erntekunststoffe Recycling Deutschland“ gestartet und zum Jahresabschluss rund 2200 t Kunststofffolien zum Recycling gesammelt. Die Initiative plant für 2015 weiterhin einen flächendeckenden Ausbau der Sammelstellen und eine Verdopplung der Sammelmenge (IK 2014).

7.4 Förderung von biologisch abbaubaren Kunststoffen

Die Europäische Kommission erwägt zur Verringerung von Kunststoffen in der Umwelt auch die Förderung biologisch abbaubarer Kunststoffe. Dabei wird bereits darauf hingewiesen, dass nicht alle Bio-Kunststoffe unter natürlichen Bedingungen biologisch abbaubar sind, und ferner Verbraucher aufgrund falscher oder fehlender Informationslage nicht die erforderliche Vorsicht bei der Entsorgung der Materialien walten lassen (Vgl. EC 2013). Damit sind insbesondere Fehlwürfe von konventionellen Kunststoffen in die Biotonne gemeint. Zudem wirkt sich die Förderung biobasierter Kunststoffe, neben dem bereits erheblichen Anteil an Bioenergieflächen, negativ auf den Flächenanteil aus, der für die Erzeugung von Nahrungs- und Futtermittelpflanzen zur Verfügung steht. Daher ist eine Förderung von biologisch abbaubaren Kunststoffen aus Biomasse von Agrarflächen, mit dem Ziel einer Minderung der MP-Emissionen in die Umwelt, nicht zu empfehlen.

7.5 Initiativen der EU zu Abfällen im Meer

Die bereits in Kapitel 3.1.2 beschriebene MSRL setzt auf die Erreichung eines guten Umweltzustandes der Meere bis 2020. Teil der Umsetzung der MSRL in Deutschland ist das etablierte Monitoring der Nordsee, welches einerseits Aspekte der Aufnahme von Plastikmüll durch Eissturmvögel untersucht und andererseits im Rahmen der zwischenstaatlichen Oslo-Paris-Kommission (OSPAR) – Spülsaummonitorings eine Strandzählung von Müll mehrmals jährlich zur quantitativen und qualitativen Bestimmung marinen Abfalls durchführt (UBA 2014c). Hier sollten mittelfristig Methoden zur quantitativen Erfassung von MP angewendet werden. Weiterhin entwickelt die zwischenstaatliche Helsinki-Kommission (HELCOM) einen regionalen Aktionsplan zu marinem Müll, um eine signifikante Reduzierung der Einträge und Vorkommen von Abfällen in die Ostsee bis 2025 umzusetzen (HELCOM 2014). Da mariner Müll auch landseitig eingetragen wird, können

diese Bemühungen auch positive Auswirkungen auf die Reduzierung von Kunststoffen in der terrestrischen und limnischen Umwelt haben.

7.6 Internationale Maßnahmen

Auch internationale Maßnahmen lassen erkennen, dass Kunststoffe in der Umwelt als Problem aufgefasst werden. So wird im Abschlussdokument des Rio+20-Gipfels bekräftigt, dass die Bemühungen zur Verringerung der Meeresverschmutzung – insbesondere für Kunststoffabfälle – fortgesetzt werden müssen. Die Teilnehmerstaaten sind dabei Verpflichtungen eingegangen, bis zum Jahr 2025 erhebliche Verringerungsmaßnahmen zu ergreifen, um Schädigungen der Küsten- und Meeresumwelt zu vermeiden (UN 2012). Das Thema Verschmutzung der Meere ist außerdem ein aktueller umweltpolitischer Schwerpunkt der deutschen G7-Präsidentschaft. Im regionalen Kontext ist die Vermeidung von Littering ebenfalls ein relevantes Thema, wie die Antwort der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt auf eine kleine Anfrage¹⁷ der Partei „die Linke“ bestätigt (Gaebler 2015). Hier wird auf die Rolle der Stadtreinigung verwiesen. Grundsätzlich werden hinsichtlich der Bekämpfung der „Vermüllung“ alle Maßnahmen als geeignet betrachtet, die das Umweltbewusstsein der Menschen positiv beeinflussen. Jedoch wurde hier nur im urbanen Kontext argumentiert (Gaebler 2015). Kunststoffe in terrestrischen, limnischen und marinen Ökosystemen waren nicht von Bedeutung.

Nach kritischen Medienberichten (siehe „Borealis“ in Kapitel 2.4.1) verpflichtet sich der Fachverband der Chemischen Industrie Österreichs (FCIO) mit einem zehn Punkte Maßnahmenplan, in dem von ihm betriebenen „Responsible Care Programm“, folgende Regelungen zur Verhinderung von Kunststoffgranulatverlusten aufzunehmen:

1. *„Sicherstellung, dass an allen Ladestellen Auffangkörbe verwendet werden*
2. *Strategische Platzierung von Granulatbehältern zur Entsorgung vor Ort*
3. *Überprüfung aller Gullys auf korrekt installierte Siebe*
4. *Sorgfältige Versiegelung von Massengutbehältern vor der Verschiffung*
5. *Kontrolle von Massengutbehältern auf saubere Leerung*
6. *Sicherstellung, dass das Dach der Silowagen nach dem Beladen frei von Granulat ist*
7. *Installation zentraler Absaugsysteme, wo dies praktikabel ist*
8. *Sorgfältige Entsorgung von losem Granulat*
9. *Schulungen der MitarbeiterInnen*
10. *Information der Logistikpartner“* (FCIO 2015)

Hinsichtlich des Eintrages von granularen, primären MP-Partikeln, handelt es sich hierbei um eine sinnvolle Maßnahme die zu einer Reduktion der Emissionen führen kann. Es bleibt abzuwarten, wann der deutsche Verband der chemischen Industrie eine ähnliche Verpflichtung verkündet.

¹⁷ Schriftliche Anfrage der Abgeordneten des Berliner Senats, Marion Platta: „Littering überall in Berlin als Zeichen einer besonderen Lebensqualität?“ vom 18. Dezember 2014

8 Quellenverzeichnis

- | | |
|--------------------------|---|
| Aden 2012 | Aden, H.: Umweltpolitik. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Springer Fachmedien GmbH, Wiesbaden, 2012. |
| Andrady 2011 | Andrady, A.L. (2011): Microplastics in the marine environment. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 62, p. 1596-1605. |
| AQS 2013 | Analytische Qualitätssicherung (AQS)-Merkblätter für die Wasser, Abwasser und Schlammuntersuchung. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2013. |
| Arthur et al., 2008 | Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. (2009): Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Micro-plastic Marine Debris, Sept 9-11, 2008. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30. |
| Bannick et al., 2014 | Bannick, C.G., Brand, K., Jekel, M., König, F., Miklos, D., Rechenberg, B. (2015): Kunststoffe in der Umwelt – Ein Beitrag zur aktuellen Mikroplastikdiskussion; Korrespondenz Abwasser, Abfall, (62), p. 34-39. |
| Barasarathi et al., 2014 | Barasarathi, J., Agamuthu, P., Emenike, C. U., Fauziah, S. H. (2014): Microplastic abundance in selected mangrove forest in Malaysia. Proceeding of The ASEAN Conference on Science and Technology, Conference paper, august 2014. |
| Barnes et al., 2009 | Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. <i>Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences</i> , 364(1526), p. 1985-1998. |
| Besseling et al., 2013 | Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., van den Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A.A. (2012): Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm <i>Arenicola marina</i> (L.). <i>Environmental Science & Technology</i> , 47(1), p. 593-600. |
| Besseling et al., 2014 | Besseling, E., Wang, B., Lüring, M., Koelmans, A.A. (2014): Nanoplastic Affects Growth of <i>S. obliquus</i> and Reproduction of <i>D. magna</i> . <i>Environmental Science & Technology</i> , 48(20), p. 12336-12343. |
| BfR 2011 | Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR): Mehr Vorsorge, mehr Sicherheit? Notwendigkeit, Machbarkeit und Grenzen des Vorsorgeprinzips. Tagungsband der 4. BfR-Stakeholderkonferenz, Berlin, 2011. |
| Bioplastics 2014a | European Bioplastics (2014): New market study on bio-based polymers. <i>bioplasticsMAGAZINE</i> , 02, p. 22 -25. |
| Bioplastics 2014b | European Bioplastics (2014): Frequently Asked Questions on Bioplastics. European Bioplastics e.V, Berlin. |
| Birnbaum & Staskal 2004 | Birnbaum, L.S., Staskal, D.F. (2004): Brominated flame retardants: cause for concern?. <i>Environmental Health Perspectives</i> , 112(1), p. 9. |
| BLANO 2012a | Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Ostsee. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.), Bonn, 2012. |
| BLANO 2012b | Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - Anfangsbewertung der deutschen Nordsee. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.), Bonn, 2012. |

- BMEL 2013 Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL): Statistisches Jahrbuch über Ernährung Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland, Tabellenummer: SJT-3060620-2012: Verbleib von Kompost und Klärschlamm. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 2013.
- BMU 2002 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU: Pressemitteilung 068/02 vom 20.03.2002, Berlin. Verfügbar unter: <http://www.bmub.bund.de/N1445/> (Zugriff am 15.03.2015)
- BMU 2012a Bergs, C.G., Graven, T., Hermann, T., Kern, M., Raussen, T. (2012): Ökologisch sinnvolle Verwertung von Bioabfällen – Anregungen für kommunale Entscheidungsträger. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Berlin.
- BMU 2012b BMU: Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Nordsee, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin, 2012.
- Borsch & Wagner 1992 Borsch, P., Wagner, H.J.: Energie und Umweltbelastung, Springer Verlag, Berlin, 1992.
- Braun & Schartel 2004 Braun, U., Schartel, B. (2004): Flame retardant mechanisms of red phosphorus and magnesium hydroxide in high impact polystyrene. *Macromolecular Chemistry and Physics*, 205 (16), p. 2185-2196.
- Breitbarth & Urban 2014 Breitbarth, M., Urban, A.I. (2014): Littering im öffentlichen Raum – ein altbekanntes und doch brandaktuelles Problem. *Müll und Abfall*, 11, p. 604-610.
- Browne 2007 Browne, M. A., Galloway, T., Thompson, R.C. (2007): Microplastic - an emerging contaminant of potential concern?. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3 (4), p. 559-561.
- Browne et al., 2008 Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C. (2008): Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42 (13), p. 5026-5031
- Browne et al., 2011 Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R.C. (2011): Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45 (21), p. 9175-9179.
- Browne et al., 2013 Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J., Thompson, R.C. (2013): Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology*, 23 (23), p. 2388-2392.
- Bundesregierung 2013 Bundesregierung (2013): Deutschlands Zukunft gestalten - Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD 18. Legislaturperiode. Verfügbar unter: http://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/2013/2013-12-17-koalitionsvertrag.pdf?__blob=publicationFile (Zugriff: 07.03.2015)
- Bundestag 1971 Materialienband zur Drucksache des Deutschen Bundestages VI/2710, Bonn, 1971.
- Bundesratsdrucksache 75/15 Bundesrat, Drucksache 75/15, Verordnung des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft, Erste Verordnung zur Änderung der Düngemittelverordnung vom 02.03.15.
- Bürkle 2013 Bürkle GmbH: Chemische Beständigkeit von Kunststoffen. Bürkle GmbH, Bad Bellingen, 2013.
- Carpenter et al., 1972 Carpenter, E.J., Anderson, S.J., Harvey, G.R., Miklas, H.P., Peck, B.B. (1972): Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178(4062), p. 749-750.

- Cauwenberghe et al., 2015 Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R. (2015): Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution*, 199, p. 10-17.
- Claessens et al., 2011 Claessens, M., Meester, S.D., Landuyt, L.V., Clerck, K.D., Janssen, C.R. (2011): Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (10), p. 2199-2204.
- Cole et al., 2013 Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S. (2013): Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47 (12), p. 6646-6655.
- Corcoran et al., 2014 Corcoran, P.L., Moore, C.J., Jazvac, K. (2014): An anthropogenic marker horizon in the future rock record. *GSA Today*, 24 (6), p. 4-8.
- Costa et al., 2010 Costa, M.F., Ivar do Sul, J.A., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., Spengler, Â., Tourinho, P.S. (2010): On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168 (1-4), p. 299-304.
- Czychowsky & Reinhardt 2003 Czychowsky, M., Reinhardt, M.: *Wasserhaushaltsgesetz unter Berücksichtigung der Landeswassergesetze – Kommentar*. C.H. Beck, 8 Auflage, München, 2003
- Derriak 2012 Derraik, J.G.B. (2012): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (9), p. 842–852.
- DIN EN 872:2005 Deutsches Institut für Normung e.V.: *Wasserbeschaffenheit – Bestimmung suspendierter Stoffe – Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter*. DIN EN 872:2005. Beuth Verlag, Berlin, 2005.
- Dümichen et al. 2014 Duemichen, E., Braun, U., Senz, R., Fabian, G., Sturm, H. (2014): Assessment of a new method for the analysis of decomposition gases of polymers by a combining thermogravimetric solid-phase extraction and thermal desorption gas chromatography mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1354, p. 117-128.
- EC 2007 European Commission (2007): *Reference Document on Best Available Techniques in the Production of Polymers*.
- EC 2011a European Commission (2011): *Guidance Document No. 27 - Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*, Brussels.
- EC 2011b Europäische Kommission (2011): *Empfehlung der Kommission vom 18. Oktober 2011 zur Definition von Nanomaterialien 2011/696/EU*, Brüssel.
- EC 2013 Europäische Kommission (2013): *Grünbuch zu einer europäischen Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt*, COM(2013) 123 final/2, Brüssel.
- ECHA 2008 European Chemicals Agency (2008): *Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.8: Characterisation of dose - response for human health*, Brussels.
- EG 2000 Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Brüssel.

- EG 2008 Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie), Amtsblatt der Europäischen Union: L 164/19, Brüssel.
- EG 2010 Europäische Kommission (2010): Beschluss der Kommission über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern, 2010/477/EU, Amtsblatt der Europäischen Union: L 232/14, Brüssel.
- Ehrenstein 1999 Ehrenstein, G.W.: Polymer-Werkstoffe - Struktur - Eigenschaften - Anwendung, Hanser Verlag, 2. Auflage, München, 1999.
- Elias 1997 Elias, H.G.: An Introduction to Polymer Science. VCH, Weinheim, 1997.
- Endo et al., 2005 S. Endo, R. Takizawa, K. Okuda, H. Takada, K. Chiba, H. Kanehiro, H. Ogi, R. Yamashita, T. (2005): Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin*, 50, p. 1103–1114.
- EP 2013 Europäisches Parlament (2013): Entwurf eines Berichts, 2013/0371(COD). Ausschuss für Umweltfragen, öffentliche Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. Brüssel.
- Eriksen et al., 2014 Eriksen, M., Lebreton, L.C., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J. (2014): Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PloS one*, 9 (12), p. 111913.
- Eriksson & Burton 2003 Erikson, C., Burton, H. (2003): Origins and biological accumulation of plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *Ambio - A Journal of the Human Environment*, 32, p. 380–384.
- Essel et al. 2014 Essel, R., Ahrens, R.H., Carus, M. (2014): Untersuchung der Einsatzmengen von Mikropartikeln aus Kunststoff in kosmetischen Mitteln und Einschätzung des Einsatzes dieser Mikropartikel in anderen Anwendungsbereichen sowie Schätzung des Eintrags aus anderen Quellen. nova-Institut GmbH (im Auftrag des Umweltbundesamtes), Hürth (Veröffentlichung in Vorbereitung).
- Farrell & Nelson 2013 Farrell, P., Nelson, K. (2013): Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, p. 1-3.
- Faure & de Alencastro 2014 Faure, F.; de Alencastro, F.: Rapport finale – Sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Évaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse. École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Schweiz, 2014.
- Faure et al., 2012 Faure, F., Corbaz, M., Baecher, H., de Alencastro, L. (2012): Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. *Archives Des Sciences*, 65 (EPFL-Article-186320), p. 157-164.
- FCIO 2015 Fachverband der Chemischen Industrie (FCIO): Kunststoffindustrie und Umweltminister starten „Zero Pellet Loss“-Initiative. Pressemitteilung vom 12.03.2015. Verfügbar unter: http://www.fcio.at/Default.aspx?site=fcio.at-DE&menu=Presse#Zero_Pellet_Loss-Initiative (Zugriff am 18.03.2015)
- Fendall & Sewell 2009 Fendall, L.S., Sewell, M.A. (2009): Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (8), p. 1225-1228.

- FGG Elbe 2013 Heininger, P. Blondzik, K., Gabriel, T., Kasimir, P., Keller, I., Netzband, A., Pfeiffer, P., Quick, I., Rickert-Niebuhr, K., Rohde, S., Schulz, F., Schwandt, D., Schwartz, R., Steffen, D., Tobian, I., Vollmer, D., von Seggern, D., Wenzel, D., Wilke, R., Wolf, M: Sedimentmanagementkonzept der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.), 2013.
- Foekema et al., 2013 Foekema, E.M., De Gruijter, C., Mergia, M.T., van Franeker, J.A., Murk, A.J., Koelmans, A.A. (2013): Plastic in North sea fish. *Environmental Science & Technology*, 47 (15), p. 8818-8824.
- Führ et al., 2013 Führ, M., Heiß, C., Hund-Rinke, K., Hommen, U., Kleihauer, S.: Bestimmung von stoffbezogenen Umweltqualitätskriterien - Ein Methodenvergleich von nationalen und internationalen Bewertungsgrundlagen, Sonderforschungsgruppe Institutionenanalyse. Sofia Berichte sB 04, Sofia Hochschule Darmstadt (Hrsg.), Darmstadt, 2013.
- Gaebler, C. 2015 Gaebler, C. (2015): Antwort auf die schriftliche Anfrage der Abgeordneten Marion Platta: „Littering überall in Berlin als Zeichen einer besonderen Lebensqualität?“ Berliner Abgeordneten Haus 17. Wahlperiode Drucksache 17/15180 Verfügbar unter: <http://pardok.parlament-berlin.de/starweb/adis/citat/VT/17/SchrAnfr/S17-15180.pdf> (Zugriff am 08.03.2015)
- Gerdts 2014 Gerdts, G., Alfred Wegener Institut, Helgoland. Mündliche Mitteilung, Berlin, 2014.
- Graham & Thompson 2009 Graham, E.G., Thompson, J.T., (2009): Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368, p. 22-29.
- Gregory 1996 Gregory, M.R. (1996): Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*, 32 (12), p. 867-871.
- Hammer et al., 2012 Hammer, J., Kraak, M.H., Parsons, J.R. (2012): Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern Gift. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, p. 1-44.
- Harrison et al., 2011 Harrison J.P., Sapp M., Schratzberger M., Osborn A.M. (2011): Interactions between microorganisms and marine microplastics: a call for research. *Marine Technology Society Journal*, 45, p.12–20.
- Heinonen & Talvitie 2014 Heinonen, M., Talvitie, J.: Preliminary study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant, Baltic Marine Environment Protection Commission HELCOM, Helsinki, Finland, 2014.
- HELCOM 2014 Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission (HELCOM): How to get rid of litter in Baltic shores and waters. Presseinformation vom 27.05.2014, Helsinki, 2014.
- Hidalgo-Ruz et al., 2012 Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. (2012): Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46, p. 3060-3075
- Hillenbrand et al., 2005 Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M.: Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden – Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. UBA-Texte 19/05, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2005.
- Holm et al., 2013 Holm, P., Schulz, G., Athanasopulu, K. (2013): Mikroplastik – ein unsichtbarer Störenfried. *Biologie in unserer Zeit*, 43 (1), p. 27-33.

- IAC 2009 Iowa Administrative Code: 567 IAC Chapter 62 - Effluent and Pretreatment Standards: Other Effluent Limits or Prohibitions. Iowa Department of Natural Resources, Des Moines, 2009.
- IK 2014 ERDE – Initiative Erntekunststoffe Recycling Deutschland: Rücknahmesystem für Erntekunststoff. Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V., Pressemitteilung der RIGK GmbH, Wiesbaden, 2014.
- Imhof et al., 2012 Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N.P., Laforsch, C. (2012): A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10 (7), p. 524-537.
- Imhof et al., 2013 Imhof, H.K., Ivleva, N.P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C. (2013): Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology*, 23 (19), p. R867-R868.
- Imhoff 2014 Imhoff, H. (2014): Vermüllung der Meere. *Wasser und Abfall* 7/8, p.10-14.
- Ivar do Sul & Costa 2014 Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F. (2014): The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, p. 352-364.
- Ivleva & Nießner 2015 Ivleva, N.P., Nießner, R. (2015): Kunststoffe in Oberflächengewässern. *Nachrichten aus der Chemie*, 63(1), p. 46-50.
- Ivleva 2014 Ivleva, N.P (2014) Leiterin der Raman-Gruppe am Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie der TU München. Mündliche Mitteilung vom 12.05.2014.
- Jekel & Dott 2013 Jekel, M.R., Dott, W.: RiSKWA Leitfaden - Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf, Ergebnisse des Querschnittsthemas „Indikatorsubstanzen“. DECHEMA e.V., Frankfurt am Main, 2013.
- Jekel 1982 Jekel, M.R. (1982): Zum Einsatz von Partikelgrößenanalysen in der Trinkwasseraufbereitung. *GWf-Wasser/Abwasser*, 123 (11), p. 555-560.
- JRC 2011 Piha H.E., Hanke, G., Galgani, F., Werner, S., Alcaro L., Mattidi M., Fleet D., Kamizoulis G., Maes T., Osterbaan L., Thompson R.C., Van Franeker J.A., Mouat J., Meacle M., Carroll C., Detloff K.C., Kinsey S., Nilsson P., Sheavly S., Svärd B., Veiga J. M., Morison S., Katsanevakis S.M., Lopez-Lopez L., Palatinus A., Scoullos M. (2011): Marine Litter-Technical Recommendations for the Implementation of MSFD Requirements, MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter, JRC (Joint Research Center) 67300, EUR 25009 EN, Luxembourg.
- Klöpffer 2012 Klöpffer, W.: Verhalten und Abbau von Umweltchemikalien: Physikalisch-chemische Grundlagen, 2. Auflage. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 2012.
- Lechner & Ramler 2015 Lechner, A., Ramler, D. (2015): The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. *Environmental Pollution*, 200, p. 159-160.
- Lechner et al., 2014 Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M. (2014): The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188, p. 177-181.
- Lee et al., 2013 Lee, K.W., Shim, W.J., Kwon, O.Y., Kang, J.H. (2013): Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology*, 47 (19), p. 11278-11283.

- Leslie 2014 Leslie, H.A.: Review of Microplastics in Cosmetics - Scientific background on a potential source of plastic particulate marine litter to support decision-making. Institute for Environmental Studies, University of Amsterdam, 2014.
- Leslie et al, 2013 Leslie, H.A., van Velzen, M.J.M., Vethaak, A.D.: Microplastic survey of the Dutch environment. Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota. Final Report R-13/11 IVM Institute for Environmental Studies, University of Amsterdam, 2013.
- LFU 2015 Bayerisches Landesamt für Umwelt: Plastikmüll: Nachweis in bayerischen Gewässern. Dargestellt nach dem Bayerischen Rundfunk, vom 16.03.2015. Verfügbar unter: <http://br.de/nachrichten/plastik-gewaesser-bayern-104.html> (Zugriff am 27.03.2015).
- Lindner 2013 Lindner, C.: Produktion, Verarbeitung und Verwertung von Kunststoffen in Deutschland 2013 (Kurzfassung). Consultic Marketing & Industrieberatung GmbH, Alzenau, 2013.
- Magnusson & Norén 2014 Magnusson, K., Norén, F. (2014): Screening of microplastic particles in and downstream a wastewater treatment plant. IVL Swedish Environmental Research Institute, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Maletzki 2014 Maletzki, D., Fachgebiet für Ökotoxikologie, Umweltbundesamt Berlin-Marienfelde. mündliche Mitteilung vom 05.10.2014.
- Martins & Sobral 2011 Martins, J., Sobral, P. (2011): Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size?. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), p. 2649-2653.
- McDermid & McMullen 2004 McDermid, K.J., McMullen, T.L. (2004): Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. *Marine Pollution Bulletin*, 48 (7), p. 790-794.
- Meißner 2014 Meißner, T. (2014): Dispersion of Zeolite Suspensions for Ecotoxicological Tests. Fe-NANOSIT_Disp_Zeolite, Fraunhofer IKTS.
- Mintenig et al., 2014 Mintenig B.A., Int-Veen, I., Löder, M., Gerdt, G.: Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen, Alfred Wegener Institut, Helgoland, 2014.
- Moore 2008 Moore, C.J. (2008): Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108 (2), p. 131-139.
- Murray & Cowie 2011 Murray, F., Cowie, P.R., (2011): Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62, p. 1207–1217.
- Muthukumar et al., 2011 Muthukumar, T., Aravinthan, A., Lakshmi, K., Venkatesan, R., Vedaprakash, L., Doble, M. (2011): Fouling and stability of polymers and composites in marine environment. *International Biodeterioration Biodegradation*, 65(2), p. 276–284.
- OECD 2008 OECD (2008): Test No. 211: *Daphnia magna* Reproduction Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2 - Effects on Biotic Systems, OECD Publishing, Paris.
- OECD 2014 OECD (2014): Series on the Safety of Manufactured Nanomaterials, No. 40, Ecotoxicology and Environmental Fate of Manufactured Nanomaterials: Test Guidelines. OECD Environment, Health and Safety Publication, ENV/JM/MONO(2014)1, Paris.
- Plastics Europe 2014 Plastics Europe: Plastics – the Facts 2014/2015 - An analysis of European plastics production, demand and waste data. Plastics Europe, Brüssel, 2014.
- Polesello 2009 Polesello, S. (2009): Water analysis for WFD: partitioning of organic pollutants and “whole water” analysis. CNR-IRSA, Water Research Institute, Brugherio, Italy.

- Rillig 2012 Rillig, M.C. (2012): Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil. *Environmental Science & Technology*, 46, p. 6453–6454.
- Ryan et al., 2009 Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L. (2009): Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364 (1526), p. 1999-2012.
- Sanchez et al., 2013 Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J.M. (2013): Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics. Preliminary study and first evidence. *Environmental Research*, 128, p. 98-100.
- Scherzberg 2012 Scherzberg, A.: Vorlesungsskript Umweltrecht: B - Die Grundprinzipien des Umweltrechts. Wintersemester 2012/2013, Universität Erfurt, 2012.
- Scholles et al., 2009 Scholles, F., Bangert, H., Erdmann, S., Mzyk, F. (2009): Umweltprüfung runderneuert - Fortschritte oder Rückschritte durch das Umweltgesetzbuch und andere Neuerungen? UVP-report 23 (1+2): p. 3-8.
- Schommer 2015 Schommer, P. (2015): Kunststoffgranulat aus einer Felgenwaschanlage. KA Betriebsinfo, 1 (45), p. 2309.
- Schwendt 2013 Schwendt, G.: Plastisch, elastisch, fantastisch - Ohne Kunststoffe geht es nicht. Wiley-VCH, Weinheim, 2013.
- Seefeldt & Braun 2012 Seefeldt, H., Braun, U. (2012): A New Flame Retardant for Wood Materials Tested in Wood-Plastic Composites. *Macromolecular Materials and Engineering*, 297(8), p. 814-820.
- Shah et al., 2008 Shah, A.A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S. (2008): Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), p. 246-265.
- Song et al., 2015 Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Rani, M., Lee, J., Shim, W.J. (2015): A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin* (online version).
- Storm 2011 Storm, P.C.: Wichtige Gesetze und Verordnungen zum Schutz der Umwelt. 22. Auflage, Beck texte im DTV, München, 2011.
- Syberg et al., 2015 Syberg, K., Khan, F.R., Selck, H., Palmqvist, A., Banta, G.T., Daley, J., Duhaime, M.B. (2015): Microplastics: Addressing ecological risk through lessons learned. *Environmental Toxicology and Chemistry* (accepted preprint).
- Thompson et al., 2004 Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W., McGonigle, D., Russell, A.E. (2004): Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304 (5672), p. 838-838.
- UBA 1997 Umweltbundesamt : Nachhaltiges Deutschland - Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1997.
- UBA 2001 Umweltbundesamt: Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden. UBA Texte 59/2001. Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin, 2001.
- UBA 2003 Umweltbundesamt (2003): Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU), BVT-Merkblatt zu Abwasser- und Abgasbehandlung/-management in der chemischen Industrie, Umweltbundesamt, National Focal Point - IPPC, Berlin.
- UBA 2011 Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 2011 - Umwelt und Landwirtschaft. Umweltbundesamt (Hrsg.) Dessau-Roßlau, 2011.

UBA 2013	Umweltbundesamt: Kunststoffe – Produktion, Verwendung und Verwertung. Daten der Abfall und Kreislaufwirtschaft, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2013. Verfügbar unter: http://www.umweltbundesamt.de/daten/abfall-kreislaufwirtschaft/entsorgung-verwertung-ausgewaehlter-abfallarten/kunststoffabfaelle (Zugriff am 29.01.2015).
UBA 2014	Umweltbundesamt: Mikroplastik - Ein erster Sachstandsbericht an das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2014 (unveröffentlicht).
UBA 2014b	Umweltbundesamt: Bezahlpflicht für Plastik-Einwegtragetaschen ausweiten. Presseinformation 09/2014, Dessau-Roßlau, 2014.
UBA 2014c	Umweltbundesamt : Gemeinsam gegen die Vermüllung der Meere. Presseinformation 31/2014, Dessau-Roßlau, 2014.
UBA 2014d	Umweltbundesamt: Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. UBA Texte 85/2014 Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau, 2014
UN 2012	United Nations: The future we want. Resolution adopted by the General Assembly A/RES/66/288, 2012.
Universität Bayreuth 2014	Universität Bayreuth: Mikroplastik in süddeutschen Flüssen und Seen. Pressemitteilung Nr. 164/2014 vom 19. August 2014.
Van Cauwenberghe & Janssen 2014	Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R. (2014): Microplastics in bivalves cultured for human consumption. <i>Environmental Pollution</i> , 193, p. 65-70.
Van Cauwenberghe et al., 2013	Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R. (2013): Microplastic pollution in deep-sea sediments. <i>Environmental Pollution</i> , 182, p. 495-499.
Von Moos et al., 2013	Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A. (2012): Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel <i>Mytilus edulis</i> L. after an experimental exposure. <i>Environmental Science & Technology</i> , 46(20), p. 11327-11335.

Anhang 1 - Medienberichte

Einschlägige Medienberichte zu Mikroplastik¹⁸

Fernsehsender	Thema	Datum	Link
ZDF	Müllhalde Meer	2013	http://www.zdf.de/ZDFmediathek/beitrag/video/1889616/Muellhalde-Meer-#/beitrag/video/1889616/Muellhalde-Meer---english-subtitles
ARD	Unsere tägliche Portion Plastik	01.09.13	http://www.daserste.de/information/wissen-kultur/w-wie-wissen/sendung/plastikflut-102.html
BR 3	Gesundheit! Alles Plastik, alles gut?	05.11.2013	http://www.br.de/mediathek/video/sendungen/gesundheit/gesundheit-plastikmuell-umweltverschmutzung-100.html
NDR	Mikroplastik in Honig, Milch, Regenwasser, Trinkwasser etc. (Liebezeit)	18.11.2013	http://www.youtube.com/watch?v=kkzkz27_Do0
NDR 3	Schiffsmüll: Meere verdrecken, Tiere sterben	2014	http://www.ndr.de/fernsehen/sendungen/panorama_3/panoramadrei863.html
RTL	Mikroplastik in Kosmetikprodukten belastet Lebensmittel	14.04.2014	http://www.rtl.de/cms/ratgeber/mikroplastik-in-kosmetikprodukten-belastet-lebensmittel-3a2e5-6e4e-25-1873038.html
BR	Gefährliche Teilchen – Forschungsprojekt zu Mikroplastik	30.03.2014	http://www.br.de/mediathek/video/sendungen/nachrichten/forschungsprojekt-mikroplastik-bayreuth-100.html
Sat.1 Regional	Oldenburger Forscher weist winzige Plastikteilchen im Trinkwasser nach	23.04.2014	http://www.sat1regional.de/panorama-video/article/oldenburger-forscher-weist-winzige-plastikteilchen-im-trinkwasser-nach-143676.html
NDR	Mikroplastik in Mineralwasser und Bier	02.06.2014	http://www.ndr.de/ratgeber/verbraucher/Mikroplastik-in-Mineralwasser-und-Bier,mikroplastik134.html
BR	Plastikkügelchen in Lebensmitteln und Kosmetika?	14.07.2014	http://www.br.de/fernsehen/bayerisches-fernsehen/sendungen/unkraut/themen-nachrubriken/energie-umwelt/mikroplastik-muell-plastik-kosmetika-102.html

¹⁸ Die Datensammlung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit

N24	Der Teufel steckt im Mikroplastikpartikel	28.01.2015	http://www.n24.de/n24/Wissen/Mensch-Natur/d/6056564/der-teufel-steckt-im-mikroplastikpartikel.html
ARD	Mikroplastik: Umweltverschmutzung durch Kosmetika	03.02.15	http://www.daserste.de/information/politik-weltgeschehen/mittagsmagazin/videos/mikroplastik-umweltverschmutzung-durch-kosmetika-100.html
Zeit online	Mehr Plastik als Fischlarven in der Donau	06.03.2014	http://www.zeit.de/wissen/umwelt/2014-03/donau-verschmutzung-plastik-fischlarven
BR	Mikroplastik in Bayerns Gewässern Gefahr für das Trinkwasser?	16.03.2015	http://www.br.de/nachrichten/mikroplastik-bayern-seen-fluesse-100.html

Zeitung	Thema	Datum	Link
Die Tageszeitung	MP in Bier	05.06.2014	http://www.taz.de/Mikroplastik-im-Bier/!139771/
Zeit	Plastik im Pazifik	06.05.2014	http://www.zeit.de/2014/18/ozeane-ueberfischung-muell
Die Tageszeitung	Milch und Holz statt Mikroplastik - Kosmetik löst das Problem nicht	03.07.2014	http://www.taz.de/Milch-und-Holz-statt-Mikroplastik/!141639/
FOCUS Online	Umweltverschmutzung durch Mikroplastik. Liegt der Plastikmüll jetzt im Magen der Meeres-tiere?	02.07.2014	http://www.focus.de/wissen/natur/meeresforschung/forscher-raetseln-wohin-ist-der-plastikmuell-in-unseren-ozeanen-verschwunden_id_3962512.html
Spiegel-Online	Müll: Auf Ozeanen schwimmt weniger Plastik als vermutet	02.07.2014	http://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/auf-ozeanen-schwimmt-weniger-plastikmuell-als-vermutet-a-978345.html
VDI Nachrichten	Kosmetikindustrie kann auf schädliches Mikroplastik verzichten	04.07.2014	VDI-Nachrichten, Ausgabe 27
Focus	Granulatkugeln in Kosmetika schaden der Umwelt	28.01.2015	http://www.focus.de/politik/deutschland/gefahr-mikroplastik-granulatkugeln-in-kosmetika-schaden-der-umwelt_id_4436303.html

Süddeutsche Zeitung	Umweltgefahr aus dem Drogeriemarkt	28.01.2015	http://www.sueddeutsche.de/wissen/mikroplastik-umweltgefahr-aus-dem-drogeriemarkt-1.2324544
Schrot und Korn	Mikroplastik in Kosmetik	02/2015	http://schrotundkorn.de/lebumwelt/lesen/mikroplastik-in-kosmetik.html
Frankfurter Allgemeine	Wie Meeresmüll verhindern? Politpoker mit Plastik	05.03.2015	http://www.faz.net/aktuell/wissen/erde/politpoker-mit-plastik-wie-den-meeresmuell-verhindern-13460016.html
Stuttgarter Zeitung	Plastikmüll wird zu einem immer größeren Problem	10.03.2015	http://www.stuttgarter-zeitung.de/inhalt.umwelt-plastikmuell-wird-zu-einem-immer-groesseren-problem.838d7e31-9471-4242-b3af-3eb066241acd.html
Süddeutsche Zeitung	Starnberger See: Sorge wegen Mikroplastik	26.03.2015	http://www.sueddeutsche.de/muenchen/wolfratshausen/muensingberg-sorge-wegen-mikroplastik-1.2411997

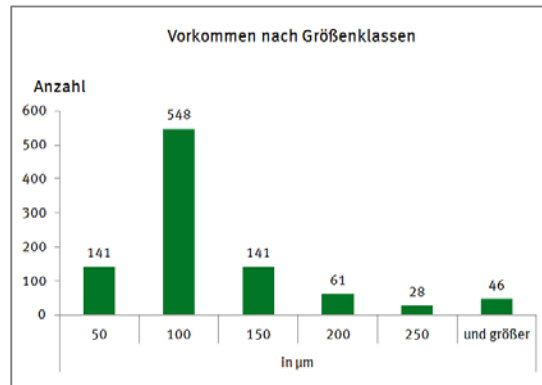
Radiosender	Thema	Datum	Link
Deutschland-funk	MP macht Wattwürmer krank	02.12.2013	http://www.deutschlandfunk.de/umweltverschmutzung-mikroplastik-macht-wattwuermer-krank.676.de.html?dram:article_id=270814
BR 2	Wie gefährlich ist Mikroplastik für die Gesundheit?	17.04.2014	http://www.br.de/radio/bayern2/gesellschaft/notizbuch/mikroplastik-gefahr-laforsch-100.html?time=102.655
Deutschland-funk	Mikroplastik bedroht Lebewesen im Meer	02.07.2014	http://www.deutschlandfunk.de/plastikmuell-mikroplastik-bedroht-lebewesen-im-meer.676.de.html?dram:article_id=290735
Bayern 1	Warum ist Mikroplastik so problematisch?	04.02.2015	http://www.br.de/radio/bayern1/sendungen/am-morgen/warum-ist-mikroplastik-so-problematisch-102.html

Anhang 2 - Technischer Anhang

Graphische Ableitung der Werte aus Balkendiagramm (Mintenig et al., 2014, S. 22)

	Brake		Varel		Oldenburg_N		Oldenburg_V		Berne		Essen		Scharrel		Lohne		Neuharlingersiel		Schillig		Sandstedt		Burhave	
	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel	cm	Partikel
PVC															0,5	4		0		0		0		0
Lacke	3	24	1,4	11			0,9	7	3,2	25	4	32	0,5	4		0	0,4	3	0,6	5	3,7	29	1,9	15
PLA				6						0	2	16	1,3	10	2,5	21		0		0	0,6	5		0
PUR			0,6	5					2,4	19	3	24	1,9	15		0		0	1,3	10	1,1	9		0
PET							0,7	6	3,2	25	3,9	31	3,7	29	0,8	7	0,3	2	5,6	44	4,3	34		0
PEST				1,4		11			1,7	13	14,7	116	0,9	7		0	0,5	4	0,7	6	6	47	1,4	11
ABS	0,5	4	1,4	11					0,8	6	1	8	1,3	10		0		0	1,9	15	2,1	17	0,5	4
PVAL	0,9	7	13,7	108			4,2	34	4,1	32	14,8	117	10,2	80		0	2,5	20	11,9	94	16,5	130	4,3	34
PA	2,5	20	0,7	6	0,5	4			6,5	51	7,9	62	4,7	37		0		0		0	5,9	46	2	16
SAN					0,3	3	1,2	10	4,6	36	3	24	2,1	16		0		0	1	8	1,9	15	1,3	10
PS	0,5	4	4,3	34					7,4	58	6	47	3,7	29	3,4	28	1,6	13	2,5	20	6,5	51	1	8
PE	3,5	28	19,1	151	0,6	5	13,2	106	12,6	99	26,3	207	12,3	97	4,6	38	4,2	33	26,3	209	26,7	210	5,7	45
PP			5,6	44		0	1,4	11	2,2	17	3,7	29	1,6	13	1,8	15	0,2	2	1	8	0,8	6	2,7	22
Summe	10,9	87	48,9	386	1,4	12	21,6	173	48,7	383	90,3	712	44,2	347	13,1	108	9,7	77	52,8	419	76,1	598	20,8	166

Größenverteilung der Partikel (Mintenig et al., 2014, S. 25)



Berechnung der prozentualen Anteile der Partikelgrößen (Gesamtpartikel)

Größenklassen (µm)	Partikelzahl	Prozent
25	141	14,61%
75	548	56,79%
125	141	14,61%
175	61	6,32%
225	28	2,90%
375	46	4,77%
Gesamt	965	100,00%

Materialdichten von Kunststoffsorten (Elias 1997)

Materialdichten	
PVC	1,4
Lacke	1,2
PLA	1,25
PUR	1,22
PET	1,33
PEST	1,38
ABS	1,07
PVAL	1,2
PA	1,13
SAN	1,09
PS	1,05
PE	0,94
PP	0,9

Berechnung der idealen, sphärischen Partikelvolumen

	25 µm	75 µm	125 µm	175 µm	225 µm	375 µm
Prozent	14,61%	56,79%	14,61%	6,32%	2,90%	4,77%

Partikelvolumen [μm^3]	8177,08333	220781,25	1022135,42	2804739,58	5961093,75	27597656,3
-------------------------------------	------------	-----------	------------	------------	------------	------------

Berechnung des Gesamtkunststoffgehalts

		Partikel	Verteilung						Partikelmasse [μg]						
			25	75	125	175	225	375	25	75	125	175	225	375	
Brake															
Lacke	1,2	24	3,50	13,60	3,50	1,51	0,69	1,14	0,03	3,60	4,29	5,09	4,97	37,80	55,79
ABS	1,07	4	0,58	2,27	0,58	0,25	0,12	0,19	0,01	0,54	0,64	0,76	0,74	5,62	8,29
PVAL	1,2	7	1,05	4,08	1,05	0,45	0,21	0,34	0,01	1,08	1,29	1,53	1,49	11,34	16,74
PA	1,13	20	2,92	11,33	2,92	1,26	0,58	0,95	0,03	2,83	3,37	4,00	3,90	29,66	43,78
PS	1,05	4	0,58	2,27	0,58	0,25	0,12	0,19	0,01	0,53	0,63	0,74	0,72	5,51	8,14
PE	0,94	28	4,08	15,86	4,08	1,77	0,81	1,33	0,03	3,29	3,92	4,66	4,54	34,55	50,99
Summe	-	87													183,73

Varel															
Lacke	1,2	11,05	1,61	6,28	1,61	0,70	0,32	0,53	0,02	1,66	1,98	2,35	2,29	17,45	25,75
PLA	1,25	5,53	0,81	3,14	0,81	0,35	0,16	0,26	0,01	0,87	1,03	1,22	1,19	9,09	13,41
PUR	1,22	4,74	0,69	2,69	0,69	0,30	0,14	0,23	0,01	0,72	0,86	1,02	1,00	7,60	11,22
PEST	1,38	11,05	1,61	6,28	1,61	0,70	0,32	0,53	0,02	1,91	2,28	2,70	2,64	20,06	29,61
ABS	1,07	11,05	1,61	6,28	1,61	0,70	0,32	0,53	0,01	1,48	1,77	2,10	2,05	15,56	22,96
PVAL	1,2	108,14	15,80	61,41	15,80	6,84	3,14	5,16	0,16	16,27	19,38	23,01	22,45	170,72	251,98
PA	1,13	5,53	0,81	3,14	0,81	0,35	0,16	0,26	0,01	0,78	0,93	1,11	1,08	8,21	12,12
PS	1,05	33,94	4,96	19,28	4,96	2,15	0,98	1,62	0,04	4,47	5,32	6,32	6,16	46,89	69,20
PE	0,94	151	22,03	85,62	22,03	9,53	4,37	7,19	0,17	17,77	21,17	25,13	24,51	186,44	275,19

UBA Texte - Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzeptes.

PP	0,9	44	6,46	25,10	6,46	2,79	1,28	2,11	0,05	4,99	5,94	7,05	6,88	52,34	77,25
Summe	-	386													788,69

Oldenburg_N

PA	1,13	4,00	0,58	2,27	0,58	0,25	0,12	0,19	0,01	0,57	0,68	0,80	0,78	5,95	8,78
SAN	1,09	3	0,44	1,70	0,44	0,19	0,09	0,14	0,00	0,41	0,49	0,58	0,57	4,30	6,35
PE	0,94	5	0,73	2,84	0,73	0,32	0,15	0,24	0,01	0,59	0,70	0,83	0,81	6,18	9,13
Summe	-	12													24,25

Oldenburg_V

Lacke	1,2	7,21	1,05	4,09	1,05	0,46	0,21	0,34	0,01	1,08	1,29	1,53	1,50	11,38	16,80
PET	1,33	5,61	0,82	3,18	0,82	0,35	0,16	0,27	0,01	0,93	1,11	1,32	1,29	9,81	14,48
PVAL	1,2	33,64	4,92	19,10	4,92	2,13	0,98	1,60	0,05	5,06	6,03	7,16	6,98	53,10	78,38
SAN	1,09	9,61	1,40	5,46	1,40	0,61	0,28	0,46	0,01	1,31	1,56	1,86	1,81	13,78	20,34
PE	0,94	105,72	15,45	60,04	15,45	6,68	3,07	5,04	0,12	12,46	14,84	17,62	17,19	130,74	192,97
PP	0,9	11,21	1,64	6,37	1,64	0,71	0,33	0,53	0,01	1,27	1,51	1,79	1,75	13,28	19,60
Summe	-	173													342,56

Berne

Lacke	1,2	25,17	3,68	14,29	3,68	1,59	0,73	1,20	0,04	3,79	4,51	5,35	5,22	39,73	58,64
PUR	1,22	18,87	2,76	10,72	2,76	1,19	0,55	0,90	0,03	2,89	3,44	4,08	3,98	30,29	44,71
PET	1,33	25,17	3,68	14,29	3,68	1,59	0,73	1,20	0,04	4,20	5,00	5,93	5,79	44,03	64,99
PEST	1,38	13,37	1,95	7,59	1,95	0,85	0,39	0,64	0,02	2,31	2,76	3,27	3,19	24,27	35,82
ABS	1,07	6,29	0,92	3,57	0,92	0,40	0,18	0,30	0,01	0,84	1,01	1,19	1,16	8,86	13,07
PVAL	1,2	32,24	4,71	18,31	4,71	2,04	0,94	1,54	0,05	4,85	5,78	6,86	6,69	50,90	75,13

UBA Texte - Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzeptes.

PA	1,13	51,12	7,47	29,03	7,47	3,23	1,48	2,44	0,07	7,24	8,63	10,24	9,99	75,99	112,16
SAN	1,09	36,18	5,29	20,54	5,29	2,29	1,05	1,72	0,05	4,94	5,89	6,99	6,82	51,87	76,57
PS	1,05	58,20	8,50	33,05	8,50	3,68	1,69	2,77	0,07	7,66	9,13	10,83	10,57	80,39	118,65
PE	0,94	99,09	14,48	56,27	14,48	6,26	2,88	4,72	0,11	11,68	13,91	16,51	16,11	122,54	180,86
PP	0,9	17,30	2,53	9,83	2,53	1,09	0,50	0,82	0,02	1,95	2,33	2,76	2,69	20,49	30,24
Summe	-	383													810,85

Essen															
Lacke	1,2	31,54	4,61	17,91	4,61	1,99	0,92	1,50	0,05	4,75	5,65	6,71	6,55	49,79	73,49
PLA	1,25	15,77	2,30	8,96	2,30	1,00	0,46	0,75	0,02	2,47	2,94	3,49	3,41	25,93	38,28
PUR	1,22	23,65	3,46	13,43	3,46	1,50	0,69	1,13	0,03	3,62	4,31	5,12	4,99	37,96	56,03
PET	1,33	30,75	4,49	17,46	4,49	1,94	0,89	1,47	0,05	5,13	6,11	7,25	7,07	53,80	79,41
PEST	1,38	115,91	16,94	65,82	16,94	7,33	3,36	5,53	0,19	20,05	23,89	28,36	27,67	210,42	310,58
ABS	1,07	7,88	1,15	4,48	1,15	0,50	0,23	0,38	0,01	1,06	1,26	1,50	1,46	11,10	16,38
PVAL	1,2	116,70	17,05	66,27	17,05	7,38	3,39	5,56	0,17	17,56	20,91	24,83	24,22	184,22	271,91
PA	1,13	62,29	9,10	35,37	9,10	3,94	1,81	2,97	0,08	8,82	10,51	12,48	12,17	92,60	136,67
SAN	1,09	23,65	3,46	13,43	3,46	1,50	0,69	1,13	0,03	3,23	3,85	4,57	4,46	33,92	50,06
PS	1,05	47,31	6,91	26,87	6,91	2,99	1,37	2,26	0,06	6,23	7,42	8,81	8,59	65,35	96,45
PE	0,94	207,37	30,30	117,76	30,30	13,11	6,02	9,89	0,23	24,44	29,11	34,56	33,72	256,44	378,50
PP	0,9	29,17	4,26	16,57	4,26	1,84	0,85	1,39	0,03	3,29	3,92	4,66	4,54	34,54	50,98
Summe	-	712													1485,26

Scharrel															
Lacke	1,2	3,93	0,57	2,23	0,57	0,25	0,11	0,19	0,01	0,59	0,70	0,84	0,81	6,20	9,15
PLA	1,25	10,21	1,49	5,80	1,49	0,65	0,30	0,49	0,02	1,60	1,91	2,26	2,21	16,78	24,77
PUR	1,22	14,92	2,18	8,47	2,18	0,94	0,43	0,71	0,02	2,28	2,72	3,23	3,15	23,94	35,34

UBA Texte - Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzeptes.

PET	1,33	29,05	4,24	16,50	4,24	1,84	0,84	1,38	0,05	4,84	5,77	6,85	6,68	50,82	75,01
PEST	1,38	7,07	1,03	4,01	1,03	0,45	0,21	0,34	0,01	1,22	1,46	1,73	1,69	12,83	18,93
ABS	1,07	10,21	1,49	5,80	1,49	0,65	0,30	0,49	0,01	1,37	1,63	1,94	1,89	14,37	21,20
PVAL	1,2	80,08	11,70	45,47	11,70	5,06	2,32	3,82	0,11	12,05	14,35	17,04	16,62	126,41	186,58
PA	1,13	36,90	5,39	20,95	5,39	2,33	1,07	1,76	0,05	5,23	6,23	7,39	7,21	54,85	80,96
SAN	1,09	16,49	2,41	9,36	2,41	1,04	0,48	0,79	0,02	2,25	2,68	3,19	3,11	23,64	34,89
PS	1,05	29,05	4,24	16,50	4,24	1,84	0,84	1,38	0,04	3,82	4,56	5,41	5,28	40,12	59,22
PE	0,94	96,56	14,11	54,84	14,11	6,10	2,80	4,60	0,11	11,38	13,56	16,09	15,70	119,41	176,25
PP	0,9	12,56	1,84	7,13	1,84	0,79	0,36	0,60	0,01	1,42	1,69	2,00	1,96	14,87	21,95
Summe	-	347													744,26

Löhne															
PVC	1,4	4,12	0,60	2,34	0,60	0,26	0,12	0,20	0,01	0,72	0,86	1,02	1,00	7,59	11,21
PLA	1,25	20,61	3,01	11,70	3,01	1,30	0,60	0,98	0,03	3,23	3,85	4,57	4,46	33,89	50,03
PET	1,33	6,60	0,96	3,75	0,96	0,42	0,19	0,31	0,01	1,10	1,31	1,56	1,52	11,54	17,03
PS	1,05	28,03	4,10	15,92	4,10	1,77	0,81	1,34	0,04	3,69	4,40	5,22	5,09	38,72	57,15
PE	0,94	37,92	5,54	21,54	5,54	2,40	1,10	1,81	0,04	4,47	5,32	6,32	6,17	46,90	69,22
PP	0,9	14,84	2,17	8,43	2,17	0,94	0,43	0,71	0,02	1,67	1,99	2,37	2,31	17,57	25,93
Summe	-	112													1232,25

Neuhartingersiel															
Lacke	1,2	3,18	0,46	1,80	0,46	0,20	0,09	0,15	0,00	0,48	0,57	0,68	0,66	5,01	7,40
PET	1,33	2,38	0,35	1,35	0,35	0,15	0,07	0,11	0,00	0,40	0,47	0,56	0,55	4,17	6,15
PEST	1,38	3,97	0,58	2,25	0,58	0,25	0,12	0,19	0,01	0,69	0,82	0,97	0,95	7,21	10,64
PVAL	1,2	19,85	2,90	11,27	2,90	1,25	0,58	0,95	0,03	2,99	3,56	4,22	4,12	31,33	46,24
PS	1,05	12,70	1,86	7,21	1,86	0,80	0,37	0,61	0,02	1,67	1,99	2,36	2,31	17,54	25,89

UBA Texte - Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzeptes.

PE	0,94	33,34	4,87	18,93	4,87	2,11	0,97	1,59	0,04	3,93	4,68	5,56	5,42	41,23	60,85
PP	0,9	1,59	0,23	0,90	0,23	0,10	0,05	0,08	0,00	0,18	0,21	0,25	0,25	1,88	2,77
Summe	-	77													1487,35

Schillig															
Lacke	1,2	4,76	0,70	2,70	0,70	0,30	0,14	0,23	0,01	0,72	0,85	1,01	0,99	7,52	11,09
PUR	1,22	10,32	1,51	5,86	1,51	0,65	0,30	0,49	0,02	1,58	1,88	2,23	2,18	16,56	24,44
PET	1,33	44,44	6,49	25,24	6,49	2,81	1,29	2,12	0,07	7,41	8,83	10,48	10,22	77,75	114,76
PEST	1,38	5,55	0,81	3,15	0,81	0,35	0,16	0,26	0,01	0,96	1,14	1,36	1,33	10,08	14,88
ABS	1,07	15,08	2,20	8,56	2,20	0,95	0,44	0,72	0,02	2,02	2,41	2,86	2,79	21,22	31,33
PVAL	1,2	94,43	13,80	53,63	13,80	5,97	2,74	4,50	0,14	14,21	16,92	20,09	19,60	149,08	220,04
SAN	1,09	7,94	1,16	4,51	1,16	0,50	0,23	0,38	0,01	1,08	1,29	1,53	1,50	11,38	16,80
PS	1,05	19,84	2,90	11,27	2,90	1,25	0,58	0,95	0,02	2,61	3,11	3,69	3,60	27,40	40,45
PE	0,94	208,71	30,49	118,52	30,49	13,19	6,06	9,95	0,23	24,60	29,30	34,78	33,93	258,09	380,93
PP	0,9	7,94	1,16	4,51	1,16	0,50	0,23	0,38	0,01	0,90	1,07	1,27	1,24	9,40	13,87
Summe	-	419													868,59

Sandstedt															
Lacke	1,2	29,07	4,25	16,51	4,25	1,84	0,84	1,39	0,04	4,37	5,21	6,19	6,03	45,90	67,75
PLA	1,25	4,71	0,69	2,68	0,69	0,30	0,14	0,22	0,01	0,74	0,88	1,04	1,02	7,75	11,44
PUR	1,22	8,64	1,26	4,91	1,26	0,55	0,25	0,41	0,01	1,32	1,57	1,87	1,82	13,87	20,48
PET	1,33	33,79	4,94	19,19	4,94	2,14	0,98	1,61	0,05	5,63	6,71	7,97	7,77	59,12	87,26
PEST	1,38	47,15	6,89	26,77	6,89	2,98	1,37	2,25	0,08	8,16	9,72	11,54	11,25	85,60	126,34
ABS	1,07	16,50	2,41	9,37	2,41	1,04	0,48	0,79	0,02	2,21	2,64	3,13	3,05	23,23	34,29
PVAL	1,2	129,66	18,94	73,63	18,94	8,20	3,76	6,18	0,19	19,51	23,24	27,59	26,91	204,68	302,11
PA	1,13	46,36	6,77	26,33	6,77	2,93	1,35	2,21	0,06	6,57	7,82	9,29	9,06	68,92	101,73

UBA Texte - Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzeptes.

SAN	1,09	14,93	2,18	8,48	2,18	0,94	0,43	0,71	0,02	2,04	2,43	2,89	2,81	21,41	31,60
PS	1,05	51,08	7,46	29,01	7,46	3,23	1,48	2,43	0,06	6,72	8,01	9,51	9,28	70,55	104,14
PE	0,94	209,81	30,66	119,15	30,66	13,26	6,09	10,00	0,24	24,73	29,45	34,97	34,11	259,45	382,95
PP	0,9	6,29	0,92	3,57	0,92	0,40	0,18	0,30	0,01	0,71	0,84	1,00	0,98	7,44	10,99
Summe	-	598													1281,06

Burhave															
Lacke	1,2	15,16	2,22	8,61	2,22	0,96	0,44	0,72	0,02	2,28	2,72	3,23	3,15	23,94	35,33
PEST	1,38	11,17	1,63	6,34	1,63	0,71	0,32	0,53	0,02	1,93	2,30	2,73	2,67	20,28	29,94
ABS	1,07	3,99	0,58	2,27	0,58	0,25	0,12	0,19	0,01	0,54	0,64	0,76	0,74	5,62	8,29
PVAL	1,2	34,32	5,01	19,49	5,01	2,17	1,00	1,64	0,05	5,16	6,15	7,30	7,12	54,17	79,96
PA	1,13	15,96	2,33	9,06	2,33	1,01	0,46	0,76	0,02	2,26	2,69	3,20	3,12	23,73	35,02
SAN	1,09	10,38	1,52	5,89	1,52	0,66	0,30	0,49	0,01	1,42	1,69	2,00	1,96	14,88	21,96
PS	1,05	7,98	1,17	4,53	1,17	0,50	0,23	0,38	0,01	1,05	1,25	1,49	1,45	11,02	16,27
PE	0,94	45,49	6,65	25,83	6,65	2,88	1,32	2,17	0,05	5,36	6,39	7,58	7,40	56,25	83,03
PP	0,9	21,55	3,15	12,24	3,15	1,36	0,63	1,03	0,02	2,43	2,90	3,44	3,35	25,51	37,66
Summe	-	166													1628,52

Ergebnisse der Auswertung (Mintenig et al., 2014)

Kläranlage	Masse MP pro m³ [µg]	Partikel [n/m³]	Masse MP pro Liter [µg]	Prozent PE an Gesamtfracht	Prozent PP an Gesamtfracht	Prozent PS an Gesamtfracht
Brake	183,73	87	0,18	27,75%	0,00%	4,43%
Varel	788,69	386	0,79	34,89%	9,79%	8,77%
Oldenburg_N	24,25	12	0,02	37,63%	0,00%	0,00%
Oldenburg_V	342,56	173	0,34	56,33%	5,72%	0,00%
Berne	810,85	383	0,81	22,31%	3,73%	14,63%
Essen	1485,26	712	1,49	25,48%	3,43%	6,49%
Scharrel	744,26	347	0,74	23,68%	2,95%	7,96%
Lohne	1232,25	108	1,23	5,62%	2,10%	4,64%
Neuharlingersiel	1487,35	77	1,49	4,09%	0,19%	1,74%
Schillig	868,59	419	0,87	43,86%	1,60%	4,66%
Sandstedt	1281,06	598	1,28	29,89%	0,86%	8,13%
Burhave	1628,52	166	1,63	5,10%	2,31%	1,00%
Median	868,59	347,00	0,84	26,62%	2,21%	4,65%

