

Mikroplastikeinträge in die marine Umwelt – Stand des Wissens und Handlungsoptionen

Ergebnisse der Berliner Workshop-Reihe zu Mikroplastik



AG Landbasierte Einträge des Runden Tisches Meeressmüll
Unterarbeitsgruppe „Mikroplastik“

Diese Veröffentlichung ist ein Produkt der Arbeit des Runden Tisches Meeresmüll unter der Schirmherrschaft des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, des Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz und des Umweltbundesamtes.

Titel: Mikroplastikeinträge in die marine Umwelt
– Stand des Wissens und Handlungsoptionen

Autor*innen: Jürgen Bertling* (Fraunhofer UMSICHT), Kirsten Dau (NLWKN), Uwe Selig (PT Jülich), Stefanie Werner (UBA)

*Federführung und Korrespondenzautor für fachliche Rückfragen

Mitarbeit: Folgende Fachkolleg*innen haben durch die Protokollierung der Workshops sowie eigene Vorträge und die darin mitgeteilten Informationen und zum großen Teil auch durch eine kritische Durchsicht einzelner Kapitel die Entstehung dieses Themenpapiers ermöglicht:

Franziska Klaeger (Leibniz-Institut für Ostseeforschung, IOW), Elke Fischer (Universität Hamburg), Gunnar Gerdts (AWI Bremerhaven), Thomas Braunbeck (Universität Heidelberg), Mark Lenz (GEOMAR, Kiel), Linda Mederake, Doris Knoblauch (Ecologic Institut), Lisa Rödig (Ökopol), Ines Oehme, Marcus Gast (Umweltbundesamt), Nadja Ziebarth (BUND), Ingo Sartorius, G. Jungmanns, R. Rutjes, C. Zachhuber (Plastics Europe), Klaus Rettinger, Bernd Glassl (IKW), Karsten Dufft (DOSB), Burkhard T. Watermann (LimnoMar), Madeleine Berg (Fidra), Nicole Espey (Bundesverband der dt. Sportartikelindustrie), Kerstin Etzenbach-Effers (Verbraucherzentrale NRW), Tim Fuhrmann (Emscher-Wassertechnik), Thomas May (UGS-Beratung), Katharina Schlegel (BASF), Marco Breitbarth (FIW Aachen), Harald Sommer (Sieker Ingenieure), Oliver Spiess (Langbrett), Daniel Venghaus, Matthias Barjenbruch (TU Berlin), Stephan Wagner (UFZ), Miriam Weber (Hydra-Institut), Bernd Daehne (Dr. Brill & Partner), Reinhard Geiersbach (Lloyd Werft), Paulo da Silva Lemos (European Commission, DG Environment), Burkhard T. Watermann (LimnoMar), Jan Blömer, Stephan Kabasci, Daniel Maga, Torsten Weber, Aybüke Özdemar (Fraunhofer UMSICHT), Michael Hillenbrand, Berit Bertram, Sandra Heydel (VCI), Christoph Sokolowski (wdk)

Fotos: Titelfoto: Jürgen Bertling (Fraunhofer UMSICHT)

Impressum

Kontakt:

Ulrich Claussen

Leitung der Arbeitsgruppe Landbasierte Einträge

Umweltbundesamt, FG II 2.3 Meeresschutz, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau,

ulrich.claussen@uba.de

Bezug:

Den vorliegenden Bericht erhalten Sie digital als pdf-Version unter: www.muell-im-meer.de.

Alle in diesem Dokument veröffentlichten Informationen, Adressen und Bilder sind mit größter Sorgfalt recherchiert. Dennoch kann für die Richtigkeit keine Gewähr übernommen werden. Formal zeichnen für den Inhalt und die Endredaktion die AG-Leitungen aus dem Niedersächsischen Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz und dem Umweltbundesamt verantwortlich.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des angegebenen Kontakts unzulässig.

Online verfügbar:

publica.fraunhofer.de

<https://doi.org/10.24406/umsicht-n-643812>

Zitiervorschlag:

Bertling, J., Dau, K., Selig, U., Werner, S., (2021). Mikroplastikeinträge in die marine Umwelt – Stand des Wissens und Handlungsoptionen. Runder Tisch Meeressmüll, AG Landbasierte Einträge, Unterarbeitsgruppe Mikroplastik. 72 Seiten, www.muell-im-meer.de.

Inhaltsverzeichnis	Abbildungsverzeichnis	6
	Tabellenverzeichnis.....	7
	Abkürzungsverzeichnis.....	8
1	Einleitung	9
1.1	Vorbemerkung.....	9
1.2	Politischer Hintergrund.....	9
1.3	Definition und Abgrenzung von Mikroplastik zu anderen Kunststoffemissionen.....	12
2	Mikroplastik in der Meeresumwelt	15
2.1	Quellen und Mengen.....	15
2.2	Transferpfade.....	17
2.3	Verbleib und Umweltkonzentration.....	18
2.3.1	Nordsee.....	19
2.3.2	Ostsee.....	20
2.3.3	Analysemethoden.....	20
2.3.4	Monitoring zum Aufkommen von Mikroplastik in Nord- und Ostsee.....	21
2.3.5	Verfügbarmachung von Daten.....	21
2.4	Wirkungen.....	22
2.4.1	Wirkungen in der natürlichen Umwelt.....	22
2.4.2	Experimentelle Untersuchungen zu den Wirkungen.....	23
2.4.3	Monitoring zu Umweltwirkungen.....	24
2.5	Bewertung.....	25
2.6	Zwischenfazit.....	26
3	Vermeidung, Verringerung des Mikroplastik- eintrags	27
3.1	Bewusst zugesetztes Mikroplastik.....	27
3.1.1	Regelungsaspekte.....	27
3.1.2	Kosmetik-, Wasch-, Pflege- und Reinigungsmittel.....	28
3.1.3	Kunstrasen.....	29
3.1.4	Pellet Loss.....	31
3.2	Mikroplastik durch Nutzung/Abrieb von Produkten.....	31
3.2.1	Regelungsaspekte.....	31
3.2.2	Reifenabrieb.....	32
3.2.3	Straßenmarkierungen.....	34
3.2.4	Farben – Bautenfarben und Fahrzeuge.....	35
3.2.5	Schiffsbeschichtungen.....	37
3.2.6	Baustoffe.....	37
3.2.7	Textilien.....	38
3.3	Exkurs I: Lösungsoption biologisch abbaubare Polymere.....	40
3.4	Exkurs II: Lösungsoptionen in der Siedlungswasserwirtschaft.....	42
3.5	Zwischenfazit.....	43
4	Handlungsfelder und Maßnahmenvorschläge	45
4.1	Kosmetik-, Wasch- und Reinigungsmittel.....	45
4.1.1	Kennzeichnung kunststoffhaltiger Produkte.....	45
4.1.2	Freiwilliger Verzicht der Verwendung von kunststoffhaltigen Produkten durch Hersteller.....	45
4.1.3	Regulierung von bewusst zugesetztem Mikroplastik.....	45

4.2	Pellet Loss	46
4.2.1	Ausstattung des bestehenden Konzepts OCS mit extern validierter Zertifizierung	46
4.3	Reifenabrieb.....	46
4.3.1	Optimierung von Straßen-Reinigungsmöglichkeiten	46
4.3.2	Anpassung Verkehrskonzepte.....	46
4.3.3	Bewusstseinsbildung zu Auswirkungen der Wahl der Qualität der Reifen und Fahrverhalten	46
4.3.4	Einbringung in Mischwasserkanalisation (kein Trennsystem)	46
4.3.5	Verringerung des Abriebs durch neue Reifenmaterialien	46
4.4	Spiel- und Sportstätten, Kunstrasen u. a.	47
4.4.1	Rückhaltemaßnahmen, besseres Management für bestehende Plätze	47
4.4.2	Mikroplastikfreies Infill.....	47
4.4.3	Technische Eindämmmaßnahmen und werkstoffliche Alternativen	47
4.5	Textilfasern	47
4.5.1	Entwicklung neuer Herstellungstechnologien und Materialien	47
4.5.2	Vorwaschen der Textilien	47
4.5.3	Waschmaschinenfilter.....	47
4.6	Baustoffe und Beschichtungen	47
4.6.1	Polystyrolschaumstoffe reduzieren.....	47
4.6.2	Einsatz von Kunststoffen in umweltoffenen Anwendungen reduzieren	48
4.6.3	Eintrag von Mikroplastik aus Farben in umweltoffenen Anwendungen reduzieren	48
4.7	Schiffsbeschichtungen	48
4.7.1	Umgang mit Schiffsbeschichtungen in Werften	48
4.7.2	Reduzierung/ Vermeidung von Polymereinträgen aus Beschichtungen (unlösliche Polymerpartikel) von Schiffen und Booten	48
4.7.3	Vermeidung von Polymereinträgen aus Antifouling-Beschichtungen (lösliche Polymerverbindungen) in der gewerblichen Schifffahrt.....	49
4.7.4	Vermeidung von Polymereinträgen aus Antifouling-Beschichtungen (lösliche Polymerverbindungen) von Sportbooten	49
4.8	Bioabbaubare Kunststoffe	49
4.8.1	Entwicklung von Standards/Normen zur Ableitung von Vorgaben	49
4.9	Siedlungswasserwirtschaft.....	49
4.9.1	Ausstattung mit Nachfiltration	49
4.9.2	Mischkanalisation-Behandlung	50
4.9.3	Regenwasserbehandlung	50
4.9.4	Klärschlammbehandlung	50
4.10	Kompost, Gärrückstände	50
4.10.1	Reduzierung des Kunststoffanteils in Bioabfällen.....	50
4.11	Literaturverzeichnis	51
Anlagen	58	
Anlage 1: Maßnahmentabelle	58	

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Partikelanzahlverteilung von Mikroplastik im Sediment und Oberflächenwasser nach (Lorenz et al. 2019).....	20
Abbildung 2:	Anteil toter Vögel mit mehr als 0,1 g Kunststoff im Mageninhalt (OSPAR Commission 2019).....	24
Abbildung 3:	Infill-Verluste verschiedener Kunstrasenplätze mit unterschiedlichem Baujahr (Bertling et al. 2021a).....	30
Abbildung 4:	Zusammenhang zwischen Laufleistung und Nasshaftung bei Sommerreifen 215/65 R16, roter Punkt = „best in class“ (Fraunhofer UMSICHT, basierend auf Daten von (ADAC 2019)).	33
Abbildung 5:	Auswirkung einer Absenkung des Tempolimits innerorts von 50 auf 30 km/h auf den Reifenabrieb (Blömer et al. 2020).....	34
Abbildung 6:	Abwasserzuflüsse in natürliche Gewässer in Nordrhein Westfalen, Stand 2014 (MKULNV 2014).....	43
Abbildung 7:	Qualitative Darstellung der Transportpfade über das Abwassersystem (Sommer 2019)...	43

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Operative Umweltziele und entsprechende Indikatoren für die Erreichung des guten Umweltzustands für den Deskriptor „Abfälle im Meer“	11
Tabelle 2:	Größenbereiche der Mikroplastikdefinition verschiedener Organisationen bzw. des adressierten Betrachtungsbereichs (BUND)	13
Tabelle 3:	Abschätzungen zu Mikro- und Makroplastikemissionen verschiedener Autor*innen	17
Tabelle 4:	Intendiert zugesetzt Mengen (t/a) von Mikroplastik sowie gelösten und gelartigen Polymeren in Kosmetik und WPR.	28
Tabelle 5:	Vergleich der Bedingungen im industriellen Kompost und im Meer	41

Abkürzungsverzeichnis

AG LBE	Arbeitsgruppe Landbasierte Einträge
AG SBE	Arbeitsgruppe Seebasierte Einträge
BLANO	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee
BMU	Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMZ	Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
BUND	Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland
CEPE	Europäischer Lack- und Druckfarbenverband
D	Deskriptor
DOSB	Deutscher Olympischer Sportbund
ECHA	Europäische Chemikalienagentur
GESAMP	Gemeinsame Expertengruppe zu wissenschaftlichen Aspekten des Meeresumweltschutzes
HELCOM	Baltic Marine Environment Protection Commission (Helsinki-Kommission)
IKW	Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel
IMO	Internationale Seeschifffahrts-ORGANISATION
ISO	International Organization for Standardization
MARPOL	Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MU-NI	Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz
OSPAR	Oslo-Paris- Konvention - OSPAR-Abkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks
PEÄ	Plastikemissionsäquivalent
PET	Polyethylenterephthalat
PLA	Polymilchsäure (Polylactic acid)
PVC	Polyvinylchlorid
RAC	Expertenausschuss für Risikoanalysen der ECHA
REACH	Europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe
RTM	Runder Tisch Meeresmüll
SEAC	Expertenausschuss für sozioökonomische Analysen der ECHA
TRWP	Tire-Road-Wear-Particles
UBA	Umweltbundesamt
UNEA	United Nations Environment Assembly
UNEP	United Nations Environmental Programme
UNCLOS	Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (United Nations Convention on the Law of the Sea)
UZ	Umweltziel
WPR	Wasch-, Putz- und Reinigungsmittel

1 Einleitung

1.1 Vorbemerkung

Grundlage für dieses Themenpapier ist die Berliner Workshopreihe zu Mikroplastik in der marinen Umwelt. Diese Workshopreihe ist eine Aktivität des Runden Tisches Meeressmüll (RTM) unter der Schirmherrschaft des

- Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV),
- Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz (MU-NI) sowie
- Umweltbundesamtes (UBA).

Ziel des RTM ist es, Maßnahmenvorschläge gegen Meeressmüll zu konkretisieren und zu operationalisieren. Dies beinhaltet u. a. die Erarbeitung sektorübergreifender Lösungen in einem Dialog zwischen Expert*innen.

Die Berliner Workshopreihe zu Mikroplastik sollte dazu dienen, eine verbesserte Wissensbasis zu schaffen und gezielte Vorschläge für eine geeignete Umsetzung der Maßnahmen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) im Bereich Mikroplastik zu unterbreiten. Dazu wurden zwei Workshops mit Expert*innen im Jahr 2019 durchgeführt, um

- den Wissensstand zu Definition, Quellen, Einträgen, Mengen, Verbleib/Transfer, ökologischen sowie sozioökonomischen Auswirkungen und Wissenslücken zusammenzutragen (29.01.2019, Fraunhofer-Forum, Berlin; siehe Kapitel 2) sowie
- Lösungsoptionen zur Reduktion des Einsatzes von Mikroplastik in Produkten und Vermeidung des Eintrags von Mikroplastik in die marine Umwelt zu diskutieren (18./19.11.2019, Umweltbundesamt, Berlin; siehe Kapitel 3).

Ein dritter Workshop im Jahr 2020 diente zur

- Überführung von Handlungsoptionen in einen strukturierten Maßnahmenkatalog inklusive einer Einschätzung des zeitlichen Rahmens der Umsetzbarkeit (23.01.2020, Umweltbundesamt, Berlin; siehe Kapitel 4).

Der vorliegende Bericht basiert auf den Vorträgen und Tischvorlagen der Teilnehmenden sowie den Diskussionsbeiträgen, soweit sie in Protokollen festgehalten wurden. Um das Themenpapier zu vervoll-

ständigen, wurden weiterhin zu verschiedenen Aspekten klärende und vertiefende Recherchen durchgeführt und wichtige aktuelle Erkenntnisse ergänzt.

1.2 Politischer Hintergrund

Im September 2015 wurde die Agenda 2030 für eine nachhaltige Entwicklung einstimmig von den Mitgliedsstaaten der Vereinten Nationen verabschiedet (BMZ 2021). Im Ziel 14 der Agenda wurde die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Ozeane, Meere und Meeresressourcen vereinbart. Dazu gehört insbesondere bis 2025 jegliche Art von Meeresverschmutzung, Meeresvermüllung und Überdüngung durch landbasierte Aktivitäten signifikant zu reduzieren.

Erste Grundlagen für den internationalen Meeresschutz wurden aber bereits deutlich früher gelegt. 1958 wurde die Internationale Seeschiffahrts-Organisation (IMO) gegründet; bereits von Anfang an gehörte die Verringerung der Meeresverschmutzung durch Schiffe zu ihren Aufgaben. 1973 koordinierte die IMO das MARPOL-Abkommen zur Vermeidung der Umweltverschmutzung durch Schiffe und brachte es zum Abschluss. 1975 trat die Londoner Konvention in Kraft, ein internationales Übereinkommen zur Verringerung der Einbringung von Abfällen in die Meere durch Schiffe, Flugzeuge und Offshoreplattformen. Auch im Seerechtsabkommen der Vereinten Nationen (UNCLOS) von 1982 wurde die Erhaltung der Meeresumwelt adressiert und 1994 ratifiziert. Seitdem stellt es die wichtigste Rechtsgrundlage zur Regelung menschlicher Aktivitäten in den Meeren und Ozeanen dar. 1996 wurde im „London-Protokoll“ eine Ausweitung der Londoner Konvention beschlossen. Es wurde vereinbart, dass jegliche Art der Abfallausbringung ins Meer, abgesehen von den Stoffen, die explizit auf einer Ausnahmeliste aufgeführt sind, verboten ist. (IMO 2021).

Das Entscheidungsgremium UNEA des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) koordinierte im Rahmen seiner 3. Resolution 2017 eine Übereinkunft der Staaten, nach der die Einträge von Makro- und Mikroplastik in die Meere durch eine globale und regionale Governance langfristig vollständig unterbunden werden müsse (Grid Arendal 2021). Für die im März 2022 stattfindende UNEA 5 wird die Aufnahme der Verhandlungen für ein neues rechtsverbindliches internationales Plastikab-

kommen erwartet. Neben diesen globalen Abkommen und Vereinbarungen existieren für den Schutz der aus deutscher Sicht besonders relevanten Nord- und Ostsee zwei regionale Konventionen. Die Helsinki-Konvention für den Schutz der Ostsee (HELCOM) aus dem Jahr 1974 soll das Einbringen von Schad- und Nährstoffen in die Ostsee vermindern und dazu beitragen, sie von militärischen und anderen Altlasten zu befreien. Das Übereinkommen wurde 1992 um den Aspekt des Schutzes von Natur und Lebensvielfalt erweitert. Dem erneuerten Helsinki-Übereinkommen von 1992 zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets gehören alle neun Ostsee-Anrainerstaaten und die Europäische Union an (BfN 2021a). Die OSPAR-Konvention zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (Paris 1992) führte zwei vorgelagerte Übereinkommen von Oslo (1972) und Paris (1974) in einem gemeinsamen Vertragswerk und einer exekutiv tätigen Kommission mit Sitz in London zusammen. Das Konventionsgebiet umfasst den Nordostatlantik vom Nordpol über Grönland bis zu den Azoren sowie die gesamten west- und nordeuropäischen Küstengewässer einschließlich der Barentssee. 15 Staaten und die Europäische Union sind Mitglied des Übereinkommens. Zahlreiche Beobachtergruppen sind bei den Sitzungen zugelassen. Anders als zum Beispiel bei der Helsinki-Konvention, können im Rahmen des Übereinkommens neben im Sinne des Völkerrechts „nur“ verbindlichen Empfehlungen auch rechtsverbindliche Beschlüsse verabschiedet werden. Seit 1998 schließt die Konvention auch den marinen Naturschutz ein (BfN 2021b). Sowohl OSPAR als auch HELCOM haben bereits 2014 bzw. 2015 Regionale Aktionspläne zu Meeremüll verabschiedet, die die wesentlichen Land- und Seebasierten Quellen für den Eintrag von Müll in die marine Umwelt neben Möglichkeiten zu Bewusstseinsbildung und Entfernung bereits vorhandenen Mülls adressieren (UBA 2019). Beide Pläne wurden und werden aktuell überarbeitet, um neuen Befunden und Entwicklungen Rechnung zu tragen.

Im Jahr 2008 trat die Europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, 2008/56/EG) in Kraft. Durch sie wurden die Mitgliedsstaaten rechtsverbindlich aufgefordert, Maßnahmen zu ergreifen, um bis spätestens 2020 einen guten Umweltzustand der Meere zu erreichen. In Deutschland wird die Umsetzung der MSRL durch die gemeinsame Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee (BLANO) koordiniert, wobei auch relevante Aspekte der internationalen Abkommen (OSPAR, HELCOM) einfließen. Darüber hinaus werden auch andere relevante EU Umwelt-Richtlinien wie die Wasserrahmen-Richtlinie, die Flora-Habitat-Richtlinie und die Vogelschutz-Richtlinie einbezogen, soweit sie für den Meeresschutz Relevanz besitzen.

Die MSRL definiert elf qualitative Deskriptoren zur Festlegung eines guten Umweltzustandes der Meere. Deskriptor 10 besagt:

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

Mikroplastik wird dabei in den zwei Bewertungskriterien D10C2 und D10C3 direkt adressiert:

D10C2: Die Zusammensetzung, die Menge und die räumliche Verteilung von Mikroabfällen (Synthetische Polymere und „Sonstige“)

- in der Oberflächenschicht der Wassersäule,
- am Meeresboden und
- an der Küste (optional).

sind auf einem Niveau, das die Küsten- und Meeresumwelt nicht beeinträchtigt.

D10C3: Abfälle und Mikroabfälle werden von Meerestieren (z. B. Seevögeln, marinen Säugetieren, Fischen oder wirbellosen Meerestieren) in einer Menge aufgenommen, die die Gesundheit der betroffenen Arten nicht beeinträchtigt.

Die Umsetzung der MSRL begann 2010 mit einem ersten sechsjährigen Zyklus von Zustandsbewertung, Beschreibung des guten Umweltzustandes (Good Environmental State, GES), Festlegung der konkreten Umweltziele, Umsetzen eines Umweltmonitorings und Festlegung eines Maßnahmenprogramms. 2016 folgte der zweite Zyklus mit einer erneuten Bestandsaufnahme.

In Bezug auf Meeremüll fiel die Bewertung des Zustandes in deutschen Meeressgewässern zum Ende des ersten Zyklus tendenziell negativ aus. Strand, Meeresboden und Wassersäule gelten als weiterhin belastet. Für die Nordsee wird der Zustand als unverändert schlecht beschrieben, für die Ostsee wird sogar eine Verschlechterung konstatiert (Fedder 2019).

Als einer der Handlungsschwerpunkte im zweiten Zyklus wurde seitens der BLANO die Reduzierung der Müllbelastung durch Verbesserungen bei Produktdesign, Abfallwirtschaft, Nachsorge und Öffentlichkeitsarbeit definiert. Von neun durch die BLANO beschlossenen Maßnahmen wurden bis 2019 sieben begonnen, zwei noch nicht begonnen; abgeschlossen wurde bislang im Bereich Meeremüll keine Maßnahme (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2019a; Junge und Weiß 2019).

Die Deskriptoren der MSRL haben in Deutschland eine Überführung in sieben nationale operative Umweltziele erfahren. Für den Deskriptor 10 wurde das Umweltziel 5 „Meere ohne Belastung durch Abfall“ formuliert und mit drei Unterzielen (sogenannten „operativen Umweltzielen“) und Indikatoren unterlegt (Tabelle 1).

UZ5 Meere ohne Belastung durch Abfall		
	Operatives Umweltziel	Indikator
5.1	Kontinuierlich reduzierte Einträge und eine Reduzierung der bereits vorliegenden Abfälle führen zu einer signifikanten Verminderung der Abfälle mit Schädigung für die marine Umwelt an den Stränden, auf der Meeresoberfläche, in der Wassersäule und am Meeresboden.	Anzahl der Abfallteile verschiedener Materialien und Kategorien pro Fläche Volumen der Abfallteile verschiedener Materialien und Kategorien pro Fläche
5.2	Nachgewiesene schädliche Abfälle in Meeresorganismen (insbesondere von Mikroplastik) gehen langfristig gegen Null.	Müll in Vogelmägen (z. B. Eissturmvogel) und andere Indikatorarten
5.3	Weitere nachteilige ökologische Effekte (wie das Verfangen und Strangulieren in Abfallteilen) werden auf ein Minimum reduziert.	Anzahl verheddeter Vögel in Brutkolonien Totfunde verheddeter Vögel und andere Indikatorarten

Tabelle 1: Operative Umweltziele und entsprechende Indikatoren für die Erreichung des guten Umweltzustands für den Deskriptor „Abfälle im Meer“

Für das nationale Umweltziel 5 wurde im Weiteren konkrete Maßnahmen vereinbart (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser 2015). Für die vorliegende Analyse zu Mikroplastik sind die folgenden Unterziele von besonderem Interesse:

- UZ5-03: Vermeidung des Einsatzes von primären Mikroplastikpartikeln
- UZ5-09: Reduzierung der Emission und des Eintrags von sekundären Mikroplastikpartikeln

Der Bericht des BMU aus dem Jahr 2018 in Bezug auf diese Ziele und die Erfolgsaussichten, sie in den

kommenden Jahren in Nord- und Ostsee zu erreichen, fällt nüchtern aus: „Der Eintrag und das Vorkommen von Abfällen im Meer sind weiter zu reduzieren. Es wird erwartet, dass das MSRL-Maßnahmenprogramm 2016–2021, wenn in Deutschland konsequent umgesetzt, einen Beitrag zur Verbesserung des Umweltzustands leisten wird, der vermutlich langfristig messbar sein wird. Durch die Langlebigkeit von Plastik in der Meeresumwelt wird die Müllbelastung aber wahrscheinlich nicht bis 2020 erheblich zurückgehen. Es ist zu erwarten, dass der in der Meeresumwelt vorhandene Müll fragmentieren und dass so zunächst mit einem weiteren Anstieg von sekundärem Mikroplastik zu rechnen ist. Die Operationalisierung von weiteren Indikatoren für Makromüll, Mikroplastik sowie Müll in Mägen von Meerestieren und weiteren biologischen Auswirkungen wird vorangetrieben. Als weitere zukünftige Arbeitsschritte ist geplant, Reduktionsziele für Müll in den verschiedenen Meereskompartimenten und marinen Organismen abzuleiten, Verfahren für die Bewertung von schädlichen Auswirkungen zu entwickeln sowie bestehende Maßnahmen weiterzuführen und geplante MSRL-Maßnahmen zu implementieren.“ (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2019b; 2019c)

Derzeit läuft die Fortschreibung des Maßnahmenprogramms für den dritten Zyklus (2022–2027). Im April wurde der Entwurf des aktualisierten Maßnahmenprogramms in die Öffentlichkeitsbeteiligung gegeben, welche im September 2021 endete. Im Zuge der Überarbeitung des Maßnahmenprogramms wurden UZ5-03 und UZ5-09 zusammengefasst und ersetzt durch das Kennblatt:

- UZ5-10: Vermeidung und Reduzierung des Eintrags von Mikroplastikpartikeln in die marine Umwelt

Die Maßnahmenempfehlungen der UAG Mikroplastik, die während des dritten Workshops der Berliner Workshopreihe zu Mikroplastik aus dem vorliegenden Wissen abgeleitet und ausgesprochen wurden, sind dabei in Gänze in das Kennblatt zu UZ5-10 eingeflossen. Bis Dezember 2021 soll das neue Maßnahmenprogramm fertiggestellt sein, um im März 2022 der EU Bericht zu erstatten.

Eine besondere Bedeutung für Kunststoffemissionen spielt im Meeresschutz weiterhin die Kunststoffstrategie der Europäischen Kommission. Sie adressiert auch die Quellen, aus denen Mikroplastik entsteht. Der erste Aufschlag für ein spezifisch für Mikroplastik geltendes Regulierungsvorhaben stellt dabei der Beschränkungsvorschlag für bewusst zugesetztes Mikroplastik der Europäischen Chemika-

lienagentur (ECHA) dar. Der Beschränkungsvorschlag und weitere Maßnahmen, die im Rahmen der Kunststoffstrategie geplant sind, werden einleitend in Kapitel 3 vorgestellt.

1.3 Definition und Abgrenzung von Mikroplastik zu anderen Kunststoffemissionen

Für den Begriff „Mikroplastik“ existiert bisher keine einheitliche, wissenschaftliche Definition.

Etwa seit dem Jahr 2000 taucht der Begriff in der wissenschaftlichen Fachliteratur auf (Thompson et al. 2004). Erstmals definiert wurde er im Jahr 2008 von der (National Oceanic and Atmospheric Administration 2017) (NOAA). Durch die weite Verbreitung von Mikroplastik in der Umwelt, die Vielzahl möglicher Quellen und die daraus resultierende Relevanz der Thematik für verschiedene Bereiche des Lebens und der Wirtschaft existieren heute zahlreiche unterschiedliche Definitionen von einer Vielzahl beteiligter Akteure mit teilweise differierenden Interessen (Bertling et al. 2018a; Hartmann et al. 2019).

Die bisherigen Definitionsversuche erfolgten im Wesentlichen auf Basis physikalischer Eigenschaften (Form, Größe, Material) und pragmatischer Erwägungen (Abgrenzung zu Nanopartikeln, verfügbare Messtechnik etc.). Eine problemorientierte Begriffsschärfung zur Eingrenzung einer Ober- und Untergrenze und der relevanten Stoffgruppen sowie eine Verknüpfung mit human- und ökotoxikologischen Erkenntnissen hat es gleichwohl bisher nicht gegeben und ist noch Gegenstand der Forschung (Bertling et al. 2018b; Hartmann et al. 2019).

Wichtige Kriterien, welche in die Definition einfließen, sind die chemische Zusammensetzung, der Aggregatzustand, die Löslichkeit, die Größe, die Form und Struktur, die Entstehungsart und in einigen Fällen auch die Farbe von Mikroplastik (Hartmann et al. 2019). Die ersten drei Kriterien beschreiben dabei im Wesentlichen, welche Stoffgruppen zu Mikroplastik gezählt werden, während die restlichen Kriterien den Mikroplastik-Begriff weiter ausdifferenzieren.

Welche Stoffgruppen ein- oder ausgeschlossen werden, hängt stark von den jeweiligen Definitionen für die Begriffe Polymere¹ und Kunststoff² ab, die in

Wirtschaft und Wissenschaft sowie in verschiedenen Sprachräumen zum Teil unterschiedliche gehandhabt werden. Da die Gummi-Industrie einen eigenen Wirtschaftszweig darstellt und nicht zur Kunststoffindustrie gehört, werden Gummimaterialien (basierend auf Elastomeren³) gelegentlich nicht zu den Kunststoffen und damit auch nicht dem Mikroplastik zugerechnet. Im wissenschaftlichen Kontext werden die Elastomere allerdings häufig als Kunststoffe klassifiziert. Darüber hinaus ist es auch aus einer Umweltschutzperspektive zu empfehlen, die Gummimaterialien einzubeziehen. (Hartmann et al. 2019)

Eine klare Abgrenzung der Zustände fest und flüssig, fest und gelartig sowie fest und wachsartig zu ziehen, ist nicht trivial, da nicht immer eine klare Phasengrenze vorliegt. Bei Polymeren hängen diese Eigenschaften stark von der Art und der Anzahl der Monomere, ihren Verknüpfungen untereinander und den Umgebungsbedingungen ab (insbesondere der Temperatur).

Die meisten konventionellen Polymere sind unlöslich oder schwer löslich in Wasser. Ausnahmen sind bspw. PVA oder PEG. Häufig werden daher nur unlösliche Polymere dem Mikroplastik zugeordnet. Anlehnend an die REACH-Definition für schwer lösliche Stoffe wird meist eine Löslichkeit von < 1 mg/L als Grenzwert genannt (Bertling et al. 2018a; Hartmann et al. 2019). In den meisten Fällen wird nur allgemein zwischen löslich und unlöslich unterschieden, ohne genaue Grenzwerte anzugeben. Speziell in der Diskussion um Polymere in Kosmetikartikeln werden gelöste, flüssige, dispergierte und gelartige Polymere von einigen Akteuren ebenfalls zum Mikroplastik gezählt (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. 2017; Greenpeace e.V. 2017). In den meisten Fällen werden jedoch ausschließlich feste Partikel als Mikroplastik bezeichnet.

Das am häufigsten herangezogene Kriterium zur Definition von Mikroplastik ist die Größe (Hartmann et al. 2019). Die Vorsilbe „mikro“ stammt aus dem Griechischen und bedeutet „klein“. Im wissenschaftlichen Kontext ist es, als „µ“ abgekürzt, ein Vorfaktor vor SI-Einheiten und stellt den millionsten Teil dar. Als Mikrometerbereich wird in der Wissenschaft meist der Bereich von 1 bis 1.000 µm angegeben. Darüber hinaus wird die Vorsilbe „mikro“ im wissenschaftlich-technischen Sprachgebrauch aber auch als qualitative Größenangabe verwendet (ähnlich zu

¹ Polymere sind Makromoleküle (> 10.000 Gramm pro Mol) bestehend aus chemisch ähnlichen, strukturellen Wiederholungseinheiten.

² Kunststoffe bestehen aus Polymeren ergänzt um Additive, Füllstoffe und Verstärkungsmaterialien.

³ Elastomere sind vernetzte Polymere, die dauerhaft geformt und nicht erneut aufgeschmolzen werden können.

„meso“, „makro“, „mega“) im Sinne von „klein“ oder „winzig“, ohne dass damit eine exakte Größe festgelegt wäre (Mikrocomputer, Mikroökonomie etc.).

Etabliert hat sich für Mikroplastik bislang eine Obergrenze von 5 Millimetern, die in den meisten Definitionen genannt wird. Entstanden ist diese Obergrenze eher aus pragmatischen Überlegungen und der Tatsache, dass die ersten Mikroplastikfunde vor allem Pellets an Stränden waren. Kunststoffpellets sind ein Zwischenprodukt der Kunststoffindustrie und üblicherweise zwischen zwei und fünf Millimetern groß. Aus wissenschaftlicher Sicht ist diese Obergrenze nur schwer begründbar (Bertling et al. 2018a; Bertling et al. 2018b; Hartmann et al. 2019), da einerseits Verknüpfungen zu human- und ökotoxikologischen Erkenntnissen fehlen und andererseits neue Technologietrends wie beispielsweise Stäbchengranulate mit 10 Millimetern Länge (EMS Grivory 2017) die Sinnhaftigkeit dieser Obergrenze infrage stellen.

Neben der Obergrenze wird auch eine Größenabgrenzung nach unten, in den Nanometerbereich, diskutiert. Diese Grenze ist von großer praktischer Relevanz, da viele Polymere in Form von Polymerdispersionen eingesetzt werden. Sie haben typische Partikelgrößenverteilungen von 50 bis 700 Nanometern und werden häufig als Bindemittel in Farben und Lacken, als Trübungsmittel, Kleb- und Beschichtungsmittel eingesetzt. Je nachdem, bei welcher Partikelgröße die Grenze gesetzt würde, wären diese Anwendungen ggfs. von politischen und regulatorischen Maßnahmen zu Mikroplastik betroffen oder ausgenommen. Insbesondere bei Polymerdispersionen mit einer breiten oder gar multimodalen Verteilung wäre eine Zuordnung schwierig, auch die eindeutige messtechnische Bestimmung der Partikelgrößen im Nanometerbereich ist nicht in jeder Produktformulierung trivial (Braun 2020).

Einige Umweltverbände ergänzen den Betrachtungsbereich, in dem sie neben Mikroplastik auch andere synthetische Kunststoffe adressieren. Dies wird damit begründet, dass eine Gefährdung nicht auf bestimmte Größenklassen beschränkt sei. Eine Übersicht zu den Definitionen wichtiger Akteure gibt Tabelle 2.

Organisation	Gelöste, gelartige Polymere	Nano-Plastik	Mikroplastik
NOAA	ausgeschlossen	inkludiert	< 5 mm
ECHA 1	ausgeschlossen	inkludiert	1 nm bis 5 mm
ECHA 2	ausgeschlossen	teilweise inkludiert	100 nm bis 5 mm
ISO/TR 21960	ausgeschlossen	eigene Klasse < 1µm	1 µm bis 1 mm; großes MP: 1 bis 5 mm
BUND	inkludiert	inkludiert	1 µm bis 5 mm

Tabelle 2: Größenbereiche der Mikroplastikdefinition verschiedener Organisationen bzw. des adressierten Betrachtungsbereichs (BUND)

Für eine vollständige Beschreibung von Kunststoffemissionen setzt sich in der Wissenschaft die Einteilung gemäß ISO/TC 61 durch, wobei zum Mikroplastik häufig noch Mesoplastik ergänzt wird:

- Gelöste, gelartige Polymere
- Nanoplastik (< 1 µm)
- kleines Mikroplastik (1 µm bis 1 mm)
- großes Mikroplastik (1 mm bis 5 mm)
- Mesoplastik (5 mm bis 25 mm)
- Makroplastik (> 25 mm).

Neben der Größe wird Mikroplastik häufig über die Form und Struktur der Fragmente charakterisiert. Im Umweltmonitoring lassen Form und Struktur teilweise Rückschlüsse zu, aus welchen Quellen das Mikroplastik stammen könnte. Grob unterscheiden lassen sich vier Strukturen: Kugeln, unregelmäßige Partikel, Fasern und Plättchen (Hartmann et al. 2019). Darüber hinaus werden zahlreiche andere Begrifflichkeiten verwendet, die aber meist als Synonym für eine der vier genannten benutzt werden (z. B. Filamente, Fragmente, Trümmer, Mikroperlen uvm.). Im Zusammenhang mit Kosmetikprodukten ist häufig von *Microbeads* die Rede (Arthur et al. 2008).

Ein weiteres wichtiges Kriterium zur Unterscheidung von Mikroplastik ist die Entstehungsart. Grundsätzlich lässt sich Mikroplastik nach der Entstehungsart in drei Typen einteilen:

- I. Intendiert in der Herstellungsphase dem Produkt zugegebenes Mikroplastik,

- II. Mikroplastik, das durch Verschleiß und Verwitterung in der Nutzungsphase entsteht und
- III. Mikroplastik, das aus gelittertem, also achtlos entsorgtem Makroplastik erst in der Umwelt entsteht.

Beispiele für intendiertes Mikroplastik sind Microbeads in Kosmetikprodukten, polymerbeschichtete Düngemittel oder das Kunststoffgranulat auf Kunstrasenplätzen. Bei der Nutzung der Produkte kann das Mikroplastik in die Umwelt gelangen.

Als Verschleißprodukt entsteht Mikroplastik während der Nutzung zahlreicher Kunststoffprodukte durch Abrieb, Fragmentierung oder Verwitterung. Beispiele dafür sind Abrieb oder Verwitterung von Reifen, Straßenmarkierungen, Farben und Lacken und von landwirtschaftlich genutzten Kunststoffen.

Im Gegensatz zu den beiden ersten Typen entsteht Mikroplastik des dritten Typs erst nach der Nutzungsphase, durch Verschleiß- und Verwitterungsprozesse in der Umwelt aus Makroplastik (z. B. Kunststoffmüll, weggeworfene Reifen usw.).

Für die Beschreibung der Entstehungsarten wird häufig die Begrifflichkeit primäres und sekundäres Mikroplastik verwendet. Die Zuordnung der Kategorie II, also Mikroplastik, das in der Nutzungsphase entsteht, ist jedoch nicht immer einheitlich und wird in den verschiedenen Veröffentlichungen teilweise unterschiedlichen Typen zugeordnet. So handelt es sich nach OSPAR (2017) bei primärem Mikroplastik ausschließlich um Partikel, die in dieser Größe hergestellt wurden (Kategorie I) und bei sekundärem

Mikroplastik um Partikel, die während der Nutzung (z. B. Reifenabrieb, Textilfasern) oder durch Verwitterung (z. B. Farbe, Fragmentierung von Makroplastik) entstehen (Kategorie II und III).

Von (Boucher und Damien 2017) (Bertling et al. 2018b) wird hingegen vorgeschlagen, Kategorie I und II zum primären Mikroplastik zu zählen, aber dort als Untertypen A und B explizit zu benennen. Als sekundäres Mikroplastik würde dann nur noch die Kategorie III bezeichnet. Die Begründung für diese Einteilung liegt darin, dass sich durch diese zweistufige Einteilung die Verantwortung besser zuschreiben lässt. Primäres Mikroplastik wäre dann solches, dass in der Technosphäre bei Herstellung eines Produktes (Typ A) oder seiner Anwendung (Typ B) entsteht. Für beide Typen sollte die Verantwortung der Hersteller und Inverkehrbringer greifen – sowohl im Sinne einer umweltgerechten Produktgestaltung als auch im Sinne der erweiterten Produzentenverantwortung. Sekundäres Mikroplastik wäre hingegen nur solches aus gelitterten, illegal entsorgten oder vergessenen Kunststoffobjekten. Hier läge die Verantwortung vor allem bei Anwender*innen bzw. Verbraucher*innen. Unabhängig davon, wie die Kategorisierung gewählt und benannt wird, ist aber offensichtlich, dass die aktuell genutzte Zweiteilung in primär und sekundär zu kurz greift, da sie viele unterschiedliche Mechanismen und Entstehungsgründe pauschal in die Gruppe des sekundären Mikroplastiks verschiebt.

2 Mikroplastik in der Meeresumwelt

2.1 Quellen und Mengen

Die Quellen für Mikroplastik sind vielgestaltig. Es kann intendierter Bestandteil von Produkten sein oder durch Abrieb, Verschleiß und Verwitterung in der Nutzungsphase entstehen. Auch das Littering von Kunststoffen führt über längere Zeiträume zur Entstehung von Mikroplastik, da die gelitterten Kunststoffobjekte durch Umwelteinflüsse verspröden, indem Additive entweichen und anschließend durch mechanische Einwirkung (Wind, Wasser, Maschinen, Tiere) fragmentieren.

Eine Freisetzung von Mikroplastik liegt dann vor, wenn es nicht direkt an der Quelle und unmittelbar nach der Entstehung (also ohne nennenswerten räumlichen und zeitlichen Versatz) zurückgewonnen wird (z. B. durch Reinigungsmaßnahmen wie Fegen oder Staubsaugen mit anschließender Entsorgung in ein Abfallsammelsystem⁴). Auch Mikroplastikfreisetzungen, die ins Abwassersystem gelangen und dort ggf. im Klärschlamm abgeschieden werden, sollten daher als Emission mitbetrachtet werden und erst dann, wenn eine schadlose Entsorgung über einen geeigneten Pfad belegt werden kann, aus der Menge emittierten Mikroplastiks herausgerechnet werden.

Die Freisetzung kann durch sehr unterschiedliche Mechanismen entlang des Lebenszyklus⁴ stattfinden. Dies kann exemplarisch an Farben verdeutlicht werden: Zunächst sind Produktionsverluste möglich, die durch Abluft oder Abwasser ausgetragen werden. Bei der Verarbeitung entstehen häufig Overspray (der Anteil der Farbe, der das Werkstück nicht erreicht) oder Tropfverluste, deren Freisetzung vor allem bei Anwendungen im Außenraum nicht vollständig verhindert werden können. Bei der Nassreinigung von Geräten und Gebinden findet anschließend ein Übergang von Mikroplastik in das Schmutzwasser statt. Das Entlacken, Schleifen oder Polieren während und am Ende der Nutzungsphase von Farbschichten im Rahmen von Wartungsarbeiten führt zur Freisetzung sehr feinteiliger Kunststoffpulver und auch die langfristige Verwitterung von Farbschichten liefert einen Beitrag zu Kunststoffemissionen.

In verschiedenen Studien (Bertling et al. 2021b; Bertling et al. 2018b; Bertling et al. 2018c; Boucher und Damien 2017; Essel et al. 2015b; Hann et al.

2018; Jepsen et al. 2019; Lassen et al. 2015b; Magnusson et al. 2016b; Sundt et al. 2014) wurde eine Vielzahl von Quellen identifiziert, die in Bezug auf die freigesetzten Mengen, die Art der Kunststoffe (und damit auch den enthaltenen Additiven) sowie die Relevanz für Meeres- und Bodenschutz sehr unterschiedlich sind. Die folgende exemplarische Liste zeigt die Vielzahl möglicher Quellen für Kunststoffemissionen:

- Reifenabrieb von KFZ, Fahrrädern, Sportgeräten
- Abrieb von Schuhsohlen
- Abrieb und Verwitterung von Farben (insbesondere Fassadenfarben im Außenraum)
- Schleifen und Sandstrahlen von Farbschichten
- Tröpfchenverluste bei Malerarbeiten
- Nassreinigung von Malerwerkzeug und Restentleerung von Farbgebinden
- Freisetzung von Infill (Einfüllgranulat) und Abrieb von Fasern aus Kunstrasenplätzen
- Abrieb und Verwitterung von Sportböden und Spielflächen (Laufbahnen, Fallschutz etc.)
- Staubbefreiung und Verluste bei Verarbeitung, Transport und Deponierung von kunststoffhaltigen Abfällen (Automobilabfall, Bauschutt, Papierrecycling etc.)
- Ausbringung von kunststoffhaltigen Komposten und Gärresten (Fehlwürfe, ungenügende Abtrennung von Verpackungen, Hilfsstoffe wie Flockungshilfsmittel)
- Freisetzung von Fasern aus Textilien beim Waschen und Trocknen in Haushalten, Waschsälonen und Wäschereien
- Freisetzung von Fasern beim Tragen/Nutzen von Textilien (Bekleidung, technische Textilien bspw. in Landwirtschaft, Garten- und Landschaftsbau oder Architektur)
- Verluste von Kunststoffpellets durch Unfälle oder Reinigung bei Herstellung, Transport und Verwendung
- Abrieb und unsachgemäßes Entfernen von Fahrbahnmarkierungen
- Freisetzung von Kunststoffen als Zuschlagsstoff in Asphalten durch Abrieb oder bei Abbrucharbeiten
- Freisetzung von Kunststoffpellets als Verpackungsmaterial von Pflastersteinen
- Freisetzung von Kunststoffen auf Baustellen durch Abrieb, Schnittverluste oder Staubbildung bei Abbrucharbeiten

⁴ Abzüglich der Emissionen, die während der Abfallentsorgung und Verarbeitung entstehen.

- Abrieb von Verpackungen (insbesondere Styropor für Transportverpackungen)
- Freisetzungen von Kunststoffen aus Schleif- und Poliermitteln (in Form von Bindemitteln oder partikulären Zusätzen)
- Abrieb und Verwitterung von landwirtschaftlichen genutzten Kunststoffprodukten (Folien, Pflanzbehälter, Pflanzhilfen etc.)
- Polymere als Beschichtungs- und Hilfsstoff für Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und Bodenverbesserer
- Freisetzung von Kunststoffen aus Kosmetik, Wasch-, Putz- und Reinigungsmitteln (Microbeads in Peelings, Trübungsmittel und filmbildende Dispersionen)
- Abrieb von Reinigungsgeräten mit Borsten sowie Wischelementen aus Kunststoff (Besen, Kehrmaschinen, Scheibenwischer etc.)
- Abrieb von Schneidfäden aus Rasentrimmern
- Freisetzung von Kunststoffen beim Bohren, Schneiden oder Zerspanen von Halbzeugen
- Abrieb von Antriebselementen aus Kunststoff (Riemen, Zahnräder, Gleitschienen etc.)
- Abrieb und Schnittverluste an Wasser- und Abwasserrohren
- Freisetzung von Kunststoffen aus Medikamenten (Bindemittel oder Beschichtung)
- Fragmentierung von Kunststoffen aus Pyrotechnik
- Abrieb von Spielgeräten (Spielplatzgeräte, Bälle)
- Abrieb von Netzen, Seilen und anderen Ausrüstungsbestandteilen aus Kunststoff in der Fischerei und Schifffahrt (insbesondere Dolly Ropes)
- Abrieb von Radiergummis und Reinigungsschwämmen
- Unsachgemäße Entsorgung von Kunststoffkontaktlinsen
- Abrieb und Schnittverluste von Elektrokabeln (z. B. bei der Erdverlegung, in Windkraftanlagen etc.)
- Freisetzung von kunststoffhaltigem Glitter und Konfetti durch unzureichende Reinigung
- Abrieb von Schallplatten
- Abrieb von Küchenutensilien (beschichtete Pfannen, Küchenhelfer, Schneidbrettchen aus Kunststoff etc.)
- Abrieb an Förder- und Fließbändern (Steine- und Erdenindustrie, Metallurgie, Landwirtschaft, Lebensmittelverarbeitung etc.)
- Verluste und Fragmentierung von Kabelbindern (als Elemente von Zäunen, Telekommunikationsanlagen etc.)
- Abrieb oder unsachgemäße Reinigung bei der Entschichtung von Schiffsbeschichtungen, wasserbaulichen Anlagen oder Bojen
- Freisetzung von Lasersinterpulvern durch Unfälle oder unsachgemäße Reinigung

- Abrieb von gewachsenen Oberflächen oder direkte Freisetzung von mikronisierten Wachsen bei unsachgemäßer Reinigung
- Freisetzung von Flockungshilfsmitteln oder Ionentauschern bei der Abwasserbehandlung

Trotz dieser Vielzahl an bereits benannten Quellen kann prognostiziert werden, dass weitere identifiziert werden und eine zukünftige Ausweitung des Kunststoffeinsatzes auf weitere Anwendungen stattfinden wird und damit weitere Quellen für Mikroplastikemissionen hinzukommen werden.

Kunststoffe bestehen aus Polymeren, Additiven, Weichmachern, Füll- und Verstärkungsstoffen. Häufig sind sie auch noch mit anderen Materialien oder Füllgütern verbunden. Der Polymeranteil kann quellen-spezifisch in den verschiedenen Anwendungen sehr unterschiedlich sein. Während er bspw. bei Beschichtungen von Saatgut unter 1 % beträgt, erreicht er bei Farben 20 bis 50 %. Eine Vielzahl von technischen Kunststoffprodukten wie Reifen oder PVC-Bahnen für die Bautechnik sind hochgefüllt mit Weichmachern, Füll- und Verstärkungsmaterialien. Andererseits sind in Folien für Lebensmittelverpackungen oder die Landwirtschaft häufig keine Füllstoffe und nur sehr geringe Additivmengen enthalten. Da die Gefährdung durch Kunststoffemissionen aber genauso sehr durch die Additive wie die Polymere verursacht wird, ist es sinnvoll, bei Abschätzungen zur Freisetzung die Gesamtmassen zu bilanzieren. Im Idealfall würden die Additivfrachten stoffspezifisch und quantitativ erfasst, was aufgrund mangelnder Deklaration seitens der Hersteller aber kaum machbar ist (Polcher et al. 2020).

Der Stand des Wissens zu den Massenströmen an Kunststoffverlusten aus diversen Anwendungen sowie den in die Umwelt und insbesondere die Meere als finale Senke übergehenden Massenströmen ist noch sehr gering. Die in den letzten Jahren erschienenen Studien zu diesem Gebiet sind hinsichtlich der Methodik, der betrachteten Regionen sowie der Zahl der berücksichtigten Quellen sehr unterschiedlich. Die Schätzungen für die Gesamtverluste aus sämtlichen betrachteten Kunststoffanwendungen besitzen Werte von ca. 1,7 bis 5,2 Kilogramm pro Kopf und Jahr. Die in die aquatische Umwelt übergehende Menge beträgt von 0,1 bis 1,5 Kilogramm pro Kopf und Jahr. Die meisten Autor*innen gehen davon aus, dass die emittierte Menge an Mikroplastik die an Makroplastik deutlich übertrifft. Insbesondere in entwickelten Ländern liegen die Mikroplastikemissionen sowohl über den weltweiten Durchschnittswerten als auch deutlich über denen für Makroplastikemissionen (Tabelle 3).

Die Emissionen werden durch sehr unterschiedliche Rechtsakte adressiert und reguliert. So handelt es sich bei bspw. bei Farben um Produkte mit intendiert zugesetztem Mikroplastik. Diese fallen unter den geplanten Beschränkungsvorschlag der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA, vgl. Kap. 3.1), sobald sie verfestigt sind, greift der Beschränkungsvorschlag allerdings nicht mehr. Emissionen, die durch Verwitterung, Verschleiß und Abrieb entstehen könnten bspw. durch Produktlabel oder

Durchführungsmaßnahmen der europäischen Öko-designrichtlinie reguliert werden, dazu müsste der Geltungsbereich der Richtlinie allerdings deutlich ausgeweitet werden, da sie sich bisher ausschließlich auf energieverbrauchsrelevante Produkte bezieht. Entsprechende Maßnahmen werden im Rahmen der europäischen Kunststoffstrategie in den entsprechenden Ausführungen für Reifen und Textilien derzeit diskutiert. Die Klassifikation und Beschreibung der Quellen in Kapitel 3 orientiert sich an dieser Einteilung.

Autor*in/Jahr	Region	Makroplastik-emission [g/(cap a)]	Makroplastik-emission [g/(cap a)]	Systemgrenze
(Sundt et al. 2014)	NO		1.590	Freisetzung in die marine Umwelt
(Lassen et al. 2015a)	DK		965 - 2.440 106 - 548	Anwendungsverluste Freisetzung in die marine Umwelt
(Essel et al. 2015a)	DE		2.200 - 5.130	Anwendungsverluste
(Jambeck et al. 2015)	World	615 - 1.628		Freisetzung in die marine Umwelt
(Magnusson et al. 2016a)	SE		1.670 - 3.880	Anwendungsverluste
(Boucher und Damien 2017)	World		236 - 660 102 - 320	Anwendungsverluste Freisetzung in die marine Umwelt
(Bertling et al. 2021b; Bertling et al. 2018b)	DE	1.405 148*	2.880	Anwendungsverluste Freisetzung in die Umwelt
(Ryberg et al. 2019)	World EU		390 896	Freisetzung in die Umwelt
(Jepsen et al. 2019)	DE	8 - 158	1.813 - 3.049	Freisetzung in die Umwelt

Tabelle 3: Abschätzungen zu Mikro- und Makroplastikemissionen verschiedener Autor*innen

- 10 Transport durch Tiere
- 11 Wellenschlag

2.2 Transferpfade

Grundsätzlich existieren verschiedene Pfade, auf den Kunststoffemissionen in bestimmte Umweltkompartimente transportiert werden können. Unterschieden wird zwischen

punktuellen Einträgen:

- 1 Gereinigte Abläufe der Kläranlage
- 2 Regenwasserkanäle im Trennsystem
- 3 Mischwasserüberläufe
- 4 Direkt einleitende Haushalte/Industrien
- 5 Niederschlagsentwässerung außerorts
- 6 Direkteinträge von Schiffen und wasserbaulichen Einrichtungen

und diffusen Einträgen:

- 7 Atmosphärischer Transport durch Wind
- 8 Abschwemmungen (Transport durch Niederschlagswasser)
- 9 Grundwasser

Entscheidend für das Transportverhalten von Mikroplastik in der Umwelt sind Partikelgröße und -form sowie die Partikeldichte. Über den Wind werden hauptsächlich Fäden und Fasern transportiert (Allen et al. 2019; Gasperi et al. 2018). Weiterhin ist anzunehmen, dass insbesondere Kunststoffe, die leichter sind als Wasser, also bspw. Polyolefine oder geschäumte geschlossenzellige Kunststoffe hohe Transferraten durch den Transport mittels Niederschlagsabflüssen erreichen. Kunststoffe mit Dichten größer als Wasser ($> 1 \text{ g/cm}^3$) – Elastomere, Duroplaste und viele technische Thermoplaste – dürften sich hingegen wesentlich langsamer fortbewegen und hauptsächlich sedimentieren (Bertling et al. 2018b).

Die Modellierung und empirische Untersuchung der Mobilität von Mikroplastik in der Umwelt und die Ermittlung von Transferraten stehen noch am Anfang (Bertling et al. 2018b). Die Vielzahl sequenzieller und paralleler Transportvorgänge erschwert eine realitätsnahe Abbildung der tatsächlich ablaufenden Prozesse. Modellbasierte Prognosen sind daher nur

begrenzt möglich. Die Parametrisierung der Modelle basiert zumeist noch auf zahlreichen Annahmen und Experteneinschätzungen.

Für Deutschland deuten Untersuchungen zur Bodenerosion darauf hin, dass in Norddeutschland der Transport durch Wind relevanter ist als in Süddeutschland (BGR 2021). In Gebirgs- und Mittelgebirgsregionen (vor allem in Mittel- und Süddeutschland) ist hingegen der Transport über das Niederschlagswasser von größerer Bedeutung. Insbesondere Starkregen oder Überschwemmungen sorgen für eine weite Verbreitung und Verteilung. (Scheurer und Bigalke 2018) stellten in Untersuchungen an Schweizer Flussauen fest, dass vor allem kleineres Mikroplastik auch in Regionen mit niedriger Bevölkerungsdichte auftritt, während in der Nähe von Ballungsräumen vermehrt Mesoplastik gefunden wurde. Sie schließen daraus, dass äolischer Transport ein wichtiges Element bei der Ausbreitung ist. Nichtsdestotrotz zeigten Untersuchungen zur Abscheidung von Fasern aus der Atmosphäre höhere Werte für urbane Regionen (Dris et al. 2016a). Die Fasern sind daher vermutlich in einem dynamischen Gleichgewicht zwischen Aufwirbelung und Abscheidung. Auch Untersuchungen in den französischen Pyrenäen ergaben, dass in Bergregionen ein Transport von Mikroplastik über den Wind stattfindet, wobei dieser Transport regional (im Umkreis von 50–100 km) begrenzt ist und insbesondere kleinere Partikeln (< 1 mm) und Fasern betrifft. Auf einer im Wind aufgestellten Fläche wurden 365 Mikroplastikpartikel pro Quadratmeter und Tag nachgewiesen (Allen et al. 2019).

Die bisherigen Untersuchungen legen ihren Fokus stark auf einen Transfer in die Meere. Trotz zahlreicher Wissenslücken existieren bereits einige Abschätzungen. Für den Anteil der Quelle, die bis zum Meer gelangt, werden Transferfaktoren von 19 bis 47 % angegeben (Boucher und Damien 2017; Lassen et al. 2015a; Magnusson et al. 2016a; Sundt et al. 2014).

Der Anteil des Mikroplastiks, der in den Schmutzwasserkanal der Siedlungswasserwirtschaft gelangt, wird zu einem großen Teil durch Kläranlagen entfernt und über den Klärschlamm mengenmäßig eher in die Böden als in die Meere transportiert. (Lassen et al. 2015a) differenzieren daher auch Transferfaktoren für primäres Mikroplastik des Typs A (intendiert hinzugefügt und in der Regel über das Schmutzwasser entsorgt), für das sie einen Transferkoeffizienten von 2 % angeben und für primäres Mikroplastik des Typs B (aus Verwitterung und Abrieb in der Nutzungsphase, das vor allem über die Niederschlagsentwässerung transportiert wird), für

das sie einen Transferkoeffizienten von 21 % abschätzen.

(Piehl et al. 2021) schätzen für das Einzugsgebiet des Warnow-Ästuars, dass 49,4 % der Emissionen direkt über Zuflüsse stattfinden. 43,1 % stammen aus der Niederschlagsentwässerung und 6,1 % aus Mischwasserabschlägen, nur 1,4 % stammen aus dem Auslauf von Kläranlagen. Die Daten basieren auf Messungen von Partikelkonzentrationen in den entsprechenden Zuläufen. Die untergeordnete Relevanz von Mischwasserabschlägen gegenüber der Niederschlagsentwässerung wurde auch von (Bertling et al. 2018b) diskutiert.

Mit Simulationen auf Basis von dreidimensionalen Strömungsmodellen wurde von (Schernewski et al. 2021) der Mikroplastik-Eintrag in die Ostsee aus urbanen Quellen abgeschätzt sowie die Verweildauer untersucht. Dabei wurde ein jährlicher Eintrag von rund 67 Billionen Mikroplastik-Partikel aus der Niederschlagsentwässerung, Mischwasserabschlägen und direkten Einträgen angenommen. Erstaunlicherweise ergab die Modellierung nur eine geringe durchschnittliche Verweildauer in der Ostsee von 14 Tagen. Sollten sich diese Ergebnisse bestätigen, stellt sich die Frage, ob die für den Deskriptor 10 gewählten Indikatoren zu Mikroplastikkonzentrationen, die vor allem das Oberflächenwasser und die Wassersäule adressieren, richtig gewählt sind (vgl. Kapitel 1.2). Die Entfernung zur Emissionsquelle erwies sich als die Hauptursache für die Unterschiede in der Menge der an den Stränden und Küsten abgelagerten Mikroplastikpartikel. Auch für Polymere wie PET mit einer Dichte höher als Wasser konnte gezeigt werden, dass durch Resuspensionseffekte und anschließendes Anspülen an Ufer und Strände eher eine Aufkonzentration an den Stränden als in den Sedimenten am Meeresgrund stattfindet (Schernewski et al. 2020). Es zeigte sich, dass sich der Eintrag von Mikroplastik aus urbanen Quellen in die Ostsee halbieren ließe, wenn nur der Anteil der jährlichen Abwässer, die über Mischwasserabschläge in die Ostsee gelangen, von derzeit 1,5 % auf 0,3 % verringern würde. Gleichzeitig würde sich der Gesamteintrag nur um 14 % reduzieren, wenn alle Abwässer behandelt und sämtliche Klärwerke mit einer dritten Reinigungsstufe ausgerüstet würden (Schernewski et al. 2021).

2.3 Verbleib und Umweltkonzentration

Die globale und ubiquitäre Verbreitung der Kunststoffe hat dazu geführt, dass auch in der Debatte um die Einführung eines neuen Erdzeitalters (Anthropozän) Kunststoff als ein wichtiges Indiz und als

potenzieller Marker angesehen wird (Zalasiewicz et al. 2017). In allen Bereichen der Umwelt wurde die Existenz von Mikroplastik inzwischen nachgewiesen. In Oberflächengewässern und der Wassersäule (GESAMP 2015; Geyer et al. 2017; Gregory und Anrady 2003), in Sedimenten des Meeresbodens (Ling et al. 2017), in Böden (de Souza Machado, Anderson Abel et al. 2018), auf landwirtschaftlichen Flächen (Liu et al. 2018), in entlegenen Regionen wie den Pyrenäen (Allen et al. 2019), der Arktis (Alfred Wegener Institut 2018), im Trinkwasser (Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt Münsterland-Emscher-Lippe 2018), in Lebensmitteln (Dehaut et al. 2016) und im Menschen selbst (Liebmann et al. 2018).

Die Persistenz von Kunststoffen gegen mechanische und biologische Degradationsprozesse sorgt für lange Verweilzeiten in der Umwelt (Bertling et al. 2018c; Bertling et al. 2018b; Emadian et al. 2017). Über die tatsächlichen Abbauezeiten von Kunststoffen in natürlichen Räumen ist bis heute allerdings nur wenig bekannt. Es existieren zahlreiche experimentelle Untersuchungen zur Abbaubarkeit von Kunststoffen aus standardisierten Laborversuchen.⁵ Für Umweltmedien wie Boden, See-/Fluss- und Meerwasser, Fluss- oder Meeressedimente lassen sich aus den Ergebnissen dieser Versuche aber nur bedingt allgemeingültige Schlussfolgerungen ziehen, da vergleichbare experimentelle Methoden und Modelle zur datengestützten Extrapolation für reale Umweltmilieus bis heute fehlen. Vermutet werden Abbauezeiten von einigen hundert bis tausend Jahren.

Jährlich wird mehr Mikroplastik emittiert, als durch mechanische und biologische Abbauprozesse zersetzt wird. Dies führt zukünftig zu einem weiteren massiven Anstieg der Kunststoffmengen in der Umwelt und speziell des Mikroplastiks, da große Kunststoffteile nach und nach zu Mikroplastik zerfallen. Diese absehbare Mengenzunahme im Verbund mit den bisherigen Erkenntnissen zu nachgewiesenen und vermuteten Schädwirkungen legt nahe, im Sinne des Vorsorgeprinzips des Umweltrechts zu handeln, um die eingetragenen Mengen an Mikroplastik zu begrenzen (Bertling et al. 2018b). Ein entsprechender gesellschaftlicher Konsens und eine Bereitschaft zum Handeln ist bei Plastic Litter (daranter versteht man zumeist durch illegale Praktiken oder Unachtsamkeit entsorgtes Makroplastik) bereits erkennbar. Da Mikroplastik de facto auch durch Reinigungsaktionen (Clean-Ups) nicht in relevanten

Mengen und ohne weitere negative Umweltauswirkungen rückholbar ist und sinnvolle umweltverträgliche technische Innovationen zur Rückgewinnung nicht in Sicht sind, ist hier die Dringlichkeit für effiziente Vermeidungsstrategien umso höher einzuschätzen.

2.3.1 Nordsee

(Maes et al. 2017) geben für die südliche Nordsee eine Partikelanzahl von 0 bis 1,5 Partikeln pro Kubikmeter Wasser und von 0 bis 3.146 Partikeln pro Kubikmeter Sediment mit einem Größenspektrum 355 bis 5000 µm an. Darüber hinaus fanden die Autor*innen, dass im Wasser unregelmäßige Fragmente dominierten, während in den Sedimenten ausschließlich sphärische Partikel und Fasern gefunden wurden. Darüber hinaus wurde festgestellt, dass mit abnehmender Partikelgröße die Partikelanzahl in den Sedimenten steigt, was als Hinweis auf Fragmentierung von Makro- zu Mikroplastik interpretiert werden könnte. Leslie et al. erzielten ähnliche Spannweiten bei den Messungen in Sedimenten von Fluss, Ästuar und Meer (10 bis 3.600 Partikel pro Kilogramm (TM)⁶). Weiterhin fanden sie einen deutlichen Land-Fluss-Gradienten, der als Beleg für landbasierte Einträge dienen kann (Leslie et al. 2017).

Eine neuere Studie von (Lorenz et al. 2019), bei der an 24 Stationen Proben aus sublitoralen Sedimenten und Oberflächenwasser genommen wurden, weist ebenfalls Mikroplastik im Größenbereich von 11 bis 5.000 Mikrometern nach. In allen untersuchten Proben wurden Mikroplastikkonzentrationen von 2,8 bis 1188,9 Partikel pro Kilogramm Sediment (TM) und 0,1 bis 254 Partikel pro Kubikmeter Oberflächenwasser nachgewiesen. Der größte Teil der Partikel wies dabei eine Größe von unter 100 Mikrometern auf. Die wichtigsten Polymertypen waren Polypropylen, Polyacrylate, Polyurethane (Lackpartikel) sowie Polyamide. Nichtsdestotrotz variieren Partikelzahlen und Polymertypen erheblich.

⁵ Z. B.: Yabannavar und Bartha (1994); Kasuya et al. (1997); Rutkowska et al. (2001); Tachibana et

al. (2013); Deroine et al. (2014); Emadian et al. (2017).

⁶ TM = Trockenmasse, Trockengewicht

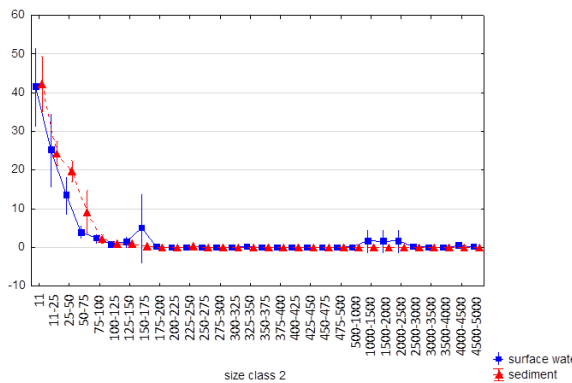


Abbildung 1: Partikelanzahlverteilung von Mikroplastik im Sediment und Oberflächenwasser nach (Lorenz et al. 2019).

2.3.2 Ostsee

85 Millionen Menschen bewohnen das Drainagegebiet, welches in die Ostsee einleitet. Da es zudem um ein Binnenmeer handelt, lastet ein besonders großer anthropogener Druck auf der Ostsee im Vergleich zu anderen Meeren und Ozeanen. Dies bedingt auch ein hohes Potenzial für Kunststoffenträger. Eine ganzheitliche Untersuchung muss dabei die Strände, Ästuare, die offene Ostsee im Sinne der Wasseroberfläche und Wassersäule und des Meeresbodens sowie die wesentlichen biologischen Auswirkungen durch Plastikmüll im Meer gleichermaßen in den Blick nehmen.

Die Untersuchung von Mikroplastik aus urbanen Quellen mithilfe von Simulationen auf der Basis von dreidimensionalen Strömungsmodellen zeigte eine durchschnittliche Konzentration von 1,4 Partikel der leichten Kunststoffe Polyethylen und Polypropylen pro Quadratmeter Meeresoberfläche. Für den Meeresboden wurde die durchschnittliche Konzentration von schwererem PET auf 4 Partikel pro Quadratmeter Sedimentoberfläche berechnet (Schernewski et al. 2020).

Verschiedene Studien kommen übereinstimmend zu dem Ergebnis, dass die größte Verschmutzung von Mikroplastik küstennah in der Nähe von Emissionshotspots zu finden ist. In der offenen Ostsee fanden sich hingegen deutlich geringere Konzentrationen (Gewert et al. 2017; Schernewski et al. 2020). So wurden in Sedimenten des Warnow-Ästuars bis zu 379 Mikroplastik-Partikel pro kg Trockengewicht nachgewiesen und nur 2 Mikroplastikpartikel pro kg Trockengewicht in der Ostseemündung (Enders et al. 2019).

(Haseler et al. 2020) untersuchte 190 Strandproben in 35 Ostseeregionen mithilfe der Sandrechenme-

thode auf Mikro- und Meso-Abfall (2-25 mm). Auf einer Fläche von 10.271 Quadratmetern wurden 9.345 Müllteile gefunden, von denen 53 % als Kunststoffe identifiziert wurden. Am häufigsten wurden Industriepellets (19,8 %), nicht weiter identifizierbare Plastikstücke von 2-25 mm (17,3 %) und Zigarettenkippen (15,3 %) detektiert.

2.3.3 Analysemethoden

Zur Messung der Mikroplastikkonzentrationen vor allem im offenen Gewässer sind reproduzierbare, kontaminationsfreie Methoden erforderlich, die große Mengen Flüssigkeit verarbeiten können und auch sehr feine Kunststoffpartikel unabhängig von ihrer Dichte abtrennen können. Entsprechende Geräte wurden bereits entwickelt (u. a. (Lenz und Labrenz 2018)). Mittelfristig sollten sie standardisiert werden, um die Vergleichbarkeit von Messungen zu erhöhen.

Die Herausforderung beim Nachweis von Mikroplastik beginnt bereits mit der Probennahme. Während bei den Sedimenten, in denen das Mikroplastik höher konzentriert vorliegt, die Gewinnung einer ausreichenden Probenmenge noch recht einfach ist, erfordert der Nachweis von Mikroplastik im Wasser die Filterung großer Mengen. Netze sind nur bis zu gewissen Größenklassen geeignet, da durch sie kleineres Mikroplastik nicht erfasst werden kann, und sie zudem meist selbst aus Kunststoff bestehen. Dadurch stellen sie eine potentielle Kontaminationsquelle dar. Möglichst geschlossene, kunststofffreie Filtersysteme, bei denen das Wasser durch die Filter gesaugt wird, sind daher erforderlich (Lenz und Labrenz 2018).

Proben aus allen Umweltkompartimenten müssen vor der partikelbasierten, chemischen Analyse aufbereitet werden. Je nach Matrix können unterschiedliche Methoden und Verfahren angewandt werden, um die störenden organischen und anorganischen natürlichen Partikel von den Kunststoffen abzutrennen, ohne diese dabei anzugreifen (Enders et al. 2019). Das Arbeiten in einer kunststofffreien Umgebung im Labor ist wichtig zur Vermeidung von Kontaminationen bei der Analyse. Für eine Reduktion von Messfehlern und eine Verbesserung der Vergleichbarkeit von Ergebnissen haben Enders et al. einen detaillierten Ablaufplan zur Methodenauswahl entwickelt (Enders et al. 2020).

Die Extraktion von Mikroplastik aus Biota ist weniger gut entwickelt; es deutet sich aber an, dass über Lösungsmittel wie Hexan Mikroplastik aus biologischen Proben gut aufgereinigt werden kann (Lenz et al., 2021, submitted).

Für die Polymeranalytik hat sich mittlerweile eine Vielzahl an Verfahren etabliert. Grundsätzlich ist zwischen thermoanalytischen und spektroskopischen Verfahren zu unterscheiden. Die Anwendung dieser Verfahren ist grundsätzlich von der Aufgabenstellung der Untersuchung abhängig – also ob eine massebasierte Analyse oder partikelbasierte Analyse notwendig ist. Für eine durchgängige Analytik von der Quelle bis zur Senke, die aus umweltregulatorischer Sicht sinnvoll wäre, sollte ein Abgleich der Empfehlungen und Methoden für die terrestrische, fluviale und marine Analytik erfolgen. Ein Vergleich aller erprobten Methoden und eine Einschätzung der Anwendbarkeit erfolgte durch die Handlungsempfehlung der Projekte des Forschungsschwerpunktes „Plastik in der Umwelt“ (Braun 2020). Für ein umfassendes Monitoring ist eine Automatisierung erforderlich. Dazu wurden u. a. bereits spektrale Datenbanken erstellt und veröffentlicht (Primpke et al. 2018).

2.3.4 Monitoring zum Aufkommen von Mikroplastik in Nord- und Ostsee

Die deutlichen lokalen Variationen bei Partikelanzahlen und Polymertypen zeigen, dass ein realistisches Bild über Verbleib und Aufkommen von Mikroplastik nur durch ein flächendeckendes Monitoring darstellbar ist.

Deskriptor D10C2 erfordert es, das Aufkommen von Mikroabfällen in der Oberflächenschicht der Wassersäule und am Meeresboden und optional an der Küste zu überwachen.⁷ Mikroabfälle sollten dabei so überwacht werden, dass die Abfalleinträge den jeweiligen Quellen (bspw. Häfen, Jachthäfen, Kläranlagen, Regenwasserkanalisationen) zugeordnet werden können. Während das Monitoring von Makroplastik an Stränden über das Strandmüllmonitoring bereits etabliert ist, steckt das Monitoring von Mikroplastik noch in einer frühen Entwicklungsphase. Konkret als Kandidaten für eine Ausweitung des Monitorings werden aktuell diskutiert (Stand 2021):

- Mikroplastik in Sedimenten (OSPAR/HELCOM)
- Mikroplastik in der Wassersäule (HELCOM)

Eine Vereinheitlichung der Aktivitäten von OSPAR und HELCOM wie auch der technischen Arbeitsgruppe der EU zu Meeresmüll (Technical Group Marine Litter, TG ML) wäre sinnvoll. Aktuell wird

dies im Rahmen des HELCOM BLUES Projektes und der Überarbeitung des Monitoringleitfadens der TG ML adressiert. Ziel ist ein gemeinsames Monitoring-Protokoll, das die Harmonisierung mit den regionalen Meeresschutzübereinkommen und der MSRL ermöglicht.

Für eine sinnvolle Verknüpfung der durch ein Monitoring bestimmten Konzentration mit den aus verschiedenen Quellen emittierten Mengen wäre es sinnvoll, dass zukünftig neben den Partikelanzahlen auch die Massen pro Quadratmeter (Wasser- oder Bodenoberfläche) bzw. Kilogramm Trockengewicht (Boden, Sand, Sediment) ausgewiesen werden. Nur so können die Gehalte in den Umweltkompartimenten mit den Emissionen aus verschiedenen Quellen in Verbindung gesetzt werden.

Seitens des IOW Rostock wurde dazu eine Rahmen- und Rechenmethode entwickelt, mit der sich Kunststoffe an Stränden quantifizieren lassen. Die Methode eignet sich allerdings nur für großes Mikroplastik (> 2 mm) und Mesoplastik. Die Autor*innen diskutieren kritisch, ob beim derzeitigen Aufwand für die Analyse von Mikroplastik vor allem in heterogenen Matrices ein umfassendes Monitoring von Mikroplastik < 1 mm überhaupt machbar ist.

Um neben dem Vorkommen von Mikroplastik in der Umwelt auch relevante Quellen und Eintragspfade zu identifizieren, wäre darüber hinaus auch die Erfassung von Mikroplastik z. B. in Flussmündungen, Bauwerken der Siedlungswasserwirtschaft inkl. Kläranlagen, Häfen, Werften und ggf. Offshore-Anlagen oder an Vegetationsflächen entlang von Flüssen zu erwägen.

2.3.5 Verfügbarmachung von Daten

Da die Untersuchung der Mikroplastik-Belastung in der Umwelt sehr aufwendig ist, stellen die Untersuchungsergebnisse oft nur Schlaglichter dar. Weiterhin sind die Probenahme und auch die Analytik sehr aufwendig, sodass auch zukünftig die Datensätze aus der Umwelt sehr begrenzt sein werden. Ein Vergleich verschiedener Studien wird zumeist dadurch erschwert, dass sich schon die Grundlagen der Erhebung (Mikroplastik-Größenklassen, Aufbereitungsverfahren, Analysetechniken etc.) stark unterscheiden.

Das IOW informierte über eine marine Plastik-Datenbank (MPDB), die mit Partnern aus dem Ostsee-

⁷ Deskriptor D10C3 wird in Kapitel 2.4.3 besprochen.

raum entwickelt wurde. Hier werden Mikroplastikpartikel georeferenziert erfasst und hinsichtlich Polymertyp, Größe, Form, Farbe etc. charakterisiert. Diese Datenbank ermöglicht den allgemeinen Import/Export sowie den Datenaustausch mit anderen internationalen und nationalen marinen Meeresmüll-Datenbanken und bietet die Möglichkeit zur Sicherung und Bewertung der Datenqualität, zur räumlichen Visualisierung und zur statistischen Analyse. Die MPDB wird derzeit auf dem IOW-Server unter 192.124.245.26 (micropoll.io-warnemuende.de) gehostet. Die MPDB wird projektübergreifend verwendet und steht auf Anfrage beim IOW öffentlichen Einrichtungen zur Verfügung gestellt.

2.4 Wirkungen

Das Vorkommen von Kunststoffen in der Umwelt darf nicht mit den Wirkungen auf Umwelt und menschliche Gesundheit verwechselt werden. Grundsätzlich lassen sich folgende Wirkungen unterscheiden:

- Mechanische Effekte auf Meereslebewesen insbesondere durch Verstrickung und Aufnahme (Ingestion) und auf (sensible) Habitats (Bedeckung, Schädigung)
- Chemisch-toxikologische Effekte durch Polymere oder deren Abbauprodukte
- Chemisch-toxikologische Effekte durch Additive und Füllstoffe
- Chemisch-toxikologische Effekte durch Adsorption/Desorption von Schadstoffen (Vektorfunktion)
- Ökosystemare Effekte wie Bildung von Barrieren, Besiedlung (bspw. Biofilme) von Kunststoffteilen oder Transport (bspw. Verschleppung) von Arten

Darüber hinaus spielt gerade bei Kunststoffen auch die ästhetische Beeinträchtigung der natürlichen Umwelt eine große Rolle und dies scheint in vielen Debatten der Punkt zu sein, über den sich sämtliche Stakeholder – Hersteller, Verarbeiter, Nutzer, Verwerter – am schnellsten einig sind.

2.4.1 Wirkungen in der natürlichen Umwelt

Die Anreicherung von Kunststoff in der Umwelt stellt eine massive Beeinträchtigung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme dar. In Bezug auf die mechanischen Wirkungen wird vor allem bei Seevögeln, Meeressäugern, Fischen und Schildkröten im hohen Maße Verstrickung und Strangulierung sowie die regelmäßige passive und aktive Aufnahme v.a. in Verwechslung mit Nahrung mit sublethalen und lethalen Folgen beobachtet. Bei Seevögeln, Rob-

ben und Fischen verdichten sich Hinweise auf negative Wirkungen bis auf Populationsebene. Der Umfang von Verstrickungen hängt vor allem von Größe und Form der Kunststoffobjekte als spezifische Risikofaktoren in Relation zur betroffenen Tierart sowie von der Menge der Kunststoffobjekte in der Umwelt ab. Verstrickung und damit einhergehende Verletzungen werden bislang vor allem als Problem in Bezug auf Makroplastik behandelt, wobei fädige Müllteile wie Verpackungsbänder, Netzfragmente und Seile/Taue besonders problematisch sind.

Bei einigen Arten erreicht die Aufnahme von Müllpartikeln inzwischen große Anteile der Gesamtpopulation (Bergmann et al. 2015; Derraik 2002; GESAMP 2015; Geyer et al. 2017; Gregory 2013; Li et al. 2016; Werner et al. 2016). Die Aufnahme von Müllteilen kann zu inneren Verletzungen und Blockaden, aber auch zum Verhungern führen, da der gefüllte Magen ein ständiges Sättigungsgefühl suggeriert.

In Laborexperimenten wurden bislang negative Wirkungen von Mikroplastik auf die Gesamtkonstitution und Reproduktivität auf unteren trophischen Ebenen belegt. Schädwirkungen wurden insbesondere auf kleine und wasserfilternde Lebewesen (Beseling et al. 2013; Boerger et al. 2010; Wagner und Lambert 2018; Wright et al. 2013), aber auch auf Algen (Bhattacharya et al. 2010; Kalcikova et al. 2017) nachgewiesen – teilweise durch physikalische Einwirkungen der Polymerpartikel selbst, teilweise durch enthaltene Additive.

Entsprechende Wirkungen unter realen natürlichen Bedingungen werden als naheliegend eingeschätzt, Umfang und Relevanz sind aufgrund der geringen Übertragbarkeit von Labor- und realen Bedingungen allerdings bislang nur schwer abschätzbar.

Neben den Schädwirkungen durch Mikroplastik an sich stellt sich auch die Frage, inwieweit Kunststoffe und vor allem Mikroplastik als Transportmedium die Exposition gegenüber Schadstoffen erhöhen; dies ist bislang unzureichend erforscht. Reale Schadstoffkonzentrationen, Verteilungsgleichgewichte sowie die Frage, ob bestimmte Arten Mikroplastik bevorzugt aufnehmen, sind hierbei von Bedeutung.

Kunststoffobjekte werden wie alle Objekte durch Biofilme besiedelt (Oberbeckmann et al. 2021) zeigen, dass sich die Biofilmzusammensetzung von natürlichen Partikeln (Holz) und polymeren Partikeln (PS) in Abhängigkeit des Nährstoffangebots – insbesondere in salinen Milieus – deutlich unterscheidet. (Kirstein et al. 2018) haben ebenfalls Unter-

schiede in den Biofilmen zwischen Glas und Kunststoff erkannt, allerdings auch eine gemeinsame Basis-Biofilmmzusammensetzung für verschiedene synthetische Polymere, die sich nur wenig davon unterscheiden. Ob und wie weit diese Unterschiede von Polymeren und Nicht-Polymeren oder gar zwischen verschiedenen synthetischen Polymeren auf ökosystemarer oder ökotoxikologischer Ebene relevant sind, ist noch unklar.

Es wird angenommen, dass die Kunststoffe als Vektor für die Artendrift inklusiver invasiver Spezies fungieren können. Inwieweit diese Drift der Kunststoffe im Vergleich zu natürlichen und anderen anthropogenen Transportmedien relevant ist, ist noch wenig untersucht. Aufgrund des sehr niedrigen Abbaus des Kunststoffs wird allgemein erwartet, dass die Wirkung als Vektor vor allem bei sehr langen und weiten Transportprozessen relevant sein könnte.

Darüber hinaus wird vermutet, dass das hohe Maß, in dem Kunststoffe sich in verschiedenen Habitaten anreichern, Einflüsse auf das artenübergreifende Zusammenleben haben wird. Kunststoffe können dabei einzelne Arten begünstigen und andere benachteiligen, sodass bisherige Gleichgewichte gestört werden und neue entstehen. Kunststoffabfälle schädigen und zerstören weiterhin (sensible) Habitate wie Korallenriffe oder Weichsedimente. Dies kann beispielsweise durch herrenlose Fischernetze oder Teile davon geschehen, welche die sandigen Sedimente und die dort lebenden Organismen in den Gezeitenzonen zudecken.

Die negativen Effekte auf die marinen Ökosystemdienstleistungen haben auch nachteilige sozioökonomische Wirkungen zur Folge. Aus den wenigen vorliegenden belastbaren Erhebungen kann bereits angenommen werden, dass die Kosten für die Vermeidung von Kunststoffemissionen geringer sind als die monetarisierten Schäden, die bei Nichthandeln entstehen.

Auch wenn der Transfer von Mikroplastik in der Nahrungskette nachgewiesen ist, ist unklar, welche konkreten Risiken für die menschliche Gesundheit damit verbunden sind. Unabhängig vom tatsächlichen Risiko gibt es bei den Verbraucher*innen kaum Akzeptanz für Mikroplastik enthaltende Lebensmittel.

Kunststoffe enthalten zahlreiche Additive, wie halogenierte Flammschutzmittel, Weichmacher, metallorganische Stabilisatoren, Katalysatoren, organische oder schwermetallhaltige Farbstoffe uvm. Hinzu kommen umweltrelevante Restmonomere, wie Bisphenol A, Methylmethacrylat, Styrol, Vinylchlorid

oder Formaldehyd (Bertling et al. 2018b). Für zahlreiche dieser Zusatzstoffe sind Schädwirkungen auf Menschen und Tiere bekannt. Bisherige Untersuchungen zeigen, dass Mikroplastikemissionen durch ein Herauslösen der Additive zu einem Übergang von Schadstoffen in der Umwelt führen können (Kitahara und Nakata 2020).

2.4.2 Experimentelle Untersuchungen zu den Wirkungen

Die konkreten öko- und humantoxikologischen Gefahren von Mikroplastik sind noch nicht hinreichend erforscht (GESAMP 2015; Wright und Kelly 2017); vieles ist noch unbekannt. Zusammenhänge werden eher vermutet, als dass sie belegt sind. Vor diesem Hintergrund sind systematische experimentelle Untersuchungen dringend erforderlich.

Grundsätzlich ist die Aufnahme von Mikroplastik für die meisten Organismen kein Problem, solange sie es nach der Aufnahme wieder ausscheiden. Entsprechende Ausscheidungen konnten von (Batel et al. 2016) an der Modellnahrungskette Krebslarve (*Artemia* sp. Nauplii) und Zebrafisch (*Danio rerio*) gezeigt werden. Allerdings können v.a. größere Mikroplastikpartikel ebenfalls zu den oben beschriebenen mechanischen Beeinträchtigungen führen.

Grundsätzlich sind relevante ökotoxikologische Effekte vor allem zu erwarten, wenn Partikel in Zellen bzw. das Gewebe gelangen (Translokation). Dies ist umso wahrscheinlicher, je kleiner die Partikel sind. (Batel et al. 2016) stellten in geringem Maße bei Salinenkrebse und Zebrafischen eine Translokation in das Gewebe (Darmzellen) fest. Experimentell nachgewiesen wurde eine Translokation bei Muscheln. Auch diverse Wirkungen wie oxidativer Stress, DNA-Schädigung, Neurotoxizität konnten nachgewiesen werden (Ribeiro et al. 2017).

Insbesondere die Wirkungen von sehr feinteiligen Partikeln bis in den Nanometerbereich hinein bspw. in Polymerdispersionen oder infolge einer Partikelgrößenabnahme durch Abbau oder Fragmentierung sollten daher experimentell untersucht werden.

Eine verstärkte Exposition gegenüber Schadstoffen, die nicht ursprünglicher Bestandteil des Kunststoffs sind, wurde vielfach diskutiert und experimentell untersucht. Es wird dabei angenommen, dass durch eine Sequenz von Sorption, Ingestion und Desorption von Kunststoffen und insbesondere Mikroplastik eine Aufkonzentration und Verfügbarmachung der Schadstoffe geschieht. In der Arbeit von (Batel et al. 2016) wurde am Beispiel von Benzpyren auch

zeigt, dass Mikroplastik als Vektor für Schadstoffe wirken kann. In anderen Untersuchungen wurde aber festgestellt, dass auch der gegenteilige Effekt möglich ist. Mikroplastik kann mit den Organismen um die Schadstoffe konkurrieren und eine Art Abschirmeffekt verursachen (Scopetani et al. 2018). Ob und wann ein negativer Effekt auftritt, hängt im hohen Maße von den Verteilungsgleichgewichten zwischen Schadstoff, Organismus und wässriger Umgebung sowie den entsprechenden Sorptionskinetiken ab. Auch weitere Trägerstoffe, die als Vektor fungieren könnten, stehen in Konkurrenz mit dem Mikroplastik (Koelmans et al. 2016).

Kesy et al. (2016) zeigten analog zu den Untersuchungen in Nord- und Ostsee (Kesy et al. 2016; Kirstein et al. 2018; Oberbeckmann et al. 2021), dass sich die bakterielle Besiedlung in Form von Biofilmen bei Polystyrol- und Glaspartikeln deutlich unterscheidet. Bei der nachfolgenden Passage durch den Verdauungstrakt des Wattwurms (*Arenicola marina*) näherten sich die Biofilme nach der Passage an. Inwieweit die stärkere Reduzierung des Biofilms beim Polystyrol ökotoxikologisch relevant ist, konnte jedoch nicht geklärt werden.

(Lenz et al. 2016), (Burns und Boxall 2018) verweisen im Hinblick auf die bisher durchgeführten experimentellen Studien zu den Wirkungen von Mikroplastik auf die deutliche Diskrepanz zwischen Laborbedingungen und realer Situation. Als ein Kritikpunkt wurde die Einstellung viel zu hoher Versuchskonzentrationen des Mikroplastiks in den Experimenten benannt. So fanden bspw. von 29 Studien nur zwei mit einer Mikroplastikkonzentration von < 0,1 Milligramm pro Liter statt. Die übrigen Studien wiesen hingegen Konzentrationen bis 100 Milligramm pro Liter auf. Inwieweit die Effekte so hoher Konzentrationen sich auf realistische Umweltkonzentrationen übertragen lassen, ist fraglich. Bedarf besteht insbesondere bei einem übergreifenden theoretischen Unterbau und Bewertungskonzept für die erwarteten Effekte sowie die Durchführung von Langzeitstudien bei niedrigen und realistischen Partikelkonzentrationen. Gleichzeitig sollten Partikel- und Polymertypen Verwendung finden, die denen der realen Kunststoffemissionen entsprechen. Die Nutzung von einheitlichen Partikelstandards ist hingegen wenig zielführend.

Auch hinsichtlich der Partikelgrößen scheint es in Bezug auf die toxikologische Relevanz, dass vor allem Partikel im Nanometerbereich für die Aspekte Translokation und Vektorfunktion relevant sind und Makroplastik in Bezug auf innere Verletzung, Verstopfung und Verstrickung. Diesbezüglich sollten zukünftige experimentelle Studien sämtliche Parti-

kelgrößen von Kunststoffemissionen unter Bezugnahme zu den relevanten charakteristischen Abmessungen des untersuchten Organismus bzw. Gewebes besser abdecken. Auch reale gealterte Partikel sollten im Vergleich zu Partikelstandards verwendet werden.

2.4.3 Monitoring zu Umweltwirkungen

Um die Wirkungen von Kunststoffen in der marinen Umwelt zu verfolgen werden seitens EU, OSPAR und HELCOM verschiedene Monitoringansätze verfolgt, entwickelt und standardisiert. Die Qualität eines Monitorings hängt dabei grundsätzlich von der Objektivität, räumlichen und zeitlichen Repräsentativität und Validität der Ergebnisse sowie von der Zuverlässigkeit und Reproduzierbarkeit der Methoden zur Probennahme und Analyse ab. Zu Beobachtung der Wirkungen von Mikroplastik sind bereits folgende Untersuchungsansätze als gemeinsame Indikatoren unter OSPAR etabliert:

- Mageninhalt gestrandeter, toter Eissturmvögel (Northern fulmar, vereinbartes Ziel: Bei weniger als 10 % der gefundenen Tiere < 0,1 g Kunststoffpartikel im Magen)
- Kunststoffpartikel im Gastrointestinaltrakt von gestrandeten, toten oder als Beifang erfassten Seeschildkröten (Loggerhead turtles, Trends in den Mengen und der Zusammensetzung von aufgenommenen Müllteilen > 1 mm)

Das etablierte Monitoring beschränkt sich auf Partikel > 1 mm, sodass aktuell nur großes Mikroplastik erfasst wird (European Commission - Joint Research Centre 2013). (van Franeker et al. 2016) zeigt, dass in den untersuchten Regionen 50 bis 90 % der untersuchten toten Eissturmvögel mehr als 0,1 Gramm Kunststoffe im Magen aufwiesen. Mit Stand 2019 zeigte sich noch kein positiver Trend in Richtung einer Verringerung (Stand 2019).

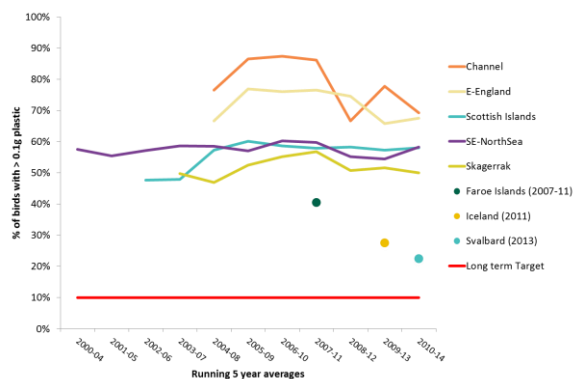


Abbildung 2: Anteil toter Vögel mit mehr als 0,1 g Kunststoff im Mageninhalt (OSPAR Commission 2019).

Andere Monitoringansätze, die diskutiert werden, um weitere Meeresregionen und Auswirkungskategorien zu adressieren, betreffen unter anderem Kunststoffpartikel in Muscheln und den Mägen verschiedener Fischarten und Sturmtauchern sowie die Verwendung von Kunststoffen als Nistmaterial in Seevogelbrutkolonien und damit einhergehende Verstrickungs- und Strangulierungsraten. Wissenschaftliche Projekte sollen dabei helfen, die Grundlagen für die Etablierung eines kohärenten Langzeitmonitorings bereitzustellen, bspw. im Rahmen von gleichnamiger F&E-Forschung, bei der Pilotverfahren für die Aufnahme von Müllteilen (Kunststoffen) durch Säuger, Fische und Muscheln in der deutschen Nord- und Ostsee und für die Verwendung von Kunststoffmüll in der Seevogelbrutkolonie auf Helgoland mit assoziierten Verstrickungen untersucht wurden (UBA, in Veröffentlichung) oder einer Untersuchung von Mikroplastik in Speisefischen wie Hering, Makrele, Sprotte etc. Die Untersuchung findet zweimal jährlich in jeweils sieben Nord- und Ostseegebieten an bis zu 20 Individuen pro Gebiet statt (Thünen-Institut 2021).

Derzeit existiert noch kein etabliertes Monitoringprogramm, das die Wirkungen speziell von Mikroplastik im Größenbereich bis 1 mm adressiert. Es liegen vielfältige Studien zu unterschiedlichen Umweltkompartimenten vor, deren Ergebnisse allerdings oft nicht vergleichbar sind und die nicht als Bewertungsmaßstab herangezogen werden können. Die weiteren strategischen Entwicklungen von Seiten der EU, OSPAR und HELCOM sollten dieses Defizit koordiniert adressieren und auf Veränderungen in der Meeresumwelt flexibel anpassbar sein. Pilotprojekte könnten wertvolle Erfahrungen bei der späteren Implementierung in Monitoringprogramme liefern. Langfristig ist für das Monitoring über zeitlich begrenzte Projekte hinaus ein dauerhaftes Konzept inklusive Finanzierung erforderlich.

Die Relevanz eines Mikroplastikmonitorings ist auch im Hinblick auf den Verbraucherschutz gegeben. Das Bundesinstitut für Risikobewertung sieht sich beispielsweise nicht in der Lage, eine Risikobewertung für über Lebensmittel aufgenommenes Mikroplastik abzugeben, da bisher keine gesicherten Erkenntnisse zu Vorkommen und Zusammensetzung in Lebensmitteln vorlägen (Bundesinstitut für Risikobewertung 2015).

2.5 Bewertung

Eine etablierte Methodik zur Bewertung von potenziellen Umweltwirkungen ist die in den ISO-Normen standardisierte Methode der Ökobilanz (DIN EN

ISO 14044; DIN EN ISO 14040). Diese ist in Ergänzung der Bewertungen der biologischen Auswirkungen von Meeresmüll auf marine Lebewesen im Rahmen des Meeresschutzes zu sehen.

Für bestimmte Umweltwirkungen bspw. Treibhausgasemissionen, Ressourcenverknappung, Eutrophierung oder Versauerung wurden spezifische Wirkungsabschätzungsmethoden entwickelt, die ein standardisiertes Vorgehen bei der Bewertung erlauben und die erzielten Ergebnisse verständlich und vergleichbar machen. Für die Berücksichtigung der Wirkungen von Kunststoffemissionen gibt es eine solche Wirkungsabschätzungsmethodik derzeit noch nicht (Sonnemann und Valdivia 2017).

Folgende Wirkungen von Plastikemissionen könnten Gegenstand einer Bewertung sein:

- 1) Verlust von Ressourcen/Kohlenstoffen
- 2) Chemisch-toxikologische Wirkungen von Additiven und Monomeren
- 3) Physikalisch-toxikologische Wirkungen von Partikel/Objekten
- 4) Wirkungen auf Meeresökosysteme, Habitate und Artenzusammensetzung
- 5) Sozioökonomische Auswirkungen

Zunächst könnte man die Emissionen auch als Ressourcenverluste (hier: Verluste von Kohlenstoff) beschreiben (1). Dazu existieren erste Ansätze die die Verluste von Ressourcenbeständen in der Technosphäre zum Thema haben (anthropogenes Lager) (Zampori und Sala 2017). Für stark emittierende Quellen, bei denen ein Großteil des verwendeten Kunststoffs nicht zurückgewonnen wird, wäre eine entsprechende Bilanzierung denkbar (bspw. bei Reifen, Farben, Klebstoffen, Microbeads in Kosmetik). Für viele andere Quellen, aus denen geringere Anteile emittieren, würde der Verlust an Kohlenstoff in der Gesamtbilanz aber bereits in der Datengenauigkeit untergehen (bspw. Faserverluste bei der Textilwäsche, Abrieb und Schnittverluste bei Baustoffen etc.). Weiterhin wäre die einzige Wirkung der Ressourcenverlust an sich; nachfolgende öko- und humantoxikologische Effekte würden bei dieser Variante der Integration von Kunststoffemissionen in Ökobilanzen vollkommen ausgeblendet. Auch Differenzierungen zwischen aquatischen und terrestrischen Wirkungen wären nicht möglich.

Die Abbildung von chemisch-toxikologischen Effekten (2) ist für die im Kunststoff enthaltenen Additive machbar und wird in Ökobilanzen auch praktiziert. Nichtsdestotrotz liegen heute nur für 18 % der Additive geeignete Daten (Charakterisierungsfaktoren) zur Berechnung der Wirkungen vor. (Hauschild et al. 2018). Fehlende Daten könnten aber bspw.

durch KI-Methoden abgeschätzt werden. (Song et al. 2017)

Für das Mikroplastik an sich liegen bis heute keine ausreichenden Informationen vor, die eine Berechnung der öko- und humantoxikologischen Wirkungen analog zum Vorgehen bei den Additiven oder sonstigen Schadstoffen erlauben würden. Insbesondere Effekte, welche durch Größe oder Form der Partikel bedingt sind und auch solche, die durch die extreme Persistenz verursacht werden, lassen sich mit der heutigen Methode nicht adäquat berücksichtigen.

Vor diesem Hintergrund wird im Projekt „Plastikbudget“ durch Fraunhofer UMSICHT das persistenzgewichtete Plastikemissionsäquivalent (PEÄ) als neue Wirkungskategorie (3) entwickelt. Dabei wird der emittierte Massenstrom eines Kunststoffes auf die finalen Umweltkompartimente, die als Senke in Betracht kommen, verteilt. Der von einem Umweltkompartiment aufgenommene Kunststoffmassenstrom wird mit der typischen Abbauzzeit multipliziert und auf eine Referenzzeit von einem Jahr bezogen. Schnell abbaubare Polymere weisen demnach kleine PEÄ auf, während schwer abbaubare Polymere hohe PEÄ besitzen. Gleichzeitig werden Emissionen in Kompartimente, in denen der Kunststoff einen guten Abbau zeigt, weniger beitragen als Emissionen in Kompartimente, in denen der Kunststoff besonders persistent ist.

Da für Kunststoffe, die sehr langsam abgebaut werden, die exakten Abbauraten kaum bestimmbar sind, wird analog zum Vorgehen bei Treibhausgasen ein Zeithorizont von 100 Jahren angesetzt. Das heißt: Sämtliche Polymere, die längere Abbauzeiten besitzen, werden mit einem gleich hohen PEÄ bewertet. Aus Umweltperspektive verstärkt dies den Innovationsdruck in Richtung gut abbaubarer Kunststoffe (Maga et al. 2021).

Die entwickelte Methodik bietet den Vorteil, dass einerseits bereits heute mit der Gewichtung über die Persistenz dem Vorsorgeprinzip Rechnung getragen wird. Darüber hinaus ist die Berechnungsarchitektur so gewählt, dass bei einem zukünftigen Zuwachs des Wissens um öko- und humantoxikologische oder auch ökosystemare Effekte (4) durch Mikroplastik die Bewertungsmethodik leicht ausgeweitet werden kann. Zum jetzigen Zeitpunkt der Bewertung genügen hingegen Polymertyp, Partikelgröße und -form, um die Abbauzeiten abzuschätzen. Die Transferfaktoren, um die Verteilung ausgehend von einem ersten Kompartiment in die finalen Kompartimente zu berechnen, werden derzeit von Fraunhofer UMSICHT zusammengestellt und verfügbar gemacht.

Auch eine sozioökonomische Bewertung (5) wäre möglich. Dabei werden bspw. die Kosten für Rückhaltung oder Reduktion der Emission bzw. des vollständigen Verzichts auf die Kunststoffanwendung mit den Kosten und mit dem Nutzen, der durch eine vermiedene Schädigung bspw. von Fischerei, Aquakulturen oder Tourismus entsteht, verglichen. Insbesondere die quantitative Abschätzung des Nutzens ist bis heute aber nur für erste Sachverhalte, wie anfallende Reinigungskosten für Küsten- und Strandabschnitte, möglich.

2.6 Zwischenfazit

Für eine problemadäquate Betrachtung von Kunststoffemissionen in Form von Mikroplastik ist es wichtig, dass sich die Charakterisierung nicht ausschließlich auf die Partikelgröße bezieht, sondern auch die Persistenz im Sinne der Vorsorgeorientierung einbezieht. Aus der Persistenz lassen sich relevante Wirkungen und Umwelteffekte ableiten.

Die stoffliche Reichweite des Begriffes Mikroplastik ist weiterhin nicht klar definiert, insbesondere was den Aggregatzustand und die Größenklassen betrifft. Eine Einbeziehung von Elastomeren und von gelösten und gelartigen Polymeren sollte daher weiterverfolgt und geprüft werden.

Im Weiteren ist es für eine effiziente Ableitung von Maßnahmen wichtig, alle Eintragspfade für Mikroplastik zu identifizieren, diese zu quantifizieren und die finale(n) Senke(n) in der Umwelt zu kennen. Vor allem zu den Transferraten von der Technosphäre in diverse Umweltkompartimente sowie über die dort stattfindenden Redistributionsprozesse liegt noch kaum Wissen vor.

In Bezug auf kleineres Mikroplastik sowie Nanoplastik besteht dringender Untersuchungsbedarf, was langfristige ökotoxikologische Wirkungen angeht. Vermutet werden Effekte vor allem bei Partikeln im Nanometerbereich. Bisher wurde Translokation bei Muscheln sowie eine Minderung der Vitalität und Reproduktion bei Fischen unter Laborbedingungen belegt. Diese Effekte wurden bisher nicht für in der Umwelt gemessene Konzentrationen nachgewiesen. Untersuchungen unter realitätsnahen Bedingungen sind daher dringend erforderlich. Mikroplastik kann unter bestimmten Umständen als Vektor für weitere in der Umwelt vorhandene Schadstoffe wirken, allerdings ist bislang unklar, unter welchen Bedingungen und für welche Stoffe dies der Fall ist. Hier fehlen systematische Untersuchungen.

Während Partikel > 1 mm (großes Mikro-, Meso- und Makroplastik) durch das bestehende Monitoring in einigen Kompartimenten bereits erfasst werden, muss für kleineres Mikroplastik ein Monitoring erst noch etabliert werden (Pilotstudien, Standortauswahl, Harmonisierung der Methodik). Dafür wurden erste Handlungsempfehlungen u.a. durch die Projekte des Forschungsschwerpunktes „Plastik in der

Umwelt“ und Pilotuntersuchungen im Rahmen von BMU/UBA Forschungs- und Entwicklungsprojekten gegeben. Basierend auf diesen Erkenntnissen ist die Weiterentwicklung, Standardisierung, Harmonisierung und Automatisierung von Probenahme, -aufbereitung und Analytik erforderlich.

3 Vermeidung, Verringerung des Mikroplastikeintrags

3.1 Bewusst zugesetztes Mikroplastik

3.1.1 Regelungsaspekte

Die Europäische Kommission hat im Rahmen ihrer Kunststoffstrategie die Europäische Chemikalienagentur (ECHA) mit der Prüfung und Ausarbeitung einer europaweiten Regulierung für die Verwendung von bewusst zugefügtem (primärem) Mikroplastik in verschiedenen Produkten im Rahmen der REACH-Verordnung beauftragt.

Die ECHA hat darauf aufbauend im Januar 2019 einen ersten Beschränkungsvorschlag (ANNEX XV Restriction Report) veröffentlicht. Ziel des Vorschlags ist es, über einen Zeitraum von 20 Jahren die Mikroplastikemissionen innerhalb der Europäischen Union um 500.000 Tonnen zu reduzieren. Der Beschränkungsvorschlag wurde anschließend einer öffentlichen Anhörung unterzogen, bei der 477 individuelle Kommentare eingingen und zu verschiedenen Anpassungen führten.

Darauf aufbauend haben zwei Expertenausschüsse der ECHA für Risikobeurteilung (RAC) und für sozioökonomische Analysen (SEAC) ihre Stellungnahmen abgegeben. Der Beschränkungsvorschlag inklusive einer gemeinsamen Stellungnahme der beiden Risikoausschüsse wird nun für den politischen Entscheidungsprozess an die Europäische Kommission übergeben und anschließend an das Europäische Parlament und den Europäischen Rat zur Prüfung und Entscheidung weitergeleitet. Die Entscheidung wird 2021 erwartet. Im Anschluss würden vereinbarte Stoffbeschränkungen durch die ECHA im Anhang XVII der REACH-Verordnung aufgenommen.

Das wesentliche Ziel des Beschränkungsvorschlags ist es, dass nach Inkrafttreten das Inverkehrbringen von Mikroplastik enthaltenden Produkten verboten

ist. Dabei genügt bereits ein Massenanteil des Mikroplastiks von 0,01 %.

Von besonderer Relevanz ist dabei der regulierte Partikelgrößenbereich, der derzeit von 1 Nanometer bis 5 Millimetern angegeben wird (bzw. bei Fasern mit einem Längen-Durchmesser-Verhältnis von größer 3 Nanometern bis 15 Millimetern).

Während die Obergrenze von 5 Millimetern nicht diskutiert wird, ist die Untergrenze strittig. Das Komitee für sozioökonomische Analyse (SEAC) der ECHA empfiehlt aufgrund fehlender Analytik die Anhebung auf 100 Nanometer. Der Ausschuss für Risikobeurteilung (RAC) der ECHA hingegen empfiehlt einen vollständigen Einschluss von Nanopartikeln (Beibehaltung der ursprünglichen Untergrenze von 1 Nanometer) (European Chemical Agency ECHA 2020). Grundsätzlich sind die Unter- und Obergrenze weitgehend willkürlich gewählt. Kausale Beziehungen zu Umwelteffekten fehlen (vgl. Kap. 1.3). Gleichzeitig ist unklar, ob Kunststoffemissionen außerhalb des Regelungsbereichs nicht ebenfalls einer Regulierung bedürfen und ob es zu entsprechenden Umgehungsstrategien seitens der Hersteller bzw. der inverkehrbringenden Unternehmen kommen wird (Bertling und Özdemar 2021).

Im Weiteren zählt ein Partikel bereits zu Mikroplastik, wenn der Massenanteil mehr als 1 % Polymer beträgt, sodass bspw. auch Mikrokapselsysteme und Agglomerate mit polymeren Bindemitteln weitgehend eingeschlossen sind.

Ausnahmen sind vorgesehen für:

- Natürliche Polymere: Die einzige zulässige chemische Modifikation ist die Hydrolyse. Im Weiteren sind bioabbaubare Polymere ausgenommen (vgl. Kapitel 3.3)

- Mikroplastik für industrielle und medizinische Anwendungen sowie Produkte, die der Europäischen Düngemittelverordnung unterliegen
- Anwendungen, in denen eine vollständige Rückhaltung über den gesamten Lebenszyklus und eine schadlose thermische Verwertung garantiert werden können
- Mikroplastik, das in der Anwendung permanent modifiziert wird, sodass es nicht mehr der Definition genügt (z. B. lösliche oder gelartige Polymere) oder solche, die dauerhaft in eine feste Matrix eingebunden werden (bspw. Farben und Pulver für die additive Fertigung)

Für die letztgenannten Anwendungen sind aber Kennzeichnungs-, Nachweis- und Berichtspflichten geplant.

Der 2020 veröffentlichte EU-Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft knüpft an den Beschränkungsvorschlag an und wird sich unter Berücksichtigung einer Stellungnahme der ECHA u. a. mit der Mikroplastikfreisetzung aus Kunstrasenplätzen befassen.

3.1.2 Kosmetik-, Wasch-, Pflege- und Reinigungsmittel

In Bezug auf bewusst zugesetztes (primäres) Mikroplastik, das Gegenstand des ECHA-Beschränkungsvorschlags ist, beträgt der Anteil des Produktbereichs 15,4 % Kosmetik und 16,5 % Wasch-, Putz- und Reinigungsmittel (WPR) inklusive Wachsen) entsprechend ca. 16.000 Tonnen pro Jahr (ECHA 2019).

Die Emissionen aus den allermeisten Anwendungen im Bereich Kosmetik sowie WPR werden über die Schmutzwasserbehandlung Kläranlagen zugeführt und dort zu über 95 % in den Klärschlamm überführt. In Deutschland werden mehr als 80 % des Klärschlammes bereits heute verbrannt (Bertling et al. 2021b).

In Bezug auf die gesamten Mikroplastikemissionen wird der Anteil, der auf Kosmetikanwendungen entfällt, vom Verband IKW auf ca. 0,1 bis 1,5 % geschätzt. Dabei werden analog zum Beschränkungsvorschlag der ECHA feste Partikel betrachtet. Allerdings ist bislang unklar, wie Polymerdispersionen zu werten sind, die in großen Mengen als Trübungsmittel und Filmbildner zum Einsatz kommen,

sodass sich große mengenmäßige Unterschiede ergeben können. Polymerdispersionen bestehen zu meist aus Partikeln im Bereich von 50 bis 700 Nanometern. Vor diesem Hintergrund ist die untere Grenze der Partikelgröße bei der Definition von Mikroplastik Gegenstand intensiver Diskussionen in regulatorischen Prozessen und Normungsausschlüssen.

Der BUND kritisiert die zu enge Definition für Mikroplastik und hat seine eigenen Bewertungen daher auf gelöste und gelartige Polymere ausgeweitet. Gleichzeitig stellt der BUND eine Positivliste für Kosmetikprodukte zur Verfügung, in denen nach eigener Einschätzung weder Mikroplastik noch synthetische Polymere enthalten sind (Friends of the Earth, BUND 2021). In Bezug auf die Gesamtemissionen für Polymere aus dem Bereich Kosmetik und WPR haben (Bertling et al. 2018a) die Verhältnisse von partikulären zu gelösten Polymeren für Deutschland gemäß nachfolgender Tabelle 4 abgeschätzt.

Bereich	Partikulär	gelöst, gelartig
Kosmetik	922	23.700
WPR	55	23.200

Tabelle 4: Intendiert zugesetzt Mengen (t/a) von Mikroplastik sowie gelösten und gelartigen Polymeren in Kosmetik und WPR.

Im Rahmen einer Selbstverpflichtung haben die Kosmetikerhersteller in Europa laut dem Industrieverband Körperpflege und Waschmittel (IKW) im Bereich der Rinse-off-Kosmetik bereits eine Reduktion von Microbeads für Peeling-Anwendungen von 97 % erreicht. Zahnpasten werden als frei von Microbeads angesehen und der Verzicht auf bzw. Ersatz von polymeren Trübungsmitteln – sofern diese gemäß ECHA als Mikroplastik reguliert werden – ist geplant (Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e. V. IKW 2021).

Der BUND sieht die Entwicklung bei Kosmetik ebenfalls positiv, da viele Hersteller neben einer Reduktion des Mikroplastiks auch ohne eine entsprechende Ausweitung des Beschränkungsvorschlags zunehmend auf synthetische Polymere verzichten. Allerdings stellt der BUND auch fest, dass nach einem zwischenzeitlichen Rückgang nun wieder mehr neue Produkte angeboten werden, die Microbeads enthalten.⁸

Für mikroverkapselte Parfümöle, die einem effizienteren Einsatz der Parfümöle dienen, existiert noch

⁸ <https://www.bund.net/meere/mikroplastik/erfolg/>, letzter Zugriff: 1.04.2021

kein Ersatz für die Kunststoffhülle. Hier gibt es entsprechende Forschungsaktivitäten.

Insbesondere für filmbildende Polymere, die im Bereich der Leave-on-Kosmetik bspw. für Haarsprays oder Nagellacke verwendet werden, wird die Beschränkung seitens IKW als sozioökonomisch unverhältnismäßig angesehen und dabei auf eine vorwiegend bestimmungsgemäße Entsorgung als fester Abfall verwiesen. Inwieweit diese für jede Anwendung machbar ist und auch tatsächlich praktiziert wird, ist allerdings bislang unklar.

Eine Studie von (Global 2000 2019) zeigt, dass in ca. 40 % aller Waschmittel synthetische Polymere enthalten sind und ca. 8,5 % festes Mikroplastik enthalten. Das Magazin Ökotest testete 25 Vollwaschmittel, davon enthielten nur vier keine synthetischen Polymere (Ökotest 2019). Beschränkt man die Betrachtung auf partikuläres Mikroplastik gemäß ECHA-Definition, haben WPR nur einen kleinen Anteil an der Gesamtmenge freigesetzten Mikroplastiks (Tabelle 4). Laut IKW wurden Polyurethan-Microbeads für die Ceranfeld-Reinigung inzwischen durch Aluminiumoxid und gemahlene Kerne von Steinobst (z. B. Aprikosen) ersetzt.

In Bezug auf lösliche bzw. nanopartikuläre Polymere wird häufig argumentiert, dass diese im Vergleich zum festen Mikroplastik deutlich weniger persistent seien. (Duis et al. 2021) haben daher in einer Übersichtsarbeit das Umweltverhalten von drei löslichen Polymerklassen, die häufig in Kosmetik und WPR eingesetzt werden, zusammengestellt. Grundsätzlich erwarten die Autor*innen durch Sorption und Komplexbildung mit anschließender Sedimentation ein hohes Rückhaltevermögen in Kläranlagen. Der nachgelagerte Abbau in der Kläranlage ist bislang kaum untersucht, bisherige Erkenntnisse deuten allerdings daraufhin, dass er eher langsam stattfindet, sodass eine Anreicherung im Klärschlamm und bei dessen Ausbringung in landwirtschaftlichen Böden nicht ausgeschlossen werden kann. Für die Polyacrylsäuren erwarten sie Abbauraten von ca. 10 % pro Jahr. Die Gefahr einer Bioakkumulation halten sie aufgrund der starken Sorptionsneigung und hohen Molekulargewichten für eher gering. Ob dies für niedermolekulare Abbauprodukte ebenfalls gilt, wird nicht diskutiert. Die ökotoxikologischen Wirkungen sind polymerspezifisch, gemäß den bisher verfügbaren Daten vor allem unter natürlichen Bedingungen aber eher gering. Die Autor*innen erwähnen aber, dass die Bestimmung realitätsnaher Werte für die Exposition, die für eine Risikobewertung zentral ist, aufgrund mangelnder Datenlage kaum machbar ist. Insbesondere Ver-

brauchsdaten und Kenntnisse zu den Verteilungsgleichgewichten zwischen flüssigen und festen Phasen fehlen.

Die Kombination aus Selbstverpflichtung mit nachgelagertem Verbot, wie es im Bereich Kosmetik zu erwarten ist, könnte grundsätzlich ein beispielhaftes Vorgehen darstellen. Die Industrie kann auf diese Weise bereits die Wirkungen eines Verzichts erproben und so Chancen, aber auch sozioökonomische Risiken erkennen, die in den späteren Regulierungsprozess eingebracht werden können.

Nichtsdestotrotz lehnen viele Unternehmen und die Branchenverbände ein Verbot nach wie vor ab und bevorzugen die freiwillige Selbstverpflichtung. Inwieweit allerdings eine langfristige Beschränkung auf eine Selbstverpflichtung auch aus Wettbewerbsicht ideal ist, wurde bislang nicht untersucht.

Aus Sicht des Verbraucherschutzes ist eine freiwillige oder verpflichtende Produktkennzeichnung, wie es sie beispielsweise bei Drogerieketten bereits gibt, für Verbraucher*innen schwer durchschaubar, da die von Herstellern und Handel selbst kreierten Siegel nicht standardisierte/zertifizierte Begrifflichkeiten enthalten, teils unterschiedliche Anforderungen in Bezug auf partikuläre und flüssige/gelförmige synthetische Polymere stellen und sich auch optisch unterscheiden.

Auch durch die Aufnahme von avancierten Kriterien für synthetische und modifizierte natürliche Polymere in gelöster oder gelartiger Form im „Blauen Engel“ können die Polymerfrachten in Kosmetik, Wasch-, Pflege- und Reinigungsmitteln mittelfristig reduziert werden.

3.1.3 Kunstrasen

Kunststoffe spielen im Sport eine große Rolle; vor allem ihre dämpfenden Eigenschaften, die geringe Dichte oder die einstellbare Permeabilität machen sie für viele Anwendungen besonders interessant. Gleichzeitig sind damit aber auch Mikroplastikemissionen verbunden. Die Freisetzung von Textilfasern aus Sportkleidung, der Abrieb an Sportgeräten oder Sportflächen (Kunstrasen, Tartanbahnen etc.) und vor allem die Freisetzung von sogenannten Performance-Infill aus Kunstrasen-, Reit- oder Tennisplätzen sind einige Beispiele. Letzteres besteht aus thermoplastischen oder elastomeren Partikeln, ist Gegenstand des Beschränkungsvorschlages der ECHA und wird in diesem Kapitel vornehmlich adressiert.

Aus Sicht des Deutschen Olympischen Sportbundes (DOSB) sind Mikroplastikemissionen eine von vielen Umweltwirkungen, die von Sportstätten ausgehen. Im Sinne einer ganzheitlichen Lebenszyklusbetrachtung müssen andere ökologische Wirkungen und auch der soziale Nutzen in eine ganzheitliche Betrachtung einbezogen werden. Konkrete Minderungspotenziale sieht der DOSB bei baulich-konstruktiven Maßnahmen (Einfassungen, Auffangsysteme), organisatorischen Maßnahmen (Pflege und Instandhaltung) sowie Bewusstseinsbildung bei Planern, Herstellern, Betreibern und Nutzer*innen.

Experimentelle Untersuchungen zu Infill-Verlusten, Transportpfaden und Senken gibt es allerdings bislang kaum. Auch zur Relevanz verschiedener Einflussfaktoren (Lage, Nutzungsintensität, Rückhaltemaßnahmen, Pflege etc.) gibt es bislang vor allem theoretische Überlegungen. Der DOSB weist daraufhin, dass die bauliche Ausführung von Plätzen in Deutschland sich vom Ausland durch niedrigere Infill-Mengen unterscheidet. Das ist aber weder quantifizierbar noch liegen Belege vor, dass dies zu niedrigeren Infill-Verlusten führt.

(Bertling et al. 2021a) untersuchten im Jahr 2020 15 Kunstrasenplätze in der Schweiz und in Deutschland, die nach den in der deutschen DIN 18035-7 beschriebenen Systemen aufgebaut sind. Der durchschnittliche Infill-Verlust pro Platz betrug 2,7 Tonnen pro Jahr. Die Werte schwankten allerdings erheblich. Eine Korrelation zur Infill-Menge, zum Alter der Plätze oder zur Nutzungsintensität konnte nicht festgestellt werden.

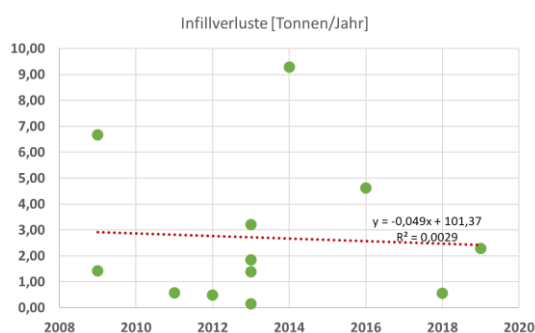


Abbildung 3: Infill-Verluste verschiedener Kunstrasenplätze mit unterschiedlichem Baujahr (Bertling et al. 2021a)

Unklar ist bislang, was die wichtigsten Austragspfade für das Infill sind. Mögliche Austragspfade sind:

- über Entwässerungssysteme in die Siedlungswasserwirtschaft
- über Extremwetterereignisse und Spielbetrieb in die Umgebung der Plätze

- durch Anhaftungen an Menschen, Sportschuhen und -kleidung
- durch Pflege- und Wartungsaktivitäten
- durch Schneeräumung
- Umgang und Lagerung von Granulaten sowie
- Verluste bei Installation und Rückbau

(Breitbarth et al. 2021) haben an vier Plätzen die Niederschlags- und Schmutzwasserabläufe untersucht. Sie ermittelten, dass 0,3 bis 14,5 Kilogramm pro Platz und Jahr in die Niederschlagsabläufe und 34 bis 53 Kilogramm pro Platz und Jahr über die Duschen und Umkleieräume im Schmutzwasserkanal gelangen. Vor allem die große Menge, die offensichtlich bis in die Umkleidekabinen und Duschen gelangt, legt nahe, dass große Mengen den Platz verlassen, ohne dass sie in die Platzentwässerung gelangen.

(Hann 2018) schätzt den Massenanteil der freigesetzten Menge, die in Böden und das Abwassersystem gelangt, auf 45 %. Die vom Dänischen Technologie Institut (DTI) gemachte Annahme, dass die Kunstrasenplätze kompaktieren und ein Großteil der Nachfüllmenge auf den Plätzen verbleibt (Lokkegard et al. 2019), konnte bislang in der Praxis nicht bestätigt werden (Bertling et al. 2021a).

Aufgrund der recht großen Partikelgröße von 500 Mikrometern bis 5 Millimetern bei einer Partikeldichte von 1,2 bis 1,7 Gramm pro Kubikzentimeter ist es wahrscheinlich, dass große Teile der emittierten Infills in Klärschlamm, Böden und Sedimenten verbleiben und nur geringe Mengen in die Meere überführt werden.

Als Lösungsoptionen werden diskutiert:

- Naturrasen
- Alternative Infill-Materialien (Sand, Kork, Olivenkerne, bioabbaubares PLA)
- Unverfüllte Plätze
- Rückhaltungsmaßnahmen (Barrieren, Abstreifer, Reinigungssysteme, Filter im Abwassersystem)
- Faserstrukturen, die weniger Infill benötigen oder es zurückhalten

In einer neueren Fallstudie wurde gezeigt, dass es sich die Emissionen in die Gewässer vor allem um Fasern handelt aus dem Kunstrasen handelt und dass sich diese Emissionen bei Umsetzung von umfassenden Maßnahmenbündeln weiter reduzieren lassen. Die mögliche Reduzierung der Verluste in das Abwassersystem wird von 15,5 auf 0,1 Kilogramm pro Platz und Jahr angegeben. (Regnell 2019). Inwieweit sich entsprechend umfassende Maßnahmen flächendeckend darstellen lassen und

ob sie im Vergleich zu einem Verzicht auf bzw. Ersatz von Infill die wirtschaftlich sinnvollere Alternative sind, ist noch zu klären.

3.1.4 Pellet Loss

Rohpolymere, Compounds (additivierte Polymere), Masterbatches (Konzentrate) als auch Regranulate werden in Pelletform (Granulate) angeboten. Pellets sind vorgeformte Körper einer Formmasse mit weitgehend einheitlichen Abmessungen, die häufig als Ausgangsmaterial in Extrudern und Spritzgießmaschinen eingesetzt werden. Sie sind in vielen Stufen der Wertschöpfungskette die wichtigste Lieferform für thermoplastische Kunststoffe. Darüber hinaus werden auch noch Pulver, Grieß, Mikropellets und Flakes verwendet. Neben diesen Schüttguttypen werden auch Halbzeuge wie Platten, Rohre etc. eingesetzt. Da thermoplastische Kunststoffe aber typischerweise über die Schmelze und seltener spanend verarbeitet werden, spielen die Halbzeuge nur eine deutlich untergeordnete Rolle.

Diese Pelletgranulate gelangen in der Regel nicht durch die Anwendung in die Umwelt, sondern durch Verluste bei der Produktion und dem Transport zwischen den Produktions- und Weiterverarbeitungsstätten. Zur Minderung dieser Pelletverluste werden Maßnahmen des Product-Stewardships vorgeschlagen:

- Bewusstseinsbildung über Kunststoffpellets bei den Akteuren der Kunststoff erzeugenden und verarbeitenden Branchen
- Einführung eines akkreditierten Zertifizierungssystems mit externen Audits
- Wertschöpfungskettenübergreifende Massenbilanzen mit einem zentralen Compliance-Register und/oder Blockchain-Technologien
- Anpassung von Managementsystemen
 - Identifikation von Hotspots
 - Monitoringsysteme einrichten
 - regelmäßige (interne) Audits
- Prozeduren zur Verringerung von Pelletverlusten bei der Produktion
 - Regelmäßiges Auffegen/Aufsaugen
 - Abdeckungen, Filter oder Siebe in Abwasserauffangsystemen installieren
 - Vermeidung von Schädigung von Säcken und Behältern durch stabilere Packmittel und bessere Handlingsysteme (Softtips für Gabelstapler)
- Ausbildung und Schulung der Mitarbeitenden und Bewusstmachung von Verantwortung
- Kund*innen und Lieferanten motivieren, ebenfalls Maßnahmen umzusetzen

Aufgrund der globalen Wertschöpfungsketten in der Kunststoffindustrie erscheint es unumgänglich, die Initiativen zu Pellet Loss in einen globalen Standard einfließen zu lassen. Ein entsprechender Standard darf nicht nur die Kunststoffherzeuger und -verarbeiter umfassen, sondern muss auch Distributoren und Transportunternehmen einbeziehen. Darüber hinaus gibt es Sonderanwendungen von Pellets als Spacer für Pflastersteine oder als Endprodukt für Konsumeranwendungen (Modelliermassen für Maskeraden), die ggf. im Rahmen des Beschränkungsvorschlages der ECHA gesondert zu bewerten sind.

3.2 Mikroplastik durch Nutzung/Abrieb von Produkten

3.2.1 Regelungsaspekte

Neben dem Beschränkungsvorschlag für bewusst zugesetztes Mikroplastik der ECHA adressiert die Europäische Kommission auch unbeabsichtigt freigesetztes Mikroplastik in ihrer Kunststoffstrategie. So sollen für die Produktgruppen Reifen, Textilien und Farben politische Optionen geprüft werden. Hier werden zum Beispiel Mindestanforderungen an das Reifendesign und Informationsanforderungen (ggf. für entsprechende Kennzeichnungspflichten) sowie die Entwicklung von standardisierten Methoden zur Bewertung des Verlusts von Mikroplastik aus Textilien und Reifen genannt. Zudem sollen Maßnahmen festgelegt werden, die die Freisetzung von Kunststoffgranulaten entlang der Kunststofflieferkette reduzieren. Des Weiteren wird die Berücksichtigung von Aspekten der Abscheidung und Beseitigung von Mikroplastik in der Evaluierung der Richtlinie über die Behandlung von kommunalen Abwässern (RL (EWG) Nr. 91/271) genannt und die Möglichkeit in Erwägung gezogen, dass Systeme der erweiterten Herstellerverantwortung für Kosten aufkommen, die für notwendige Abhilfemaßnahmen anfallen.

Die Evaluation der Richtlinie (EWG) Nr. 91/271 wurde zwischenzeitlich abgeschlossen. Es wurde festgestellt, dass sie unzureichend bzw. zu alt ist, um erst kurzfristig in die Diskussion geratene Schadstoffe („contaminants of emerging concern“ (CEC)) wie Arzneimittelrückstände und Mikroplastik zu berücksichtigen (Europäische Kommission 2020). Derzeit beinhaltet sie keine Regelungen, die explizit auf das Abscheiden von Mikroplastik aus dem Abwasserstrom abzielen. In der Evaluation wird aber ausdrücklich darauf hingewiesen, dass unter Abwägung der gesellschaftlichen Kosten und

Nutzen alle auf die Evaluation folgenden Maßnahmen die Frage berücksichtigen sollten, ob der Geltungsbereich der Richtlinie dahingehend erweitert werden sollte, diese „neuen Schadstoffe“ zu berücksichtigen (Europäische Kommission 2019).

Der in 2020 veröffentlichte Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft knüpft an die bereits in der Kunststoffstrategie getätigten Überlegungen zur Reduktion von Mikroplastik an. Explizit möchte die Europäische Kommission im Bereich des unbeabsichtigt freigesetzten Mikroplastiks:

- Kennzeichnungs-, Standardisierungs-, Zertifizierungs- und Regulierungsmaßnahmen entwickeln (einschließlich Maßnahmen, die die Abscheidung von Mikroplastik in allen relevanten Phasen des Lebenszyklus von Produkten beinhalten)
- Methoden zur Messung weiterentwickeln und harmonisieren und dies insbesondere für Reifen und Textilien
- Wissenslücken über Mengen und Risiken von Mikroplastik in der Umwelt, im Trinkwasser und in Lebensmitteln schließen

Darüber hinaus befindet sich derzeit die Initiative „Umweltverschmutzung durch Mikroplastik – Maßnahmen zur Eindämmung der Umweltfolgen“ in der Vorbereitungsphase. Die Europäische Kommission erarbeitet im Zuge der Initiative einen Vorschlag für eine Verordnung, die speziell unbeabsichtigt in die Umwelt gelangendes Mikroplastik adressieren und reduzieren soll. Gegenstand des Vorschlags sollen insbesondere Kennzeichnungs-, Standardisierungs-, Zertifizierungs- und Regulierungsmaßnahmen für die wichtigsten Eintragsquellen sein. Derzeit erarbeitet die Kommission eine erste Folgenabschätzung dieser Maßnahme. Öffentliche Konsultationen sind für das dritte Quartal 2021 geplant. Die Annahme des Vorschlags durch die Kommission wäre im vierten Quartal 2021 möglich.

3.2.2 Reifenabrieb

Reifenabrieb ist die größte Quelle für Mikroplastik (Bertling et al. 2018b; Hann 2018). Er entsteht durch Friktion zwischen Reifen und Straße, insbesondere durch Querkräfte beim Lenken sowie durch den Schlupf beim Bremsen und Beschleunigen. Der Reifenabrieb liegt in der Regel als Aggregat aus Gummi und Straßenbelag vor (Tire-Road-Wear-Particles, TRWP). Der Anteil des Straßenabriebs macht ca. 50 % aus (Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e. V. 2020).

Nach derzeitigem Kenntnisstand erscheint für Deutschland eine freigesetzte Menge von 100.000

bis 130.000 Tonnen pro Jahr bzw. 1,2 bis 1,6 Kilogramm pro Kopf und Jahr realistisch. PKWs emittieren ca. 100 Milligramm pro Kilometer, LKWs ca. 900 Milligramm pro Kilometer (Bertling et al. 2018b; Hann et al. 2018; Magnusson et al. 2016a).

Bei der Entstehung wird Reifenabrieb entweder auf der Fahrbahn abgelagert oder in die Umgebungsluft emittiert. Der überwiegende Teil verbleibt jedoch am Boden (Unice et al. 2019; Sieber et al. 2020; Verschoor et al. 2016). Der abgelagerte Teil kann durch Wind, Wasser und verkehrsbedingte mechanische Belastungen und Turbulenzen an den Rand der Fahrbahn oder an angrenzende Böden und in Oberflächengewässer sowie unmittelbar in marine Ökosysteme in räumlicher Nähe der Fahrbahn transportiert werden. Die Konzentration nimmt mit der Distanz von der Straße in der Regel ab, wobei die Konzentrationen am Straßenrand teilweise höher sind als auf der Straße (Wagner et al. 2018).

Es wird geschätzt, dass ca. 40 bis 50 % des Reifenabriebs direkt oder indirekt in das Abwassersystem gelangen kann. Gleichzeitig ist die Konzentration in Sedimenten deutlich höher als in der Wassersäule, was einen Hinweis auf eine eher geringe Mobilität darstellt.

Bezüglich des Abriebs, der in das Abwassersystem gelangt, bestehen generell drei Möglichkeiten:

- Abrieb, der innerorts entsteht, wird über die Straßenentwässerung der Kanalisation zugeführt. In großen Städten sowie tendenziell eher im Süden Deutschlands wird Schmutz- und Regenwasser gemeinsam in einer Mischkanalisation abgeführt. Hier gelangt ein Großteil des Abriebs in Kläranlagen. Basiert die Siedlungswasserwirtschaft hingegen auf einem Trennsystem, welches vorwiegend in jüngeren urbanen Bereichen, ländlichen Räumen und tendenziell eher im Norden Deutschlands verbreitet ist, wird das Niederschlagswasser und damit auch der Reifenabrieb nicht zur Kläranlage geführt, sondern gelangt direkt in die Fließgewässer (Vorfluter) oder falls vorhanden und entsprechend gewartet in sogenannte Entlastungsbauwerke wie Regenüberläufe, Regenüberlaufbecken, Stauraumkanäle und Regenrückhaltebecken
- TRWP, die außerorts (bzw. in Gebieten, die über keine Kanalisation verfügen) entstehen, werden zum Teil im Rahmen einer Straßenentwässerung über Gräben abgeführt. Diese Gräben sind entweder direkt an Fließgewässer angeschlossen oder enden in Sickergräben, Versickerungsmulden

und teilweise in Retentionsbodenfiltern. Inwieweit bestimmte Entlastungsbauwerke zu einer Abtrennung der TRWP führen, ist noch nicht im Detail untersucht

- Für den Fall, dass TRWP durch eine Mischkanalisation in eine Kläranlage gelangen, wird der Großteil aufgrund seiner hohen Dichte ($\approx 1,8 \text{ g/cm}^3$) im Sandfang zurückgehalten. Sandgut wird in der Regel stofflich verwertet (z. B. im Straßen- oder Deponiebau). Ist der Anteil der Organik zu hoch, wird das Sandgut häufig gewaschen. Das Waschwasser und damit auch die ausgewaschene Organik werden dann der Kläranlage wieder zugeführt. TRWP, die nicht im Sandgut verbleiben, werden daher ebenfalls in den Klärschlamm überführt. Am Klarauslauf der Kläranlage ist quantitativ nur wenig TRWP zu erwarten. Insbesondere feine Partikel könnten hier aber ausgetragen werden (Unice et al. 2019)

Wenn Klärschlämme auf landwirtschaftlich genutzten Flächen verwertet werden, besteht die Möglichkeit, dass im Klärschlamm enthaltene TRWP von Feldern in Fließgewässer und dann weiter in marine Ökosysteme gelangen.

Von besonderer Bedeutung hinsichtlich des Transports von TRWP sind beim Vorliegen einer Mischkanalisation sogenannte Mischwasserabschläge. Bei Starkregen kann die Schmutzwasserfracht die Kapazität der Kläranlage übersteigen. In diesen Fällen wird Schmutzwasser zu Entlastung des Systems direkt und ungeklärt in Gewässer eingeleitet. Da bei Starkregen zusätzlich große Schmutzfrachten auf den Straßen remobilisiert werden können, kann dies zu einem verstärkten Transport von Reifenabrieb führen.

Generell gilt jedoch, dass selbst wenn TRWP über das Trennsystem, Mischwasserabschläge oder den Klarauslauf der Kläranlage direkt in Fließgewässer gelangen, große Teile in den Sedimenten der Flüsse und am Grund von Kanälen verbleiben. Die Dichte von TRWP ist deutlich höher als die von Wasser, sodass der Transport eher durch langsame Roll- und Springbewegungen (Saltation) bzw. Bettbewegung von Sedimenten als durch Schwimmen stattfindet.

Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass nur ein kleiner Anteil das marine Ökosystem erreicht. (Unice et al. 2019) schätzen in ihrer Studie am Beispiel der Seine, dass der Anteil, der die Meere erreicht unter 2 % liegt. Baensch-Baltruschat et al. (2021) schätzen den Anteil auf 0,2 % ein. Für

Deutschland bedeutet dies eine Emission in die marinen Ökosysteme von ca. 250 bis 2.500 Tonnen pro Jahr.

Bei den Lösungsoptionen zur Verminderung von TRWP ist zwischen Lösungen zu unterscheiden, die bereits die Entstehung vermindern und solchen, die entstandene TRWP zurückhalten.

Einfache Maßnahmen sind insbesondere die korrekte Einstellung und Wartung von Fahrzeugkomponenten. Dazu gehören das richtige Ausrichten und Auswuchten der Räder sowie die Spureneinstellung, das Beibehalten des richtigen Reifendrucks sowie das Wechseln zwischen Sommer- und Winterreifen und deren adäquate Einlagerung,

In Bezug auf das Produktdesign von Reifen empfehlen Verschoor et al. (2016) weiterhin verschleißfestere Reifen mit einer längeren Laufleistung. Auch wenn Reifenhersteller Abrieb regelmäßig als notwendig für die Haftung der Reifen begründen, zeigen Auswertungen von ADAC-Tests (ADAC 2019), dass beispielsweise die Haftung und Laufleistung nicht streng korrelieren (siehe Abbildung 4). Auch wenn die Laufleistung nicht streng dem Verschleiß entspricht - hier spielt noch die Profilierung und die Gleichmäßigkeit des Verschleißes eine Rolle - gibt sie einen guten Hinweis auf den Massenverlust. Folglich könnte hier ein Optimierungsbedarf und -potenzial bestehen.

Reifen mit Kieselsäure als Füllmaterial anstatt dem üblicherweise verwendeten Ruß sollen zum Beispiel weniger verschleißanfällig sein (siehe (OECD 2014)). Ferner empfiehlt Verschoor et al. (2016) das Verwenden von Reifen, die resistenter gegen Degradation durch UV-Licht, Feuchtigkeit und Sauerstoff sind.

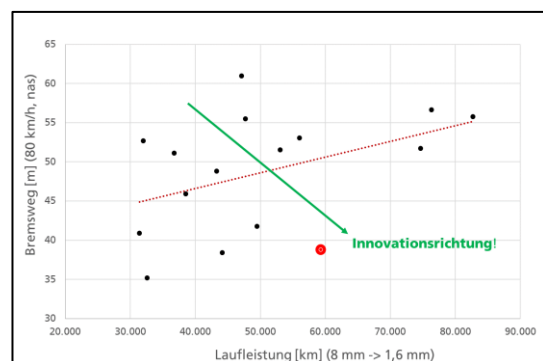


Abbildung 4: Zusammenhang zwischen Laufleistung und Nasshaftung bei Sommerreifen 215/65 R16, roter Punkt = „best in class“ (Fraunhofer UMSICHT, basierend auf Daten von (ADAC 2019)).

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass eine Verringerung der gefahrenen Distanz das effektivste Mittel ist, um Reifenabrieb zu vermeiden (Jepsen et al.

2019; Verschoor et al. 2016). Ansatzpunkte bilden hier die verkehrsvermeidende Siedlungs- und Verkehrsplanung sowie auch die Förderung umweltgerechterer Verkehrsträger (Rodt et al. 2010).

Hohe Geschwindigkeiten und damit auch das individuelle Fahrverhalten, Stop-and-go-Verkehr und Kurven begünstigen den Abrieb (Abbildung 5). Dies legt nahe, dass insbesondere Geschwindigkeitsbegrenzungen innerorts Reifenabrieb verringern könnten (Blömer et al. 2020; Jepsen et al. 2019; Verschoor et al. 2016).

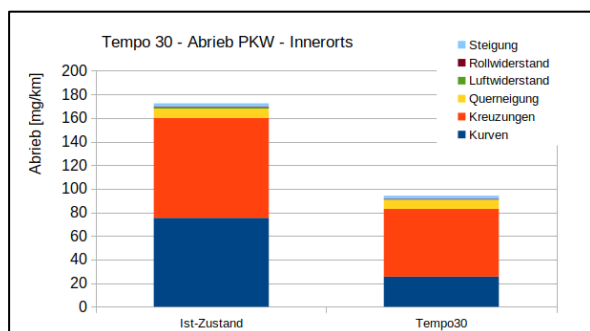


Abbildung 5: Auswirkung einer Absenkung des Tempolimits innerorts von 50 auf 30 km/h auf den Reifenabrieb (Blömer et al. 2020)

Die Beschaffenheit des Straßenbelags beeinflusst ebenfalls den Abrieb und die Verteilung von Partikeln auf der Straße. Straßenbeläge könnten dahingehend optimiert werden, dass sie die Friktion zwischen Reifen und Straße verringern und/oder die Verteilung von Abrieb auf der Straße verhindern. Auch kann eine rechtzeitige Instandhaltung von Straßen zur Verringerung des Abriebs beitragen (Verschoor et al. 2016)

Als Rückhaltemaßnahmen sind eine verbesserte Straßenreinigung, die maschinell oder organisatorisch mehr auf Mikroplastik ausgerichtet ist oder die Entwicklung leichter zu reinigender Straßen(-beläge) zu nennen.

Der Einsatz von Entlastungsbauwerken (Regenüberlaufbecken, Stauraumkanäle etc.) für die Niederschlagsentwässerung ist aus der Perspektive des Meeresschutzes besonders wichtig. Periodische Kontrollen und Reinigungen von Kanälen sowie die Entsorgung von Ablagerungen und Sedimenten sind dabei erforderlich, um die Re-Mobilisation von abgelagerten Mikroplastikpartikeln zu verhindern (Baensch-Baltrusch et al. 2021).

Auch wenn der Klarauslauf aus Kläranlagen für Reifen wahrscheinlich keinen besonders relevanten Eintragspfad in die Meere darstellt, können durch

zusätzliche Klärstufen, die vereinzelt bereits implementiert sind, die Abscheidegrade auf über 98 % erhöht werden (Fuhrmann 2019; Sieber et al. 2020). Denkbar sind Verfahren wie Tuchfiltration, Mikrosiebung, Sandfilter und Membrananlagen.

In Bezug auf Mischwasserabschläge bedarf es einer Optimierung und adäquaten Dimensionierung des Abwassersystems, um Abschläge zu reduzieren. Zusätzliche bauliche Maßnahmen wie Regenrückhaltebecken und Regenüberlaufbecken können der Notwendigkeit von Mischwasserabschlägen ebenfalls entgegenwirken.

3.2.3 Straßenmarkierungen

In Deutschland werden nach Angaben eines Marktteilnehmers jährlich zwischen 23.000 und 27.000 t Fahrbahnmarkierungen vertrieben, davon 33 % Kaltplastiken, 13 % Kaltspritzplastiken, 33 % Thermoplastiken und 21 % wasserbasierte High-solid-Dispersionen.⁹ Es kann angenommen werden, dass die abgesetzte Masse in etwa der jährlich auf die Straßen aufgetragenen Masse entspricht.

Durch mechanische, chemische und witterungsbedingte Einflüsse entstehen Mikroplastikemissionen. Experimentelle Daten, welche Faktoren in welchem Maß Einfluss auf die Entstehung und die Ausbreitung von Mikroplastik durch Fahrbahnmarkierungen nehmen, existieren bisher nicht. Da die Markierungen auf stark befahrenen Straßen aufgrund des höheren Verschleißes häufiger erneuert werden müssen als auf weniger befahrenen Straßen, ist eine Korrelation zwischen der Intensität des Verkehrs und dem Abrieb der Markierungen anzunehmen.

Die Schichtdicke der Markierungen wird bei jeder Erneuerung auf das gleiche konstante Niveau gebracht. Bei Kalt-, Kaltspritz- und Thermoplastiken werden die Reste der alten Markierung vor dem Auftragen der neuen Markierung durch Wasserhochdruckreinigung entfernt. Die Masse der entfernten Fahrbahnmarkierung beläuft sich jährlich auf ca. 7.000 Tonnen. Kunststoffemissionen verursacht durch Fahrbahnmarkierungen können daher auf etwa 180 bis 240 Gramm pro Kopf und Jahr abgeschätzt werden (16.000 bis 20.000 Tonnen pro Jahr). Eunomia schätzt die pro Kopf freigesetzten Mengen für Europa¹⁰ auf 184 und der Europäische Lack- und Druckfarbenverband (CEPE) auf 214 Gramm pro Jahr (CEPE 2018; Hann et al. 2018). Ältere Studien schätzen die Mikroplastikemissionen mit 20 bis 120 Gramm pro Person und Jahr etwas

⁹ Persönliche Auskunft Herr Guder, Fa. Swarco.

¹⁰ EU 27 + CBR, SUI, NOR, TUR.

niedriger (Lassen et al. 2015b; Magnusson et al. 2016a; Sundt et al. 2014).

Eine grundsätzliche Frage ist, ob die Verluste vollständig als Mikroplastikemission gewertet werden können. Eine Oxidation des polymeren Binders ist bekannt und führt zu Schichtdickenabnahmen von 1 bis 15 Mikrometer pro Jahr (TEchnische Informationsstelle des deutschen Maler- und Lackiererhandwerks - Stuttgart 1992). Inwieweit der Verlust an Beschichtungsmasse durch chemische Zersetzung oder Fragmentierung stattfindet, ist aber weitgehend unbekannt. Der Verband CEPE schätzt den Anteil, der durch vollständigen chemischen Abbau verloren geht, auf 36 bis 50 % der Ausgangsmasse.

Einige Marktteilnehmer im Bereich der Straßenmarkierungen bewerten den oben bilanzierten Verlust als zu hoch. Nach ihren Untersuchungen verbleibe ein Teil der Straßenmarkierungen auf der Straße und würde nicht vollständig abgerieben, dadurch fielen die Emissionen geringer aus (Burghardt et al. 2020). Was allerdings auf lange Sicht mit diesen auf den Straßen verbleibenden Markierungen geschieht, wird nicht ausgeführt.

Die Polymermassenanteile in den Fahrbahnmarkierungen liegen bei 10 bis 40 %. Als Füllstoffe kommen vor allem Kreide und Titan zum Einsatz, als Nachstreumittel bei Dispersionen Glasperlen. Es werden Polyacrylate, Epoxid- und Melaminharze sowie thermoplastische Kohlenwasserstoffharze eingesetzt. Die Dichte der Markierungen ist größer als die von Wasser, sodass abgeriebene Partikel leicht sedimentieren.

Ca. 75 % der Markierungen werden außerorts und 25 % innerorts angebracht (CEPE 2018). Welche Menge des Abriebs direkt in das Abwassersystem bzw. auf die Straße oder in angrenzenden Grünflächen gelangt, ist nicht bekannt. Die auf der Straße verbleibenden Mengen werden zum Teil (zumindest innerorts) auch bei der Straßenreinigung entfernt. Insbesondere bei Markierungen auf Autobahnen ist es wahrscheinlich, dass die Emissionen nicht durch Reinigungsmaßnahmen zurückgewonnen werden und nicht ins Abwassersystem gelangen.

Abrieb, der innerorts entsteht, kann über die Straßenentwässerung der Kanalisation zugeführt werden. In großen Städten und insbesondere im Süden Deutschlands, wo Schmutz- und Regenwasser gemeinsam abgeführt werden (Mischkanalisation), dürften große Teile in der Kläranlage landen.

Im Weiteren dürfte der Transport sehr ähnlich dem von Tire-Road-Wear-Partikeln sein, da der Anfallort

nahezu identisch ist und sich in vielen Fällen auch Verbundpartikel aus beiden Emissionsquellen ergeben könnten. Es wird allgemein erwartet, dass der größte Teil in den Randstreifen (Bankett) und umliegenden Böden verbleibt und nur ein geringer Teil in die marine Umwelt gelangt (CEPE 2018).

Lösungsoptionen zur Minderung der Freisetzung könnten sein:

- Bevorzugte Empfehlung von wenig verschleißenden Varianten bei der Anwendung (2K-Systeme) und Verfügbarmachung der entsprechenden Produktinformationen zur Verschleißbeständigkeit
- Es sollten nur solche Entmarkierungstechniken eingesetzt werden, die nachweislich eine Freisetzung verhindern (saugende Verfahren)

Grundsätzlich stellen Fahrbahnmarkierungen eine wichtige Komponente von Straßen dar, auf die im Sinne der Verkehrssicherheit kaum verzichtet werden kann. Sämtliche Lösungsoptionen müssten diesen Umstand berücksichtigen.

3.2.4 Farben – Bautenfarben und Fahrzeuge

Insgesamt wurden in Deutschland im Jahr 2020 ca. 2 Millionen Tonnen Farben produziert (VdL 2021). Farben bestehen zu etwa 20 bis 40 % aus Additiven, Pigmenten und Füllstoffen sowie polymeren Bindemitteln. Die fertigen Farben kommen als Oberflächenbeschichtungen in zahlreichen Anwendungen zum Einsatz. Beim Trocknen verdampft das Lösemittel und auf der Oberfläche bleiben Additive, Füllstoffe, Pigmente und polymere Bindemittel zurück. Der Polymeranteil der Trockenschicht kann in weiten Bereichen variieren.

Farben und Lacke enthalten in ihrem Auslieferungszustand primäres Mikroplastik, das den Produkten gezielt zugegeben wird. Insbesondere beim Reinigen der Farbgebände und Pinsel kann es freigesetzt werden. Diese Freisetzung unterliegt dem Beschränkungsvorschlag der ECHA und müsste streng genommen in Kapitel 3.1 behandelt werden. Die aufgetragene und gebundene Farbe fällt hingegen aus dem Regelungsbereich heraus, wird aber in der Kunststoffstrategie der Europäischen Union adressiert.

Gemäß der ECHA-Definition handelt es sich um Mikroplastik, sobald in einem Partikel mehr als 1 % Polymere erhalten sind, daher sollte analog auch bei sekundärem Mikroplastik die Gesamtmasse der Emissionen und nicht nur der Bindemittelanteil bilanziert werden. Dies empfiehlt sich insbesondere,

da in vielen Fällen vor allem von den Additiven negative Umweltwirkungen zu erwarten sind.

Im Bereich der umweltoffenen Anwendungen sind vor allem Fahrzeuglackierungen, Fassaden- und Bautenfarben von Bedeutung.

Gründe für die begrenzte Beständigkeit ist der photolytische, hydrolytische und chemische Abbau des Bindemittels, der zu einem Haftungsverlust sowie zur Freilegung von Pigmenten und Füllstoffen führt, die dann durch leichte mechanische Beanspruchung entfernt werden können. Es gibt Hinweise darauf, dass nennenswerte Anteile des Polymers bereits in der Nutzungsphase abgebaut werden. Derzeit finden dazu weiterführende Untersuchungen statt.

Darüber hinaus können auch Veränderungen am Untergrund zu Farbfreisetzung in Form von Abplatzungen oder Peeling führen, insbesondere durch das Rosten von Metalluntergründen, Quellen und den Angriff von Mikroorganismen und Pilzen bei Holzuntergründen. Um diesen Effekten entgegenzuwirken, sind neben konstruktiven Maßnahmen die Verzinkung von Metalluntergründen sowie die Biozidausrüstung von Hölzern etabliert. Eine vergleichende Bewertung der Umweltwirkungen von Verzinkung, Biozideinsatz und Kunststoffemissionen liegt bislang nicht vor.

Die Emissionen von Farben und Lacken insgesamt (ohne Straßenmarkierungen) in Europa schätzt der Verband CEPE auf ca. 32 Gramm pro Kopf und Jahr. Andere Quellen für skandinavische Länder geben einen Bereich von 15 bis 83 Gramm pro Kopf und Jahr an (Lassen 2015; Magnusson et al. 2017; Sundt et al. 2014). Damit zählen Farben und Lacke in Bezug auf die freigesetzte Menge zu den bedeutenden Quellen für Mikroplastikemissionen. Bisherigen Schätzungen liegen jedoch wenig experimentelle Daten zugrunde, die zusätzlich mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Die Partikelgrößen können vom Millimeterbereich bis in den Mikro- und Nanometerbereich hin variieren (siehe Abbildung 4).

Die Beschichtungssysteme für Fahrzeuge wurden in den letzten Jahrzehnten deutlich optimiert. Die Untergründe sind heute weitgehend korrosionsresistent ausgeführt, die Lacke gut haftend, UV- und chemikalienbeständig sowie abriebfest. Die Emissionen werden auf unter 100 Tonnen pro Jahr in der EU geschätzt (ca. 0,2 Gramm pro Kopf und Jahr) (CEPE 2018).

Im Bereich der Bautenfarben und Putze wurden 2019 in Deutschland ca. 950.000 Tonnen hergestellt, davon ca. 25 bis 30 % für den Außenbereich. Bei einem Trockenanteil von 20 bis 40 % für Polymere, Pigmente, Füllstoffe und Additive ergibt sich insgesamt für die in Außenanwendungen applizierte Trockenmasse in Deutschland ein Bereich von etwa 45.000 bis 115.000 Tonnen pro Jahr. Die übliche Lebensdauer (Beständigkeit) liegt bei 15 Jahren (durchschnittliche Gebäudelebensdauer > 80 Jahre). Abgesehen von reinen Silikatfarben, die aus wirtschaftlichen und applikationsseitigen Gründen bisher nur begrenzt eingesetzt werden, haben alle Farbsysteme polymere Bindemittelanteile. Diese können von 20 bis 95 % variieren (CEPE 2018). Letztlich ist der polymere Bindemittelanteil gemäß der Mikroplastikdefinition aber unerheblich. Es wird geschätzt, dass knapp 2,5 bis 5 % der Farben und Lacke durch Verschleißwirkungen als Mikroplastik in die Umwelt gelangen. Weitere 0 bis 5 % werden durch bewusste Entfernungsmaßnahmen wie Schleifen, Schaben und Kratzen emittiert (Verschoor et al. 2016). Die Freisetzung für Deutschland wird auf etwa 1.125 bis 11.500 Tonnen pro Jahr abgeschätzt (14 bis 140 Gramm pro Kopf und Jahr).

Schätzungsweise 57 % des Abriebs von Bautenfarben werden in/auf den Boden emittiert. Die weitere Ausbreitung von dort wurde bisher nicht untersucht. Ca. 40 % des übrigen Abriebs gelangt in die Kanalisation und wird damit dem Abwassersystem zugeführt. Der Rest, ca. 3 %, gelangt direkt in Gewässer (Verschoor et al. 2016). Angesichts der teilweise sehr geringen Partikelgrößen ist auch eine Ausbreitung als Staub über die Luft wahrscheinlich. Das Alfred-Wegener-Institut wies in einer Studie von 2019 die Existenz von Mikroplastikpartikeln in der Arktis nach. Die häufigsten gefundenen Partikel waren Polymere, wie sie in Farben und Lacken eingesetzt werden. (Bergmann et al. 2019) schlossen daraus, dass ein Großteil des gefundenen Mikroplastiks durch Abrieb von Beschichtungen, allen voran Fassadenfarben, stamme und durch atmosphärischen Transport bis in die Arktis gelangt sei.

Maßnahmen zur Reduktion der Einträge sind vor allem im Bereich der Bautenfarben erforderlich. Sinnvolle Lösungsoptionen wären:

- Beständigkeit sollte weiter erhöht werden
- Die Entwicklung rein mineralischer Farben (bspw. Reinsilikatfarben), sofern sie insgesamt keine schlechtere Ökobilanz aufweisen, sollte vorangetrieben werden
- Es sollte Systeme zur Rückhaltung bei Wartungs- und Schleifarbeiten entwickelt werden

- Wo sich Farbemissionen nicht vermeiden lassen, sollten sämtliche Inhaltsstoffe ökotoxikologisch unbedenklich und ausreichend schnell abbaubar sein, um eine hohe Akkumulation in der Umwelt zu vermeiden

3.2.5 Schiffsbeschichtungen

Eine kommerzielle Schifffahrt ohne korrosionsmindernde und Fouling reduzierende Beschichtungen ist heute kaum denkbar. Eine verlängerte Haltbarkeit und verminderter Bewuchs wirken sich über einen geringeren Energieverbrauch der Schiffe auch ökologisch positiv aus. Dennoch gibt es im Bereich der Freizeitschifffahrt auch Praktiken, die gänzlich auf Anstriche verzichten.

Etwa 700.000 Tonnen Schiffsfarbe (Unterwasser und Aufbauten) werden weltweit pro Jahr insgesamt in der kommerziellen Schifffahrt, der Freizeitschifffahrt, der Marine und bei Pontons verwendet (Biocide Information Limited 2017; Watermann und Herlyn 2020). Grundsätzlich können dauerhafte abriebfeste Hartbeschichtungen sowie erodierende und selbstpolierende Antifoulingbeschichtungen unterschieden werden. Letztere sind wasserlöslich. Als Polymere werden für Hartbeschichtungen vor allem Epoxidharze, Chlorkautschuk, und Vinylverbindungen eingesetzt, die häufig mit Glasfasern, -kugeln oder Aluminiumpulver versetzt werden, um die Abriebfestigkeit zu erhöhen. Bei den wasserlöslichen erodierenden Schichten werden Kolophonharze, Methylmethacrylate und Silylacrylate eingesetzt. Als Reibungsminderer werden zudem Polytetrafluorethylen (PTFE), als Antihafmittel Polydimethylsiloxane oder Silikonöle verwendet.

Einträge finden sowohl durch den Schiffsverkehr selbst als auch durch ungenügende Rückhaltung bei der Instandsetzung statt. Der Eintrag durch erodierende, wasserlösliche Beschichtungen in die Weltmeere wird auf ca. 80.000 Tonnen pro Jahr geschätzt (davon ca. 20 bis 30 % polymerer Bindemittelanteil) (Biocide Information Limited 2017; Watermann und Herlyn 2020). Der Großteil dürfte direkt in den Gewässern landen und verbleiben. Durch den Abrieb von Schiffsbeschichtungen werden auch Biozide freigesetzt, mit denen die meisten Schiffsanstriche ausgerüstet sind.

Als Maßnahmen kommen Vermeidungsmöglichkeiten durch konstruktive Vorrichtungen in Betracht und die Verbesserung der Anstriche an sich, um sowohl die Verluste beim Schiffsverkehr zu minimieren als auch die Rückhaltung bei der Instandsetzung zu verbessern. Konkret sind mögliche Lösungsoptionen:

- Nutzung von konstruktiven Vorrichtungen wie übergroße Fender (Kreuzfahrt) oder umlaufende Schutzleisten (Fähren). Vermehrter Einsatz von Hartbeschichtungen anstatt selbstpolierenden Antifoulingbeschichtungen (insbesondere im Bereich hoher mechanischer Beanspruchung wie im Wechselwasserbereich der Schiffe, bei Flachböden von Schiffen mit bodennaher Operation wie im Wattenmeer oder Flüssen oder bei Schiffen, die vorhersehbar in Eis-Bereichen operieren)
- In der Freizeitschifffahrt Einsatz von abriebfesten, biozidfreien Hartbeschichtungen in Verbindung mit Reinigungen z. B. in schwimmenden Einrichtungen mit Auffangeinrichtungen (Beispiel Schweden)
- Vermehrter Einsatz von biozidfreien Beschichten, z. B. Foul Release Coatings, Foliensystemen, Faserbeschichtungen
- Entwicklung von vollständig abbauenden und ökotoxikologisch unbedenklichen Anstrichen für erodierende und selbstpolierende Beschichtungen; häufigere und frühzeitige Reinigung, um Fouling und Korrosion zu vermeiden
- Entfernung und Anbringung der Farbschichten möglichst in geschlossenen Anlagen
- Verzicht auf Trockenstrahlung
- Ausstattung von Waschplätzen (auch in Sportboothäfen) mit einer leistungsfähigen Auffangeinrichtung, Absetz- und Filtertechnik
- Unterwasserreinigungen sollten nur auf besonders abriebfesten Hartbeschichtungen erfolgen
- Anleitungen für private Bootsbesitzer*innen zur Wartung und Entfernung von Anstrichen in den Produktinformationen ergänzen

Werften:

- Trockenstrahlen nur unterhalb der Dockkante und in eingehausten Bereichen
- Beim Höchstdruckstrahlen anfallendes Wasser auffangen und in entsprechend ausgerüsteten Anlagen reinigen
- Stahlkiesstrahlen nur in geschlossenen Räumen
- Applizieren von Farben im Spritzverfahren vorrangig in geschlossenen Räumen, ansonsten nur unterhalb der Dockkante unter Verwendung von „Farbnetzen“ und Beachtung der Windstärke, ggf. Rollverfahren
- Erprobung neuer Verfahren zur Farbapplikation

3.2.6 Baustoffe

Eine große Relevanz bezüglich der Mikroplastikemissionen aus der Baubranche haben geschäumte Kunststoffe (insbesondere expandiertes Polystyrol, EPS und Polyurethanschäume, PU). Sie fragmentieren sehr leicht und haben eine niedrige

Dichte, was ihnen eine hohe Mobilität verleiht. Vor allem Partikelschäume aus Polystyrol zerbrechen sehr leicht. Die Lagerung von Neuware und Abfällen findet im Baubereich oft offen in der Umwelt statt. Auch bei der Verarbeitung fällt kleinteiliger Abfall an oder es werden direkt Partikel emittiert (bspw. bei der Verarbeitung von Leichtestrich). Insbesondere der Zuschnitt von Schaumstoffen mit mechanischen Messern verursacht große Partikelemissionen.

Untersuchungen an Baustellen ergaben direkte Einträge in die Straßenabläufe von 0,06 % des verarbeiteten Polystyrolschaums (Einträge ausschließlich durch Verwehungen, keine Einträge durch Niederschlagsabflüsse). Bei der insgesamt verarbeiteten Menge in Deutschland von ca. 12 Millionen Kubikmetern entspricht dies etwa 6.700 Kubikmetern. Aufgrund der geringen Dichte der Kunststoffschäume beträgt die Masse nur etwa 100 bis 150 Tonnen. Da es sich hier nur um die direkten Einträge handelt, dürfte der Gesamtverlust bei der Verarbeitung von polymeren Dämmstoffen um ein Vielfaches höher sein (Breitbarth 2019).

Von dem in Flüssen identifizierten großen Mikroplastik (1 bis 5 Millimeter) besitzen Styroporkugeln einen Massenanteil von etwa 7 bis 47 %. In Bezug auf die Partikelanzahlen ist die Dominanz aufgrund der niedrigen Dichte noch deutlicher. Bei der Partikelanzahl liegt der Anteil bei 85 bis 96 % (Breitbarth 2017). Die niedrige Dichte bedingt auch, dass die Partikel leicht verweht werden und gut schwimmen, sodass der Übergang in die Meere im Gegensatz zu schweren sedimentierenden Partikeln begünstigt ist.

Ursache für die Verluste sind vor allem in den Verarbeitungsmethoden sowie mangelhafter Lagerung zu sehen. Weiterhin werden Wärmedämmverbundsysteme nach dem heutigen Stand der Technik geklebt, direkt verputzt und armiert. Bei der Demontage ist die Freisetzung großer Mengen von Mikroplastik sehr wahrscheinlich. Mittelfristig wäre die Entwicklung alternativer Dämmstoffe (Verzicht auf Partikelschäume) ein sinnvoller Weg. Zusätzlich sollte bereits heute der Rückbau bzw. Entsorgung von polymeren Dämmstoffen mitbedacht werden.

Lösungsstrategien können sein:

- Zero-Loss-Strategien für Polystyrolschaumanwendungen analog zur Zero-Pellet-Loss-Strategie der Kunststoffbranche

- Nutzung von Filtersystemen im Bereich von Baustellen vor allem während der Bauphasen (bspw. Filter für Abwasserschächte)
- Anforderungen an die Materialsicherung (Lagerung in geschlossenen Containern)
- Vermeidung bestimmter Verarbeitungsmethoden (heißer Draht statt Messer)
- Erweiterung der Bauprodukteverordnung um Anwendungs- und Verarbeitungsvorgaben, die sich emissionsmindernd auswirken
- Hinweise zur Verarbeitung auf den Produktblättern
- Entwicklung und Einsatz alternativer Dämmmaterialien

3.2.7 Textilien

Die globale Produktion an Chemiefasern betrug 2019 ca. 80,5 Millionen Tonnen. Ihr Anteil an der Gesamtproduktion liegt bei über 75 %. Im Bereich technischer Textilien ist der Anteil der Chemiefasern deutlich höher als bei Bekleidung. Die wichtigste Stoffgruppe bei den Chemiefasern sind Polyester-Fasern (PET), die jährliche Produktionsmenge beträgt ca. 48,3 Millionen Tonnen (ca. 60 %) (ICV 2020). Weitere wichtige Stoffgruppen sind Polyamide, Polyacryl und modifizierte Zellulose.¹¹

Beim Waschen, Trocknen, Gebrauch und Tragen von Kleidung entstehen Mikroplastikemissionen. Untersuchungen zu Textilfasern in Abwässern in Kläranlagen ergaben Anteile von 67 % für Polyester und 17 % für Polyamide (Carney Almroth et al. 2018).

(Spiess 2019) schätzt den Anteil von Mikroplastik in Form von Fasern und Partikeln im bodenbezogenen Hausstaub auf Basis von Mikroskopieanalysen auf ca. 85 %. Die Kunststoffphase besteht dabei überwiegend aus PET und Polyurethanen. Als Quellen werden Kleidung, Polsterungen und Schuhabrieb vermutet.

(Cai et al. 2020a; Cai et al. 2020b) analysierten Mikroplastikemissionen verschiedener Polyestergerewebe mit Hinblick auf den Herstellungsprozess. Sie stellten fest, dass die Mikroplastikfasern zu großen Teilen bereits bei der Herstellung entstehen, jedoch weiterhin in dem Gewebe verbleiben. Für Emissionen aus Gebrauch und Tragen existieren bereits erste Untersuchungen, jedoch noch keine Abschätzungen zu freigesetzten Mengen (Dris et al. 2016b).

¹¹ Bei Cellulose-Fasern ist strittig, ob sie als natürliche oder halbsynthetische Fasern zu werten sind.

Bei der Wäsche der Textilien werden Fasern mobilisiert, woraufhin sie ins Abwasser gelangen. Zusätzlich können Mikroplastikfasern auch durch die mechanische und chemische Beanspruchung in der Waschmaschine erzeugt und freigesetzt werden (Dalla Fontana et al. 2020). Zu Faserverlusten beim Waschen und Trocknen existieren zahlreiche wissenschaftliche Untersuchungen, die aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen und variierender Versuchsparameter teilweise schwer miteinander vergleichbar sind.

Nach Ergebnissen von (Pirc et al. 2016) setzen neue Kleidungsstücke beim Waschen etwa 10- bis 25-mal mehr Fasern frei als die gleichen Kleidungsstücke im zehnten Waschgang oder in nachfolgenden Waschgängen. Unklar ist jedoch, wie es sich gegen Ende der Lebensphase eines Kleidungsstücks verhält. Es wäre möglich, dass ältere Kleidung, die ausgefranst ist oder bereits Löcher hat, wiederum zunehmend mehr Fasern pro Wäsche freisetzt. Dazu machen die verschiedenen Studien jedoch keine Aussagen, da in keiner Untersuchung so viele Waschvorgänge durchgeführt wurden.

Ebenfalls unklar ist, wie häufig welche Art von Kleidung in der Realität tatsächlich gewaschen wird. Sportkleidung besteht fast ausschließlich aus Polyester oder anderen synthetischen Fasern und wird vermutlich wesentlich häufiger gewaschen als beispielsweise Jacken, insbesondere von sportlich aktiven Menschen. Die größte Freisetzung wird von Fleece-Bekleidung erwartet (Carney Almroth et al. 2018).

Als Mittelwert aus allen in der Literatur beschriebenen experimentellen Untersuchungen ergibt sich ein durchschnittlicher Faserverlust fürs Waschen von 194 Milligramm pro Kilogramm gewaschene Textilien. Beim Waschen findet bisher keine Rückhaltung der Mikrofasern statt, sodass diese direkt in das Abwasser gelangen (Blömer 2019).

(Pirc et al. 2016) geben an, dass beim Trocknen der Wäsche in einem Wäschetrockner durchschnittlich dreimal mehr Fasern freigesetzt werden als beim Waschen. Für das Trocknen ist daher ein Massenverlust von ca. 600 Milligramm pro Kilogramm realistisch. Der Großteil der Fasern wird durch das Flusensieb zurückgehalten, dessen Inhalt im Hausmüll und nicht im Abwasser entsorgt werden sollte. Es wird daher angenommen, dass nur 5 % der Fasern tatsächlich als Mikroplastik freigesetzt werden.

Die jährlichen Mikroplastikemissionen durch Waschen und Trocknen lassen sich für Deutschland auf ca. 2.270 Tonnen bzw. ca. 27 Gramm pro Kopf

und Jahr abschätzen (Blömer 2019). Andere Studien schätzen die Mikroplastikemissionen durch Faserabrieb beim Waschen und Trocknen auf 1 bis 226 Gramm pro Person und Jahr (Essel et al. 2015a; Magnusson et al. 2016b; Sundt et al. 2014).

Es kann davon ausgegangen werden, dass die Fasern zum größten Teil im Schmutzwasser landen. Ausnahmen könnten bei Textilien im Außenbereich bestehen. Sonnenschirme, Windschutze etc., die häufig sehr lange bis zum Einsetzen einer deutlich sichtbaren Verwitterung verwendet werden, stellen relevante Quellen dar. Fasern aus diesen Produkten könnten vor allem durch die Niederschlagsentwässerung im Trennsystem oder direkte Einträge über Verwehungen direkt in die Gewässer transportiert werden.

Aufgrund der im Vergleich zu mineralischen Stoffen geringeren Dichte der Synthetikfasern kann davon ausgegangen werden, dass ein Teil der Fasern bei der Flotation oder im Fettabscheider in der Kläranlage vom Abwasser getrennt werden. Die abgetrennten Fasern werden in den Faulturm und anschließend in den Klärschlamm überführt. Da Chemiefasern eine höhere Dichte als Wasser haben, werden sie auch größtenteils im Sandfang der Kläranlagen sedimentieren. Sofern eine Wäsche des Sandgutes erfolgt, um den Anteil der Organik im Sandgut zu reduzieren, dürften die Synthetikfasern auch resuspendiert und dem Klärprozess wieder zugeführt werden.

Untersuchungen der Universität Osnabrück gehen von einer Abscheideleistung von 98 % in Kläranlagen aus. (Carney Almroth et al. 2018) geben hingegen eine deutlich niedrigere Abscheideleistung von 65 bis 90 % an. Ein nennenswerter Abbau wird innerhalb der kurzen Verweilzeit in der Kläranlage nicht stattfinden. Vor allem kleinere Fasern könnten die Kläranlagen passieren. Bei einer nicht abgetrennten Menge von 2 bis 35 % wären es bei der oben angenommenen Menge ca. 45 bis 800 Tonnen pro Jahr, die in deutsche Fließgewässer gelangen. (Eunomia 2016) schätzen in ihrer Studie deutlich höhere Mengen und geben die globalen Mikroplastikemissionen, die pro Jahr in die Meere gelangen, mit 190.000 Tonnen an. (Boucher und Damien 2017) geben in ihrer Studie den Anteil für Textilien an den Gesamteinträgen in die Meere mit 35 % (Reifenabrieb 28 %) an. Ob sich die Annahme eines deutlich höheren Transferfaktors für Textilien experimentell bestätigen lässt, ist noch unklar. Offenbar gehen aber viele Wissenschaftler*innen davon aus, dass Form und geringe Größe der Fasern die Abscheidung erschweren und den Übergang in die Meere im Vergleich zu anderen Quellen begünstigen.

Chancen zur Reduktion der Mikroplastikfreisetzung durch Textilien können analog zur Situation bei Reifen in solche unterschieden werden, die die Entstehung verringern:

- Verzicht auf synthetische Fasern
- Entwicklung von Textilien mit geringerer Freisetzung durch bessere Webtechnik oder Veredlung (Finishing)
- schonendere Waschprozesse

und solche, die zur Rückhaltung geeignet sind:

- Kleidung industriell vorwaschen oder zuhause vortrocknen, um lose Fasern gezielt abzutrennen
- Waschmaschinenfilter, -siebe oder -hydrozyklone
- Filter für die Wäsche (Filtersäcke und Fasersammler)
- Filter für Hausstaub beim Nasswischen (Eimerfilter)
- Verbesserung der Abscheidetechnik in Kläranlagen

Im Bereich der Regulierung hat Frankreich als erstes Land der Welt den verpflichtenden Einbau von Waschmaschinenfiltern ab 2025 beschlossen und versucht entsprechende Regulierungen auf EU-Ebene zu initiieren.¹²

Für die Bewertung der verschiedenen Optionen ist es wichtig, dass keine Zielkonflikte entstehen. Insbesondere der Ressourcenaufwand und die damit verbundenen Emissionen für eine Rückhaltetechnik müssen in einem sinnvollen Verhältnis zur Minderung der Emission stehen. Im Weiteren wäre auch zu klären, wie toxisch und persistent freigesetzte Textilfasern im Vergleich zu anderen Emissionstypen (bspw. Reifenabrieb) sind. Dabei sind aber nicht nur die reinen Polymerfasern, sondern auch die eingesetzten Textilchemikalien, die die Verarbeitung erleichtern und die Performance verbessern (Textilveredlung, Finishing) zu berücksichtigen.

Bei Fasern besteht zudem die Gefahr der Lungenreizung. Aus diesem Grund besteht ggfs. arbeitsschutzrechtlicher Handlungsbedarf, um insbesondere in der Textilproduktion luftgetragene Faserteile zu mindern.

3.3 Exkurs I: Lösungsoption biologisch abbaubare Polymere

In der natürlichen Umwelt spielen Mikroorganismen beim Abbau organischer Substanzen eine wesentliche Rolle. Die sogenannten Destruenten sorgen dafür, dass die jährlich in großem Umfang in polymerer Form, vor allem als Lignocellulosen, anfallenden Biomassen abgebaut und zu niedermolekularen Endprodukten wie Kohlendioxid oder Methan und Wasser mineralisiert werden. Daneben entsteht durch Wachstum und Vermehrung neue Biomasse. Dieser Abbau wird durch Enzyme stark beschleunigt, die von Mikroorganismen ausgeschieden werden. Die Abbaugeschwindigkeit hängt stark von den Umgebungsbedingungen Temperatur, Feuchtigkeit, Sauerstoffverfügbarkeit und biologischer Aktivität ab.

Auch synthetische Polymere können mikrobiologisch abgebaut werden, wenn die chemische Struktur der Polymerketten entweder einen umweltchemischen (Hydrolyse, Oxidation, Photolyse) und/oder einen enzymatischen Abbau der Makromoleküle zulässt. Dies ist notwendig, da die Mikroorganismen in der Regel nur niedermolekulare Substanzen als Nahrung in ihr Zellinneres aufnehmen können. Für den beschleunigten Bioabbau müssen die Polymerketten so strukturiert sein, dass sie ein enzymatischer Angriff spalten kann. Die Abbaugeschwindigkeit wird vor allem durch folgende Faktoren beeinflusst:

- Anzahl der Mikroorganismen und Zusammensetzung der mikrobiellen Population
- abiotische Umgebungsbedingungen wie Wasserverfügbarkeit, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff- und Nährstoffgehalt
- Eigenschaften des polymeren Substrats, wie Größe und Form der Partikel

Es wurden Testverfahren zur Simulation natürlicher Umgebungen wie Süßwasser, Meerwasser, Boden, Kompost usw. entwickelt und in Normen (ISO, CEN, ASTM, DIN u. a.) festgeschrieben. Diese Abbautests werden unter Laborbedingungen durchgeführt, sodass die Versuchsp Parameter kontrolliert und die Abbauprodukte quantitativ detektiert werden können. Die Übertragung der Testergebnisse auf biotechnologische Produktionsverfahren (bspw. Kompostierung) oder der insbesondere der Vergleich mit Prozessen in der realen Umwelt ist nicht immer einfach möglich. So kann es vorkommen, dass ein Produkt mit zertifizierter industrieller Kom-

¹²[https://www.oceancleanwash.org/2020/02/france-is-leading-the-fight-](https://www.oceancleanwash.org/2020/02/france-is-leading-the-fight-against-plastic-microfibers/)

[against-plastic-microfibers/](https://www.oceancleanwash.org/2020/02/france-is-leading-the-fight-against-plastic-microfibers/), letzter Zugriff: 1.904.2021.

postierbarkeit nach dem Passieren einer industriellen Kompostieranlage nicht vollständig abgebaut ist und sich z. B. noch Folienreste im Kompost finden. Dies ist vor allem abhängig von den Behandlungsbedingungen in der Kompostierung (Temperaturen, Verweilzeiten).

Zur Prüfung des Abbaus im Meer fehlen aktuell noch Standardvorschriften, aber es sind einige derzeit in der Entwicklung (ISO 22404:2019 - Kunststoffabbau in eulitoralischen Zonen; ISO/DIS 19679 Abbau am Übergang Meerwasser/Sediment; ISO/CD 23977-2 Abbau im Meerwasser). Dabei wird auf die unterschiedlichen Milieubedingungen des Meeresökosystems eingegangen. Tendenziell sollte eher bei niedrigerer Temperatur mit längerer Inkubationszeit (vergleichbar der Prüfung des Abbaus im Boden über 24 Monate) getestet werden (Tabelle 5). Neben den Abbautests sind auch Tests zu den ökotoxikologischen Wirkungen erforderlich. In Laborversuchen wurde für verschiedene in marinen Gewässern potenziell abbaubare Polymere eine ökotoxikologische Unbedenklichkeit gezeigt (Schlegel 2019). Die Standardisierung dieser Verfahren steht allerdings noch aus. Auch für Tests zum marinen Abbau gilt, dass sie zwar die intrinsische (prinzipielle) Abbaubarkeit unter den Testbedingungen, nicht aber den tatsächlichen Abbau in jedem realen marinen Milieu sicherstellen können. Grundsätzlich bietet sich eine Kombination aus standardisiertem Test im Labor, Tanktest (ISO/CD 23832, derzeit in Ausarbeitung) und Feldtest (ISO 22766, in Ausarbeitung) an, um eine umfassende Analyse der Bioabbaubarkeit im marinen Milieu zu prüfen. Eine Herausforderung bei der Entwicklung geeigneter Tests sind die langen Messzeiten, während derer die Mikrobiozönose am Leben gehalten werden muss (Weber 2019).

Kriterium	Industrieller Kompost	Meer
Temperatur	60-70 °C	0-30 °C
Sauerstoff	aerob	aerob, intermittierend, anaerob
Nährstoffe	ausreichend	limitiert, übermäßig

Tabelle 5: Vergleich der Bedingungen im industriellen Kompost und im Meer.

Bioabbaubare Kunststoffe sind nicht zum Wegwerfen in die Umwelt entwickelt worden, sondern meist im Hinblick auf eine geordnete Entsorgung durch industrielle Kompostierung. Aufgrund der deutlich unterschiedlichen Milieubedingungen kann nicht erwartet werden, dass sich kompostierbare Materialien in der Umwelt nach einigen Wochen oder Mo-

naten abbauen. Erste Forschungsergebnisse zeigen jedoch, dass es auch in natürlichen Umgebungen im Bereich von Jahren zum Abbau dieser Materialien kommt, was bei Polyolefinen nicht zu beobachten ist (Napper und Thompson 2019).

Auch wenn der Abbau von kompostierbaren Kunststoffen in der Umwelt je nach Material und Umweltbedingung ggfs. deutlich länger dauert als unter Kompostierungsbedingungen, ist bis heute die Frage nach der akzeptablen Abbaudauer nicht beantwortet. Letztlich müsste es darum gehen, dass nicht vermeidbare Emissionen so schnell abbauen, dass kritische Schwellenwerte der Umweltkonzentrationen nicht überschritten werden. Unter der Annahme, dass kritische Umweltkonzentrationen bereits heute erreicht sind, wäre eine mögliche Herangehensweise, dass zukünftig die pro Jahr emittierte und abgebaute Menge maximal identisch sein sollten (Bertling et al. 2018b).

Für einige Produkte wie zertifiziert kompostierbare Bioabfallsammelbeutel, mit denen sich Sammelmenge und -qualität an Bioabfällen erhöhen lassen, ist Kompostierung eine nachhaltige Lösung, sofern lokale Kompostier- und Sammelbedingungen mit den verwendeten Sammelbeuteln kompatibel sind. Im Agrarbereich können z. B. Mulchfolien, die als abbaubar auf und im Boden zertifiziert sind, dazu beitragen, die Umweltbelastung durch Fragmente von nicht abbaubaren Kunststofffolien zu vermeiden (Burgstaller et al. 2018). Andere Anwendungen, die besonders häufig in der marinen Umwelt achtlos entsorgt werden und für die bioabbaubare Lösungen daher sinnvoll wären, sind u.a. Zigarettenkippen, Feuchttücher oder auch spezifische Anwendungen wie Zippverschlüsse für Austernbeutel.

Ansonsten gilt für alle Kunststoffe, auch biobasierte oder optional kompostierbare, dass eine stoffliche Wiederverwendung oder zumindest energetische Nutzung anzustreben ist. Das Recycling bietet signifikante ökologische Vorteile gegenüber der Kompostierung. Bioabbaubare Kunststoffe gelangen im Standardprozess des Recyclings in den Aufbereitungsanlagen in die Restkunststofffraktion. Gelegentlich werden sie, falls sie in andere Fraktionen wie die Polyolefinfolien gelangen, als Störstoff interpretiert. Es gibt aber auch Untersuchungen, die zeigen, dass selbst einige Prozent dieser Materialien in den anderen Rezyklatfraktionen deren Qualitäten nicht nachteilig beeinflussen (FNR 2017; Molenveld 2017). Dass Sortierung und Aufbereitung von Biokunststoffen prinzipiell möglich sind, wurde in einem Verbundforschungsvorhaben gezeigt. Nichtsdestotrotz sind weitere Forschungsarbeiten notwendig,

um funktionale Kunststoffe mit guter Bioabbaubarkeit bei gleichzeitig hoher Rezyklierbarkeit zu entwickeln (Hiebel et al.).

Grundsätzlich ist es wichtig, dass sich eine biologische Abbaubarkeit weder negativ auf das Sammeln und Recycling auswirkt noch das Littering verstärkt. Letztlich sollte biologische Abbaubarkeit nur in Ausnahmefällen als Produkteigenschaft in der Endkonsumentenkommunikation ausgewiesen werden. Sie sollte stattdessen eine Art Notfalleigenschaft bei nicht vermiedenen und nicht vermeidbaren Kunststoffemissionen sein (Bertling et al. 2018b). In diesem Sinne stellt sie eine wichtige Option zur Überwindung der heutigen Situation mit der mehrheitlichen Verwendung kaum abbaubarer Polyolefine dar.

3.4 Exkurs II: Lösungsoptionen in der Siedlungswasserwirtschaft

In der Siedlungswasserwirtschaft wird unterschieden zwischen Schmutz- und Niederschlagswasser. Es gibt Regionen, in denen die beiden Abwasserarten getrennt geführt und behandelt werden und andere, in denen sie als Mischwasser zusammengeführt und gemeinsam behandelt werden. Trennsysteme dominieren im Norden Deutschlands und in ländlichen Bereichen. Das Mischsystem findet sich vermehrt im Süden Deutschlands und in dicht besiedelten großen Städten.

Mikroplastik kann in beide Abwasserarten gelangen. Tendenziell findet sich Mikroplastik aus Verwitterung und Abrieb vor allem im Niederschlags- und Mischwasser, da es vor allem im Außenraum freigesetzt wird. Im Gegensatz dazu findet sich viel bewusst zugesetztes Mikroplastik im Schmutzwasser wieder (Kosmetik, Farbreste etc.). Allerdings gibt es hier auch viele Ausnahmen wie das Infill von Kunststoffrasenplätzen oder beschichtetes Saatgut und Düngemittel, die vor allem in Niederschlags- und Mischwasser zu finden sein sollten. Letztere sind allerdings eher für die terrestrische als die marine Umwelt relevant bzw. ist der Übergang von der terrestrischen in die aquatische Umwelt durch erosive Prozesse noch wenig untersucht.

Mikroplastik im Abwasser wird zum großen Teil in den Klärschlamm überführt. Der Klärschlamm wird zum Teil landwirtschaftlich verwertet, also auf Ackerflächen als Dünger ausgebracht (< 20 %). Der größere Teil wird energetisch verwertet. Mikroplastik im Mischwasser findet sich ebenfalls vor allem im Klärschlamm wieder. Allerdings besteht bei Starkregenereignissen die Gefahr, dass die Kläranlage mit den Wassermassen überfordert wird und Abwasser durch sogenannte Mischwasserabschläge ungeklärt in natürliche Gewässer gelangt.

Im Trennsystem ist die Abscheidung von Mikroplastik aus dem Niederschlagswasser deutlich niedriger, da hier nicht wie innerhalb der Kläranlage eine gleichwertige Behandlung stattfindet. Dennoch können durch Bodenfilter und andere Sedimentationsanlagen gewisse Abscheidungen erreicht werden. Der größte Teil des Niederschlagswassers erfährt aber keine ausreichende Behandlung.

In Abbildung 6 sind die Zuflüsse zu den natürlichen Gewässern dargestellt. Es wird deutlich, dass die nicht oder nur gering behandelten Zuflüsse aus Mischwasserabschlägen, Regenwassereinleitung und direkte Abflüsse aus der Straßenentwässerung ähnlich groß sind wie die Zuflüsse aus Kläranlagen. Die Niederschlagsentwässerung sollte daher in Bezug auf die Mikroplastikproblematik besondere Berücksichtigung erfahren.

Eine vollumfängliche Behandlung von Niederschlagswasser in Kläranlagen, um eine verbesserte Abscheidung zu erreichen, ist nicht sinnvoll, da diese nicht auf die dazu nötigen Kapazitäten ausgelegt sind. Die Gesamtreinigungsleistung würde daher deutlich sinken, sodass sich aus Umweltsicht kein Vorteil ergibt.

Eine schematische Gesamtdarstellung der Mikroplastik-Pfade über das Abwassersystem ist in Abbildung 7 dargestellt:

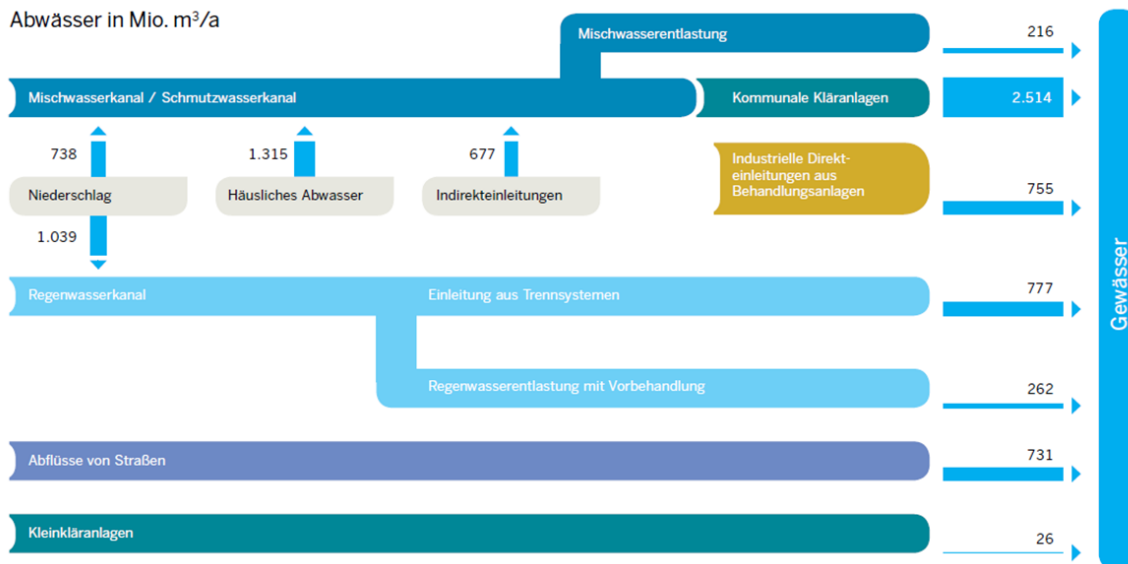


Abbildung 6: Abwasserzuflüsse in natürliche Gewässer in Nordrhein Westfalen, Stand 2014 (MKULNV 2014)

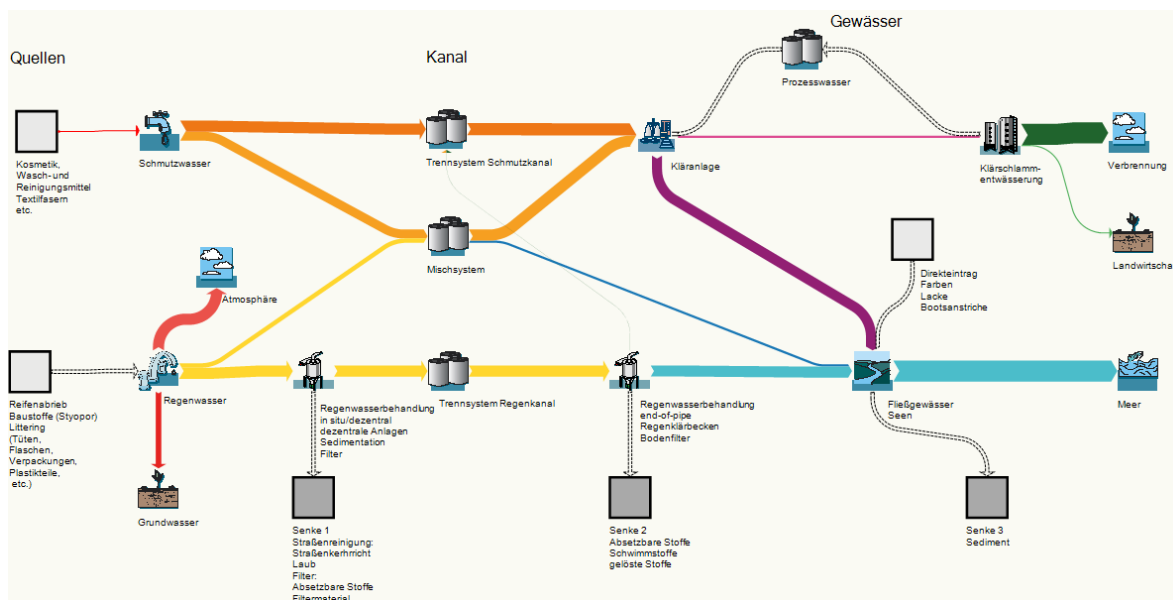


Abbildung 7: Qualitative Darstellung der Transportpfade über das Abwassersystem (Sommer 2019).

In Kläranlagen werden Kunststoffemissionen über das Rechengut, das Sandfanggut oder den Klärschlamm abgeschieden. Im Rechengut findet sich vor allem Makroplastik wieder, im Sandfanggut vor allem Mikroplastik mit einer Dichte oberhalb von Wasser. Schätzungen gehen davon aus, dass in diesen beiden Stufen aber auch bereits bis 80 % des Mikroplastiks abgeschieden werden. Schwimmendes oder sehr feines Mikroplastik wird hingegen vor allem im Klärschlamm abgeschieden. Allerdings wird das Sandgut für die Verwertung häufig gewaschen. Die abgetrennten Stoffe werden dem Klärschlamm zugeführt.

In Bezug auf den Kläranlagenauslauf erreichen Kläranlagen für Mikroplastik eine Abscheideeffizi-

enz von 98 bis 99,99 %. Weiterreichende Abscheideleistungen könnten durch Sandfilter, Mikrosiebe, Tuchfilter oder Membrananlagen erreicht werden. In Anbetracht der Tatsache, dass große Teile des Mikroplastiks nicht über den Klärauslauf der Kläranlage in die marine Umwelt gelangen, legt zumindest die Mikroplastikproblematik andere Schwerpunktsetzungen im Abwassersystem nahe (Klärschlammverwendung in der Landwirtschaft, Behandlung von Niederschlagswasser).

3.5 Zwischenfazit

Im Rahmen des zweiten Workshops wurden eine Vielzahl von Quellen beschrieben und gleichzeitig

Lösungsoptionen aufgezeigt. Dennoch kann die vorstehende Darstellung keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben. Beispielsweise wurden Off-shore-Industrien oder Geotextilien im Küstenschutz nicht betrachtet. Auch die Fragmentierung von geliterten (also achtlos in der Umwelt entsorgten) Kunststoffen wurde nicht adressiert, sondern im Rahmen anderer Maßnahmen der MSRL behandelt. Aufbauend auf den Vorträgen und Diskussionen wurden die Workshopteilnehmenden gebeten,

konkrete Vorschläge für Maßnahmen zu unterbreiten. Diese wurden im dritten Workshop zusammengeführt, strukturiert und priorisiert und werden im nachfolgenden Kapitel zusammenfassend dargestellt.

4 Handlungsfelder und Maßnahmenvorschläge

Auf Basis der in den ersten beiden Workshops identifizierten Herausforderungen und Lösungsoptionen wurden in einem dritten Workshop ohne weitere Einbeziehung von externen Expert*innen durch die Mitglieder der UAG „Mikroplastik“ des RTM sinnvolle Maßnahmenvorschläge diskutiert. Zielstellung dieses Workshops war es, die vorgeschlagenen Lösungsoptionen hinsichtlich ihrer Relevanz für den Meeresschutz, die Art der Maßnahme sowie der zeitliche Rahmen für Umsetzbarkeit (sofort, 5 Jahre oder später) zu charakterisieren und auch zu priorisieren. Der ausgearbeitete Maßnahmenkatalog dient letztendlich der Fortschreibung und Operationalisierung der nationalen Umweltziele UZ5-03 „Vermeidung des Einsatzes von primären Mikroplastikpartikeln“ und UZ5-09 „Reduzierung der Emission und des Eintrags von Mikroplastikpartikeln“, die im Rahmen der Überarbeitung der MSRL. Er liefert den für die Umsetzung der Richtlinie verantwortlichen Institutionen in Deutschland die erforderliche Grundlage für die weitere Umsetzung der von den Expert*innen identifizierten Lösungsoptionen in die Praxis. Darüber hinaus soll der Katalog einen wesentlichen Beitrag zu den entsprechenden Arbeiten auf europäischer und regionaler Ebene leisten.

Alle vorgeschlagenen Maßnahmen sind zusätzlich in Anlage 1 tabellarisch zusammengefasst.

4.1 Kosmetik-, Wasch- und Reinigungsmittel

4.1.1 Kennzeichnung kunststoffhaltiger Produkte

Verbraucher*innen können die Nutzung von kunststoffhaltigen Produkten durch Beachtung der Kennzeichnung vermeiden. Eine gemeinsame Definition bzw. Verständnis, was unter Kunststoffen in diesem Sinne zu verstehen ist (intendiertes Mikroplastik, gelöste, gelartige Polymere oder gar Mikroplastik durch Abrieb und Verwitterung) wäre dafür eine wichtige Voraussetzung. Für die Kennzeichnung gibt es verschiedene Möglichkeiten: a) Deklaration aller Inhaltsstoffe auf der Verpackung sowohl bei Kosmetika als auch bei Wasch- und Reinigungsmitteln, b) Informations-Apps (Beat the Microbead, Codecheck, Tox-Fox etc.), c) „Mikroplastikfrei“-Herstellersiegel, d) Verwendungsempfehlungen durch die Hersteller.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch, verhaltensseitig, edukativ
Umsetzbarkeit	sofort, in 5 Jahren

4.1.2 Freiwilliger Verzicht der Verwendung von kunststoffhaltigen Produkten durch Hersteller

Hersteller übernehmen die Umweltverantwortung für ihre Produkte und verzichten freiwillig auf kunststoffhaltige Produkte. Basis ist eine gemeinsame Definition (s. ECHA, DIN).

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch,
Umsetzbarkeit	sofort, in 5 Jahren

4.1.3 Regulierung von bewusst zugesetztem Mikroplastik

Der ECHA-Vorschlag zur weitreichenden Beschränkung (bis hin zum Verbot für spezifische Anwendungen) von bewusst zugesetztem Mikroplastik in Produkten (Stoffen und Gemischen) sieht vor, die marine Abbaubarkeit a) als Anforderung an Inhaltsstoffe in REACH oder Chemikalienrecht und b) für alle Inhaltsstoffe von WPR zu verankern.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	politisch, regulatorisch,
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.2 Pellet Loss

4.2.1 Ausstattung des bestehenden Konzepts OCS mit extern validierter Zertifizierung

Ausstattung des bestehenden Konzepts der europäischen Operation Clean Sweep (OCS) mit einer extern validierten Zertifizierung für Pellets von Kunststoff-Werkstoffen aus industriellen Anwendungen, also Granulate, Flakes, Grieß oder Pulver.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	sofort, in 5 Jahren

4.3 Reifenabrieb

4.3.1 Optimierung von Straßen-Reinigungsmöglichkeiten

- Nasser Straßenkehrriech: Verhinderung des Eintrags von Reifenabrieb in den Wasserkreislauf und damit Verminderung der potenziellen Gefahr des Eintrags in die Gewässer. Prüfung der gesetzlichen Vorgaben, die die Einbringung von Straßenkehrriech in die Kläranlage betreffen, z. B. Einbringung von Filtern. Prüfung technischer Lösungen und Anpassung des rechtlichen Rahmens
- Logistik beim Verfahren der Straßenreinigung ist zu optimieren (Zeitpunkt, Reinigungsart)
- Ausstattung von Straßenabflüssen mit Filtereinsätzen zum Rückhalt von Reifenabriebmaterial z. B. an Hotspots oder an Stellen, wo Direkteintrag ohne anschließende Aufreinigung potenziell möglich ist

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.3.2 Anpassung Verkehrskonzepte

Anpassung der Verkehrskonzepte (Verkehrsfluss, Tempovorgaben, grüne Welle, Straßenbelag).

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.3.3 Bewusstseinsbildung zu Auswirkungen der Wahl der Qualität der Reifen und Fahrverhalten

Bewusstseinsbildung zu Reifenqualität und Fahrverhalten.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	verhaltensseitig, edukativ
Umsetzbarkeit	Sofort

4.3.4 Einbringung in Mischwasserkanalisation (kein Trennsystem)

Keine Trennwasserkanalisation, sondern Ausbau Mischwasserkanalisation mit dem Ziel, den Direkteintrag zu minimieren. Anschließend Aufreinigung in der Kläranlage festlegen.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch,
Umsetzbarkeit	sofort, in 5 Jahren

4.3.5 Verringerung des Abriebs durch neue Reifenmaterialien

Weiterentwicklung neuer Reifenmaterialien mit weniger Abrieb, Verwendung neuer Materialien (Förderung der Forschung, Etablierung eines Abriebtests, Definition von Vorgaben bzgl. Reifenabrieb).

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	später

4.4 Spiel- und Sportstätten, Kunstrasen u. a.

4.4.1 Rückhaltmaßnahmen, besseres Management für bestehende Plätze

Entwicklung und Umsetzung von Rückhaltungsmaßnahmen/ Management für bestehende Plätze (Einbau von Barrieren, Filtern, Bürsten; Optimierung von Wartungsmaßnahmen; Nutzerschulung; Austausch des Infill gegen plastikfreie Alternativen).

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, verhaltensseitig, edukativ
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.4.2 Mikroplastikfreies Infill

Weiterentwicklung, Bewertung und Verwendung alternativer mikroplastikfreier Infill (beispielsweise aus Kork, Sand, Kokosfasern, Olivenkernschrot oder Granulate aus (heimischen) Hölzern).

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.4.3 Technische Eindämmmaßnahmen und werkstoffliche Alternativen

Bestimmung sämtlicher Quellen für Mikroplastikfreisetzung im Bereich umweltöffener Sport- und Spielstätten (Reit- und Golfplätze, Tartanbahnen, Spielplätze etc.); Bestimmung der Transferraten in die Gewässer/Meere; Weiterentwicklung, Bewertung, Empfehlung und Regulierung technischer Eindämmmaßnahmen und werkstofflicher Alternativen.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch, verhaltensseitig, edukativ
Umsetzbarkeit	sofort, in 5 Jahren

4.5 Textilfasern

4.5.1 Entwicklung neuer Herstellungstechnologien und Materialien

Entwicklung emissionsärmerer Textilien und bessere Verarbeitungstechnologien.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	technisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.5.2 Vorwaschen der Textilien

Vor dem Versand in den Handel erfolgt ein erster Wasch- und Trocknungsgang zur Reduzierung der freien Textilfasern (über EPR in der Lieferkette; Sicherstellung, was mit Waschlauge passiert).

Ggf. Kriterium unter dem grünen Knopf (Initiative BMZ).

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.5.3 Waschmaschinenfilter

Ablauf der Waschmaschine wird mit einem Filter/Sieb ausgestattet.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.6 Baustoffe und Beschichtungen

4.6.1 Polystyrolschaumstoffe reduzieren

Für die Reduktion der Einträge wird ein Maßnahmenbündel vorgeschlagen:

- Zero-Pellet-Loss-Initiativen der Bauwirtschaft

- Vorgaben zur Material- und Abfallsicherung auf Baustellen
- temporäre Niederschlagsfilter rund um Baustellen
- Entwicklungen und Vorgaben zu emissionsarmen Verarbeitungstechniken
- Ausweitung/Anwendung der Bauprodukte-VO
- Entwicklung, Erprobung und Bewertung alternativer Dämm- und Zuschlagstoffe

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch, verhaltensseitig, edukativ
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren, später

4.6.2 Einsatz von Kunststoffen in umweltoffenen Anwendungen reduzieren

Reduzierung der offenen Anwendung von Kunststoffen in der Meeres-/Küstenumwelt, z. B. Geotextilien, Korrosionsschutz, Elastomere im Deckwerk.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	Sofort, in 5 Jahren

4.6.3 Eintrag von Mikroplastik aus Farben in umweltoffenen Anwendungen reduzieren

- Bestimmung der Freisetzung und der Transferarten in die Umwelt
- Werkstoffliche Entwicklung
- Erprobung und Bewertung, um Abriebsraten zu reduzieren und Abbaubarkeit zu erhöhen
- Mindeststandards zur Haltbarkeit, Verwendung

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	Mittel

Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren, später

4.7 Schiffsbeschichtungen

4.7.1 Umgang mit Schiffsbeschichtungen in Werften

- Rechtliche Regelung, um sicherzustellen, dass das Abwasser von Werften (z. B. Leckwasser/Prozesswasser/Reinigungswasser der Hallen) noch festzulegende Grenzwerte für Mikroplastik nicht übersteigt.
- Verpflichtende Eindämmung der Freisetzung bei Anwendung von Trockenstrahlen (z. B. durch Einzeltung)
- Rechtliche Regelung zur Vermeidung von Farbverwehungen bei Farbauftrag mit Spritzverfahren, z. B. durch elektrostatisch aufgeladene Spritzverfahren (politisch 40 % reduziert), politisch, nur innerhalb der Dockkante etc.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren, später

4.7.2 Reduzierung/ Vermeidung von Polymereinträgen aus Beschichtungen (unlösliche Polymerpartikel) von Schiffen und Booten

Installation von fest am Rumpf installierten Fendern (Kreuzfahrtschiffe) oder umlaufenden Schutzleisten.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	politisch, regulatorisch, verhaltensseitig, edukativ
Umsetzbarkeit	sofort

4.7.3 Vermeidung von Polymereinträgen aus Antifouling-Beschichtungen (lösliche Polymerverbindungen) in der gewerblichen Schifffahrt

Vermeidung des Einsatzes von Antifouling-Beschichtungen, wie z. B.:

- Foul release coatings
- Hartbeschichtungen mit Reinigung
- Foliensysteme
- Faserbeschichtung
- frühzeitige und bedarfsgerechte Reinigung statt Beschichtung
- Durchführung von Untersuchungen zur Hydrolyse von Polymer-Verbindungen aus Farbanstrichen aus seebasierten Nutzungen als Grundlage für Risikoabschätzungen

In die Abwägung zur Auswahl des Bewuchsschutzsystems sollten biozidfreie Lösungen bevorzugt werden.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	politisch, regulatorisch, verhaltensseitig, edukativ
Umsetzbarkeit	Sofort

4.7.4 Vermeidung von Polymereinträgen aus Antifouling-Beschichtungen (lösliche Polymerverbindungen) von Sportbooten

Bewusstseinsbildung der Sportbooteigner*innen zu existierenden umweltschonenden Alternativen für Beschichtungen (s. Faltblatt Pestizid Aktionsnetzwerk e. V. Germany „Alternativen zu Biozid-Antifouling“) mit dem Ziel der Vermeidung des Einsatzes von Antifouling-Beschichtungen in der Sportbootschifffahrt und stattdessen Verwendung von Alternativen, wie z. B. abriebfeste, biozidfreie Hartbeschichtungen.

Maßnahmen zur Reduzierung des Bewuchses von Rümpfen ohne Antifouling, z. B. durch den Einsatz von Lifanlagen am Liegeplatz für kleinere Boote, Barrieren am Liegeplatz wie Folien oder Matten oder regelmäßige maschinelle oder manuelle Reinigung; dafür Installation entsprechender Waschstationen, wie z. B. in den Sportboothäfen in Schweden (hier existieren bereits Waschstationen für Boote ohne Antifouling-Beschichtungen).

Sportboote werden mit einer effizienten Auffangvorrichtung und Filtration des Waschwassers ausgestattet.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch, verhaltensseitig, edukativ
Umsetzbarkeit	Sofort, in 5 Jahren

4.8 Bioabbaubare Kunststoffe

4.8.1 Entwicklung von Standards/Normen zur Ableitung von Vorgaben

Entwicklung und Implementierung von Standards/Normen zur Bestimmung der (Bio-)Abbaubarkeit unter diversen marinen Bedingungen.

Ggf. Festlegung kritischer Aufenthaltszeit in marinen Umweltkompartimenten <- Budgetansatz.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren, später

4.9 Siedlungswasserwirtschaft

4.9.1 Ausstattung mit Nachfiltration

Ausstattung der Kläranlagen mit einer zusätzlichen Filtrationsstufe (Sandfilter, Mikrosieb, Tuchfilter, Membranfilter).

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren, später

4.9.2 Mischkanalisation-Behandlung

Alle Kanalisationswässer werden über die Kläranlage oder Absetzbecken/ Bodenfilter gereinigt.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren, später

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren

4.9.3 Regenwasserbehandlung

Vor Einleitung in Fließgewässer über Filter/ dezentrale Bodenfilter.

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	hoch
Art der Maßnahme	technisch, politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	in 5 Jahren, später

4.9.4 Klärschlammbehandlung

Verbot der Ausbringung von Klärschlamm in die Landwirtschaft (nur noch Verbrennung und Phosphorrückgewinnung).

Kriterium	Charakteristik
Relevanz für den Meeresschutz	mittel
Art der Maßnahme	politisch, regulatorisch
Umsetzbarkeit	Sofort, in 5 Jahren

4.10 Kompost, Gärrückstände

4.10.1 Reduzierung des Kunststoffanteils in Bioabfällen

Gesetzliche Regelungen müssen überprüft und angepasst werden, um den Kunststoffeintrag über Bioabfälle in die Landwirtschaft zu verhindern (Gärrückstände, Komposte etc.), durch Verminderung der Grenzwerte in den entsprechenden Verordnungen.

4.11 Literaturverzeichnis

- ADAC (2019): Test 2019: Sommerreifen 215/65 R16C. URL: <https://www.adac.de/rund-ums-fahrzeug/tests/reifen/sommerreifen/215-65-r16c/> (gesehen am: 26.11.2021).
- Alfred Wegener Institut (2018): Record concentration of microplastic in Arctic sea ice. URL: <https://www.sciencedaily.com/releases/2018/04/180424112929.htm> (gesehen am: 26.04.2019).
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V., Le Roux, G., Jimenez, P., Simmonneau, A., Binet, S., Galop, D. (2019): Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *nature geoscience* 2019.
- Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. (2008): Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris.
- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Kochleus, C., Stock, F., Reifferscheid, G. (2021): Tyre and road wear particles - A calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to German roads. *The Science of the total environment* 752: 141939.
- Batel, A., Linti, F., Scherer, M., Erdinger, L., Braunbeck, T. (2016): Transfer of benzo(a)pyrene from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environmental toxicology and chemistry* 35 (7): 1656-1666.
- Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M., Trachsel, J., Gerdts, G. (2019): White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances* 5 (8): eaax1157.
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (2015): *Marine Anthropogenic Litter* (Springer).
- Bertling, J., Dresen, B., Bertling, R., Aryan, V. (2021a): *Kunstrasen. eine Multi-Client-Studie*.
- Bertling, J., Zimmermann, T., Rödiger, L. (2021b): *Kunststoffe in der Umwelt: Emissionen in landwirtschaftlich genutzte Böden* (Fraunhofer-Gesellschaft).
- Bertling, J., Özdemir, A. (2021): *Plastic Emissions - a Challenge for European Countries*.
- Bertling, J., Hamann, L., Hiebel, M. (2018a): *Mikroplastik und synthetische Polymere in Kosmetikindustrieprodukten sowie Wasch-, Putz und Reinigungsmitteln*.
- Bertling, J., Bertling, R., Hamann, L. (2018b): *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik*. Oberhausen.
- Bertling, J., Hamann, L., Bertling, R. (2018c): *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen*.
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E., van den Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A. (2013): Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology* 2013.
- BfN (2021a): Helsinki Kommission. URL: <https://www.bfn.de/themen/meeresnaturschutz/internationale-aktivitaeten/helcom.html> (gesehen am: 01.02.2021).
- BfN (2021b): Oskar Konvention. URL: <https://www.bfn.de/themen/meeresnaturschutz/internationale-aktivitaeten/ospar.html> (gesehen am: 01.02.2021).
- BGR (2021): Bodenerosion. URL: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung/Bodenerosion/Bodenerosion_node.html;jsessionid=76389A960479A490914F22D535422B6C.1_cid284 (gesehen am: 07.05.2021).
- Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J., Ke, P. (2010): Physical Adsorption of Charred Plastic Nanoparticles Affect algal Photosynthesis. *J. Phys. Chem. C*. 114/2010: 16556-16561.
- Biocide Information Limited (2017): *REPORT BIOCIDES IN ANTIFOULING PAINT: 43 S.*
- Blömer, J., Gehrke, I., Bertling, R., Dresen, B. (2020): *TyreWearMapping. Reifenabrieb-Hotspots und die Mobilität der Zukunft: 31 S.*
- Blömer, J. (2019): *Filter zum selektiven Rückhalt synthetischer Fasern aus Waschmaschinen im Haushalt. Runder Tisch Mikroplastik*. Berlin: 27 S.
- BMZ (2021): *Die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung*. URL: https://www.bmz.de/de/themen/2030_agenda/.
- Boerger, C., Lattin, G., Moore, S., Moore, C. (2010): Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 2010: 2275-2278.
- Boucher, J., Damien, F. (2017): *Primary Microplastics in the Ocean. a Global Evaluation of Sources*.
- Braun, U. (2020): *Mikroplastik-Analytik*. URL: https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2020-11/Statuspapier_Mikroplastik%20Analytik_Plastik%20in%20der%20Umwelt_2020.pdf (gesehen am: 04.05.2021).
- Breitbarth, M., Hentschel, A., Kaser, S. (2021): *Kunststoffeinträge von Kunstrasenplätzen in Entwässerungssysteme. Aufkommen, Rahmenbedingungen und Möglichkeiten der Eintragsminderung*. sofia-studien.

- Breitbarth, M. (2019): Polystyrole aus der Bauwirtschaft. Berliner Workshopreihe zu Mikroplastik in der marinen Umwelt. Berlin: 26 S.
- Breitbarth, M. (2017): Abfälle in deutschen Fließgewässern (kassel university press).
- Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (2017): Mikroplastik und andere Kunststoffe in Kosmetika.
- Bundesinstitut für Risikobewertung (2015): Mikroplastik in Lebensmitteln.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2019a): Reporting on Article 18 Progress on PoMs. URL: https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=de/eu/msfd_art18/envxmc1w/DE_ART18.xml&conv=583&source=remote#d764128e804 (gesehen am: 04.05.2021).
- Burghardt, T., Pashkevich, A., Mosböck, H. (2020): Microplastics originating from road markings: A significant overestimate? URL: <https://www.micro.infini.fr/publication.html?id=2MQN9Z3J> (gesehen am: 15.01.2021).
- Burgstaller, M., Potrykus, A., Weißenbacher J., Kabasci, S., Merrettig-Bruns, U., Sayder, B. (2018): Gutachten zur Behandlung biologisch abbaubarer Kunststoffe. Teste: 150 S.
- Burns, E., Boxall, A. (2018): Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental toxicology and chemistry* 37 (11): 2776-2796.
- Cai, Y., Yang, T., Mitrano, D., Heuberger, M., Hufenus, R., Nowack, B. (2020a): Systematic Study of Microplastic Fiber Release from 12 Different Polyester Textiles during Washing. *Environmental science & technology* 54 (8): 4847-4855.
- Cai, Y., Mitrano, D., Heuberger, M., Hufenus, R., Nowack, B. (2020b): The origin of microplastic fiber in polyester textiles: The textile production process matters. *Journal of Cleaner Production* 267: 121970.
- Carney Almroth, B., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., Persson, N.-K. (2018): Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. *Environmental science and pollution research international* 25/2018: 1191-1199.
- Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt Münsterland-Emscher-Lippe (2018): Untersuchung von Mikroplastik in Lebensmitteln und Kosmetika. URL: <https://www.cvua-mel.de/index.php/aktuell/138-untersuchung-von-mikroplastik-in-lebensmitteln-und-kosmetika> (gesehen am: 26.04.2019).
- Dalla Fontana, G., Mossotti, R., Montarsolo, A. (2020): Assessment of microplastics release from polyester fabrics: The impact of different washing conditions. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 264: 113960.
- de Souza Machado, Anderson Abel, Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rilling, M. (2018): Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 24/2018.
- Dehaut, A., Casonne, A.-L., Frere, L., Hermabessiere, L., Himer, C., Rinnert, E., Riviere, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I. (2016): Microplastics in seafood: benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution* 215/2016: 223-233.
- Deroine, M., Le Duigou, A., Corre, Y.-M., Le Gac, P.-Y., Davies, P., Cesar, G., Bruzard, S. (2014): Seawater accelerated ageing of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate). *Polymer Degradation and Stability* 105/2014: 237-247.
- Derraik, J. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44/2002: 842-852.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande Cecil, Tassin, B. (2016a): Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin* 104/2016: 290-293.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B. (2016b): Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin* 104/2016: 290-293.
- Duis, K., Junker, T., Coors, A. (2021): Environmental fate and effects of water-soluble synthetic organic polymers used in cosmetic products. *Environmental Sciences Europe* 33 (1).
- Emadian, S., Onay, T., Demirel, B. (2017): Biodegradation of bioplastics in natural environments. *Waste Management* 2017.
- EMS Grivory (2017): Das Produktportfolio der LFT-Produkte. URL: <https://www.emsgrivory.com/de/produkte-und-maerkte/produkte/grivory-grilamid-und-grilon-lft/tab-elemente/> (gesehen am: 23.04.2019).
- Enders, K., Lenz, R., Ivar do Sul, J., Tagg, A., Labrenz, M. (2020): When every particle matters: A QuEChERS approach to extract microplastics from environmental samples. *MethodsX* 7: 100784.
- Enders, K., Käßler, A., Binasch, O., Feldens, P., Stollberg, N., Lange, X., Fischer, D., Eichhorn, K.-J., Pollehne, F., Oberbeckmann, S., Labrenz, M. (2019): Tracing microplastics in aquatic environments based on sediment analogies. *Scientific Reports* 9 (1): 15207.
- Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen (2014).

- Essel, R., Engel, L., Carus, M., Ahrens, R. (2015a): Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland. TEXTE. Hürth: 43 S.
- Essel, R., Engel, L., Carus, Michael, nova-Institut GmbH (2015b): Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland.
- Europäische Kommission (2020): Inception Impact Assessment - Sustainable Product Initiative. Brüssel.
- Europäische Kommission (2019): Evaluation of the Urban Waste Water Treatment Directive. Commission Staff Working Document. Brüssel.
- European Chemical Agency ECHA (2020): Restriction proposal on intentionally added microplastics – questions and answers. URL: https://echa.europa.eu/documents/10162/28801697/qa_intentionally_added_microplastics_restriction_en.pdf/5f3caa33-c51f-869e-81c8-7e1852a4171c.
- European Commission - Joint Research Centre (2013): Guidance on monitoring of marine litter in European seas. EUR, Scientific and technical research series 26113. Luxembourg (Publications Office): 124 S.
- Fedder, B. (2019): Wie ist der aktuelle Zustand der deutschen Nord- und Ostseegewässer?: 16 S.
- FNR (2017): Nachhaltige Verwertungsstrategien für Produkte und Abfälle aus biobasierten Kunststoffen - Biobasierte Kunststoffe im Post-Consumer-Recyclingstrom: 147 S.
- Friends of the Earth, BUND (2021): Mikroplastik und andere Kunststoffe – eine große Gefahr für unsere Umwelt. URL: <https://www.bund.net/mikroplastik>.
- Fuhrmann, T. (2019): Mikroplastik in Kläranlagen. Berliner Workshopreihe zu Mikroplastik in der marinen Umwelt. Berlin: 11 S.
- Gasperi, J., Wright, S., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F., Tassin, B. (2018): Microplastics in the air: Are we breathing it in? *Environmental Science & Health* 2018: 1-5.
- GESAMP (2015): Sources, fate and effects of microplastic in the marine environment: part two of a global assessment.
- Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A., MacLeod, M. (2017): Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 120 (1-2): 292-302.
- Geyer, R., Jambeck, J., Law, K. (2017): Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 2017.
- Global 2000 (2019): Test - Plastik in Waschmitteln: 24 S.
- Greenpeace e.V. (2017): Plastik in Kosmetik. Deutsche Hersteller im Check.
- Gregory, M. (2013): Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitchhiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 2013.
- Gregory, M., Anrady, A. (2003): Plastics in the marine environment. *Plastics and the Environment* 2003.
- Grid Arendal (2021): UNEA Resolutions on Marine Litter. URL: <https://unea.marinelitter.no/>.
- Hann, S., Sherrington, C., Jamieson, O., Hickman, M., Kershaw, P., Bapasola, A., Cole, G. (2018): Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products: 335 S.
- Hann, S. (2018): Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products: 335 S.
- Hartmann, N., Hüffner, T., Thompson, R., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrlin, M., Hess, M., Ivleva, N., Lusher, A., Wager, M. (2019): Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology* 53/2019: 1039-1047.
- Haseler, M., Balciunas, A., Hauk, R., Sabaliauskaite, V., Chubarenko, I., Ershova, A., Schernewski, G. (2020): Marine Litter Pollution in Baltic Sea Beaches – Application of the Sand Rake Method. *Frontiers in Environmental Science* 8.
- Hauschild, M., Rosenbaum, R., Olsen, S. (2018): Life Cycle Assessment. Cham (Springer International Publishing): 1215 S.
- Hiebel, M., Maga, D., Kabsci, S., Jesse, K.: PLA-Abfälle im Abfallstrom. Ergebnispapier: 8 S.
- ICV (2020): Wir machen uns stark für Chemiefasern. URL: <https://www.icv-ev.de/> (gesehen am: 01.04.2021).
- IMO (2021): Introduction to IMO. URL: <https://www.imo.org/en/About/Pages/Default.aspx> (gesehen am: 01.02.2021).
- Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e. V. IKW (2021): Mikroplastik in Kosmetik. URL: <https://www.ikw.org/schoenheitspflege/themen/detail/mikroplastik-in-kosmetik-152/>.

- Jambeck, J., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. (2015): Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science (New York, N.Y.)* 347 (6223): 768-771.
- Jepsen, D., Zimmermann, T., Spengler, L., Rödiger, L., Blikken, R., Struck, K., Wagner, J., Hiestermann, L., Schulz, H. (2019): Kunststoffe in der Umwelt. Erarbeitung einer Systematik für erste Schätzungen zum Verbleib von Abfällen und anderen Produkten aus Kunststoffen in verschiedenen Umweltmedien. Dessau.
- Junge, F., Weiß, A. (2019): Wo stehen wir bei der Umsetzung und Aktualisierung des Maßnahmenprogramms 2016-2021?: 7 S.
- Kalcikova, G., Zgajnar Gotvajin, A., Kladnik, A., Jemec, A. (2017): Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed *Lemna minor*. *Environmental Pollution* 230/2017: 1108-1115.
- Kasuya, K., Takagi, K., Ishiwatari, S., Yoshida, Y., Doi, Y. (1997): Biodegradabilities of various aliphatic polyesters in natural waters. *Polymer Degradation and Stability* 1997: 327-332.
- Kesy, K., Oberbeckmann, S., Müller, F., Labrenz, M. (2016): Polystyrene influences bacterial assemblages in *Arenicola marina*-populated aquatic environments in vitro. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 219: 219-227.
- Kirstein, I., Wichels, A., Krohne, G., Gerds, G. (2018): Mature biofilm communities on synthetic polymers in seawater - Specific or general? *Marine environmental research* 142: 147-154.
- Kitahara, K.-I., Nakata, H. (2020): Plastic additives as tracers of microplastic sources in Japanese road dusts. *The Science of the total environment* 736: 139694.
- Koelmans, A., Bakir, A., Burton, G., Janssen, C. (2016): Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental science & technology* 50 (7): 3315-3326.
- Lassen, C. (2015): Microplastics. Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark (Danish Environmental Protection Agency)1 online resource.
- Lassen, C., Foss Hansen, S., Magnusson, K., Norén, F., Bloch Hartmann, N., Rehne Jensen, P., Gissel Nielsen, T., Anna, B. (2015a): Microplastics. Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Copenhagen.
- Lassen, C., Foss Hansen, S., Magnusson, K., Noren, F., Bloch Hartmann, N., Rhene Jensen, P., Gissel Nielsen, T., Brinch, A. (2015b): Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark.
- LAWA-BLANO-Maßnahmenkatalog (2015): 90 S.
- Lenz, R., Labrenz, M. (2018): Small Microplastic Sampling in Water: Development of an Encapsulated Filtration Device. *Water* 10 (8): 1055.
- Lenz, R., Enders, K., Nielsen, T. (2016): Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113 (29): E4121-2.
- Leslie, H., Brandsma, S., van Velzen, M., Vethaak, A. (2017): Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment international* 101: 133-142.
- Liebmann, B., Schwable, Philipp, Köppel, Sebastian, Reiberger, T. (2018): Assessment of microplastic concentrations in human stool. URL: http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/presse/news_2018/UEG_Week_2018_-_Philipp_Schwabl_Microplastics_Web.pdf (gesehen am: 26.04.2019).
- Ling, S., Sinclair, M., Levi, C., Reeves, S., Edgar, G. (2017): Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments. *Marine Pollution Bulletin* 121/2017: 104-110.
- Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., He, D. (2018): Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution* 242/2018: 855-862.
- Li, W., Tse, H., Fok, L. (2016): Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment* 2016: 333-349.
- Lokkegaard, H., Halmgren-Hansen, B., Nilsson, N. (2019): Mass balance of rubber granulate lost from artificial turf fields, focusing on discharge to the aquatic environment: 25 S.
- Lorenz, C., Roscher, L., Meyer, M., Hildebrandt, L., Prume, J., Löder, M., Primpke, S., Gerds, G. (2019): Spatial distribution of microplastics in sediments and surface waters of the southern North Sea. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 252 (Pt B): 1719-1729.
- Maes, T., van der Meulen, M., Devriese, L., Leslie, H., Huvet, A., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A. (2017): Microplastics Baseline Surveys at the Water Surface and in Sediments of the North-East Atlantic. *Frontiers in Marine Science* 4.

- Maga, D., Thonemann, N., Strothmann, P., Sonnemann, G. (2021): How to account for plastic emissions in life cycle inventory analysis? *Resources, Conservation and Recycling* 168: 105331.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin, A. (2017): Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. A review of existing data. Stockholm: 88 S.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Frane, A., Kaikonen, K., Hulten, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin, A. (2016a): Swedish sources an pathways for microplastics to the marine environment. A review of existing data.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin, A. (2016b): Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. A review of existing data. Stockholm: 88 S.
- Micro-plastics emitted from 'wear and tear' of dried paints. A view of the paint industry (2018).
- Mikroplastik in der Umwelt - Reifen- und Straßenabrieb (2020): 7 S.
- Molenveld, K. (2017): The effect of bioplastics on the recycling of post-consumer packaging waste. 12th Bioplastic Conference. Berlin: 20 S.
- Napper, I., Thompson, R. (2019): Environmental Deterioration of Biodegradable, Oxo-biodegradable, Compostable, and Conventional Plastic Carrier Bags in the Sea, Soil, and Open-Air Over a 3-Year Period. *Environmental science & technology* 53 (9): 4775-4783.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (2017): What are microplastics? URL: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html> (gesehen am: 23.04.2019).
- Oberbeckmann, S., Bartosik, D., Huang, S., Werner, J., Hirschfeld, C., Wibberg, D., Heiden, S., Bunk, B., Overmann, J., Becher, D., Kalinowski, J., Schweder, T., Labrenz, M., Markert, S. (2021): Genomic and proteomic profiles of biofilms on microplastics are decoupled from artificial surface properties. *Environmental microbiology* 2021.
- OECD (2014): Nanotechnology and Tyres. Paris (OECD Publishing).
- Ökotest (2019): Waschmittel-Test: Lösliches Plastik in fast jedem Mittel (gesehen am: 29.03.2021).
- OSPAR Commission (2019): Plastic Particles in Fulmar Stomachs in the North Sea. URL: <https://oap-ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/marine-litter/plastic-particles-fulmar-stomachs-north-sea/> (gesehen am: 09.02.2021).
- Piehl, S., Hauk, R., Robbe, E., Richter, B., Kachholz, F., Schilling, J., Lenz, R., Fischer, D., Fischer, F., Labrenz, M., Schernewski, G. (2021): Combined Approaches to Predict Microplastic Emissions Within an Urbanized Estuary (Warnow, Southwestern Baltic Sea). *Frontiers in Environmental Science* 9.
- Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., Krzan, A. (2016): Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental science and pollution research international* 23 (21): 22206-22211.
- Plastics in the Marine Environment (2016): 13 S.
- Polcher, A., Potrykus, A., Schöpel, M., Weißenbacher, J., Zotz, F. (2020): Sachstand über die Schadstoffe in Kunststoffen und ihre Auswirkungen auf die Entsorgung.
- Primpke, S., Wirth, M., Lorenz, C., Gerdt, G. (2018): Reference database design for the automated analysis of microplastic samples based on Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy. *Analytical and bioanalytical chemistry* 410 (21): 5131-5141.
- Regnell, F. (2019): Dispersal of microplastic from a modern artificial turf pitch with preventive measures. Case study Bergaviks IP, Kalmar.
- Ribeiro, F., Garcia, A., Pereira, B., Fonseca, M., Mestre, N., Fonseca, T., Ilharco, L., Bebianno, M. (2017): Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. *Marine Pollution Bulletin* 122 (1-2): 379-391.
- Rutkowska, M., Heimowska, A., Krasowska, K., Janik, H. (2001): Biodegradability of Polyethylene Starch Blends in Sea Water. *Polish Journal of Environmental Studies* 11/2001: 267-274.
- Ryberg, M., Hauschild, M., Wang, F., Averous-Monnelly, S., Laurent, A. (2019): Global environmental losses of plastics across their value chains. *Resources, Conservation and Recycling* 151: 104459.
- Schernewski, G., Radtke, H., Hauk, R., Baresel, C., Olshammar, M., Oberbeckmann, S. (2021): Urban Microplastics Emissions: Effectiveness of Retention Measures and Consequences for the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 8.
- Schernewski, G., Radtke, H., Hauk, R., Baresel, C., Olshammar, M., Osinski, R., Oberbeckmann, S. (2020): Transport and Behavior of Microplastics Emissions From Urban Sources in the Baltic Sea. *Frontiers in Environmental Science* 8.
- Scheurer, M., Bigalke, M. (2018): Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environmental Science & Technology* 52/2018: 3591-3598.

- Schlegel, K. (2019): Herausforderungen bei Standardisierung und Ökotoxizität: Wie kann man den biologischen Abbau vom Meer ins Labor bringen? Berliner Workshopreihe zu Mikroplastik in der marinen Umwelt. Berlin: 10 S.
- Scopetani, C., Cincinelli, A., Martellini, T., Lombardini, E., Ciofini, A., Fortunati, A., Pasquali, V., Ciattini, S., Ugolini, A. (2018): Ingested microplastic as a two-way transporter for PBDEs in *Talitrus saltator*. *Environmental research* 167: 411-417.
- Sieber, R., Kawecki, D., Nowack, B. (2020): Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 258: 113573.
- Sommer, H. (2019): Mikroplastik in der Siedlungswasserwirtschaft - Pfade ins GEwässer und andere Senken. Berliner Workshopreihe zu Mikroplastik in der marinen Umwelt. Berlin: 24 S.
- Song, R., Keller, A., Suh, S. (2017): Rapid Life-Cycle Impact Screening Using Artificial Neural Networks. *Environmental science & technology* 51 (18): 10777-10785.
- Spiess (2019): Mikroplastik ist überall. Mikroplastikaustrag durch den Endverbraucher - Vermeidung und Filtration. Runder Tisch Mikroplastik: 58 S.
- Sundt, P., Schulze, P.-E., Syversen, F. (2014): Sources of microplastic-pollution to the marine environment: 108 S.
- Tachibana, K., Urano, Y., Numata, K. (2013): Biodegradability of nylon 4 film in a marine environment. *Polymer Degradation and Stability* 98/2013: 1847-1851.
- TEchnische Informationsstelle des deutschen Maler- und Lackiererhandwerks - Stuttgart (1992): Schichtdickenabbau durch natürliche Bewitterung.
- Thompson, R., Olsen, Y., Mitchell, R., Davis, A., Rowland, S., John, A., McGonigle, D., Russell, A. (2004): Lost at Sea: Where Is All the Plastic?
- Thünen-Institut (2021): Plastikmüll und Meeresfische. URL: [Web] <https://www.thuenen.de/de/fi/projekte/plasm-mikroplastik-und-meeresfische/> (gesehen am: 04.02.2021).
- Unice, K., Weeber, M., Abramson, M., Reid, R., van Gils, J., Markus, A., Vethaak, A., Panko, J. (2019): Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part II: Sensitivity analysis of an integrated geospatial microplastic transport modeling assessment of tire and road wear particles. *The Science of the total environment* 646: 1650-1659.
- van Franeker, J., Kühn, S., Rebolledo, E. (2016): Fulmar Litter EcoQO monitoring in the Netherlands - Update 2015. <http://edepot.wur.nl/393794> (Wageningen Marine Research WUR).
- VdL (2021): VdL-Wirtschaftsbericht 2020. Die deutsche Lack- und Druckfarbenindustrie in Zahlen: 12 S.
- Verschoor, A., de Poorter, L., Dröge, R., Kuenen, J., de Valk, E. (2016): Emission of microplastics and potential mitigation measures. Abrasive cleaning agents, paints and tyre wear. Bilthoven, Netherlands: 76 S.
- Wagner, M., Lambert, S. (2018): Freshwater Microplastics. Emerging Environmental Contaminants? (Springer).
- Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., Reemtsma, T. (2018): Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water research* 139: 83-100.
- Watermann, B., Herlyn, M. (2020): Beschichtungspartikel- und Polymer-einträge aus Unterwasserbeschichtungen von Schiffen und Booten. *Wasser und Abfall* 22 (3): 43-49.
- Weber, M. (2019): Wie kann Bioabbaubarkeit von Plastik umweltrelevant untersucht werden? Berliner Workshopreihe zu Mikroplastik in der marinen Umwelt. Berlin: 16 S.
- Werner, S., Budziak, A., van Franeker, J., Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., Matiddi, M., Nilsson, P., Oosterbaan, L., Priestland, E., Thompson, R., Veiga, J. and Vlachogianni, T. (2016): Harm caused by Marine Litter. MSFD GES TG Marine Litter – Thematic Report.
- Wright, S., Kelly, F. (2017): Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology* 2017.
- Wright, S., Thompson, R., Galloway, T. (2013): The physical impacts of microplastics on the marine organism: A review. *Environmental Pollution* 178/2013: 483-492.
- Yabannavar, A., Bartha, R. (1994): Methods for assessment of biodegradability of plastic films in soil. *Applied Environmental Microbiology* 1994.
- Zalasiewicz, J., Waters, C., Summerhayes, C., Wolfe, A., Barnosky, A., Cearreta, A., Crutzen, P., Ellis, E., Fairchild, I., Gałuszka, A., Haff, P., Hajdas, I., Head, M., Ivar do Sul, J., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J., Neal, C., Odada, E., Oreskes, N., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Williams, M. (2017): The Working Group on the Anthropocene: Summary of evidence and interim recommendations. *Anthropocene* 19: 55-60.
- Zampori, L., Sala, S. (2017): Feasibility study to implement resource dissipation in LCA: 46 S.

Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018. Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2019b):
191 S.

Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018. Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2019c):
194 S.

Anlagen

Anlage 1: Maßnahmentabelle

Quellen			Lösungsoptionen								
Lfd. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
1	Kosmetik-, Wasch- und Reinigungsmittel	mittel	1.1	Kennzeichnung kunststoffhaltiger Produkte	Verbraucher*innen können kunststoffhaltige Produkte durch Kennzeichnung vermeiden. Basis ist eine gemeinsame Definition (s. ECHA, DIN). Dafür gibt es verschiedene Möglichkeiten: a) Deklaration aller Inhaltsstoffe auf der Verpackung sowohl bei Kosmetika als auch Wasch- und Reinigungsmittel, b) Informations-Apps (Beat the Microbead, Codecheck, Tox-Fox, etc.), c) „Mikroplastikfrei“-Herstellersiegel, d) Verwendungsempfehlungen durch die Hersteller	x	x	x	x	x	
	Kosmetik-, Wasch- und Reinigungsmittel	mittel	1.2	Freiwilliger Verzicht der Verwendung von kunststoffhaltigen Produkten durch Hersteller	Hersteller übernehmen die Umweltverantwortung für ihre Produkte und verzichten freiwillig auf kunststoffhaltige Produkte. Basis ist eine gemeinsame Definition (s. ECHA, DIN)	x	x		x	x	
	Kosmetik-, Wasch- und Reinigungsmittel	hoch	1.3	Gesetzliche Beschränkung von absichtlich zugesetztem partikulärem Mikroplastik	ECHA Vorschlag zur Beschränkung (hier insbesondere das Verbot) von absichtlich zugesetztem partikulärem Mikroplastik: die marine Abbaubarkeit a) als Anforderung an Inhaltsstoffe in REACH oder Chemikalienrecht verankern, b) für alle Inhaltsstoffe von WPR verankern		x			x	

Quellen			Lösungsoptionen								
Lfd. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
2	Reifenabrieb	mittel	2.1	Optimierung Straßenreinigungsmöglichkeiten	<p>a) Nasser Straßenkehrriech: Verhinderung des Eintrags von Reifenabrieb in den Wasserkreislauf und damit Verminderung der potenziellen Gefahr des Eintrages in die Gewässer. Prüfung der gesetzlichen Vorgaben, die die Einbringung von Straßenkehrriech in die Kläranlage betreffen, z. B. Einbringung von Filtern. Prüfung technischer Lösungen und Anpassung des rechtlichen Rahmens</p> <p>b) Logistik beim Verfahren der Straßenreinigung ist zu optimieren (Zeitpunkt, Reinigungsart)</p> <p>c) Ausstattung von Straßenabflüssen mit Filtereinsätzen zum Rückhalt von Reifenabriebmaterial, z. B. an Hotspots oder an Stellen, wo Direkteintrag ohne anschließende Aufreinigung potenziell möglich ist</p>	x	x			X	
	Reifenabrieb	hoch	2.2	Anpassung Verkehrskonzepte	Anpassung der Verkehrskonzepte (Verkehrsfluss, Tempovorgaben, grüne Welle, Straßenbelag)		x			x	

Quellen			Lösungsoptionen								
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
	Reifenabrieb	mittel	2.3	Bewusstseinsbildung zu Auswirkungen der Wahl der Qualität der Reifen und Fahrverhalten	Bewusstseinsbildung zu Reifenqualität und Fahrverhalten			x	x		
	Reifenabrieb	mittel	2.4	Einbringung in Mischwasser-Kanalisation (kein Trennsystem)	Keine Trennwasserkanalisation, sondern Ausbau Mischwasserkanalisation mit dem Ziel, den Direkteintrag zu minimieren. Anschließend Aufreinigung in der Kläranlage festlegen	x	x				x

Quellen			Lösungsoptionen									
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit			
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später	
	Reifenabrieb	hoch	2.5	Verringerung des Abriebes durch neue Reifenmaterialien	Weiterentwicklung neuer Reifenmaterialien mit weniger Abrieb, Verwendung neuer Materialien (Förderung der Forschung, Etablierung eines Abriebtests, Definition von Vorgaben bzgl. Reifenabrieb)	x	x					x
3	Spiel- und Sportstätten: Kunstrasen	mittel	3.1	Rückhaltemaßnahmen, besseres Management für bestehende Plätze	Entwicklung und Umsetzung von Rückhaltungsmaßnahmen/ Management für bestehende Plätze (Einbau von Barrieren, Filtern, Bürsten; Optimierung von Wartungsmaßnahmen; Nutzerschulung; Austausch des Infills gegen plastikfreie Alternativen)	x		x			x	
	Spiel- und Sportstätten: Kunstrasen	mittel	3.2	Mikroplastikfreie Infills	Weiterentwicklung, Bewertung und Verwendung alternativer mikroplastikfreier Infills (beispielsweise aus Kork, Sand, Kokosfasern, Olivenkernschrot oder Granulate aus (heimischen) Hölzern)	x					x	

Quellen			Lösungsoptionen								
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
	Spiel- und Sportstätten: generell	mittel	3.3	Technische Eindämmmaßnahmen und werkstoffliche Alternativen	Bestimmung sämtlicher Quellen für Mikroplastikfreisetzung im Bereich umweltöffener Sport- und Spielstätten (Reit- und Golfplätze, Tartanbahnen, Spielplätze etc.); Bestimmung der Transferraten in die Gewässer/Meere; Weiterentwicklung, Bewertung, Empfehlung und Regulierung technischer Eindämmmaßnahmen und werkstofflicher Alternativen	x	x	x	x	x	
4	Bioabbaubare Kunststoffe	hoch	4.1	Entwicklung von Standards/Normen zur Ableitung von Vorgaben	Entwicklung und Implementierung von Standards/Normen zur Bestimmung der (Bio-)Abbaubarkeit unter diversen marinen Bedingungen Ggf. Festlegung kritische Aufenthaltszeit in marinen Umweltkompartimenten <- Budgetansatz	x	x			x	x

Quellen			Lösungsoptionen									
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit			
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später	
5	Textilfasern	hoch	5.1	Entwicklung neuer Herstellungstechnologien und Materialien	Entwicklung emissionsärmerer Textilien und bessere Verarbeitungstechnologien	x					x	
	Textilfasern	hoch	5.2	Vorwaschen der Textilien	Vor dem Versand in den Handel erfolgt ein erster Wasch- und Trocknungsgang zur Reduzierung der freien Textilfasern (über EPR in der Lieferkette; Sicherstellung, was mit Waschlauge passiert) Ggf. Kriterium unter dem grünen Knopf (Initiative BMZ)		x				x	
	Textilfasern	mittel	5.3	Waschmaschinenfilter	Ablauf der Waschmaschine wird mit einem Filter/ Sieb ausgestattet	x					x	

Quellen			Lösungsoptionen								
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
6	Pellet Loss	hoch	6.1	Ausstattung des bestehenden Konzept OCS mit extern validierter Zertifizierung	Ausstattung des bestehenden Konzepts des europäischen Operation Clean Sweeps (OCS) mit einer extern validierten Zertifizierung für Pellets von Kunststoff-Werkstoffen aus industriellen Anwendungen, also Granulate, Flakes, Gieß oder Pulver	x	x		x	x	
7	Baustoffe und Beschichtungen: polymere Dämmstoffe und Leichtzuschläge in der Bauwirtschaft	hoch	7.1	Polystyrolschaumstoffe reduzieren	Für die Reduktion der Einträge wird ein Maßnahmenbündel vorgeschlagen: <ul style="list-style-type: none"> ○ Zeropellet-Loss-Initiativen der Bauwirtschaft ○ Vorgaben zur Material- und Abfallsicherung auf Baustellen ○ temporäre Niederschlagsfilter rund um Baustellen ○ Entwicklungen und Vorgaben zu emissionsarmen Verarbeitungstechniken ○ Ausweitung/Anwendung der Bauprodukte-VO ○ Entwicklung, Erprobung und Bewertung alternativer Dämm- und Zuschlagstoffe 	x	x	x		x	x

Quellen			Lösungsoptionen								
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
	Baustoffe und Beschichtungen: Kunststoffe in umweltoffenen Anwendungen	hoch	7.2	Einsatz von Kunststoffen in umweltoffenen Anwendungen reduzieren	Reduzierung der offenen Anwendung von Kunststoffen in der Meeres-/Küstenumwelt z. B. Geotextilien, Korrosionsschutz, Elastomere im Deckwerk	x	x		x	x	
	Baustoffe und Beschichtungen: Farben und Lacke	mittel	7.3	Eintrag von Mikroplastik aus Farben in umweltoffenen Anwendungen reduzieren	<ul style="list-style-type: none"> ○ Bestimmung der Freisetzung und der Transferraten in die Umwelt ○ Werkstoffliche Entwicklung ○ Erprobung und Bewertung, um Abriebsraten zu reduzieren und Abbaubarkeit zu erhöhen ○ Mindeststandards zur Haltbarkeit, Verwendung 	x	x			x	x

Quellen			Lösungsoptionen								
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
	Beschichtungen in Werften	mittel	7.4	Optimierung des Umgangs mit Schiffsbeschichtungen in Werften	<ul style="list-style-type: none"> ○ rechtliche Regelung, um sicherzustellen, dass das Abwasser von Werften (z. B. Leckwasser/Prozesswasser/ Reinigungswasser der Hallen) noch festzulegende Grenzwerte für MP nicht übersteigt ○ Verpflichtende Einzeltung bei Anwendung von Trockenstrahlen ○ Rechtliche Regelung zur Vermeidung von Farbverwehungen bei Farbauftrag mit Spritzverfahren, z. B. durch elektrostatisch aufgeladene Spritzverfahren (Overspray 40 % reduziert), Einzeltung, nur innerhalb der Dockkante etc. 	x	x			x	x
	Beschichtungen in der Schifffahrt	mittel	7.5	Reduzierung/ Vermeidung von Polymereinträgen aus Beschichtungen (unlösliche Polymerpartikel) von Schiffen und Booten	Installation von fest am Rumpf installierten Fendern (Kreuzfahrtschiffe) oder umlaufenden Schutzleisten		x	x	x		

Quellen			Lösungsoptionen									
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit			
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später	
	Beschichtungen in der gewerblichen Schifffahrt	mittel		Vermeidung von Polymereinträgen aus Antifouling-Beschichtungen (lösliche Polymerverbindungen) in der gewerblichen Schifffahrt	Die Abwägung zur Auswahl des Bewuchsschutzsystems sollten vorrangig biozidfreie Lösungen eingesetzt werden, wie z. B.: <ul style="list-style-type: none"> ○ Foul release coatings ○ Hartbeschichtungen mit Reinigung ○ Foliensysteme, ○ Faserbeschichtung ○ frühzeitige und bedarfsgerechte Reinigung statt Beschichtung ○ Durchführung von Untersuchungen zur Hydrolyse von Polymer-Verbindungen aus Farbanstrichen aus seebasierten Nutzungen als Grundlage für Risikoabschätzungen 		x	x	x			

Quellen			Lösungsoptionen									
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit			
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später	
	Beschichtungen in der Sportbootschiffahrt	mittel		Vermeidung von Polymereinträgen aus Antifouling-Beschichtungen (lösliche Polymerverbindungen) von Sportbooten	<p>Bewusstseinsbildung der Sportbooteigner*innen zu existierenden umweltschonenden Alternativen für Beschichtungen (s. Faltblatt Pestizid Aktionsnetzwerk e. V. Germany „Alternativen zu Biozid-Antifoulings“) mit dem Ziel der Vermeidung des Einsatzes von Antifouling-Beschichtungen in der Sportbootschiffahrt und stattdessen Verwendung von Alternativen, wie z. B. abriebfeste, biozidfreie Hartbeschichtungen</p> <p>Maßnahmen zur Reduzierung des Bewuchses von Rümpfen ohne Antifouling, z. B. durch den Einsatz von Liftanlagen am Liegeplatz für kleinere Boote, Barrieren am Liegeplatz wie Folien oder Matten oder regelmäßige maschinelle oder manuelle Reinigung. Dafür Installation entsprechender Waschstationen, wie z. B. in den Sportboothäfen in Schweden (hier existieren bereits Waschstationen für Boote ohne Antifouling-Beschichtungen)</p> <p>Sportboote werden mit einer effizienten Auffangvorrichtung und Filtration des Waschwassers ausgestattet</p>	x						

Quellen			Lösungsoptionen								
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
8	Siedlungswirtschaft: Abwassertechnologie	mittel		Ausstattung mit Nachfiltration	Ausstattung der Kläranlagen mit einer zusätzlichen Filtrationsstufe (Sandfilter, Mikrosieb, Tuchfilter, Membranfilter)	x	x			x	x
	Siedlungswirtschaft: Abwassertechnologie	hoch		Mischkanalisation-Behandlung	Alle Kanalisationswässer werden über die Kläranlage oder Absetzbecken/ Bodenfilter gereinigt		x			x	x
	Siedlungswirtschaft: Abwassertechnologie	hoch		Regenwasserbehandlung	Vor Einleitung in Fließgewässer über Filter/ dezentrale Bodenfilter	x	x			x	x
	Siedlungswirtschaft: Abwassertechnologie	mittel		Klärschlammbehandlung	Verbot der Ausbringung von Klärschlamm in die Landwirtschaft (nur noch Verbrennung und Phosphorrückgewinnung)		x		x	x	

Quellen			Lösungsoptionen								
Lf d. Nr.	Beschreibung	Relevanz für Meeresschutz	Lfd. Nr.	Titel	Kurzbeschreibung	Maßnahmentypus			Umsetzbarkeit		
						technisch	politisch, regulatorisch	Verhaltensseitig, edukativ	sofort	in 5 Jahren	später
	Siedlungswirtschaft: Kompost, Gärrückstände	mittel		Reduzierung des Kunststoffanteils in Bioabfällen	Gesetzliche Regelungen müssen überprüft und angepasst werden, um den Kunststoffeintrag über Bioabfälle in die Landwirtschaft zu verhindern (Gärrückstände, Komposte etc.); durch Verminderung der Grenzwerte in den entsprechenden Verordnungen		x			x	

