

**Mikroplastik im Niedersächsischen Wattenmeer und in
der Unterweser**

**Quellen, Senken und die Auswirkungen auf benthische
Organismen**

Von der Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaft
der

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg

zur Erlangung des Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

-Dr. rer. nat.-

Angenommene

Dissertation

von

Dipl.Umweltwiss. Fatehi Dubaish

geboren am 01.05.1976 im Jemen

Erstreferent: Prof. Dr. G. Liebezeit

Zweitreferent: Prof. Dr. P. Schupp

Tag der Disputation: 27.05.2019

PUBLIKATIONEN

G. Liebezeit and F. Dubaish (2012): Microplastics in Beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. Bull Environ Contam Toxicol, 89:213–217.

F. Dubaish and G. Liebezeit (2013): Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. Water Air Soil Pollut, 224:1352.

Danksagung

Diese Arbeit entstand in einem Zeitraum von drei Jahren in der Arbeitsgruppe Meereschemie am Institut für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM-Terramare) Wilhelmshaven der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Gerd Liebezeit für die interessante Themenstellung und für die Übernahme des Erstgutachtens. Danken möchte ich ihm auch dafür, dass er mir die Möglichkeit gegeben hat in seinem Fachgebiet diese Arbeit zu erstellen. Ganz besonders möchte ich Herrn Prof. Dr. Peter Schupp für die Übernahme des Zweitgutachtens danken.

Besonderer Dank geht auch an die gesamte Arbeitsgruppe für die freundschaftliche Arbeitsatmosphäre und stete Hilfsbereitschaft, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Ich bin Frau Anneliese Ibbeken von den Uni-Lotsen-Oldenburg zu tiefem Dank verpflichtet. Durch ihre stete Hilfe und Unterstützung bei der Korrektur meiner Arbeit hat sie ein zügiges Weiterarbeiten erst möglich gemacht.

Mein allergrößter Dank gebührt meinen Eltern und meiner Familie für ihre wohlwollende Unterstützung während meines Studiums, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Mein besonderer Dank gilt auch meinem Heimatland, der Republik Jemen, für die finanzielle Unterstützung während meines Studiums in Deutschland.

Ich danke meiner Frau und meinen Söhnen Hasan und Anas für ihre Geduld während der gesamten Arbeit und Probennahmezeit.

Abschließend möchte ich noch allen danken, die ich bisher nicht namentlich erwähnt habe und die auf die eine oder andere Weise zur Fertigstellung dieser Arbeit beigetragen haben. Des Weiteren danke ich meinen Freundinnen für Tipps, Hilfestellungen und aufmunternde Worte während des gesamten Studiums.

Zusammenfassung

Die Belastung der marinen Umwelt mit Mikroplastik hat nach den vorliegenden Daten in den letzten Jahren immer mehr zugenommen. Als Mikroplastik werden alle Kunststoffteile kleiner als 5 mm bezeichnet. Diese werden mittlerweile in Form von Partikeln, Fasern, Kügelchen oder Pellets in fast allen marinen und fluvialen Habitaten nachgewiesen und sind sehr wahrscheinlich mit hohen Gefahren für die Ökosysteme verbunden. Über das Verhalten und die Persistenz des Mikroplastiks in der marinen Umwelt, in ihren ökologisch langfristigen, negativen Auswirkungen aber ist noch zu wenig bekannt. Aus diesem Grund wird weltweit geforscht.

Die Einflüsse von Mikroplastik auf Meeresorganismen, wie Seevögel, Fische, Schildkröten und Meeressäuger, sind in den letzten Jahren verstärkt untersucht worden. Bis heute wurden Studien bereits an Fischen, Muscheln, Stachelhäutern, Seegurken, Flohkrebse und Polychaeten wie am Wattwurm (*Arenicola marina*) durchgeführt. Plastikmüll ist eine wichtige Form der Verschmutzung. Wegen seiner extremen Haltbarkeit in der Umwelt, der globalen Verbreitung und der Zunahme der Konzentration steht Plastik für die Aufnahme durch eine Vielzahl von Meerestieren zur Verfügung. Die Umweltwirksamkeit von Mikroplastik wird auch durch die mittlerweile bekannten Wechselwirkungen mit Schadstoffen und Organismen erkannt. Es gibt jedoch ein relativ geringes wissenschaftliches Verständnis darüber, wie Mikroplastik auf die pelagischen Ökosysteme wirkt.

Mikroplastik kann auf verschiedenen Wegen ins Meer gelangen. Die bisherigen Befunde legen eine dominante terrestrische Quelle nahe. Thermoplastische Kunststoffe werden in Form von sogenannten pre-production pellets transportiert. Diese können bei Verladung und Transport verloren gehen und gelangen so in die Umwelt. Daneben kann Mikroplastik in granulärer Form aus Kosmetika, Zahnpasten und Reinigungsmitteln über Kläranlagen ins Meer eingetragen werden. Auffällig ist jedoch, dass größere Partikel kaum gefunden wurden. Jedoch in den zurückgehaltenen Fraktionen von $>250\ \mu\text{m}$ oder $>125\ \mu\text{m}$ sind Aggregatformationen aufgetreten.

In dieser Arbeit wurden die Sedimentproben durch Dichtentrennung der leichteren Partikel vom relativ schweren Sediment isoliert, so dass die leichteren Plastikpartikel an der Oberfläche schwimmend erwartet wurden. Die Quantifizierung und Erkennung von Mikroplastik ohne teure technische Hilfsmittel ist jedoch schwierig und hängt folglich im hohen Maße von der individuellen Beurteilung ab. Die Identifikation wurde auf der Grundlage von Merkmalen wie Glanz, helle oder spezifische unnatürliche Farben, Formen und Strukturen, sowie eine ihr eigene elastische Konsistenz oder Härte hergestellt.

In den Sedimentproben dominierten überwiegend kugelförmige Partikel, während in fast allen Wasserproben erkennbar Fasern und in geringer Zahl kugelförmige Partikel festzustellen waren, Fragmente von Folien wurden nur selten gefunden. Auch in den Magen-Darm-Inhalten von Fischen sowie Muscheln dominierten Fasern. Dies zeigt eine tiefgreifende Kontamination der marinen Umwelt durch Mikroplastikpartikel im untersuchten Gebiet auf.

Die durchschnittliche Anzahl der Mikroplastikpartikel war im Jadebusen zwischen 64 ± 194 Granulat und zwischen 88 ± 82 Fasern pro Liter. Die höchste Anzahl erreichte 1.770/l für granulare Teile und 650/l für Fasern. Beim Vergleich dieser Ergebnisse mit den Ergebnissen von der Unterweser, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführt worden waren, wurde herausgefunden, dass die Mikroplastikgehalte im Wasser und in den Sedimenten der Weser deutlich unter den Mikroplastikgehalten vom Jadebusen liegen. Dies kann möglicherweise darauf zurückgeführt werden, dass, anders als in Tidebecken wie dem Jadebusen, die Verweilzeiten von eingetragendem Mikroplastik aus Landquellen deutlich kürzer sind. Ungeklärt ist auch noch die Rolle von Sedimenten als Senke von Mikroplastik. Zwar wurden in der jetzigen Untersuchung relativ geringe Gehalte gefunden, allerdings müssen vor einer Charakterisierung der Sedimente als Senke noch weitere Proben untersucht werden.

Mikroplastikpartikel wurden in Transekten an Stränden der Ostfriesischen Inseln Spiekeroog und Kachelotplate sowie in zwei Proben von einem Watt quantifiziert. Sowohl Granulate als auch Fasern waren anwesend, während Fragmente völlig fehlten.

Auf der Kachelotplate wurde die höchste Zahl von Granulat (496/10 g Sediment) an der Hochwasserlinie beobachtet, während auf Spiekeroog eine Probe aus dem Dünengebiet den höchsten Wert (38/10 g Sediment) aufwies. Im Vergleich zu den Daten von der belgischen Küste sind die Gesamtzahlen höher, was mit einer Belastungssituation der Inselstrände in Zusammenhang stehen könnte. Auch im Vergleich mit den Sedimentdaten aus dem Naturschutzgebiet von Norderney wurden weniger belastete Mikroplastikpartikel gefunden. Dies könnte an den unterschiedlichen Strömungs- und Ablagerungsbedingungen an den verschiedenen Probenstellen und / oder der daraus resultierenden unterschiedlichen Bildung entsprechender Erosions- und Akkumulationszonen liegen.

Die mittleren Fasergehalte in den Fischen vom Jadebusen lagen bei $2,2 \pm 2,8$, während in der Weser alle Fischarten $5,3 \pm 2,8$ Fasern/Fisch zeigten, wobei eine Größenordnung von 2 bis 11 Fasern/Fisch nachgewiesen wurde. Fragmente wurden bei diesen Proben nicht ausgewertet, da hier die sehr hohe Wahrscheinlichkeit bestand, dass Chitin - Fragmente aus der Nahrung anwesend sind.

Die höchste Mikroplastikzahl bestand in den aus kleinen Austern gewonnenen Proben aus 40 Granulat/Tier - und 82 Fasern/Tier, bei großen Austern aus 5 g Granulate und 33 Fasern. Dabei betrug der Minimalwert 5 Granulate und 3 Fasern, der Maximalwert 13,46 Granulate und 82 Fasern/Tier.

Die vorgelegten Daten zeigen, dass in allen untersuchten Proben (Wasser aus verschiedenen Tiefen, Oberflächensedimente, Verdauungsorgane von Fischen und Austern in Wattenmeer, Jadebusen und Unterweser) Mikroplastikpartikel nachgewiesen werden konnten. Diese Befunde machen also eine tiefgreifende Kontamination der o.g. untersuchten marinen Umwelt durch Mikroplastikpartikel deutlich.

Ob die Partikel über den Nahrungskettentransfer oder durch Aufnahme größerer Plastikteile, welche anschließend im Magen zerkleinert werden, in die Fische gelangen, lässt sich im Rahmen dieser Arbeit nicht abschließend feststellen. Die Tatsache, dass in allen Meerwasser -und Sedimentproben, Fischmägen und Muscheln Mikroplastik und darüber hinaus Makroplastik im enthalten waren, lässt wohl darauf schließen, dass der Nahrungskettentransfer für die Belastung von Fischen mit Mikroplastik bedeutsam sein muss. Da eine Aufnahme von Mikroplastik bei den unteren Gliedern der Nahrungskette wie Krill, Wattwürmern und Miesmuscheln - bei letzteren sogar ein längerfristigerer Verbleib im Kreislaufsystem nachweisbar ist (Thompson *et al.* 2004, Browne *et al.* 2008), scheint ein Transfer der Partikel zu den höheren Trophieebenen somit sehr wahrscheinlich.

Die nachgewiesene Ingestion von Mikroplastik hat gemäß den in dieser Arbeit zusammengefassten Ergebnissen verschiedener Untersuchungen das Potenzial, einen wesentlichen Beitrag zur Belastung von Fischen und anderen Gliedern der Nahrungskette mit Schadstoffen zu bewirken. Hervorgehoben seien organische Schadstoffe wie PCB und PAK. Davon ist auch der Mensch als Spitzenprädatoren betroffen, denn er nutzt als Nahrungsquelle ein ähnliches marines Artenspektrum wie die untersuchten nachfolgenden Glieder der Nahrungskette. Die ökotoxikologischen und chronischen Auswirkungen dieser Schadstoffe umfassen Lebercancerogenität sowie Immunschädigung und Einschränkung der Reproduktionsfähigkeit durch Störung des Hormonhaushalts bei Säugern, Fischen und Muscheln.

Aufgrund der ökotoxikologischen Bedeutung und des noch unvollständigen Wissens über weitere Auswirkungen von Mikroplastik auf marine Organismen und Populationen ist eine regelmäßige Überwachung der Mikroplastik-Gehalte in der marinen Umwelt notwendig. Dafür werden standardisierte Methoden zur Probenahme und Analyse benötigt, deren Entwicklung im Vordergrund der weiteren Forschung stehen sollte.

Aufgrund der Empfindlichkeit einiger Polymere gegenüber bestimmten Säuren und hohen Temperaturen ist besonders die Entfernung von Organik aus den Proben problematisch. Auch die Erkennung und Quantifizierung von Mikroplastik ohne teure technische Hilfsmittel ist schwierig und hängt in hohem Maße von der individuellen Schlussfolgerung der untersuchenden Person ab. Außerdem weisen Ergebnisse von Mikroplastik-Untersuchungen oft eine hohe Standardabweichung auf, was die Vergleichbarkeit von Daten und das Arbeiten mit statistischen Modellen erschwert. Meiner Meinung nach wird es aus diesen Gründen auch in Zukunft schwierig sein, belastbare Daten für Monitoring-Programme und überregionale Vergleiche zu erheben.

Daraus ergibt sich die zwingende Herausforderung, Mikroplastik in ihren Auswirkungen auf die Umwelt bzw. die künftigen Lebensgrundlagen der Organismen zu erkennen und Methoden sowie nachhaltige Verhaltensweisen zu entwickeln, die die Erhaltung lebensnotwendiger Mechanismen und Interaktionen komplexer Beziehungen zwischen wirtschaftlichen Interessen und ökologischen Notwendigkeiten auf der Grundlage einer funktionierenden Umwelt möglich macht und garantiert. Dieser Imperativ gilt insbesondere für Lebensräume, die vom Menschen stark beansprucht werden. Die niedersächsische Nordseeküste als Beispiel eines von Industrie und Mensch überaus strapazierten Naturraums ist künftig ein in unserem ureigensten Überlebensinteresse zu bewahrendes Habitat.

Abstract

According to the literature available, marine environmental pollution coming from microplastics has accelerated in recent years. With an upper size limit of 5 mm small plastics are defined as microplastic. Since these microplastics are assumed to have great negative impacts on ecosystems, they are directly named as an indicator in the European Marine Strategy Framework Directive. But the main issue, however, namely their durability and behavior, still persists as for their negative environmental and long-term effects. Biochemical impairment and organic damaging affecting seaorganisms and marine fauna like seafowls, fish, tortoises, molluscs, echinoderms, sea cucumbers, sand hoppers, polychaetes like lugworms (*Arenicola marina*) as well as marine mammals have therefore been analyzed more intensively during the last years. It has become apparent that plastic waste is an important form of pollution. Because of its extreme durability in the environment, its global circulation, and its significant increase, plastic is available for the intake by a large number of marine fauna species. The environmental effectiveness caused by microplastics has meanwhile been recognized, as there are well-known interactions between pollutants and organisms.

The pollution of the marine environment with microplastics has increased progressively according to the available data in recent years. Microplastic is defined as fragments smaller than 5 mm and can be detected in the form of particles, fibers, globules or pellets in almost all marine and fluvial habitats. They are most likely to entail high risks to ecosystems. However, too little is known about functionality and persistence of microplastics in the marine environment, especially about their ecological long-term negative effects. For this reason research is carried out worldwide.

The provided data show that in all probed samples, microplastics particles were present. Microplastics can get into sea in various ways. Previous results indicate a dominant terrestrial source. Thermoplastic synthetic pellets are moved in the form of so-called pre-production pellets. These ones can escape when being loaded or transported. Besides, microplastics can enter into the body of water in the form of granules originating from cosmetics, toothpaste, and detergents via sewage treatment plants. However, it is remarkable that bigger particles were hardly found. However, even particles retained in fractions of $>250\ \mu\text{m}$ or $>125\ \mu\text{m}$ appeared as formations of aggregates.

In this research paper, the sediment samples were isolated by a density separation procedure segregating light particles from heavy ones so that the light elements floated on the water surface. However, quantification and detection of microplastics is very difficult without expensive technical equipment consequently depending eminently on individual evaluation. In

that case, the identification was realized by determining features according to luster, light or specifically unnatural colors, formes and structures as well as to consistency, or hardness. For this purpose, a special tweezer was used.

In the sediment samples globular particles dominated, whereas in nearly all water samples, fibers made up a larger portion and furthermore a smaller number of globular particles were found. Fragments of plastic film were detected more rarely. But also in digestive tract contents of fish and molluscs fibers dominated. This fact suggests a profound contamination of the marine environment caused by micro plastic particles occurring in the study area.

The average number of micro plastics particles found in Jade Bay fluctuated between 64 ± 194 granules and between 88 ± 82 fibers per liter. The biggest number amounted to 1.770/L of granules and 650/L of fibers. Comparing these results with those coming from the Lower Weser recorded for this paper, it became apparent that the contents of micro plastics both in water and sediments of the Weser were distinctly lower than those found in the Jade Bay. The reason for it could be the fact that, in contrast to tidal basins like the Jade Bay, the dwell time of microplastics, taken in from terrestrial sources, is, due to a higher flow velocity, distinctively shorter. Furthermore still unclear remains the role of sediments acting as a sink for microplastics. However, before characterizing them additional samples will have to be scrutinized.

Microplastics were quantified along transects on beaches of the East Frisian Islands of Spiekeroog and the Kachelotplate as well as in two samples taken from the mud flats. Both granules and fibers were found, whereas fragments were missing. On the Kachelotplate, until lately a sandbank situated west of the island of Juist, the largest number of granules (496/10 g sediments) were observed at the flood line, whereas a sample taken from a dune on the island of Spiekeroog featured the highest amount (38/10 g sediments). Comparing these results with those from the Belgian coast, the total number is higher, a fact which probably could be related to pollution affecting the island beaches. Even the number of plastic residues in the natural reserve on the island of Norderney, though situated not very far from Spiekeroog, was higher. The reasons for the different numbers collected could be varying conditions of streaming and sedimentation at the different sampling points forming up into corresponding zones of erosion and sedimentation.

The average contents of fiber found in fish from the Jade Bay were likely around $2,2 \pm 2,8$ elements, whereas in the Weser, all the fish species showed $5,3 \pm 2,8$ fibers/fish, while a scale of 2 to 11 fibers/fish was found. Fragments in these samples were not evaluated, as it was most likely that chitin fragments coming from food would be present.

However, the highest number of plastics consisted of 40 granule and 82 fiber elements in samples taken out of small oysters, the ones taken out of big specimen of 5 g granules and 33 fibers. What was more, the minimum value amounted to 5 granules and 3 fibers/sample, the maximum value to 13,46 granules and 82 fibers/sample.

The data presented show that microplastic particles could be detected in all tested samples (water from different depths, surface sediments, digestive organs of fish and oysters in the Wadden Sea, Jadebusen and Unterweser). This indicates a profound contamination of the marine environment by microplastic particles in the investigated area.

Whether the particles get into the fish via the food chain transfer or by the intake of larger plastic parts, which are then crushed in the stomach, can not be determined definitely in the context of this work. The facts that all samples of seawater, sediments, fish stomachs, and shells contained microplastics suggests that food chain transfer plays a decisive part the contamination of marine fauna with microplastics. Since uptake of microplastics into the lower limbs of the food chain, such as krill, lugworms and mussels affecting especially the circulatory system (Thompson *et al.*, 2004, Browne *et al.*, 2008) is evident, particle transfer to higher trophic levels is very likely.

The proven ingestion of microplastics has, according to the results of various studies summarized in this work, the potential to make a significant contribution to the pollution of fish and other links in the food chain with pollutants. At this, organic pollutants such as PCB and PAH have to be emphasized. This also affects humans as a top predator, because it uses a similar marine species spectrum as the fish studied for its nutrition. The ecotoxicological and chronic effects of these contaminants include hepatic cancerogenicity as well as immunodeficiency and limitation of reproductive ability by disturbing the hormone balance in mammals, fish and clams.

Due to the ecotoxicological importance and the still incomplete knowledge of further effects of microplastics on marine organisms and populations, regular monitoring of microplastic levels in the marine environment is necessary. This requires standardized methods for sampling and analysis, the development of which should be the focus of further research.

Due to the sensitivity of some polymers to certain acids and high temperatures, the removal of organics from the samples proves particularly problematic. Also, the detection and quantification of microplastic without expensive tools is difficult and depends to a great extent on the researcher's individual judgment. In addition, results from microplastic examinations often show a high standard deviation that renders difficult comparability of data and working

with statistical models For these reasons, I think it will be difficult in the future to gather reliable data for monitoring programs and supra-regional comparative processes.

That implies a coercive challenge to detect microplastic with its fallout on environment and basis of life for organisms respectively and to develop methods and sustainable behaviors enabling and ensuring the conversation of vital mechanisms and interactions of complex relationship between economic interests and ecological necessities based on a well – functioning environment. This imperative applies to biospheres that is strained by human beings to the utmost. The North Sea Coast of Lower Saxony as an example of a natural space stressed by man and industry will have to be a habitat preserved in our very own interest of survival.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1 Einführung in die Thematik und Zielsetzung	1
1.2 Quellen von Mikroplastik in Nordsee.....	7
1.3 Müll und EU-Vorgaben aus der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie	10
1.4 Schwerpunkte der vorliegenden Arbeit	13
2. Wissensstand	14
2.1 Die Geschichte und Entwicklung von Plastik.....	14
2.2 Plastiktypen.....	16
2.3 Ozeane werden durch Plastik belastet	17
2.4 Gesundheitliche Auswirkungen von Mikroplastik	22
2.5 Ingestion von Mikroplastik	24
2.6 Toxizität	30
3. Das Untersuchungsgebiet	35
3.1 Geographie der Nordsee	35
3.2 Der Jadebusen.....	39
4. Standorte der Probennahme	40
4.1 Jadebusen, Siele und das Abwasser der Papier- und Kartonfabrik Varel.....	40
4.2 Die Unterweser	42
4.3 Kachelotplate und Spiekeroog	43
5. Material und Methoden	45
5.1 Allgemeine Vorgehensweisen	45
5.2 Probennahmezeitraum	46
5.3 Probennahme und Probenvorbereitung.....	46
5.4 Wassergehalt der Sedimentprobe und Trockenraumdichte	46
5.5 Dichte- Trennung	47
5.6 Probennahme Material und Methode.....	48
5.6.1 Wasserproben	48
5.6.2 Sedimentproben.....	49
5.6.3 Fischmägen.....	51
5.6.4 Miesmuscheln und Austern	52

5.6.5 Methoden zur Qualitätssicherung von Analysenverfahren (Wiederfindungsrate).....	53
5.6.6 Methodische Schwierigkeiten	54
5.6.7 Vergleich von mikroskopischen Methoden mit spektroskopischen Methoden.....	56
6. Ergebnisse und Diskussion.....	57
6.1.1 Im Jadebusen	57
6.1.2 In den Sielen	64
6.1.3 Beurteilung der vorliegenden untersuchten Proben mit Vergleichsdaten	72
6.2 In der Unterweser	77
Wasserproben	77
Einzelproben.....	83
Sedimentproben.....	84
6.3 Ostfriesische Inseln.....	87
6.4 Fischmägen	93
Im Jadebusen und in der Unterweser.....	93
6.5 Muscheln.....	102
7. Schlussfolgerungen.....	106
Literaturverzeichnis	108
Anhang.....	135

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Schematische Darstellung der Hauptquellen und Transportwege für Plastik im marinen Milieu. Senken: 1- Terrestrisch, Urban, 2- Flüsse, 3- Ufer, 4- See, 5- Strände, 6- Küstengewässer, 7- benthische Zönose, 8- epipelagische Zone, 9- benthische Zone, 10- Mikroplastik, 11- Aufnahme durch marine Organismen (Quelle: Ryan <i>et al.</i> , 2009).....	2
Abb. 2: Kunststoffproduktion im Überblick (recht: regionaler Anteil an der Produktion) (Links: Weltweite Produktionsmengen) (Quelle: PlasticsEurope 2013).....	3
Abb. 3: Verwendete Kunststoffprodukte (Quelle: Plastics Europe, 2013).....	3
Abb. 4: Durchschnittlicher Verbrauch von Plastiktüten in ausgewählten EU- Staaten 2010 in Mio. (Quelle: Mudgal <i>et al.</i> , 2011).	4
Abb. 5: Geschätzte Einträge von Kunststoffabfällen ins Meer (Quelle: Daten PlasticsEurope, 2013; UNEP 2006; Wright <i>et al.</i> , 2013).	8
Abb. 6: Aufteilung von Abfallteilen nach elf Kategorien, die während des OSPAR „Beach Litter Monitoring“ an Stränden des Wattenmeers im Zeitraum 2002-2008 gefunden wurden.	9
Abb. 7: Geschichtliche Entwicklung von Plastik.	15
Abb. 8: Die Verteilung der Müllkonzentration in den Gyres der Ozeane (Quelle: www.nceas.ucsb.edu).	20
Abb. 9: Top Länder für schlecht verwalteten Plastikmüll im Jahr 2010 (Quelle: CNN, Source: Science).	21
Abb.10: Die Aufnahme von Mikroplastik in Zooplankton (Quelle: Cole <i>et al.</i> , 2013). ...	28
Abb. 11: Nordsee Karte (Quelle: Diercke).	35
Abb. 12: Allgemeine Zirkulationsmuster in der Nordsee (Quelle: Turrell, 1992).	37
Abb. 13: Lage des Jadebusens (Quelle: EUROPÄISCHES SEGEL-INFORMATIONSSYSTEM, www.esys.org).	39
Abb. 14: Die Sedimentprobenstandorte im Jadebusen.	40

Abb. 15: Oberflächenwasserprobenstandorte im Jadebusen. 1 Wangersiel, 2 Hooksiel, 3 Binnentief, 4 Maade, 4 Mariensiel, 5 Dangaster Tief, 6 Vareler Tief, 7 Jade / Wapelsiel, 8 Kläranlage Wilhelmshaven, 9 Abgabestelle der Papier- und Kartonfabrik Varel.	41
Abb. 16: Salzgehaltsverteilung des Transekts von Tonne V2 auf Tonne 38 (Quelle: Dubaish und Liebezeit, 2012).....	41
Abb. 17: Abwasser aus der Papier-Recycling-Anlage in Varel.	42
Abb. 18: Die Orte der Probennahmen in der Unterweser.....	43
Abb.19: Standort der Probennahmestellen im niedersächsischen Wattenmeer.	44
Abb. 20: Vereinfachtes Aufarbeitungsschema.	45
Abb. 21: An der Oberfläche der ZnCl ₂ -Lsg. schwimmende Partikel	47
Abb. 22: Vergleich von mit und ohne Flusssäure behandelten Proben.....	50
Abb. 23: Totallänge und Standardlänge der Fische.....	52
Abb. 24: Fraktion <1,5 g/cm ³ von Sedimentproben aus dem Jadebusen.	54
Abb. 25: Granuläres Mikroplastik, natürliche und synthetische Fasern nach oxidativer Behandlung.....	55
Abb. 26: Mikroplastiktypen aus Sedimentprobe.	57
Abb. 27: (Links: Granulat) (recht: grünes und farbloses Granulat).....	58
Abb. 28: Granuläre Partikel vom Jadebusen (V12) bis zur Innen Jade (38); Juli bis September 2011, April 2012. Zur Lage der Stationen.....	58
Abb. 29: lange farblose.....	59
Abb. 30: Faserpartikel vom Jadebusen (V12) bis zur Innen Jade (38); Juli bis September 2011, April 2012 Transekt. Zur Lage der Stationen.....	60
Abb. 31: Faser und Granulatepartikel der Sedimentproben im Jadebusen bis zur Innen Jade Zur Lage der Stationen.	62
Abb. 32: Rußpartikel, Faser, Rußpartikel und Foraminiferen von Sedimentproben aus dem Jadebusen.....	62
Abb. 33: Rußpartikel aus den Sedimentproben des Jadebusens.....	63
Abb. 34: Anzahl von Mikroplastik in den Proben der Siele. Zur Lage der Stationen.....	65

Abb. 35: Das gesamte Mikroplastik von >40 µm aus der Entladung des Rohrs der Papier-Recycling-Anlage. (A) Abflussrohr bei Niedrigwasser; (B) sichtbar ist die Pfütze während des Hochwassers.....	66
Abb. 36: Die Mündung der Abwässer aus der Zentralkläranlage am Heppenser Groden.	67
Abb. 37: Direkteinleitung (Quelle: NLWKN Betriebsstelle Brake, von Herrn Stegmann).	67
Abb. 38: Granuläre Partikel aus links: Zahnpasta, Mitte: Peeling-Gel, rechts: Auslauf der Kläranlage Wilhelmshaven.	71
Abb. 39: Die Zentralkläranlagen am Heppenser Groden von 32.06.2011	71
Abb. 40: Links: Gesamter Filter, Durchmesser 47 mm; rechts: Detail, Maßstab 1000 µm.	77
Abb. 41: Massen von Mikroplastik im Weser-Transpekt im Juli 2012.	78
Abb. 42: Verteilung der Mikroplastikfraktionen im Längsschnitt in der Unterweser.....	79
Abb. 43: Relative Verteilung der Mikroplastikfraktionen in der Unterweser (November, 2012).....	80
Abb. 44: Beziehungen der Mikroplastikfraktionen zur Leitfähigkeit, November 2012. .	82
Abb. 45: Links: Beziehung Trübung– Leitfähigkeit in der Unterweser im November 2012; rechts: Beziehung Mikroplastikfraktionen– Trübung.	82
Abb. 46: Mikroplastikgehalte der Uferproben im September 2012 und März 2013.....	83
Abb. 47: Wassergehalte der untersuchten Sedimente.	84
Abb. 48: Korngrößensummenkurven der untersuchten Sedimente. Zahlen an den Kurven= Flusskilometer. Bestimmung mit Laserdiffraktometrie.	85
Abb. 49: Granuläres Mikroplastik und Fasern in Wesersedimenten.....	86
Abb. 50: Relative Standardabweichungen der Mikroplastikfraktionen in Strandsänden (Quelle: Liebezeit und Dubaish, 2012).	86
Abb. 51: Die Probennahmestationen im Niedersächsischen Wattenmeer.	87

Abb. 52: Mikroskopische Aufnahmen der angereicherten Mikroplastikfraktionen. Größenskala 50 μm	88
Abb. 53: Biogene Fragmente.....	88
Abb. 54: Mittelwert der Zahlen des granulären Mikroplastiks an Stränden der Kachelotplate und Spiekeroog.....	89
Abb. 55: Mittelwert der Zahlen von Mikroplastikfasern an den Stränden der Kachelotplate und Spiekeroog.....	89
Abb. 56: Beispiele für Mikroplastik in Form von Fasern und Granulaten, links: Kachelotplate (Maßstab 50 μm) und rechts: Spiekeroog (Maßstab 100 μm).	91
Abb. 57: Zahlen der Fasern in Fischen aus der Weser und dem Jadebusen.....	94
Abb. 58: Absolute Gehalte von Mikroplastik in Fischmägen.	94
Abb. 59: Beziehung der Anzahl von Mikroplastikpartikeln zur Fischlänge.	95
Abb. 60: Rechts: Beispiel einer verknäulten Faser aus dem Magen eines Herings von 13 cm Standardlänge. Links und Mitte: Beispiel einer verknäulten Faser aus dem Magen eines Fisches vom Jadebusen.....	95

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Größenklassen von Plastikmüll.....	6
Tabelle 2: Zusammenfassung der vorhandenen Daten und Bewertungssysteme als mögliche Grundlage zur Feststellung des "guten Umweltzustandes " (nach BMU, 2012).	11
Tabelle 3: Kurzzeichen, Namen, Art und typische Anwendungen von Kunststoffen.....	17
Tabelle 4: Nachweis von Mikroplastik, der von verschiedenen Meerestieren aufgenommen wurde. (Thompson <i>et al.</i> , 2004; Ward und Shumway, 2004; Thompson <i>et al.</i> , 2008)...	27
Tabelle 5: Süßwasser-Eingänge in die Nordsee.	39
Tabelle 6: Dichten von Kunststoffen und Lösungen.	47
Tabelle 7: Fischarten und ihre Ernährungsweise.....	51
Tabelle 8: Dichte- Trennung mit Zinkchlorid-Lösung (Dichte 1,5 g cm ⁻³).	54
Tabelle 9: Statistische Daten für Mikroplastik in Wasserproben.....	57
Tabelle 10: Die Daten für Mikroplastik aus der Zentralkläranlage am Heppenser Groden und Zetel.....	69
Tabelle 11: Untersuchung von drei Duschgels und zwei Peelings.....	70
Tabelle 12: Anzahl der Mikropartikel in einem Liter Probenwasser als Mittelwert der in der Unterweser genommenen Proben (Kläranlage Probennahmen Juli und Oktober 2012).	81
Tabelle 13: Mikroplastikgehalte in schwedischen Küstengewässern.....	84
Tabelle 14: Plastik in kommerziellen Duschgels und Peelings	92
Tabelle 15: Gehalt an Mikroplastik in Austerproben.	103

Glossar

Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
BC	Black Carbon
°C	Grad Celsius
µm	Mikrometer
bidest.	bidestilliert
FT-IR	Fourier-Transform-Infrarot-Spektroskopie
g	Gramm
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid
ICBM	Institut für Chemie und Biologie des Meeres
Kg	Kilogramm
Km	Kilometer
L	Liter
m ³	Kubikmeter
Mio.	Millionen
mL	Milliliter
mm	Millimeter
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
ng	Nanogramm
nm	Nanometer
OSPAR	Oslo and Paris Convention
PA	Polyamid
PC	Polycarbonat
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PE	Polyetyhlen
PET	Polyethylenterephthalat
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PVC	Polyvinylchlorid

Abkürzung

SML	Sea-Surface Microlayer
STABW.S	Standardabweichung
t	Tonnen
Tab.	Tabelle
TNP	2,4,6-Trinitrophenol
UV	Ultraviolett
ZnCl ₂	Zinkchlorid

1. Einleitung

1.1 Einführung in die Thematik und Zielsetzung

In den letzten Jahrzehnten wurden weltweit marine Ökosysteme mit Plastikmüll belastet. Dieser Müll stellt aufgrund der damit verbundenen ästhetischen, aber auch der ökologischen und ökonomischen Auswirkungen manifeste Gesundheits- und Umweltprobleme dar. Dieses ist eine komplexe und bioethische Herausforderung, deren Auswirkungen auf das bisher intakte ökologische Gesamtgefüge noch gar nicht absehbar sind (UNEP, 2009). Neben den Menschen sind auch Meereslebewesen, wie Seevögel, Schildkröten, Fische, Delfine und Wale direkt von der Müllverschmutzung betroffen.

Der heutige Lebensstandard in den Industrienationen wäre schwer ohne Plastik vorstellbar. Laptops, mobile Kommunikationsgeräte, Wegwerfprodukte, hygienisch verpackte Lebensmittel und medizinische Artikel sind Bestandteile unseres Alltags und mehrheitlich aus Kunststoffen gefertigt. Das in der Mitte des vergangenen Jahrhunderts ausgerufene „Plastic Age“, also „Plastik-Zeitalter“, versprach eine bunte, saubere Welt im Wohlstand (Yarsley und Couzens 1945, zit. nach Thompson *et al.*, 2009).

Für den menschlichen Gebrauch nützliche Gegenstände aus synthetischen Polymeren, *vulgo* Kunststoff oder Plastik, zeichnen sich durch zwei Hauptcharakteristika aus, nämlich geringes Gewicht und lange Haltbarkeit, was sich allerdings auf Grund ihrer chemischen Eigenschaften mittlerweile als signifikante Bedrohung der Umwelt darstellt.

Diese Materialien werden nach unsachgemäßer Entsorgung rasch über weite Entfernungen transportiert und akkumulieren in verschiedenen Senken, vor allem im Ozean (Thompson *et al.*, 2009a; Dris *et al.*, 2015).

Die Ansammlung von anthropogenem Müll und die Auswirkungen auf das Ökosystem in der Meeresumwelt sind gut dokumentiert. Flüsse erhalten Müll von terrestrischen Lebensräumen und stellen somit eine wichtige Quelle von Müll im Seewasser dar. Vergleichsweise selten werden Süßwasser-Ökosysteme untersucht (Hoellein *et al.*, 2014). Diese das Ökosystem belastenden Materialien werden nach unsachgemäßer Entsorgung rasch über weite Entfernungen transportiert und akkumulieren in verschiedenen Senken, vor allem im Ozean (Thompson *et al.*, 2009a; Dris *et al.*, 2015)(Abbildung 1).

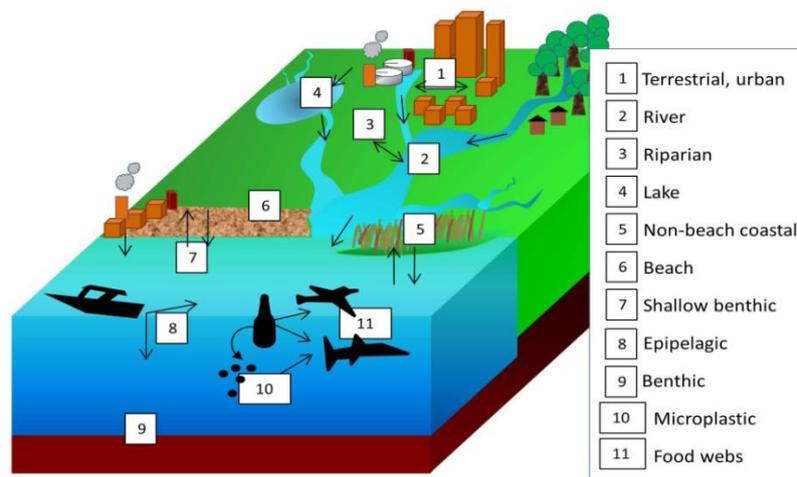


Abb. 1: Schematische Darstellung der Hauptquellen und Transportwege für Plastik im marinen Milieu. Senken: 1- Terrestrisch, Urban, 2- Flüsse, 3- Ufer, 4- See, 5- Strände, 6- Küstengewässer, 7- benthische Zönose, 8- epipelagische Zone, 9- benthische Zone, 10- Mikroplastik, 11- Aufnahme durch marine Organismen (Quelle: Ryan *et al.*, 2009).

Die folgenden Angaben verdeutlichen den Stellenwert der Kunststoffindustrie nach ihrer geographischen Verteilung und Entwicklung, was zu einer kritischen Bewertung der ökologischen Rolle von Industrie- und sich stark entwickelnden Schwellenländern anregen soll: Mit einer mittleren jährlichen Wachstumsrate von 8,7 % seit 1950 hat das globale Produktionsvolumen von Kunststoffen im Jahr 2013 299 Millionen Tonnen einschließlich einer Erhöhung um 3,9 % allein im Vergleich zu 2012 erreicht (PlasticsEurope 2014/2015) (Abbildung 2 links). Etwa ein Fünftel der Kunststoffe (20 %) im Jahr 2013 wurde in Europa produziert, das damit zweitgrößter Produktionsstandort hinter China (24,8 %) ist. Dahinter folgen Nordamerika, die anderen asiatischen Länder sowie der Nahe Osten (Abbildung 2 rechts). Der Umsatz der europäischen (EU27) Kunststoffindustrie betrug 2010 rund 307 Mrd. €, davon entfielen 104 Mrd. € auf die Kunststoffhersteller und 203 Mrd. € auf deren Weiterverarbeitungsbranchen. So beschäftigt in Europa die Kunststoffbranche (Erzeuger, Verarbeiter und Zulieferer) rund 1,6 Mio. Menschen (European Commission, 2009).

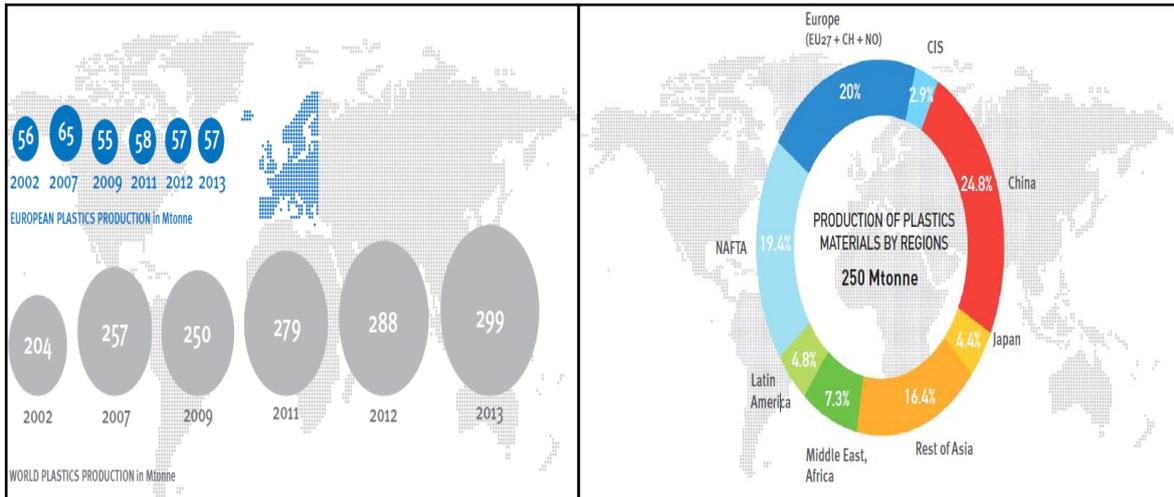


Abb. 2: Kunststoffproduktion im Überblick (recht: regionaler Anteil an der Produktion) (Links: Weltweite Produktionsmengen) (Quelle: PlasticsEurope 2013).

Der Hauptanteil des produzierten Kunststoffs wird für verbrauchernahe Produkte verwendet (Abbildung 3). Hierbei machen Verpackungen (39,6 %) den größten Anteil aus, gefolgt von der Anwendung in Kraftfahrzeugen (8,5 %) und Elektrik/Elektronik (5,6 %) (PlasticsEurope, 2014/2015).

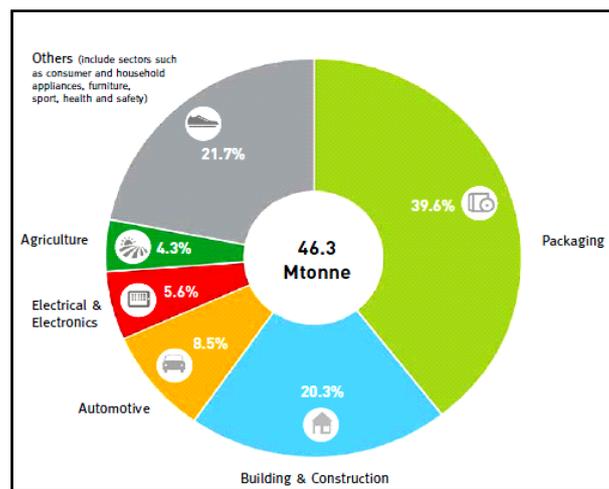


Abb. 3: Verwendete Kunststoffprodukte (Quelle: Plastics Europe, 2013).

Der jährliche globale Verbrauch von Plastiktüten wird auf 1 Billion Stück geschätzt (Budianto und Lippelt, 2010). Jährlich werden in Europa (EU-27) pro Kopf durchschnittlich etwa 500 Plastiktüten verwendet, inklusive der dünnen Obst- und

Gemüsebeutel (Europäische Kommission). In den 27 europäischen Ländern beträgt der jährliche Verbrauch an Plastiktüten weit über 251 Milliarden Stück. Betrachtet man ausschließlich die EU, werden pro Kopf und Jahr 176 Stück Einweg-Tragetüten, ohne Obst- und Gemüsebeutel, verwendet. Dieses entspricht einer Jahresmenge von 88,4 Milliarden, Einmal – Tüten ", die normalerweise nur für den Transport von Waren verwendet werden (Mudgal *et al.*, 2011). Im Jahr 2010 wurden in Europa insgesamt 750.000 Tonnen Einweg-Plastiktüten produziert (Abbildung 4) (Mudgal *et al.*, 2011). Der Gebrauch von Plastiktüten in Deutschland soll sinken, viele Lebensmittelhändler geben ihre Tüten nur noch gegen Geld heraus. Dadurch sollen in Deutschland jährlich rund 140 Millionen Plastiktüten weniger im Müll landen. Erst Ende April 2016 hatten sich rund 260 Einzelhandelsunternehmen nach langem Ringen freiwillig verpflichtet, Geld für die umweltschädlichen Plastiktüten zu nehmen. Die Supermarktkette geht nun noch einen Schritt weiter. Die Selbstverpflichtung soll Deutschland helfen, eine EU-Richtlinie umzusetzen, die den jährlichen Verbrauch von Kunststoff-Tragetaschen bis Ende 2025 auf höchstens 40 Tüten pro Einwohner senken soll. Das EU-Zwischenziel von 90 Plastik-Taschen pro Person und Jahr für Ende 2019 erfüllt Deutschland bereits. Aktuell benutzt jeder Einwohner Deutschlands im Jahr im Schnitt 71 Tüten (WZ, 2016).

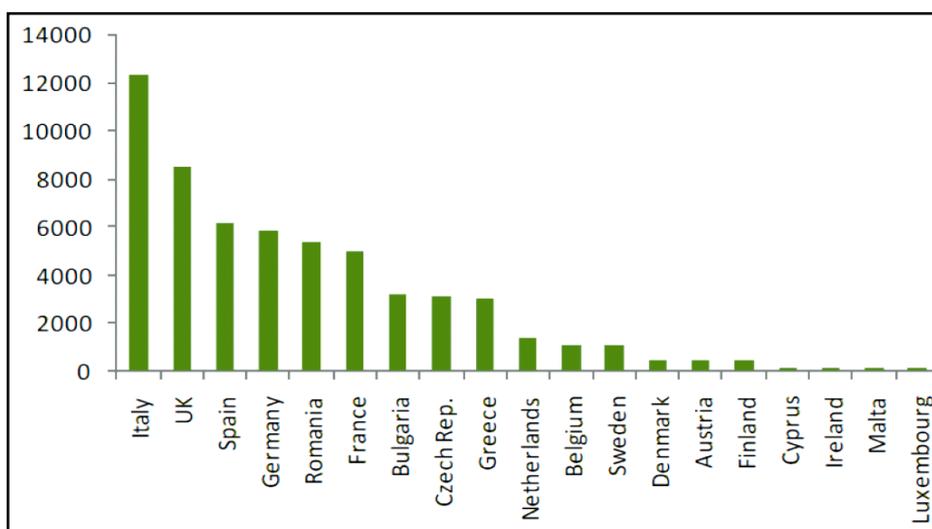


Abb. 4: Durchschnittlicher Verbrauch von Plastiktüten in ausgewählten EU- Staaten 2010 in Mio. (Quelle: Mudgal *et al.*, 2011).

Ein Review des Secretary of the Convention on Biological Diversity schildert, dass die Auswirkungen von Meeresmüll bereits bei 663 Arten nachgewiesen wurden (CBD, 2012). Treibende Abfälle können sessile Organismen verdriften und fremde, potentiell gefährliche Arten einführen (Winston, Gregory, und Stevens, 1997).

Die Gefahren sind nicht nur mechanischer sondern auch biochemischer Natur:

Meerestiere können sich im Müll, wie z.B. in Tüten, Leinen oder Netzen, verfangen oder diese verschlucken (Hartwig *et al.*, 1985; Camphuysen, 2008). Dabei besteht das Risiko des Ertrinkens bei Arten, die Luft atmen oder des Erstickens bei Fischen, die sich für die Atmung ständig bewegen müssen. Sich verheddert habende Tiere können verhungern oder eine leichte Beute von Fraßfeinden sein. Außerdem können Gliedmaßen eingeschnürt und auch das Wachstum sowie die Reproduktion gehemmt werden. Weiterhin kann das Verschlucken von Plastikpartikeln bei Tieren das Gefühl von Sättigung erzeugen und dadurch die Ernährung beeinträchtigen. Des Weiteren kann Müll den Verdauungstrakt verletzen und zu Infektionen führen oder den Nahrungsweg verschließen und somit zum Tode führen. Die Aufnahme von kontaminierten Abfällen sowie die Freisetzung von gefährlichen Chemikalien aus dem Müll nach dem Verschlucken stellen zusätzliche Gefahren für marine Lebewesen dar (OSPAR, 2009).

Mehr als eine Million Seevögel und 100.000 Meeressäuger und Schildkröten sterben jedes Jahr weltweit durch marine Abfälle (UNEP, 2004). In der Nordsee wurde bei 94 % der Eissturmvögel (*Fulmarus glacialis*) Plastik im Magen gefunden (Van Franeker und SNS Fulmar Study Group, 2008).

Obwohl seit 1972 bekannt ist, dass neben Makroplastik auch deutlich kleinere Teilchen im Ozean zu finden sind (Carpenter und Smith, 1972), hat sich die Umweltforschung doch erst in den letzten Jahren intensiver mit diesem Aspekt der Meeresverschmutzung befasst (Thompson *et al.*, 2007; Fleet *et al.*, 2009).

Aktuelle Berichte zeigen eine unerwartet hohe Inzidenz von Plastikmüll im Nordpazifikwirbel (Moore *et al.*, 2001, 2001a, 2002; Moore, 2008) Besondere Sorge bereitet das Vorkommen von kleineren Stücken an Plastikmüll in den Weltmeeren, einschließlich der nicht mit dem bloßem Auge erkennbaren Teilchen, welche Mikroplastik genannt werden.

Mikroplastik umfasst nach der Definition des National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Marine Debris Program nur Partikel im Größenbereich von 0,3 bis 5 mm [www.MarineDebris.noaa.gov]. Andererseits wird auch der Bereich von 0,3 bis 0,063 mm in die Mikromüllgrößenklasse einbezogen (Tabelle 1).

Tab. 1: Größenklassen von Plastikmüll.

Typ	Größenklasse
Mikro-	>0,063 - 5 mm
Meso-	>5 - 10 mm
Makro-	<10 - 100
Mega-	>100

Der „International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris“ definierte im September (2008) Mikroplastik als „Plastikpartikel kleiner als 5 mm“ (Arthur *et al.*, 2009). Diese Definition gibt keine untere Grenze an, diese wird jedoch konventionell als 333 μm angenommen. Derksen *et al.* (2012) nennen als Mittelwert ihrer Stichproben vor der dänischen und deutschen Nordseeküste 368 Kunststoffpartikel pro kg Strandsediment, wobei nur die „eindeutig zu identifizierenden Plastikteilchen“ (Derksen *et al.*, 2012) für den Bereich 5 mm bis (theoretisch) 1,6 μm (aufgrund der Angabe des Porendurchmessers der verwendeten Glasfaserfilter) gezählt wurden.

Mit diesem Wert wird deswegen gerechnet, weil Planktonnetze mit dieser Maschenweite zum Fang von Plankton und Mikroplastik benutzt werden (Gregory und Andrady, 2003). Diese mikroskopisch kleinen Plastikpartikel reichern sich in der Meeresumwelt an. So wurden in der KIMO Studie an der schwedischen Westküste 150 – 2.400 Partikel pro m^3 in Planktonnetzen mit einer Maschenweite von 80 μm nachgewiesen (Norën, 2006).

Generell kann bei der Herkunft des Mikroplastiks zwischen primären und sekundären Mikroplastikpartikeln unterschieden werden. Zum primären Mikroplastik zählen pre-production pellets. Es handelt sich hierbei um granuläre Partikel als Grundmaterial der Plastikproduktion, die in Transportcontainern über die Weltmeere geschifft werden, des Weiteren um Granulate aus Kosmetika und Hygieneprodukten wie

Peelings und Zahnpasta, um Reinigungsmittel, die in Reinigungsstrahlern, zum Beispiel auf Werften, eingesetzt werden oder mikroskopische Partikel sowie Fasern. Fasern entstehen z.B. aus gewaschenen Fleece - Textilien. Pro Waschgang gelangen bis zu 2.000 Kunstfasern über Fließgewässer in die Meeresumwelt, da sie von den Klärwerken nicht zurückgehalten werden können (Browne *et al.*, 2011).

Sekundäres Mikroplastik entsteht aus Makroplastikmüll durch Verwitterung und mechanische Belastung, bis zum Abbau durch photochemische und biologische Fragmentierung. Zusätzlich finden sich mittlerweile vermehrt Polyethylenpartikel aus Körperpflegemitteln in den untersuchten Proben (Gregory, 1996; Fendall und Sewall, 2009). Auch diese unterliegen der Fragmentierung und können so Größen erreichen, die eine Aufnahme durch Partikel fressende, marine Organismen zulassen

Bis jetzt fehlen aber allgemein akzeptierte, harmonisierte Probennahme- und Aufarbeitungsvorschriften. Über das Vorkommen dieser Teilchen an den Küsten der Nordsee ist bislang nur wenig bekannt. Eine belgische Studie (Meester, 2008) zeigt, dass im Allgemeinen Fasern über kugelförmige Partikel und Filmfragmente dominieren. Lediglich in Proben von Hafensedimenten wurden so genannte „pre-production pellets“ häufiger gefunden. Aus den Continuous Plankton Recorder - Daten gibt es Hinweise, dass die Anzahl von Mikroplastik-Partikeln über die letzten 40 Jahre in der Nordsee zugenommen hat (Edwards *et al.*, 2007).

1.2 Quellen von Mikroplastik in Nordsee

Müll kann vom Land ins Meer gelangen oder auf See erzeugt werden. Nach der GESAMP (United Nations Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) stammen 80 % des Meeressmülls von Land, zum Beispiel über die Flüsse oder aus großen küstennahen Mülldeponien, und 20 % durch Aktivitäten auf See (Sheavly, 2005; Mehlhart und Blepp, 2012). Wright *et al.* (2013) vermuten, dass insgesamt rund zehn Prozent der weltweit hergestellten Kunststoffe irgendwann in Ozeane eingetragen werden. Damit würden nach Schätzungen von PlasticsEurope von den im Jahr 2012 weltweit hergestellten 288 Millionen Tonnen knapp 30 Millionen Tonnen früher oder später in die Weltmeere gelangen und als potenzielle Quelle für Mikroplastik dienen (Abbildung 5).

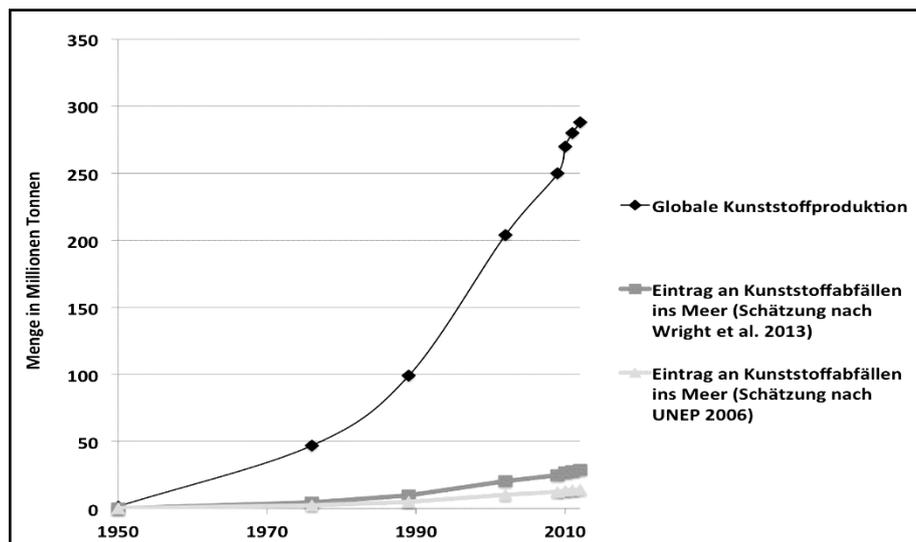


Abb. 5: Geschätzte Einträge von Kunststoffabfällen ins Meer (Quelle: Daten PlasticsEurope, 2013; UNEP 2006; Wright *et al.*, 2013).

Die hohe Vielfalt an Müllteilen an deutschen Meeresstränden und deren Zusammensetzung, die während der OSPAR- Projekt- Erfassungen im Zeitraum 2002–2003 und über die letzten zehn Jahre an deutschen Kontrollstrecken beobachtet wurde, zeigt, dass die Schifffahrt, die Fischerei und Offshore - Einrichtungen die wesentlichen Verursacher der seeseitigen Müllverschmutzungen der deutschen Nordseestrände sind. Die relativen Anteile des Mülls, die einer dieser Quellen zugeordnet werden können, sind allerdings nicht immer zu ermitteln. In der südlichen Nordsee stammen 30 % des Mülls jedoch eindeutig aus der Fischerei (Netze, Netzreste usw.), weitere Arten des Mülls (z.B. Verpackungsmaterial aus dem Betrieb der Fischereischiffe) wahrscheinlich auch von daher (Fleet, 2003; UNEP, 2005; UBA, 2010). Doch ebenso Aquakultur- und Offshore-Anlagen tragen ihren Teil dazu bei (Van Franeker und Meijboom, 2002; UBA, 2010).

Des Weiteren gelangt Müll über Abwässer, von Mülldeponien, durch illegale Müllbeseitigung sowie allgemein als Folge von Tourismus und Freizeitaktivitäten über Wind, Flüsse und Meeresströmungen in die Nordsee (UNEP, 2005; UBA, 2010). Zurzeit gibt es keine zuverlässigen Daten über spezifische, den Verschmutzungsquellen zuzuordnenden Eintragsmengen in die Nordsee.

Nach einer älteren Schätzung von OSPAR (1995) werden ca. 20.000 t Müll pro Jahr in die Nordsee eingebracht, wovon 70 % absinken und im oder auf dem Meeresboden lagern, 15 % im Wasser treiben und 15 % an die Strände gespült werden (THE OCEAN CONSERVANCY, 2004). Es wird geschätzt, dass sich allein 600.000 m³ Müll auf und im Meeresboden der Nordsee befinden (OSPAR, 1995). Die Plastikmüllteile im Wattenmeer machen drei Viertel des an Stränden aufgefundenen Abfalls aus und da Kunststoff, Metall und Glas sich nicht so schnell abbauen, stellen sie eine weit größere Gefahr für die Umwelt dar als Papier, Holz, Gummi, Textilien oder Leder (OSPAR, 2009) (Abbildung 6). Plastik wird mit einer Abbaupzeit von bis zu 450 Jahren nur von Aluminiumdosen mit bis zu 500 Jahren sowie Netzen aus Nylon (Monofilamentleinen) von bis zu 600 Jahren übertroffen (Noaa und UNEP, 2011; Helmepa, 2009; UBA, 2010). Dabei wird die Beständigkeit des Plastiks durch Faktoren wie Temperatur des Wassers, der Menge der UV-B Strahlung sowie biotische Prozesse in der Umwelt beeinflusst. Die physikalische, biologische und chemische Fragmentierung führt zu immer kleineren Plastikteilen, dem Mikroplastik (Andrady, 2011).

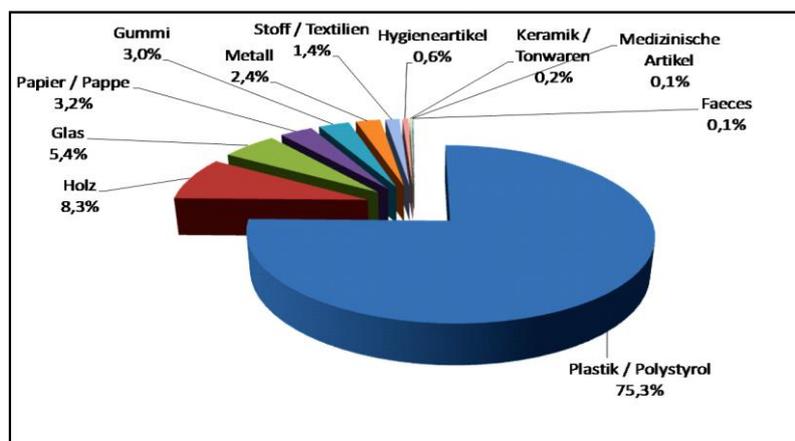


Abb. 6: Aufteilung von Abfallteilen nach elf Kategorien, die während des OSPAR „Beach Litter Monitoring“ an Stränden des Wattenmeers im Zeitraum 2002-2008 gefunden wurden.

1.3 Müll und EU-Vorgaben aus der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Zum Schutz der Meeresumwelt trat im Jahr 2008 die sogenannte Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EG, MSRL) in Kraft.

Durch diese Richtlinie werden die EU-Mitgliedsstaaten aufgefordert, „eine Verschlechterung des Zustands der Meeresumwelt zu vermeiden, geschädigte Ökosysteme wiederherzustellen, die Artenvielfalt und menschliche Gesundheit zu erhalten, sowie eine nachhaltige Nutzung der Ressourcen durch künftige Generationen zu ermöglichen“ (NLWKN, 2012). Die MSRL gibt dabei Aufgaben sowie einzuhaltende Zeitpläne vor. So mussten der Europäischen Kommission bereits zum Sommer 2012 von allen Mitgliedsstaaten Berichte vorgelegt werden. Für die Nordsee waren dies folgende Etappen in der Vorgehensweise: Eine Anfangsbewertung (Beschreibung und Bewertung des Ist-Zustandes der Nord- und Ostsee), eine Definition des „gute(n) Zustand(es) der Meeresumwelt“ (angestrebter Soll-Zustand) sowie die Festlegung von Umweltzielen zur Erreichung dieses Zustandes (NLWKN, 2012). Bis 2014 sind ferner Monitoring-Programme zu definieren und durchzuführen, so dass durch anschließende Maßnahmen bis 2020 der „gute Umweltzustand“ für alle Meere der Mitgliedstaaten erreicht wird (BFN, 2012; MSRL, 2008).

„Für die Zusammenarbeit von Bund und Ländern zum Meeresschutz, insbesondere zur Umsetzung der EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL), zeichneten Bundes- und Landesministerien im März 2012 das neue Bund/Länder-Verwaltungsabkommen Meeresschutz“ (BLMP, 2012). Für die Vorlage des Berichts zur Beschreibung des „guten Umweltzustandes“ wurden die bereits von der EU (MSRL) vorgegebenen 11 „Qualitative(n) Deskriptoren“ verwendet und ausgearbeitet. Deskriptor 10 befasst sich hierbei mit Abfällen im Meer. Im Bericht ist zu erkennen, dass speziell für Mikroplastik derzeit keine Empfehlungen gegeben werden können, da jegliche wissenschaftlichen Anhaltspunkte (Erfassung, Monitoring) fehlen, um eine Ausgangsbasis zu bilden (BMU, 2012). Dennoch wurde festgestellt, dass im Allgemeinen „vor allem Kunststoffe inklusive Mikroplastik mit den assoziierten Problemen der Schadstoffakkumulation und -freisetzung langfristig negative Effekte“ bewirken können. Bewertungen der Abfallbelastung der

Nordsee und anderer Meeresregionen kommen zu dem Schluss, dass Kunststoffe den größten Anteil an der „Vermüllung“ der Meere haben“ (BMU, 2012).

Es wurde auch erkannt, dass die Müllbelastung generell von „der geographischen Lage und den vorherrschenden Strömungen abhängig“ ist (BMU, 2012) und „im zeitlichen Verlauf sehr variabel ist und meteorologischen und hydrodynamischen Schwankungen unterliegt“ (BMU, 2012). Dadurch könnten „gebietspezifische Festlegungen zur Beschreibung eines guten Umweltzustandes erforderlich werden“ (BMU, 2012).

Tabelle 2 zeigt die Zusammenfassung der vorhandenen Bewertungssysteme und Daten, die als Grundlage zur methodischen Erfassung und Bewertung hinsichtlich des „guten Umweltzustandes“ im Rahmen der MSRL verwendet werden können. Auffällig ist die „Lücke“ beim Deskriptor 10.1.3 („Abfälle im Meer“): Da hier noch keine Empfehlungen oder methodischen Standards existieren, gibt es auch noch keinerlei Vergleichsdaten für eine künftige Bewertung.

Tab. 2: Zusammenfassung der vorhandenen Daten und Bewertungssysteme als mögliche Grundlage zur Feststellung des "guten Umweltzustandes " (nach BMU, 2012).

Deskriptor	Kriterien und Indikatoren gemäß KOM-Beschluss 2010/477/EU	Mögliche Grundlage zur Beschreibung eines guten Zustands
10.1	Eigenschaften von Müll in der Meeres- und Küstenumwelt	
10.1.1	Trends der Mengen von angespülten und/oder an Küsten entsorgten Abfällen (Mülldichte) einschließlich Analyse ihrer Zusammensetzung, der räumlichen Verteilung und, soweit möglich, der Quellen	OSPAR-Spülsaummonitoring (OSPAR, 2007a)
10.1.2	Trends der Mengen von Abfällen in der Wassersäule (einschließlich derjenigen, die an der Wasseroberfläche treiben) und auf dem Meeresboden, einschließlich Analyse ihrer Zusammensetzung, der räumlichen Verteilung und, soweit möglich, der Quelle	Datenauswertung aus Befliegungen (Makromüll, mit AIS-Daten korreliert)
10.1.3	Trends von Mengen, Verteilung und möglichst Zusammensetzung von Mikropartikeln (insbesondere Plastik)	
10.2	Belastung des Lebens im Meer durch Müll	
10.2.1	Trends von Mengen und Zusammensetzung von Müll, der von Meerestieren verschluckt wird (Magenuntersuchungen)	OSPAR-Spülsaumbeprobung Monitoring von Seevögeln (Sammlung und Untersuchung gestrandeter Eissturmvögel für OSPAR EcoQO, Registrierung strangulierter Vögel) TMAP-Seehundmonitoring Todfundmonitoring von Seehunden und Kleinwalen Kegelrobbenmonitoring

Um eine wirksame Strategie für das Erreichen des guten Zustands zu erarbeiten, muss außerdem das Wissen über den Eintrag und den Verbleib von Mikroplastik im Meer, sowie dessen Auswirkungen auf die marine Umwelt erweitert werden (Zarfl *et al.*, 2011). Auf einem Expertenworkshop, der im vergangenen Jahr in Osnabrück stattfand, wurden dazu folgende offene Forschungsfragen formuliert (Zarfl *et al.*, 2011, 1590):

- Welche physikalischen Effekte werden durch Mikroplastik auf marine Organismen bewirkt?
- Welche Organismen sind besonders betroffen? Welche Ebene der Nahrungskette ist als unterste betroffen?
- Welche Menge Mikroplastik ist in Organismen tolerierbar?
- Wie findet der Transfer in der Nahrungskette statt? Gibt es eine Anreicherung oder einen Abbau innerhalb der Nahrungskette? Kann Mikroplastik in den Top-Prädatoren gefunden werden?

Die vorliegende Arbeit widmet sich - nach der Erarbeitung einer Definition von Mikroplastik und der Beschreibung von dessen Herkunft und räumlicher Verteilung anhand der wissenschaftlichen Literatur – der Beantwortung der oben genannten Fragen. Dazu wird im Folgenden zunächst eine Zusammenfassung des wissenschaftlichen Kenntnisstands bezüglich der Auswirkungen und Mechanismen der Ingestion von Mikroplastik durch marine Organismen und der Rolle von Mikroplastik als Transportmedium von Schadstoffen in die Nahrungskette gegeben. Dies entspricht den ersten drei der oben formulierten Fragekomplexen.

Außerdem wird der aktuelle Stand der Methodik zur Untersuchung von Mikroplastik in der marinen Umwelt erörtert.

Um das Ausmaß der tatsächlich stattfindenden Mikroplastik-Ingestion an der deutschen Nordseeküste zu untersuchen, wurden Meerwasser, Sediment, Fischmägen und Muscheln im Labor analysiert und die enthaltene Menge an Mikroplastik verschiedener Kategorien erfasst. Fische zählen zu den Top-Prädatoren des marinen Nahrungsnetzes und decken große Reviere für die Nahrungssuche ab. Sie sind damit als Indikator für die Verschmutzung der marinen Umwelt mit Plastik gut geeignet (Konrad Martin, 2002).

In einem abschließenden Fazit wird zusammengefasst, welche Aussagen sich bezüglich des Transfers von Mikroplastik in der Nahrungskette und des Vorkommens in Top-Prädatoren aus den Ergebnissen der Arbeit treffen lassen, und welche negativen Auswirkungen sich aus der Mikroplastik-Ingestion für die marine Umwelt ergeben.

1.4 Schwerpunkte der vorliegenden Arbeit

Die Erfassung

- des Eintrags von Mikroplastik in das Niedersächsische Wattenmeer und die Unterweser
- der Verteilung von Mikroplastik im Niedersächsischen Wattenmeer (Strände, Rückseitenwatten, offene Watten) und in der Unterweser
- der hochaufgelösten, flächendeckenden Verteilung von Mikroplastik (Jadebusen): Hier war ausschlaggebend, diese Arbeit im Jadebusen durchzuführen, da der Jadebusen wegen des Süßwassereintrags, der Industrie-, Schiffs- und Meerwasser-Aquariumsabwässer, der geklärten und ungeklärten Abwässer des Hafensbetriebs und anderer anthropogener Quellen einer starken Umwelt- und Wasserbelastung unterliegt.
- des Eintrags über Flüsse (Weser, Ems): Neben den Einträgen über Siele oder Direkteinleiter war zu erwarten, dass Mikroplastik über Flüsse in die küstennahe Nordsee eingetragen wird. Dieses kann über Wasseraustausch in das Wattenmeer gelangen.
- der saisonalen Abhängigkeit des Eintrags über Siele (Neuharlingersiel, Wangersiel, Hooksiel, Binnentief, Maade, Vareler Siel, Jade-Wapel-Siel, Dangaster Siel, Ems-Jade-Kanal).
- Belastung von Benthosorganismen (*Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas*): Die genannten Organismen werden an verschiedenen Standorten im Niedersächsischen Wattenmeer gesammelt und der Inhalt des Verdauungstraktes auf Mikroplastik untersucht.
- Tidenzyklische Untersuchungen in der Otzumer Balje und im Jadebusen.
- Quantifizierung des Eintrags über Klärwerke (Wilhelmshaven und Seehausen): Klärwerke sind als signifikante Quelle von Mikroplastik erkannt worden. Hier werden im wesentlichen Partikel aus Reinigungsmitteln eingetragen.

2. Wissensstand

2.1 Die Geschichte und Entwicklung von Plastik

Meeresmüll besteht in erster Linie aus nicht-biologisch abbaubaren Plastik-Polymeren (Derraik, 2002; Barnes *et al.*, 2009). Ein Polymer ist eine chemische Verbindung aus Ketten- oder verzweigten Molekülen. Einzelne Einheiten, die so genannten Monomere, verknüpfen sich miteinander und bilden größere Moleküle. Polymere können linear, verzweigt oder zwei- oder dreidimensionale Strukturen bilden (University of Southern Mississippi, 2005). DNA (Desoxyribonukleinsäure), Cellulose, Keratin und Spinnenseide sind Beispiele für natürliche Polymere (American Chemistry Council, 2010a).

Die ersten vom Menschen produzierten Polymere wurden durch Veränderung natürlicher Polymere hergestellt. So wurde z.B. Gummi durch Vulkanisation produziert, indem der Naturkautschuk des Gummibaums mit Schwefel erhitzt wurde. Erstmals im Jahre 1862 wurde Zelluloid, ein künstliches Plastik, aus Pflanzenzellulose produziert (American Chemistry Council, 2010b). Das erste vollsynthetische Polymer war Bakelit, 1907 synthetisiert aus Phenol und Formaldehyd von Leo Hendrik Baekeland (American Chemistry Council, 2010b). Im Zweiten Weltkrieg wurden synthetische Polymere aus Rohstoffen wie Erdöl, Kohle oder Erdgas hergestellt, die in Verbindung mit Kalk, Kochsalz, Wasser und Luft zu niedermolekularen Monomeren verarbeitet wurden. Mit der Entdeckung von mehr als 15 neuer Klassen von synthetischen Polymeren in den 1940er- und 1950er - Jahren, wurde Plastik schon bald vermehrt eingesetzt (Andrady und Neal, 2009) (Abbildung 7).

Produzierte Polymere treten in drei Grundtypen auf. Je nach Vernetzungsgrad zwischen den makromolekularen Hauptketten werden Thermoplaste, Elastomere und Duroplaste unterschieden. Duroplaste haben eine dreidimensional vernetzte Molekularstruktur, die nicht geschmolzen und reformiert werden kann (American Chemistry Council, 2010a). Elastomere sind formfeste, aber elastisch verformbare Kunststoffe, deren Glasübergangspunkt sich unterhalb der Einsatztemperatur befindet.

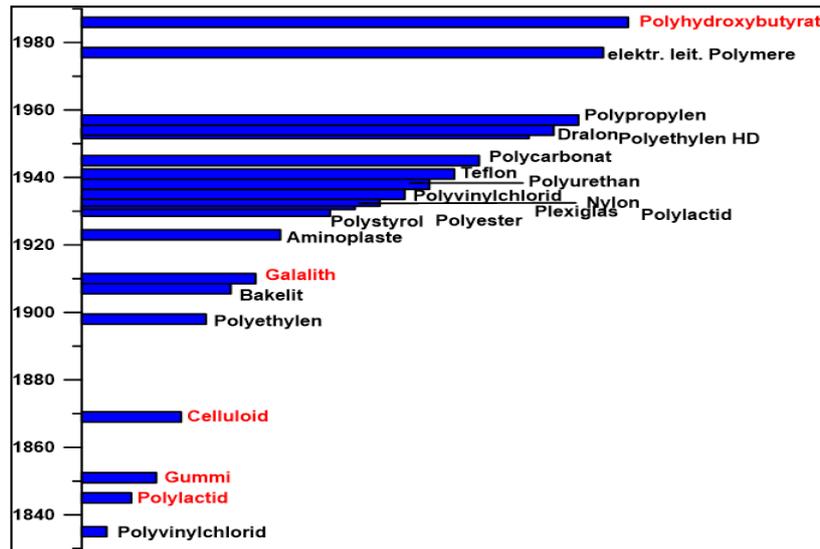


Abb. 7 : Geschichtliche Entwicklung von Plastik.

Diese Kunststoffe können sich bei Zug- und Druckbelastung elastisch verformen, finden aber danach wieder in ihre ursprüngliche, unverformte Gestalt zurück. Thermoplastische Polymere haben eine lineare Molekülstruktur, sie können geschmolzen und wieder gehärtet werden (American Chemistry Council, 2010a). Während Hunderte von Plastikmaterialtypen zur Verfügung stehen, sind nur wenige Polymertypen, z.B. Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyethylenterephthalat (PET), Polystyrol (PS), Polyester (PES) und Polyvinylchlorid (PVC), sowohl kostengünstig als auch anpassungsfähig genug, um weit verbreitet zu sein. Sie sind bekannt als “commodity thermoplastics” und stehen für mehr als 90 % der gesamten weltweiten Produktion.

Thermoplaste sind aus verzweigten, linearen Kohlenstoffketten aufgebaut. Der einfachste, Polyethylen, besteht aus Wasserstoff und Kohlenstoff in Form hochmolekularer Ketten. Weitere Thermoplaste - Zusatzstoffatome sind z.B. Chlor in PVC (American Chemistry Council, 2010c). Um Verbrauchsgüter herzustellen, werden Plastikgranulate fast immer mit zusätzlichen Substanzen gemischt, bekannt als “Additive.” Additive wie z.B. (Antioxidantien, Antistatische Agentien, Externe Schmiermittel, Füllstoffe, Flammschutzmittel, Duftstoffe, Weichmacher usw. Wärmestabilisatoren) sind Stoffe, um bestimmte Eigenschaften zu erreichen oder zu verbessern.

Es gibt mehr als 300 Arten von Weichmachern, aber nur 50 bis 100 davon sind für die gewerbliche Nutzung zugelassen (European Council for Plasticisers and Intermediates, 2010). Die am häufigsten verwendeten Weichmacher sind die Phthalate, mit denen z.B.

aus Hart- PVC ein weiches und flexibles Plastik hergestellt werden kann (European Council for Plasticisers and Intermediates, 2010). Ein anderer häufig verwendeter Weichmacher und Antioxydans ist Bisphenol A (BPA), das aber vor allem als Ausgangsstoff zur Synthese polymerer Kunststoffe auf der Basis von Polyestern, Polysulfonen, Polyetherketonen, Polycarbonaten und Epoxidharzen dient. BPA hat eine sehr große wirtschaftliche und technische Bedeutung (Wikipedia). Die Additive Phthalat und BPA beanspruchen wegen ihrer potenziell gefährlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt die meiste wissenschaftliche und öffentliche Aufmerksamkeit (Koch und Calafat, 2009).

2.2 Plastiktypen

Es gibt eine Vielzahl von Klassifizierungsmöglichkeiten von Plastiktypen aus Tabelle (3). Heutzutage repräsentieren die fünf Polymere Polyethylen (PE), Polyethylenterephthalat (PET), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS) und Polyvinylchlorid (PVC) mit 75 % den Hauptanteil am europäischen Verbrauch. Polypropylen wird vor allem für Verpackungsfolien eingesetzt (z.B. Beutel oder Tragetaschen), für Kappen und Behälterdeckel, für dünnwandige und flexible Behälter (z.B. Joghurt- und Margarinebecher) und für ein sehr breites Sortiment von persönlichen Gegenständen wie Haartrockner, Haarschneidemaschinen, Bürsten und Kämmen (Andrady und Neal, 2009).

Polyvinylchlorid (PVC) enthält Chlor, welches das Polymer schwer entflammbar macht und somit für die Herstellung von Möbeln und Rohrleitungen geeignet ist. PVC als Reinmaterial ist spröde und enthält daher Weichmacher aus der Gruppe der Phthalate. Dabei kann der Anteil dieser Stoffgruppe bis zu 60 Gewichtsprozent ausmachen. Polystyrol (PS) wird hauptsächlich für Isolierungen und Verpackungen benutzt. Wird es mit Luft bearbeitet, kann es zu Konsumgütern (Isoliermaterial) verarbeitet werden, geeignet zur Herstellung für Deckel von coffee-to-go-Behältern, sowie auch von Joghurtbechern. Polyethylenterephthalat (PET) ist ein leichter und transparenter Kunststoff. PET wird verwendet für Behälter zur Aufbewahrung von verdünnten Säuren, Gasen, Ölen und Alkoholen. Es wird vor allem in Getränkeflaschen und Lebensmittelverpackungen eingesetzt. Es gibt zudem eine Vielzahl weiterer synthetischer Polymere (u.a. Polyurethane (PUR), Polyamide (PA), Epoxidharze (EP) oder

Polycarbonate (PC)), die ebenfalls in relevanten Mengen eingesetzt werden. Zudem wird jeder Kunststofftyp bei der sogenannten Compoundierung für die spezifische Anwendung, etwa durch die Einarbeitung von Additiven, optimiert.

Tab. 3: Kurzzeichen, Namen, Art und typische Anwendungen von Kunststoffen (Quelle: American Chemistry Council, 2010d; (Freund Container und Supply, 2010; American Chemistry Council, 2010e; Andrady und Neal, 2009).

Plastik Typ	Dichte (g/cm ³)	Molekülstruktur	Erste Herstellung	typische Anwendungen
Polyethylenterephthalat (PET)	1.35		Anfang der 1970er Jahre	Getränkeflaschen
hochdichtes Polyethylen (HDPE)	0.94 - 0.965		1955	Milchbehälter, Waschmittel-Flaschen, Spielzeug
Polyvinylchlorid (PVC)	1.35		späte 1920er Jahre	Rohre und Formstücke, Vinylverkleidungen, Kunstleder Produkte, Shampoo-Flaschen
niedrigdichtes Polyethylen (LDPE)	0.91 - 0.925		1935	Folien, Verpackungsmaterial, Platten, Rohre, Formteile, Haushaltsgeräte
Polypropylen (PP)	0.89 - 0.91		1957	Flexibel Container, Flaschen, Mützen, Fasern
Polystyrol (PS)	1.0 - 1.1		1937	Haushaltsartikel, Gefäß, Verpackungsmaterial

2.3 Ozeane werden durch Plastik belastet

Wie schon in der Einführung erwähnt, werden in den Ozeanen sowohl Makro- als auch Mikroplastikteilchen in großen Mengen gefunden. Die Plastikproduktion begann erst Anfang der 1950er Jahre mit relativ geringen Mengen, aber erstaunlicherweise wurden schon seit 1972 in großen Mengen fragmentierte Kunststoffteilchen im Meer entdeckt (Carpenter und Smith, 1972).

Auch hat Carpenter dargestellt, dass das Problem wahrscheinlich noch viel schlimmer wird und die toxischen, nicht-polymeren Verbindungen aus dem Weichmacher des Plastiks in den Meeresorganismen effektiv Schaden anrichtet. Er hatte offensichtlich mehr Recht, als er es sich vorgestellt hatte. Die Menge an Plastik im Ozeanwasser ist

enorm gestiegen, und toxische Plastik-Additive sowie Giftstoffe von Plastik aus dem umgebenden Meerwasser sind hoch konzentriert, was in vielen marinen Arten dokumentiert ist.

Carpenter und Smith (1972) verwendeten in der Sargassosee für Oberflächenwasserproben ein 333 μm Planktonnetz. Es wurden pro km^2 durchschnittlich 3.500 Plastikpartikel mit einem mittleren Gewicht von 290 g gefunden. Die Müllteile stammten größtenteils aus den Vorprodukten thermoplastischer Kunststoffe, auch bekannt als "Nurdles". Ebenso fanden Wissenschaftler um Colton *et al.* (1974) im westlichen Atlantik weit verbreitet Plastik in Planktonproben.

Venrick *et al.* (1973) stellten fest, dass im mittleren Nordpazifik deutlich sichtbar schwimmendes Plastik, einschließlich Plastikflaschen und Fragmente, zu erkennen ist. Auf einer Ost-West-Linie 35° N wurden durch Wong *et al.* (1974) in 21 von 33 Wasserproben Plastikpartikel nachgewiesen, während die höchste Dichte bei ca. 145° W im nordöstlichen Pazifik gefunden wurde, in einem Schleppnetz mit 62 Stück Plastik, wobei auf einem km^2 34.000 Partikel kamen.

Obwohl alle Studien zeigen, dass die Menge an Plastik extrem schwankend ist, wurden bereits in den 1960er und 1970er Jahren in Meeresproben Plastikpartikel nachgewiesen. Es konnte Plastik in Seevögeln detektiert werden (Azzarello, Vleet, 1987). Auch zeigte sich schon in den 1980ern und 1990ern Jahren ein signifikanter Anstieg des Fasergehalts (Thompson *et al.*, 2004). Diese Steigerung wurde im Nordatlantik durch direkte Messung der Planktonproben nachgewiesen. Diese Erkenntnisse knüpfen an das Ergebnis der Planktonrecorder-Untersuchung von Thompson *et al.* (2004) an, wonach ein stetiger Anstieg des Plastikgehalts in der Wassersäule von den 1960er - Jahren bis zum Jahre 2004 stattfand.

Es wurde festgestellt, dass zwischen den Jahren 1969 und 1977 arktische und subarktische Seevögel vermehrt Plastik eingenommen haben und in den späten 1980er-Jahren war dieses noch wieder deutlich erhöht (Robards *et al.*, 1997). Auch im nordwestlichen Atlantik war zwischen den Jahren 1975 und 1989 die Aufnahme von Plastik durch Seevögel deutlich erhöht (Moser und Lee, 1992). Ein ähnlicher Anstieg wurde in den 1990er- Jahren durch Messungen von Ablagerungen an Küsten und die Einnahme von Plastik durch Seevögel nachgewiesen (Barnes *et al.*, 2009).

Nach den 1980er- Jahren kam die Frage auf, ob die Plastikdichte konstant bleiben würde. Gilfillan *et al.* (2009) bestätigten mit den Daten der CalCOFI - Proben, dass im südlichen Kalifornien weit verbreitet Mikroplastikmüll zu finden war. Daten während der Winterfahrten 1984, 1994 und 2007 konnten aber eine deutliche Steigerung im Laufe der Zeit nicht bestätigen.

Visuelle Beobachtungen (Barnes und Milner, 2005) und Planktonnetzfänge (Law *et al.*, 2010) im Atlantik zeigten ebenfalls keine Zunahme des ozeanischen Plastikmülls zwischen den 1980er und 2000er Jahren. Die Dichte von Müll an der Küste scheint seit den 1990er Jahren konstant geblieben zu sein (Ribic *et al.*, 2010; Barnes *et al.*, 2009). Darüber hinaus konnte nachgewiesen werden, dass zwischen den Jahren 1984 und 1990 im Nordpazifik z.B. Röhrennasenseevögel vermehrt Plastik aufgenommen hatten, danach aber ein Rückgang der Menge festzustellen war (Spear *et al.*, 1995).

In den vergangenen zehn Jahren vermehrte sich der Meeresmüll überall jedoch wieder. Im zentralen Pazifik (Moore *et al.*, 2001) wurden zwischen 31.982 und 969.777 Stück Plastikmüll pro km² gefunden. Auch wurden im Bereich der Kuroshio - Strömung des westlichen Pazifiks (Yamashita und Tanimura, 2007) bis zu 3,5 Millionen Stück Plastik pro km² gefunden. Auf abgelegenen Inseln im Pazifik, wie dem Midway-Atoll und den nordwestlichen Hawaii-Inseln, bestanden 72 % des an den Stränden gefunden Mülls aus Plastikpartikeln. Die große Mehrheit davon war <5 mm groß (McDermid und McMullen, 2004). Im Süd-Pazifik bestanden 87 % des schwimmenden Mülls aus Plastikpartikeln (Thiel *et al.*, 2003).

In einer Studie wurde erkannt, dass im Meerwasser die meisten Plastikteile von Textilfasern stammten, einschließlich Polyester (56 %), Acryl (23 %), Polypropylen (7 %), Polyethylen (6 %) und Polyamid- (Nylon)-Fasern (3 %) (Browne *et al.*, 2011). In Studien aus Großbritannien (Thompson *et al.*, 2004) und Singapur (Ng und Obbard, 2006) wurden ähnliche Plastiktypen in Sedimentproben identifiziert. Im Gegensatz dazu bestand der im zentralen Nordpazifik gesammelte Müll in der überwiegenden Mehrheit aus Polypropylen und Polyethylen. Sowohl die kontinentalen als auch die ozeanischen Quellen des Meeresmülls schwankten dabei regional (Ribic *et al.*, 2010; 2012).

In den Ozeanbecken wird die räumliche Verteilung von Müll durch Wechselwirkungen großer atmosphärischer und ozeanischer Zirkulationen beeinflusst, was zu besonders hohen Ansammlungen von Müll in den subtropischen Gebieten führt

(Martinez *et al.*, 2009; Goldstein *et al.*, 2012; Maximenko *et al.*, 2012; Lebreton *et al.*, 2012). So konzentriert sich der Meeresmüll im Nordost-Passat-Gürtel bis zur Nördlichen Innertropischen Konvergenz, wo dieser das Kuro-Shio-System überlagert (Pichel *et al.*, 2007; Howell *et al.*, 2012). Örtliche Windverhältnisse beeinflussen zudem die Verteilung des Mülls durch unterschiedliche Bewegungen und Vermischung von Partikeln verschiedener Dichte (Browne *et al.*, 2010; Kukulka *et al.*, 2012).

Das National Geographic Institute zeigt in Abbildung 8, dass der Nordpazifikwirbel weltweit die größte Müllkonzentration, verteilt auf drei geografische Schwerpunkte, sog. Patches, ihres Auftretens, aufweist. Diese Patches führen nach Schätzungen der Vereinten Nationen zusammen 80.000 Tonnen Müll mit sich. Diese werden in den Strömungswirbeln auf der Nordhalbkugel durch den Coriolis - Effekt im Uhrzeigersinn transportiert.

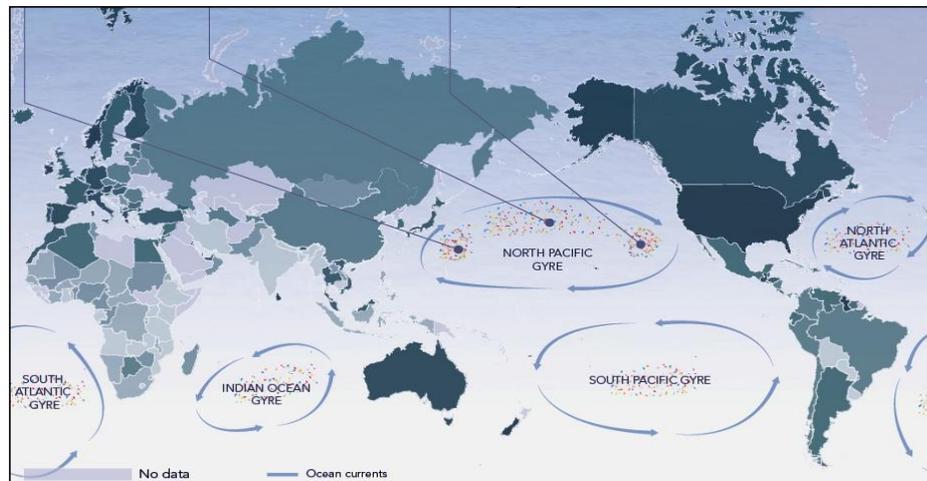


Abb. 8: Die Verteilung der Müllkonzentration in den Gyres der Ozeane (Quelle: www.nceas.ucsb.edu).

Jenna (2015) hat mit Hilfe einer Infografik die Länder gekennzeichnet, die für die größten Einträge an Plastikmüll verantwortlich sind. Dabei waren China und Indonesien die größten Verursacher für Verschmutzungen dieser Art. Daneben wies er auch 200 Länder nach, die auf Grund fehlender gesetzlicher Bestimmungen keine kontrollierte Müllentsorgung bewerkstelligen. Hierbei spielt das rasante Wachstum der Städte, insbesondere in den Entwicklungs – und Schwellenländern, eine entscheidende Rolle (Abbildung 9) (Jenna *et al.*, 2015).



Abb. 9: Top Länder für schlecht verwalteten Plastikmüll im Jahr 2010 (Quelle: CNN, Source: Science).

Global kann ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Bevölkerungsdichte und der Menge an Mikroplastik in Sedimentproben von Sandstränden festgestellt werden (Browne *et al.*, 2011). Daher wurde der Einfluss von Abwassereinleitungen auf die Abundanz von Mikroplastik in marinen Lebensräumen untersucht. An Einleitungsstellen von Abwässern war eine um mehr als 250 % erhöhte Menge an Mikroplastik, vornehmlich Fasern aus Polyester und Polyacryl (Browne *et al.*, 2011), festzustellen. In Kläranlagen werden die aus Waschwässern zugeführten Fasern offenbar nicht vollständig zurückgehalten, denn es fanden sich auch in Klärschlämmen, die auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht wurden, Plastikfasern (Zubris und Richards, 2005; Habib *et al.*, 1998).

So ist die Bestimmung der Verweildauer des Plastiks in den Ozean höchst aufschlussreich hinsichtlich des langfristig wirkenden Schadenspotenzials: Plastik erfährt im Meer sowohl chemische als auch photochemische Verwitterung. Auch Weichmacher und andere Auslaugen von Chemikalien aus der Polymermatrix und Photosynthese sowie die obendrein mechanische Verwitterung durch Wind und Wellen brechen die Plastikteile in kleinste Stücke. Die wichtigste Prozesssteuerung für die Abbaugeschwindigkeit ist der Einfluss von Sonnenenergie, wie Wärme und UV-Strahlung (Andrady, 2011). Während Plastik in bestimmten terrestrischen Umgebungen in weniger als 50 Jahren abgebaut wird (Kyrikou und Briassoulis, 2007), ist im Ozean diese relativ schnelle Abbaurate unwahrscheinlich, weil aufgrund fehlender Wärmeentwicklung und der Abschirmung des UV-Lichts durch Biofouling-Organismen das Plastik langsamer verwittert (Andrady, 1989; 2011). Zum Beispiel wurde Polyethylen, welches für ein Jahr dem Sonnenlicht

ausgesetzt war, nach nur 6 Monaten spröde, während Polyethylen im Meerwasser noch nach 12 Monaten nicht spröde geworden war (Andrady, 2003).

2.4 Gesundheitliche Auswirkungen von Mikroplastik

Der Verbrauch von Plastik-Produkten wird sich weiter erhöhen und damit auch der Plastikmüll in der Meeresumwelt (Derraik, 2002). Trotz unterschiedlicher Studien über den Meeresplastikmüll besonders in seiner geographischen Verbreitung und seiner ökologischen Relevanz gibt es noch relativ wenige Informationen über die gesundheitlichen Auswirkungen von Plastik auf die Meeresumwelt. Gesicherte Endergebnisse über die biologisch schädliche Funktionsweise von Mikroplastik in marinem Milieu sind noch nicht ausreichend verfügbar (Arthur *et al.*, 2009). Doch kann beobachtet werden, dass sich das Bewusstsein der Menschen sensibilisiert und neuen Erkenntnissen ein immer größerer Stellenwert zukommt (Derraik, 2002).

So wurden im Laufe der letzten Jahre neue gesicherte Erkenntnisse über die Auswirkungen von Mikro- und Makroplastikmüll auf der Grundlage neuer Ergebnisse gewonnen (Laist, 1997). Plastikmüll wirkt sich in der Regel weltweit auf mindestens 280 Arten, nämlich auf 86 % aller Meeresschildkröten-, 44 % aller Seevogel- und 43 % aller Meeressäugerarten aus. Lange konnte nur vermutet werden, dass auch diese Arten von Mikroplastikmüll betroffen sind (Thompson *et al.*, 2008). Jedoch ist deren Gesamtzahl noch größer, wenn auch die Daten von anderen, bereits vorher untersuchten Arten, die Mikroplastikmüll aufgenommen haben, in die Auswertung einbezogen werden.

Die Anwesenheit von Mikroplastik in Muscheln als Produzent einer Nahrungskette hat Auswirkungen auf die nachfolgenden Glieder der Nahrungskette wie Vögel, Krebse, Seesterne, Wellhornschnellen (Petraitis, 1987) und auch Menschen (Thompson *et al.*, 2008). Sogar größere Plastikpartikel wurden bereits in den Fäkalien von Seevögeln gefunden. Es wurde schon früh vermutet, dass Fische als Nahrungsquelle Lieferanten des akkumulierten Plastikmaterials sind. Obwohl diese Vermutung noch nicht endgültig gesichert ist, scheint auf Grund einer Zunahme an Studien allmählich evident zu werden, dass tatsächlich Plastikteile jeder Größe entlang der Nahrungskette transferiert werden können (Thompson *et al.*, 2008). Das Phänomen zum Beispiel, dass Polystyrol-Mikropartikel (0,1- 2 mm) in Fischen gefunden wurden, ist bereits bekannt. So wurden bei über 20 % der Scheibenbäuche (*Liparis liparis*) und Flundern (*Platichthys flesus*) aus dem

Bristolkanal (UK) Polystyrol-Partikel in ihrem Mageninhalt festgestellt (Kartar *et al.*, 1973). Polystyrol-Mikropartikel fanden sich auch in weiteren Fischarten (*Myoxocephalus aenus* s.p., *Pseudopleuronectes americanus*, *Roccus americanus*, *Menidia menidia*) und im Mageninhalt des Polychaeten - Wurms (*Sagitta elegans*) an der Küste Neuenglands (Carpenter *et al.*, 1972). Da Fische und Muscheln als Nahrungsquelle beim Menschen weithin gefragt sind, liegen Gefahren, verursacht durch Verseuchung mit Plastik, auf der Hand.

Mehrere Studien in Tierversuchen ermöglichten ein präziseres Verständnis gesundheitsschädigender Prozesse auf den Organismus, der sich auch auf Meeresorganismen übertragen lässt. Zum Beispiel zeigten Studien an Mäusen, denen intraperitoneal Mikroplastik injiziert wurde, dass Phagozytose von Polyester-Mikroplastikpartikeln (Polymilchsäure) durch Veränderungen der Lebensfähigkeit und der Morphologie der Fresszellen nach Lam *et al.* (1993) zu Zellschäden führen kann. Ein weiteres Forschungsprojekt zeigte die Wirkung von in den Blutkreislauf von Hamstern injizierten 60 nm Polystyrol-Partikeln. Es stellte sich heraus, dass diese Partikel laut Nemmar *et al.* (2003) u.a. Thrombose induzieren. Thompson *et al.* (2008) diagnostizierten eine Veränderung des Kreislaufsystems durch Mikroplastikrückstände, was zu einer Schädigung des Gefäßgewebes und zu Änderungen in der Herzaktivität führen kann. Pathologisch wirksam ist dabei der Abrieb der Innenwände des Darmkanals durch kleinste Mikroplastikelemente. Auch wurden bereits durch Villiers *et al.* (2004) Sedimentpartikel im Darm von Seevögeln und von Mauchline *et al.* (1984) in Fischen dokumentiert. Diese Partikel können laut Untersuchungen durch Thompson *et al.* (2008) in Verbindung mit den Muskelkontraktionen in ihrem Darm das Plastik zu Mikroplastik zerkleinern. Es wird vermutet, dass übermäßige Aufnahme von Plastik zu einer Verringerung der Reproduktionsfähigkeit, zur Bildung von Geschwüren, Hunger, Darmverstopfung und Tod führen können.

Obwohl keine publizierten Daten zu biochemischen Auswirkungen von Kontakten mit Kunststoff vorliegen, machen die Zahlen deutlich, dass diese Müllpartikel wahrscheinlich das Material ist, mit dem der Mensch von heute am häufigsten zu tun hat. Daten aus dem humanen Biomonitoring zeigen, dass Kunststoffe eine relevante Expositionsquelle sind: Phthalate und Bisphenol A konnten in den meisten humanen

Matrices und Populationen detektiert werden: die Hauptquelle dieser Substanzen sind Kunststoffe (Koch und Calafat 2009; Talsness *et al.*, 2009).

Im September 2008 fand in Washington ein internationaler Workshop über das Vorkommen, die biochemischen Auswirkungen und die im Organismus veränderten Eigenschaften durch Meeresmikroplastikmüll statt. Die Teilnehmer erkannten, dass sich die Auswirkungen von Mikroplastik auf die Meeresumwelt an folgenden Leitlinien (Arthur *et al.*, 2009) mit dem Ziel einer komplexen Erfassung des Problems orientieren müssen.

- am räumlich unterschiedlichen Auftreten von Mikroplastik in der Meeresumwelt.
- an Untersuchungen über die langen Verweilzeiten von Mikroplastik und damit ihre Anreicherung in der Meeresumwelt.
- an Nachweisen über die Aufnahme durch Meeresorganismen.

2.5 Ingestion von Mikroplastik

Die Plastik-Aufnahme durch marine Organismen ist ein wichtiges Thema in der neueren Forschung. Als eine der wichtigsten Fragen auf diesem Gebiet wird der globale Umweltaspekt betrachtet. Wegen der zahlreichen methodischen Probleme bei der Aufnahme von Mikroplastik erhält dieses Thema aber noch nicht genügend Aufmerksamkeit (Thompson, 2007).

Mikroplastik hat ein ähnliches Größenverhältnis zu seiner Umgebung wie Plankton. Daher ist das Potenzial für die Aufnahme größer und die Anzahl der betroffenen Tiere dementsprechend größer. Verschiedene Studien berichten, dass Partikel kleiner als 20 μm von wirbellosen Tieren wie Wattwürmern, Flohkrebse und Muscheln aufgenommen werden (Thompson *et al.*, 2004) sowie von Chordatieren wie Salpida (Moore *et al.*, 2001). Laborversuche zeigten auch, dass 10 μm Polystyrol- Mikropartikel in der Tat durch die Filter von Polychaeta, Stachelhäutern und Moostierchen aufgenommen wurden (Thompson, 2008). In Würmern wurde, zwar selten, Mikroplastik von 30 μm gefunden.

Die Aufnahme in den Organismus ist abhängig von der Größe der Partikel. Eine weitere Bedrohung durch Mikroplastik besteht darin, dass marine Lebewesen mit dem Mikroplastik toxische Schadstoffe absorbieren. Je kleiner die Partikel, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit des Eintrags in das Gewebe oder das Kreislaufsystem des Organismus (Vincent, 2011).

Ein Versuch von Setälä *et al.* (2014) wurde mit verschiedenen Ostsee-Zooplanktern (Schwebegarnelen, Ruderfußkrebse, Wasserflöhe, Rädertierchen, Polychaeten-Larven und Wimpertierchen) ausgeführt, um ihr Potential, 10 µm große fluoreszierende Polystyrol-Mikrokügelchen zu verschlucken, zu testen. Diese Versuche zeigten, dass alle untersuchten Arten Mikrokügelchen aufgenommen hatten. Der höchste Anteil an Kügelchen wurde in pelagischen Polychaeten-Larven gefunden. Versuche mit den Ruderfußkrebsen und den Schwebegarnelen wiesen auf Egestion von Mikrokügelchen innerhalb von 12 Stunden hin. Mikroskopische Beobachtungen des Darminhalts von Schwebegarnelen zeigten nach 3 Stunden-Inkubation die Anwesenheit von Mikrokügelchen im Zooplankton. Diese Studie bestätigt zum ersten Mal das Potenzial von Mikroplastikpartikeln beim Transfer der Planktonorganismen von einer trophischen Ebene (Mesozooplanktons) auf eine höhere Ebene (Makrozooplanktons). Evident war somit die Allgegenwärtigkeit von Mikroplastikpartikeln in der Nahrungskette der marinen Umwelt.

Eine Studie mit Muscheln hat gezeigt, dass Mikroplastikpartikel, die kleiner als 10 µm sind, in die Hämolymphe übergehen können (Browne *et al.*, 2008). Es ist gut möglich, dass Mikroplastikpartikel, die von Wattwürmern aufgenommen wurden, auch in das Kreislaufsystem des Organismus eingehen. Mikroplastikpartikel in Beutetieren innerhalb der Nahrungskette verursacht womöglich bei Beutegreifern Akkumulation und Verweildauer dieser Partikel im Blutkreislauf. Ein Grund zur Sorge ist die mögliche Übertragung von Mikroplastik von einem Organismus zu einem anderen, dem jener als Nahrung diene. Murray und Cowie (2011) zeigten in ihrer Studie, dass Plastikmüll im Magen des norwegischen Hummers gefunden wurde. Die wahrscheinlichste Möglichkeit ist die Aufnahme von kontaminierter Nahrung oder Sediment.

Um die Auswirkungen von Mikroplastik auf den Organismus zu erforschen, werden einzelne biologischen Biomarker bestimmt und in diesem Fall sind die Konzentrationen von Fett, Zucker und Proteine zu bestimmen. Abschließend wird als

Biomarker auch der Energieverbrauch (ETS) gemessen. Die Analyse der Biomarker zwischen den Kontrolle und den exponierten Organismen wird ein Bild über die Wirkung von Mikroplastik auf den Organismus geben (Vincent, 2011).

Bei allen gemessenen Biomarkern wurde eine signifikante Beziehung zwischen der Proteinkonzentration und der Belastung durch Mikroplastik gefunden. Die Kontamination mit Mikroplastik bewirkte einen Anstieg der Proteinexpression. Dieser Anstieg der Proteinkonzentration ist eine Spannungsantwort, die Stress-Proteine in den untersuchten Würmern aktiviert. Eine weitere Folge der kurzfristigen Exposition mit Mikroplastik ist die Verringerung der Biomasse am Ende des Experiments. Eine mögliche Erklärung für diesen Rückgang ist die Einbeziehung des Sediments mit geringerem Nährwert, ohne Ausgleich durch Nahrungsaufnahme (Fäkalienproduktion). Die Einwirkung von Mikroplastik führt zu einer Erhöhung der Proteinsynthese, während die in den Fetten und Zuckern gelagerte verfügbare Energie unverändert bleibt.

Es wird angegeben, dass der Prozess der Nahrungsaufnahme und der Verdauung durch physikalische Eigenschaften wie Form (z.B. Fasern, Kugeln oder amorphe Fragmente), Polymer-Typ (z.B. Polystyrol, Polyethylen, Polyester) und Ladung der Teilchen beeinflusst werden. Es wird auch angenommen, dass bei Zerfall von Plastik-Teilchen nicht nur die Größe und der Monomer-Gehalt verändert werden, sondern auch die Oberflächeneigenschaften. Zum Beispiel beeinflusst der Styrol-Gehalt von Polystyrol-Mikrokugeln die Fähigkeit zur Phagozytose, wie Untersuchungen von menschlichen weißen Blutkörperchen zeigten (Thompson *et al.*, 2008).

Mikroplastik kann nach der Aufnahme entweder im Verdauungstrakt zurückgehalten, ausgeschieden oder durch die epitheliale Darmschleimhaut in das Körpergewebe resorbiert werden (Thompson, 2008).

Die Aufnahme ist abhängig von den Parametern, welche die mögliche Fähigkeit und die Lage des Plastikmülls in der Wassersäule bestimmen (Tabelle 4). Diese sind Größe, Form und Dichte der Partikel. Zum Beispiel neigt Plastik mit einer geringeren Dichte dazu, zu schweben und von Plankton aufgenommen zu werden, wobei mit größerer Dichte die Wahrscheinlichkeit zunimmt, dass filternde Meerestiere Plastik einfangen. Auf der anderen Seite wird Plastik mit einer hohen Dichte (z.B. Polyvinylchlorid- PVC) sinken, sich in den Sedimenten ansammeln und der dort abgelagerte Müll von dortigen Meerestieren resorbiert werden (Thompson, 2007).

Tab. 4: Nachweis von Mikroplastik, der von verschiedenen Meerestieren aufgenommen wurde (Quelle: Thompson *et al.*, 2004; Ward und Shumway, 2004; Thompson *et al.*, 2008).

Spezies	Größe [µm]	Typ	Quelle
<i>Eucalanus pileatus</i>	20	L	(Paffenhofer und Sant, 1985)
13 Zooplanktontaxa	0,4 - 30,6	L	(Cole <i>et al.</i> , 2013)
<i>Centropages typicus</i>	1,7 - 30,6	L	(Cole <i>et al.</i> , 2013)
<i>Temora longicornis</i>	k.A.	L	(Cole <i>et al.</i> , 2014)
Zooplankton Ostsee	10	L	(Setälä <i>et al.</i> , 2014)
Echinodermlarven, 7 Spezies	10 - 20	L	(Hart, 1991)
<i>Galeolaria caespitosa</i>	3,10	L	(Bolton und Havenhand, 1998)
<i>Orchestia gammarellus</i> , <i>Arenicola marina</i> , <i>Semibalanus balanoides</i>	20 - 200	L	(Thompson <i>et al.</i> , 2004)
<i>Mytilus edulis</i>	2 - 16 0 - 80	L	(Browne <i>et al.</i> , 2008) (von Moos <i>et al.</i> , 2012)
Holothurien, 4 Spezies	250 - 1500	L	(Graham und Thompson, 2009)
<i>Lepas spp.</i>			(Goldstein und Goodwin, 2013)
<i>Talitrus saltator</i>	10 - 45	L	(Ugolini <i>et al.</i> , 2013)
<i>Arenicola marina</i>	10, 30, 90 400 - 1300 230	L	(Vincent, 2011) (Besseling <i>et al.</i> , 2012) (Wright <i>et al.</i> , 2013a)
<i>Tripneustes gratilla</i> larvae		L	(Kaposi <i>et al.</i> , 2014)
<i>Mytilus edulis</i> <i>Crassostrea gigas</i>	k.A.	F	(van Cauwenberghe und Janssen, 2014)

Um festzustellen, ob Schadstoffe auf Mikroplastik anhaften könnten, ob sie desorbieren und Biota schädigen könnten, verwendeten Teuten *et al.* (2007) ein Partitionsmodell, um die Dissoziation von Phenanthren auf Mikroplastik zu beurteilen. Das Modell zeigte, dass bei Aufnahme von Schadstoffen auf Mikroplastik durch den Wattwurm (*Arenicola marina*), einem Sedimentlebewesen, ein Teil der sorbierten Schadstoffe auf den Organismus übergeht. Wenn jedoch das Sediment sauber und organisch rein ist, kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der Schadstoffe auf dem Sediment haften bleibt und nicht vom Polychaeten selbst eingenommen wird (Teuten *et al.*, 2007; 2009). Besseling *et al.* (2013) haben einen positiven Zusammenhang zwischen der Konzentration von Mikroplastik im Sediment sowie einer Aufnahme von Plastikpartikeln, verbunden mit

einem Gewichtsverlust von *Arenicola marina*, beobachtet. Außerdem wurde eine Verringerung bei der PS- Dosierung von 7,4 % Trockengewicht festgestellt. Eine geringe Dosis von 0,074 % PS erhöht die Bioakkumulation von PCBs um den Faktor 1,1 bis 3,6, eine Wirkung, die signifikant für Σ PCBs und mehrere einzelne Kongenere war. Bei höheren Dosierungen ging die Bioakkumulation im Vergleich zur geringen Dosis zurück, was nur für PCB105 von Bedeutung war. PS hatte statistisch signifikante Auswirkungen auf den gesunden Zustand und die Bioakkumulation der Organismen.

Über die Einnahme von Mikroplastik durch Meeresorganismen, einschließlich Muscheln, Schnecken, Fische und Seevögel, wurde weithin berichtet. Auch wurde die lebenswichtige ökologische Rolle von Zooplankton, welches Mikroplastik aufgenommen hat in marinen Nahrungsketten untersucht. Zooplankton kann Mikroplastik aufnehmen. Um die Auswirkungen von Plastik in Ruderfußkrebse, welche mit Plastik kontaminierte Algen aufgenommen hatten, zu bestimmen, verwendeten Cole *et al.* (2013) die Bioimaging Technik Methode um Einnahme, Egestion und die Einnahme von Mikroplastik in einem Bereich von Zooplankton zu erforschen. Unter dem Mikroskop wurde festgestellt, dass dreizehn Zooplankton-Taxa fähig waren, 1,7 bis 30,6 μ m Polystyrolkugeln zu verschlucken, durch Aufnahme von unterschiedlichen Taxa, Lebensphasen und Kugeln (Abbildung 10). Nach der Einnahme von Kugeln wurden beobachtet, dass Ruderfußkrebse Fäkalien, beladen mit Mikroplastik, ausgeschieden haben. Anhand dieses Ergebnisses kann gesagt werden, dass sich marines Mikroplastik negativ auf die Zooplankton-Funktion und die Gesundheit auswirken können (Cole *et al.*, 2013).



Abb.10: Die Aufnahme von Mikroplastik in Zooplankton (Quelle: Cole *et al.*, 2013).

Die schädlichen Auswirkungen von Plastik auf die aufgenommenen Meeresorganismen zeigen die Notwendigkeit einer angemessenen Gesetzgebung, um die großen Mengen an Plastikmüll im Meer stark zu verringern (Cadée, 2002).

Es gibt mehrere Faktoren, die die Bioverfügbarkeit von Mikroplastik beeinflussen:

A. Größe:

Ein wesentlicher Faktor für die Bioverfügbarkeit von Mikroplastik ist die geringe Größe, was dazu beiträgt, dass sie für niedrigere trophische Organismen zur Verfügung stehen. Viele dieser Organismen üben begrenzte Selektivität zwischen den Teilchen aus und nehmen jede geeignete Teilgröße auf (Moore, 2008). Alternativ könnten höhere trophische Planktivores möglicherweise Mikroplastik während des normalen Fressverhaltens aufnehmen oder fälschlicherweise Partikel als natürliche Beute verschlucken. Fossi *et al.* (2012) hat die Auswirkungen von Mikroplastik auf den im Mittelmeer lebenden Finnwal *Balaenoptera physalus* untersucht, einer der größten Filtrierer der Welt. *B. physalus* kann gleichzeitig etwa 70 000 l Wasser überfluten. Möglicherweise ist das Risiko, sowohl direkt als auch indirekt, groß, weil Mikroplastik aus dem Wasser und mit dem Plankton aufgenommen wird (Fossi *et al.*, 2012).

B. Dichte:

Die Dichte der Plastikpartikel wird über die biologische Verfügbarkeit in der Wassersäule ermittelt; daher kann die Art der Plastikeinnahme durch verschiedene Organismen variieren. Planktivores, Filtrierer und Suspensionsfresser, welche in der oberen Wassersäule leben, haben einen positiven Auftrieb, wobei Plastik, von niedriger Dichte wie PE (spezifisches Gewicht 0.91-0.94) auf der Meeresoberfläche treibt. Andererseits könnte Mikroplastik mit hoher Dichte, Plastik wie PVC (spezifisches Gewicht 1,38), weiter nach unten sinken Solche Partikel werden dann benthischen Organismen zur Verfügung stehen, während sie zum Meeresboden sinken, um schließlich die Benthos zu erreichen.

C. Häufigkeit

Eine Zunahme von Mikroplastik in der Meeresumwelt wird auch Auswirkungen auf die Bioverfügbarkeit haben. Die Möglichkeit, dass ein Organismus Mikroplastik aufnimmt, wird vergrößert. Deshalb ist die progressive Fragmentierung von Makroplastikstücken dazu geeignet, die Menge der zur Verfügung stehenden Partikel zu erhöhen, welche von einem breiteren Spektrum von Organismen aufgenommen werden können (Browne *et al.*, 2007, 2008; Thompson *et al.*, 2009).

D. Farbe:

Die Farbe von Mikroplastik hat wegen der Ähnlichkeit des Beutetieres möglicherweise Einfluss auf die Einnahme. Shaw und Day (1994) berichten, dass gesammelte Plastikpartikel aus dem Nordpazifik hauptsächlich weiße Plastik-Teilchen sind. Einige kommerziell wichtige Fisch und ihre Larven sind visuelle Räuber, die auf kleines Zooplankton Jagd machen. Mikroplastik, welches den meisten ihrer Beute ähneln d.h. weiß, braun und gelb Plastik werden nun eingenommen (Shaw und Day, 1994). Der Einfluss von Farbe auf die Bioverfügbarkeit ist gegeben. Fische aus der Niantic Bucht, New England, hatten nur opake, weiße Polystyrol-Kügelchen eingenommen. Diese waren in gleichem Verhältnis mit klaren Polystyrol-Kügelchen (Carpenter *et al.*, 1972). Mikroplastik, welches Ähnlichkeit mit Nahrungsmitteln hat, kann von pelagischen wirbellosen Tieren, die visuelle Räuber sind, aufgenommen werden (Greene, 1985).

2.6 Toxizität

Die Toxizität von Mikroplastik ist von seiner intrinsischen Toxizität (oder genauer gesagt, der ihrer Zusätze und Monomere) und der Größe der Oberfläche abhängig. Freigesetzt können die desorbierten Monomere des Mikroplastiks stark krebserregend sein, bei Menschen, wirbellosen Tieren und Nagetieren Abnormitäten verursachend (Betts, 2008; Thompson, 2007).

Um die Sorption und die Desorptions-Kinetik von Polymeren zu verstehen, wird der Verteilungskoeffizient (K) verwendet. Wenn das Polymer in direkten Kontakt mit einer Lösung (z.B. Wasser) kommt, verteilen sich die niedermolekularen, gelösten Stoffe zwischen den festen und flüssigen Phasen. Dieser Prozess wird durch die unterschiedliche Löslichkeit in den beiden Phasen bestimmt. Desorption (Auslaugen von Komponenten aus

dem Polymer) und Sorption (Bindung von Komponenten aus der Lösung durch das Material) hängen von der Wechselwirkung beim Abgleichen der zwei Phasen ab, nämlich dem Wert des Verteilungskoeffizienten. Plastikadditive mit niedrigem Molekulargewicht wie Weichmacher oder Antioxidationsmittel laugen in die Umwelt aus, mit einer Rate, die von der Verteilung zum umgebenden Material abhängt.

Gasslander *et al.* (2007), untersuchten das Verhalten der Sorption und Desorption von Polyethylen, Polypropylen und Polyethylen-Butylacrylat im Wasser und sie fanden, dass der Gleichgewichtsverteilungskoeffizient der Polymer-Lösung für Substanzen mit einem großen hydrophoben Bereich über neun Größenordnungen variieren kann ($K = -0,5$ bis $8,5$) (Gasslander *et al.*, 2007).

Obwohl Plastik typischerweise als biochemisch inert angesehen werden kann, (Roy *et al.*, 2011; Teuten *et al.*, 2009) ist Plastik in der Regel bereits durch verschiedene Zusätze wie z.B. antimikrobielle Verbindungen, Biostabilisatoren, Antioxidantien, antistatische Agentien, biologisch abbaubare Weichmacher, externe Schmiermittel, Füllstoffe, Flammschutzmittel, Duftstoffe, Wärmestabilisatoren, interne Schmiermittel, UV-Stabilisatoren, Pigmente, Weichmacher, prozessunterstützende Verbindungen und Verstärker während des Produktionsablaufs, einschließlich zinnorganischer Katalysatoren, Nonylphenole (Antioxidantien), polybromierte Diphenylether (Flammschutzmittel), Triclosan (antimikrobieller Zusatz) angereichert. Darüber hinaus ist Plastik in der Lage, wie ein Schwamm durch Absorption und Konzentration hydrophobe Schadstoffe, darunter die Mehrzahl der persistenten organischen Schadstoffe (POPs), wie polychlorierte Biphenyle (PCB) zu resorbieren, wobei die Meeresumweltschäden sich durch diese hohen Konzentrationen massiv verstärken (Mato *et al.*, 2001; Betts, 2008; Thompson, 2007).

Plastikmüll in der Meeresumgebung, einschließlich Plastikgranula und Fragmente enthalten organische Schadstoffen, einschließlich polychlorierte Biphenyle (PCBs), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Erdölkohlenwasserstoffe, Chlorkohlenwasserstoffe (2,2'-bis Dichlordiphenyldichlorethan (p,p'-DDD) -1,1,1-Trichlorethan, hexachlorierten Hexane), polybromierte Diphenylether, Alkylphenole und Bisphenol A, in Konzentrationen von unter ng g^{-1} bis μg^{-1} . Einige dieser Verbindungen sind bei der Plastikherstellung zugesetzt, während andere vom umgebenden Meerwasser absorbiert wurden. Konzentrationen von hydrophoben Verunreinigungen auf Plastik zeigten deutliche räumliche Unterschiede, was auf Muster von globaler

Umweltverschmutzung schließen lässt. Die Modellrechnungen und experimentellen Beobachtungen zeigen übereinstimmend, dass Polyethylen mehr organische Schadstoffe sammelt als andere Plastikarten wie Polypropylen und Polyvinylchlorid. Sowohl ein mathematisches Modell, unter Verwendung von Gleichgewichtsverteilung und experimentellen Daten, haben die Übertragung von Schadstoffen aus Plastik auf Organismen nachgewiesen.

Es wird allgemein angenommen, dass die Einnahme von Mikroplastik im Wasser von lebenden Arten zu einer erhöhten Exposition gegenüber Plastik-Additive führt. Allerdings fehlen experimentelle Daten oder modellbasierte Beweise. Hier wurden (Koelmans *et al.*, 2014) das Potenzial der Auswaschung von Nonylphenol (NP) und Bisphenol A (BPA) im Darmtrakt von Wattwurm (*Arenicola marina*) und Kabeljau (*Gadus morhua* in der Nordsee) bewertet. Sie verwendeten ein biodynamisches Modell das Berechnung erlaubt über den Beitrag der relativen Einnahme von aufgenommenem Plastik in der Gesamtexposition von Chemikalien, gefunden in im Wasser lebenden Arten.

Die Unklarheit über die wesentlichen Parameter wird durch eine probabilistische Modellierung beseitigt. Eine konservative Analyse zeigt, dass mit der Einnahme von Plastik durch den Wattwurm (*Arenicola marina*) eine Ausbeute von NP und BPA-Konzentrationen erreicht werden, die im Bereich unterhalb der unteren Enden der globalen NP und BPA-Konzentration bleiben und daher nicht geeignet sind, einen relevanten Expositionspfad zu bilden. Für den Kabeljau erscheint die Plastik Einnahme ein vernachlässigbarer Weg für die Exposition gegenüber NP und BPA zu sein (Koelmans *et al.*, 2014).

Ein Fütterungsexperiment zeigte, dass PCBs im Futter von kontaminiertem Plastik auf gestreifte Sturmtaucher Küken übertragen werden kann. Weichmacher und andere Additive von Plastik und anwesende Monomere stellen eine potenzielle Bedrohung in terrestrischen Umgebungen dar, weil sie aus Mülldeponien in das Grundwasser und / oder Oberflächenwasser ausgewaschen werden können.

Auswaschung und Abbau von Weichmachern und Polymeren sind komplexe Phänomene in Abhängigkeit von Umweltbedingungen in der Deponie und den chemischen Eigenschaften von jedem Additiv. Bisphenol-A-Konzentrationen in Auslaugungen aus kommunalen Mülldeponien im tropischen Asien reichten von unter $\mu\text{g L}^{-1}$ bis mg L^{-1} und korrelierten mit dem Stand der wirtschaftlichen Entwicklung (Teuten *et al.*, 2009).

Die direkten Auswirkungen der Chemikalien auf die Organismen (siehe oben) sind bekannt. So können sie einen Einfluss auf das Wachstum und die Reproduktion haben, wenn die Konzentration hoch genug ist (Murray und Cowie, 2011). Was als sicher gelten kann, ist, dass wegen des unvernünftigen Verbrauchs von Plastikprodukten immer mehr Mikroplastikpartikel in die Umwelt abgegeben werden. Als Ergebnis davon steigt für die Organismen der Grad der Exposition der Chemikalien, die auf der Plastikoberfläche haften, wenn auch bei einem gleichbleibenden Angebot von Schadstoffen die Belastung durch einzelne Partikel geringer wird.

Viele dieser Schadstoffe werden unter der Überschrift "endokrine Disruptoren (hormonaktive Substanzen)" eingestuft. Beispielsweise hat Bisphenol A (BPA) Einfluss auf die Sexualhormone, es stört das Wachstum, die Entwicklung des Skeletts, den Insulinstoffwechsel und die Entwicklung des Gehirns (Oehlmann *et al.*, 2009). Diese Schadstoffe können im Fettgewebe der Organismen bioakkumulieren und als Folge davon werden höhere trophische Lebewesen, wie Seevögel, Fische und Meeressäuger durch Biomagnifikation beeinflusst, wobei die Schadstoffe sich in den Tieren anreichern und daraufhin sich über die gesamte Nahrungskette verteilen.

Weiterhin hat Bisphenol A negative Auswirkungen auf die Gesundheit der menschlichen Bevölkerung. Es wird in Verbindung gebracht mit chronischen Auswirkungen auf Herzerkrankungen, Diabetes und Veränderungen im zirkulierenden Hormonspiegel (Galloway *et al.*, 2010; Lang *et al.*, 2008). Mikroplastikmüll mit POPs kann über Ozeane hinweg ansonsten unberührte Ökosysteme verschmutzen (Zarfl und Matthies, 2011) oder er kann durch Meeresorganismen aufgenommen werden, wodurch Giftstoffe aus der Umwelt übertragen werden zu Biota (d.h. ein "Trojanisches Pferd" Effekt) (Gregory, 1996; Thompson *et al.*, 2005; 2004). Viele POPs gelten als toxisch, induzieren Störungen des Hormonsystems, verursachen Mutagenese und / oder Karzinogenese und können in höheren trophischen Organismen Biomagnifikation hervorrufen. Allerdings war bis vor einigen Jahren unklar, ob sich die auf Plastikmüll anhaftenden Schadstoffe nach der Einnahme lösen würden (Thompson *et al.*, 2004).

Teuten *et al.* (2007) fanden heraus, dass der Schadstoff Phenanthren, auf den Wattwurm (*Arenicola marina*) transferiert wurde. Der Schadstoff schien von Fragmenten aus Polyethylen zu stammen, die sich im Sediment befanden, wo der Wurm lebte und auf dem der Giftstoff adsorbiert war.

Mikroplastik ist aufgrund der größeren Oberfläche im Verhältnis zum Volumen (Barnes, 2009) eher als Makroplastik für den Transfer von Chemikalien der wahrscheinlichere Weg als Übertragungsmedium. In Verbindung mit der steigenden Menge an Mikroplastik stellen seine Partikel eine große Bedrohung für das marine Leben dar, da sie durch Organismen, einschließlich des Wattwurms, für Nahrung gehalten werden.

Mikroplastik bildet jedoch nicht nur für die unteren trophischen Ebenen ein Risiko, sondern bedroht auch die höheren trophischen Ebenen (Räuber). Das Beutetier kann, als Folge des Transfers der Chemikalien durch Plastik, in seinem Gewebe eine gewisse Konzentration von hydrophoben und schlecht verstoffwechselten Schadstoffen, wie PCB, akkumuliert haben. Höhere Trophieebenen beschränken ihre Nahrung nicht auf einzelne Tiere, sondern ernähren sich von mehreren Beutetieren. Diese Tatsache erklärt das Phänomen, dass es zu einer höheren Konzentration an hydrophoben Schadstoffen im Gewebe und zu einer Erhöhung verschiedener trophischer Ebenen in der Nahrungskette kommt (Biomagnifikation).

Browne *et al.* (2013) haben gezeigt, dass Mikroplastik Schadstoffe und additive Chemikalien in das Darmgewebe von Wattwürmern überträgt. Obwohl sie in sauberem Sand lebten, wurden Schadstoffe in größeren Konzentrationen in ihrem Gewebe gefunden.

Die toxische Belastung kann mit der Einnahme von Plastik korrelieren, wie von Mato *et al.* (2001) nachgewiesen. Die verschmutzten Plastikpartikel können eine Quelle von Giftstoffen für Meeresorganismen sein. Weiterhin wird angenommen, dass toxische Verbindungen zu Schäden führen, die wegen der Aufnahme von Plastik durch marine Organismen verursacht wurde (Committee on the Effectiveness of International and National Measures to Prevent and Reduce Marine Debris and Its Impacts, 2008).

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1 Geographie der Nordsee

Die Nordsee ist ein halb geschlossenes, auf dem europäischen Kontinentalschelf gelegenes, Randmeer. Von ihr führt nach Osten die zwischen der Nordspitze Jütlands, der Südküste Norwegens und der Südwestküste Schwedens gelegene Meerenge des Skagerraks ab. Nach Südwesten wird sie durch den Ärmelkanal zwischen Großbritannien und der Nordwestküste Frankreichs begrenzt. Nur nach Norden öffnet sie sich bis zu einer Linie etwa zwischen der Nordküste Schottlands und der südlichen norwegischen Küstenregion der Skanden (Ducretoy *et al.*, 2000; Ferm, 1996) (Abbildung 11).



Abb. 11: Nordsee Karte (Quelle: Diercke).

Entstanden während des Holozäns durch Abschmelzvorgänge der sich zurückziehenden Gletscher der Weichseiszeit haben verschiedene, immer höher auflaufende und lediglich durch kurze Rückzugsphasen unterbrochene Transgressionen die heutige Nordsee mit ihren Küstenformen erschaffen (Behre, 2008). Sie ist ein relativ flaches Meer, vor allem im südlichen, der niederländischen und deutschen Küste vorgelagerten

Randbereich, besonders aber über der etwas nördlichen verlaufenden Doggerbank, wo die Meerestiefe nur 13 m an der flachsten Stelle beträgt. Die Nordsee hat jedoch eine durchschnittliche Tiefe von ca. 90 m, mit einem sich in nördliche Richtung erstreckenden, von schmalen Gräben zerfurchten Grund im nördlichen Bereich, in dem ausgedehnte Erdgas und Erdölfelder liegen. Der tiefste Teil mit über 700 m ist der Skagerrak als Teil der norwegischen Rinne (Ducretoy *et al.*, 2000; The Marine Forum for Environmental Issues, 1990).

Die westlichen und nördlichen Küsten sind von felsigen und bergigen Ufern, Sandstränden, Flussmündungen, Fjorden und Klippen gekennzeichnet. Die Süd – und Ostküste wird überwiegend von Marschgebieten gesäumt, denen zwischen den Niederlanden und der südlichen dänischen Küste Inseln vorgelagert sind. Im Bereich der südlichen Nordsee sind dies durch Wind und Tidenströmungen entstandene Platen, Strandwälle und Düneninseln mit dazwischen gelagerten Seegatts und Sandriffs, wobei sich zwischen den Düneninseln und dem Festland eine durch marine Ablagerungen entstandene Wattenküste erstreckt. Vor der Küste Schleswig – Holsteins reihen sich Inseln als ehemalige Festlandsreste auf, denen auf den nördlichen und am weitesten in der Nordsee gelegenen Teilen durch den geringeren Tidenhub und durch genügend Sand seeseitig nahrungsartig Sandstrände und Dünen (Sylt, Amrum) angelagert sind (Behre, 2008).

Das Klima der Nordsee ist mit milden Wintern und Sommern atlantisch und grundsätzlich über die vorherrschenden Südwestwinde vom warmen Golfstrom geprägt, dessen Seitenarme durch den Ärmelkanal und um die nordschottische Küste herum in die Nordsee gelangen, wobei die Schwankungen der Temperaturen eine, für diesen Klimatyp typisch, geringe Amplitude im Jahresgang aufweisen, die allerdings nach Osten hin stärker wird, womit das ozeanische Klima der französischen, britischen und niederländischen Nordseeküsten in ein subozeanisches der deutschen und dänischen Gebiete übergeht. Die östlichen Teile des betreffenden Raums können im Winter von Kälteperioden betroffen werden, wenn das russische Kältehoch sich zuweilen nach Westen ausbreitet. Die Niederschläge weisen ganzjährig einen humiden Charakter auf, der aber meist wegen des warmen Wassers der Nordsee auch im Winter als Regen fällt (Lichtenberger, 2005).

Das Wasser der Nordsee wird durch die atlantischen Tidenzyklen und die festländischen Zuflüsse geprägt. Im Vergleich zur Ostsee unterliegt sie den Auswirkungen der

Silberrinnenwelle als Teil des atlantischen Gezeitenstroms, wodurch innerhalb des Nordseeraums ein Kreislauf entgegen dem Uhrzeigersinn zwischen Zu- und Abfluss vollzogen wird (Tillessen, 1962). Daraus ergibt sich ein regelmäßiger, in relativ kurzen Intervallen stattfindender Austausch des Wassers (Abbildung 12). Lediglich bei Ost - Wetterlagen, d.h. bei für einen mehr oder weniger lange andauernden Zeitraum von der russischen Landmasse heranwehenden Winden, stellt sich eine vorübergehende Verzögerung der Durchflussgeschwindigkeit ein. Die durchschnittliche, auf das Jahr berechnete Durchlaufzeit des Nordseewassers beträgt im südlichen Teil 28, in den nördlichen 40 Tagen.

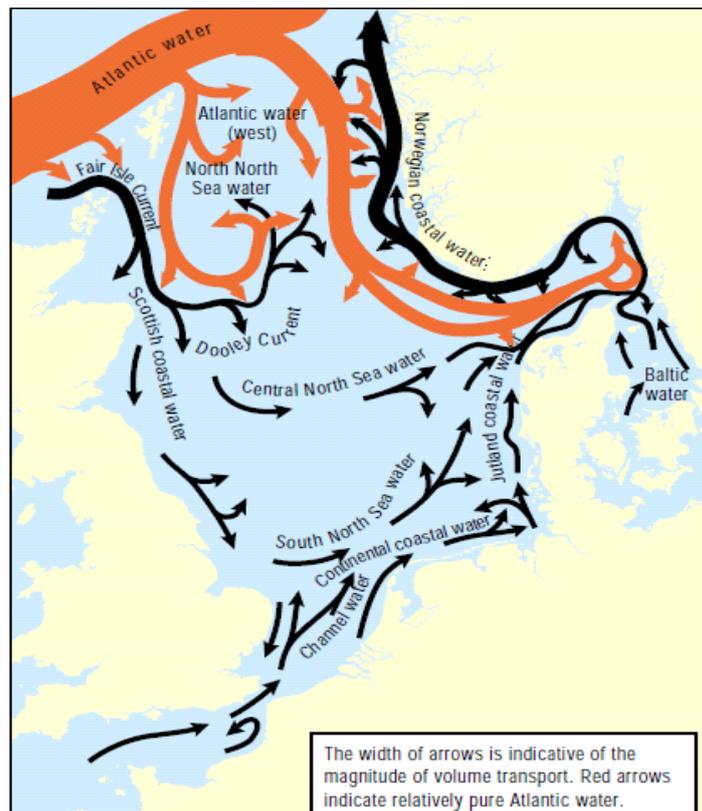


Abb. 12: Allgemeine Zirkulationsmuster in der Nordsee (Quelle: Turrell, 1992).

Der Zeitraum vom Eingang einer Substanz in ein Gewässer bis zu seinem Verlassen wird Verweilzeit genannt. Für verschmutzte Küstengewässer ist die Verweildauer je nach räumlicher Lage, Wetterbedingungen und Eintragsmenge relativ hoch (Ilyina, 2006). So beträgt zum Beispiel der Wasseraustausch vor der schottischen Küste und in der Deutschen Bucht mehr als 36 Monate. Im zuletzt genannten Gebiet treten noch Altlasten

aus Kampfstoffen und radioaktiven Substanzen vermehrt auf. Dies wirkt sich deshalb so negativ aus, weil sich entlang der südlichen und östlichen Nordseeküste Laichgebiete der regional vorkommenden Fischarten befinden.

Durch das feuchte Klima haben sich zahlreiche, ganzjährig wasserführende Flüsse entwickelt, die sowohl die Nord – als auch die Ostsee mit Süßwassereinträgen speisen und vor allem letzterer durch den nahezu ausbleibenden Tidenhub ein brackiges Gepräge gibt (Behre, 2008).

Das Wasser der Ostsee gelangt über Kattegat und Skagerrak in die nördliche Nordsee bzw. in den Atlantik. Es sind besonders die an den Flüssen gelegenen Siedlungsschwerpunkte, entstanden an den Verkehrsknotenpunkten mit den sie kreuzenden Fernstraßen sowie die Mündungsgebiete der größeren Flüsse wie die Themse mit London, die Seine mit Paris, Rouen und Le Havre, das Rheinmündungsdelta mit Rotterdam, der Rhein mit den deutschen Industrieregionen an seinen Ufern, Weser und Elbe mit Bremen bzw. Hamburg, um nur einige zu nennen, die trotz verstärktem Bau von Wasseraufbereitungsanlagen und einem veränderten Umweltbewusstsein der Bevölkerung und der Wirtschaft immer noch Hauptquellen von Verunreinigungen der Meere sind (Tabelle 5). Im Jahr 2000 wurde berechnet, dass etwa 185 Millionen Menschen in den Anrainerstaaten der Nordsee, was nahezu 60 % der US – Bevölkerung entspricht, lebten (Der Neue Fischer Weltalmanach, 2015, Ländereintrag zu ‚Vereinigte Staaten‘, Ducretoy *et al.*, 2000) mit einer Bevölkerungsdichte von 50 bis 1000 Einwohnern pro Quadratkilometer (Ferm, 1996). Da es sich um eine der wirtschaftlich stärksten Regionen weltweit handelt, liegt das von ihr ausgehende Verschmutzungspotenzial auf der Hand. Gelegentlich auftretende Algenblüten (The Marine Forum for Environmental Issues, 1990) mit fatalen Folgen z.B. für Meeressäuger wie Seehunde, sind eine Folge.

Tab. 5: Süßwasser-Eingänge in die Nordsee.

Die Küstengebiete, Einzugsgebiet	Abfluss (km ³ yr ⁻¹)	Wassereinzugsgebiet (km ²)
Schottland (einschließlich Forth)	16	41 000
Norwegen	58 - 70	45 500
Skagerrak und Kattegat	58 - 70	102 200
Ost-Küste von England (einschließlich Tyne, Tees, Humber und Themse)	32	74 500
Dänemark und Deutschland (einschließlich Wattenmeer)	32	219 900
Niederlande und Belgien (einschließlich Wattenmeer, Maas, Schelde)	91 - 97	221 400
Ärmelkanal (einschließlich die Seine)	9 - 37	137 000
Gesamt	296 - 354	8410

3.2 Der Jadebusen

Der nach dem Küstenfluss Jade benannte Jadebusen zwischen der Wesermündung und der ostfriesischen Halbinsel ist eine der Buchten, die durch mittelalterliche Meereseinbrüche während einer der Phasen der noch immer anhaltenden Dünkirchentransgressionen der südlichen Nordsee entstanden ist (Behre, 2008). Nach Norden ist er über das Jadedefahrwasser mit dem offenen Meer verbunden. An der Stelle des gleichnamigen untergegangenen Dorfes (Reinhardt, 1979) steht heute das weithin markant erscheinende Leuchtturm Arngast. Wichtigste Städte in der Region am Jadebusen sind Wilhelmshaven und Varel (Abbildung 13).



Abb. 13: Lage des Jadebusens (Quelle: EUROPÄISCHES SEGEL- INFORMATIONSSYSTEM, www.esys.org).

4. Standorte der Probennahme

4.1 Jadebusen, Siele und das Abwasser der Papier- und Kartonfabrik Varel

Die Sedimentproben (insgesamt 37 Proben) wurden im Januar/Februar 2009 an den Standorten, die in der Abbildung 14 angegeben sind, genommen. Ein van-Veen Greifer (150 cm²) wurde verwendet, um oberflächennahe Sedimente während des Hochwassers zu sammeln. Dieser Greifer hat eine maximale Eindringtiefe in schlammigen Sedimenten von etwa 5 cm, weniger in sandigen Sedimenten.

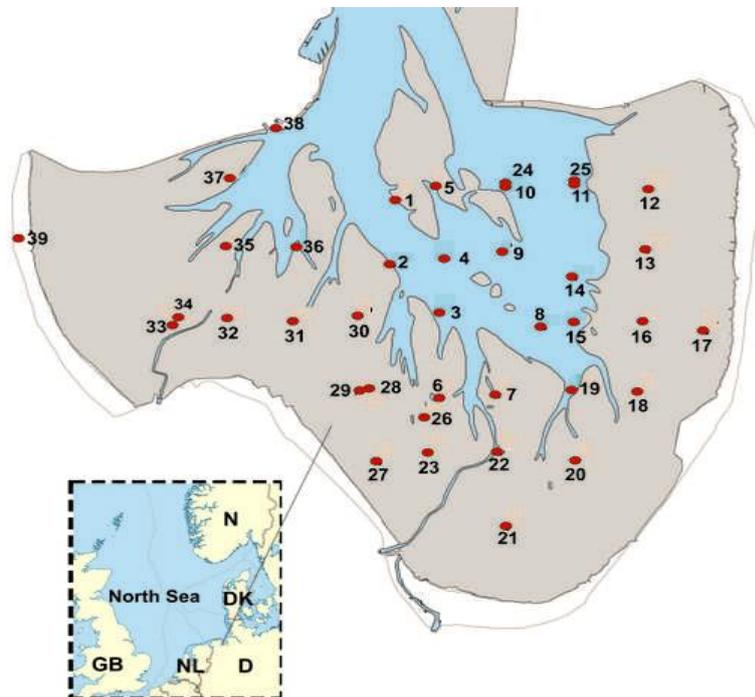


Abb. 14: Die Sedimentprobenstandorte im Jadebusen.

Von April 2011 bis April 2013 wurden Wasserproben von verschiedenen Standorten im Jadebusen gesammelt. Einmal monatlich wurden auf Transekten in der Innenjade und vor dem Hohe Weg-Watt Oberflächenwasser (Abbildung 15). Die Entnahme der Wasserproben erfolgte jeweils bei auflaufendem Wasser an den Seezeichen. Weitere großvolumige Wasserproben wurden in der Otzumer Balje, am Hooksier Außenhafen, im Nassauhafen und in der Norderender Leeke (Zufluss zum Dangaster Tief) genommen.

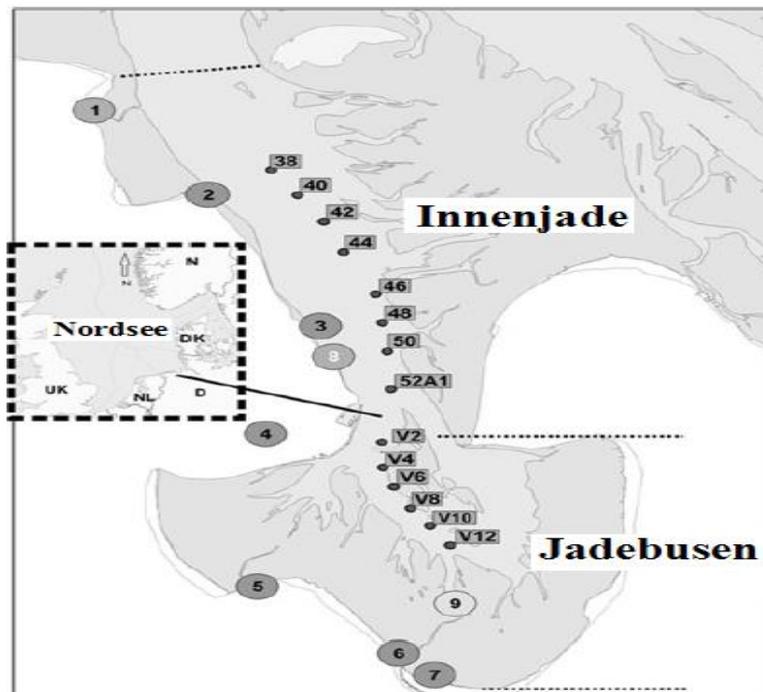


Abb. 15: Oberflächenwasserprobenstandorte im Jadebusen. 1 Wangersiel, 2 Hooksieler Binnentief, 3 Maade, 4 Mariensiel, 5 Dangaster Tief, 6 Vareler Tief, 7 Jade / Wapellersiel, 8 Kläranlage Wilhelmshaven, 9 Abgabestelle der Papier- und Kartonfabrik Varel.

Die Stationen im Jadebusen wurden auf der Grundlage von erhobenen Daten zum Salzgehalt 2000/2001 ausgewählt (Abbildung 16). Diese zeigen deutlich, dass vor allem in den Wintermonaten höherer Süßwassereintrag über die Siele erfolgt.

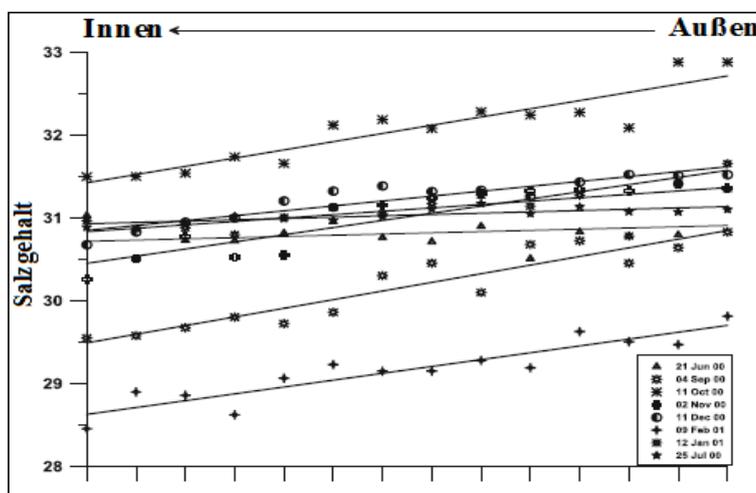


Abb. 16: Salzgehaltsverteilung des Transekts von Tonne V2 auf Tonne 38 (s. Abb.15) (Quelle: Dubaish und Liebezeit, 2012).

Siel-Proben (Standorte von 1 bis 7 in Abbildung 15 wurden am 20. Juli und 12. September 2011 gesammelt. Das Abwasser der Papier-Recycling-Anlage (Station 9 in Abbildung 15) wurde im Mai 2012 entnommen (Abbildung 17). Das Wasser der Station 4 Mariensiel stammt aus dem Ems-Jade-Kanal und gelangt über den Marinehafen südlich von Station 8 in die Innenjade.



Abb. 17: Abwasser aus der Papier-Recycling-Anlage in Varel.

4.2 Die Unterweser

Vom Weserwehr in Bremen bis zur Mündung in die Nordsee wird der Flussabschnitt der Weser als Unterweser bezeichnet (Abbildung 18). Das Vorkommen von suspendiertem Mikroplastik (MP) wurde bei zwei Beprobungskampagnen mit 25 Stationen (S. Anhang 5) im Juli und 22 Stationen im November 2012 im Unterweser-Längsschnitt untersucht. Die Beprobungen erfolgten von Bremerhaven (UW-km 110 im Juli und UW-km 79 im

November) bis zum Wehr Bremen (UW-km – 4). Weiterhin wurden am Ablauf der Kläranlage Seehausen (UW-km 8,5) im Juli und Oktober 2012 Wasserproben genommen.



Abb. 18: Die Orte der Probennahmen in der Unterweser.

4.3 Kachelotplate und Spiekeroog

Die Kachelotplate ist eine Sandbankinsel westlich von Juist (Abbildung 19) und zeigt eine ursprüngliche Dünenbildung mit Pflanzendecke (Wehrmann und Tilch, 2008; Liebezeit, Wehrmann, Hecker und Czeck, 2013; Wehrmann, Schwartz, Hecker und Liebezeit, 2014). Sie gibt Einblicke in die Entstehung von Barriereinseln. Als Ergebnis ihrer exponierten Lage im niedersächsischen Wattenmeer ist die Insel stark von Stürmen betroffen. Sturmfluten treten mehrmals pro Jahr auf und verhindern bislang die Entwicklung eines stabilen Dünengürtels. Von Liebezeit wurde 2008 berichtet, dass sich Makroplastik auf der Kachelotplate angesammelt hat.

Die Insel Spiekeroog ist andererseits eine voll entwickelte Düneninsel und stellt eine typische in ihrem von Nord nach Süd gestaffelten Aufbau von Sandstrand, Dünenketten und festlandseitigen Salzwiesen mit Übergang zum Watt vorgelagerte Insel in einem mesotidalen System dar (Flemming und Davis, 1994).

Die Insel weist im Innern einen Vegetationsgürtel auf bis zu 25 m hohen Dünen auf, in den Dünentälern durchsetzt mit teilweise kleinen Wäldern aus Erlen, Birken und Eichen. Wie alle ostfriesischen Inseln „wandern“ die Inseln, mehr oder weniger stark, von West nach Ost und müssen durch aufwendige Schutzvorrichtungen vor diesen

Verlagerungstendenzen geschützt werden. Der östliche Teil der Insel, die sogenannte Ostplate, hat eine west-östliche Länge von ca. 7 km und eine nord-südliche Ausdehnung von etwa 2,5 km. Sie ist von Salzwiesen, der nördliche Teil in großen Bereichen von kleinen und jungen Primärdünen sowie ausgedehnten Brackwasserflächen bedeckt.

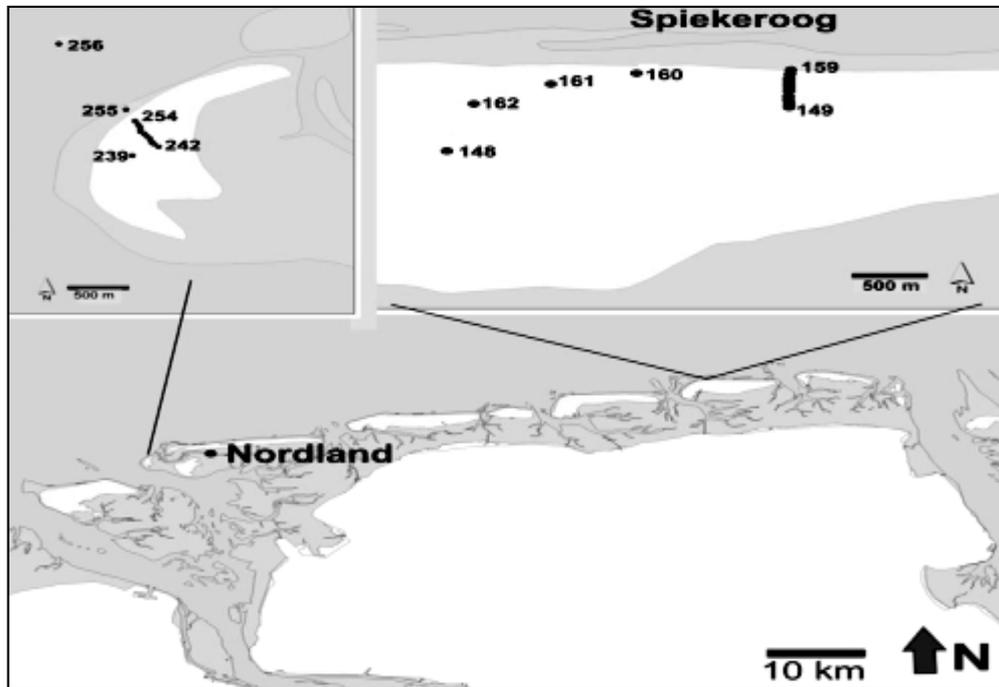


Abb.19: Standort der Probennahmestellen im niedersächsischen Wattenmeer.

5. Material und Methoden

5.1 Allgemeine Vorgehensweisen

Abbildung (20) stellt vereinfacht alle Arbeitsschritte von der Probennahme bis zur anschließenden Sortierung von Mikroplastik dar und gibt Dichtebestimmung, Filtration, Siebvorgänge und visuelle Sortierung unter dem Mikroskop wieder. Diese vier Hauptschritte sind während der Laborverarbeitung der Proben zu unterscheiden. Die Untersuchungen wurden in der Arbeitsgruppe Meereschemie des ICBM durchgeführt. Zum besseren Verständnis werden aber auch alle weiteren Arbeitsschritte beschrieben.

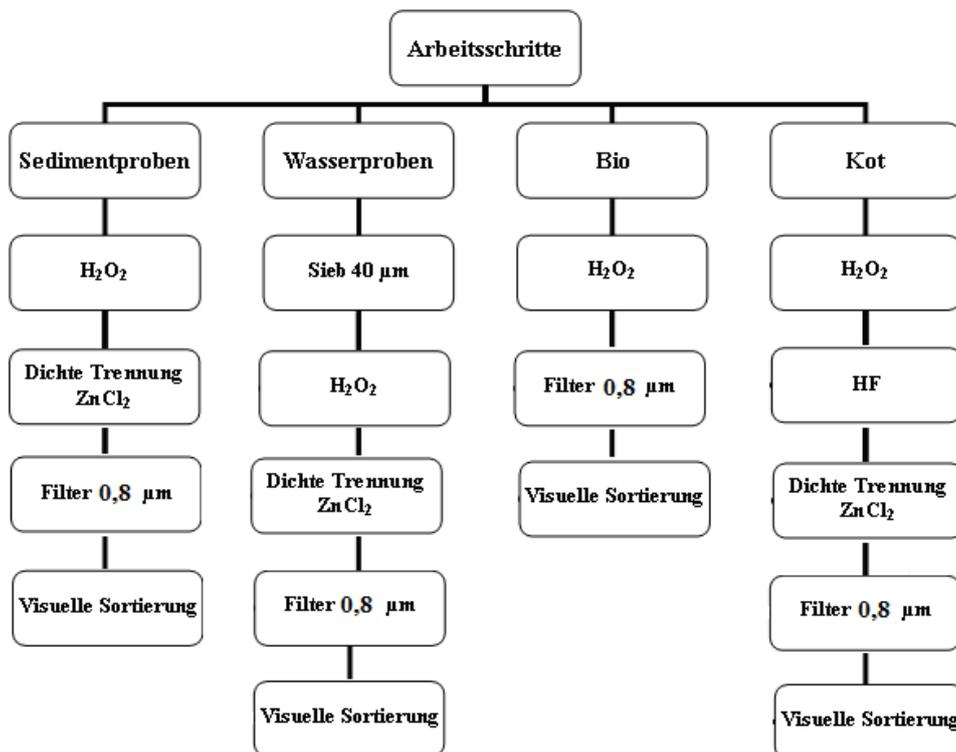


Abb. 20: Vereinfachtes Aufarbeitungsschema.

5.2 Probennahmezeitraum

Im Zeitraum von April 2011 bis März 2013 wurden Proben aus den wichtigsten marinen Umgebungen (Meeresoberflächenproben, Wassersäule, Sediment, Mägen juveniler Fische und Muscheln) von verschiedenen, ausgesuchten Standorten im niedersächsischen Wattenmeer, der Unterweser und den Sielen entnommen.

5.3 Probennahme und Probenvorbereitung

Es gibt verschiedene Methoden der Beprobung, Identifizierung und Quantifizierung von Mikroplastik in der marinen Umwelt.

Die Untersuchung der Meeresverschmutzung durch Mikroplastikpartikel erfordert somit unterschiedliche Maßnahmen: Die Masse der Proben ist in der Regel von der Oberfläche der Sedimente entnommen. Die volumenreduzierenden Entnahmen sind in der Anzahl geringer (vgl. Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Die der Plastikpellets sind oft selektiv, weil ihre Größenbereiche (von 1-6 mm Durchmesser) leicht erkennbar und sie daher mit dem bloßen Auge in der Umwelt sichtbar sind. Allerdings besteht die Gefahr, dass Partikel mit Sand, organischem Material oder Müll gemischt sind oder keine charakteristischen Formen haben.

Die Großproben‘ oder ‚Gesamtproben‘ (engl. bulk samples) konnten wegen zu großer Mengen an Mikroplastik nicht mikroskopisch quantifiziert werden, weil sie mit Schmutzpartikeln belastet waren. Stattdessen wurde die Möglichkeit genutzt, das Volumen der Sediment- und Wasserproben durch Sieben bzw. Filtrieren oder die Verwendung von Netzen so zu reduzieren, dass nur die im Hinblick auf aussagekräftige Ergebnisse relevante Fraktion weiter untersucht wurde.

5.4 Wassergehalt der Sedimentprobe und Trockenraumdichte

Der Wassergehalt der Sedimentprobe wurde für alle Proben bestimmt. Dieser ist das Verhältnis der Masse des im Sediment vorhandenen Wassers zur Masse der trockenen Probe. In Sedimenten sind der natürliche Wassergehalt und damit die Verdichtbarkeit ein entscheidender Faktor zur Bestimmung der Konsistenz. Die Beschaffenheit des Oberflächensediments ist ein wichtiger Faktor in der Besiedlung von Organismen und des Austausches von Sedimentwasser.

5.5 Dichte- Trennung

Die Aufschlammung erfolgte in der vorliegenden Arbeit mit Zinkchlorid-Lösung (Dichte $1,5 \text{ g cm}^{-3}$), da diese nach langjähriger Forschung durch Professor Liebezeit und auch nach persönlicher Erfahrung die besten Trennungsergebnisse bringen. Zur der Zeit, als unsere Studien zur Erforschung von Mikroplastik angingen, gab es das Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (FTIR) an unserem Institut noch nicht. (Abbildung 21).

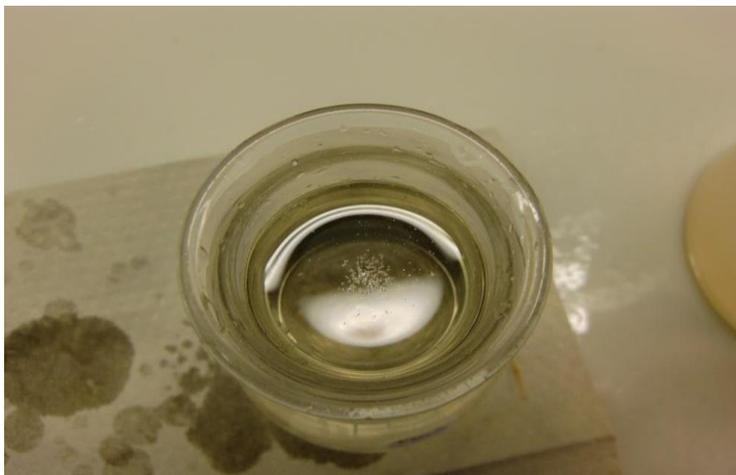


Abb. 21: An der Oberfläche der ZnCl_2 -Lsg. schwimmende Partikel

Folgende Tabelle 6 zeigt einige Polymerarten die im Meerwasser gefunden werden können und ihre typische Dichte in Produkten, sowie mögliche Lösungen für die Dichtentrennung:

Tab. 6: Dichten von Kunststoffen und Lösungen (Quelle: Hidalgo-Ruz, 2012; Franck, 2006).

Polymertyp/Lösungen	Dichte (g cm^{-3})	Anwendungsbeispiel
Polypropylen (PP)	0,85 – 0,92	Verpackungen
Polyethylen, geringe Dichte (LDPE)	0,89 – 0,94	Plastiktüten, Folien
Polyethylen, hohe Dichte (HDPE)	0,95 – 0,98	Flaschen, Kosmetikbehälter
Wasser	1	
Seewasser	1,025	
Polyamide (PA) / Nylon	1,01 – 1,16	Netze, Seile
Polystyrol (PS)	1,04 – 1,08	Verpackungen, Isoliermaterial
Konz. Salzlösung (NaCl)	1,2	
Polyvinylchlorid (PVC)	1,19 – 1,41	Rohre, Spielzeug
Chloriertes PVC	1,47 – 1,55	
Polyester	1,24 – 2,3	Kleidung, Ausrüstung
Polyethylen – Terephthalat (PET)	1,34 – 1,39	Getränkeflaschen
Natriumpolywolframat	1,4	
Zinkchlorid (ZnCl_2)	1,5	
Quarz (Sediment)	~ 2,65	

Wie der Tabelle zu entnehmen ist, haben nur Polypropylen und Polyethylen eine geringere Dichte als Wasser und schwimmen daher in diesem. Zur Aufschlammung von Polyamiden, Polystyrol und Weich-Polyvinylchlorid (PVC) benötigt man mindestens konzentrierte Salzlösung. Sollen auch Hart-PVC, Polyester und Polyethylen-Terephthalat (PET) erfasst werden, sind Schwerflüssigkeiten wie Natriumpolywolframat oder Zinkchlorid (ZnCl_2) nötig.

Die typische Dichte von Sediment (Quarz) liegt bei $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ (Ulrich, 2009). Da dieses bei der Dichtentrennung sedimentieren soll, darf die Dichte der Lösung diesen Wert nicht überschreiten.

Die verwendete Zinkchlorid-Lösung erfüllt die Anforderungen an die Dichte und eignet sich auch aufgrund ihrer nur gering toxischen Eigenschaften für die Laboranalyse. Nachteilig ist der hohe Preis zu bewerten.

Als schwierig bei der Abtrennung der Plastikpartikel stellte sich heraus, dass besonders in Sedimenten, die einen größeren Anteil an Feinkorn enthielten, aufgrund der Anwesenheit von organischem Material und den auftretenden van der Waals-Wechselwirkungen ein nicht unbeträchtlicher Teil der Tonfraktion spezifisch leichter wurde und sich zusammen mit dem Mikroplastik an der Oberfläche der Aufschlammung fand. Der Einsatz von Tensiden löste diese Schwierigkeit, allerdings nicht ganz befriedigend. Hier sind weitere Optimierungsschritte notwendig, um reine(re) Plastikproben zu erhalten.

5.6 Probennahme Material und Methode

5.6.1 Wasserproben

Vom Oberflächenwasser wurden 100 ml mit einem Handwasserschöpfer entnommen und über einen $0,8 \mu\text{m}$ -Polycarbonatfilter gefiltert und der Rückstand mit destilliertem Wasser aufgespült. Jeweils 10 L - Wasserproben wurden aus einer Tiefe von 0,5 m mit einer Tauchpumpe über einen Siebsatz (500, 250, 125, 63 und $40 \mu\text{m}$) gepumpt und der Rückstand mit destilliertem Wasser in 100 ml PE-Flaschen gespült. Die Wasserproben wurden bei 40°C getrocknet und der Rückstand mit 30 %-iger Wasserstoffperoxidlösung in 50 ml Erlenmeyerkolben bei 40°C zur Entfernung natürlicher organischer Partikel über Nacht behandelt.

Nach dem Trocknen wurden über Nacht bei Raumtemperatur eventuell noch vorhandene anorganische Partikel mit 30 %iger HF entfernt. Der im Mikroplastik enthaltene Rückstand wurde nach Verdünnung der Säure mit deionisiertem Wasser über graue, mit einem 3,1 mm-Gitternetz versehene Cellulosenitratfilter mit einer Porenweite von 0,8 μm filtriert und gründlich mit deionisiertem Wasser gespült. Die Filter wurden bei Raumtemperatur getrocknet und in einer Petrischale verschlossen. Schließlich erfolgte die Auszählung der Mikroplastik-Teilchen im Filtrerrückstand unter dem Binokular bei 40-facher Vergrößerung. Es wurden keine Versuche gemacht um Faserlängen oder Polymertypen zu bestimmen.

5.6.2 Sedimentproben

Die Oberflächensedimente wurden mit einem handbetriebenen van Veen-Greifer (150 cm^2 Fläche) beprobt. Dazu wurden jeweils etwa 500 g feuchtes Sediment bis zu etwa 5 cm Tiefe entnommen und intermediär in PE-Beutel abgefüllt. Das in einigen Proben gefundene grobe Material (Pflanzenreste, Blätter) musste manuell entfernt werden. Nach Trocknung bei 60 °C wurde das Sediment in einem Achatmörser von Hand zermahlen und eine feuchte Unterprobe zur Bestimmung des Wassergehalts benutzt. Die Bestimmung des Wassergehalts erfolgte durch Differenzwägung bei Trocknung unter einer Temperatur von 70 °C. Jeweils 5 g trockenes Sediment wurde mit 20 ml 30 %iger H_2O_2 , in mehreren Schritten zur Entfernung natürlicher organischer Partikel über Nacht bei Raumtemperatur behandelt. Da nicht ausgeschlossen werden konnte, dass neben suspendiertem Mikroplastik auch $>40 \mu\text{m}$ Sandkörner trotz einer Dichte von $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ auf die Filter gelangt waren, wurde untersucht, inwieweit sich unbehandelte Proben von solchen unterscheiden, die zur Entfernung von Quarzpartikeln mit 30 %iger Flusssäure behandelt wurden (24 h, Raumtemperatur). Tatsächlich fanden sich nach der Behandlung deutlich weniger Granulate auf den Filtern (Abbildung 22). Nach erneuter Trocknung wurde das Sediment mit 50 ml Zinkchloridlösung (ZnCl_2 , der Dichte $1,52 \text{ g/cm}^3$) aufgeschlämmt und nach 15 Minuten im Ultraschallbad über Nacht stehen gelassen. Die so an die Flüssigkeitsoberfläche gebrachten, spezifisch leichteren Partikel wurden vorsichtig abgesaugt und dann über $0,8 \mu\text{m}$ Polycarbonatfilter gefiltert. Die Filter wurden mehrfach

mit destilliertem Wasser gespült und bei Raumtemperatur getrocknet und unter einem Binokular ausgezählt.

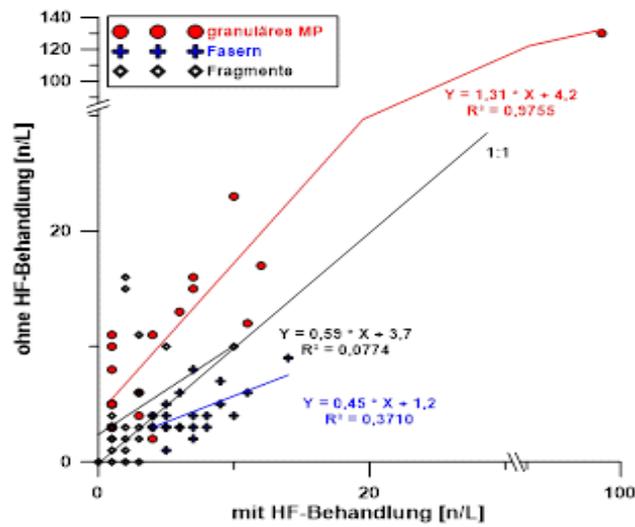


Abb. 22: Vergleich von mit und ohne Flußsäure behandelten Proben.

5.6.3 Fischmägen

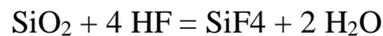
Die Beprobung der verschiedenen Fischarten Stint (Osmeridae), Heringe, Finte (Clupeidae), Wittling (Gadidae), Sardellen, Scholle (Pleuronectidae), Sandgrundel (Gobiidae), Seezunge (Soleidae), Großer Scheibenbauch (Liparidae) (Tabell 7) erfolgte am 23.06.2011 und 27.06.2012 im Jadebusen (TonneV8), wozu sie mit einem Hamennetz gefangen wurden.

Tabelle (7) : Fischarten und ihre Ernährungsweise

Fischarten	Gattung	Nahrung
Stint	Osmerus	Kleine Planktonkrebse, Bodentiere und Jungfische der eigenen Art.
Heringe	Clupeoidei	Copepoden, kleine Krebse, die im Plankton leben; frisst jedoch auch kleine Krabben und Fische.
Finte	Alosa	kleinen planktonische Krebstiere.
Wittling	Merlangius	verschiedene Krebstiere, Weichtiere, Fische und Würmer.
Sardellen	Clupeoidei	Plankton.
Scholle	Pleuronectes	Borstenwürmer, Kleinkrebse, dünnschalige Muschel, Schnecken und Wattwürmer.
Sandgrundel	Pomatoschistus	bodenlebende Krebstiere, Würmer, Mückenlarven und andere Wirbellose.
Seezunge	Solea	Borstenwürmer, dünnschalige Muscheln und kleine Krebstiere.
Großer Scheibenbauch	Liparis	Krebstiere, daneben auch kleine Fische und Vielborster.

Die Präparierung der Mägen und Analyse vollzog sich im Labor. Dabei wurde nach granulärem Mikroplastik und Fasern differenziert. Fragmente wurden wegen vermuteter Chitinelemente in der Nahrung nicht ausgewertet. Auch wurde auf Versuche zur Bestimmung von Größe oder Polymertyp verzichtet.

Nach Bestimmung von Länge und Standardlänge der Fische (Abbildung 23) wurde der Magen-Darm-Trakt entfernt. Mägen von Jungfischen sind eher klein, weshalb das ganze Organ mit 30 % H_2O_2 oxidiert wurde. Diese Behandlung wurde fünfmal zur Entfernung natürlicher organischer Partikel wiederholt. Der Rückstand wurde über einen $0,8 \mu\text{m}$ Cellulosenitratfilter (s.o) filtriert und mit 30 %iger Flusssäure benetzt, um eventuell vorhandene anorganische Partikel zu entfernen. Flusssäure (HF) ist als einzige Säure in der Lage, Quarz aufzulösen.



Die Filter wurden mit destilliertem Wasser gespült und unter einem Binokular wurden die Filter ausgezählt.

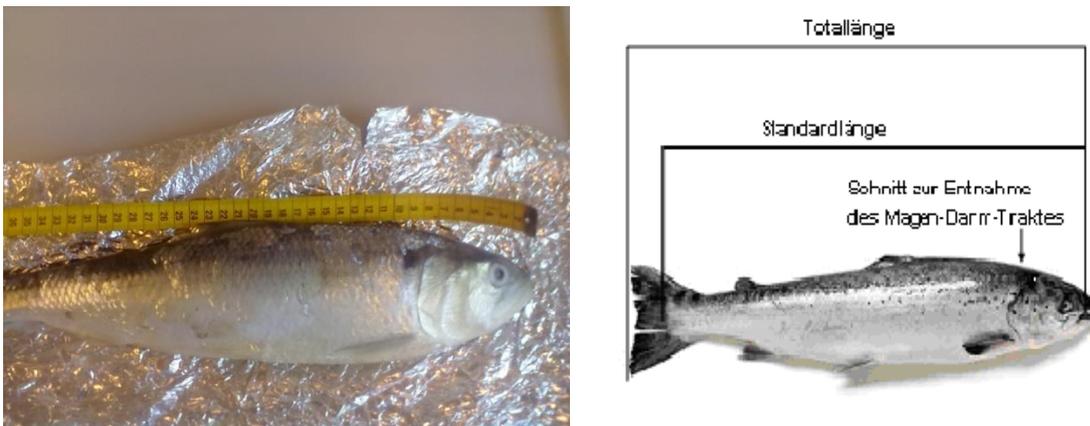


Abb. 23: Totallänge und Standardlänge der Fische.

5.6.4 Miesmuscheln und Austern

Nach Bestimmung der Schalenlänge mit einem Lineal wurden die Miesmuscheln und Austern gesäubert und die Schalen geöffnet. Die Organe von Miesmuscheln oder Austern wurden mit einem scharfen Messer von der Schale abgetrennt und der Hepatopankreas isoliert. In einer Petrischale wurde mit einer Schere der Pankreas aufgeschnitten und sein Inhalt in einen 50 ml Erlenmeyerkolben mit 30 %iger H_2O_2 gespült. Dieses wurde mehrfach wiederholt, um natürliche organische Partikel zu entfernen. Der Rückstand wurde über einen $0,8 \mu\text{m}$ Filter (s.o) filtriert und mit 30 %iger Flusssäure benetzt, um eventuell vorhandene anorganische Partikel zu entfernen. Die Filter wurden in mehreren Schritten mit destilliertem Wasser gespült, dann luftgetrocknet und unter einem Binokular ausgezählt.

5.6.5 Methoden zur Qualitätssicherung von Analysenverfahren (Wiederfindungsrate)

Alle verwendeten Chemikalien waren von p.A.-Qualität (VWR). Da in der Laborluft in geringen Mengen Fasern vorkommen können, wurde der Kontakt der Proben bzw. der Aufarbeitungen mit Raumluft so kurz wie möglich gehalten. Alle eingesetzten Glasgefäße wurden mit Parafilm oder Uhrgläschen abgedeckt, die Dosen zum Aufbewahren der Filter nur zum Einlegen und Mikroskopieren geöffnet. Beim Testen im Laborraum wurde während der Verarbeitung der Proben ein Filterpapier in die saubere Petrischalen aus Glas gelegt. Nur eine bis drei Fasern wurde aus der Raumluft im Labor gefunden, was sehr gering war. Der Raum war demnach nicht kontaminiert.

Ebenso wurde der Hahn mit einem (5 µm) Filter ausgestattet, durch Ausführen des Leitungswasser wurde durch ein 32 µm Sieb geprüft, 1 h pro Tag. Bei keinem dieser Test wurden synthetische Mikrofasern gefunden.

Während der Probennahme und während der Verarbeitung im Labor wurde vermieden Polyester- Kleidung (Fleece-Jacken, Polyester Labormäntel, etc.) zu tragen, weil das die Proben kontaminieren könnte.

Die Wissenschaftler trugen 100% Naturfaser -Kleidung, bedeckt mit einem sauberen Kessel Anzug, aus 100% weißer Baumwolle, Laborkittel und Kopftuch. Der Kessel Anzug und der Labormantel wurden in einem extra Labor gehalten, solange sie nicht im Labor in Gebrauch waren, Es ist auch wichtig, alle Geräte aus Kunststoff (Siebe, Spritzflasche, etc.) vor dem Gebrauch zu inspizieren, um sicherzustellen, dass aus diesen Materialien keine Kontamination der Umweltproben erfolgen kann. Siebe sollten vor und nach dem Gebrauch gewaschen und beschallt werden.

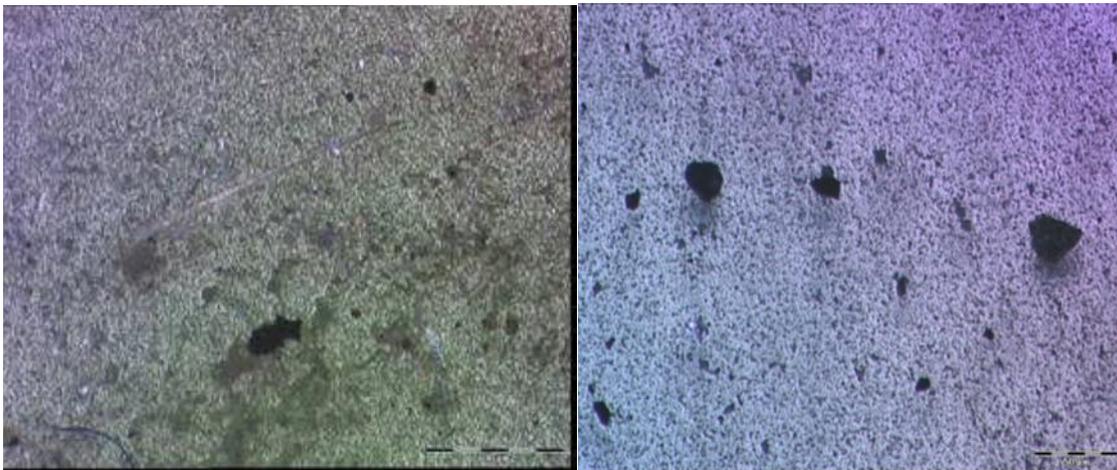
Zur Kontrolle der Arbeitsmethode mit Zinkchlorid-Lösung (Dichte 1,5 g cm⁻³) wurden Sedimentproben in geglühtem und ungeglühtem Zustand miteinander verglichen, um die besten Trennungsergebnisse herauszufinden. Tabelle 8 zeigt, dass die Proben mit geglühtem Sediment keine Partikel aufwiesen. Nach Hinzugabe von Zinkchlorid-Lösung wurden nur die Plastikpartikel aufgeschwemmt.

Tab. 8: Dichte- Trennung mit Zinkchlorid-Lösung (Dichte 1,5 g cm⁻³).

Proben	Granulat [n/l]	Faser [n/l]
ungeglüht Sediment	7	5
geglüht Sediment	0	0

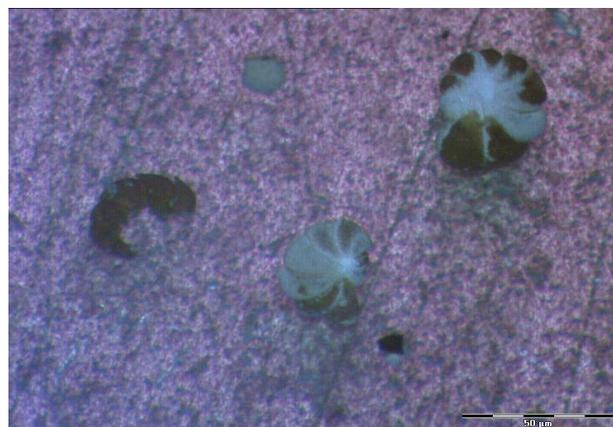
Methodische Schwierigkeiten

In der relevanten Literatur bleibt allgemein die gleichzeitige Isolation biogener und nicht biogener Partikel unerwähnt. Diese erschwerte folglich eine quantitative Erfassung des Mikroplastiks. Neben Mikroplastikteilchen finden sich in den untersuchten Sedimenten vor allem Rußpartikel und biogene Elemente wie Foraminiferenschalen (Abbildung 24).



Faser, Rußpartikel

Rußpartikel



Foraminiferen

Abb. 24: Fraktion <1,5 g/cm³ von Sedimentproben aus dem Jadebusen.

Mechanisches Sortieren ist wegen der Kleinheit der hier gefundenen Teilchen sehr zeitaufwendig. Es musste deshalb versucht werden, mit Oxidationsmitteln verschiedener Stärke (z.B. 30 % H₂O₂) eine selektive Entfernung des organischen Anteils zu erreichen.

Die große Menge an ausgezählten farblosen Granulaten auf den Filtern ließ vermuten, dass Quarz trotz seiner Dichte von 2,65 g cm⁻³ auf die Filter gelangt war. Um eine irrtümliche Mitzählung von Quarzgranulat (damit eine Verwechslung mit Plastik) zu vermeiden, wurden nachträglich alle Filter mit Flusssäure behandelt.

Auch die Erkennung und Quantifizierung von Mikroplastik ohne teure technische Hilfsmittel ist schwierig und hängt im hohen Maße von der individuellen Urteilsfähigkeit der untersuchenden Person ab. Die Bestimmung wurde auf der Grundlage von Merkmalen wie Glanz, helle oder spezifische unnatürliche Farben, Formen und Strukturen und eine spezifische elastische Konsistenz oder Härte von Partikeln getroffen (Abbildung 25). Zur angestrebten Identifikation dieser Eigenschaften war die Benutzung einer geeigneten Pinzette notwendig.

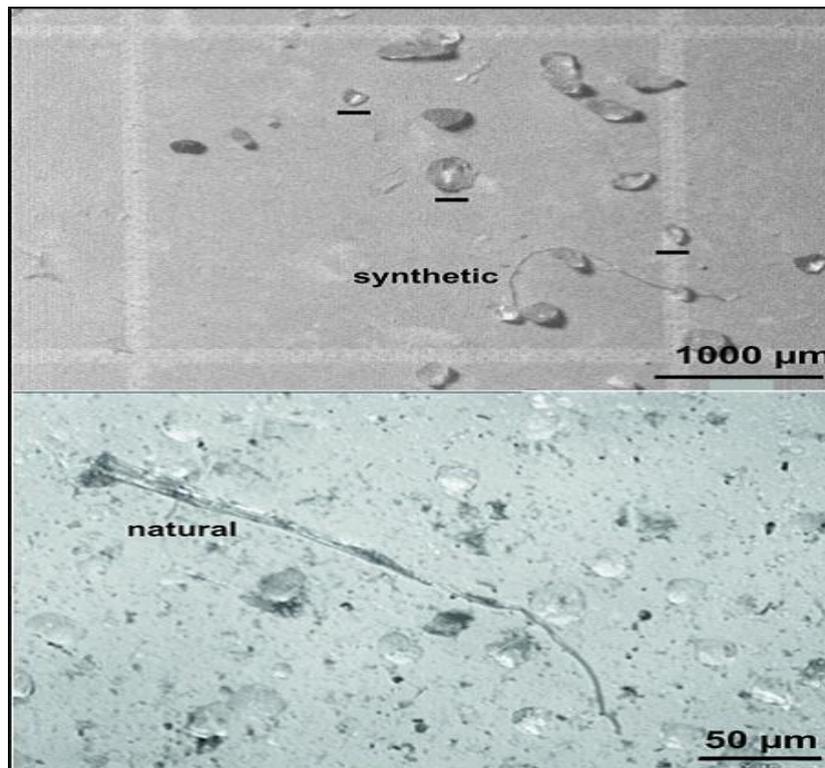


Abb. 25: Granuläres Mikroplastik, natürliche und synthetische Fasern nach oxidativer Behandlung.

Vergleich von mikroskopischen Methoden mit spektroskopischen Methoden

Dekiff et al. untersuchten 2014 auf einer 500 m langen Strecke der Nordseeinsel Norderney mit Plastikabfall kontaminierte Sedimente. Untersucht wurde auch die Korrelation von Mikroplastik zu sichtbaren Plastikteilchen (>1 mm). Es wurden 36 kleine Mikropartikel pro kg Sedimentproben extrahiert und sowohl durch visuelle mikroskopische Untersuchung als auch teilweise durch Pyrolyse-GC/MS analysiert. Die mittlere Anzahl Mikroplastikteilchen der drei Probenahmestellen (n = 12) betrug 1,7, 1,3 und 2,3 Partikel pro kg trockenes Sediment. Diese Mikroplastikteilchen wurden als Polypropylen, Polyethylen, Polyethylenterephthalat, Polyvinylchlorid, Polystyrol und Polyamid identifiziert. Als additives organisches Plastik wurden Benzophenon, 1,2-Benzoldicarbonsäure, Dimethylphthalat, Diethylhexylphthalat, Dibutylphthalat, Diethylphthalat, Phenol und 2,4-Di-tert.-butylphenol gefunden. Die Partikel waren ziemlich homogen verteilt, aber die Mikroplastikteilchen korrelierten nicht mit dem sichtbaren Plastikabfall (Dekiff *et al.* 2014).

Dieser Befund unterstreicht die Wichtigkeit der Verifizierung des synthetischen Polymerursprungs des Mikroplastiks. Ein brennendes Problem bezüglich der aktuellen Mikroplastikforschung ist daher die Erstellung von Standards, die es erlauben, verlässliche Daten über Konzentrationen von mikroskopisch kleinen Partikeln und der beteiligten Polymere mit analytischen Labortechniken, wie Mikro-FTIR oder Mikro-Raman-Spektroskopie, zu bewerten (Löder und Gerds 2015). Die Spektroskopie ist der Mikroskopie überlegen, weil sie mit Sicherheit die chemischen Unterschiede des Plastiks identifizieren kann.

6. Ergebnisse und Diskussion

In allen untersuchten Proben wurden mikroplastische Teile gefunden. Die kompletten Ergebnisse finden sich im Anhang in tabellarischer Form.

6.1.1 Im Jadebusen

In den Sedimentproben dominierten deutlich kugelförmige Granulate, während in fast allen Wasserproben erkennbar Fasern und in geringer Zahl granuläre Partikel gefunden wurden. Fragmente von Folien waren nur selten auffindbar. In den Fischen, Muscheln und Seehund-Faeces dominierten hingegen Fasern (Abbildung 26).

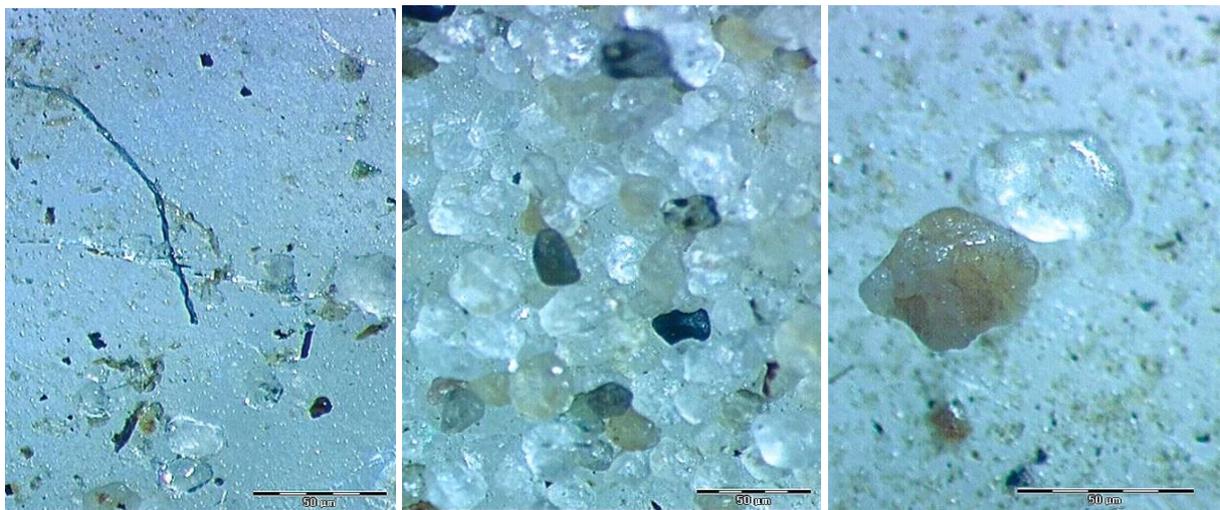


Abb. 26: Mikroplastiktypen aus Sedimentprobe.

In den Oberflächenwasserproben fanden sich im Mittelwert Mikroplastik von 64 ± 194 Granulate [n/I] und 88 ± 82 Fasern [n/I]. Dabei betrug der Minimalwert 0 [n/I], der Maximalwert 1770 [n/I]. Die Proben mit der höchsten Anzahl von Fasern und Granulaten waren dabei jeweils nicht identisch (Tabelle 9).

Tab. 9: Statistische Daten für Mikroplastik in Wasserproben.

	Granulate	Fasern
Mittelwert \pm 1 SD [n/I]	64 ± 194	88 ± 82
Minimum [n/I]	0	0
Maximum [n/I]	1770	650
Gesamtproben (%)	64	96,9

Ergebnisse und Diskussion

Granuläre Mikroplastikpartikel traten am deutlichsten im landseitigen Teil des Längs-Transekts auf (Abbildung 27). Einmal, am 28. September 2011, wurde die besonders hohe Zahl von mehr als 1.000 Partikel/l an den Stationen V8 und V2 gemessen, diese Standortproben (V8 und V2) stammen aus der Kläranlage Wilhelmshaven und Hooksieler Binnentief. Beide sind eine große Wassereinleitung in den Jadebusen (Abbildung 28).

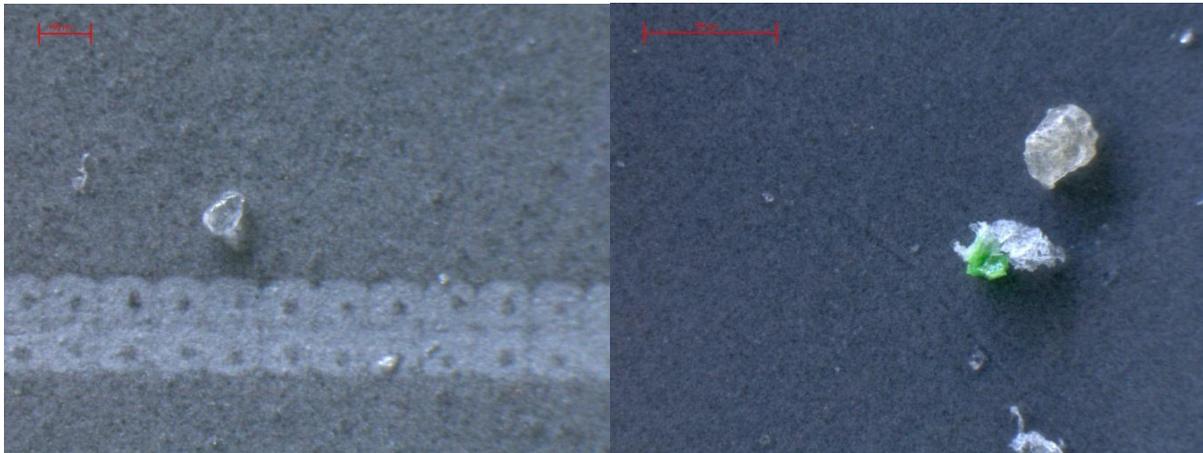


Abb. 27: (Links: Granulat) (recht: grünes und farbloses Granulat)

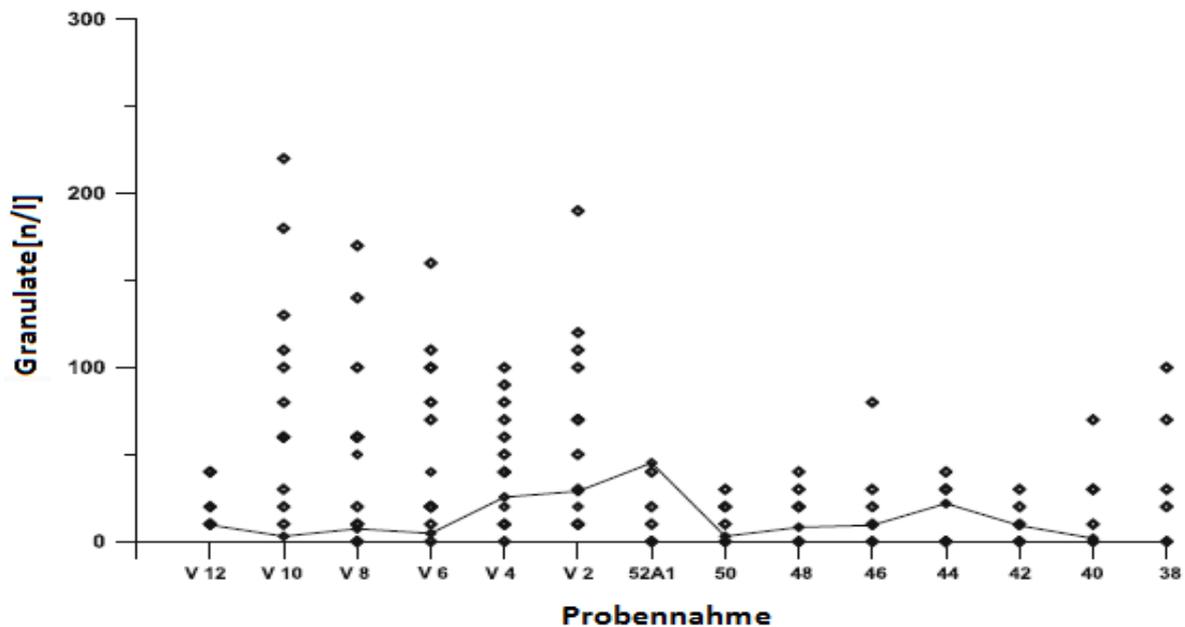


Abb. 28: Granuläre Partikel vom Jadebusen (V12) bis zur Innen Jade (38); Juli bis September 2011, April 2012. Zur Lage der Stationen s. Abb. 15.

Ergebnisse und Diskussion

Obwohl die Parameter der Gezeitenvariabilität des Planktons und anderer Partikel beschrieben wurden (Fegley *et al.*, 1992; Liebezeit *et al.*, 1994; Grossart *et al.*, 2004), konnte eine quantitative Abhängigkeit des Mikroplastiks vom Gezeitenzustand nicht festgestellt werden. Allerdings konnte an der Station V8 im Jadebusen ein Gezeitenzyklus für Mikroplastikpartikel und für Plankton insgesamt (Fegley *et al.*, 1992) nicht gefunden werden (Liebezeit, 2012).

Fasern wurden überwiegend an dem seewärtigen Ende des Transekt gefunden. Der Größenbereich lag zwischen $<100 \mu\text{m}$ und etwa 1 mm, obwohl gelegentlich auch längere Fasern gefunden wurden (Abbildung 29).



Abb. 29: lange farblose

Die Inhalte waren meist <100 Partikel/l, ein anderes Mal im September 2011 wurden bis zu 270 Fasern/l bestimmt (Abbildung 30).

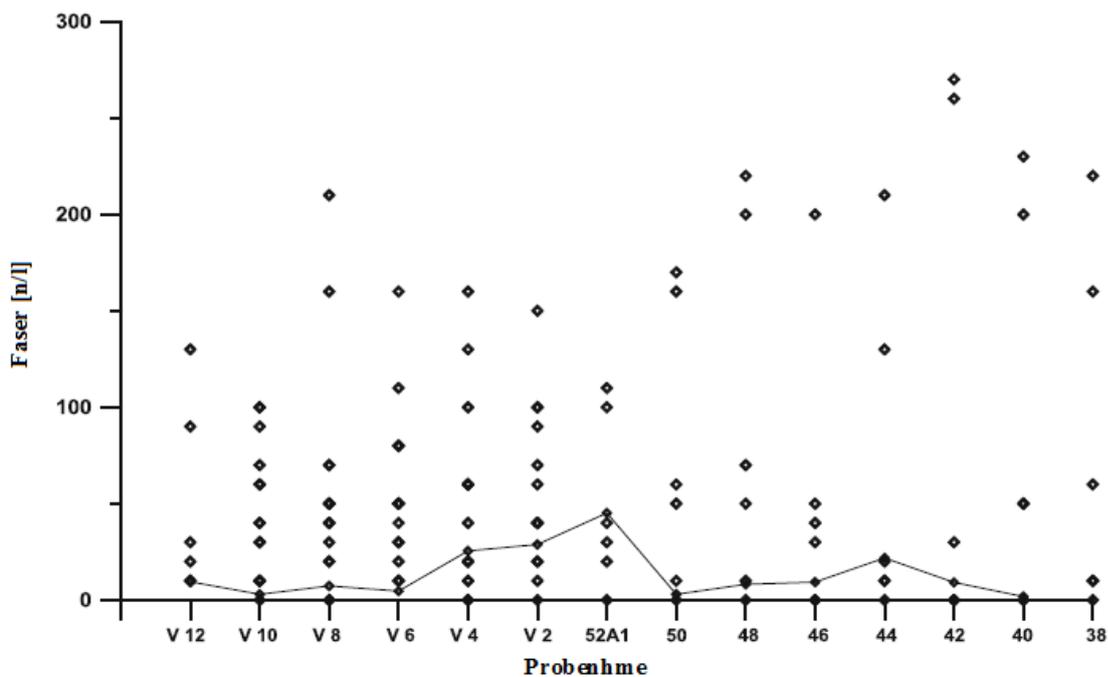


Abb. 30: Faserpartikel vom Jadebusen (V12) bis zur Innen Jade (38); Juli bis September 2011, April 2012 Transekt. Zur Lage der Stationen s. Abb. 15.

Diese Ergebnisse legen nahe, dass die Meeresküsten die Hauptquelle der Faserpartikel sind. Der Ursprung der Fasern könnte Material von Seilen sein. Die Küsten der Nordsee unterliegen starkem Schiffsverkehr und im Gegensatz zum Jade-System enthält sie mehr weggeworfenes Seilmaterial. Andererseits berichteten Browne *et al.* (2011), dass eine erhebliche Anzahl Fasern aus Textilien von Polyester und Acryl stammen, gelangt aus Waschmaschinen und in die aquatische Umwelt durch Kläranlagen geleitet. Eigene Experimente zeigen, dass zwischen 220 und 260 mg Fasern aus einem 660 g Polyester-Kleid / Wäsche gefunden wurden.

Im Gegensatz zu anderen Berichten wurden in unserer Untersuchung keine Partikel im Millimeterbereich festgestellt. Größere Mikroplastikpartikel in den Küstengebieten stammen häufig von beim Transport verloren gegangenen pre- production pellets (McDermid und McMullen, 2004). Es gibt zwar die Produktion und den Transport von PVC in Wilhelmshaven, die EVC-Deutschland GmbH. (2011). Das Produkt wird aber in Pulverform transportiert. Daher sollten größere Pellets mit Millimetergrößen nicht vorhanden sein. Das meiste granuläre Material lag bei <100 μm , während nur gelegentlich größere Pellets mit Größen bis zu 300 μm auftraten.

Fasern treten auch allgegenwärtig in der Atmosphäre auf. Der Niederschlag in Wilhelmshaven hatte einen mittleren Gehalt von 18,1 (Bereich 1,1-36,6 / L) farbiger Fasern und 3,7 (Bereich 0-9,6) farbiger Fragmente pro Liter Regen (n = 10; G. Liebezeit, nicht veröffentlichte Ergebnisse). Mit einem mittleren Niederschlag in Deutschland von $797 \pm 105 \text{ L} / \text{m}^2$ (1981 bis 2010; Trömel und Schönwiese, 2011) wird eine beträchtliche Menge an synthetischen Partikeln auf allen terrestrischen Oberflächen abgeschieden.

In den Sedimentproben dominierten deutlich kugelförmige Granulate. Die größte Anzahl der Granulate von 1029, 622 und 337 n/5 g wurde in den Proben JB-35, JB-16 und JB-27 gefunden und die kleinsten Anzahlen 8, 10 und 11 n/5 g waren in den Proben JB-20, JB-33 und JB-15 (Abbildung 31). Man beobachtet, dass die größte Anzahl an Granulaten in den Sedimentproben (westlich des Jadebusens) (s. Abbildung 14) zu finden ist, wohl weil dort der Eintrag der Abwässer aus Wilhelmshaven und der Süßwässer aus landwirtschaftlichen Aktivitäten des Umlandes ist. Dabei betragen die Faserpartikel in den Sedimentproben des Jadebusens zwischen 2 und 11 n/5 g. Die größte Anzahl an Faserpartikeln wurde in den Proben JB-07 gefunden. Dieser Probestandort liegt im südlichen Jadebusen, in der Nähe des Vareler Tiefs, dort wo der Abwassereintrag der Papier-Recycling-Anlage liegt (s. Abbildung 14).

Der Tidenhub des Jadebusens ist mit mehr als 3,5 m der größte an der norddeutschen Küste, wobei innerhalb von 6,5 Stunden rund 900 Mio. m^3 Meerwasser durch die Jade fließen (Obrocki *et al.*, 2012). Dieser starke Tidenhub bewirkt nicht nur einen effizienten Wasseraustausch mit dem offenen Meer, sondern transportiert auch ca. $3.5 \times 10^6 \text{ m}^3$ Sediment jährlich aus der Nordsee (Irion, 1994). Die Gezeiten-Welle breitet sich von Westen nach Osten aus (Grabemann *et al.*, 2004). Da der Eintrag von Süßwasser in den Jadebusen gering ist, ist der Wasseraustausch mit dem offenen Meer nur wenig eingeschränkt und die Hydrographie der Bucht wird durch das Wasser der deutschen Bucht kontrolliert (Grabemann *et al.*, 2004). Die Sedimente der nordwestdeutschen Küstengebiete mit seinen Inseln, dem Wattenmeer und Sümpfen sind vergleichsweise jung (Dellwig *et al.*, 2000) und sind charakterisiert durch einen holozänen Sedimentkörper, welcher auf pleistozänen Sanden lagert (Obrocki *et al.*, 2012). Die Sedimenttypen des Jadebusens weisen unterschiedliche Sedimentzonen von Sand-, Misch- und Schlickwatt auf (Obrocki *et al.*, 2012). Das Schlickwatt befindet sich meist in Küsten- und Landnähe, wo Strömungsarmut vorherrscht. Sandwatt befindet sich entfernt von der Küste, an der Grenze zum Niedrigwasser, wo die Seegang- und Strömungsenergien den stärksten Einfluss haben (Reineck, 1994).

Ergebnisse und Diskussion

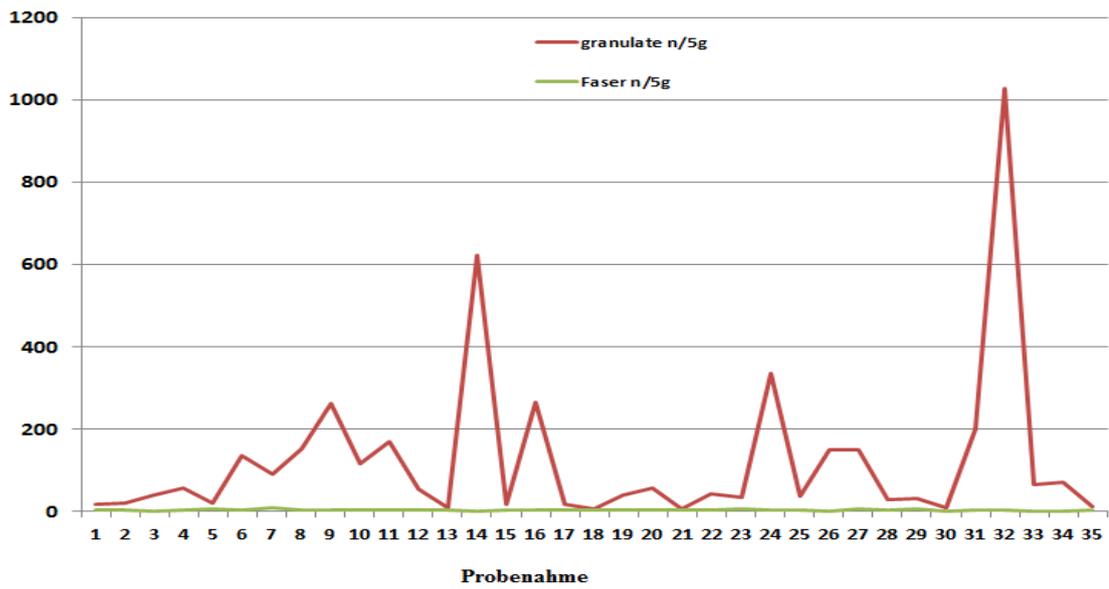


Abb. 31.: Faser und Granulatepartikel der Sedimentproben im Jadebusen bis zur Innen Jade. Zur Lage der Stationen s. Abb. 14.

Neben Mikroplastikteilchen finden sich vor allem in den untersuchten Sedimenten und Oberflächenwassern des Jadebusens häufig Rußpartikel und biogene Elemente wie Foraminiferenschalen (Abbildung 32).

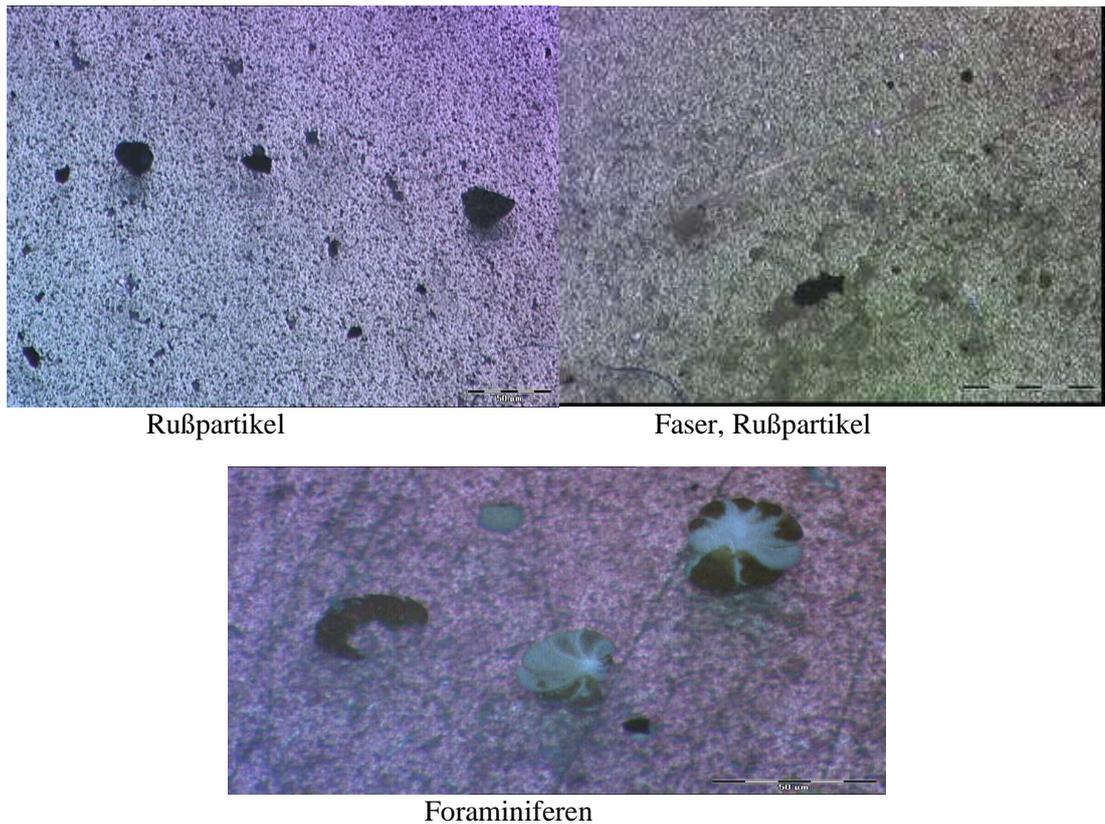


Abb. 32: Rußpartikel, Faser, Rußpartikel und Foraminiferen von Sedimentproben aus dem Jadebusen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Rußpartikel (BC) der einzelnen Sedimentproben sind im Anhang (Tabelle 17) zu finden. Die gefundene Anzahl von BC-Partikeln schwankt unterschiedlich in allen Sedimentproben. In den Sedimentproben waren zwischen 4 – 215 n/5 g. Die größte Anzahl der BC-Partikel von 215 und 127 n/5 g wurde in den Sedimentproben JB-34 und JB-27 gefunden (Abbildung 33). Zusätzlich bemerkt man, dass mehrere Proben, in denen eine größere BC-Anzahl gefunden wurde, nahe an der Küste liegen, wie beispielsweise die Proben JB-27, JB-33 und JB-34 oder nahe an den Sielen (Abbildung 33), wie beispielsweise die Proben JB-6 und JB-19. Was darauf hindeutet, dass die dort anzutreffenden hohen BC-Partikelgehalte insbesondere durch externe Eintragsquellen zu erklären sind, wie z.B. durch landwirtschaftliche, verbrannte Restabfälle oder durch Verkehr, wie Ruß aus Diesel- und Benzin-Fahrzeugen oder Reifen- und Bremsabrieb.

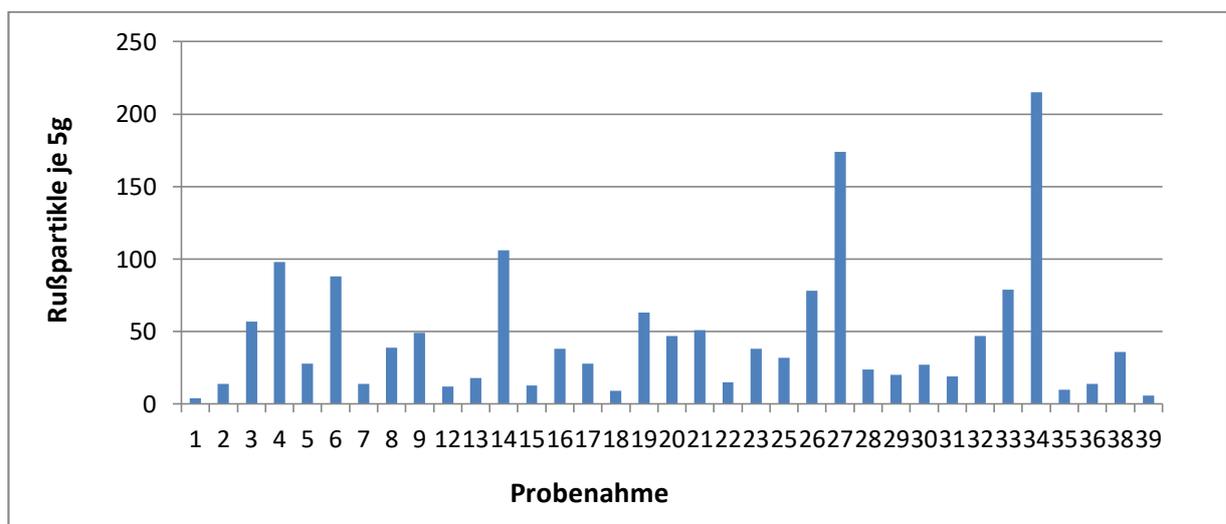


Abb. 33: Rußpartikel aus den Sedimentproben des Jadebusens.

Rußpartikel erhielten (BC) erhebliche Aufmerksamkeit in Umweltstudien, aufgrund seiner starken Adsorption von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen. 45 % der BC-Partikel emittieren durch Verbrennung von Biomasse. Daher kann die Biomasseverbrennung als verantwortlich für BC-Partikel im globalen Maßstab betrachtet werden (Andreae *et al.*, 1996). Venkataraman *et al.* (2006) haben außerdem nachgewiesen, dass Brandrodung und Pflanzenabfallverbrennung zu etwa 25 % BC-Partikeln, organischen Substanzen und Kohlenmonoxid-Emissionen beitragen. Allerdings ist es wichtig zu erwähnen, dass ein Großteil dieser BC-Partikel in Sedimenten aus anderen wichtigen Quellen, wie z.B. aus Verkehr stammen kann. Kehrwald *et al.* (2010) berichteten, dass BC-Partikel ausschließlich durch unvollständige Verbrennung emittiert wird, aber die Verbrennungsquelle kann für BC-Partikel entweder Biomasse oder fossile Brennstoffe sein.

6.1.2 In den Sielen

Ein Siel kommt besonders in Marschgebieten vor, wie das Gebiet um den Jadebusen, in der Umgebung von Wilhelmshaven und Varel. Es ist ein verschließbarer Gewässerdurchlass in einem Deich und Teil eines Entwässerungssystems des hinter dem Deich gelegenen Binnenlandes.

Der Süßwassereintrag in den Jadebusen bzw. in das Ökosystem Wattenmeer spielt eine wichtige Rolle für das Vorkommen von Mikroplastik. Die Einträge geschehen über die Siele bzw. Schöpfwerke, die sich ab einem bestimmten Niedrigwasserstand öffnen, damit das überschüssige Binnenwasser aus der Geest und Marsch abfließen kann. Die Siele der Probenstandorte werden von vier Sielachten betreut. Der Standort Maade gehört zur Sielacht Rüstringen, die ein Verbandsgebiet von 13.300 ha Größe umfasst. Die Standorte Rynschlot, Hooksieler Binnentief und Wangersiel gehören zur größten Sielacht Wangerland mit 26.500 ha Größe. Die letzte Sielacht der Probestationen ist der Entwässerungsverband Varel mit einer Größe von 7.300 ha sowie das Jade-Wapeler Siel mit 21.620 ha (Frels, NWLKN Brake).

In welchem Umfang Mikroplastik aus Sielzügen einen Einfluss auf die Gewässer des Jadebusens haben, soll in dieser Arbeit untersucht werden. In den meisten dieser Gewässer wurden Granulate und Fasern in großer Zahl erkannt, vergleichbar mit den im Jadebusen gefundenen. In den meisten Stationen dominierten Fasern. Die höchste Faser Anzahl an Partikeln, 1,100/l, wurde in der Hooksiel- Probe gefunden. Das Hooksieler Binnentief erhält vergleichsweise wenig Süßwasser aus der Entwässerung des Hinterlandes. Es wird intensiv von Sportbooten genutzt und beherbergt drei Yachthäfen und eine kleine Werft. Daher kann hier eine höhere Abnutzung von Plastikseilen zu dem hohen Vorkommen an Faserplastikmaterial führen. Im Gegensatz zu den anderen Schleusen, welche bei jeder Ebbe Süßwasserzufuhr erfahren, ist der Wasseraustausch des Hooksieler Binnentiefs begrenzt, was eine mittlere Leitfähigkeit von $33,0 \pm 13,2$ ms/cm ($n = 77$) zeigte, im Vergleich zum Wangertief mit $3,43 \pm 1,94$ ms/cm ($n = 104$) (Abbildung 34).

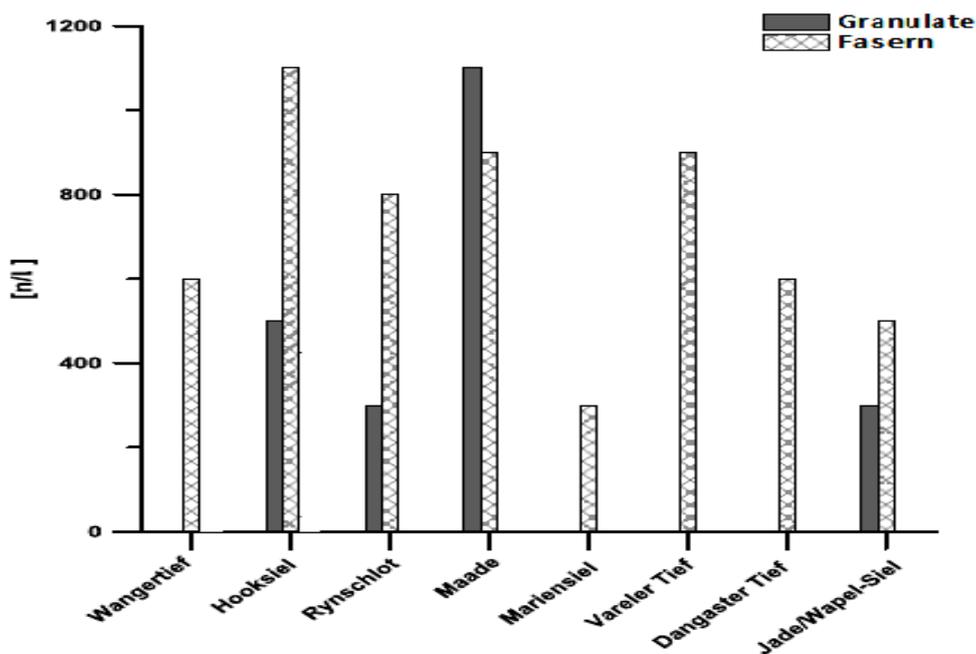


Abb. 34: Anzahl von Mikroplastik in den Proben der Siele. Zur Lage der Stationen s. Abb. 15.

Die höchste Anzahl (1,100/l) an Granulatpartikeln, wurde in der Maade Probe nachgewiesen (Abbildung 34). Die Maade ist der einzige größere Binnenfluss im Stadtgebiet von Wilhelmshaven. In der Mündung der Maadebucht konnten große Handelsschiffe fahren (Wikipedia). Das ist der Grund, weshalb hier Plastikseile vorkommen.

Der Rynschlot ist ein Wassergraben zum Sammeln des Abflusses der angrenzenden Deiche und Straßen. Da es in den Hooksiel Binnentief entwässert, kann die Belastung mit Mikroplastik somit nicht von einem terrestrischen Eingang in die Jadegewässer abgeleitet werden. Dies deutet darauf hin, dass granuläres Mikroplastik und Fasern von atmosphärischer Deposition herkommen können.

Mikroplastikquellen im Jadebusen stammen auch aus einer Papier-Recycling-Anlage. Die Papier-Recycling-Anlage hat eine behördliche Genehmigung, um geklärtes Produktionswasser von 3.500 m³/Tag oder 1 × 10⁶ m³/Jahr in den Jadebusen zu entladen (Standort 9 in Abbildung 15). Bei Niedrigwasser ist das Rohr deutlich zu erkennen und ein Strahl dunkelbraunen Abwassers, welches sich nicht leicht mit dem Meerwasser mischt und als braune Pfütze sichtbar auf dem Wattwasser liegt, wird eingeleitet (Abbildung 35 Einsätze A, B).

Ergebnisse und Diskussion

Die untersuchten Probennahmen des Standortes, die etwa 90 Minuten nach Niedrigwasser genommen wurden, zeigten zwischen 2,8 und 32,7 mg Gesamt-Partikel/l über 4 h (Abbildung 35). Es war nicht möglich, die Partikel bei dieser hohen Belastung auszuzählen.

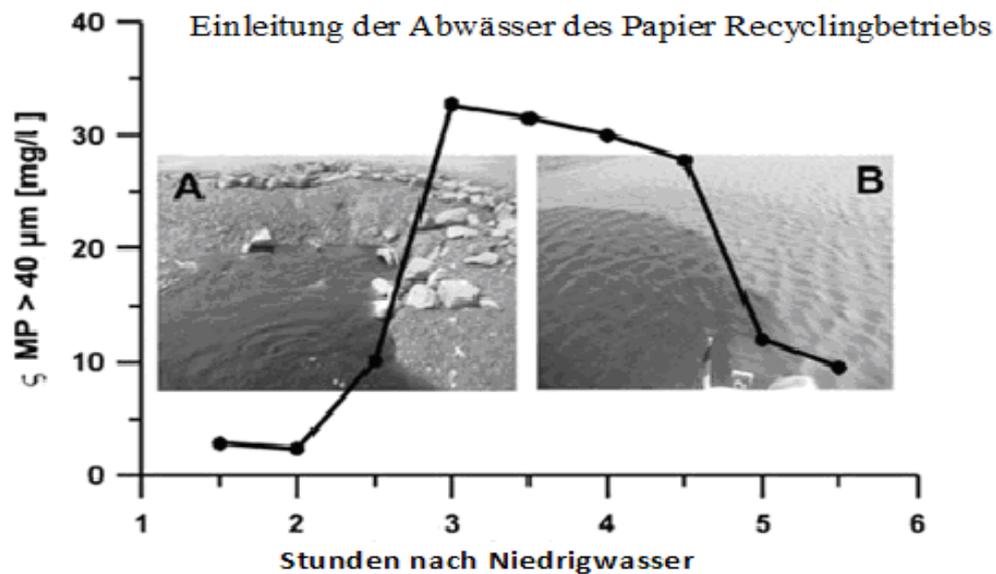


Abb. 35: Das gesamte Mikroplastik von >40 µm aus der Entladung des Rohrs der Papier-Recycling-Anlage. (A) Abflussrohr bei Niedrigwasser; (B) sichtbar ist die Pfütze während des Hochwassers.

Es wurde erkannt, dass die meisten der Granulate angeschwemmt werden und dann in den Wassergräben und auf dem Meeresstrand akkumulieren. Sie sind oft mit Sandpartikeln und kleinen Stücken von leichtem Holz, Kohlenschwarzpartikeln, gemischt.

Süßwasser im Jadebusen werden nicht nur aus der Entwässerung des Hinterlandes gelangen, sondern auch aus den Abwässern der Kläranlage. Geklärte Abwässer der Stadt Wilhelmshaven werden im Heppenser Groden in die Innenjade eingeleitet (Abbildung 36). Die Stadt Varel leitet über die Norderender Leeke, die Gemeinde Zetel über das Dangaster Siel ein.



Abb. 36: Die Mündung der Abwässer aus der Zentralkläranlage am Heppenser Groden.

Die geklärten Abwässer der Stadt Jever und der Gemeinden Hooksiel und Horumersiel/Schillig werden über das Wangertief in die Innenjade abgelassen. Auch die Gemeinde Rastede benutzt das Wapeler Siel für ihre geklärten Abwässer (Abbildung 37).

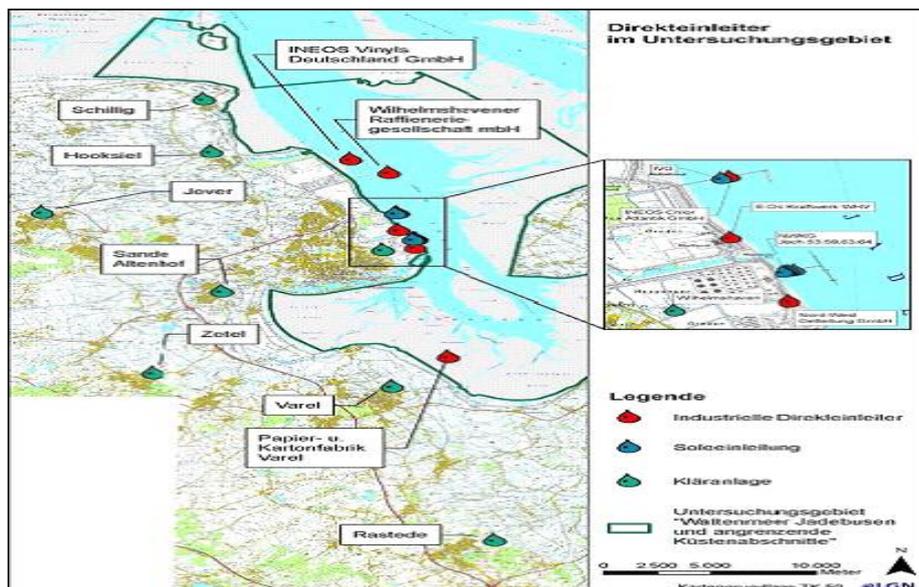


Abb. 37: Direkteinleitung (Quelle: NLWKN Betriebsstelle Brake, von Herrn Stegmann).

Mikroplastik aus Körperpflegeprodukten wird normalerweise vom Waschbecken oder aus der Badewanne direkt in die Kanalisation gespült. Die durch Industrien oder Haushalte produzierten Abwässer, müssen in Kläranlagen gereinigt werden, bevor sie wieder in Flüsse oder Bäche (Vorfluter) eingeleitet werden. Grundsätzlich weisen dabei alle Kläranlagen einen vergleichbaren, dreistufigen Aufbau auf:

Die ankommenden Abwässer werden in der Regel mechanisch, biologisch und chemisch gereinigt. In der mechanischen Reinigungsstufe werden zunächst grobe Verschmutzungen wie Laub, Steine, Hygieneartikel oder Verpackungen durch einen Rechen zurückgehalten. In einem anschließenden Absetzbecken (Sandfang) sedimentieren mineralische Bestandteile bei langsamen Fließgeschwindigkeiten und werden so dem Abwasser entzogen. Wenn gleichzeitig eine Belüftung des Beckens stattfindet, können sich Leichtstoffe (Fette und Öle) an der Wasseroberfläche absetzen und von dort abgeschöpft werden. In der biologischen Reinigung, meist einem Belebungsbecken, werden organische Verschmutzungen durch Mikroorganismen abgebaut, welche dem Abwasser durch die Zugabe von Belebtschlamm zugeführt werden. Im Abwasser enthaltene Stickstoff- und Phosphatverbindungen werden durch Nitrifikation/ Denitrifikation, bzw. durch Fällungsreaktionen entfernt. Das Abwasser passiert als letzte Stufe das Nachklärbecken, hier werden belebte Schlammflocken durch Separation zurückgehalten, während das geklärte Abwasser über eine Rinne abläuft und in den Vorfluter geleitet wird. Durch eine optionale Nachschaltung eines Schönungsteichs oder einer Schlussfiltration kann die Fracht mitgeführter Schwebstoffe weiter reduziert werden. Während ersteres meist an der benötigten Fläche scheitert, ist die Schlussfiltration ein, in der Anschaffung und dem laufenden Betrieb, teurer Schritt.

Auf Grund des Biomassegewinns der Mikroorganismen während der biologischen Reinigung muss dem Abwasser kontinuierlich Belebtschlamm entzogen werden, welcher als Klärschlamm weiter behandelt wird. Bei manchen Kläranlagen werden auch die abgeschiedenen Leichtstoffe dem Klärschlamm zugeführt. Um dessen Volumen, der Klärschlamm besteht hauptsächlich aus Wasser, zu reduzieren, wird der Schlamm zunächst durch Zugabe von z.B. polymeren Flockungsmitteln eingedickt und kann durch Zentrifugation oder Pressen (Entwässerung) weitergeführt werden. Klärschlamm darf in Deutschland seit einigen Jahren nicht mehr deponiert werden. Die Entsorgung des Klärschlammes findet heute als Düngemittel in der Landwirtschaft oder durch thermische Verwertung statt. Auch wird Klärschlamm, der Mikroplastik enthalten kann, als Dünger verwendet, (Habib *et al.*, 1998; Zubris und Richards, 2005). Dieses kann durch den Wind nach längeren trockenen Zeiten in die Atmosphäre übertragen werden. Auch können bei starken Niederschläge die Böden mit großen Wassermengen getränkt werden, was zu hohen Abflüssen führt. Nach Öffnung der Schleuse kann sich das Meerwasser mit dem verunreinigten Süßwasser mischen. Ferner können landwirtschaftliche Polyethylenfolien eine Quelle von Mikroplastik- Fragmenten werden.

Ergebnisse und Diskussion

So hat eine Reihe von Studien gezeigt, dass Mikroplastik leicht in das Abwassersystem übergeht (Vesilind, 2003; Browne *et al.*, 2007; Browne *et al.*, 2011; Leslie *et al.*, 2012). Darüber hinaus gelangt nicht alles Abwasser in eine Kläranlage. Bei Starkregen gelangt viel Abwasserüberlauf in die Flüsse und danach direkt ins Meer. In all diesen Fällen wird unbehandeltes Abwasser, einschließlich Mikroplastik, in die marine Umwelt befördert. Auf der Grundlage der Durchschnittswerte von (Tabelle 10) und einer mittleren Entlastung von $11,288 \text{ m}^3$ (2007–2011) kann allein für die Wilhelmshavener Kläranlage ein jährlicher Eintrag von 9×10^8 Partikel berechnet werden. Dieser Wert kann mit dem Sieleintrag von $1,9 \times 10^{11}$ Partikel/Jahr bei einem Durchschnitt von 494 Partikel/l und einer mittleren Entlastung von $392 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ verglichen werden (1989–1996; Staatl. Amt Wasser Abfall, 1997). Obwohl diese Daten, aufgrund der begrenzten Datenmenge, nur als annähernde Werte angesehen werden können, zeigen sie doch zumindest die Bedeutung des Mikroplastiks, welches aus terrestrischen Quellen stammt und in diesem System untersucht worden ist.

Tab. 10: Die Daten für Mikroplastik aus der Zentralkläranlage am Heppenser Groden und Zetel.

Kläranlage	Granulate (n/l)	Fragmente (n/l)	Fasern (n/l)
Wilhelmshaven/13 Dez 2011	52	23	19
Wilhelmshaven/13 Dez 2011	23	23	12
Wilhelmshaven 13 Aug 2012	23	25	41
Wilhelmshaven Mittelwert	$32,7 \pm 16,7$	$23,7 \pm 1,1$	$24 \pm 15,1$
Zetel/13 Aug 2012	12	nicht zählbar	19

Es ist bekannt, dass in Kosmetika, wie in Peelings und Duschgels oder in anderen Reinigungsmitteln, signifikante Mengen von Mikroplastik (Granulate) vorliegen können (Fendall und Sewell, 2009). Eine eigene Untersuchung von Duschgels und Peelings ergab 1,2 bis 2,5 Gewicht %, 2,4 und 4,7 Gewicht % Mikroplastik (Granulate), wobei sie von einem 40- μm -Sieb zurückgehalten wurden (Tabelle 11).

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 11: Untersuchung von drei Duschgels und zwei Peelings.

Produkt	% Plastik [Gewichts- % >40 µm]	Polymer
Duschgels/Peelings		
Manhattan clear face peeling	1,84	Polyethylen
Palmolive thermal spa Mineral Massage	1,24	Butylen/Ethylen Copolymer
duchdas body relax	1,12	Polyethylen
AXE rise up	0,07	Polyethylen
ISANA Öldusche Traube & Orchidee	0,01	Polyethylen
ISANA Duschpeeling Massage-Perlen	2,44	Polyethylen
NIVEA Creme Peeling Shower&Scrub	4,74	Polyethylen
Garnier Hautklar	2,38	Polyethylen
Clearasil Daily Clear	2,03	Polyethylen
Garnier Hautklar Aktiv	2,84	Polyethylen
Garnier Hautklar 3 in 1	2,04	Polyethylen
Clearasil Ultra 3 in 1	3,06	Polyethylen
ISANA Dusch Peeling	2,3	Polyethylen
Neutrogena spto stress control	3,04	Polyethylen
Manhattan wash srub	3,12	Polyethylen
Neutrogena Anti.Mitesser	2,69	Polyethylen
Garnier Hautklar Fruit Energy	1,13	Polyethylen
Nivea Tägliches Wasch-Peeling	0,85	Polyethylen
NIVEA Creme Peeling Shower&Scrub	5,3	Polyethylen/Butylen/Ethylen Copolymer
Adidas for women vitality	0,19	Polyethylen
elkos Dusch Peeling	2,87	
Zahnpasten		
Colgate Max White	0,06	Polyethylen
Pearls & Dents	10,33	Ethylen-Vinylacetat Copolymer

Ergebnisse und Diskussion

Fasern stammen, wie oben erwähnt, aus der kommunalen Kläranlage, wahrscheinlich vom Abrieb von Polyester- und Polyacrylat-Textilien in der Waschmaschine. Somit ist zu unterscheiden zwischen Textil- und Seilquellen, die aber nur mit einer IR- oder Raman-spektroskopischen Untersuchung nachgewiesen werden können (Abbildung 38).

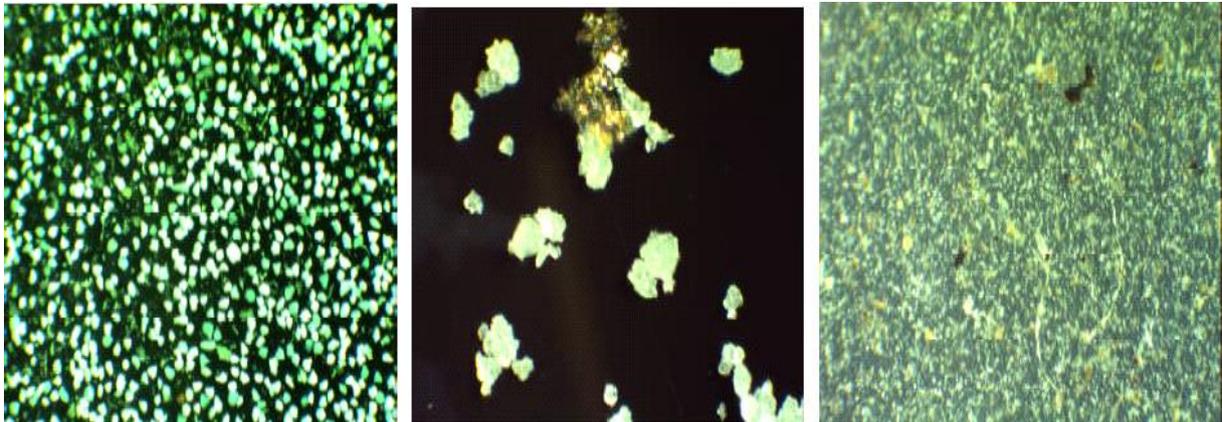


Abb. 38: Granuläre Partikel aus links: Zahnpasta, Mitte: Peeling-Gel, rechts: Auslauf der Kläranlage Wilhelmshaven.

Am 23.06.2011 wurde im Happenser Groden (Kläranlage von Wilhelmshaven) von 06:46 bis 19:16 Uhr die Abwassereinleitung untersucht (Abbildung 39). Es ist zu beachten, dass die Anzahl der Faserpartikel hoch war und nachmittags, etwa ab 16 Uhr, stark anstieg, was dadurch zu erklären ist, dass der Wasserverbrauch in den Häusern wegen Duschen und Waschen sich erhöhte. Im Gegensatz dazu wurde beobachtet, dass die Anzahl der Granulate stabil blieb.

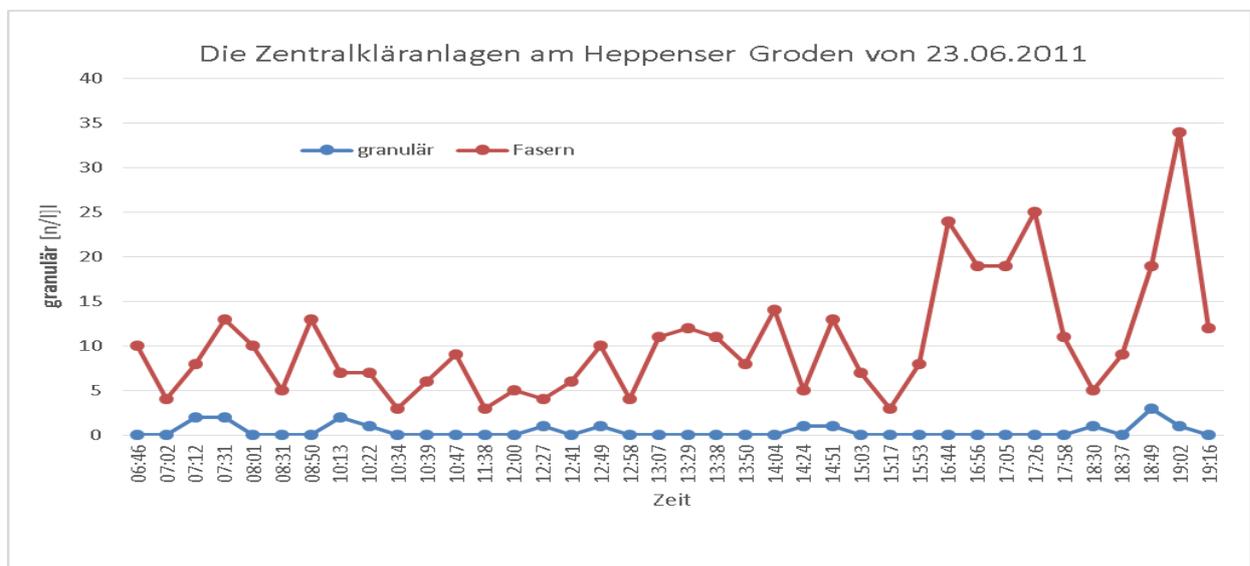


Abb. 39: Die Zentralkläranlagen am Heppenser Groden von 32.06.2011.

6.1.3 Beurteilung der vorliegenden untersuchten Proben mit Vergleichsdaten

Wie eine neue Untersuchung des Alfred-Wegener-Instituts (2014) für Polar- und Meeresforschung (AWI) zeigt, wurden Proben aus dem Ablauf von zwölf Kläranlagen entnommen. Dort ergab sich eine Belastung durch Partikel mit von 86 bis zu 714 pro Kubikmeter und durch Fasern von 98 bis 1479 pro Kubikmeter. Einzig die Kläranlage Oldenburg verfügt über eine Schlussfiltration (Tuchfilter). Diese reduziert die Gesamtfracht von Mikroplastikpartikeln und -fasern um 97 Prozent. Völlig aus dem Rahmen fielen bei einer Kläranlage die Werte mit mehr als 13.000 Partikeln je Kubikmeter. Je nach Anlagengröße gelangen pro Jahr zwischen 93 Millionen und 8,2 Milliarden Partikel in die Vorfluter und damit in die Flüsse. Auch im Klärschlamm wurden große Mengen Mikroplastik gefunden. Je Kilogramm Trockenmasse betrug er zwischen ungefähr 1000 und >24.000 Teilchen. Für jede Kläranlage ergibt das hochgerechnet Werte zwischen 1,2 und 5,7 Milliarden Partikel und Fasern. Wenn Klärschlamm auf Felder ausgebracht wird, gelangen die Teilchen abermals in die Umwelt (Alfred-Wegener-Institut, 2014).

Es wurde beobachtet, dass unsere Daten für das Abwasser der Kläranlage in W. wesentlich niedriger waren als diejenigen des AWI, die eine starke Belastung mit Plastikpartikeln zeigten. Ein gravierender Unterschied zu den AWI Daten erklärt sich dadurch, dass das AWI u.a. mit spektroskopischen (FT-IR) Methoden gearbeitet hat. Das ICBM hat diese Geräte nicht, weshalb für diese Arbeit ausschließlich die mikroskopische Methode möglich war. Nach heutigen Erkenntnissen werden beide Methoden bevorzugt. Außerdem stammen die AWI Daten von 12 Kläranlagen, wobei hier auch Abwasser mit Schlamm möglich ist. Unsere Daten dagegen wurden lediglich von der Wilhelmshavener Abwasser Kläranlage gesammelt. Bei auf- und ablaufendem Wasser mischt sich das Meerwasser mit dem Abwasser der Wilhelmshavener Kläranlage und anderen Sielen. Es gibt im Jadebusen eine starke Strömung, was die relativ niedrigeren Mikroplastikwerte in der Mündung der Kläranlage erklärt. Mit jeder Tide strömen ca. 450 Mill. Kubikmeter Wasser in den Jadebusen ein und aus. Der Tidenhub übersteigt teilweise 3,7 m und ist damit der höchste an der deutschen Küste. Als Ergebnis des hohen Tidenhubs sind bei Hochwasser ca. 166 km² Fläche mit Wasser bedeckt und bei Niedrigwasser nur 44 km².

Fasern aus textilen Materialien sind eine Untergruppe von Mikroplastik und können aus Haushaltswaschmitteln stammen, da Maschinenfilter und Kläranlagen nicht speziell dafür ausgelegt sind, sie zu halten. Sobald die Fasern in der Umwelt sind, können sie Konzentrationen von bis zu Tausenden von Teilchen pro Kubikmeter erreichen, die von einer breiten Palette von Arten aufgenommen werden können. Der Mangel an Informationen über die Abdeckung und Effizienz von Abwasserbehandlungssystemen zur Entfernung von Textilfasern verhindert ebenfalls ein globales Verständnis solcher Quellen. Die Suche nach Alternativen und anwendbaren Lösungen sollte aus einer integrierten, synergetischen und globalen Perspektive sowohl im Umwelt- als auch im Textilbereich erfolgen, die noch gefördert werden muss.

Es gibt begrenzte Kenntnisse über die schädlichen Auswirkungen von in Abwasser abgeleitetes Mikroplastik, insbesondere von Fasern, auf aquatische Biota. Von Shima Ziajahromi *et al.* (2017) wurden die akuten (48 h) und chronischen (8 d) Effekte von mikroplastischen Polyesterfasern und Polyethylen (PE) Kügelchen auf das Süßwasser-Zooplankton *Ceriodaphnia dubia* untersucht und auch die akute Reaktion von *C. dubia* auf eine binäre Mischung von Mikroplastikperlen und -fasern zum ersten Mal untersucht. Akute Exposition gegenüber Fasern und PE-Perlen zeigten eine dosisabhängige Wirkung auf das Überleben. Ein equitoxisches binäres Gemisch aus Perlen und Fasern ergab eine toxische Einheit von 1,85, die weniger als additive Effekte zeigte. Die chronische Exposition gegenüber niedrigeren Konzentrationen hatte keinen signifikanten Einfluss auf das Überleben von *C. dubia*, jedoch wurde ein dosisabhängiger Effekt auf Wachstum und Reproduktion beobachtet. Fasern zeigten größere Nebenwirkungen als PE-Perlen. Während die Einnahme von Fasern nicht beobachtet wurde, zeigte die Rasterelektronenmikroskopie bei Krustentieren Schalen- und Antennendeformitäten nach der Exposition gegenüber Fasern, wobei keine Deformationen nach der Exposition gegenüber PE-Perlen beobachtet wurden. Während sich ein Großteil der aktuellen Forschung auf mikroplastische Kügelchen konzentriert hat, zeigt diese Studie, dass mikroplastische Fasern ein größeres Risiko für *C. dubia* darstellen, wobei die Reproduktionsleistung bei Konzentrationen in einer Größenordnung der berichteten Umweltwerte beobachtet wird. Ziajahromi *et al.* (2017).

Max Siegfried *et al.* (2017) haben einen globalen Modellierungsansatz vorgestellt, um die Zusammensetzung und Quantität von Mikroplastikflüssen von Punktquellen aus europäischen Flüssen bis zum Meer zu analysieren. Das Modell berücksichtigt verschiedene Arten und Quellen von Mikroplastik, die über Punktquellen in Flusssysteme eintreten. Max

Siegfried *et al.* (2017) kombinieren Informationen zu diesen Quellen mit Informationen über Abwasserentsorgung und plastische Rückhaltung während des Flussverkehrs für die größten europäischen Flüsse. Quellen für Mikroplastik umfassen Körperpflegeprodukte, Wäsche, Haushaltsstaub und Reifen- und Straßenabnutzungspartikel. Die meisten modellierten Mikroplastiken, die von Flüssen in die Meere exportiert werden, sind synthetische Polymere aus Körperpflegeprodukten, Wäsche, Haushaltsstaub und Reifen- und Straßenabnutzungspartikel (42%) und Textilien auf Plastikbasis, die während der Wäsche abgeschliffen werden (29%). Kleinere Quellen sind synthetische Polymere und Plastikfasern im Haushaltsstaub (19%) und Mikrokügelchen in Körperpflegemitteln (10%). Der mikroplastische Export unterscheidet sich aufgrund der unterschiedlichen sozioökonomischen Entwicklung und dem technologischen Stand der Abwasserbehandlungsanlagen vor allem in den europäischen Flüssen. Etwa zwei Drittel des in dieser Studie modellierten Mikroplastiks fließen in das Mittelmeer und das Schwarze Meer. Dies lässt sich durch die relativ geringe Effizienz von Kläranlagen in den Flusseinzugsgebieten erklären, die in diese beiden Gewässer abfließen. Die Abwasserbehandlung ist in Flussgebieten, die in die Nordsee, die Ostsee und in den Atlantischen Ozean abfließen, generell effizienter. Diese Studie zeigt, dass der Flussexport von Mikroplastik in Zukunft in einigen Flusseinzugsgebieten zunehmen kann, in anderen aber abnehmen wird. Bemerkenswerterweise wurde für viele Becken eine Verringerung des Flussexports von Mikroplastik aus Punktquellen, hauptsächlich aufgrund einer voraussichtlichen Verbesserung der Abwasserbehandlung, berechnet. Max Siegfried *et al.* (2017).

In einer vom Institut für Umweltstudien (IVM) in den Niederlanden durchgeführten Studie wurde gezeigt, dass in mehreren Kosmetikprodukten Mikroplastik war. In einem Produkt wurde Polyethylen (PE) mit 10,6 % des Produktgewichtes gefunden. Das bedeutet, dass in jeder 200 ml Flasche dieses Produktes 21g Mikroplastik in die Abwasserleitung gelangen. Ein weiteres untersuchtes Produkt in der Studie enthielt sehr kleine Teilchen von Polyethylenterephthalat (PET), mit einem Durchmesser 50 µm (Leslie, 2012). Die durchschnittliche Menge an Mikroplastik beträgt pro Verbraucher etwa 2,4 mg Mikroplastik/Person/Tag (Gouin, 2011). Einige Produkte enthielten mehr als 10 % PE, das Äquivalent von einem Teelöffel oder 500 mg.

Jedoch gibt es auch Gebiete völliger Abwesenheit von Fragmenten bei einem Typ Mikroplastik, der an Sandstränden Belgiens gesichtet wurde. (Claessens *et al.*, 2011). Plastikfolien als Vorprodukte für Fragmente sind in großer Anzahl an den Stränden der niedersächsischen Wattenmeer- Inseln vorhanden. z.B. berichten Clemens *et al.* (2011) über ihre Anwesenheit auf den Inseln Mellum und Minsener Oog, die am seewärtigen Eingang des Jade-Systems liegen. Neue verfügbare Daten von der Kachelotplate, westlich der Insel Juist, ergaben insgesamt 913 Folienteile, einschließlich Plastiktüten. Von Mai 2007 bis Februar 2011 wurden insgesamt 3.145 Stücke Makroplastik in 29 Untersuchungen gezählt (Liebezeit, 2008; 2011). Obwohl das Potenzial für das Vorhandensein von Fragmenten gegeben war, ist das Nichtvorhandensein gegenwärtig rätselhaft. Frühere Untersuchungen vom April 2012 von 6 1 Volumen wiesen keine Fragmente auf, weshalb daraus geschlossen werden kann, dass im Jadegebiet ihr Vorhandensein recht selten sein muss.

Auch im Vergleich zu den Daten für die Ostsee (Norén, 2007) sind die für den Jadebusen wesentlich höher. Die Windgeschwindigkeiten waren im Vergleich zur Probennahme vor 4 Wochen um den Faktor 2 niedriger. Als Ursache für diese hohen Werte kann Aufwirbelung von Sedimenten ausgeschlossen werden. Es ist jedoch zu vermuten, dass diese hohen Werte mit der Entladung der Papier-Recycling-Anlage, Abwässern der Kläranlage und Süßwassereintrag in den Jadebusen zusammenhängen könnten. Es ist zu beobachten, dass die Belastung mit Mikroplastikpartikel durch diese Einleitungsereignisse beeinflusst wird. So ist zu erklären, dass die Werte für die Mikroplastikpartikel kontinuierlich nach den Einleitungsereignissen abnehmen.

In welchem Ausmaß Mikroplastik durch die Behandlung von Abwässern zurückgehalten wird, ist zurzeit nicht bekannt. Habib *et al.* (1998) berichten über die Anwesenheit von synthetischen Fasern in Klärschlamm und Abwässern von Kläranlagen, während Zubris und Richards (2005) dieses Auftreten in landwirtschaftlichen Böden, eingebracht über Klärschlamm, beschreiben.

Zurzeit gibt es eine aktuelle Verschiebung, um terrestrische Ökosysteme stärker zu berücksichtigen (Rillig, 2012; Horton *et al.*, 2017). Insbesondere sind Agroökosysteme als Haupteinstiegspunkt für Mikroplastik in kontinentalen Systemen (Nizzetto *et al.*, 2016b) in den Mittelpunkt gerückt, wo Kontaminationen über verschiedene Quellen als Schlammveränderung oder Gartenbaufolien auftreten können (Steinmetz *et al.*, 2016).

In Anbetracht der zentralen Rolle von Agrarökosystemen, einschließlich ihrer biologischen Vielfalt im Boden (Rillig *et al.*, 2016), sind solche Zahlen in der Nahrungsmittelproduktion möglicherweise Anlass zur Besorgnis. Felddaten zur gemessenen mikroplastischen Präsenz in landwirtschaftlichen Böden sind nach wie vor nicht weit verbreitet, aber dennoch wird dieses Material sicher an der Bodenoberfläche ankommen. Das Schicksal von Material, das sich auf der Bodenoberfläche ablagert, ist nicht klar: Partikel können durch Wind- oder Wassererosion entfernt werden, in die Luft gelangen oder durch Oberflächenabfluss verloren gehen (Nizzetto *et al.*, 2016a). Trotzdem wird erwartet, dass ein wesentlicher Teil des Mikroplastiks (oder Nanokunststoffs, der einer weiteren Zersetzung folgt) in den Boden eindringt. Der Grad der Gefährdung durch Mikroplastik gegenüber verschiedenen Bodenbiota ist nicht klar. Ein direkter Beweis ist die experimentelle Arbeit an Regenwürmern, bei denen Mikrokügelchen negative Effekte hatten (Huerta Lwanga *et al.*, 2016, ebenfalls in Horton *et al.*, 2017).

Dies kann jedoch auch daran liegen, dass diese Proben mit Siebgrößen von 80 und 450 μm genommen wurden. Norén und Naustvoll (2010) verwendeten einen 10 μm Filter für ihre Skagerrak-Proben und fanden Partikelzahlen, vergleichbar zu denen der vorliegenden Untersuchung. Andere Autoren verwendeten Siebgrößen von 333 μm , die aufgrund dessen für einen Vergleich ungeeignet waren (e.g. Carpenter und Smith, 1972; Lattin *et al.*, 2004). Diese unterschiedlichen Messgrundlagen lassen einheitliche Vergleichsparameter von möglichst kleinen Korngrößen als notwendig erscheinen.

6.2 In der Unterweser

Wasserproben

Im Juli 2012 konnte der größte Teil der Transektproben wegen zu großer Mengen an Partikeln nicht mikroskopisch quantifiziert werden, stattdessen wurde das Filtergewicht ermittelt (Abbildung 40).



Abb. 40: Links: Gesamter Filter, Durchmesser 47 mm; rechts: Detail, Maßstab 1000 µm.

Im Juli wurde ein Mittelwert der Partikel-Masse von $3,23 \pm 1,97$ mg/L ermittelt. Dabei betrug der Minimalwert 0,52, der Maximalwert 13,46 mg/L (Abbildung 41). Auffällig sind die hohen Gehalte im Bereich Bremerhaven, während see- und weseraufwärts deutlich niedrigere Werte bestimmt wurden. Wasserproben aus der Elbe und der Ems waren nicht zu verwerten, weil die Wasserproben sehr trübe waren und deswegen nicht filtriert werden konnten. Da die Proben bei ablaufendem Wasser genommen wurden, sollte die Quelle für das Maximum zwischen Flusskilometer 48 und 80 flussaufwärts liegen. Hier sollte überlegt werden, ob tidenzyklische Beprobungen weitere Hinweise auf den Mikroplastikgehalt liefern könnten.

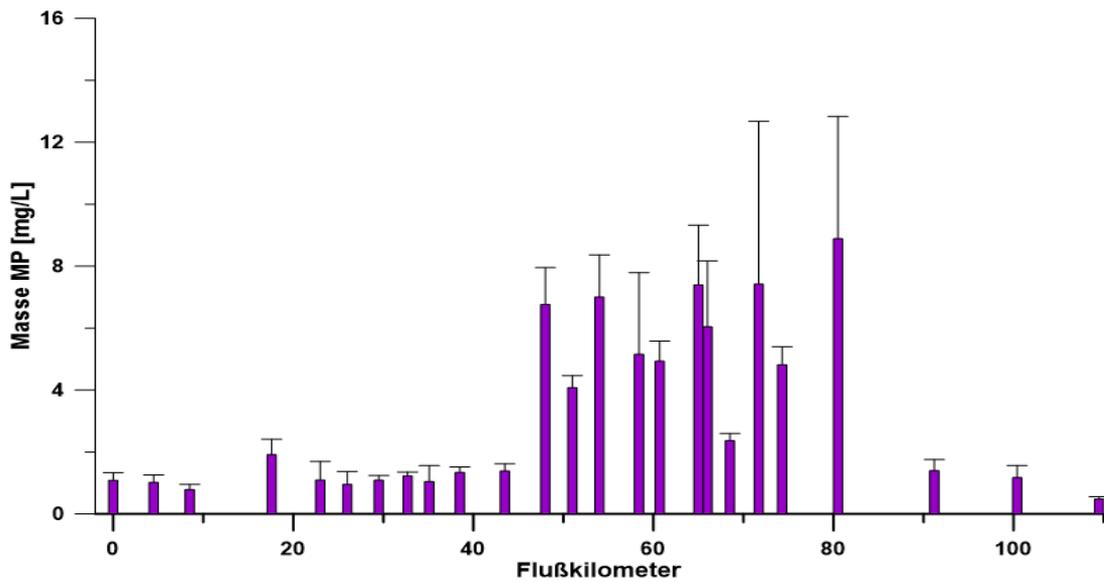
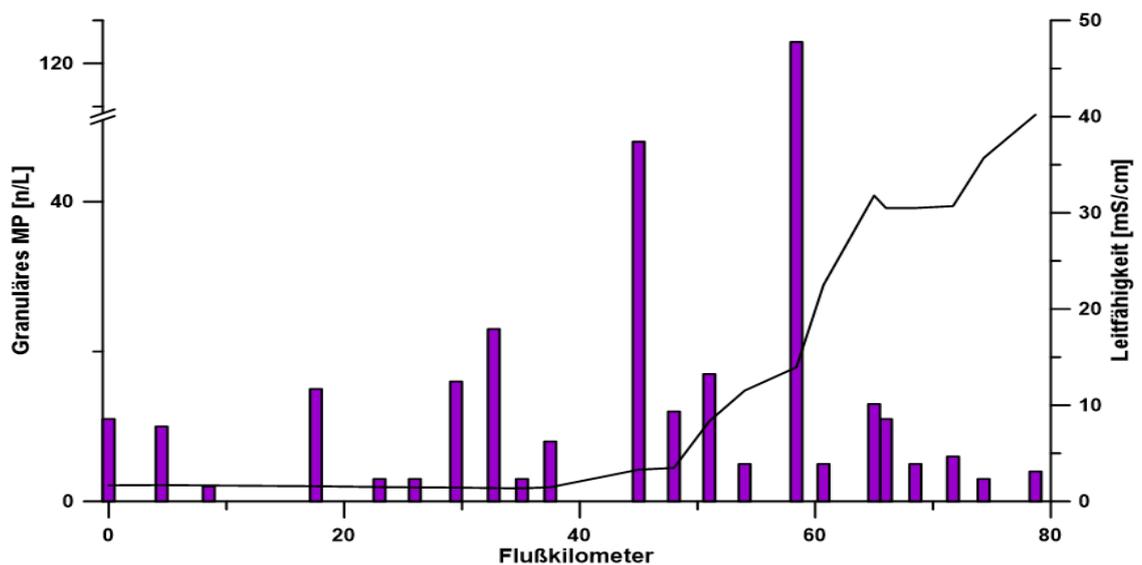


Abb. 41: Massen von Mikroplastik im Weser-Transpekt im Juli 2012.

Völlig anders stellt sich die Situation im November 2012 dar (Abbildung 42). Hier fanden sich in den bearbeiteten Literproben messbare Mengen. Zudem war das ausgeprägte Maximum der Juli-Beprobung nicht mehr vorhanden. Lediglich bei Flußkilometer 58 fand sich ein deutlich höherer Wert an granulärem Material. Fasern dominierten bei Bremerhaven und weiter seewärts. Allerdings waren die quantitativen Unterschiede nur gering. Daraus eine verwertbare Menge in rein mariner Umgebung ableiten zu wollen, war bei der gegenwärtigen Datenlage verfrüht.



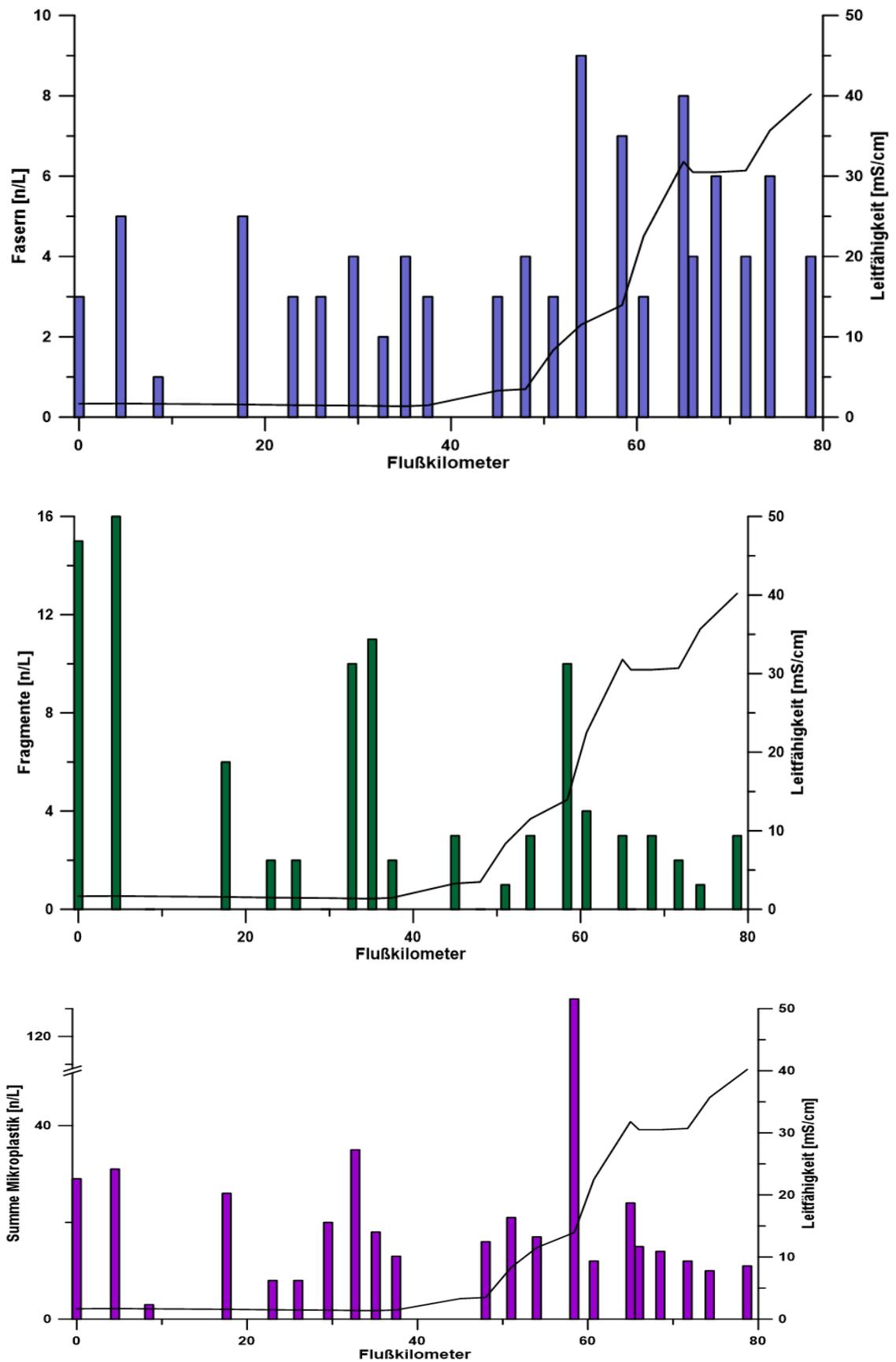


Abb. 42: Verteilung der Mikroplastikfraktionen im Längsschnitt in der Unterweser.

Bis auf die Proben aus dem Bereich Bremerhaven und weiter nördlich machte granuläres Material im Bett der Unterweser den überwiegenden Anteil aus (Abbildung 43). Hier kamen zwei Quellen in Betracht: Zum einen Mikroplastik aus bekannten Quellen wie Kosmetika, zum anderen aus Abrasivmitteln u.a. beim Schiffbau. Da in beiden Fällen Polyethylenpartikel verwendet werden, konnte die Bestimmung des Polymertyps im Sinne seiner Identifikation nur wenig hilfreich sein, Weiteren Aufschluss konnte nur eine Analyse der Hafengewässer selbst in Bremerhaven ergeben.

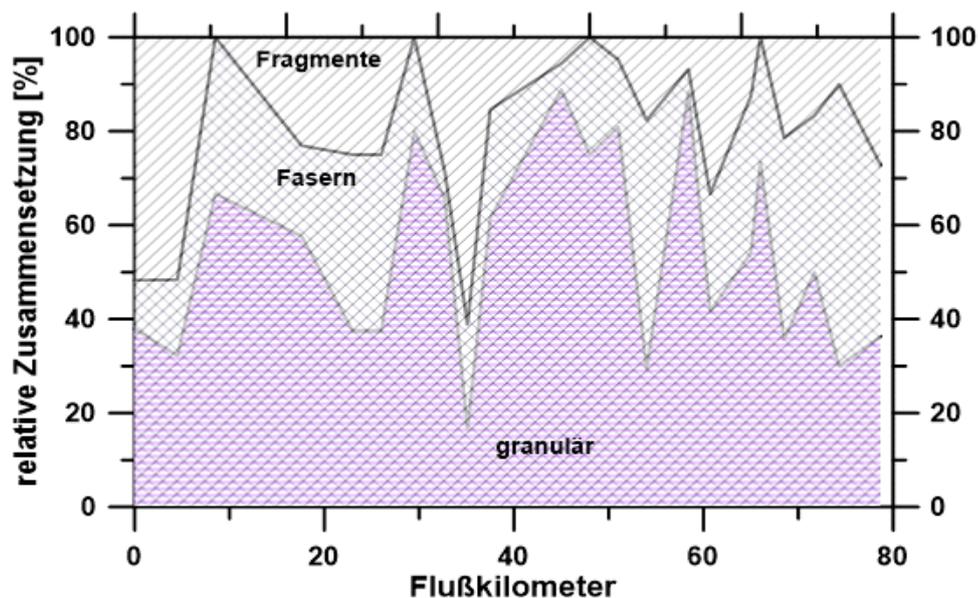


Abb. 43: Relative Verteilung der Mikroplastikfraktionen in der Unterweser (November, 2012).

Fasern können ebenfalls zwei Quellen haben: Zum einen der Eintrag von z.B. Polyacryl- oder Polyesterfasern aus Bekleidung, die in Kläranlagen nicht vollständig zurückgehalten werden, oder zum anderen über direkten Eintrag aus Seilabrieb (Liebezeit und Dubaish, 2011).

Auch der direkt beprobte Auslauf der Kläranlage Seehausen im Juli (Flusskilometer 8,5) lieferte nur geringe Mengen an Granulaten bzw. Fasern, während Fragmente nicht gefunden wurden. Ebenso hatte die im Oktober von Hanse-Wasser zur Verfügung gestellte Abwasserprobe geringe Gehalte (6 granuläres Mikroplastik, 7 Fasern, 2 Fragmente) (Tabelle 12).

Ergebnisse und Diskussion

Legt man die von Hanse-Wasser angegebenen Werte des behandelten Abwassers für die Kläranlagen Seehausen und Farge von $50 * 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ zugrunde, so ergeben sich die in Tabelle 12 berechneten Gesamteintragswerte. Ein Vergleich der Tabellen 10 zeigt, dass der Auslauf der Wilhelmshavener Kläranlage deutlich mehr Mikroplastik enthält. Da aber beiden Berechnungen nur zwei bzw. drei Datensätze zugrunde liegen, müssen diese Berechnungen kritisch betrachtet werden. Es wäre also sinnvoll, hier weitere, zeitlich gut aufgelöste Proben zu nehmen.

Tab. 12: Anzahl der Mikropartikel in einem Liter Probenwasser als Mittelwert der in der Unterweser genommenen Proben (Kläranlage Probennahmen Juli und Oktober 2012).

Kläranlage Seehausen	granuläres [n/L]	Fasern [n/L]	Fragmente [n/L]
Juli	2	1	0
Oktober	6	7	2
Mittelwert [n/L]	4	4	1
Standardabweichung	1,41	2,12	7,07

Zwischen der Leitfähigkeit und den Mikroplastikgehalten gibt es keine statistisch signifikanten Beziehungen (Abbildung 44), d.h. eine dominante Quelle kann nicht abgeleitet werden. Bei Fasern deutet sich eine aussagekräftigere Bewertung bezüglich von Werten und deren Herkunft an. Diese sollte für das Jade-System bestimmt werden, wo auch seewärts höhere Fasergehalte gefunden, deren Quelle wohl auf den Schiffsverkehr zurückzuführen war. Granuläres Material zeigt eine abnehmende Tendenz mit steigender Leitfähigkeit. Auch dies entsprach o.g. Befunden aus dem Jade-System und deutete auf einen Beitrag von aus Kosmetika/Reinigungsmitteln stammendem Mikroplastik hin.

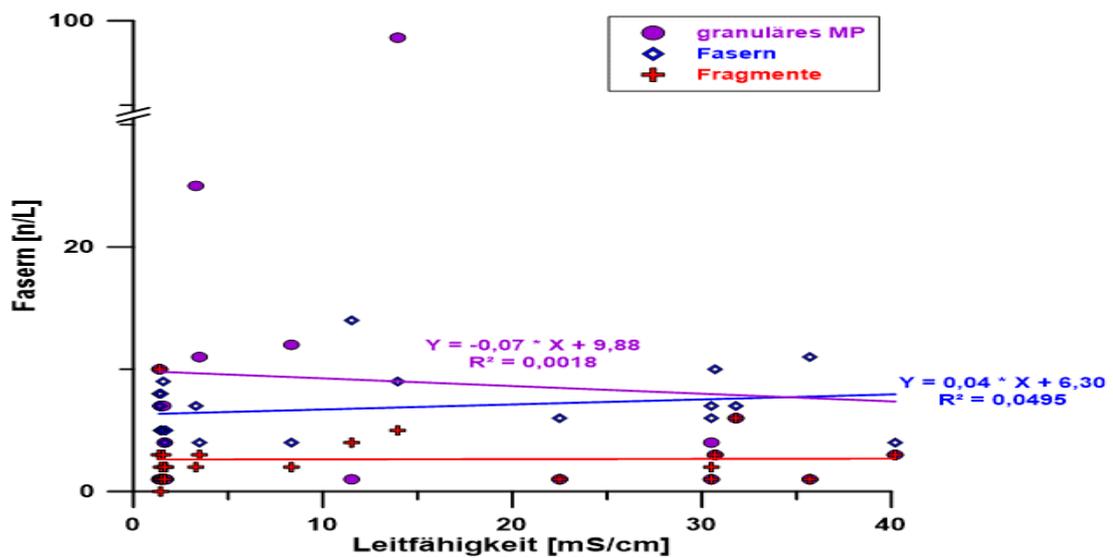


Abb. 44: Beziehungen der Mikroplastikfraktionen zur Leitfähigkeit, November 2012.

Im Unterlauf der Weser wurde im November 2012 ein deutlich ausgeprägtes Trübungsmaximum vorgefunden (Abbildung 45 links). Es wurde aber, ebenso wie bei der Leitfähigkeit, keine signifikante Beziehung der einzelnen Fraktionen zur Trübung gefunden (Abbildung 45 rechts). Eine bevorzugte Anreicherung von Mikroplastik in partikelreicheren Flussgebieten konnte also nicht nachgewiesen werden.

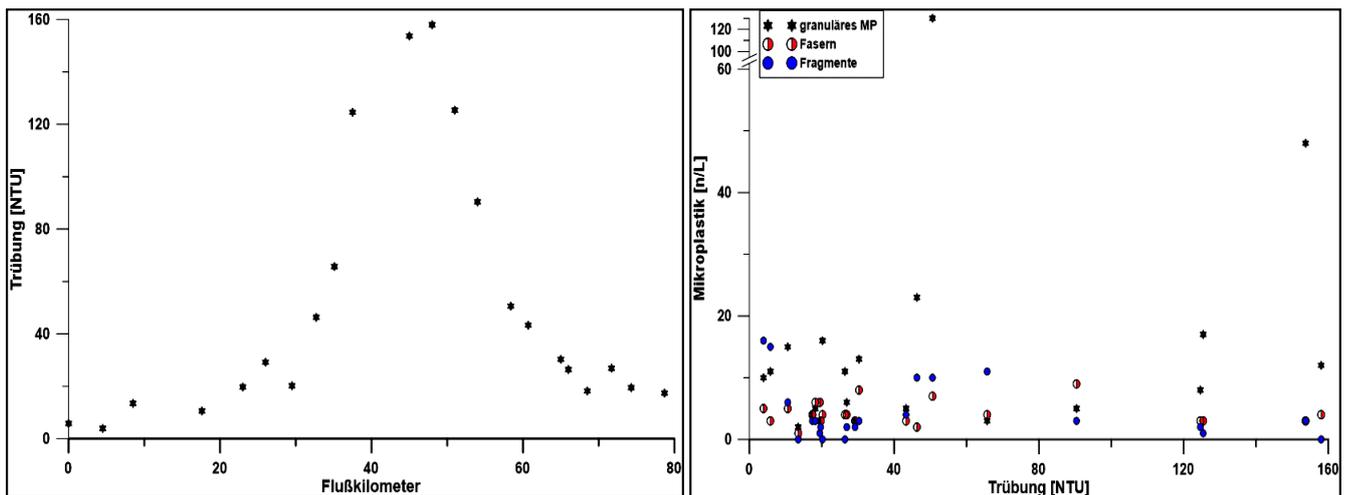


Abb. 45: Links: Beziehung Trübung– Leitfähigkeit in der Unterweser im November 2012; rechts: Beziehung Mikroplastikfraktionen– Trübung.

Einzelproben

Die im September 2012 und März 2013 genommenen Uferproben zeigten ebenfalls deutliche Unterschiede (Abbildung 46). Die Septemberproben enthielten im Mittel 4,2 granuläre Partikel, 6 Fasern und 2,4 Fragmente pro Liter. Im März waren diese Zahlen 1,4 granuläre Partikel, 2,4 Fasern und 3 Fragmente pro Liter. Während im September bei Farge noch granuläres Material dominierte, war dies im März nicht mehr der Fall. Diese Fraktion war in den März-Proben generell weniger häufig im Vergleich zu Fasern oder Fragmenten.

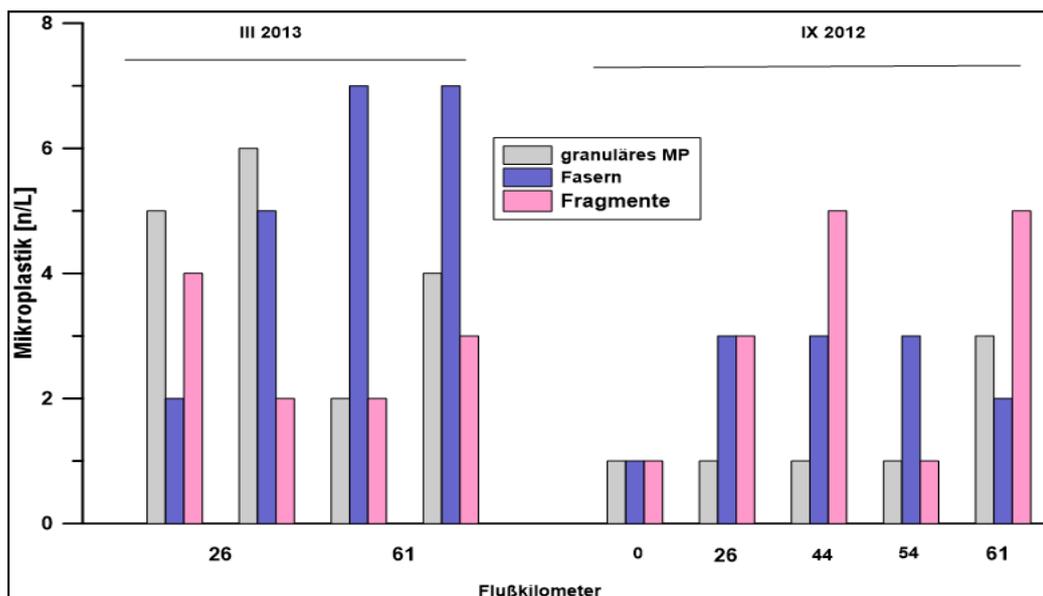


Abb. 46: Mikroplastikgehalte der Uferproben im September 2012 und März 2013.

Im Vergleich zu anderen Küstengebieten lagen diese Gehalte scheinbar höher (Tabelle 13). Ein Rückgriff auf Angaben in einschlägiger Literatur war allerdings nicht möglich, weil z.B. Norén (2007) einen 80 µm- Filter und (Norén und Naustvoll, 2010) einen 10 µm-Filter verwendeten.

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 13: Mikroplastikgehalte in schwedischen Küstengewässern (Quelle: Norén und Naustvoll, 2010).

	The amount of particles in number per m ³					+/- sd
	Red fibres	Blue fibres	Black / transp.	Milky-white spheres	Σ particles per m ³	
Lysekil, Southern harbour	50	1 900	450	0	2 400	
Lysekil, Southern harbour, inner harbour	100	550	500	0	1 150	
Lysekil, Southern harbour, nrthern Släggö	50	350	200	0	600	
Lysekil, outer Släggö	50	100	50	0	200	
Björkö harbour, mean of 2 samples	0	400	250	0	450	283
Björkö ferry, mean of 3 samples	0	200	100	0	167	126
Tjuvkils huvud, harbour	50	200	0	0	250	
Stenungsund, location 3	25	0	25	1 575	1 625	
Stenungsunds leisure-boat harbour	50	150	50	850	1 100	
Stenungsund, location 4	50	300	50	750	1 150	
Stenungsund, industrial harbour	0	150	0	102 400	102 550	
Lysekil, Gäven-Byxeskär	80	120	320	40	560	
Lysekil, Gäven	70	160	80	0	310	

Es erscheint daher dringend geboten, sich national/international auf verbindliche Ober- und Untergrenzen zu verständigen. Nur so kann eine Vergleichbarkeit der Daten hergestellt und die Belastungssituation der Küstenmeere und der in sie mündenden Flüsse miteinander verglichen werden.

Sedimentproben

Die Wassergehalte der untersuchten Sedimente lagen stromaufwärts von Bremerhaven bei 80 % und indizierten feinkörnige, d.h. schluffige Sedimente mit einem höheren Tonanteil. Die bei Flusskilometer 61 und 65 beprobten Sedimente waren Feinsande (Abbildung 47).

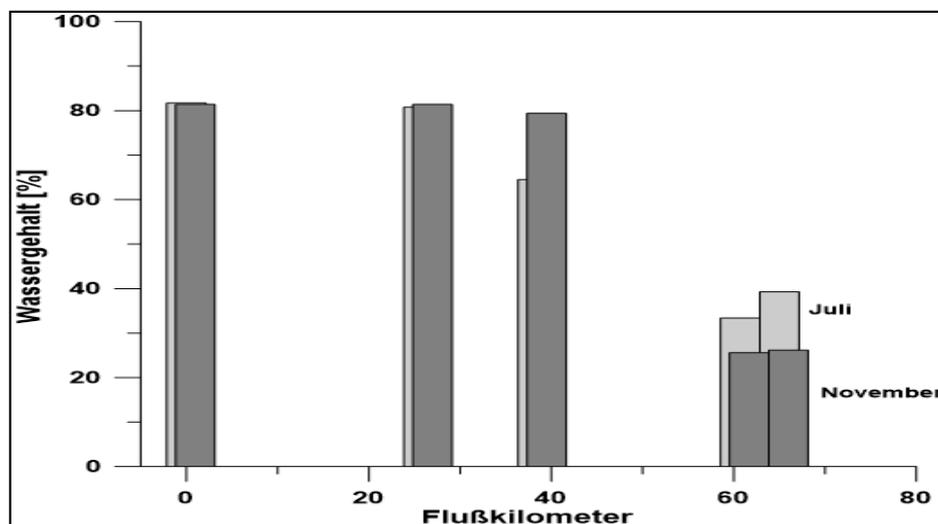


Abb. 47: Wassergehalte der untersuchten Sedimente.

Ergebnisse und Diskussion

Die Sedimente am Bremer Wehr sind Mittelsande mit einem geringen Schluffanteil. Feinschluff ($2 - 63 \mu\text{m}$) und Ton ($<2 \mu\text{m}$) fehlen erwartungsgemäß wegen der Transportfähigkeit des Fließwassers fast durchgehend. Zwischen den Juli- und Novemberproben gibt es, mit Ausnahme der Station bei Flusskilometer 65, eine sehr gute Übereinstimmung der Korngrößen (Abbildung 48).

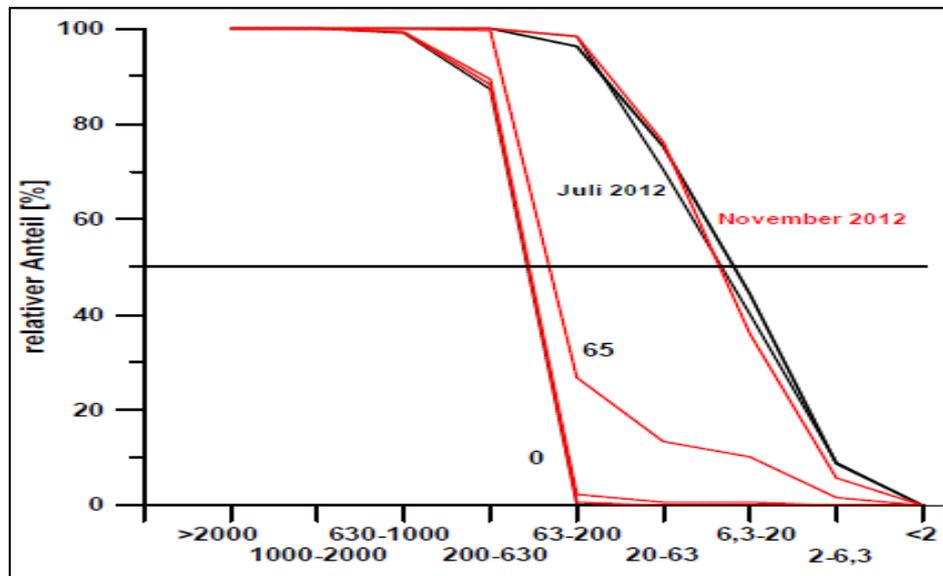


Abb. 48: Korngrößensummenkurven der untersuchten Sedimente. Zahlen an den Kurven= Flusskilometer. Bestimmung mit Laserdiffraktometrie.

In den untersuchten Sedimentproben fanden sich relativ wenig Mikroplastikpartikel (Abbildung 49). Dabei lagen die Werte im Juli deutlich höher als im November. Dies kann allerdings nicht unbedingt als Hinweis auf saisonale Variabilität gewertet werden, da Untersuchungen von Liebezeit und Dubaish (2012) an Sandstränden eine vergleichbar hohe Variabilität zwischen Unterproben zeigten (Abbildung 50).

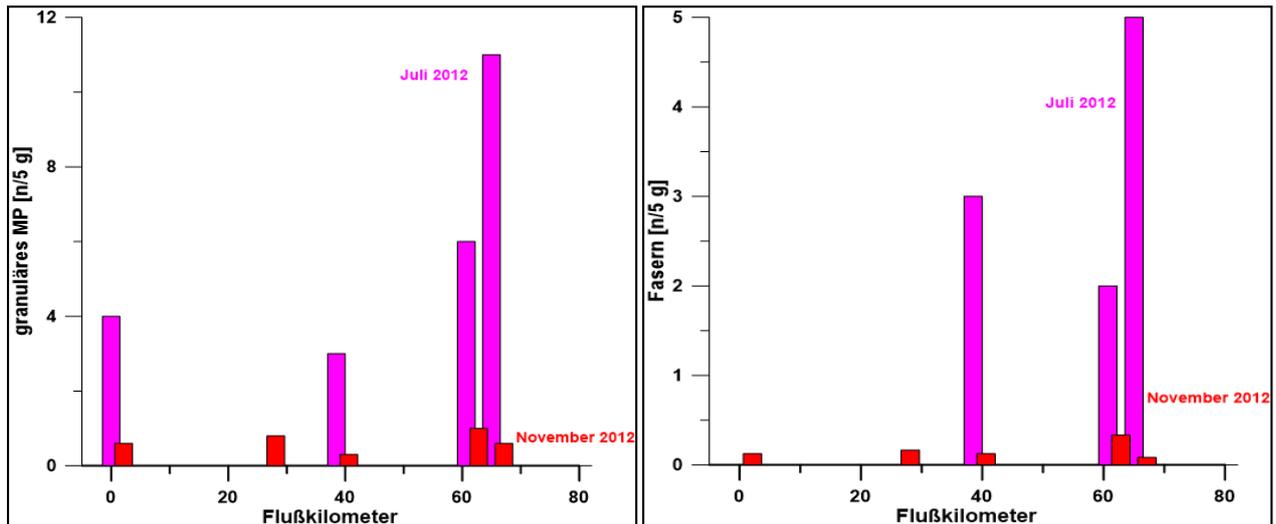


Abb. 49: Granuläres Mikroplastik und Fasern in Wesersedimenten.

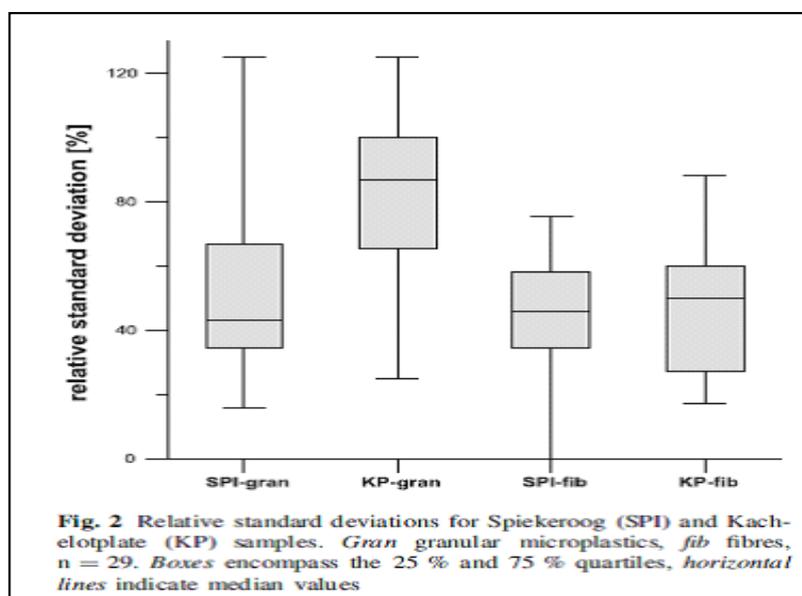


Abb. 50: Relative Standardabweichungen der Mikroplastikfraktionen in Strandsänden (Quelle: Liebezeit und Dubaish, 2012).

Eine Beziehung zum Wassergehalt und damit zum Typ der Sedimente wurde nicht gefunden. Dies bestätigten Befunde von Dubaish und Liebezeit für den Jadebusen, bei denen Beziehungen der Mikroplastikfraktion weder zum Median der Korngrößenverteilung noch zum Gehalt an organischem Kohlenstoff gefunden wurden.

Im Vergleich zu den erwähnten Stranddaten oder Daten aus Sedimenten des Jadebusens sind die Gehalte deutlich niedriger. Hier werden Werte von bis zu 500 granulären Partikeln erreicht, während Fasern nur geringfügig höhere Werte haben. Es müsste anhand einer größeren Probenzahl und Erfassung der Begleitparameter wie Korngrößenverteilung oder Gehalt an organischem Kohlenstoff genauer untersucht werden, inwieweit dies auf die unterschiedlichen Sedimentationsbedingungen zurückzuführen ist. Da zur Zeit auch noch nicht klar ist, wie spezifisch leichte Polymerteilchen (Polyethylen, Polypropylen) aus der Wassersäule in das Sediment gelangen, kann über einen möglichen Einfluss von stärkerer Strömung in der Weser auf das Absinken nur spekuliert werden.

6.3 Ostfriesische Inseln

Strandproben wurden von der ostfriesischen Insel Spiekeroog und von der Kachelotplate (W Juist) bearbeitet (Abbildung 51). In allen untersuchten Proben konnte Mikroplastik festgestellt werden.

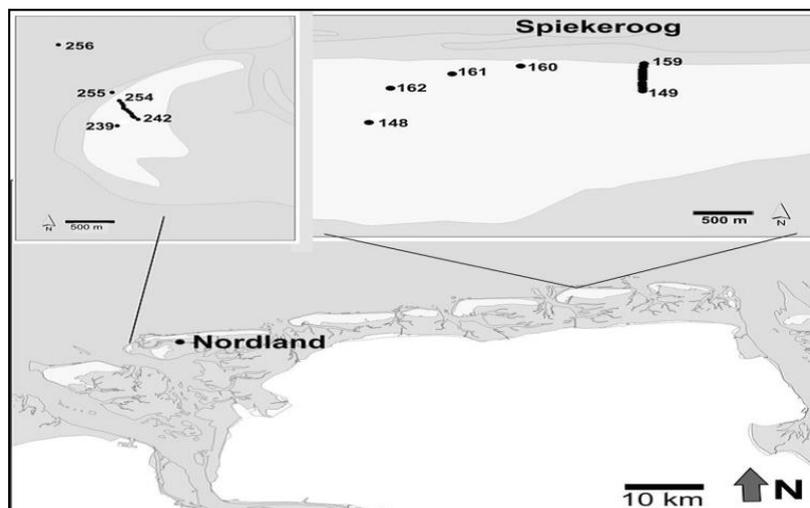
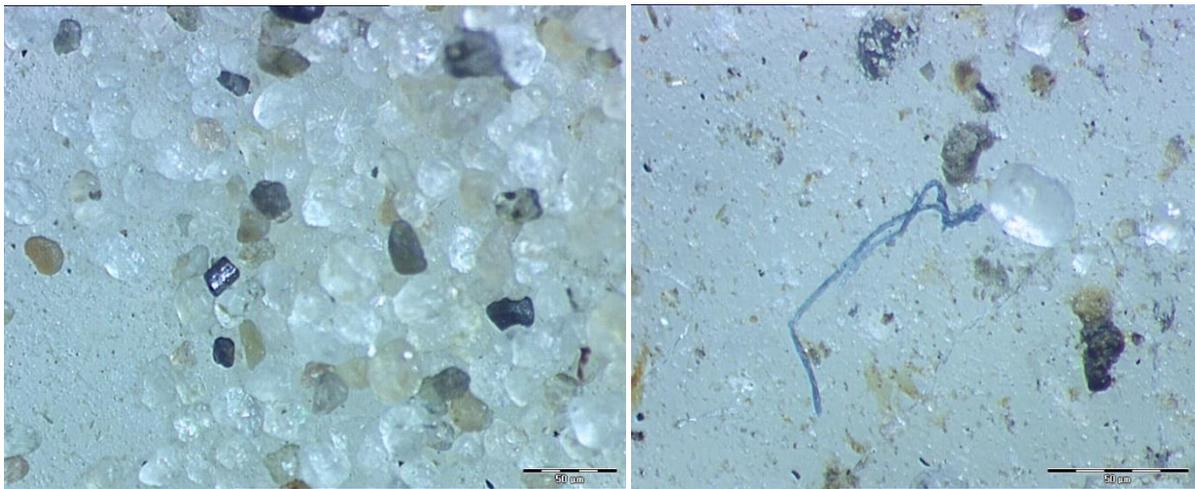
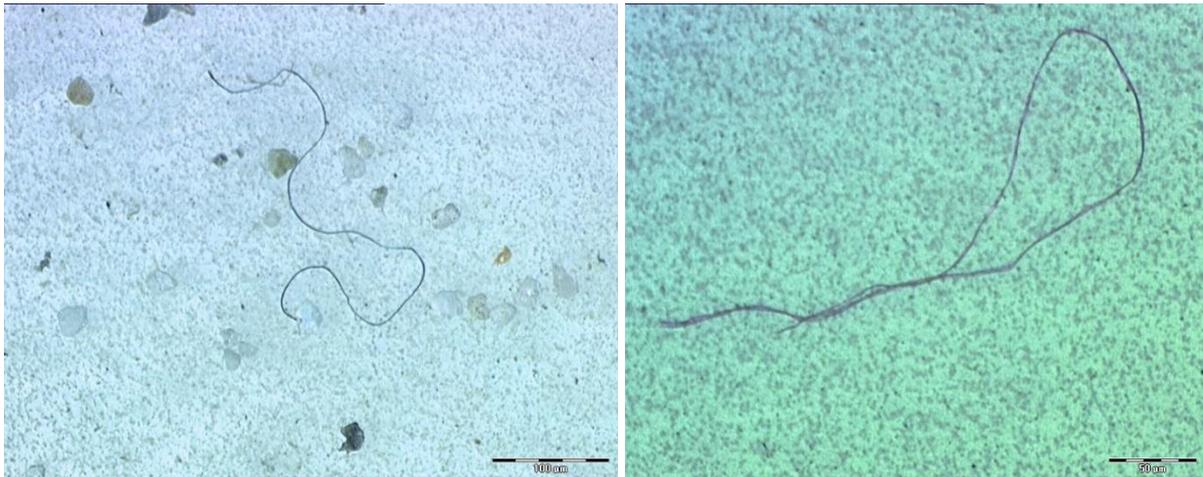


Abb. 51: Die Probennahmestationen im Niedersächsischen Wattenmeer.

Auffällig ist, dass sich trotz der relativ großen räumlichen Nähe deutliche qualitative Unterschiede in der Zusammensetzung des Mikroplastiks zeigen. An den Stränden der Ostfriesischen Inseln wurden keine pre-production pellets gefunden. Während auf der Kachelotplate und auf Spiekeroog eindeutig Granulate dominieren, finden sich auf Langeoog vermehrt Fasern und Fragmente (Abbildung 52). Daneben kommen auch Fragmente biogenen Ursprungs vor (Abbildung 53 Spiekeroog).



Kachelotplate

Langeoog

Abb. 52: Mikroskopische Aufnahmen der angereicherten Mikroplastikfraktionen. Größenskala 50 µm.



Spiekeroog

Abb. 53: Biogene Fragmente.

Ergebnisse und Diskussion

In den Sedimentproben der Kachelotplate wurden Mikroplastikpartikel zwischen 0 und 621 Granulate/10g und zwischen 1 und 14 Fasern/10g gefunden (Abbildung 54 und 55). Die höchste Anzahl an Mikroplastikpartikeln wurde an der Hochwasserlinie bestimmt. Dies steht im Einklang mit Beobachtungen von McDermid und McMullen (2004), die feststellten, dass die höchste Zahl an Mikroplastikpartikeln verschiedener Größen zwischen der Hochwasserlinie und der Berme gefunden wurde. An anderer Stelle von Spiekeroog zeigte die Dünenprobe 148 zwischen 15–58 Partikel/10g (mit einem Mittelwert von 38). Diese lag innerhalb des Dünengürtels mit mehr oder weniger geschlossener Pflanzendecke. Dies deutet darauf hin, dass hier möglicherweise Mikroplastik durch Windverfrachtung aufgebracht und anschließend von der Pflanzendecke überwuchert wurde.

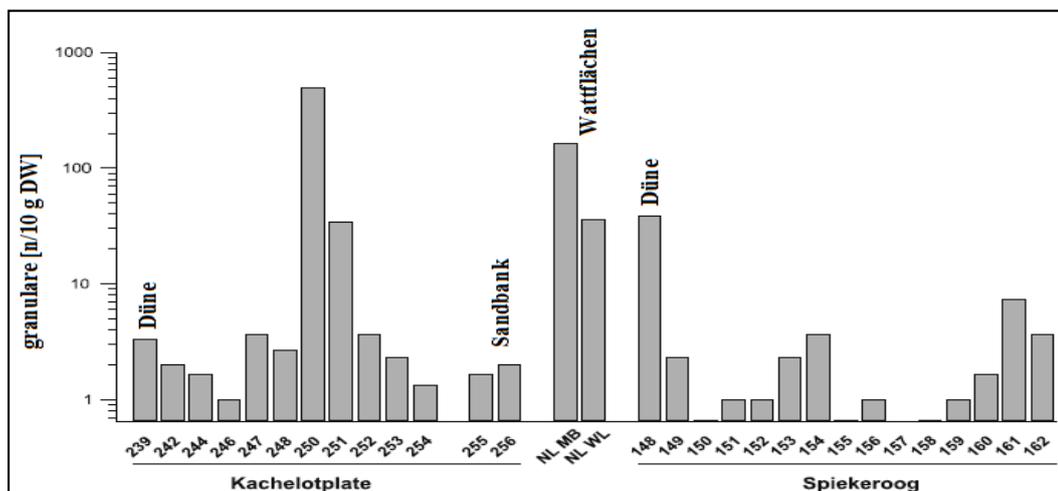


Abb. 54: Mittelwert der Zahlen des granulären Mikroplastiks an Stränden der Kachelotplate und Spiekeroog.

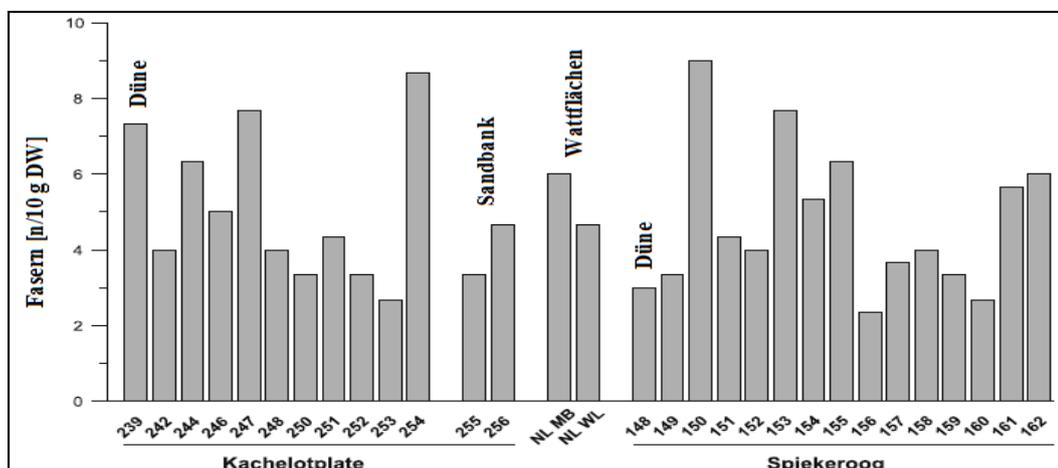


Abb. 55: Mittelwert der Zahlen von Mikroplastikfasern an den Stränden der Kachelotplate und Spiekeroog.

Sowohl die Wattproben als auch die Strandproben wiesen eine größere Anzahl an granulärem Mikroplastik auf. Hier zeigten die Proben der Muschelbank höhere Werte als die Proben, die an der Niedrigwasserlinie genommen wurden. Dies könnte auf der Tatsache beruhen, dass die Nordland-Bereiche mit feinkörnigen Sedimenten dominieren. Das Ergebnis zeigte eine mikrobielle Biofilmbildung auf Mikroplastikpartikel (e.g. Lobelle und Cunliffe, 2011) und die anschließende Verbindung mit anorganischem Material, wodurch sich das spezifische Gewicht erhöhte und das Material somit sedimentierte. Strände sind sehr dynamische Gezeitenzonen. Sie sind mehr nämlich mehr Wellenenergie und damit einer höheren Mikroplastikbelastung ausgesetzt sein. Dies deckte sich mit Daten zu Sedimenten des Jadebusens, wo es einen Zusammenhang zwischen der Korngröße und der Menge an Mikroplastik gab, also feinkörnige Sedimente größere Mengen an Mikroplastik enthielten.

Bezüglich der Verteilungsmuster zeigten Fasern im Gegensatz zu granulärem Mikroplastik eine homogenere Struktur. Doch konnte weder an der hohen Wasserlinie noch in den Dünen selbst eine Anreicherung festgestellt werden. Ebenso wenig erhöhten sich die Zahlen in den Wattproben. Diese Werte legen nahe, dass entweder Fasern nicht so zahlreich wie Granulate in der Suspension vorhanden sind oder sie ein anderes Verhalten im Absinken zeigen, z.B. durch Windeinflüsse.

Typische Beispiele für angetroffenes Mikroplastikmaterial werden in Abbildung 56 gezeigt. Es wurden lediglich Granulate und Fasern, jedoch keine Fragmente entdeckt. Allerdings berichteten (Claessens *et al.*, 2011) von belgischen Stränden, dass dieser Mangel besonders deshalb bemerkenswert war, weil sich häufig Plastikfolien bei Untersuchungen von Makromüll befanden. Ebenfalls ergaben Daten, erhoben durch Liebezeit von Mai 2007 und Februar 2011, in 29 Untersuchungen für die Kachelotplate 913 Folienteile und Plastiktüten mit insgesamt 3.145 Stück Makroplastik. Obwohl durchaus zu erwarten gewesen wäre, Fragmente zu finden, bleibt die Frage nach ihrem völligen Ausbleiben zurzeit noch unbeantwortet. Ebenso waren keine Polystyrol-Granulate (Claessens *et al.*, 2011) nachzuweisen, was aber mit der Tatsache begründet werden kann, dass auf der Kachelotplate Polystyrol- Makromüll extrem selten gefunden wurde.

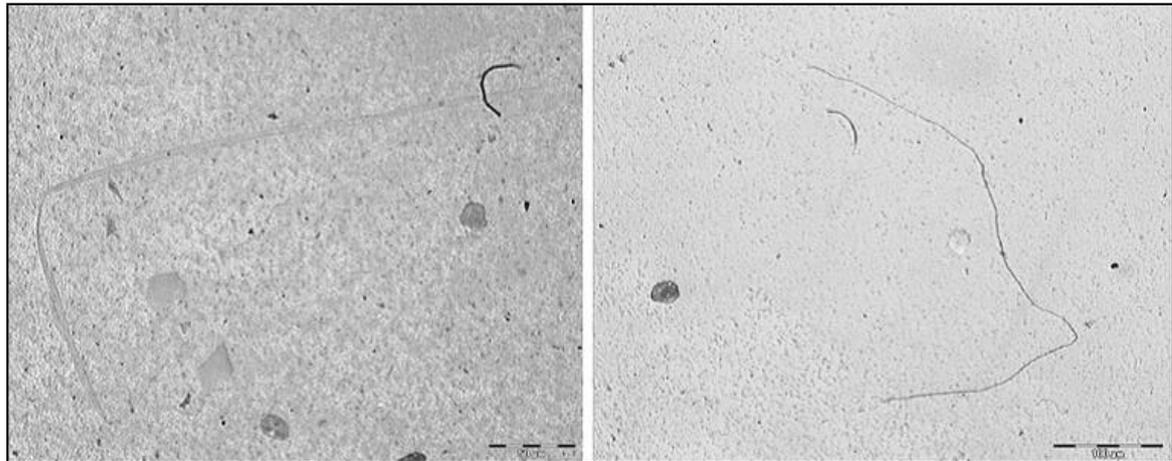


Abb. 56: Beispiele für Mikroplastik in Form von Fasern und Granulaten, links: Kachelotplate (Maßstab 50 µm) und rechts: Spiekeroog (Maßstab 100 µm).

Die überwältigende Mehrheit der Granulate waren von einer Größe $<100\ \mu\text{m}$, was anzeigt, dass Vorproduktionsgranulate (pellets) nicht in großem Ausmaß zur Belastung der Strände beitragen. Es ist zu vermuten, dass Mikroplastikpartikel aus Kosmetika die Hauptquelle im niedersächsischen Wattenmeer sind. Auf Grundlage unserer Daten (Tabelle 14) und aus der Literatur (Zitko und Hanlon, 1991; Gregory, 1996; Fendall und Sewell, 2009) kann davon ausgegangen werden, dass es wegen des beträchtlichen Gehalts an Mikroplastik besonders die Peelings in den Kosmetika sind, die in den Kläranlagen gefunden wurden. Möglicherweise sind sie die größte Quelle der Verschmutzung durch Plastik in den Küstengewässern. Es sollte zusätzlich darauf hingewiesen werden, dass ebenfalls wasserlösliche Polyacrylate einen identifizierbaren Rückstand lassen, wenn auch, nach Eintrocknen, mit einem niedrigeren Gehalt, wobei zu berücksichtigen ist, dass sie schnell abbauen. Auch der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND) veröffentlichte im Februar 2014 eine Liste mit kosmetischen Produkten, die Mikropartikel aus Kunststoff enthalten.

Die am häufigsten in kosmetischen Produkten verwendeten Polymere sind Polyethylen (PE), Polypropylen (PP) und Polyamide (PA). Daneben werden jedoch auch Ethylen-Vinylacetat-Copolymere (EVA), Polyurethan (PUR) und Copolymere von Acrylnitril mit Ethylacrylat oder andern Acrylaten (ANM) genutzt. Das niederländische ‘Instituut voor milieuvraagstukken’ (IVM) wies in kosmetischen Produkten darüber hinaus Mikropartikel aus Polyethylenterephthalat (PET) und Polymethylmethacrylat (PMMA) nach (Leslie *et al.*, 2012).

Tab. 14: Plastik in kommerziellen Duschgels und Peelings.

Produkt	Gewicht %	Art
1	0,07	ACR Co
2	0,01	ACR Co
3	1,84	PE
4	1,24	B/E Co
5	1,12	PE
6	2,44	PE
7	4,74	PE

ACR Co Acrylat-Copolymer, PE Polyethylen, Co Butylen / Ethylen-Copolymer BE

Ebenso können Mikroplastikfasern Ableitungen aus Kläranlagen (Habib *et al.*, 1998; Browne *et al.*, 2011) und Resten von Seilen (Thompson *et al.*, 2004) entstammen. Bemerkenswerterweise wurden auch 15 Jahre nach Aufbringung als Dünger für Böden Fasern in Klärschlamm entdeckt (Zubris und Richards, 2005).

In Sedimenten aus dem Naturschutzgebiet von Norderney wurden weniger Mikroplastikpartikel gefunden (Fries *et al.*, 2013) als es unsere Ergebnisse von den zwei ostfriesischen Inseln zeigen. Dies könnte an den unterschiedlichen Strömungs- und Ablagerungsbedingungen an den verschiedenen Probenstellen und ihren unterschiedlichen Eigenschaften als Erosions- bzw. Akkumulationszonen liegen. Auch anthropogen verursachte Faktoren treten auf (Dixon und Dixon, 1981). Weitere wichtige Faktoren sind Gezeiten, Lage am Strand, Physiographie, Orientierung und Lichteinfall, Strandexposition, Strandtyp, Strandnutzung und die Entfernung des Strandes von einer Verschmutzungsquelle und menschlichen Aktivitäten (Gregory, 1977; Dixon und Dixon, 1981; Shiber, 1987; Garrity und Levings, 1993).

In den Sedimenten des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer mit seinen ökologisch sensiblen Biotopen konnten zum ersten Mal Partikel aus Polyethylen (PE), Polypropylen, Polystyrol, Polyamid, chloriertes PE und chloresulfonierte PE als Mikroplastik nachgewiesen werden. Die Partikel enthielten Diethylhexylphthalat (DEHP), Dibutylphthalat (DBP), Diethylphthalat (DEP), Diisobutylphthalat (DIBP), Dimethylphthalat (DMP), Benzaldehyd und 2,4-Di-tert-butylphenol. Zusätzlich wurden mit einem Rasterelektronenmikroskop mit Hilfe einer energiedispersiven Röntgenspektroskopie Titandioxid-Nanopartikel, Barium, Schwefel und Zink identifiziert (Fries *et al.*, 2013).

6.4 Fischmägen

Fische weisen einen hohen Artenbestand auf und sind von großer ökologischer und kommerzieller Bedeutung (Nelson, 2006). Sie sind geeignet als empfindliche Indikatoren von Stress und seiner Auswirkungen in aquatischen Lebensräumen (McCauley, 1990). Studien an mehreren Fischarten zeigen, dass weltweit, einschließlich pelagischer Lebensräume, im Darminhalt dieser Fische Plastikpartikel gefunden wurden, (Davison und Asch, 2011; Lusher, McHugh und Thompson, 2013), Auch in Flussmündungen und Buchten waren die Fische kontaminiert (Carpenter und Smith, 1972).

Obwohl der Magen- Darm-Trakt (MDT) in allen untersuchten Exemplaren Mikroplastik enthielt, hat das Verschlucken von Mikroplastik durch Fische bis jetzt wenig Beachtung gefunden (Hammer *et al.*, 2012).

Im Jadebusen und in der Unterweser

Die mittleren Fasergehalte in den Fischen vom Jadebusen lagen bei $2,2 \pm 2,8$, während in der Weser alle Fischarten $5,3 \pm 2,8$ Fasern/Fisch zeigten, wobei sogar Werte von 2 bis 11 Fasern/Fisch gefunden wurde (Abbildung 57), bei einer allerdings wenig homogenen Verteilung, sowohl zwischen den beiden Probennahmeorten, als auch zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. Der Anteil von granulärem Mikroplastik betrug bei *O. eperlanus* (Stint) 0 bis 11 und bei *A. fallax* (Finte) 20 bei einem Mittelwert von $3,7 \pm 4,7$ Granulate / Fisch (Abbildung 58). Bei 71 % der Individuen fand sich Mikroplastik in Fischmägen. Diese Fragmente erfuhren bei diesen Proben keine Auswertung, da hier die sehr hohe Wahrscheinlichkeit bestand, dass die Chitinfragmente aus der Nahrung von den Mikroplastikfragmenten nicht unterschieden werden konnten. Die Chitinfragmente waren zu dicht und verschwanden auch nach der Behandlung mit Wasserstoff (H_2O_2) nicht.

Die entsprechenden Werte in dieser Arbeit für die Häufigkeiten sind 29,1 % Granulate (Weser), 100 % Fasern (Weser) und 25,0 % Fasern (Jadebusen). Diese höheren Werte zeigen, dass in den Gewässern dieser Fluss - und Küstengebiete eine höhere Belastung mit Mikroplastik vorlag. Zwischen der Gesamtzahl an Mikroplastik und der Länge der Fische gab es keine signifikante Beziehung, ein schwach ausgeprägter Trend zu höheren Mikroplastikzahlen bei größeren Exemplaren ist allerdings erkennbar.

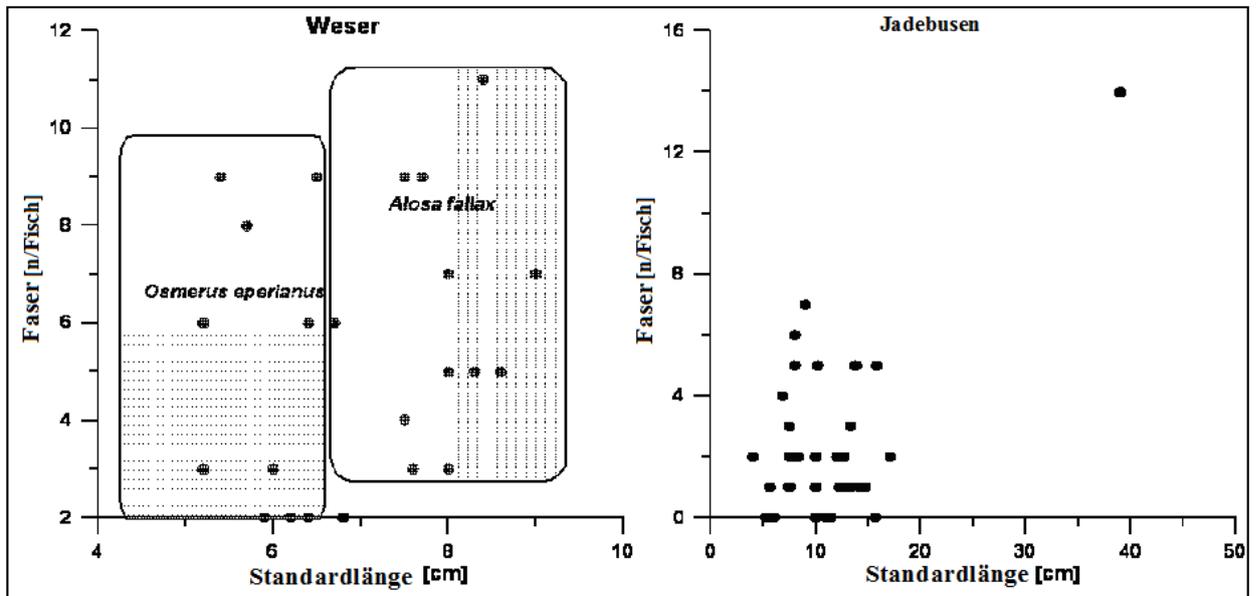


Abb. 57: Zahlen der Fasern in Fischen aus der Weser und dem Jadebusen.

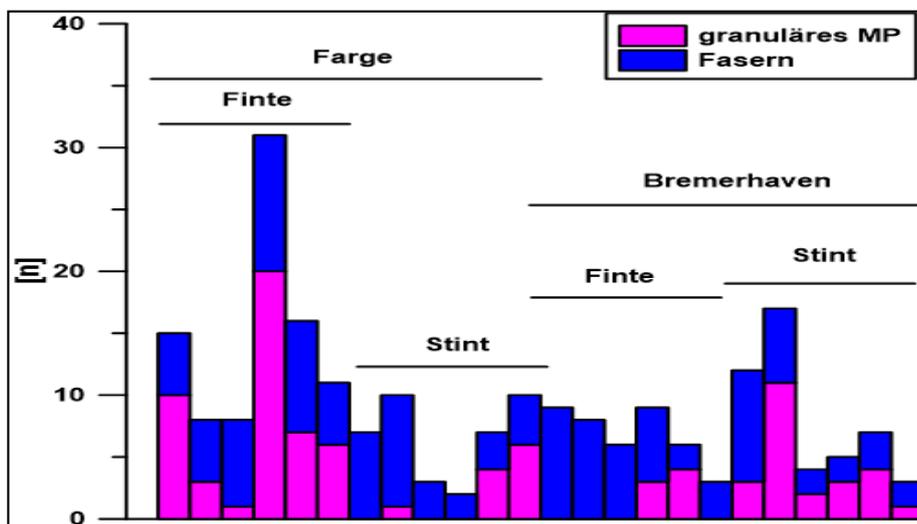


Abb. 58: Absolute Gehalte von Mikroplastik in Fischmägen.

Da Finte eine Länge bis zu 10,5 cm und Stinte bis zu 8 cm, gelegentlich auch 30 cm, erreichen können, kann erst die Untersuchung weiterer, längerer Exemplare Aufschluss darüber geben, ob das aufgenommene Mikroplastik im Magen- Darm-Trakt verbleibt oder ausgeschieden wird (Abbildung 59).

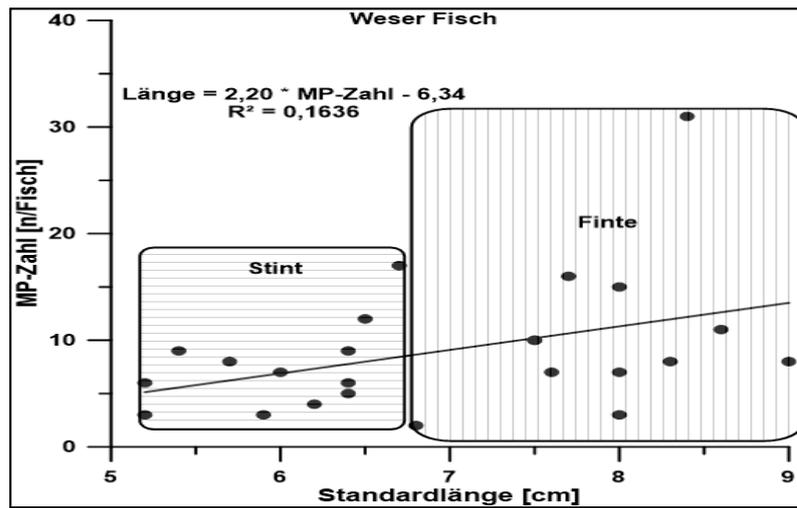
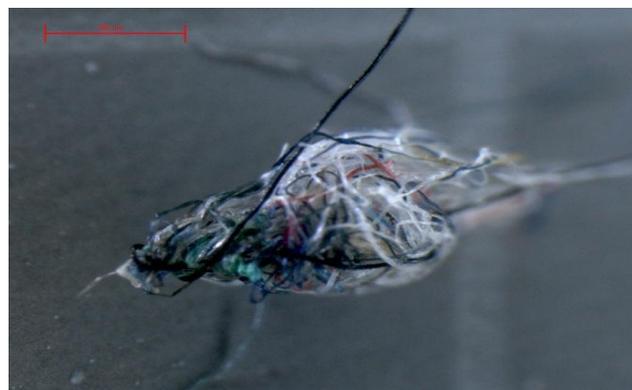


Abb. 59: Beziehung der Anzahl von Mikroplastikpartikeln zur Fischlänge.

Da Fasern in Fischmägen häufig vor allem verknäult vorliegen (Abbildung 60), lässt sich vermuten, dass diese nicht ausgeschieden werden, sondern akkumulieren.



Knäuel aus Fasern bei 80 facher Vergrößerung

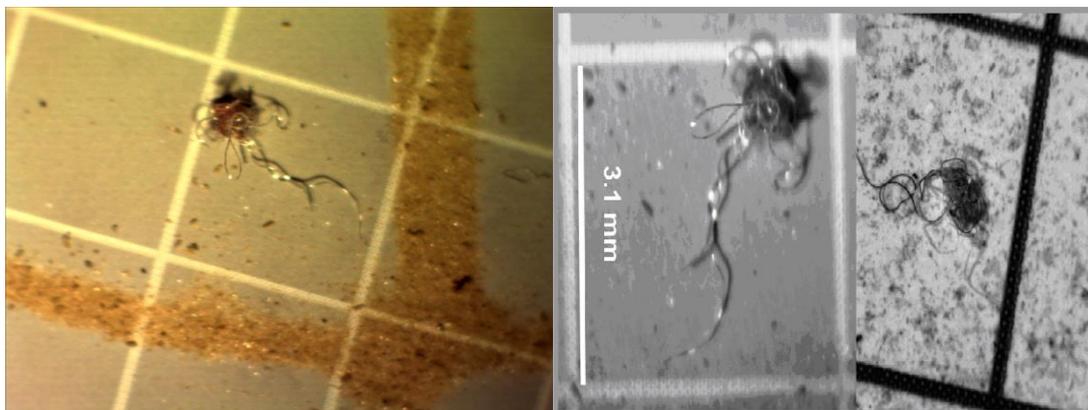


Abb. 60: Rechts: Beispiel einer verknäulten Faser aus dem Magen eines Herings von 13 cm Standardlänge. Links und Mitte: Beispiel einer verknäulten Faser aus dem Magen eines Fisches vom Jadebusen.

Mikroplastik kann von Organismen aufgenommen werden, was zu negativen physiologischen Auswirkungen führt. Von der Einnahme von Mikroplastik durch wirbellose Tiere in Süßwasser wurde außerhalb des Labors nicht berichtet. Rachel R. *et al.* (2017) zeigen die Einnahme von Mikroplastikpartikeln durch den gemeinen Schlammröhrenwurm (*Tubifex tubifex*) in einem großen städtischen Gewässer, der vom River Irwell, Manchester, UK, gespeist wird. Die Wirtssedimente hatten mikroplastische Konzentrationen im Bereich von 56 bis 2544 Teilchen kg^{-1} . 87% der mit *Tubifex* aufgenommenen mikroplastischen Partikel waren Mikrofasern (55-4.400 μm Länge), während die restlichen 13% Fragmente (50-4500 μm Länge) waren. Die FT-IR-Analyse zeigte die Aufnahme einer Reihe von Polymeren, einschließlich Polyethylenterephthalat (Polyester) und Acrylfasern. Während Mikrokügelchen in der Wirt-Sediment-Matrix vorhanden waren, wurden sie in *Tubifex*-Wurmgewebe nicht nachgewiesen. Es bestand jedoch eine begrenzte Selektivität bei der Aufnahme von Mikroplastik innerhalb der Fragment- oder Fasersubtypen. Die mittlere Konzentration des aufgenommenen Mikroplastiks betrug $129 \pm 65,4$ Partikel g^{-1} Gewebe. Rachel R. *et al.* (2017) zeigen auch, dass Mikroplastik in *Tubifex*-Würmer länger erhalten bleibt als andere Komponenten der aufgenommenen Sedimentmatrix. Die mikroplastische Aufnahme von *Tubifex*-Würmern stellt ein signifikantes Risiko für den trophischen Transfer und die Biomagnifikation von Mikroplastik in der aquatischen Nahrungskette dar.

Fische, die mit diesem Zooplankton gefüttert wurden, schieden diese Filamente nicht aus. Dass auch in den Proben von Weser und Jadebusen höhere Faseranteile gefunden wurden, kann möglicherweise auch auf eine solche Quelle zurückgeführt werden. Ebenso ist ohne weitere Untersuchungen nicht auszuschließen, dass Fasern aus Kläranlagen ebenfalls zur Belastung der Unterweser beitragen (Dubaiş und Liebezeit, 2013). Allerdings ist bis heute wenig über die Auswirkungen von Plastikaufnahmen unter Fischarten bekannt. Dies ist weitgehend damit zu erklären, dass Stichproben nicht häufig genug gemacht wurden und es somit fast keine Beweise für die erhöhte Sterblichkeit unter Fischen gibt (Hoss und Settle, 1990).

Plastikmüll (<1 mm) hat also weltweit direkte Auswirkungen auf die aquatischen Habitate einer großen Reihe von Arten. Beträchtliche Risiken entstehen, wenn solch kleine Plastikfragmente mit chemischen Schadstoffen verbunden sind und dann vom umgebenden Wasser sorbiert werden. Spezifische Gefahren bzw. Schäden, die von einer komplexen Mischung aus Plastik und angesammelten Schadstoffen herrühren, sind noch weitgehend unbekannt (Chelsea *et al.*, 2013).

Ein oft zu beobachtendes, noch nicht richtig verstandenes Problem ist das Ausmaß der Sorption durch die Umwelt von Chemikalien im Verbund mit Plastikmüll (Hirai *et al.*, 2011; Rochman *et al.*, 2013) oder deren Entstehung (Teuten *et al.*, 2009; Lithner *et al.*, 2011) Als Folge der Einnahme dieser schädlichen Mischung kommt es zur Bioakkumulation in den Tieren. Erkenntnisse aus Laboruntersuchungen beziehen sich auf die Bioakkumulation von polybromiertem Diphenylether (PBDE) und Flammschutzmitteln (Gaylor *et al.*, 2012), welche bei der Plastikproduktion hinzugefügt werden. Plastik mit sorbierten Chemikalien verbreiten sich großräumig und werden selbst in Regionen gefunden, die weit entfernt von den Quellen der Verschmutzung liegen (Hirai *et al.*, 2011).

US-Forscher haben erkannt, dass sich die winzig kleinen Plastikpartikel auch in der Leber von Fischen ablagern und Schäden anrichten, wie neueste Untersuchungen von Rochman *et al.* (2013) an japanischen Reisfischen (*Oryzias latipes*) zeigten, die Mikroplastikfragmente aus Polyethylen, PAH, PCB und PBDE aufgenommen hatten. Chelsea *et al.* (2013) berichteten, dass Fische freischwebende Mischungen aus Polyethylen, verbunden mit chemischen Schadstoffen, aus der Meeresumwelt sorbierten. Die Bioakkumulation dieser chemischen Schadstoffe zeitigte in der Folge eine toxische Wirkung auf die Leber. Fische fressen Plastikpellets (Polyethylen-Fragmente) und zeigen Anzeichen von Stress, wenn auch weniger gravierend, als Fische, die Polyethylen-Fragmente aus dem Meer aufnehmen.

Carme Alomar *et al.* (2017), analysierten insgesamt 417 Streifenbarben (*Mullus surmuletus*), um mikroplastische Einnahme zu studieren. Die Leber von Fischen wurde untersucht, um Effekte von Mikroplastik zu erforschen. Fast ein Drittel (27,30%) der Individuen wurde quantifiziert, um Mikroplastik aufzunehmen, obwohl es keinen Hinweis auf oxidativen Stress oder Zellschäden in der Leber von Fischen gab, die Mikroplastik aufgenommen hatten. Es wurde eine geringe Zunahme der Aktivität der Glutathion-S-Transferase (GST) von *M. surmuletus* festgestellt, was auf eine Induktion der Entgiftungssysteme hindeuten könnte. Fische aus Trammelnetzen, die sich näher an Land befanden, waren größere Individuen und wiesen höhere Mittelwerte für Mikroplastik auf als die Fische aus der Schleppnetzfisherei, d.h. die Aufnahme von Mikroplastik nimmt mit der gesamten Fischlänge zu. Infolgedessen beziehen sich die Einnahme-Werte von Mikroplastik auf die Länge der Fische und nicht auf die Entfernung zum Land, was einen weiteren Beweis für die Allgegenwart von Mikroplastik in der Meeresumwelt lieferte (Carme Alomar *et al.*, 2017).

Jeff Wagner *et al.* (2017) charakterisierten Mikroplastik in Fischmägen mittels optischer Mikroskopie, Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersiver Röntgenspektroskopie (SEM / EDS), Fourier-Transformations-Infrarot (FTIR) -Mikrospektroskopie und Raman-Mikrospektroskopie (RMS). Diese Methoden wurden erfolgreich an Laborfischen, die Referenzmikroplastik ausgesetzt waren, sowie an Schleppnetzen an der Meeresoberfläche und an Fischproben aus subtropischen Kreisläufen gezeigt. Polyethylen (PE), Polypropylen (PP) und gemischtes PE + PP Mikroplastik wurden in den Mägen von im Ozean gefangenen Laternenfischen nachgewiesen, wobei der Großteil aus PE bestand. Ein fast leerer Laternenfisch-Magen enthielt eine lange PE-Faser, die den Verdauungstrakt zu blockieren schien. Geringe Mengen an Fett, Proteinen und Kohlenhydraten wurden durch FTIR auf vielen mikroplastischen Oberflächen nachgewiesen. Die Schleppnetzproben des Pazifischen Ozeans ergaben ähnliche plastische Zusammensetzungen wie die Fischmägen und Polystyrolteilchen. Von den 115 durch FTIR (15 µm bis 5 mm) analysierten Ozeanpartikeln waren 25 Partikel Mikroplastik (600 µm bis 5 mm). Die mikroplastischen PE + PP Copolymermischungen waren von den vier beobachteten Typen am sichtbarsten abgebaut. FTIR und SEM / EDS identifizierten Mikroschalenstücke in den Fischzungen der Ozeanfische, die nur durch optische Mikroskopie dem Mikroplastik ähnelten. (Jeff Wagner *et al.*, 2017).

Lusher *et al.* (2012) haben in einer Studie beobachtet, dass von 184 untersuchten Exemplaren aus dem Ärmelkanal mit 36,5 % Plastikpartikeln belastet waren. Alle Fische der fünf demersalen und fünf pelagischen Arten hatten Plastik aufgenommen. Der mittlere Gehalt betrug 1.90 ± 0.10 Teilchen/Fisch. Mit Hilfe der FT-IR Spektroskopie wurden Polyamide (35,6 %) und das semi-synthetische cellulosehaltige Material Rayon (57,8 %) als am häufigsten vorkommend identifiziert. Da es keinen signifikanten Unterschied zwischen pelagischen und demersalen Fischen gab, vermuten die Autoren eine indiskriminante Aufnahme als Folge des ubiquitären Vorkommens von Mikroplastik. Ähnliche Fragmente wurden in 8 von 13 Fischarten an der Küste Neuenglands gefunden (Derraik, 2002).

Die Aufnahme von Mikroplastik (<5 mm) wurde bei Fleckhaifischen auf den Balearischen Inseln registriert. Insgesamt wurden 125 Individuen auf mikroplastische Aufnahme untersucht. Die Ergebnisse zeigten, dass 16,80% der Proben einen Mittelwert von $0,34 \pm 0,07$ Mikroplastik / Individuum eingenommen hatten. Das Völlegefühl des Magens lag zwischen 0,86 und 38,89%, und Regressionsanalysen zeigten, dass die Mägen mehr Mikroplastik enthielten. Eine höhere Menge an Mikroplastik von Textilfasern wurde identifiziert im Vergleich zu Granulat- oder Hartplastik (Alomar und Deudero, 2017).

Juan Bellas *et al.* (2016) studierten die Aufnahme von Mikroplastik in drei kommerziell relevanten Grundfischarten der spanischen Atlantik- und Mittelmeerküste, des kleingefleckten Katzenhais, des europäischen Seehechts, *Merluccius merluccius*, der Rotbarbe, *Mullus barbatus*, und der roten Meerbarbe. Insgesamt wurden 212 Fische untersucht, 72 Katzenhaie, 12 Seehechte und 128 Rotbarben. Der Anteil der Fische mit Mikroplastik lag bei 17,5% (15,3% Katzenhai, 18,8% Rotbarben und 16,7% Seehecht), durchschnittlich $1,56 \pm 0,5$ Partikel pro Fisch, und die Größe des Mikroplastiks lag zwischen 0,38 und 3,1 mm.

Diese Befunde bestätigen das aus anderen Literaturen bekannte Phänomen, dass Fische Mikroplastikpartikel aufnehmen. In den Mägen von *Alosa fallax* (Finte) aus dem Golf von Danzig wurden Plastik (3,4 %), Pflanzenreste (1,7 %), kleine Steine und Holzreste (6,8 %) gefunden. Dieser Wert des Gewichts lag bei <1 % des Gesamtgewichtes des Magens (Skóra *et al.*, 2012).

Davison und Asch (2011) berichten, dass im subtropischen Nordpazifik insgesamt 141 Fische (27 Arten, 4 Familien) untersucht wurden. Dabei enthielten die Mägen von 13 Fischen Plastikteilchen, das heißt bei 9,2 % der untersuchten Exemplare. Dabei war das Vorkommen von Plastik in 4,8 % der mesopelagischen Arten, die keine Vertikalwanderungen ausführen (z.B. Gonostomatidae, Sternoptychidae, Stomiidae, *Nannobranchium regale* und *Taaningichthys bathyphilus*) und in 11,6 % der wandernden Arten (z.B. andere Myctophidae) von Interesse. Dieser Unterschied wurde auf ein geringeres Plastikangebot in den Wassertiefen, in denen die nicht wandernden Arten Nahrung suchen, zurückgeführt.

So berichtete Norén (2007), dass z.B. auch in schwedischen Meeressgewässern zwischen 250 und 102.550 Partikel/m³ durch ein 80 m langes Netz zurückgehalten wurden. Lattin *et al.* (2004), Moore *et al.* (2001) und Thompson *et al.* (2004) fanden in Küstenproben Mikroplastikpartikelgehalte im Bereich von 0,01 bis 20 Partikel/m³.

Carpenter *et al.* (1972) haben festgestellt, dass selektiv bei acht von 14 untersuchten Fischarten weiße opake Polystyrolpartikel (mittlere Größe 0,5 mm, Bereich 0,1 – 2 mm) gefunden wurden. Diese Autoren vermuten, dass die Einnahme dieses Mikroplastiks bei kleineren Fischen zu einer Blockierung des Darms führen könnte.

Hoss und Settle (1990) fanden für fünf der sechs untersuchten Arten eine Aufnahme von 0,1 bis 0,5 mm Polystyrolpartikel. Allerdings konnte nur in zwei Arten auch ein Verbleib im Verdauungstrakt festgestellt werden.

In Feldproben fanden Boerger *et al.* (2010) in sechs untersuchten Spezies im Mittel 2,1 Plastikteile/Fisch (Bereich 1,0 – 7,2). Über das Vorkommen von Teilchen <1 cm wird allerdings nicht berichtet. Von den jeweils 60 untersuchten Exemplaren der welsartigen *Cathorops spixii*, *Cathorops agassizii* und *Sciades herzbergii* aus dem Goiana-Ästuar (NO-Brasilien) hatten 18 % der Meerestiere 33 % und 18 % Plastik im Magen-Darm-Trakt (Possatto *et al.*, 2011). Dabei waren alle ontogenetischen Phasen (Larven, Juvenile, Adulte) betroffen. Der Hauptanteil des Plastiks stammte aus Nylonschnüren der lokalen Fischerei. Ebenso berichten Dantas *et al.* (2011) für *Stellifer brasiliensis* und *Stellifer stellifer*, zwei zu den Sciaeniden zählenden Ästuararten, dass Nylonfragmente in 9,2 % der *S. stellifer*- und 6,9 % in *S. brasiliensis*-Proben aus dem Goiana-Ästuar zu finden waren. Auch hier war lokale Fischerei die einzig mögliche Quelle der Verunreinigung. Ähnliche Ergebnisse erhielten Ramos *et al.* (2012) für drei Arten der *Gerreidae* im selben Ästuar.

Für Seebären (*Arctocephalus* spp.) wurden die im Kot gefundenen Mikroplastikpartikel (mittlere Länge 4,1 mm) auf ihre bevorzugte Nahrung, die pelagische Fischart *Electrona subaspera*, zurückgeführt (Eriksson und Burton, 2003).

Plastik fand sich in ~40 % Mageninhalten von *Myctophum lychnobium* und *Centrobranchus andreae* sowie in 7 % von *Symbolophorus evermanni* (van Noord, 2013). Alle drei Arten sind ozeanische Mitglieder der Myctophiden-Familie.

Unbekannt ist bislang, ob die Aufnahme von Mikroplastik durch Fische aktiv über die Nahrungsaufnahme (Zooplankton) oder zufällig geschieht. Dass Zooplankton Mikroplastikpartikel gröbenselektiv aufnehmen kann, zeigte bereits (Wilson, 1973) für den Copepoden *Acartia tonsa*. Murray und Cowie (2011) fanden in Naturproben des Decapoden *Nephrops norvegicus* Mikroplastik, vor allem Fasern, die sie anhand von Raman-Spektroskopie auf Fischereiquellen zurückführten. Frydkjær, *et al.* (2017) haben die Aufnahme und akuten Effekte von Polyethylen - Mikroplastik im Großen Wasserfloh (*Daphnia magna*) untersucht. Das Schicksal von regelmäßig geformten Mikroplastik Kügelchen (10-106 µm) wurde mit unregelmäßig geformten Mikroplastikfragmenten (10-75 µm) verglichen, *Daphnia magna* nahm regelmäßig und unregelmäßig Mikroplastik mit einer Aufnahme zwischen 0,7 und 50 Plastikpartikel / Tier / Tag auf, wenn sie Mikroplastikkonzentrationen von 0,0001 bis 10 g / l ausgesetzt wurde. Die Aufnahme von unregelmäßigen Fragmenten war langsamer als die von Mikroplastikperlen (Camilla Krogh Frydkjær *et al.*, 2017).

Carpenter und Smith (1972) berichteten außerdem über die Anwesenheit von Bakterien und polychlorierten Biphenylen (PCB) auf der Oberfläche der Plastikpartikel. Mato *et al.* (2001) gaben an, dass angereicherte Mengen von PCB, DDE und Nonylphenol (NP) auf der Oberfläche der Pellets bestimmt wurden und es wurde angezeigt, dass die Quelle dieser Schadstoffe das umgebende Meerwasser ist.

Die Adsorption auf die Oberfläche der Pellets ist der Mechanismus der Anreicherung. Er markiert die Fähigkeit, Schadstoffe in hohen Konzentrationen auf die Oberfläche der Pellets abzulagern, die als Transportmedium und potentielle Quelle von giftigen Chemikalien in die marine Umwelt dienen können und dort akkumulieren. Dieses Plastikgranulat könnte ein Weg für giftige Chemikalien in die marine Nahrungskette sein (Carpenter und Smith, 1972; Carpenter *et al.*, 1972; Zitko und Hanlon, 1991; Mato *et al.*, 2001).

Es gibt eine breite Zustimmung unter Forschern, die der Meinung sind, dass die größte Gefahr für Meereslebewesen in erster Linie das Verschlucken von Plastikgranulat ist (Laist, 1987; Quayle, 1992). Speziell Seevögel und Fischarten verwechseln Plastikgranulat mit ihrer Beute (Azzarello und Van-Vleet, 1987; Moser und Lee, 1992; Derraik, 2002). Wie bereits schon erwähnt, kann die Aufnahme von Plastikgranulat zu erhöhtem Krankheitsrisiko, Veränderung der Hormonspiegel und zu Reproduktionsstörungen führen (Rayan *et al.*, 1988; Lee *et al.*, 2001). Auch die Reduzierung der Nahrungsaufnahme, innere Verletzungen und Tod nach Blockierung des Verdauungstraktes (Carpenter *et al.*, 1972; Rayan, 1988; Zitko und Hanlon, 1991) sind möglich.

Obwohl Mikroplastik in Fischen gefunden wurde, gibt es aber derzeit keinen Beweis, dass diese Partikel allgemein im Darm und Magen auch verbleiben. Es wird vermutet, dass dieses Material mit Fäkalien ausgeschieden wird und daher nicht in den Fischen akkumuliert, jedoch während seiner Verweildauer im Magen und Darm Schadstoffe abgibt (Tanaka *et al.*, 2013; Rochman *et al.*, 2013).

Kein Anstieg der mikroplastischen Konzentration im Meer in den letzten drei Jahrzehnten - Eine Fallstudie aus der Ostsee Beer S. *et al.* (2017) stellen die erste Langzeitstudie über Mikroplastik in der Meeresumwelt vor, die drei Jahrzehnte von 1987 bis 2015 umfasst und auf einem einzigartigen Probensatz basiert, der ursprünglich für Lebensmittelstudien gesammelt und konserviert wurde. Sie untersuchten die Mikroplastikkonzentration in Planktonproben und im Verdauungstrakt zweier wirtschaftlich und ökologisch bedeutender Plankton fressender Futterfischarten, atlantischer Hering (*Clupea harengus*) und europäische Sprotte (*Sprattus sprattus*) in der Ostsee, einem Ökosystem unter hohem anthropogenem Druck, welches in den letzten Jahrzehnten erhebliche Veränderungen erfahren hat. Überraschenderweise änderten sich weder die

Konzentration von Mikroplastik in den Planktonproben noch im Verdauungstrakt im untersuchten Zeitraum signifikant. Die durchschnittliche Mikroplastikkonzentration in den Planktonproben betrug $0,21 \pm 0,15$ Teilchen (-3). Von 814 untersuchten Fischen enthielten 20% Plastikpartikel, von denen 95% als Mikroplastik (<5mm) gekennzeichnet waren und von diesen 93% Fasern waren. Es gab keine signifikanten Unterschiede im Plastikgehalt zwischen den Arten, Orten oder der Tageszeit, als der Fisch gefangen wurde. Fischgröße und Mikroplastik im Verdauungstrakt waren jedoch positiv korreliert, und der Fisch enthielt im Sommer mehr Plastik als im Frühjahr, was auf eine gesteigerte Nahrungsaufnahme mit Größe und saisonalen Unterschieden in der Fütterungsaktivität zurückzuführen ist. Diese Studie unterstreicht, dass Mikroorganismen zwar seit Jahrzehnten im baltischen Milieu und in den Verdauungsorganen der Fische vorkommen, sich aber in dieser Zeit nicht verändert haben. Dies unterstreicht die Notwendigkeit eines besseren Verständnisses dafür, wie Plastik durch marine Ökosysteme zirkuliert wird. Die hier beobachtete Stabilität der plastischen Konzentration und Kontamination im Zeitverlauf zeigt, dass die Art und das Ausmaß der Verschmutzung durch Mikroplastik enger mit bestimmten menschlichen Aktivitäten in einer Region korreliert werden können als mit der globalen Plastikproduktion und -verwertung als solcher (Beer *et al.*, 2017).

6.5 Muscheln

Um die Umweltverschmutzung eines Standortes zu erfassen werden Miesmuscheln als Indikator eingesetzt. Es ist eine international anerkannte Methode, um als Frühwarnsystem bei der Überwachung der Meeresverschmutzung zu dienen (Zorita *et al.*, 2007; O'Connor, 1998).

Die Folgen von Makroplastikmüll für die Tierwelt werden und wurden sorgfältig dokumentiert, aber die Auswirkungen von Mikroplastik (<1 mm) sind bis heute weitgehend unverstanden.

Nur in fünf Austernproben wurde Mikroplastik nachgewiesen, weil die anderen Proben Quarzpartikel und Fett aus natürlichen organischen Partikeln enthielten, weshalb es lange Zeit gebraucht hätte und viele Chemikalien benötigt worden wären. Es wurde aber nachgewiesen, dass Austern Plastik aufgenommen haben.

In allen Austernproben wurden Granulate und faserige Mikroplastikpartikel gefunden. Die Größe der Austernproben wurde mit Werten zwischen 9,6 cm und 15,0 cm bestimmt. Zwischen der Gesamtzahl an Mikroplastik und der Größe der Austernproben gab es keine signifikante Beziehung, aber die höchste Mikroplastikzahl war in kleinen Austernproben (10 cm), 40 Granulate und 82

Ergebnisse und Diskussion

Fasern/ Tier zu finden. Bei den großen Austernproben (15,0 cm) betrug der Gehalt an Mikroplastik 5 Granulate und 33 Fasern/Tier. Der unterschiedliche Gehalt an Mikroplastik in Austernproben ist Tabelle 15 zu entnehmen.

Tab. 15: Gehalt an Mikroplastik in Austerproben.

Länge [cm]	granulär [n]	Fasern [n]
10	40	82
9,6	10	20
13	38	20
15	5	33
12	29	3
Mittelwert [n/I]	24,4	31,6
STABW	16,0	30,1

Die Verdauungsdrüse der Miesmuschel ist ein Indikator für zelluläre Veränderungen und physiologische Reaktionen durch Schadstoffexposition, welche sich leicht in einer Reihe von standardisierten Verfahren ermitteln lassen (Cajaraville *et al.*, 2000; Etxeberria *et al.*, 1995)

Mikroplastik wird direkt oder indirekt mittels Verzehr durch trophisch niedrige Meereslebewesen als Beute aufgenommen (Farrell und Nelson, 2013). Dies kann dazu führen, dass nur eine gestörte Nahrungsaufnahme durch Blockade des Verdauungskanals möglich ist (Murray und Cowie, 2011; Cole *et al.*, 2013).

Da in Austern Mikroplastikpartikel gefunden wurden, kann davon ausgegangen werden, dass das Meerwasser des Jadebusens mit diesen belastet ist (Kap. 6.1). Um ausreichend Nährstoffe zu filtrieren, führen Austern eine sehr große Wassermenge von bis zu 240 Litern pro Tag durch ihren Körper.

Besonders für Filtrierer und Organismen an der Basis der Nahrungskette besteht eine große Gefahr durch Mikroplastik. Neueste Erkenntnisse weisen darauf hin, dass sich Plastikpartikel im Kreislaufsystem ansammeln und das Immunsystem auf molekularer Ebene schädigen (2008/56/EG, MSRL).

Forscher haben Fütterungsexperimente mit Mikroplastik an Muscheln durchgeführt und erkannt, dass Plastikpartikel und damit Chemikalien wie Weichmacher oder Flammschutzmittel sowie Zusatzstoffe mit fruchtbarkeitsschädigender oder hormoneller Wirkung durch die Magenwand ins Blut gelangen können. Solche Zusatzstoffe sind nicht fest in die Kunststoffmatrix eingebunden, was bedeutet, dass sie entweichen und Lebewesen schädigen können. Dabei können auch hydrophobe, langlebige Schadstoffe sich an Mikropartikeln aus Kunststoffen ansammeln. Grundsätzlich gelangen so potenziell pathogen wirkende Stoffe bis zum Menschen (Teuten *et al.*, 2007).

Moos *et al.* (2012) untersuchten Miesmuscheln (*Mytilus edulis L*) mit konstant hohen Konzentrationen von Polyethylen (HDPE), einem primären Plastikpulver mit einer Partikelgröße ($>0 - 80 \mu\text{m}$), in Zeitintervallen von 3h, 6h, 12h usw. bis zu 96 h. Sie wollten erforschen, ob Mikroplastikpartikel ($<1 \text{ mm}$) überhaupt in Zellen von zentralen Stoffwechselorganen eindringen. Sie beobachteten, dass HDPE- Partikel über die Kiemen bis in den Magen und in die Darmdrüse gelangten, wo sie sich nach 3 h Exposition im lysosomalen System ansammelten. Die Ergebnisse von Moos *et al.* (2012) zeigen deutlich, dass es wegen histologischer Veränderungen zu starken Entzündungsreaktionen durch Bildung von Granulozyten kommen kann. Nach 6 h destabilisierte sich die Lysosomenmembran, wobei dieser Prozess mit längerem Lichteinfall signifikant erhöht war. Nach 96 h der Exposition wurde ein dramatischer und höchst signifikanter Verlust der Membranstabilität der Lysosomen beobachtet. Dieses ist der Beweis dafür, dass die verschiedenen Plastiksorten in unterschiedlichem Ausmaß von Muscheln aufgenommen werden.

Beim Verzehr einer durchschnittlichen Menge an Muscheln (250 g Nassgewicht) durch einen Konsumenten werden rund 90 Plastikpartikel aufgenommen. Eine durchschnittliche Anzahl von 6 Austern (100 g Nassgewicht) enthält etwa 50 Partikel (Lisbeth und Colin, 2014). Der Verbrauch an Muscheln unterscheidet sich stark zwischen den einzelnen Ländern. In Europa zum Beispiel unterscheiden sich Konsumenten und Nicht-Konsumenten von Weichtieren um den Faktor 70 (Efsa, 2011).

Europäische Top-Verbraucher sind in Belgien ältere Menschen mit einem Pro-Kopf-Verbrauch von 72,1 g/Tag. In Frankreich haben jugendliche Weichtierverzehrer und in Irland Erwachsene den niedrigsten Pro-Kopf-Verbrauch von nur 11,8 g/Tag (Efsa, 2011). Lisbeth und Colin (2014) berichteten, dass für die europäischen Verbraucher von Muscheln die jährliche Aufnahme von bis zu 11,000 Mikroplastikpartikeln/Jahr betragen kann, während der Verzehr von kleineren Weichtieren noch eine ernährungsbedingte Exposition von 1800 Mikroplastikpartikeln/Jahr hat.

Die Anwesenheit von Mikroplastik in Meeresfrüchten könnte für die Lebensmittelsicherheit ein großes Risiko darstellen. Jedoch ist es aufgrund der Komplexität der Toxizität von Mikroplastik nicht möglich, eventuelle Risiken für die menschliche Gesundheit in Lebensmitteln abzuschätzen (Lisbeth und Colin, 2014). Es ist aber wahrscheinlich, dass diese Partikel luminale Moleküle an ihrer Oberfläche absorbieren können und sie während der Translokation in Schleimhautzellen transportieren (Powell *et al.*, 2010). Auf diese Weise haben die aufgenommenen Mikropartikel das Potential, Infektiosität oder immunstimulierende Eigenschaften der biologischen Agenzien an ihrer adsorbierten Oberfläche zu verstärken. Zusätzliche Toxizität von Mikroplastik entsteht möglicherweise durch Auswaschung von Monomeren, Additiven und sogar von POP. In der Literatur berichten mehrere Autoren über die Konzentration von organischen Schadstoffen im oder auf marinem Plastik, vor allem Plastikpellets (Endo *et al.*, 2005; Hirai *et al.*, 2011; Mato *et al.*, 2001; Mizukawa *et al.*, 2013).

7 Schlussfolgerungen

Aus den oben vorgestellten Ergebnissen ergibt sich die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen über ökologische, sowie insbesondere die biochemischen Auswirkungen durch Mikroplastik in der südlichen Nordseeregion. Gegenstand einer vertieften Forschung sollte sein:

- a) eine Untersuchung der Gewässer in allen Häfen der Nordsee
- b) eine Bearbeitung größerer Wasservolumina und Charakterisierung der in der Mikroplastikfraktion vertretenen Polymertypen
- c) eine Untersuchung auch anderer biotischer Kompartimente als Fische; bei den Fischen eine Ausweitung der Analysen auf andere Spezies
- d) eine zeitlich aufgelöste Beprobung der Kläranlagenausläufe.

Wünschenswert wäre, dass

- zum Transport von Kunststoffgranulat Behältnisse verwendet werden, die in der Lage sind, ein Entweichen von Granulat zu verhindern. Es muss gewährleistet sein, dass speziell dafür geeignete Materialien verwendet werden.
- Beschäftigte in den Häfen sollten in Bezug auf die negativen Auswirkungen der Pellets auf die Meeresumwelt eindringlich aufgeklärt werden. Auch muss das Bewusstsein für eine gesunde Umwelt durch geeignete Inhalte bei Berufsausbildung und Fortbildung geschärft werden. Dies gilt selbstverständlich auch für nicht – maritime Berufe.

Aufgabe der Politik ist es, ein globales Verbot der Verwendung von Mikroplastik in Verbraucherprodukten einzuführen. Das Herbeiführen von Betroffenheit und einhergehend damit von Verantwortungsbewusstsein seitens der Verantwortlichen ist vonnöten, wie es bei katastrophalen Ereignissen (z.B. Fukushima) schließlich auch geschehen ist.

- Das hätte sicher Auswirkungen auf die Produktionsabläufe von Unternehmen: Ein verantwortungsvolles Management sollte kein Mikroplastik als Zutat in ihren Produkten mehr verwenden dürfen.

Ergebnisse und Diskussion

- Der Einzelhandel sollte Verbraucherprodukte, die Mikroplastik und Mikroperlen enthalten, nicht mehr verkaufen.
- Die Verbraucher sollten ihre Produkte auf Kunststoffgehalt überprüfen und sich gegebenenfalls weigern, diese zu kaufen.

Literaturverzeichnis

Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung (AWI) (2014): http://www.awi.de/de/aktuelles_und_presse/pressemitteilungen/detail/item/pilot_study_reveals_new_findings_about_microplastics_in_wastewater/?cHash=9944f133a835b10ce0e648badedc27e8, besucht am 22.02.2015.

Alomar C1, Deudero S. (2017): Evidence of microplastic ingestion in the shark *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 in the continental shelf off the western Mediterranean Sea, *Environ Pollut*, 223-229.

American Chemistry Council (2010a): Polymer Definitions and Properties. Retrieved March 26, 2010, from http://www.americanchemistry.com/s_plastics/doc.asp?CID=1571&DID=5971, besucht am 05.10.2013.

American Chemistry Council (2010b): Life Cycle of a Plastic Product. Retrieved March 26, 2010, from http://www.americanchemistry.com/s_plastics/doc.asp?CID=1571&DID=5972, besucht am 05.10.2013.

American Chemistry Council (2010c): How is plastic made? Retrieved March 26, 2010, from http://www.americanchemistry.com/s_plastics/doc.asp?CID=1571&DID=5974, besucht am 05.10.2013.

American Chemistry Council (2010d): Resin Identification Codes. Retrieved March 26, 2010, from http://www.americanchemistry.com/s_plastics/doc.asp?CID=1102&DID=4644, besucht am 05.10.2013.

American Chemistry Council (2010e): History of Polymers and Plastics for Teachers. Retrieved March 26, 2010, from http://www.americanchemistry.com/hops/intro_to_plastics/teachers.html, besucht am 05.10.2013.

Andrady, A. (1989): Environmental degradation of plastics under land and marine exposure conditions. Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris. United States Dept of Commerce, Honolulu, Hawaii.

- Andrady, A. L. (2003): Weathering of polyethylene (LDPE) and enhanced photodegradable polyethylene in the marine environment. *Journal of Applied Polymer Science* 39, 363–370.
- Andrady, A. L., Neal, M. A. (2009): Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1977–1984.
- Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1596–1605.
- Andreae, M.O., Atlas, E., Cachier, H., Cofer III, W.R., Harris, G.W., Helas, G., Koppmann, R., Lacaux, J.-P., Ward, D.E. (1996) : Trace gas and aerosol emissions from savanna fires. In: *Biomass Burning and Global Change* (J. S. Levine, Hrsg.). MIT Press, Cambridge, 278-295.
- Arthur, C. A., Baker, J., Bamford, H. (2009): Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR and R-30, Washington: 49 S.
- Azzarello, M. Y., Van Vleet, E. S. (1987): Marine birds and plastic pollution. *Marine Ecology Progress Series* 37, 295–303.
- Barnes, D. K. A., Milner, P. (2005): Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Marine Biology* 146, 815–825.
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 364, 1985–1998.
- Beer S., Garm A., Huwer B., Dierking J., Nielsen TG. (2017): No increase in marine microplastic concentration over the last three decades - A case study from the Baltic Sea. *Sci Total Environ.* 15, 621-1272-1279.

- Behre, E. (2008): Landschaftsgeschichte Norddeutschlands. Neumünster, 19–23.
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, M. E., Van Den Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A. A. (2013): Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science and Technology* 47(1), 593–600.
- Betts, K. (2008): Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environmental Science and Technology* 42(24), 8995–8995.
- BFN (Bundesamt für Naturschutz) (2012): Zeitplan für die Umsetzung der MSRL. <http://www.bfn.de/habitatmare/de/eu-meerespolitik-rahmenrichtlinie.php>, letzter Zugriff: 20.10.2012.
- BLMP (Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt) (2012): Über das BLMP. <http://www.blmp-online.de/Seiten/Infos.html>, letzter Zugriff: 20.10.2012.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2012): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - Beschreibung eines guten Umwelt-zustands für die deutsche Nordsee. Bonn.
- Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., Moore, C. J. (2010): Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 60, 2275–2278.
- Browne, M. A., Galloway, T., Thompson, R. (2007): Microplastic an emerging contaminant of potential concern *Integrated Environmental Assessment and Management* 3, 559–561.
- Browne, M. A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2010): Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science and Technology* 44, 3404–3409.

- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C. (2008): Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology* 42(13), 5026–5031.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011): Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science and Technology* 45, 9175–9179.
- Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2013): Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology* 23(2), 2388–2392.
- Budianto, F. and Lippelt, J., (2010): Kurz zum Klima: Plastiktüten - nicht länger tragbar, ifo Schnelldienst 14, 41-43.
- Cadée, G. C. (2002): Seabirds and floating plastic debris. *Marine Pollution Bulletin* 44, 1294–1295.
- Cajaraville, M. P., Bebianno, M. J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C., Viarengo, A. (2000): The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: A practical approach. *Science of the Total Environment* 247(2–3), 295–311.
- Camphuysen, C. J. (2008): Verstrikkingen van zeevogels in zwerfvuil en vistuig, 1970–2007. *Sula* 21(2), 88–92.
- Carpenter, E. J. (1972): Polystyrene spherules in coastal waters. *Science* 178, 749–750.
- Carpenter, E. J., Smith, K L. Jr. (1972): Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science* 175(4027), 1240–1241.
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., Peck, B. B. (1972): Polystyrene spherules in coastal water. *Science* 178(4062), 749–750.

- Carne A., Antoni S., Xavier C., Salud D., (2017): Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress; *Environmental Research* 159:135-142.
- CBD (2012): Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current Status and Potential Solutions. Technical Series 67, Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel GEF, Montreal: 61 S.
- Chelsea M. Rochman, Mark Anthony Browne, Benjamin S. Halpern, Brian T. Hentschel, Eunha Hoh, Hrissi K. Karapanagioti, Lorena M. Rios-Mendoza, Hideshige Takada, Swee Teh and Richard C. Thompson (2013): Policies for managing plastic debris are outdated and threaten the health of people and wildlife, say Chelsea M. Rochman, Mark Anthony Browne and colleagues. *Nature* 494, 169–171.
- Claessens, M., Meester, S. De., Landuyt, L. V., Clerck, K. De., Janssen, C. R. (2011): Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin* 61, 2199–2204.
- Clemens, T., Hartwig, E., Streinbusch, L., (2011): Zur Strandmüllbelastung der Inseln Mellum und Minsener Oog (südliche Nordsee) in den Jahren 2004–2009. *Natur- und Umweltschutz (Zeitschrift Mellumrat)*, 10 S.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R.M., Moger, J., Galloway, T. (2013): Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology* 47, 6646–6655.
- Cole, T. V. N., Hamilton, P., Henry, A. G., Duley, P., Pace III, R. M., White, B. N., Frasier, T. (2013): Evidence of a North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* mating ground. *Endangered Species Research* 21, 55–64.
- Colton, J. B., Knapp, F. D., Burns, B. R. (1974): Plastic particles in surface waters of the northwestern Atlantic. *Science* 185, 491–497.

- Committee on the Effectiveness of International and National Measures to Prevent and Reduce Marine Debris and Its Impacts (2008).
- Dantas, D., Barletta, M., Da Costa, M. F. (2011): The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). *Environmental Science and Pollution Research* 19(2), 600–606.
- Davison, P., Asch, R. (2011): Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series* 432, 173–180.
- Dekiff, J., Remy, D., Klasmeier, J., Fries, E. (2014): Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney, *Environmental Pollution* 186C:248-256.
- Dellwig, J., Hinrichs, A., Hild, H. J., Brumsack (2000): Changing sedimentation in tidal flat sediments of the southern North Sea from the Holocene to the present: a geochemical approach, *Journal of Sea Research* 44, 195-208.
- Derksen, D. M., Kindermann, O., Schweikart, A., Steinecke, K. (2012): Belastung mariner Lebensräume durch Mikroplastik: Stand der Wissenschaft sowie erste Ergebnisse einer Vorstudie zur Erfassung und Bewertung des Vorkommens von Mikroplastikgranulat im Sediment von Küsten der deutschen Nordsee.
- Derraik, J. G. B. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44, 842–852.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., and Tassin, B. (2015) : Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris, *Environmental Chemistry* 12(5), 592-599.
- Dixon, T. R., Dixon, T. J. (1981): Marine litter surveillance. *Marine Pollution Bulletin* 9, 289–295.

- Dubaish, F., Liebezeit, G. (2013): Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. *Water Air Soil Pollut*, 224:1352.
- Ducretoy, J. P., Elliott, M., De Jonges, V. N. (2000): The North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 41, 5–23.
- Edwards, M., Johns, D. G., Licandro, P., John, A. W. G., Stevens, D. P. (2007): Ecological Status Report: results from the CPR survey 2005/2006. SAHFOS Technical Report 4, 1–8.
- Efsa. European Food Safety Authority (2011): Use of the EFSA comprehensive European food consumption database in exposure assessment. *EFSA J.* 9, 2097.
- Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R., Date, T. (2005): Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin* 50, 1103–1114.
- Eriksson, C., Burton, H. (2003): Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *Ambio* 32, 380–384.
- Etxeberria, M., Cajaraville, M. P., Marigomez, I. (1995): Changes in digestive cell lysosomal structure in mussels as biomarkers of environmental stress in the Urdaibai Estuary (Biscay Coast, Iberian Peninsula). *Marine Pollution Bulletin* 30(9), 599–603.
- European Council for Plasticisers and Intermediates (2010): Plasticisers Information Centre. Retrieved March 27, 2010, from <http://www.plasticisers.org/>, besucht am 25.01.2014.
- European Commission (2009): European Business - Facts and figures - 2009 edition. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.
- Farrell, P., Nelson, K. (2013): Trophic level transfer of microplastics: *Mytilus edulis* (L.)

- to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution* 177, 1–3.
- Fegley, S. R., MacDonald, B. A., Jacobsen, T. R. (1992): Short-term variation in the quantity and quality of seston available to benthic suspension feeders. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 34, 393–412.
- Fendall, L. S., Sewell, M. A. (2009): Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1225–1228.
- Ferm, R. (1996): Assessing and managing man-made impacts on the marine environment the North Sea example. *The Science of the Total Environment* 186, 3–11.
- Fleet, D.M. (2003): Untersuchung der Verschmutzung der Spülsäume durch Schiffsmüll an der deutschen Nordseeküste – Untersuchung der Müllbelastung an den Spülsäumen der deutschen Nordseeküste. Umweltbundesamt – FAZ 202 96 183, 166.
- Fleet, D., van Franeker, J., Dagevos, J., and Hougee, M. (2009): Marine litter. Wadden Sea Ecosystem 25, Quality Status Report 2009 Thematic Report No. 3.8: 1-11.
- Flemming, B. W., Davis, R. A. (1994): Holocene evolution, morphodynamics and sedimentology of the Spiekeroog barrier island system (southern North Sea). *Senckenberg Marit* 24, 117–155.
- Fossi, M.C., Panti, C., Gurranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., Minutoli, R. (2012): Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin* 64 (11), 2374-2379.
- Franck, A. (2006): *Kunststoff-Kompendium. Herstellung, Aufbau, Verarbeitung, Anwendung, Umweltverhalten und Eigenschaften der Thermoplaste, Polymerlegierungen, Elastomere und Duroplaste*. 6. Aufl. Würzburg: Vogel.
- Freund Container and Supply (2010): Plastic Properties. Retrieved March 26, 2010, from <http://www.freundcontainer.com/article.asp?ai=72&bhcd2=1269628965>.

- Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M-T., Ebert, M., Remy, D. (2013): Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Science: Processes & Impacts* 15, 1949–1956.
- Frydkjær CK1, Iversen N1, Roslev P. (2017): Ingestion and Egestion of Microplastics by the Cladoceran *Daphnia magna*: Effects of Regular and Irregular Shaped Plastic and Sorbed Phenanthrene. *Bull Environ Contam Toxicol*.
- Galloway, T., Cipelli, R., Guralnick, J., Ferrucci, L., Bandinelli, S., Corsi, A.M., Money, C., McCormack, P., Melzer, D. (2010): Daily bisphenol A excretion and associations with sex hormone concentrations: results from the InCHIANTI adult population study. *Environmental Health Perspectives* 118, 1603–1608.
- Garrity, S. D., Levings, S. C. (1993): Marine debris along the Caribbean coast of Panama. *Marine Pollution Bulletin* 26, 317–324.
- Gasslander, U., Arbin, A., Albertsson, A. (2007): Polymer-water partition coefficients of the extended range measured by using organic modifiers in the aqueous phase. *Polymer* 48(26), 7523–7530.
- Gaylor, M. O., Harvey, E., Hale, R. C., (2012): House crickets can accumulate polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) directly from polyurethane foam common in consumer products. *Chemosphere* 86, 500–505.
- Gilfillan, L. R., Ohman, M. D., Doyle, M. J., Watson, W. (2009): Occurrence of plastic micro-debris in the southern California Current system. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 50, 123–133.
- Goldstein, M. C., Rosenberg, M., Cheng, L. (2012a): Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters* 8, 817–820.
- Gouin, T., Roche N., Lohmann, R., Hodges, G. (2011): A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science and Technology* 45, 1466–1472.

- Grabemann, H., Grabemann, I., and Dieter P., (2004): Climate change and hydrodynamic impact in the Jade-Weser area, *Geographie der Meere und Küsten Coastline Reports* 0928-2734, 83 – 91.
- Gregory, M. R. (1977): Plastic pellets on the New Zealand beaches. *Marine Pollution Bulletin* 8, 82–84.
- Gregory, M. R. (1978): Accumulation and distribution of virgin plastic granules on beaches, New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research* 12(4), 399–414.
- Gregory, M. (1996): Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin* 32(12), 867–871.
- Gregory, M. R., Andrady, A. L. (2003): Plastics in the marine environment. Pages 379–401 in A. L. Andrady, editor. *Plastics and the Environment*. John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, NJ.
- Greene, C.H. (1985): Planktivore functional groups and patterns of prey selection in pelagic communities. *Journal of Plankton Research* 7 (1), 35-40.
- Grossart, H. P., Brinkhoff, T., Martens, T., Duerselen, C., Liebezeit, G., Simon, M. (2004): Tidal dynamics of dissolved and particulate matter and bacteria in a tidal flat ecosystem in spring and fall. *Limnology and Oceanography* 49, 2212–2222.
- Habib, D., Locke, D. C., Cannone, L. J. (1998): Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water, Air, & Soil Pollution* 103, 1–8.
- Hammer, J., Kraak, M. H. S., Parsons, J. R., Whitacre, D. M. (2012): Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern Gift. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 220, 1–44.

- Hartwig, E., Reineking, B., Schrey, E., Vauk-Hentzelt, E. (1985): Auswirkungen der Nordsee- Vermüllung auf Seevögel, Robben und Fische. Seevögel 6/Sonderband (Festschrift Vauk): 57–62.
- Helmepe (2009): International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973 as modified by the Protocol of 1978. ("MARPOL" is short for marine pollution and 73/78 short for the years 1973 and 1978.).
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R., Thiel, M. (2012): Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science and Technology* 3060–3075.
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E., Ward, M. W. (2011): Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1683–1692.
- Hoellein, T., Rojas, M., Pink, A., Gasior, J., J., K. (2014): Anthropogenic Litter in Urban Freshwater Ecosystems: Distribution and Microbial Interactions. *PLoS ONE* 9(6): e98485.
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., and Svendsen, C. (2017): Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current, understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Tot. Environ.* 586, 127–141.
- Howell, E. A., Bograd, S. J., Morishige, C., Seki, M. P., Polovina, J. J. (2012): On North Pacific circulation and associated marine debris concentration. *Marine Pollution Bulletin* 65, 16–22.
- Hoss, D. E., Settle, L. R. (1990): Ingestion of plastics by teleost fishes. In: Shomura, R.S., Codfrey, H.L. (Eds.), *Proceedings of the Second International Conference on*

- Marine Debris, 2–7 April 1989. Honolulu, Hawaii. U.S. Dep. Comer. NOM Tech. Memo. NMFS, NOAA-TH-NMFS-SUFSC-15L: 693–709.
- Huerta L., E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salanki, T., van der Ploeg, M. (2016): Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environ. Sci Technol.* 50, 2685–2691.
- Ilyina, T., (2006): The fate of persistent organic pollutants in the North Sea, Multiple Year Modal Simulations of γ -HCH, α -HCH and PCB 153”; Hamburg Studies on Maritime Affairs, vol.7.
- Irion G (1994): Schwermetalle in Nordseesedimenten. *Natur und Museum* 124, 146-159
- Jeff W., Zhong-Min Wang, Sutapa G., Chelsea R., Margy G., and Stephen W. (2017): Novel method for the extraction and identification of microplastics in ocean trawl and fish gut matrices; *Analytical Methods*, 10.1039/C6AY02396G.
- Jenna R. J., Roland G., Chris W., Theodore R. S., Miriam P., Anthony A., Ramani N., Kara L., Law (2015): Plastic waste inputs from land into the ocean, *Science*, this issue p. 768 6223, 768-771.
- Juan Bellas, José Martínez-Armental, Ariana Martínez-Cámara, Victoria Besada, Concepción Martínez-Gómez (2016): Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Mar. Anal. Methods*, 2017, 9, 1479-1490
- Kartar, S., Milne, R., Sainsbure, M. (1973): Polystyrene waste in the Severn Estuary, *Marine Pollution Bulletin* 4(9), 144.
- Kehrwald, N., Zangrando, R., Gambaro, A., Barbante, C. (2010): Fire and climate: biomass burning recorded in ice and lake cores. *EPJ Web of Conferences* 9, 105114, doi: 10.1051/epjconf/201009008.

- Koch, H. M. and Calafat, A. M. (2009): Human body burdens of chemicals used in plastic manufacture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2063–2078.
- Koelmans, A.A., Besseling, E., Foekema, E.M. (2014): Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environ. Poll.* 187, 49-54.
- Konrad Martin (2002): *Ökologie der Biozönosen*, ISBN 978-3-540-42769-8
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D. W., Law, K. L. (2012): The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophysical Research Letters* 39, L07601.
- Kyrikou, I., Briassoulis, D. (2007): Biodegradation of agricultural plastic films: a critical review. *Journal of Polymers and the Environment* 15, 125–150.
- Laist, D.W. (1987): Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 18, 319–326.
- Laist, D. W. (1997): Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records, in: Coe, J. m., Rogers, D. B., (eds.), “Marine debris – sources, impacts and solutions”, Springer-Verlag, New York, 99–139.
- Lam, K. H., Schakenraad, J. M., Esselbrugge, H., Feijen, J., Nieuwenhuis, P. (1993): The effect of phagocytosis of poly (L-lactic acid) fragments on cellular morphology and viability. *Journal of Biomedical Material Research* 27, 1569–1577.
- Lang, I. A., Galloway, T. S., Scarlett, A., Henley, W. E., Depledge, M., Wallace, R. B., Melzer, D. (2008): Association of urinary Bisphenol A concentration with medical disorders and laboratory abnormalities in adults. *Journal of the American Medical Association* 300, 1303–1310.

- Lattin, G. L., Moore, C. J., Zellers, A. F., Moore, S. L., Weisberg, S. B. (2004): A comparison of neustonic plastic and zooplankton at different depths near the southern California shore. *Marine Pollution Bulletin* 49, 291–294.
- Law, K. L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., Reddy, C. M. (2010): Plastic accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* 329, 1185–1188.
- Lebreton, L. C.-M., Greer, S. D., Borrero, J. C. (2012): Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin* 64, 653–661.
- Lee, K., Tanabe, S., Koh, C. (2001): Contamination of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments from Kyeonggi Bay and nearby areas, Korea. *Marine Pollution Bulletin* 42, 273–279.
- Leslie, H., Moester, M., De Kreuk, M., Vethaak, D. (2009): Verkennde studie naar lozing van microplastics door rwzi's, *H₂O* 14/15, 45/47.
- Leslie, H. (2012): Microplastic in Noordzee zwevend stof en cosmetica, Eindrapportage W-12/01, Institute for Environmental Studies.
- Lichtenberger, E., (2005): Europa, Geographie, Geschichte, Wirtschaft, Politik. Wien, 65–67.
- Liebezeit, G., Kraul, T., Everts, B. (1994): Bulk chemical characterization of particulate material from the Jade Bay, Lower Saxonian Wadden Sea. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 365–370.
- Liebezeit, G. (2008): Marine litter on the Kachelotplate, Lower Saxonian Wadden Sea. *Senckenbergiana Maritima* 38, 147–151.
- Liebezeit, G. (2011): Makro- und Mikromüll im Niedersächsischen Wattenmeer. *Wasser und Abfall* 6, 41–44.

- Liebezeit, G. (2012): Mikroplastik - Quellen, Umweltaspekte und Daten zum Vorkommen im Niedersächsischen Wattenmeer. Natur- und Umweltschutz (Zeitschrift Mellumrat) 11, 21–31.
- Liebezeit, G., Wehrmann, A., Hecker, N., Czeck, R. (2013): Die Kachelotplate – Einblicke in die Entstehung von Barriereinseln. – Natur und Umweltschutz 12, 7–17.
- Liebezeit, G., Dubaish, F. (2012): Microplastics in beaches of the East Frisian islands Spiekeroog and Kachelotplate. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 89, 213–217.
- Lithner, D., Larsson, A., Dave, G. (2011): Environmental and health hazard ranking and assesment of plastic polymers based on chemical composition. Science of the Total Environment 409, 3309–3324.
- Lobelle, D., Cunliffe, M. (2011): Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. Marine Pollution Bulletin 60, 197–200.
- Löder, M. and Gerdts, G. (2015): Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal / M. Bergmann, L. Gutow and M. Klages (editors), In: Marine Anthropogenic Litter, Marine Anthropogenic Litter, Berlin, Springer, 447 p., ISBN: 978-3-319-16510-3.
- Lusher, A. L., McHugh, M., Thompson, R. C. (2013): Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. Marine Pollution Bulletin 67, 94–99.
- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Taillandier, V. (2009): Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. Marine Pollution Bulletin 58, 1347–1355.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kahnehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T. (2001): Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. Environmental Science and Technology 35, 318–324.

- Mauchline, J., Gordon, D. M. (1984): Occurrence of stones, sediment and fish scales in stomach contents of demersal fish of the Rockall Trough. *Journal of Fish Biology* 24(4), 357–362.
- Maximenko, N., Hafner, J., Niiler, P. (2012): Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin* 65, 51–62.
- Max Siegfried, Albert A., Koelmans, Ellen Besseling, Carolien Kroeze (2017): Export of microplastics from land to sea. A modelling approach; *Water Research* 127, 249-257.
- McCauley, R. W. (1990): Determining the health of fish communities—parallels with human medicine. *Journal of Great Lakes Research* 16(4), 635–636.
- McDermid, K. J., McMullen, T. L. (2004): Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. *Marine Pollution Bulletin* 48, 790–794.
- Mehlhart, G., Blepp, M. (2012): Study on land-sourced litter (LSL) in the marine environment Review of sources and literature, 65 S.
- Meester, S. (2008): Voorkomen en potentiële effecten van microplastics in de Belgische kustwateren. MSc Thesis, Universiteit Gent, 123.
- Mizukawa, K., Takada, H., Ito, M., Geok, Y.B., Hosoda, J., Yamashita, R., Saha, M., Suzuki, S., Miguez, C., Frias, J., Antunes, J.C., Sobral, P., Santos, I.R., Micaelo, C., Ferreira, A.M. (2013): Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. *Marine Pollution Bulletin* 70, 296–302.
- Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K., Weisberg, S. B. (2001): A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1297–1300.

- Moore, C. J., Moore, S. L., Weisberg, S. B., Lattin, G. L., Zellers, A. F. (2002): A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 44(10), 1035–1038.
- Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A. (2012): Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science and Technology* 46, 11327–11335.
- Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K., Weisberg, S. B. (2001): A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1297–1300.
- Moore, C. J. (2008) Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* 108, 131–139.
- Moser, M. L., Lee, D. S. (1992): A fourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds. *Colonial Waterbirds* 15, 83–94.
- Mudgal, S., Lyons, L., Ann Kong, M., André, N., Monier, V., und Labouze, E. (2011): Assessment of the impacts of options to reduce the use of single-use plastic carrier bags, Final Report prepared for the European Commission – DG Environment.
- Murray, F., Cowie, P. R. (2011): Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin* 62, 1207–1217.
- Muthukumar, T., Aravinthan, A., Lakshmi, K., Venkatesan, R., Vedaprakash, L., Doble, M. (2011): Fouling and stability of polymers and composites in marine environment. *International Biodeterioration and Biodegradation* 65 (2), 276-284.
- Nelson, J. S. (2006): *Fishes of the World*, 4th ed. John Wiley and Sons, Inc., New York
- Nemmar, A., Hoylaerts, M. F., Hoet, P. H. M., Vermeylen, J., Nemery, B. (2003): Size effect of intratracheally instilled particles on pulmonary inflammation and vascular thrombosis. *Toxicology and Applied Pharmacology* 186, 38–45.

- Nizzetto, L., Futter, M., and Langaas, S. (2016b): Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environ. Sci. Technol.* 50, 10777–10779.
- Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M. N., Butterfield, D., and Whitehead, P. G. (2016a): A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environ. Sci. Process. Impacts* 18, 1050–1059.
- Ng, K. L., Obbard, J. P. (2006): Prevalence of microplastics in Singapore’s coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 52, 761–767.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2012): EG-Meerestrategie-Rahmenrichtlinie (EG-MSRL): Stand der Umsetzung in Deutschland. <http://www.nlwkn.niedersachsen.de/wasserwirtschaft/egmeeresstrategie-richtlinie/105940.html>, letzter Zugriff: 20.10.2012.
- Noaa. Plastic Marine Debris What We Know. URL (2011): www.MarineDebris.noaa.gov, besucht am 29.01.2011
- Noaa and Unep (2011): Honolulu Strategy: A Global Framework for Prevention and Management of Marine Debris. The Fifth International Marine Debris Conference, in March 2011. Honolulu: 57.
- Norén, F. (2006): Small plastic particles in Coastal Swedish waters, KIMO Sweden, 2007 Ilyina; T., “The fate of persistent organic pollutants in the North Sea, Multiple Year Modal Simulations of γ -HCH, α -HCH an PCB 153”; Hamburg Studies on Maritime Affairs, vol.7.
- Norén, F., Naustvoll, L.-J. (2010): Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak. Klima- og forurensningsdirektoratet Norge Rep. TA, 2779, 1–20.
- Obrocki, L., Vött, A., Freund, H., Wartenberg, W., Willershäuser, T., Hadler, H. & Schnaidt, S. (2012): Geowissenschaftliche Untersuchungen zum holozänen

- Landschaftswandel in Idagroden und Arngastsand (Jadebusen, Niedersächsisches Wattenmeer). In: Vött, A., Venzke, J.F. (Hrsg.): Beiträge der 29. Jahrestagung des Arbeitskreises "Geographie der Meere und Küsten", 28. bis 30. April 2011 in Bremen. Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung, 44, 77-86.
- O'Connor, T. P. (1998): Mussel watch results from 1986 to 1996. *Mar. Pollut. Bull.* 37, (1-2), 14-19.
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G. C., Van Look, K. J. W., Tyler, C. R. (2009): A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 364, 2047-2062.
- OSPAR (1995): OSPAR IMPACT working group summary report. Annex 5, o. S.
- OSPAR (2009): Marine litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and priorities for response. London, United Kingdom: 127 S.
- Petraitis, P. S. (1987): Immobilisation of the predatory gastropod, *Nucella lapillus*, by its prey, *Mytilus edulis*. *Biological Bulletin* 172(3), 307-314.
- Pichel, W. G., Churnside, J. H., Veenstra, T. S., Foley, D. G., Friedman, K. S., Brainard, R. E., Nicoll, J. B., Zheng, Q., Clemente-Colon, P. (2007): Marine debris collects within the North Pacific Subtropical Convergence Zone. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1207-1211.
- Plastics Europe (2008): as cited in Andrady and Neal 2009.
- Plastics – the Facts (2013): An analysis of European latest plastics production, demand and waste data.
- Possatto, F. E., Barletta, M., Costa, M. F., Ivar do Sul, J. A., Dantas, D. V. (2011): Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1098-1102.

- Powell, J.J., Faria, N., Thomas-McKay, E., Pele, L.C. (2010): Origin and fate of dietary nanoparticles and microparticles in the gastrointestinal tract. *Journal of Autoimmunity* 34, 226–233.
- Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 18.05.2011 (IP/11/580): Weniger Plastiktüten – Kommission konsultiert die Öffentlichkeit.
- Quayle, D. V. (1992): Plastic in the marine environment: problems and solution. *Chemistry and Ecology* 6, 69–78.
- Rachel R. Hurley, Jamie C. Woodward, and James J. Rothwell (2017): Ingestion of Microplastics by Freshwater Tubifex Worms, *Environ. Sci. Technol.*, 51 (21), 12844–12851.
- Ramos, J. A. A., Barletta, M., Costa, M. F. (2012): Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. *Aquatic Biology* 17, 23–34.
- Rayan, P. G. (1988): Effects of ingested plastic on seabird feeding: evidence from chickens. *Marine Pollution Bulletin* 19, 125–128.
- Reineck, H.-E., 1994. *Landschaftsgeschichte und Geologie Ostfrieslands. Ein Exkursionführer.* Köln, 182 S.
- Reinhardt, W. (1979): Küstenentwicklung und Deichbau während des Mittelalters zwischen Maade, Jade und Jadebusen, in: *Jahrbuch der Gesellschaft für Bildende Kunst und Vaterländische Altertümer zu Emden.* Aurich.
- Ribic, C. A., Sheavly, S. B., Rugg, D. J., Erdmann, E. S. (2010): Trends and drivers of marine debris on the Atlantic coast of the United States 1997–2007. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1231–1242.
- Ribic, C. A., Sheavly, S. B., Rugg, D. J., Erdmann, E. S. (2012): Trends in marine debris along the U.S. Pacific Coast and Hawai'i 1998–2007. *Marine Pollution Bulletin* 64, 994–1004.

- Rillig, M. C. (2012): Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environ. Sci. Technol* 46, 6453–6454.
- Rillig, M. C., Sosa-Hernandez, M. A., Roy, J., Aguilar-Trigueros, C. A., Valyi, K., and Lehmann, A. (2016): Towards an integrated mycorrhizal technology: harnessing mycorrhiza for sustainable intensification in agriculture. *Front. Plant Sci.* 7:1625.
- Robards, M. D., P. Gould, and J. Platt (1997): The highest global concentrations and increased abundance of oceanic plastic debris in the North Pacific: evidence from seabirds. Pages 71–80 in J. Coe and D. Rogers, editors. *Marine debris: sources, impact and solutions*. Springer, New York.
- Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., Kaye, S. (2013): Long-term field measurements of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: Implications for plastic marine debris. *Environmental Science and Technology* 47, 1646–1654.
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S. J. (2013): Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Nature Scientific Report* 3, 326.
- Roy, P. K., Hakkarainen, M., Varma, I. K., Albertsson, A.-C. (2011): Degradable polyethylene: fantasy or reality. *Environmental Science and Technology* 45(10), 4217–4227.
- Ryan, P. G., Moore, C. J., Van Franeker, J. A., Moloney, C. L. (2009): Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 364:
- Ryan, P. G. (1988): Intraspecific variation in plastic ingestion by seabirds and the flux of plastic through seabird populations. *The condor* 90, 446–452
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014): Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution* 185, 77–83.

- Shaw, D.G., Day, R.H. (1994): Colour- and form- dependent loss of plastic microdebris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 28 (1), 39-43.
- Sheavly and UNEP (2005): United Nations Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution.
- Shiber, J. G. (1987): Plastic pellets and tar on Spain's Mediterranean beaches. *Marine Pollution Bulletin* 18, 84–86.
- Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., (2016): Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Sci. Tot. Environ* 550, 690–705.
- Skóra, M. E., Sapota, M. R., Skóra, K. E., Pawelec, A. (2012): Diet of the twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) (Clupeidae) in the Gulf of Gdansk, the Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41(3), 24–32.
- Spear, L. B., D. G. Ainley, and C. A. Ribic (1995): Incidence of plastic in seabirds from the tropical pacific, 1984-1991: Relation with distribution of species, sex, age, season, year and body weight. *Marine Environmental Research* 40(2), 123–146.
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M.-A., Watanuki, Y. (2013): Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin* 69(1-2), 219–222.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Pham, H. V., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Science* 364(1526), 2027–2045.

- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2007): Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science and Technology* 41, 7759–7764.
- The Marine Forum for Environmental Issues “Marine forum of environmental issues. North Sea report 1990”, London 1990.
- The Ocean Conservancy (2004): 2004 International Coastal Cleanup Data Report. o. S.
- Thiel, M., Hinojosa, I., Vásquez, N., Macaya, E. (2003): Floating marine debris in coastal waters of the SE-Pacific (Chile). *Marine Pollution Bulletin* 46, 224–231.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., Russell, A. E. (2004): Lost at sea: Where is all the plastic? *Science* 304-838.
- Thompson, R., Moore, C., Andrady, A., Gregory, M., Takada, H., Weisberg, S. (2005): New directions in plastic debris. *Science* 310, 1117–1117.
- Thompson, R., Browne, M. A., Galloway, T. (2007): Microplastic – an emerging contaminant of potential concern? *Integrated environmental assessment and Management* 3(4), 559–561.
- Thompson, R.C., Moore, C.J., vom Saal, F.S., Swan, S.H. (2009): Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Science* 364 (1526), 2153-2166.
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., vom Saal, F.S. (2009a): Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Science* 364, 1973–1976.
- Tillessen, K. (1962): *Natur und Mensch, Gestalter unserer Küste*. Wilhelmshaven.
- Trömel, S., C.D. Schönwiese (2011): Extreme value and trend analysis based on statistical modelling of precipitation time series. In Kropp, J. P. and Schellnhuber, H. J. (Ed.):

- In Extremis: Disruptive Events and Trends in Climate and Hydrology, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Turrell, W. R., (1992): New hypotheses concerning the circulation of the northern North Sea and its relation to North Sea fish stock recruitment. ICES Journal of Marine Science 49, 107-123.
- UBA (Hintergrund) (2010): Abfälle im Meer – ein gravierendes ökologisches, ökonomisches und ästhetisches Problem. Umweltbundesamt, 16 S.
- Ulrich, H., (2009): Quartz as indicator mineral in the Central Swiss Alps: the quartz recrystallization isograd in the rock series of the northern Aar massif, Swiss Journal of Geosciences 102, 345–351.
- UNEP (2004): Fifty Key Facts about Seas and Oceans. World Environment Day, The United Nations Environment Programme, 2.
- UNEP (2005): Marine litter – an analytic overview. United Nations Environmental Programme, 58 S.
- UNEP (2006): Ecosystems and Biodiversity in Deep Waters and High Seas. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 178. UNEP /IUCN, Switzerland.
- UNEP (2009): Marine Litter: A Global Challenge: Nairobi, ISBN 978-92-807-3029-6, 232 S.
- University of Southern Mississippi (2005): Polymer Science Learning Center. Retrieved March 26, 2010, from <http://pslc.ws/>.
- Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R. (2014): Microplastics in bivalves cultured for human consumption. Environmental Pollution 193, 65–70.
- Van Franeker, J.A. and A. Meijboom (2002): LITTER NSV, marine litter monitoring by Northern Fulmars; a pilot study. Alterrapport 401, Green World Research, Wageningen: 72 S.

- Van Franeker, J. A. and Sns Fulmar Study Group (2008): Fulmar Litter EcoQO Monitoring in the North Sea – results to 2006. IMARES Report No. C033/08, Wageningen: 53.
- Van Franeker, J. A., Heubeck., M., Fairclough, K., Turner, D., M., Grantham, D. M., Stienen, E. W. M., Guse, N., Pedersen, J., Olsen, K. O., Andersson, P., J., Olsen, B., (2005): Save the North Sea Fulmar Study 2002-2004, A regional pilot project for the Fulmar Litter EcoQO in the OSPAR area, Alterra rapport 1162, Wageningen.
- Van Noord, J. E. (2013): Diet of five species of the family Myctophidae caught off the Mariana Islands. *Ichthyological Research* 60(1), 89–92.
- Venkataraman, C., Habib, G., Kadamba, D., Shrivastava, M., Leon, J.-F., Crouzille, B., Boucher, O., Streets, D.G. (2006): Emissions from open biomass burning in India: integrating the inventory approach with high-resolution Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) active-fire and land cover data. *Global Biogeochemical Cycles* 20 (2).
- Venrick, E. L., Backman , T. W., Bartram, W. C., Platt, C. J., Thornhill, M. S., Yates, R. E. (1973): Man-made objects on the surface of the central North Pacific ocean. *Nature* 241, 271–271.
- Vesilind, P. A. (2003): Wastewater Treatment Plant Design. Water Environment Federation, Virginia, USA.
- Villiers, M. S., Bruyn, P. J. N. (2004): Stone-swallowing by three species of penguins at sub-antarctic Marion Island. *Marine Ornithology* 32, 185–186.
- Vincent, S. (2011): Opname van microplastics door de wadpier (*Arenicola marina*): selectieve opname en biologische effecten. Faculteit Bio ingenieurswetenschappen.
- Ward, J., Shumway, S. (2004): Separating the grain from the chaff: Particle selection in suspension- and deposit- feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300, 83–130.

- Wehrmann, A., Tilch, E. (2008): Sedimentary dynamics of an ephemeral sand bank island (Kachelotplate, German Wadden Sea): an atlas of sedimentary structures. *Senckenb Marit* 38, 185–198.
- Wehrmann, A., Schwartz, M., Hecker, N., Liebezeit, G. (2014): Initial barrier island evolution (Kachelotplate, central Wadden Sea): sediment-vegetation interaction, in: Hellwig, U., Stock, M. (Eds.), *Dynamic Islands in the Wadden Sea. Wadden Sea Ecosystem*, 19–27.
- Wilson, D. S. (1973): Food size selection among copepods. *Ecology* 54, 909–914.
- Winston, J. E. (1982): Drift Plastic – An expanding niche for a marine invertebrate? *Marine Pollution Bulletin* 13(10), 348–351
- Winston, J. E., Gregory, M. R., Stevens, L. M. (1997): Encrusters, epibionts, and other biota associated with pelagic plastics: a review of biogeographical, environmental, and conservation issues, in: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris: Sources, Impacts and Solutions*. Springer, New Yoek.
- Wong, C. S., Green, D. R., Cretney, W. J. (1974): Quantitative tar and plastic waste distributions in Pacific Ocean. *Nature* 247, 30–32.
- Wright, S. L., Thompson, R., Galloway, T. S. (2013): The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 177, 483–492.
- www.MarineDebris.noaa.gov, besucht am 14.12.2014.
- www.bluebird-electric.net/oceanography/Ocean_Plastic_International_Rescue/National_Center_For_Ecological_Analysis_And_Synthesis_California_University.htm, besucht am 12.09.2015.
- Yamashita, R., Tanimura, A. (2007): Floating plastic in the Kuroshio Current area, western North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 54, 485–488.

- Zarfl, C., Matthies, M. (2010): Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin* 60, 1810–1814.
- Zarfl, C.; Fleet, D.; Fries, E.; Galgani, F.; Gerdts, G.; Hanke, G.; Matthies, M. (2011): Microplastics in oceans. In: *Marine Pollution Bulletin* 62 (8), 1589–1591.
- Zitko, V., Hanlon, M. (1991): Another source of pollution by plastics: skin cleanser with plastic scrubbers. *Marine Pollution Bulletin* 22, 41–42.
- Ziajahromi, S., Kumar A., Neale P., Leusch, F. (2017): Impact of Microplastic Beads and Fibers on Waterflea (*Ceriodaphnia dubia*) Survival, Growth, and Reproduction: Implications of Single and Mixture Exposures; *Environ Sci Technol* 51(22):13397-13406.
- Zorita, I., Apraiz, I., Ortiz-Zarragoitia, M., Orbea, A., Cancio, I., Soto, M., Marigomez, I., Cajaraville, M. P. (2007): Assessment of biological effects of environmental pollution along the NW Mediterranean Sea using mussels as sentinel organisms. *Environmental Pollution* 148(1), 236–250.
- Zubris, K., Richards, B. (2005): Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution* 138(2), 201–211.

Anhang

Tabelle 1. Die Daten der Wasserproben vom Jadebusen am 15. 02. 2013

Probe	Volumen	filtriert	granulär	Fasern	Rußpartikel	Fragmente
	[mL]	[µm]	[n/l]	[n/l]	[n/l]	
JB-13-1	1000	0,8	14	5	13	9
JB-13-2	1000	0,8	2	8	20	4
JB-13-3	1000	0,8	7	6	7	5
JB-13-4	1000	0,8	5	4	5	3
JB-13-5	1000	0,8	1	4	4	1
JB-13-6	1000	0,8	7	3	6	0
JB-13-7	1000	0,8	0	7	3	2
Heppenser Groden	4500	0,8	0	9	5	3
Heppenser Groden	4500	0,8	2	5	2	2

Tabelle 2. Die Wasserproben Daten von Jadebusen Transect am 04.03.2013

Probe	Volumen	filtriert	granulär	Fasern	Rußpartikel	Fragmente
	[mL]	[µm]	[n/l]	[n/l]	[n/l]	
38 (40-63µm)	10000	0,8	13	2	45	3
38 (63-125µm)	10000	0,8	7	7	39	5
38 (125-250µm)	10000	0,8	4	1	0	4
38 (250-500µm)	10000	0,8	0	1	0	3
38 (500µm)	10000	0,8	0	1	0	1
38	10000	0,8	1	1	0	2
40	10000	0,8	2	3	4	3
42	10000	0,8	3	4	0	2
44	10000	0,8	7	2	2	0
46	10000	0,8	4	2	0	2
48	10000	0,8	5	1	3	2
50	10000	0,8	2	1	0	1
52	10000	0,8	0	2	0	0
V2	10000	0,8	6	0	5	5
V4	10000	0,8	13	1	3	0
V6	10000	0,8	1	2	3	2
V8	10000	0,8	3	5	0	2
V10	10000	0,8	0	1	0	2
V12	10000	0,8	2	3	9	2
V12 (40-63µm)	10000	0,8	51	3	30	3
V12 (63-125µm)	10000	0,8	8	1	85	3
V12 (125-250µm)	10000	0,8	10	3	0	6
V12 (250-500µm)	10000	0,8	3	1	5	4
V12(500µm)	10000	0,8	2	2	0	1

Tabelle 3. Die Daten der Wasserproben vom Jadebusen am 04.03.2013

Probe	Volumen	filtriert	granulär	Fasern	Rußpartikel	Fragmente
	[mL]	[µm]	[n/l]	[n/l]	[n/l]	
V2	100	0,8	3	4	0	1
V4	100	0,8	0	0	0	2
V6	100	0,8	1	1	0	3
V8	100	0,8	4	0	0	3
V10	100	0,8	4	6	0	1
V12	100	0,8	13	1	0	2
38	100	0,8	4	7	0	0
40	100	0,8	2	3	3	0
42	100	0,8	2	3	0	0
44	100	0,8	5	2	0	3
46	100	0,8	2	2	0	2
48	100	0,8	4	1	0	3
50	100	0,8	6	2	0	0
52	100	0,8	6	1	0	3

Tabelle 4. Die Daten der Sedimentproben vom Jadebusen am 15. 02.2013

Probe	Volumen	filtriert	granulär	Fasern	Rußpartikel	Fragmente
	[g]	[µm]	[n/l]	[n/l]	[n/l]	
JB-13-1	5	0,8	4	1	58	1
JB-13-2	5	0,8	2	1	104	1
JB-13-3	5	0,8	6	3	37	1
JB-13-4	5	0,8	12	3	34	0
JB-13-5	5	0,8	2	0	29	0
JB-13-6	5	0,8	3	3	38	1
JB-13-7	5	0,8	3	1	41	0

Tabelle 5. Die Stationsdaten der Weser am 09.07.2012

Station	Datum	Uhrzeit (MESZ)	N		E		Tonne/Lokation	Flußkilometer
1	09.07.2012	06:14	53°	48,085	008°	07,431	17	109,5
2	09.07.2012	08:32	53°	39,045	008°	24,149	25	100,4
3	09.07.2012	09:14	53°	36,106	008°	29,975	33	91,2
4	09.07.2012	09:32	53°	34,959	008°	31,317	41	80,5
5	09.07.2012	10:22	53°	32,421	008°	33,904	51	74,3
6	09.07.2012	10:46	53°	31,867	008°	33,829	53	71,7
7	09.07.2012	11:16	53°	30,456	008°	30,971	57	68,5
8	09.07.2012	11:34	53°	29,361	008°	29,793	61	66
9	09.07.2012	12:05	53°	27,016	008°	29,278	63	65
10	09.07.2012	12:29	53°	25,330	008°	29,455	58	60,7
11	09.07.2012	12:48	53°	23,707	008°	29,649	62	58,4
12	09.07.2012	13:10	53°	21,570	008°	29,981	70	54
13	09.07.2012	13:33	53°	19,449	008°	29,236	75	51
14	09.07.2012	13:59	53°	16,764	008°	29,241	79	48
15	09.07.2012	14:12	53°	15,346	008°	28,959	85	45
16	09.07.2012	14:26	53°	13,766	008°	29,012	89	37,5
17	09.07.2012	14:42	53°	12,119	008°	30,562	95	35,1
18	09.07.2012	14:57	53°	10,973	008°	33,076	99	32,7
19	09.07.2012	15:19	53°	09,874	008°	37,321	105	29,4
20	09.07.2012	15:55	53°	07,012	008°	42,933	111	26
21	09.07.2012	16:16	53°	06,760	008°	44,272	117	23
22	09.07.2012	17:07	53°	03,586	008°	51,411	Lesum	17,6
23	09.07.2012	17:17	53°		008°		Kläranlage Seehausen	8,5
24	09.07.2012	17:25	53°		008°		12	4,5
25	09.07.2012	17:40	63°		008°		Wehr	0

Tabelle 6. Die Daten der Wasserproben aus der Weser am 09.07.2012

Datum	Tonne	Km	Filtr.Volumen [L]	Mittelwert [mg/L]	STABW.S [mg/L]	relative STABW.S [%]
09.07.2012	17	109,5	10	0,49	0,07	14,4
09.07.2012	25	100,5	10	1,17	0,40	33,7
09.07.2012	33	91,2	10	1,40	0,36	25,6
09.07.2012	41	80,5	10	8,89	3,95	44,4
09.07.2012	51	74,3	10	4,82	0,57	11,9
09.07.2012	53	71,7	10	7,42	5,26	71,0
09.07.2012	57	68,5	10	2,36	0,24	10,1
09.07.2012	61	66	10	6,04	2,13	35,2
09.07.2012	63	65	10	7,39	1,93	26,1
09.07.2012	58	60,7	10	4,93	0,65	13,2
09.07.2012	62	58,4	10	5,16	2,64	51,2
09.07.2012	70	54	10	7,01	1,36	19,4
09.07.2012	75	51	10	4,07	0,40	9,7
09.07.2012	79	48	10	6,76	1,19	17,6
09.07.2012	85	43,5	10	1,39	0,23	16,7
09.07.2012	89	38,5	10	1,34	0,18	13,6
09.07.2012	95	35,1	10	1,04	0,52	49,6
09.07.2012	99	32,7	10	1,23	0,12	9,9
09.07.2012	105	29,5	10	1,09	0,15	13,7
09.07.2012	111	26	10	0,96	0,41	42,9
09.07.2012	117	23	10	1,10	0,60	54,7
09.07.2012	Lesum	17,6	10	1,92	0,50	26,2
09.07.2012	Kläranlage	8,5	10	0,79	0,17	21,2
09.07.2012	127	4,5	10	1,02	0,23	22,9
09.07.2012	Wehr	0	10	1,09	0,25	22,9

Tabelle 7. Die physikalischen Parameter und Daten von der Weser am 22.11.2012

Datum	Tonne	km	LF	T	Trübung	O ₂	O ₂ -Sättigung	filtr. Volumen	Filter	granulär	Fasern	Fragmente	Summe MP
			[mS/cm]	[°C]	[NTU]	[mg/L]	[%]	[mL]	[µm]	[n/L]	[n/L]	[n/L]	[n/L]
22.11.2012	43	78,7	40,2	6,7	17,4	11,53	111,6	1000	0,8	4	4	3	11
22.11.2012	51	74,3	35,7	6,7	19,5	11,54	109,4	1000	0,8	3	6	1	10
22.11.2012	53	71,7	30,7	6,9	26,9	11,45	106,6	1000	0,8	6	4	2	12
22.11.2012	57	68,5	30,5	6,8	18,2	11,35	105,3	1000	0,8	5	6	3	14
22.11.2012	61	66	30,5	6,8	26,4	11,29	104,7	1000	0,8	11	4	0	15
22.11.2012	63	65	31,8	6,7	30,3	11,28	105,0	1000	0,8	13	8	3	24
22.11.2012	58	60,7	22,5	7,4	43,3	10,75	97,7	1000	0,8	5	3	4	12
22.11.2012	62	58,4	14,0	7,3	50,6	10,60	92,8	1000	0,8	130	7	10	147
22.11.2012	71	54	11,5	7,6	90,4	10,34	90,3	1000	0,8	5	9	3	17
22.11.2012	75	51	8,34	7,6	125,4	10,18	87,8	1000	0,8	17	3	1	21
22.11.2012	79	48	3,49	7,7	158,0	10,02	85,4	1000	0,8	12	4	0	16
22.11.2012	83	45	3,30	7,8	153,7	9,98	84,9	1000	0,8	48	3	3	54
22.11.2012	91	37,5	1,48	8,3	124,6	10,22	87,5	1000	0,8	8	3	2	13
22.11.2012	95	35,1	1,37	8,4	65,7	10,30	88,3	1000	0,8	3	4	11	18
22.11.2012	99	32,7	1,39	8,4	46,3	10,28	88,1	1000	0,8	23	2	10	35
22.11.2012	105	29,5	1,44	8,4	20,2	10,20	87,4	1000	0,8	16	4	0	20
22.11.2012	111	26	1,47	8,4	29,2	10,16	87,1	1000	0,8	3	3	2	8
22.11.2012	117	23	1,50	8,4	19,7	10,22	87,7	1000	0,8	3	3	2	8
22.11.2012	Lesum	17,6	1,58	8,4	10,6	10,35	88,8	1000	0,8	15	5	6	26
22.11.2012	Kläranlage	8,5	1,66	9,0	13,5	9,55	83,1	1000	0,8	2	1	0	3
22.11.2012	127	4,5	1,70	7,6	3,9	10,79	90,8	1000	0,8	10	5	16	31
22.11.2012	Wehr	0	1,67	7,8	5,8	11,17	93,0	1000	0,8	11	3	15	29

Tabelle 8. Die Daten der Wasserproben aus der Weser ohne Flusssäure am 22.11.2012

Probe	filtriertes Volumen	filtriert	granulär	Fasern	Rußpartikel	Fragmente
	[mL]	[µm]	[n/l]	[n/l]	[n/l]	
4	1000	0.8	4	4	1	3
5	1000	0.8	3	6	2	1
6	1000	0.8	6	4	2	2
7	1000	0.8	5	6	1	3
8	1000	0.8	11	4	1	0
9	1000	0.8	13	8	1	3
10	1000	0.8	5	3	2	4
11	1000	0.8	130	7	8	10
12	1000	0.8	5	9	1	3
13	1000	0.8	17	3	0	1
14	1000	0.8	12	4	1	0
15	1000	0.8	48	3	1	3
16	1000	0.8	8	3	7	2
17	1000	0.8	3	4	7	11
18	1000	0.8	23	2	2	10
19	1000	0.8	16	4	0	0
20	1000	0.8	3	3	1	2
21	1000	0.8	3	3	1	2
22	1000	0.8	15	5	0	6
23	1000	0.8	2	1	1	0
24	1000	0.8	10	5	0	16
25	1000	0.8	11	3	2	15

Tabelle 9. Die Daten der Wasserproben aus der Weser mit Flusssäure am 22.11.2012

Probe	filtriertes Volumen	filtriert	granulär	Fasern	Rußpartikel	Fragmente
	[mL]	[µm]	[n/l]	[n/l]	[n/l]	
4	1000	0.8	3	4	1	3
5	1000	0.8	1	11	5	1
6	1000	0.8	3	10	0	3
7	1000	0.8	1	6	1	1
8	1000	0.8	4	7	0	2
9	1000	0.8	6	7	1	6
10	1000	0.8	1	6	0	1
11	1000	0.8	98	9	0	5
12	1000	0.8	1	14	0	4
13	1000	0.8	12	4	2	2
14	1000	0.8	11	4	0	3
15	1000	0.8	25	7	0	2
16	1000	0.8	1	5	0	1
17	1000	0.8	1	8	0	3
18	1000	0.8	10	7	0	10
19	1000	0.8	7	5	0	0
20	1000	0.8	1	8		2
21	1000	0.8	1	5	0	1
22	1000	0.8	7	9	0	3
23	1000	0.8	4	5	4	1
24	1000	0.8	1	5	0	2
25	1000	0.8	1	4	0	2

Tabelle 10. Die Wasserproben aus der Weser am 01.03.13

Probe	filtriertes Volumen	filtriert	granulär	Fasern	Rußpartikel	Fragmente
	[mL]	[µm]	[n/l]	[n/l]	[n/l]	
BRV	1000	0,8	3	2	3	5
Farge	1000	0,8	1	3	0	3
Sandstedt	1000	0,8	1	3	10	1
Dedesdorf	1000	0,8	1	3	5	5
Wehr	1000	0,8	1	1	0	1

Tabelle 11. Die Daten der Uferproben vom Bremerhaven und der Weser

Probe		Flußkilometer	filtriertes. Volumen [mL]	Filter [µm]	granulär [n/l]	Fasern [n/l]	Fragmente [n/l]	Datum
Farge 1	1	26	1000	0,8	5	2	4	IX 2013
Farge 2	2	26	1000	0,8	6	5	2	IX 2013
BHV 1	3	61	1000	0,8	2	7	2	IX 2013
BHV 2	4	61	1000	0,8	4	7	3	IX 2013
BHV 3		61	1000	0,8	4	9	1	IX 2013
Wehr	6	0	1000	0,8	1	1	1	01.03.2013
Farge	7	26	1000	0,8	1	3	3	01.03.2013
Dedesdorf	8	44	1000	0,8	1	3	5	01.03.2013
Sandstedt	9	54	1000	0,8	1	3	1	01.03.2013
BHV	10	61	1000	0,8	3	2	5	01.03.2013

Tabelle 12. Die Daten der Sedimentproben aus der Weser am 09.11.2012

Datum	Tonne	Flußkilometer	Einwaage [g]	granulär [n/5 g]	Fasern [n/5 g]	Fragmente [n/5 g]
09.07.2012	61	65	5	11	5	-
09.07.2012	58	60,7	5	6	2	-
09.07.2012	89	38,5	5	3	3	-
09.07.2012	111	26	5	5	6	3
09.07.2012	0	0	5	4	0	-
22.11.2012	61	65	5	6	2	1
22.11.2012	58	60,7	5	10	8	1
22.11.2012	89	38,5	5	3	3	1
22.11.2012	111	26	5	8	4	2
22.11.2012	0	0	5	6	3	1

Tabelle 13. Die Daten der Sedimentproben aus der Weser am 22.11.12, je 5g

Datum	Tonne	Flußkilometer	>3000	1000-2000	630-1000	200-630	63-200	20-63	6,3-20	2-6,3	<2	[µm]
			[% kumulativ]									
09.07.2012	61	65				100,0	98,5	70,4	40,2	9,0	0,0	
09.07.2012	58	60,7				100,0	96,3	75,3	44,2	8,7	0,0	
09.07.2012	89	38,5	100,0	99,6	92,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
09.07.2012	111	26										
09.07.2012	0	0		100,0	99,2	87,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
22.11.2012	61	65			100,0	99,5	26,6	13,4	10,0	1,5	0,0	
22.11.2012	58	60,7			100,0	100,0	98,5	76,2	35,9	5,7	0,0	
22.11.2012	89	38,5		100,0	99,4	89,4	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	
22.11.2012	111	26										
22.11.2012	0	0		100,0	99,3	88,2	2,1	0,6	0,6	0,0	0,0	

Tabelle 14. Die Daten der Fische aus dem Jadebusen am 27.06.2012, Tonne V8

Fische Arten	Nr.	Länge total (cm)	Standartlänge (cm)	Gewicht Magen/Darm (g) vorher	Gewicht Magen/Darm (g) nacher
Flunder	1	20,0	17,1	1,3138	0,5757
Flunder	2	16,2	13,8	1,5641	0,5470
Flunder	3	15,0	12,6	1,038	0,2686
Flunder	4	12,0	10,0	1,6573	0,3023
Finte	1	45,0	39,0	38,8000	31,0000
Finte	2	12,0	10,0	0,8681	0,5257
Finte	3	10,0	8,0	0,2618	0,1365
Finte	4	10,4	10,2	0,3522	0,1335
Stint	1	18,6	15,8	2,4265	1,1638
Stint	2	12,6	11,4	0,7775	0,4660
Stint	3	11,5	10,0	0,4355	0,2548
Sprotte	1	9,0	7,5	0,2167	0,1105
Sprotte	2	9,2	7,6	0,0425	0,0368
Sprotte	3	8,9	7,4	0,1586	0,0567
Wittling	1	12,2	11,2	0,8900	0,4024
Wittling	2	9,2	8,3	0,3363	0,0956
Wittling	3	10,0	9,0	0,5777	0,1904
Sardelle	1	14,7	12,7	0,4463	0,2636
Sardelle	2	15,0	13,3	0,8053	0,3326
Sardelle	3	14,8	12,8	0,5640	0,2727
Scholle	1	19	15,7	4,2924	1,0576
Scholle	2	13,0	11,0	0,6870	0,3727
Scholle	3	13,2	10	1,443	0,3028
Sandgrundel	1	4,6	4	0,0623	0,0223
Sandgrundel	2	6	5,2	0,0518	0,0195
Seezunge	1	15,4	14,2	1,3094	0,53
Seezunge	2	15	13,4	0,7963	0,243
Seezunge	3	13	12	7516	0,1989
Großerscheibenbauch	1	6,4	5,6	0,3764	0,147
Großerscheibenbauch	2	6,8	6	0,5191	0,1946
Großerscheibenbauch	3	6,2	5,6	0,5743	0,1424
Flunder	1	17,4	14,7	2,867	1,2251
Flunder	2	14,8	13	2,1102	1,0105
Flunder	3	14,3	12,2	1,534	0,554
Herring	1	9,2	8	0,284	0,112
Herring	2	9	7,5	0,1954	0,0956
Herring	3	8	6,8	0,1465	0,072

Tabelle 15. Die Daten der Fische aus dem Jadebusen am 27.06.2012, Tonne V8

Fische Arten	Nr.	granuläre	Faser	Schnecken	Foraminiferen	kleinmuscheln
Flunder	1	17	2	3	0	0
Flunder	2	38	5	0	15	0
Flunder	3	50	0	5	12	1
Flunder	4	62	0	24	25	5
Finte	1	522	14	0	0	0
Finte	2	3	1	0	0	0
Finte	3	6	5	0	0	0
Finte	4	83	5	0	0	0
Stint	1	45	5	3	4	0
Stint	2	4	0	0	0	0
Stint	3	0	0	0	0	0
Sprotte	1	0	3	0	0	0
Sprotte	2	1	1	0	0	0
Sprotte	3	2	1	0	0	0
Wittling	1	7	0	7	2	0
Wittling	2	3	2	2	4	0
Wittling	3	13	7	2	5	0
Sardelle	1	9	2	0	0	0
Sardelle	2	7	3	0	0	0
Sardelle	3	7	1	0	0	0
Scholle	1	73	0	0	0	0
Scholle	2	3	0	0	0	0
Scholle	3	1096	2	0	1	0
Sandgrundel	1	6	2	0	0	0
Sandgrundel	2	21	0	0	0	0
Seezunge	1	789	1	0	4	
Seezunge	2	315	1	0	2	0
Seezunge	3	1345	2	0	2	0
Großerscheibenbauch	1	23	1	0	8	0
Großerscheibenbauch	2	6	0	5	3	0
Großerscheibenbauch	3	2	0	1	2	0
Flunder	1	0	1	0	0	0
Flunder	2	80	1	0	119	0
Flunder	3	18	1	0	16	0
Herring	1	0	6	0	0	0
Herring	2	0	2	0	0	0
Herring	3	0	4	0	0	0

Tabelle 16. Die Daten der Fische aus der Weser

Ort	Datum	Art	Nr.	Länge total [cm]	Standardlänge [cm]	granuläres MP [n]	Faser [n]	SUMME MP [n]
Farge	26.09.2012	Finte	1	9,2	8,0	10	5	15
Farge	26.09.2012	Finte	2	10,0	8,3	3	5	8
Farge	26.09.2012	Finte	3	10,5	9,0	1	7	8
Farge	26.09.2012	Finte	4	9,8	8,4	20	11	31
Farge	26.09.2012	Finte	5	8,9	7,7	7	9	16
Farge	26.09.2012	Finte	6	9,6	8,6	6	5	11
Bremerhaven	25.09.2012	Finte	1	9,7	8,0	0	7	7
Bremerhaven	25.09.2012	Finte	2	9,0	7,5	1	9	10
Bremerhaven	25.09.2012	Finte	3	9,5	8,0	0	3	3
Bremerhaven	25.09.2012	Finte	4	8,0	6,8	0	2	2
Bremerhaven	25.09.2012	Finte	5	9,1	7,6	4	3	7
Bremerhaven	25.09.2012	Finte	6	8,9	7,5	6	4	10
Farge	26.09.2012	Stint	1	6,0	5,4	0	9	9
Farge	26.09.2012	Stint	2	6,7	5,7	0	8	8
Farge	26.09.2012	Stint	3	6,0	5,2	0	6	6
Farge	26.09.2012	Stint	4	7,3	6,4	3	6	9
Farge	26.09.2012	Stint	5	7,5	6,4	4	2	6
Farge	26.09.2012	Stint	6	6,1	5,2	0	3	3
Bremerhaven	25.09.2012	Stint	1	7,7	6,5	3	9	12
Bremerhaven	25.09.2012	Stint	2	8,0	6,7	11	6	17
Bremerhaven	25.09.2012	Stint	3	7,0	6,2	2	2	4
Bremerhaven	25.09.2012	Stint	4	7,5	6,4	3	2	5
Bremerhaven	25.09.2012	Stint	5	7,0	6,0	4	3	7
Bremerhaven	25.09.2012	Stint	6	7,0	5,9	1	2	3

Tabelle 17. Die Daten der Sedimentproben des Jadebusens, je 5g

Probe	Kugelförmige				Faser				Rußpartikel							
			(Mittelwert)	St.Abw. [%]	Stand.abw			(Mittelwert)	St.Abw. [%]	Rel Stand.ab weich.			(Mittelwert)	St.Abw. [%]	Rel Stand.ab weich.	
JB 12	136	97	116,50	27,6	23,67139	4	4	4,00	0,0	0	11	12	11,50	0,7	6,148755	
JB 17	16	18	17,00	1,4	8,318903	5	4	4,50	0,7	15,7135	33	22	27,50	7,8	28,28427	
JB 16	656	588	622,00	48,1	7,730428	2	2	2,00	0,0	0	35	41	38,00	4,2	11,16484	
JB 5	14	26	20,00	8,5	42,42641	10	6	8,00	2,8	35,3553	28	28	28,00	0,0	0	
JB 28	56	22	39,00	24,0	61,64521	3	4	3,50	0,7	20,2031	27	21	24,00	4,2	17,67767	
JB 21	30	54	42,00	17,0	40,4061	5	4	4,50	0,7	15,7135	43	59	51,00	11,3	22,18374	
JB 13	213	125	169,00	62,2	36,81976	3	3	3,00	0,0	0	22	14	18,00	5,7	31,42697	
JB 31	22	36	29,00	9,9	34,13619	3	4	3,50	0,7	20,2031	16	22	19,00	4,2	22,32969	
JB 29	106	195	150,50	62,9	41,81562	2	2	2,00	0,0	0	17	22	19,50	3,5	18,13094	
JB 38	79	62	70,50	12,0	17,0508	3	1	2,00	1,4	70,7107	41	30	35,50	7,8	21,91035	
JB 18	294	240	267,00	38,2	14,30104	4	3	3,50	0,7	20,2031	9	9	9,00	0,0	0	
JB 15	8	14	11,00	4,2	38,56946	3	4	3,50	0,7	20,2031	14	12	13,00	1,4	10,87857	
JB36	77	54	65,50	16,3	24,8297	2	2	2,00	0,0	0	16	12	14,00	2,8	20,20305	
JB 35	1047	1011	1029,00	25,5	2,473843	6	3	4,50	2,1	47,1405	11	9	10,00	1,4	14,14214	
JB 39	13	10	11,50	2,1	18,44626	5	4	4,50	0,7	15,7135	7	5	6,00	1,4	23,57023	
JB 8	150	154	152,00	2,8	1,860807	3	4	3,50	0,7	20,2031	37	40	38,50	2,1	5,509923	
JB 9	267	259	263,00	5,7	2,150895	6	3	4,50	2,1	47,1405	51	47	49,00	2,8	5,7723	
JB 30	151	149	150,00	1,4	0,942809	8	3	5,50	3,5	64,2824	31	22	26,50	6,4	24,01495	
JB 6	149	122	135,50	19,1	14,08995	4	1	2,50	2,1	84,8528	97	79	88,00	12,7	14,46355	
JB 34	214	186	200,00	19,8	9,899495	3	2	2,50	0,7	28,2843	253	177	215,00	53,7	24,9954	
JB 4	66	48	57,00	12,7	22,32969	2	5	3,50	2,1	60,6092	109	87	98,00	15,6	15,87383	
JB 27	390	284	337,00	75,0	22,24134	2	4	3,00	1,4	47,1405	183	164	173,50	13,4	7,743532	
JB 25	46	40	43,00	4,2	9,866606	3	5	4,00	1,4	35,3553	34	30	32,00	2,8	8,838835	
JB 01	21	14	17,50	4,9	28,28427	6	1	3,50	3,5	101,015	5	3	4,00	1,4	35,35534	
JB 02	23	19	21,00	2,8	13,4687	5	2	3,50	2,1	60,6092	17	11	14,00	4,2	30,30458	
JB 33	11	8	9,50	2,1	22,32969	2	2	2,00	0,0	0	72	86	79,00	9,9	12,53101	
JB 14	63	49	56,00	9,9	17,67767	2	3	2,50	0,7	28,2843	114	98	106,00	11,3	10,67331	
JB 26	37	30	33,50	4,9	14,77537	5	6	5,50	0,7	12,8565	76	79	77,50	2,1	2,737188	
JB 19	14	20	17,00	4,2	24,95671	7	3	5,00	2,8	56,5685	65	60	62,50	3,5	5,656854	
JB 03	47	34	40,50	9,2	22,69725	3	1	2,00	1,4	70,7107	64	49	56,50	10,6	18,77275	
JB 07	97	82	89,50	10,6	11,85095	13	8	10,50	3,5	33,6718	12	16	14,00	2,8	20,20305	
JB 32	34	32	33,00	1,4	4,285496		9	5	7,00	2,8	40,4061	51	42	46,50	6,4	13,68594
JB 22	62	52	57,00	7,1	12,40538		5	4	4,50	0,7	15,7135	16	13	14,50	2,1	14,6298
JB 23	8	6	7,00	1,4	20,20305		1	4	2,50	2,1	84,8528	44	32	38,00	8,5	22,32969
JB 20	7	9	8,00	1,4	17,67767		3	2	2,50	0,7	28,2843	43	50	46,50	4,9	10,64462

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich diese Arbeit selbstständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Oldenburg, den 17.12.2018

Unterschrift