



Universität Hamburg  
DER FORSCHUNG | DER LEHRE | DER BILDUNG

**CENTRUM**  
FÜR ERDSYSTEMFORSCHUNG  
UND NACHHALTIGKEIT (CEN)

# Mikroplastik in Biota im Wattenmeer der niedersächsischen Küste



Elke Fischer  
Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit (CEN)  
Universität Hamburg

31.07.2021

Erstellt im Auftrag des  
Niedersächsischen Landesbetriebs für  
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz



Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit (CEN)  
Universität Hamburg  
Bundesstraße 55, 20146 Hamburg

Copyright Titelfoto: Elke Fischer

Projektmitarbeiter:

Torben Brecht, Maximilian Meister, Larissa Motyl, Laura Polt, Matthias Schwarz, Jan Spitzner

*Dieser Bericht ist durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz beauftragt worden. Die Verantwortung für den Inhalt liegt allein bei den Autoren. Der Bericht gibt die Auffassung der Autoren wieder und muss nicht mit der Meinung des NLWKN übereinstimmen. Der NLWKN übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung der Rechte Dritter. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor, insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung ganz oder teilweise vervielfältigt bzw. Dritten zugänglich gemacht werden.“*

Zitiervorschlag:

Fischer, Elke (2021): Mikroplastik in Biota im Wattenmeer der niedersächsischen Küste. Bericht erstellt im Auftrag des NLWKN.

# Inhalt

Zusammenfassung	4
1. Einleitung	6
1.1 Zielsetzung der vorliegenden Studie	6
1.2 Stand der Forschung	7
2. Material und Methoden	9
2.1 Untersuchungsstandorte und Probenahme	9
2.1.1 Probenübersicht	9
2.1.2 Untersuchungsgebiete	11
2.2 Labormethoden	14
2.2.1 Aufnahme der Basisdaten und Probenaufbereitung	14
2.2.3 Mikroplastikbestimmung mittels Fluoreszenzmikroskopie	14
2.2.4 Identifikation der Polymerzusammensetzung	15
2.2.5 QA/QC-Maßnahmen	15
2.2.5 Statistische Analysen	15
3. Ergebnisse und Diskussion	17
3.1 Übersicht zu Blindwertanalysen	17
3.2 Mikroplastikabundanzen und Konzentrationen	17
3.2.1 Mikroplastikabundanzen und Konzentrationen in Invertebraten	17
3.2.2 Mikroplastikabundanzen und Konzentrationen in <i>Platichthys flesus</i>	18
3.3 Größenfraktionen von Mikroplastikpartikeln	20
3.4 Identifizierte Formen von Mikroplastikpartikeln	23
3.5 Polymerzusammensetzung	24
3.6 Mikroplastikkonzentrationen in Korrelation zu Arten- und Individuenkenngößen	26
3.6.1 Mikroplastikkonzentration in Korrelation zu Kenngrößen - Invertebraten	26
3.6.2 Mikroplastikkonzentration in Korrelation zu Kenngrößen - <i>Platichthys flesus</i>	28
3.7 Räumliche Verteilung der Mikroplastikvorkommen	29
3.7.1 Räumliche Verteilung der Mikroplastikvorkommen in Invertebraten	29
3.7.2 Räumliche Verteilung der Mikroplastikvorkommen in <i>Platichthys flesus</i>	33
3.8. Mikroplastikkonzentrationen nach Messkampagnen	35
3.8.1 Mikroplastikkonzentrationen in Invertebraten nach Messkampagne	35
3.8.2 Mikroplastikkonzentrationen in <i>Platichthys flesus</i> nach Messkampagne	36

3.9	Mikroplastikkonzentrationen in Korrelation zu Schadstoffbelastung in <i>Platichthys flesus</i>	37
4.	Diskussion	38
4.1	Prozentuale Anteile von Individuen mit MP-Vorkommen	38
4.2	Auftretende Konzentrationen im Vergleich zu anderen Studien	39
4.3	Analyse von Größenklassen und -fraktionen der MP-Partikel	41
4.4	Analyse des Formenspektrums und der Polymerarten der identifizierten MP-Partikel	41
4.5	Bewertung von MP-Konzentrationen in Korrelation zu Arten- und Individuenkenngrößen	42
4.6	Beurteilung räumlicher Muster der MP-Konzentrationen	43
4.7	Einordnung der MP-Konzentrationen nach Messkampagnen	45
4.8	Beurteilung der Zusammenhänge zwischen MP-Konzentrationen und Schadstoffbelastung in <i>Platichthys flesus</i>	45
5.	Beurteilung der Eignung von Arten und Stationen im Rahmen eines MP-Monitorings in Biota	47
5.1	Beurteilung der Eignung der untersuchten Arten als Indikatororganismen im Rahmen des MP-Monitorings in Biota	47
5.2	Beurteilung der Eignung der Stationsselektion im Rahmen des MP-Monitorings in Biota	50
6.	Empfehlungen für das weitere Vorgehen zur Monitoringstrategie in Biota	52
	Fazit	55
	Literaturverzeichnis	56
	Abbildungsverzeichnis	61
	Tabellenverzeichnis	62
	ANHANG	64

## Zusammenfassung

Im Rahmen des Projekts Mikroplastik in Biota im Wattenmeer der niedersächsischen Küste wurden zwischen 2018 und 2020 während zweier Messkampagnen Invertebraten und *Pisces* an vier bis sechs Standorten auf deren Mikroplastikbelastung untersucht.

In die Probenahme von Invertebraten einbezogen wurden *Arenicola marina* (Wattwurm, n=308), *Corophium spp.* (Schlickkrebis, n=1.383), *Littorina littorea* (Gemeine Strandschnecke, n=419) und *Mytilus edulis* (Miesmuschel, n=694). Diese wurden in Abhängigkeit der Individuengrößen mit n=3 bis n=20 Individuen gepoolt. Im Labor der Universität Hamburg erfolgte die Aufnahme der Basisdaten der entnommenen Individuen und sofern erforderlich die Dissektion des Weichteilgewebes. Neben den genannten Invertebraten-Arten wurde mit *Platichthys flesus* (Flunder) eine demersale Fischart in die Untersuchung einbezogen, die Analyse erfolgte anhand von 311 Proben des Magen-Darm-Trakts. Hierzu wurden Proben, Individuen-Kenndaten und Ergebnisse der Schadstoffanalyse in Leber und Muskelgewebe aus dem niedersächsischen Schadstoffmonitoring in Biota im Küstenbereich übernommen.

Zur Zerstörung der biogenen organischen Substanz wurde eine Digestion mit Kaliumhydroxid und Natriumhypochlorit durchgeführt. Die Residuen wurden auf Filter übertragen, getrocknet und mittels Nilrot angefärbt. Die Identifikation potenzieller Mikroplastikpartikel erfolgte über Fluoreszenzmikroskopie mit Erfassung von Partikelanzahl, Partikeldimensionen und Partikelform. Anteilig wurden potenziell identifizierte Mikroplastikpartikel über  $\mu$ Ramanspektroskopie auf deren Polymerzusammensetzung analysiert.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass alle untersuchten Arten ubiquitär an allen Stationen mit mindestens 74 % der untersuchten Individuen durch Mikroplastik belastet sind. Die Invertebraten-Arten zeigen im Median die höchsten Konzentrationen in *Arenicola marina* mit 12 Partikeln/Individuum (4,7 Partikel/g) gefolgt von *Mytilus edulis* (6,6 Partikel/Individuum, 3,0 Partikel/g), *Littorina littorea* (1,1 Partikel/Individuum, 2,3 Partikel/g) und *Corophium spp.* (1,0 Partikel/Individuum, 111,8 Partikel/g). In *Platichthys flesus* wurden Konzentrationen von im Median 12,0 Partikel/Individuum bzw. 6,0 Partikel/g detektiert.

Die Partikelform der Fragmente dominiert über alle Arten hinweg (92 %), gefolgt von Fasern (5 %) und Beads (Perlen, 3 %). Bei einer unteren Erfassungsgröße von 20  $\mu$ m zeigen sich in der Häufigkeitsverteilung zunehmende Partikel-Anzahlen mit abnehmender Größe. Die absolute Häufigkeitsverteilung zwischen den untersuchten Arten unterscheidet sich signifikant mit größten Fragmenten in *Platichthys flesus* (im Median 58  $\mu$ m) und kleinsten Partikelgrößen in *Corophium spp.* (im Median 50  $\mu$ m).

Zwischen den untersuchten Stationen sind die auftretenden Mikroplastikkonzentrationen in Invertebraten artenspezifisch teilweise signifikant. In der Tendenz zeigen sich höhere Konzentrationen an den westlichen Stationen Knockster Tief und Leybucht im Emsästuar gegenüber den östlichen Stationen von Tettens und Cappel-Neufeld im östlichen Weserästuar. Hinsichtlich der Fanggebiete von *Platichthys flesus* zeigen sich ebenfalls signifikante Unterschiede mit höchsten Konzentrationen im Fanggebiet Jadebusen gefolgt von den Fanggebieten im Weserästuar und den westlichen Fanggebieten Borkum und Baltrum.

Aus der Analyse von MP-Konzentrationen im Vergleich zur Schadstoffkonzentration in Leber und Muskelgewebe von *Platichthys flesus* resultiert nur betreffend Cadmium und Quecksilber ein statistischer Zusammenhang, der allerdings negativ ist. Das Ergebnis sollte durch erhöhte Anzahl von Replikaten der Schadstoffanalysen weiter abgesichert werden.

Zur Eignung der untersuchten Arten als Indikatorarten im Rahmen eines Mikroplastik-Monitoringprogramms in Biota werden insbesondere *Mytilus edulis* und *Platichthys flesus* als sehr gut bewertet. *Littorina littorea* und *Arenicola marina* sind ebenfalls sehr gut geeignet, finden jedoch in der internationalen Diskussion bislang weniger Berücksichtigung. Dennoch sollten auch diese beiden Arten aufgrund der Besonderheit des Ökosystems Wattenmeer in ein Mikroplastik-Monitoring einbezogen werden. Die untersuchten Stationen sind generell gut

geeignet, einen potenziellen West-Ost-Gradienten zu detektieren und werden insbesondere für *Arenicola marina* mit einer Reduktion von sechs auf drei bis vier Stationen empfohlen. Hinsichtlich *Mytilus edulis* und *Littorina littorea* sollte zur Gewährleistung vergleichbarer topographischer Lage- und Expositionsbedingungen eine Harmonisierung mit der Probenahme an den Stationen des Schadstoff- bzw. Tributylzinn-Monitorings in *Littorina littorea* erfolgen.

Abschließend gibt dieser technische Bericht Empfehlungen für die konkrete Monitoringstrategie von Mikroplastik in Biota entlang der deutschen Nordseeküste.

# 1. Einleitung

## 1.1 Zielsetzung der vorliegenden Studie

Als Teil der Meeresstrategierahmenrichtlinie (MSRL/2008/56/EG) sieht Deskriptor 10 "Abfälle im Meer" die Untersuchung von synthetischen Kunststoffen auch in der Mikromüll-Kategorie bis maximal 5 mm Größe vor. Dies adressieren innerhalb der MSRL zwei Kriterien:

- D10C2: "Die Zusammensetzung, die Menge und die räumliche Verteilung von Mikroabfällen an der Küste, in der Oberflächenschicht der Wassersäule und auf dem Meeresboden sind auf einem Niveau, das die Küsten- und Meeresumwelt nicht beeinträchtigt"
- D10C3: "Abfälle und Mikroabfälle werden von Meerestieren in einer Menge aufgenommen, die die Gesundheit der betroffenen Arten nicht beeinträchtigt".

Die Etablierung von Monitoringstrategien beider Kriterien unter Deskriptor 10 steht aktuell im Fokus von nationalen und internationalen strategischen Entwicklungen (GESAMP 2019, HELCOM 2021, MSFD Technical Group on Marine Litter 2021, OSPAR Commission 2021).

Eine zeitnahe Umsetzung des Monitorings wird hierbei vor allem durch fehlende einheitliche "standard operating procedures" für alle Umweltmatrizes erschwert. Darüber hinaus muss eine erfolgreiche Umsetzung von Monitoringprogrammen gewährleisten, die Ableitung von validen "baseline-" und "threshold-"Werten und die Berechnung statistischer Trendanalysen in räumlich und zeitlich repräsentativer Auflösung zu ermöglichen.

Betreffend D10C3, des Monitorings von durch Biota aufgenommenen Mikrolitterpartikeln liegen einige wissenschaftliche Untersuchungen vor, allerdings berücksichtigen nur wenige mehrere Phyla und Arten. Eine sinnvolle Monitoringstrategie berücksichtigt die sorgfältige Selektion geeigneter Indikatororganismen, die möglichst ubiquitär und repräsentativ in den Regionen von Nord- und Ostsee auftreten und deren Belastung mit Mikrolitter durch einheitliche Methoden identifiziert werden.

Auf Basis der aktuellen nationalen und internationalen Diskussionen wird deutlich, dass die Planung geeigneter Monitoringstrategien auch aufgrund fehlender vergleichbarer Daten erschwert wird. Nur bei Vorliegen valider Datensätze kann über die konkrete Lokalisation von Monitoringstandorten und erforderliche Monitoringfrequenzen entschieden werden.

Entlang der deutschen Nordseeküste wurde zur Mikroplastikbelastung in Biota bereits eine umfassende Studie von mehreren Arten *Pisces* und Invertebraten entlang der schleswig-holsteinischen Küste durchgeführt (Fischer 2019). Die aktuelle Studie überträgt weitgehend die dort eingesetzte Methodik auf die Küste entlang der niedersächsischen Küste und stellt damit einen umfassenden Datensatz zur Verfügung.

Zielsetzungen der aktuellen Studie sind dementsprechend:

1. Beschreibung von Art und Umfang des Vorkommens von Mikroplastik im Gewebe in Biota (am Beispiel von *Arenicola marina*, *Corophium spp.*, *Littorina littorea*, *Mytilus edulis* und *Platichthys flesus*) in den niedersächsischen Küstengewässern
2. Beurteilung artenspezifischer Unterschiede und möglicher Zusammenhänge mit arten- und individuenpezifischen Parametern
3. Evaluation räumlicher Unterschiede und Einflussfaktoren der auftretenden Mikroplastikkonzentrationen in Biota zwischen ausgewählten Untersuchungsstationen entlang der niedersächsischen Küste (Knockster Tief, Leybucht, Neuharlingersiel, Jadebusen, Tettens, Cappel-Neufeld)
4. Empfehlungen für eine zukünftige Monitoring-Strategie zu Mikroplastik in Biota für das niedersächsische Küstengewässer hinsichtlich der Selektion von Indikatororganismen, Stationsauswahl, Monitoringfrequenz und Analysemethodik

## 1.2 Stand der Forschung

Zur Ermittlung des aktuellen Stands der Forschung zur Mikrolitterbelastung von Biota in Nord- und Ostsee erfolgte initial eine Literaturrecherche über das ISI Web of Knowledge und Google Scholar. Berücksichtigt wurden peer-reviewed Artikel und graue Literatur, die Invertebraten und *Pisces* anhand von adulten Individuen in Nord- und Ostsee untersuchen. Ausgeschlossen wurden Untersuchungen an Larven und juvenilen Individuen sowie experimentelle Labor- und Expositionsstudien. Insgesamt wurden 27 Studien identifiziert, die insgesamt 94 Arten berücksichtigen.

Der Großteil der Untersuchungen betrachtet *Pisces* (22 Publikationen über insgesamt 61 Arten). Pelagische Arten wie z.B. *Clupea harengus* (Atlantischer Hering), *Trachurus trachurus* (Bastardmakrele) und *Sprattus sprattus* (Europäische Sprotte) betrachten 12 der ausgewählten Publikationen über 34 Arten (Beer et al. 2018, Bräte et al. 2016, de Vries et al. 2020, Fischer 2019, Hermsen et al. 2017, Karlsson et al. 2017, Kühn et al. 2020, Lenz et al. 2016, Lusher et al. 2013, McGoran et al. 2017, Murphy et al. 2017, Rummel et al. 2016). Zehn der Publikationen untersuchen 27 demersale Arten wie *Melanogrammus aeglefinus* (Schellfisch), *Pleuronectes platessa* (Scholle) und *Platichthys flesus* (Bessa et al. 2018, de Vries, 2020, Fischer 2019, Hermsen et al. 2017, Kazour et al. 2020, Kühn et al. 2020, Lusher et al. 2013, McGoran et al. 2017, Murphy et al. 2017, Rummel et al. 2016).

Die mittleren Konzentrationen in pelagischen Arten von *Pisces* reichen in den analysierten Studien von 0,0 bis 0,9 MP-Partikel pro Individuum. In demersalen Arten liegt sie Spannweite der Ergebnisse im Mittel zwischen 0,002 und 1,7 MP-Partikel. Im Vergleich zwischen demersalen und pelagischen Arten wird deutlich, dass demersale Arten und insbesondere *Gadus morhua* (Atlantischer Kabeljau) höhere Abundanzen an MP aufweisen als pelagische Arten (Foekema et al. 2013, Kühn et al. 2020, Murphy et al. 2017, Rummel et al. 2016). Andere Studien konnten keinen signifikanten Unterschied zwischen diesen Habitaten feststellen (Lusher et al. 2013).

Weiterhin stellen Beer et al. (2016) anhand von Untersuchungen an *Clupea harengus* und *Sprattus sprattus* in der Ostsee über einen Zeitraum von 18 Jahren (1987-2005) keine zeitlichen Unterschiede oder Trends fest. Darüber hinaus konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Arten, den Probenahmegebieten im Bornholm-Becken oder den Tagezeiten der Probenahme nachgewiesen werden. Fehlende signifikante Unterschiede zwischen den untersuchten Stationen konstatieren auch Bräte et al. (2016), die jedoch mit dem Hafen von Bergen einen Hotspot identifizieren.

Lenz et al. (2016) betrachten MP-Abundanzen in demersalen und pelagischen Fischarten (*Gadus morhua* und *Clupea harengus*) im Vergleich zwischen Habitaten, Meeresgebieten und Küsten- vs. Offshore-Standorten. In dieser Studie wurde Mikroplastik in 30 % aller Heringsindividuen an Küstenstandorten und in 16 % der Individuen an Offshore-Standorten gefunden, mit deutlich höherer Belastung von Individuen in der Nordsee im Vergleich zur Ostsee. *Clupea harengus* als pelagische Art weist deutlich höhere Konzentrationen als die demersale Art *Gadus morhua* auf.

Positive Korrelationen stellen Beer et al. (2016) zwischen MP-Konzentrationen und der Individuengröße fest. In diesem Zusammenhang werden auch die auftretenden Unterschiede zwischen den Probenahmezeitpunkten Frühling und Sommer diskutiert, die auf erhöhte Nahrungsaufnahme mit saisonaler Größenzunahme der Individuen zurückgeführt werden. Eine Studie zur MP-Ingestion von *Gadus morhua* and *Pollachius virens* (Köhler) in isländischen Gewässern zeigte im Gegensatz zu Beer et al. 2016 keinen Zusammenhang der MP-Konzentrationen zu Individuengröße bzw. -gewicht und anders als von Bräte et al. (2016) keinen Zusammenhang zur Darmfüllung.

Untersuchungen von MP-Abundanzen in Invertebraten in Nord- und Ostsee wurden im Rahmen von 16 Publikationen anhand von 18 Arten durchgeführt. Unabhängig von unterschiedlichen und zum Teil wechselnden Habitaten der untersuchten Arten wurden vor allem Filtrierer und hier speziell *Bivalvia* einbezogen. Die meisten Untersuchungen liegen hier zu *Mytilus edulis* (Miesmuschel) vor (n=14 Publikationen, u.a. Catarino et al. 2018, Fischer 2019, Karlsson et al.

2017, Leslie et al. 2017, Li et al. 2018, van Cauwenberghe et al. 2015), gefolgt von *Magallana gigas* (Pazifische Auster) (n=4, Fischer 2019, Leslie et al. 2017, Phuong et al. 2018, Van Cauwenberghe et al. 2015).

Gastropoden werden in mehreren Studien einbezogen. Hier ist die meistuntersuchte Art *Littorina littorea* als dominierender Weidegänger und Suspensionsfresser (n=4, Doyle et al. 2019, Fischer 2019, Karlsson et al. 2017, Leslie et al. 2017). Wenig untersucht in Nord- und Ostsee sind Polychaeten, jeweils zwei Studien befassen sich mit der MP-Ingestion durch *Arenicola marina* (Wattwurm) (Fischer 2019, Van Cauwenberghe et al. 2015) und *Hediste diversicolor* (Schillernder Seeringelwurm) (Bour et al. 2018, Muller-Karanassos et al. 2019).

Auch die Ergebnisse innerhalb derselben Arten aus unterschiedlichen Studien weisen eine hohe Variabilität auf. Mit Fokus auf die in dieser Studie untersuchten Arten reichen die Ergebnisse aus Studien in Nord- und Ostsee für *Mytilus edulis* von 0,6 bis 4,3 MP-Partikel pro Individuum respektive 0,2 bis 37,0 MP-Partikel/g Nettogewicht. MP in *Littorina littorea* wird in Fischer (2019) mit Konzentrationen von 4,3 MP-Partikel pro Individuum bzw. 15,9 MP-Partikel/g Nettogewicht ausgewiesen, Leslie et al. (2017) gibt einen Wertebereich zwischen 11 und 105 MP-Partikel/g Nettogewicht an. *Arenicola marina* zeigt in den zwei Untersuchungen von Fischer (2019) und van Cauwenberghe et al. (2015) Konzentrationen von 3,6 bzw. 1,2 MP-Partikel/g Nettogewicht. Auch unter Berücksichtigung unterschiedlicher methodischer Ansätze zeigt sich im globalen Vergleich der MP-Belastung von Biota, dass die Ergebnisse aus Nord- und Ostsee weitgehend deutlich geringere Konzentrationen aufweisen als beispielsweise in Gebieten des Mittelmeers und dem asiatischen Raum (Fu et al. 2020, Kazour et al. 2019, Li et al. 2016, Müller 2021).

Die ermittelten Konzentrationen variieren zwischen den Studien deutlich. Hier muss vor allem die Heterogenität der angewandten Methoden der Probenaufbereitung und MP-Identifikation und die Heterogenität der unteren Erfassungsgrößen zwischen 1,2 und 500 µm berücksichtigt werden. Darüber hinaus werden unterschiedliche Bezugsgrößen wie Konzentrationen pro Gewicht oder pro Individuum und die unterschiedliche Angabe der Konzentrationen in Form von Spannweiten, Mittelwerten oder Medianwerten verwendet. All diese Faktoren verhindern weitgehend die Vergleichbarkeit der Ergebnisse.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsstandorte und Probenahme

#### 2.1.1 Probenübersicht

Im Rahmen des Projekts entlang der niedersächsischen Küste wurden zwei Messkampagnen in 08-09/2019 und 06-07/2020 zur Entnahme von Invertebraten durchgeführt. In Absprache mit dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) erfolgte die Probenahme von jeweils vier Invertebraten-Arten in bis zu sechs ausgewählten Untersuchungsgebieten. Hierbei wurden folgende Anzahlen an Individuen pro Art entnommen, die auch in die anschließende Laboranalytik überführt wurden (Tab. 1):

Tab. 1: Probenübersicht mit Anzahl der Individuen pro Art und Messkampagne (Jahr)

Untersuchungs- gebiet	Jahr	Invertebraten / Art			
		<i>Littorina littorea</i>	<i>Mytilus edulis</i>	<i>Arenicola marina</i>	<i>Corophium spp.</i>
Knockster Tief	2019	28	70	21	220
	2020	45	77	13	0
Leybucht	2019	37	77	58	160
	2020	45	50	28	140
Neuharlingersiel	2019	45	39	33	0
	2020	36	34	31	0
Jadebusen	2019	46	113	0	180
	2020	44	33	0	101
Tettens	2019	0	50	32	140
	2020	0	31	24	122
Cappel-Neufeld	2019	45	53	34	200
	2020	48	37	34	120
gesamt:		419	694	308	1.383

Die in die Studie einbezogenen Arten repräsentieren unterschiedliche Habitats und Ernährungsstrategien:

- *Arenicola marina* - Wattwurm  
Invertebraten - Polychaeten, Depositionsfresser, Mischwatt
- *Corophium spp.* - Schlickkrebs  
Invertebraten - Amphipoden, gemischte Ernährungsweise (Suspensionsfresser während Hochwasser, Depositionsfresser während Niedrigwasser, Weidegänger "episammic browsing" von Biofilmüberzügen des Sediments), Schlickwatt
- *Littorina littorea* - Strandschnecke  
Invertebraten - Gastropoden, Weidegänger / Suspensionsfresser, Mischwatt/Schlickwatt
- *Mytilus edulis* - Miesmuschel  
Invertebraten - *Bivalvia*, Filtrierer, Mischwatt/Muschelbänke
- *Platichthys flesus* - Europäische Flunder  
*Pisces - Pleuronectiformes*, Suspensionsfresser, demersal

Nach manueller Probenahme, Spülung mit Reinstwasser und Einmessung der Koordinaten im Gelände wurden die Individuen der Invertebraten bis zur weiteren Bearbeitung im Labor des CEN, Universität Hamburg bei -18°C eingefroren. Zur Absicherung repräsentativer Ergebnisse und Berücksichtigung der Nachweisgrenzen im Kontext von Hintergrundkontamination im Gelände und Labor wurden Proben jeweils gepoolt: *Arenicola marina* (n=3), *Mytilus edulis* (n=5), *Littorina littorea* (n=15) und *Corophium spp.* (n=20) (z.T. abweichende Anzahlen in Abhängigkeit der Individuengröße).

Im Untersuchungsgebiet Neuharlingersiel waren keine Vorkommen von *Corophium spp.* zu verzeichnen, dies gilt auch für die zweite Messkampagne an der Station Knockster Tief. Darüber hinaus konnten am Standort Cappel-Neufeld keine Individuen der Art *Littorina littorea* sowie am Standort Jadebusen keine Individuen von *Arenicola marina* entnommen werden. Dieser Befund wurde auch nach Rücksprache mit lokalen Wattführern bzw. den Rangern des Nationalparkamts bestätigt.

Zuzüglich zu den Invertebraten wurden Proben von *Platichthys flesus* aus dem niedersächsischen Schadstoffmonitoring in Biota im Küstenbereich hinsichtlich der Gehalte an MP im Magen-Darmtrakt untersucht. Diese entstammen zwei Messkampagnen (2018 und 2020) der Nowak GmbH (Ottersberg), dort erfolgten auch die Größen-, Alters- und Geschlechtsbestimmung, die Sektion des Magen-Darmtrakts und die Konservierung der Proben bei -18°C. Insgesamt 311 Individuen von *Platichthys flesus* wurden dabei aus vier Fanggebieten entnommen, die nach zwei Größenklassen und dem Individuengeschlecht differenziert werden können. Zur Vermeidung von Hintergrundkontamination durch synthetische Kunststoffe erfolgte die Dissektion unter größtmöglicher Einhaltung präventiver Maßnahmen (Arbeiten unter Reinluftwerkbänken, Tragen von Baumwoll-Laborkitteln, Verwendung von Edelstahlinstrumenten). Die Proben wurden in Alufolie verpackt und in PC-Petrischalen bei -18 bis -20°C bis zur Probenaufbereitung eingefroren.

Darüber hinaus ermittelte die Nowak GmbH die Schadstoffbelastung in Leber- und Muskelgewebe. Diese Ergebnisse wurden aus Poolproben nach Messkampagne, Fanggebiet und Größenklasse übermittelt, wobei für das Fanggebiet Außenjade nur Daten aus dem Jahr 2018 zur Verfügung stehen, da das Gebiet seit 2019 nicht mehr im Rahmen des niedersächsischen Schadstoffmonitorings beprobt wird (n gesamt=14, Abb. 1a und 1b, Tab. 2).

Tab. 2: Probenübersicht mit Anzahl der Individuen von *Platichthys flesus* nach Messkampagne (Jahr), Größenklasse und Individuengeschlecht

Untersuchungs- gebiet	Jahr	Größen- klasse 1 (20-24 cm)	Größen- klasse 2 (>24 cm)	männlich	weiblich
Borkum	2018	27	22	20	27
	2020	20	21	19	22
Baltrum	2018	30	22	19	34
	2020	19	22	10	31
Außenjade	2018	26	17	28	15
	2020	-	-	-	-
Außenweser	2018	22	22	17	27
	2020	22	19	22	19
gesamt:		166	145	135	175

## 2.1.2 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete entlang der niedersächsischen Nordseeküste wurden in Absprache mit dem NLWKN selektiert und stimmen mit Messstationen der Kampagnen im Rahmen des BLMP-Monitorings überein (Abb. 1a Stationen West und 1b Stationen Ost). Diese unterscheiden sich nach Exposition, Lage in Abhängigkeit zu Wasser- / Tidenströmungen sowie potenziellen Punktquellen, ggfs. Watttypen sowie anthropogener Frequentierung/Belastung (Tab. 3a/3b).

Tab. 3a: Charakteristika Probenahmestationen Invertebraten

Station	geographische Exposition	Strömungsexposition	Watttyp	anthropogene Frequentierung / potenzielle Quellen	Flussgebiets-einheit
Knockster Tief	West	östliche Rاندlage Emsästuar	Mischwatt/Schlickwatt	gering	Ems (Übergangsgewässer)
Leybucht	Nordwest	Buchtage östliche Rاندlage Emsästuar	Mischwatt/Schlickwatt	gering	Ems (polyhalines Wattenmeer)
Neuharlingersiel	Nord	Hauptarm Neuharlingersiel-Tief	Mischwatt/Schlickwatt	hoch Hafen (Fischerei, Sportboote, Fähren) Campingplatz Badestrand Siedlung	Ems (euhalines Wattenmeer)
Jadebusen	Ost	westliche Rاندlage Jade	Mischwatt/Schlickwatt	mittel - hoch Campingplatz Badestrand Siedlung	Weser (euhalines Wattenmeer)
Tettens	Ost	westliche Rاندlage Weserästuar	Mischwatt/Schlickwatt	mittel Campingplatz Siedlung	Weser (Übergangsgewässer)
Cappel-Neufeld (inkl. Wremen)	West	östliche Rاندlage Weserästuar	Mischwatt/Schlickwatt	Cappel-Neufeld: gering Campingplatz  Wremen: mittel, Fischereihafen, Badestrand, Campingplatz	Weser (Übergangsgewässer)

Tab. 3b: Charakteristika Probenahmestationen *Platichthys flesus*

Station	geographische Exposition	Strömungsexposition	Lage in Bezug zu Barriereinseln	anthropogene Frequentierung / potenzielle Quellen	Flussgebiets-einheit
Borkum	Nord bis Nordwest	Ausgang Emsästuar (östlich)	intermediär bis nördlich	gering keine Hauptwasserstraße Übergang Borkum/Juist	Ems (euhalines offenes Küsten- gewässer)
Baltrum	Nord	Ausgang Wichter Ee	nördlich	gering keine Hauptwasserstraße Übergang Norderney/Baltrum	Ems (Küstenmeer)
Außenjade	Nord bis Nordwest	Ausgang Jade	-	mittel - hoch Hauptwasserstraße Wilhelmshaven/Jade	Weser (Übergang euhalines Küsten- gewässer/ euhalines Wattenmeer)
Außenweser	Nord	Ausgang Weserästuar	-	hoch Hauptwasserstraße Bremerhaven/Weser	Weser (polyhalines offenes Küsten- gewässer)

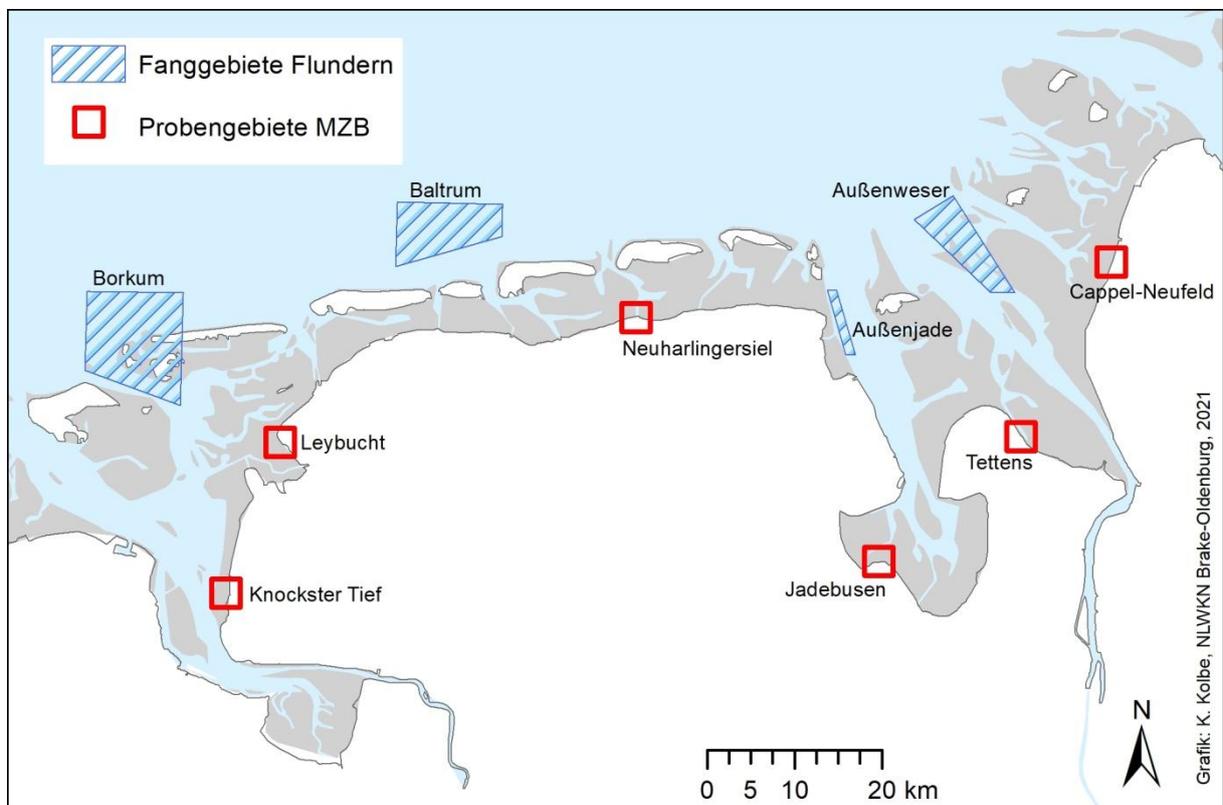


Abb. 1a: Probenahmestationen entlang der Niedersächsischen Küste: Übersicht

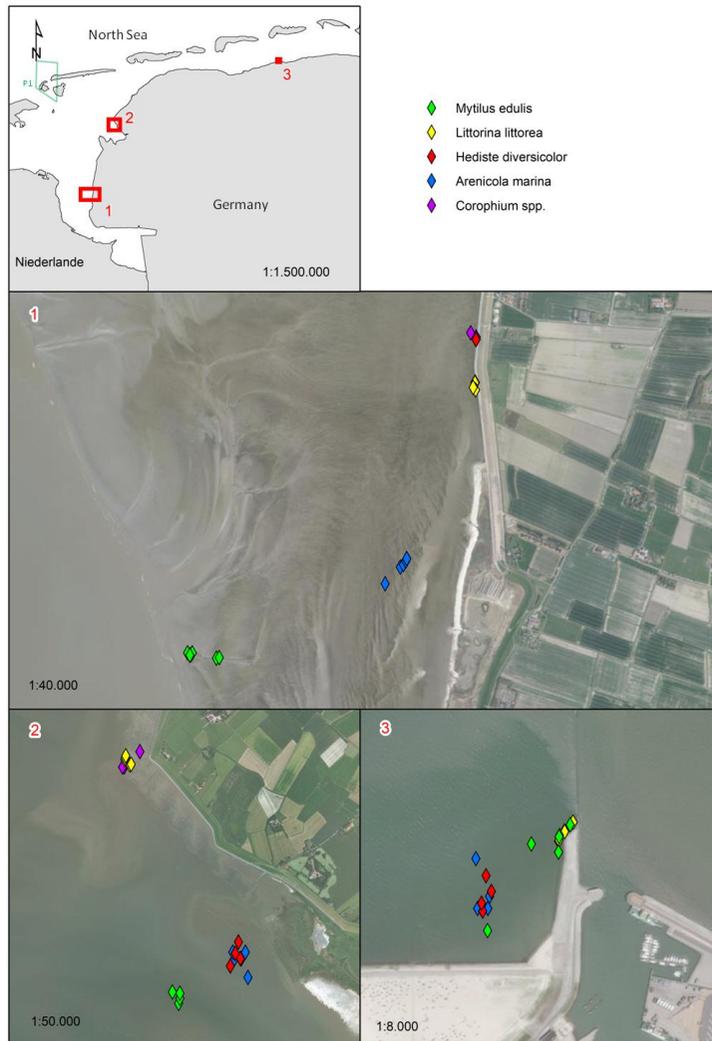


Abb. 1b: Probenahmestationen entlang der Niedersächsischen Küste: West Invertebraten (1 - Knockster Tief, 2 - Leybucht, 3 - Neuharlingersiel)  
Pisces - *Platichthys flesus* (P1 - Borkum)



Abb. 1c: Probenahmestationen entlang der Niedersächsischen Küste: Ost Invertebraten (4 - Jadebusen, 5 - Tettens, 6 a - Cappel-Neufeld, 6b - Wremen)  
Pisces - *Platichthys flesus* (P2 - Baltrum, P3 - Außenjade, P4 - Außenweser)

## 2.2 Labormethoden

### 2.2.1 Aufnahme der Basisdaten und Probenaufbereitung

Im Labor erfolgt die Aufnahme der Basisdaten wie Individuenlänge, -breite, Netto- und Bruttogewicht und die Individuen wurden fotografiert (Abb. 2). Die Individuendaten zu *Platichthys flesus* wurden durch das probennehmende Labor Nowak GmbH übermittelt.

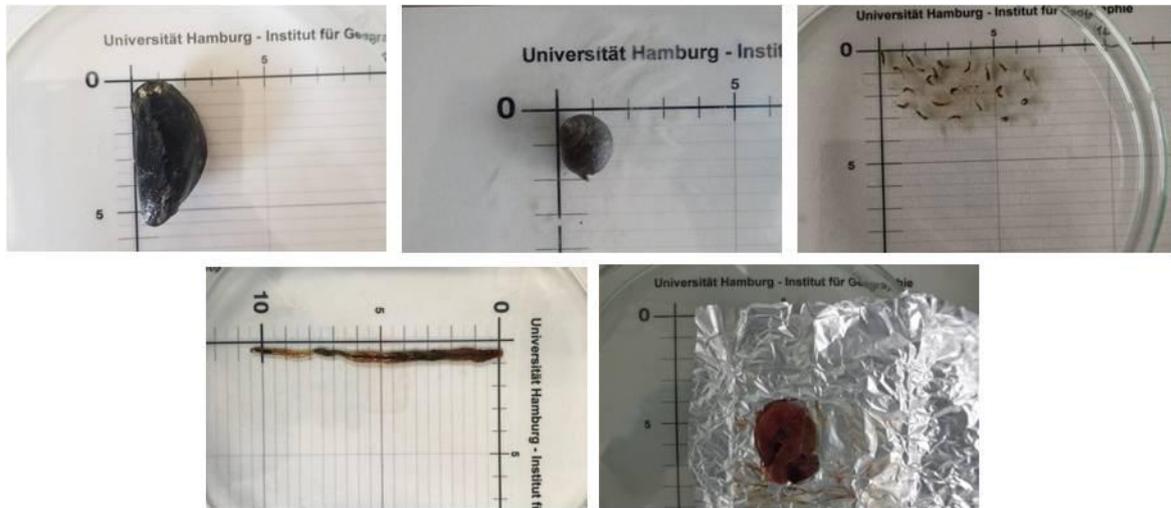


Abb. 2: Erfassung der Individuendimensionen von *Mytilus edulis*, *Littorina littorea*, *Corophium* spp. (oben) sowie *Arenicola marina* und *Platichthys flesus* (Magen-Darm-Trakt) (unten)

Bei den Individuen von *Mytilus edulis* und *Littorina littorea* wurde das Weichteilgewebe aus der Schale entnommen, dessen Gewicht bestimmt und in den vorher gepoolten Entitäten von n=5 (*Mytilus edulis*) bzw. n=15 (*Littorina littorea*) in vorgereinigte Glasbechergläser überführt. Die Chitinpanzer von *Corophium* spp. wurden individuell mittels Skalpell anpräpariert und die gesamten Individuen im Probenpool von n=20 in Glasbechergläser eingewogen (Feuchtgewicht). *Arenicola marina* wurde als gesamte Individuen mit jeweils vorher gepoolten Proben von n=5 in die Bechergläser überführt.

Zur Digestion der biotischen organischen Substanz wurden jeweils 10 ml pro g eingewogenen Materials einer Digestionslösung bestehend aus Kaliumhydroxid (KOH) und Natriumhypochlorit (NaClO) zugegeben. Die Digestionslösung wurde in Anlehnung an Strand und Tairova (2016) mit 150 ml NaClO (6-14 %), 300 ml KOH (10M) und 550 ml MilliQ-Wasser jeweils kurzfristig vor Zugabe hergestellt und filtriert. Die Proben wurden über 48 h bei Raumtemperatur inkubiert. Bei visuell feststellbarer nicht vollständiger Digestion wurden die Proben zusätzlich auf 40 °C erwärmt und bei geringerer Geschwindigkeit gerührt. Die erhaltene Suspension wurde über ein Edelstahl-Analysesieb mit der Maschenweite 20 µm mit MilliQ-Wasser gespült. Die Residuen wurden anschließend in einer Edelstahlfiltrationsanlage (Sartorius Combisart) auf Papierfilter (VWR, qualitative filter paper 413, 5-13 µm Partikelretention) übertragen und zur Trocknung in acetongespülte Glaspetrischalen eingelegt.

### 2.2.3 Mikroplastikbestimmung mittels Fluoreszenzmikroskopie

Nach Trocknung der Filter wurden diese mit je 2 x 0,5 ml Nilrotlösung (1 mg/ml gelöst in Chloroform) angefärbt und anschließend mittels Fluoreszenzmikroskopie (AxioLab A.1, Zeiss, TRITC HC Filterset (AHF), 2.5x) auf potenzielle MP-Partikel untersucht (Abb. 3). Diese wurden gezählt, vermessen und den Formen Fragment (inkl. Film), Faser und Bead (komplett gerundetes Partikel) zugeordnet.

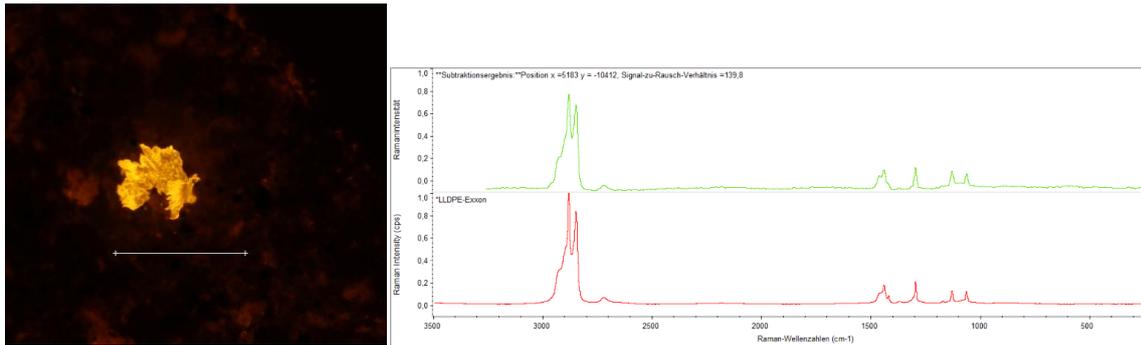


Abb. 3: Mikroplastik-Identifikation mittels Nilrot-Färbung und FL-Mikroskopie (links) und Polymerverifikation über  $\mu$ Ramanspektroskopie (rechts) (hier: Fragment, Polyethylen)

## 2.2.4 Identifikation der Polymerzusammensetzung

Die Identifikation der Polymerzusammensetzung erfolgte mittels  $\mu$ Ramanspektroskopie (DXR2xi Raman Imaging Microscope, Thermo Fisher Scientific) anhand 133 zufällig ausgewählter potenziell als MP identifizierter Fragmente und Fasern über die untersuchten Arten und Blindwerte. Aufgrund der Pandemiesituation 2020/2021 und zeitweiliger Laborschließung konnten diese Analysen für die Art *Littorina littorea* nur für zwei Partikel durchgeführt werden, ebenso konnten keine Beads auf deren Zusammensetzung untersucht werden.

Die Messung der Ramanspektren erfolgte über Laser der Wellenlängen 532 nm und 785 nm, die Spektren wurden mit relevanten Spektrenbibliotheken verglichen. Als zuverlässiges Ergebnis wurden Übereinstimmungsfaktoren von >70 % (im Mittel >81 %) mit zusätzlicher expertenbasierter Beurteilung durch den durchführenden Wissenschaftler betrachtet.

## 2.2.5 QA/QC-Maßnahmen

Zur Minimierung der Hintergrundkontamination im Labor wurden folgende Maßnahmen durchgeführt:

- Alle verwendeten Chemikalien wurden vor deren Einsatz über Filter der Porengröße 1,2  $\mu$ m gefiltert.
- Alle Gefäße wurden mit gefiltertem Aceton und MilliQ-Wasser vorgereinigt.
- Die Probengefäße wurden während aller Standzeiten mit Uhrgläsern abgedeckt.
- Die Luftfeuchtigkeit wurde erhöht, im Labor wurden Luftfiltergeräte eingesetzt.
- Während sämtlicher Arbeiten wurden von den Mitarbeitern Baumwoll-Laborkittel getragen.
- Parallel zu den Probenserien wurden im Labor jeweils 1-3 Blindwerte prozessiert (insgesamt n=82). Diese wurden identisch zu den Biotaprobe behandelt und analysiert.

## 2.2.5 Statistische Analysen und graphische Darstellung

Statistische Analysen wurden mit R-Statistiken (R Core Team 2020, Version 3.6.3) in einer R Studio Umgebung (RStudio Team 2019, Version 1.2.5033) sowie IBM SPSS Statistics (IBM Corp. 2019, Version 26.0) durchgeführt. Der Shapiro-Wilk-Test wurde angewendet, um auf Normalverteilung der Mikroplastik-Konzentrationen zu testen. Abhängig von der Verteilung der untersuchten Parameter wurden Tests auf Mittelwertunterschiede mit Kruskal-Wallis-Test und anschließender Bonferroni-Korrektur und Korrelationsanalysen nach SPEARMAN durchgeführt. Als Signifikanzniveau wurde  $\alpha=0,05$  festgelegt ( $\alpha=0,01$  wenn angegeben). Korrelationen von MP-Konzentrationen mit individuenspezifischen Parametern und Ergebnissen der Schadstoffanalysen in *Platichthys flesus* wurden über den Spearman-Korrelationsindex geprüft. Die Visualisierung der Ergebnisse erfolgte mit der R-Bibliothek ggplot2 (Wickham 2016).

Zur Umrechnung der MP-Konzentration auf die Referenzeinheit MP-Partikel/g wurden die MP-Partikel auf die Einwaage des analysierten Gewebes (Frischgewicht) bezogen. Alle Ergebnisse wurden einer Blindwertkorrektur (Mittelwerte der assoziierten Probenserien-Blindwerte) unterzogen.

Da die Daten nicht über alle Entitäten normalverteilt sind, werden im Text weitgehend die Medianwerte und nur zu Vergleichszwecken mit anderen Studien sofern erforderlich Mittelwerte angegeben (weitere Streumaße und deskriptive Statistik siehe Anhang Tab. A1a/A1b und Tab. A2a/A2b).

Für die graphische Darstellung wurden ganz überwiegend Box-Whisker-Plots verwendet. Hier wird der Median als durchgehender Strich in einer Box veranschaulicht, während in der Box selbst der Bereich in dem die mittleren 50% der Daten liegen (unteres und oberes Quartil) repräsentiert wird. Darüber hinaus wird die Streuung der weiteren Daten dargestellt, ebenso wie Extremwerte und Ausreißer.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Übersicht zu Blindwertanalysen

Im Rahmen der Laborprozessierung der Proben wurden pro Analysenserie jeweils 1 bis 3 Blindproben analysiert. Dies resultiert in einer Gesamtanzahl von n=82 Blindwerten. Da während der ersten beiden Serien zum Teile hohe Kontamination von 29,3 Partikeln <50 µm pro Probe auffiel wurden weitere Antikontaminationsmaßnahmen (insbesondere erneute Filtration der verwendeten Chemikalien über Porengrößen <1,2 µm) durchgeführt, so dass die Blindwerte im Mittel auf 3,9 reduziert werden konnten.

Zur Blindwertkorrektur der realen Proben wurden jeweils die zur Probenserie gehörenden gemittelten Blindwerte abgezogen.

#### 3.2 Mikroplastikabundanzen und Konzentrationen

##### 3.2.1 Mikroplastikabundanzen und Konzentrationen in Invertebraten

Im Rahmen des Projekts wurden insgesamt 18.208 potentielle MP-Partikel unterschiedlicher Formen und Größen identifiziert und vermessen. Über alle Stationen und Invertebraten-Arten betrachtet beträgt die Abundanz im Median 3,9 Partikel pro Individuum (Mittelwert 10,2, Minimum 0,0, Maximum 94,0). Bezogen auf das Gewicht der analysierten Gewebeprobe entspricht dies im Median 4,4 Partikel pro g (Mittelwert 38,0, Minimum 0,0, Maximum 650,0). Ausführliche deskriptive Statistiken unter Berücksichtigung von Art, Standort und Messkampagne finden sich im Anhang Tab. A1a/A1b.

Die Belastung durch MP ist arten- und standortspezifisch heterogen (Tab. 4). Für alle Invertebraten und an allen Standorten beträgt der Anteil an Proben, in denen MP nachgewiesen werden konnte >83 %. Am geringsten ist dieser Anteil in *Mytilus edulis* (83 %) gegenüber höchsten Anteilen in *Littorina littorea* (97 %). Standortbezogen finden sich an der Station Leybucht die geringsten Anteile (84 %) bei größten Anteilen an der Station Knockster Tief (96 %). Diese Unterschiede sind jedoch statistisch nicht signifikant.

Tab. 4: Anteil der mit MP kontaminierten Individuen nach Art und Station (%)

	<i>Arenicola marina</i>	<i>Corophium spp.</i>	<i>Littorina littorea</i>	<i>Mytilus edulis</i>	Mittelwert:
Knockster Tief	92		100	97	96
Leybucht	93	87	83	73	84
Neuharlingersiel	100		100	67	89
Jadebusen		86	100	90	92
Tettens	74	92		88	84
Cappel-Neufeld	95	94	100	83	93
Mittelwert:	91	90	97	83	

Die Belastung mit Mikroplastik pro Individuum reicht insgesamt von 0,0 (nicht nachweisbar) bis maximal 94,0 Partikel/Individuum. Der Vergleich der Medianwerte über die Invertebraten-Arten ergibt die Reihenfolge *Arenicola marina* (12,0) > *Mytilus edulis* (6,6) > *Littorina littorea* (1,1) > *Corophium spp.* (1,0) (Tab. 5a, Abb. 4 links). Aufgrund der geringen Individuengewichte insbesondere von *Corophium spp.* ändert sich diese Abfolge unter Berücksichtigung der Partikelanzahl pro g analysiertem Gewebe zu *Corophium spp.* (111,8) > *Arenicola marina* (4,7) > *Mytilus edulis* (3,0) > *Littorina littorea* (2,3). (Tab. 5b, Abb. 4 rechts).

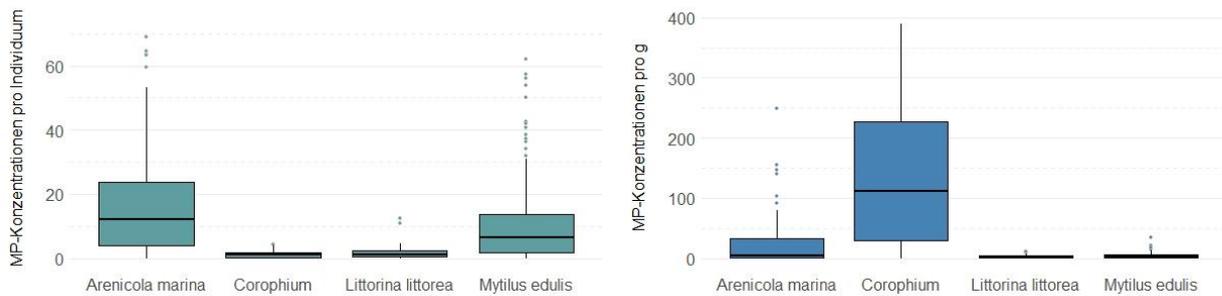


Abb. 4: MP-Konzentrationen in Invertebraten-Arten über alle Stationen (Partikelanzahl / Individuum (links), Partikelanzahl / g (rechts))

Tab. 5a: Konzentration MP Partikel in Invertebraten-Arten über alle Stationen (MP-Partikelanzahl pro Individuum)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
<i>Arenicola marina</i>	18,2	12,0	0,0	94,0
<i>Corophium spp.</i>	1,2	1,0	0,0	4,3
<i>Littorina littorea</i>	2,1	1,1	0,0	12,4
<i>Mytilus edulis</i>	10,7	6,6	0,0	62,2

Tab. 5b: Konzentration MP Partikel in Invertebraten-Arten über alle Stationen (MP-Partikelanzahl pro g)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
<i>Arenicola marina</i>	24,3	4,7	0,0	248,1
<i>Corophium spp.</i>	141,9	111,8	0,0	227,3
<i>Littorina littorea</i>	3,0	2,3	0,0	11,6
<i>Mytilus edulis</i>	4,3	3,0	0,0	33,9

### 3.2.2 Mikroplastikabundanzen und Konzentrationen in *Platichthys flesus*

Der Anteil an durch MP belasteten Individuen von *Platichthys flesus* variiert standortspezifisch geringfügig. Für alle Individuen von *Platichthys flesus* und an allen Standorten beträgt der Anteil an Proben, in denen MP nachgewiesen werden konnte >77 %, Tab. 6). Auf Größenklassen der Individuen bezogen sind 75 % der Größenklasse 1 (20-24 cm Körperlänge) gegenüber 80 % der Größenklasse 2 (>24 cm Körperlänge) mit MP belastet. Hinsichtlich des Individuengeschlechts ist kein Unterschied zu verzeichnen (beide 77 %).

Tab. 6: Anteil der mit MP kontaminierten Individuen von *Platichthys flesus* nach Station, Größenklasse und Individuengeschlecht (%)

	<i>Platichthys flesus</i> gesamt	Größen- klasse 1	Größen- klasse 2	männlich	weiblich
Borkum	73	81	63	77	69
Baltrum	82	80	84	79	83
Außenjade	82	80	84	79	83
Außenweser	73	59	88	72	74
Mittelwert:	77	75	80	77	77

Die MP-Abundanz in *Platichthys flesus* beträgt über alle Stationen und Messkampagnen im Median 6,0 Partikel pro Individuum (Mittelwert 10,8, Minimum 0,0, Maximum 156,0) (Tab. 7a). Bezogen auf das Gewicht der analysierten Gewebeprobe entspricht dies im Median 0,6 Partikel pro g (Mittelwert 1,4, Minimum 0,0, Maximum 47,3) (Tab. 7b). Die deskriptiven Statistiken unter Berücksichtigung von Station und Messkampagne sind im Anhang Tab. A2a/A2b dargestellt.

Tab. 7a: Konzentration MP Partikel in *Platichthys flesus* über alle Stationen (MP-Partikelanzahl/Individuum)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
<i>Platichthys flesus</i>	10,8	6,0	0,0	156,0

Tab. 7b: Konzentration MP Partikel in *Platichthys flesus* über alle Stationen (MP-Partikelanzahl/g)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
<i>Platichthys flesus</i>	1,4	0,6	0,0	47,3

### 3.3 Größenfraktionen von Mikroplastikpartikeln

Die Größenfraktionen der identifizierten MP-Partikel nach Arten (gemäß Braun et al. 2020) zeigen im Vergleich der prozentualen Anteile gleiche Tendenzen über alle Arten. Die meisten Partikel liegen mit 40-49 % Anteil in der kleinsten erfassten Größenklasse (hier von 20-50  $\mu\text{m}$ ), gefolgt von der Größenklasse 50-100  $\mu\text{m}$  mit Anteilen von 31-37 %. Diese Tendenz mit abnehmenden Abundanzen mit zunehmender Größenklasse setzt sich weiter fort. Die geringsten Anteile mit 1-2 % finden sich in der Größenklasse zwischen 1000-5000  $\mu\text{m}$  (Tab. 8 und 9).

Tab. 8: MP Größenfraktionen ( $\mu\text{m}$ ) über alle Stationen nach Art - absolute Zahlen (nach Braun et al. 2020)

	20-50	50-100	100-500	500-1000	1000-5000
<i>Arenicola marina</i>	2033	1612	952	76	74
<i>Corophium spp.</i>	484	307	169	16	12
<i>Littorina littorea</i>	517	370	159	22	16
<i>Mytilus edulis</i>	2576	2140	960	62	58
<i>Platichthys flesus</i>	1996	1571	1212	119	90

Tab. 9: MP Größenfraktionen ( $\mu\text{m}$ ) über alle Stationen nach Art - prozentuale Anteile (nach Braun et al. 2020)

	20-50 $\mu\text{m}$	50-100	100-500	500-1000	1000-5000
<i>Arenicola marina</i>	42,8	34,0	20,1	1,6	1,6
<i>Corophium spp.</i>	49,0	31,1	17,1	1,6	1,2
<i>Littorina littorea</i>	47,7	34,1	14,7	2,0	1,5
<i>Mytilus edulis</i>	44,4	36,9	16,6	1,1	1,0
<i>Platichthys flesus</i>	40,0	31,5	24,3	2,4	1,8

Trotz gleicher Tendenz abnehmender Abundanzen mit zunehmender Größe bestehen Unterschiede hinsichtlich der Verteilung zwischen den untersuchten Arten, die statistisch signifikant jedoch erst in einer Analyse der Gesamtverteilung ohne Einordnung in spezifische Größenklassen hervortreten. Abbildung 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der identifizierten Größen über alle Arten und Stationen.

Im Vergleich zwischen den Arten sind Unterschiede erkennbar (Abb. 6, Tab. 10), die jedoch nur für die Partikelform Fragmente, die den Großteil der identifizierten Partikelform ausmacht signifikant sind (Tabellen 11a bis 11c).

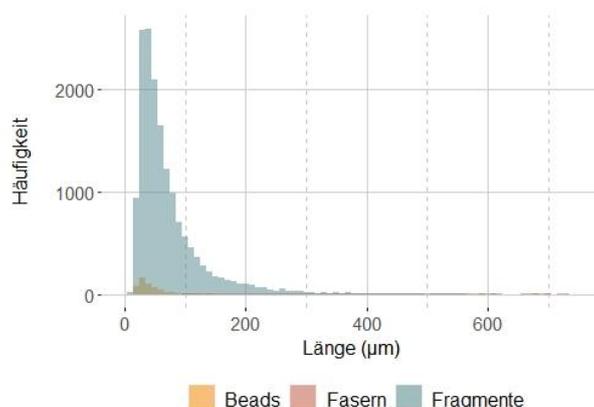


Abb. 5: Größenverteilung von MP-Partikeln aller Arten nach Partikelform

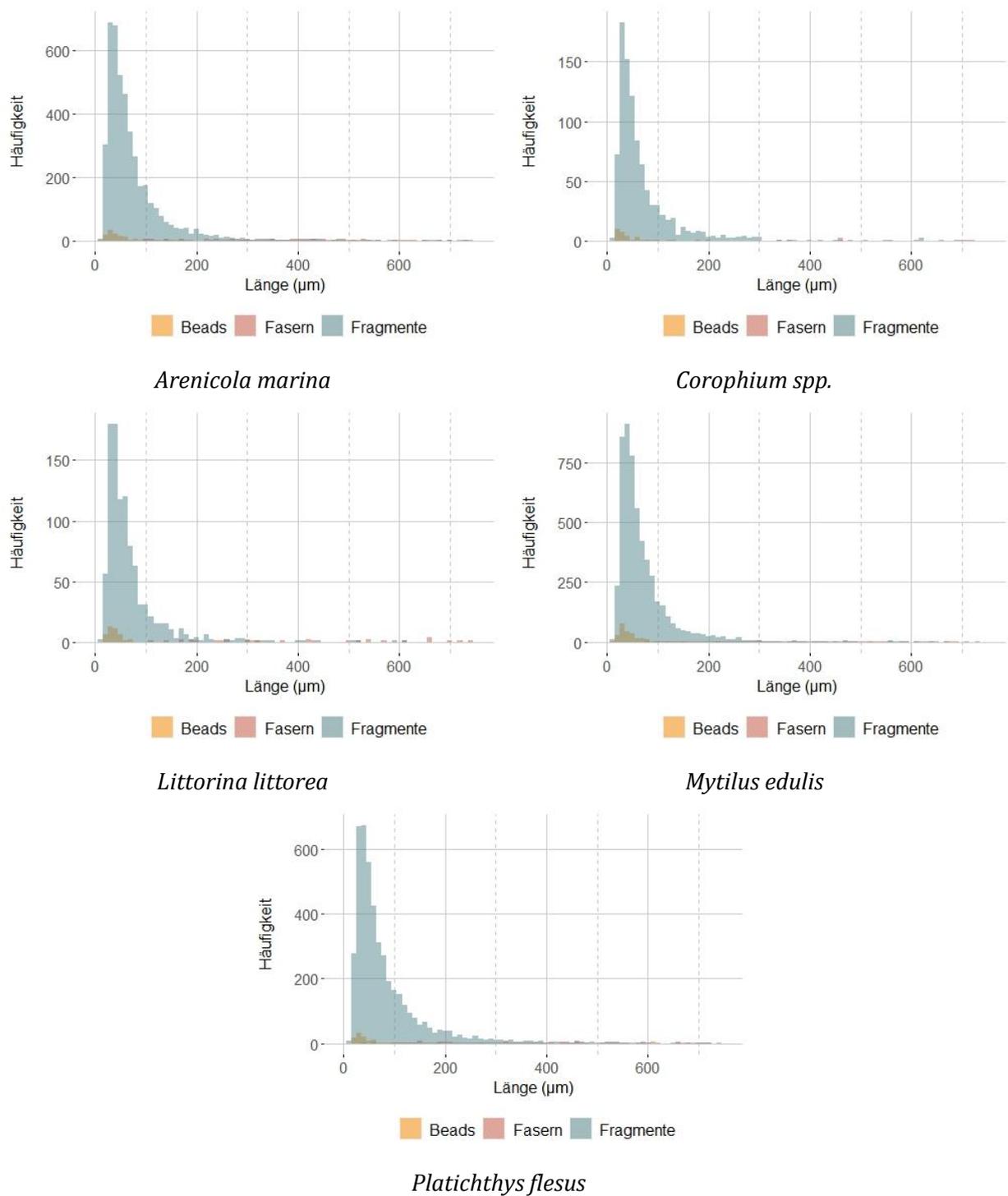


Abb. 6: Größenverteilung von MP-Partikeln nach Partikelform und Arten

Tab. 10: MP Partikellänge über alle Stationen und Arten nach Partikelform (µm)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Beads	48,9	36,7	7,7	940,5
Fasern	911,7	577,5	45,0	4811,7
Fragmente	77,8	54,4	8,8	1906,8

Tab. 11a: MP Partikellängen von Beads über alle Stationen nach Arten (µm)

Beads	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
<i>Arenicola marina</i>	53,4	40,0	12,5	297,1
<i>Corophium spp.</i>	70,0	28,9	17,3	940,5
<i>Littorina littorea</i>	37,6	35,4	18,4	70,2
<i>Mytilus edulis</i>	45,9	38,0	7,7	520,3
<i>Platichthys flesus</i>	48,8	35,9	18,8	268,6

Tab. 11b: MP Partikellängen von Fasern über alle Stationen nach Arten (µm)

Fasern	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
<i>Arenicola marina</i>	932,7	546,9	96,2	4811,7
<i>Corophium spp.</i>	936,4	717,9	77,8	2836,3
<i>Littorina littorea</i>	963,9	661,4	105,8	4570,3
<i>Mytilus edulis</i>	858,0	523,0	84,8	4618,3
<i>Platichthys flesus</i>	912,7	589,9	45,0	4944,4

Tab. 11c: MP Partikellängen von Fragmenten über alle Stationen nach Arten (µm)

Fragmente	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
<i>Arenicola marina</i>	75,1	54,8	13,0	1508,1
<i>Corophium spp.</i>	71,2	50,0	12,8	696,9
<i>Littorina littorea</i>	68,8	51,1	8,8	1343,8
<i>Mytilus edulis</i>	74,0	53,6	9,4	1906,8
<i>Platichthys flesus</i>	87,6	57,9	8,9	1632,3

Die MP-Partikellängen der unterschiedlichen Arten weisen signifikante Unterschiede auf. Dies betrifft jedoch nur die Partikelform Fragmente (Tab. 11c). *Platichthys flesus* enthält mit im Mittel 87,6 µm die größten Fragmente und ist signifikant unterschiedlich im Vergleich zu allen Invertebraten-Arten ( $p=0,00$ ). Innerhalb der Invertebraten sind die Unterschiede der Partikellängen zwischen den Arten *Arenicola marina* vs. *Corophium spp.* ( $p=0,01$ ) und *Littorina littorea* ( $p=0,04$ ) und zwischen *Mytilus edulis* vs. *Corophium spp.* ( $p=0,00$ ) und *Littorina littorea* ( $p=0,04$ ) signifikant. Zwischen *Arenicola marina* und *Mytilus edulis* bestehen keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der detektieren Fragmentlängen ( $p>0,05$ ).

Zwischen den untersuchten Stationen treten keine signifikanten Unterschiede der Partikellängen auf ( $p>0,05$ ).

### 3.4 Identifizierte Formen von Mikroplastikpartikeln

Über alle Proben dominiert die Partikelform Fragment mit 92,3 % gefolgt von Faser (4,7 %) und Bead (3,0 %). Diese Tendenz zeigt sich über alle untersuchten Arten. Die größten Anteile von Fasern sind mit 6,0 % in *Platichthys flesus* zu verzeichnen, Beads haben mit 4,1 % den größten Anteil in *Mytilus edulis* (Tab. 12, Abb. 7a - 7c).

Tab. 12: Konzentration MP Partikel in Invertebraten (gesamt) nach Stationen (MP-Partikelanzahl pro Individuum)

Art	Bead (%)	Faser (%)	Fragmente (%)
<i>Arenicola marina</i>	2,5	5,3	92,1
<i>Corophium spp.</i>	2,9	3,5	93,5
<i>Littorina littorea</i>	3,6	5,1	91,3
<i>Mytilus edulis</i>	4,1	3,0	92,9
<i>Platichthys flesus</i>	2,0	6,0	91,9

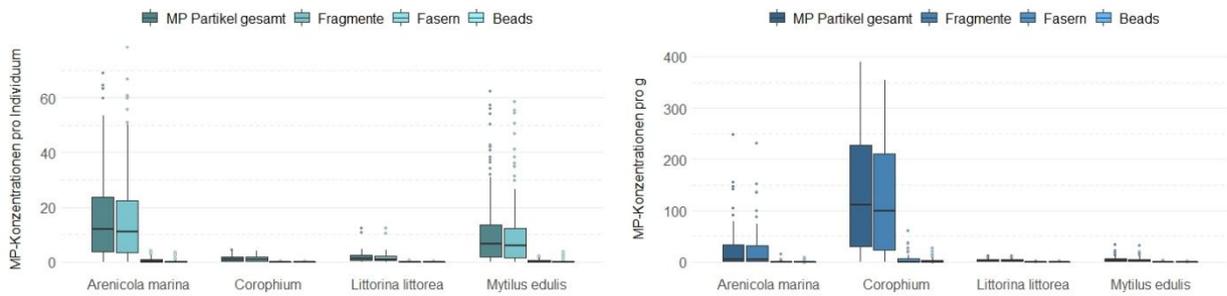


Abb. 7a: MP-Konzentrationen in Invertebraten (alle Stationen) nach Partikelformen (links: Partikelanzahl/Individuum, rechts: Partikelanzahl/g)

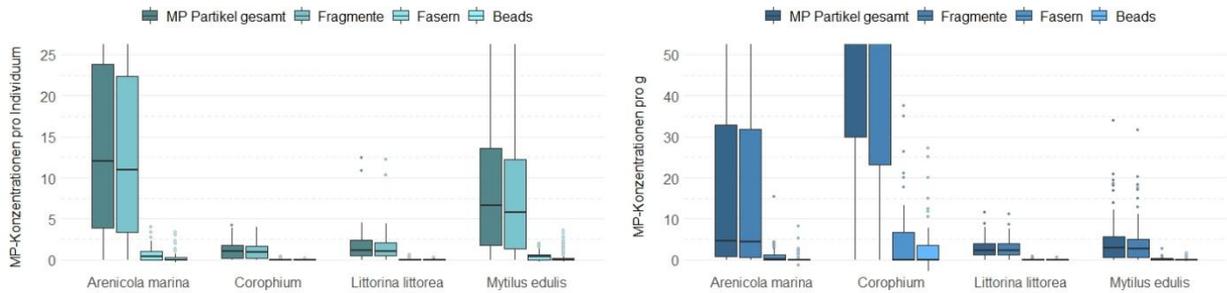


Abb. 7b: MP-Konzentrationen in Invertebraten (alle Stationen) nach Partikelformen (links: Partikelanzahl/Individuum, Fokus n= <25, rechts: Partikelanzahl/g, Fokus n= <50)



Abb. 8: MP-Konzentrationen in *Platichthys flesus* (alle Stationen) nach Partikelformen (links: Partikelanzahl/Individuum, rechts: Partikelanzahl/g)

### 3.5 Polymerzusammensetzung

Anhand der über  $\mu$ Ramanspektroskopie identifizierten MP-Partikel zeigt sich, dass der Großteil der Fragmente den Polylofinen zugeordnet werden kann.

Diese verteilen sich auf 63 % Polyethylen (PE), 19 % Ethylen-Vinylacetat-Copolymer (EVAC) und 8 % Polypropylen (PP). Die verbleibenden Fragmente bestehen aus den Polymeren Polyethylenterephthalat (PET, 3 %) und Polyvinylchlorid (PVC, 1 %). 2 Fragmente wurden als biogene Organik bestimmt, nicht identifiziert werden konnten 3 Fragmente. Die analysierten Fasern (n=43) bestehen außer zwei Fasern, die jeweils als Cellulose und biogene Faser identifiziert wurden, ausschließlich aus Polyethylenterephthalat (PET) entsprechend 95 % aller Fasern (Abb. 9). Nicht nachgewiesen wurden im Rahmen der anteiligen Untersuchungen die Polymere Polymethylmethacrylat (PMMA) und Polycarbonat (PC).

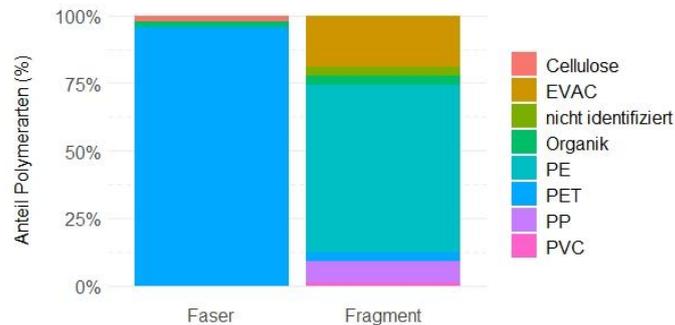


Abb. 9: Polymerarten durch  $\mu$ Ramanspektroskopie nach Partikelform

Die Betrachtung über die untersuchten Arten hinweg zeigt bis auf Einzelvorkommen von PVC, keine Unterschiede hinsichtlich dieser Verteilung (Abb. 10). Exemplarisch für die Blindwerte wurden 3 Fasern als PET, 2 Fragmente als PE und 1 Fragment als EVAC bestimmt. Ausgewählte Spektren in Gegenüberstellung der Fluoreszenzmikroskopie sind in Abbildung 11 dargestellt.

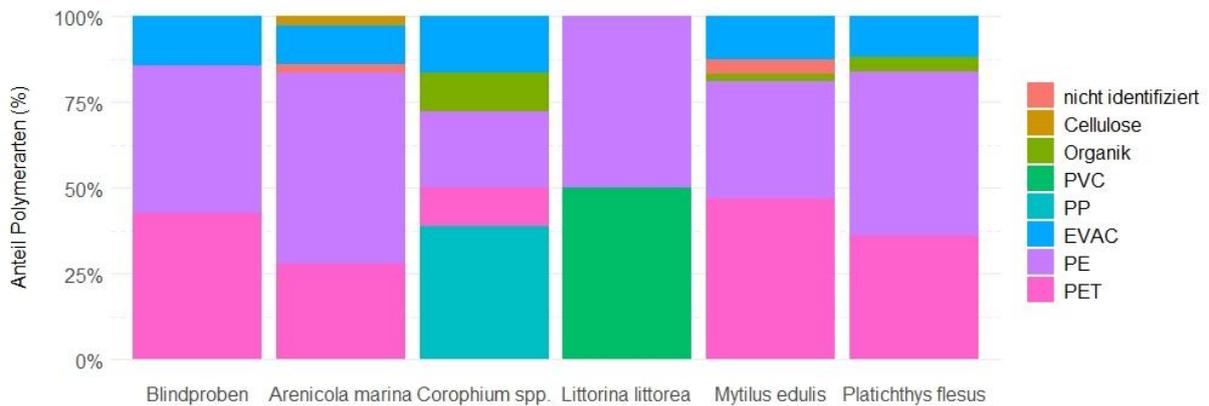
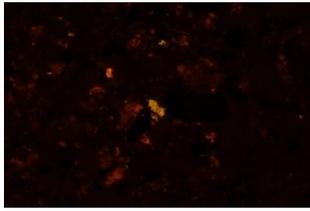
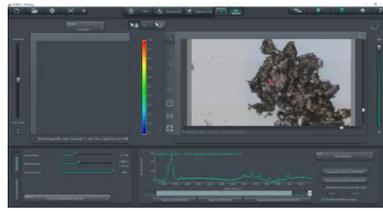


Abb. 10: Polymerarten durch  $\mu$ Ramanspektroskopie nach Arten

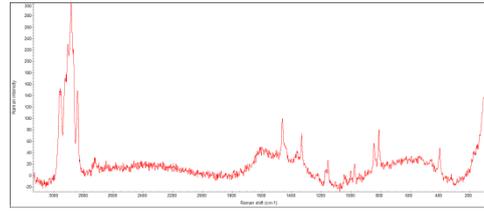
Fluoreszenzmikroskopie



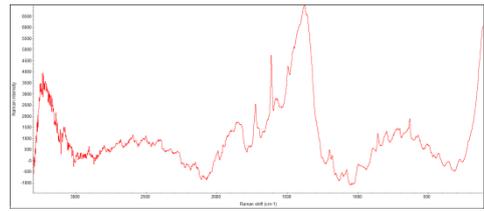
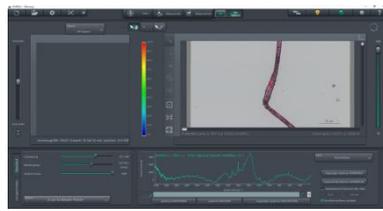
μRaman-Spektroskopie



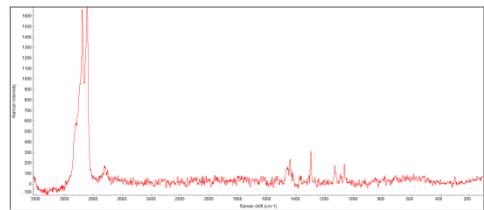
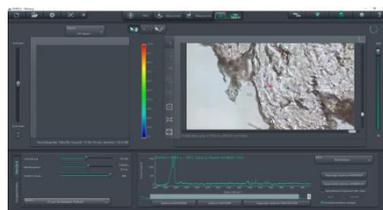
Ramanspektrum



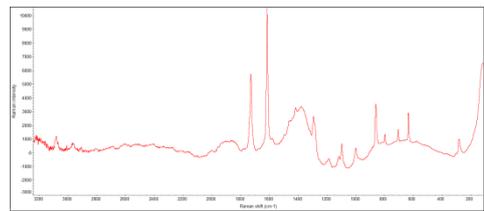
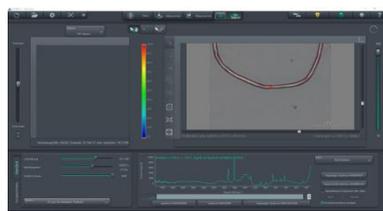
Polypropylen - Fragment - *Corophium spp.*



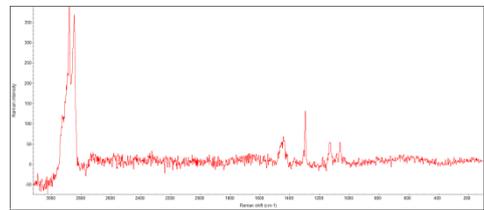
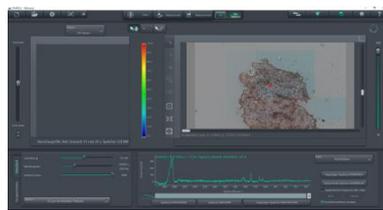
Polyethylenterephthalat - Faser - *Mytilus edulis*



Polyethylen - Fragment - *Arenicola marina*



Polyethylenterephthalat - Faser - Blindprobe



Polyethylen - Fragment - *Platichthys flesus*

Abb. 11: Ramanspektren ausgewählter MP-Partikel

### 3.6 Mikroplastikkonzentrationen in Korrelation zu Arten- und Individuenkenngrößen

#### 3.6.1 Mikroplastikkonzentration in Korrelation zu Kenngrößen - Invertebraten

Die statistische Analyse der Individuenkenngrößen Länge, Breite, Gewicht und Gewicht des analysierten Gewebes verweist auf artenspezifische Unterschiede der Invertebraten.

*Arenicola marina* zeigt hinsichtlich der Kenngrößen eine signifikante negative Korrelation zur Konzentration der identifizierten MP-Partikel/Individuum mit  $\rho=-0,24$  zur Individuenlänge (Signifikanzniveau  $\alpha=0,05$ ) und  $\rho=0,32$  bzw.  $\rho=-0,39$  zu Individuenbreite bzw. Individuengewicht ( $\alpha=0,01$ ): je größer bzw. schwerer das Individuum, desto geringer ist die Konzentration von MP-Partikeln (Tab. 13a). Die Dimensions- und Gewichtskenngrößen untereinander korrelieren bei  $\alpha=0,05$  durchwegs positiv mit  $\rho$ -Werten zwischen 0,59 und 0,74.

Tab. 13a: Korrelationen MP-Partikelkonzentration vs. Individuenkenngrößen *Arenicola marina* (SPEARMAN, n=89)

		Konzentration MP-Partikel / Individuum	Individuen- länge	Individuen- breite	Individuengewicht = Gewicht analysiertes Gewebe
Konzentration MP-Partikel / Individuum	Korrelations- koeffizient		<b>-,235*</b>	<b>-,322**</b>	<b>-,386**</b>
	Sig. (2-seitig)		0,027	0,002	<0,001
Individuenlänge	Korrelations- koeffizient	<b>-,235*</b>		<b>,594**</b>	<b>,713**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,027		<0,001	<0,001
Individuenbreite	Korrelations- koeffizient	<b>-,322**</b>	<b>,594**</b>		<b>,744**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,002	<0,001		<0,001
Individuengewicht = Gewicht analysiertes Gewebe	Korrelations- koeffizient	<b>-,386**</b>	<b>,713**</b>	<b>,744**</b>	
	Sig. (2-seitig)	<0,001	<0,001	<0,001	

\*\* Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

\* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

*Corophium spp.* kann nur hinsichtlich der Individuenlänge bzw. des Gewichts beurteilt werden. Es kann keine Korrelation zu den ermittelten MP-Partikelkonzentrationen nachgewiesen werden. Lediglich zwischen Individuenlänge und -gewicht besteht eine positive Korrelation von  $\rho=0,63$  ( $\alpha=0,01$ ) (Tab. 13b).

Tab. 13b: Korrelationen MP-Partikelkonzentration vs. Individuenkenngrößen *Corophium spp.* (SPEARMAN, n=63)

		Konzentration MP-Partikel / Individuum	Individuen- länge	Individuengewicht = Gewicht analysiertes Gewebe
Konzentration MP-Partikel / Individuum	Korrelations- koeffizient		0,211	0,243
	Sig. (2-seitig)		0,108	0,055
Individuenlänge	Korrelations- koeffizient	0,211		<b>,626**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,108		<0,001
Individuengewicht = Gewicht analysiertes Gewebe	Korrelations- koeffizient	0,243	<b>,626**</b>	
	Sig. (2-seitig)	0,055	<0,001	

\* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

In *Littorina littorea* kann eine signifikante positive Korrelation zwischen der Konzentration der gemessenen MP-Partikel/Individuum und der Individuenbreite ( $\rho=0,38$ ,  $\alpha=0,05$ ) und der Individuenlänge ( $0,54$ ,  $\alpha=0,01$ ) festgestellt werden: je größer das Individuum desto höher die MP-Konzentration. Allerdings zeigt sich kein statistischer Zusammenhang zwischen Individuendimensionen und Gesamtgewicht inklusive Schale bzw. Gewicht des analysierten Gewebes (Tab. 13c).

Tab. 13c: Korrelationen MP-Partikelkonzentration vs. Individuenkenngrößen *Littorina littorea* (SPEARMAN, n=30)

		Konzentration MP-Partikel / Individuum	Individuen- länge	Individuen- breite	Individuen- gewicht	Gewicht analysiertes Gewebe
Konzentration MP-Partikel/Individuum	Korrelations- koeffizient		<b>,542**</b>	<b>,382*</b>	0,000	0,312
	Sig. (2-seitig)		0,002	0,037	0,999	0,094
Individuenlänge	Korrelations- koeffizient	<b>,542**</b>		<b>,912**</b>	<b>,482**</b>	<b>,641**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,002		<0,001	0,007	<0,001
Individuenbreite	Korrelations- koeffizient	<b>,382*</b>	<b>,912**</b>		<b>,619**</b>	<b>,660**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,037	<0,001		<0,001	<0,001
Individuengewicht	Korrelations- koeffizient	0,000	<b>,482**</b>	<b>,619**</b>		<b>,705**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,999	0,007	<0,001		<0,001
Gewicht analysiertes Gewebe	Korrelations- koeffizient	0,312	<b>,641**</b>	<b>,660**</b>	<b>,705**</b>	
	Sig. (2-seitig)	0,094	<0,001	<0,001	<0,001	

\*\* Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

\* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Die MP-Partikelkonzentrationen/Individuum in *Mytilus edulis* korrelieren mit 0,19 signifikant mit dem Individuengewicht und dem Gewicht des analysierten Gewebes ( $\alpha=0,05$ ): je höher das Gewicht desto größer die Belastung durch MP. Stärkere Zusammenhänge sind zwischen den Dimensionskenngrößen untereinander zwischen  $\rho=0,44$  und  $\rho=0,74$  nachweisbar ( $\alpha=0,01$ ) (Tab. 13d).

Tab. 13d: Korrelationen MP-Partikelkonzentrationen vs. Individuenkenngrößen *Mytilus edulis* (SPEARMAN, n=120)

		Konzentration MP-Partikel / Individuum	Individuen- länge	Individuen- breite	Individuen- gewicht	Gewicht analysiertes Gewebe
Konzentration MP-Partikel/Individuum	Korrelations- koeffizient		0,059	0,143	<b>,191*</b>	<b>,192*</b>
	Sig. (2-seitig)		0,524	0,119	0,044	0,035
Individuenlänge	Korrelations- koeffizient	0,059		<b>,739**</b>	<b>,477**</b>	<b>,482**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,524		<0,001	<0,001	<0,001
Individuenbreite	Korrelations- koeffizient	0,143	<b>,739**</b>		<b>,442**</b>	<b>,532**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,119	<0,001		<0,001	<0,001
Individuengewicht	Korrelations- koeffizient	<b>,191*</b>	<b>,477**</b>	<b>,442**</b>		<b>,530**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,044	<0,001	<0,001		<0,001
Gewicht analysiertes Gewebe	Korrelations- koeffizient	<b>,192*</b>	<b>,482**</b>	<b>,532**</b>	<b>,530**</b>	
	Sig. (2-seitig)	0,035	<0,001	<0,001	<0,001	

\*\* Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

\* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

### 3.6.2 Mikroplastikkonzentration in Korrelation zu Kenngrößen - *Platichthys flesus*

Die Analyse der MP-Partikelkonzentrationen in Korrelation zu den Individuenkenngrößen Gewicht, Länge, Gewicht des analysierten Gewebes und Lebergewicht von *Platichthys flesus* zeigt über alle Proben hinweg keine Korrelationen bei gleichzeitig starken signifikanten positiven Korrelationen von  $\rho=0,65$  und  $\rho=0,94$  ( $\alpha=0,01$ ) zwischen den Kenngrößen der Dimensionen und Gewichte selbst (Tab. 14).

Tab. 14: Korrelationen MP-Partikelkonzentration vs. Individuenkenngrößen *Platichthys flesus* (SPEARMAN, n=244)

		Konzentration MP-Partikel / Individuum	Gewicht analysiertes Gewebe	Individuen- länge	Individuen- gewicht	Leber- gewicht (n=96)
Konzentration MP-Partikel/ Individuum	Korrelations- koeffizient		0,086	-0,106	-0,093	-0,113
	Sig. (2-seitig)		0,181	0,100	0,150	0,272
Gewicht analysiertes Gewebe	Korrelations- koeffizient	0,086		<b>,666**</b>	<b>,707**</b>	<b>,645**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,181		<0,001	<0,001	<0,001
Individuenlänge	Korrelations- koeffizient	-0,106	<b>,666**</b>		<b>,984**</b>	<b>,915**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,100	<0,001		<0,001	<0,001
Individuengewicht	Korrelations- koeffizient	-0,093	<b>,707**</b>	<b>,984**</b>		<b>,942**</b>
	Sig. (2-seitig)	0,150	<0,001	<0,001		<0,001
Lebergewicht (n=96)	Korrelations- koeffizient	-0,113	<b>,645**</b>	<b>,915**</b>	<b>,942**</b>	
	Sig. (2-seitig)	0,272	<0,001	<0,001	<0,001	

\*\* . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Jedoch ergibt sich bei Betrachtung dieser Zusammenhänge getrennt nach Stationen ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen MP-Partikelkonzentrationen/Individuum und dem Gewicht des analysierten Gewebes an den Stationen Außeneser (0,42) und Außenjade (0,34). An der Station Außenjade zeigt sich darüber hinaus eine signifikante positive Korrelation von MP-Konzentrationen/Individuum zu Gesamtgewicht der Individuen ( $\rho=0,53$ ) und Individuenlänge ( $\rho=0,54$ ) ( $\alpha=0,01$ ).

Da die Station Außenjade nur während der Messkampagne 2018 berücksichtigt werden konnte, wurden die Korrelationsanalysen unter Berücksichtigung sowohl von Station und Messkampagne bzw. Station und Individuengeschlecht wiederholt, woraus keine weiteren signifikanten Zusammenhänge abgeleitet werden konnten.

### 3.7 Räumliche Verteilung der Mikroplastikvorkommen

#### 3.7.1 Räumliche Verteilung der Mikroplastikvorkommen in Invertebraten

Die MP-Konzentrationen pro Individuum im Vergleich der unterschiedlichen Stationen über alle Invertebraten betrachtet sind mit einem Medianwert von 7,0 Partikeln pro Individuum an der Station Neuharlingersiel am höchsten, gefolgt von den Stationen Knockster Tief (5,8), Tettens (3,8), Leybucht (3,5), Cappel-Neufeld (3,3) und Jadebusen (1,9) (Abb. 12). Für eine statistische Analyse potenzieller Unterschiede ist allerdings die Betrachtung nach Arten erforderlich, insbesondere, da nicht alle Arten an allen Stationen beprobt werden konnten. Die Tabelle 15a und 15b stellen die Medianwerte der untersuchten Invertebraten-Arten im Vergleich zwischen den Stationen dar.

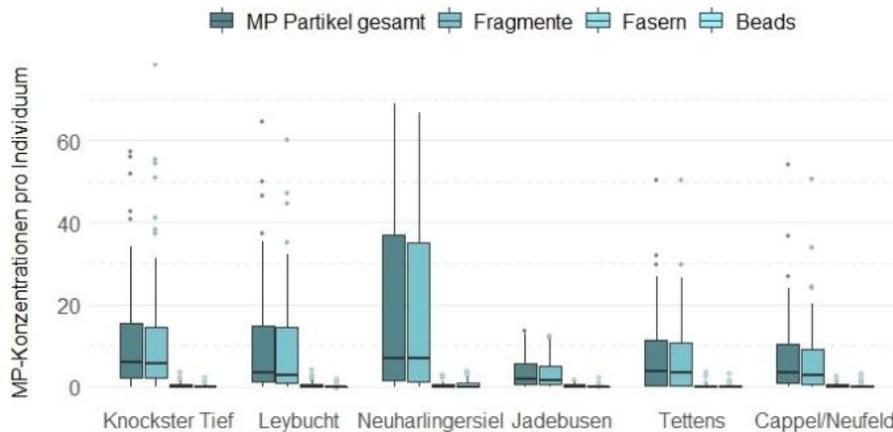


Abb. 12a: MP-Konzentrationen Invertebraten (gesamt) nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum)

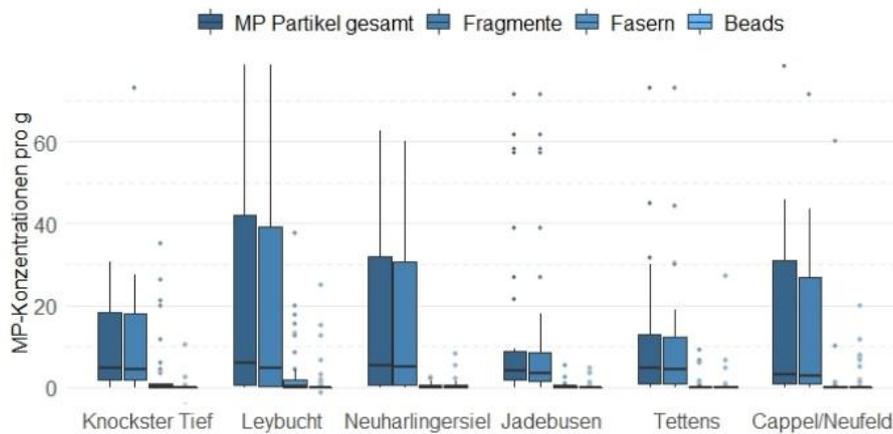


Abb. 12b: MP-Konzentrationen Invertebraten (gesamt) nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g)

Tab. 15a: Konzentration MP Partikel (Medianwerte) in Invertebraten nach Arten und Stationen (MP-Partikelanzahl pro Individuum)

	Knockster Tief	Leybucht	Neuharlinger-siel	Jadebusen	Tettens	Cappel-Neufeld
<i>Arenicola marina</i>	19,0	15,0	17,5		7,7	7,7
<i>Corophium spp.</i>	2,6	1,1		0,6	0,2	0,6
<i>Littorina littorea</i>	0,9	1,7	1,3	1,9		0,8
<i>Mytilus edulis</i>	9,4	3,8	5,6	4,4	9,1	8,5

Tab. 15b: Konzentration MP Partikel (Medianwerte) in Invertebraten nach Arten und Stationen (MP-Partikelanzahl pro g)

	Knockster Tief	Leybucht	Neuharlingersiel	Jadebusen	Tettens	Cappel-Neufeld
<i>Arenicola marina</i>	5,9	31,2	32,6		3,3	1,9
<i>Corophium spp.</i>	273,7	154,8		57,7	30,0	115,9
<i>Littorina littorea</i>	1,8	2,7	4,6	2,7		1,1
<i>Mytilus edulis</i>	4,4	1,7	3,3	3,6	3,0	2,2

Die auftretenden MP-Partikelkonzentrationen pro Individuum in den untersuchten Invertebraten-Arten zeigt im Stationsvergleich, dass mit Ausnahme von *Littorina littorea* im Median die höchsten Werte an der Station Knockster Tief auftreten (Tab. 15a). Betreffend der Unterschiede in auftretenden MP-Konzentration gesamt und getrennt nach Formen zeigt sich ein artenabhängiges Muster der Invertebraten *Arenicola marina*, *Corophium spp.* und *Mytilus edulis*.

### *Arenicola marina* im Stationsvergleich

Die Medianwerte pro Individuum reichen für *Arenicola marina* von 7,7 (Cappel-Neufeld und Tettens), über 15,0 (Leybucht), 17,5 (Neuharlingersiel) bis 19,0 (Knockster Tief) (Tab. 15a). Unter Berücksichtigung der Individuengewichte treten die geringsten Konzentrationen mit 1,9 ebenfalls in Cappel-Neufeld auf, gefolgt von 3,3 (Tettens), 5,9 (Knockster Tief), 31,2 (Leybucht) bis maximal 32,6 (Neuharlingersiel) (Tab. 15b) (Abb. 13).

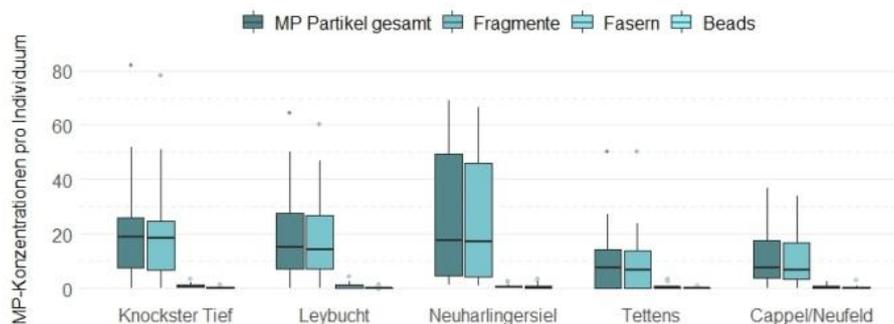


Abb. 13a: MP-Konzentrationen in *Arenicola marina* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum)

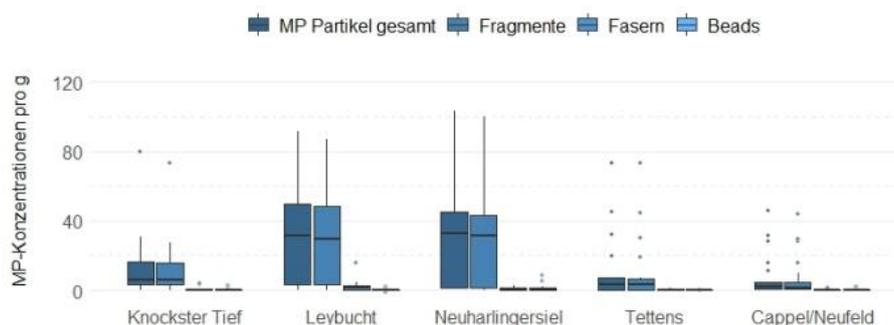


Abb. 13b: MP-Konzentrationen in *Arenicola marina* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g)

*Arenicola marina* weist mit einem Signifikanzniveau von  $\alpha=0,05$  pro Gewichtseinheit signifikante Unterschiede der Partikelformen Fasern zwischen der Station Cappel-Neufeld und den Stationen Leybucht ( $p=0,004$ ) bzw. Neuharlingersiel ( $p=0,036$ ) auf. Die Unterschiede der Fragmentkonzentrationen ist signifikant zwischen den Stationen Leybucht und Cappel-Neufeld ( $p=0,009$ ).

Die Ergebnisse für Beads zeigen in *Arenicola marina* keine signifikanten Unterschiede zwischen den Stationen.

### *Corophium spp.* im Stationsvergleich

Pro Individuum *Corophium spp.* finden sich Medianwerte von 0,2 (Tettens), über 0,6 (Jadebusen und Cappel-Neufeld), 1,1 (Leybucht) bis 2,6 (Knockster Tief) (Tab. 15a). Unter Berücksichtigung der Individuengewichte treten die geringsten Konzentrationen mit 30,0 ebenfalls in Tettens auf, gefolgt von 57,7 (Jadebusen), 115,9 (Cappel-Neufeld), 154,8 (Leybucht) bis maximal 273,7 (Knockster Tief) (Tab. 15b) (Abb. 14).

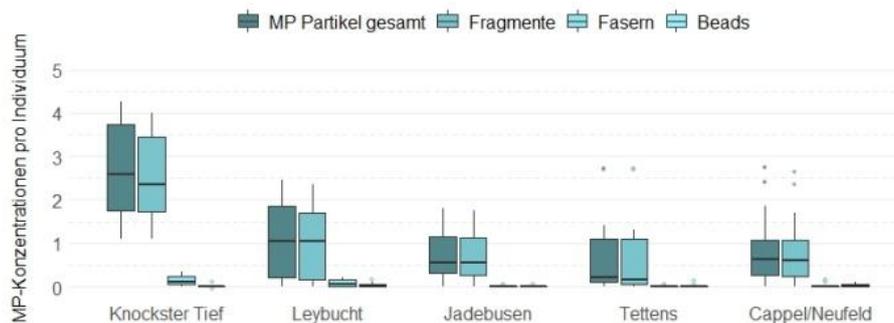


Abb. 14a: MP-Konzentrationen in *Corophium spp.* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum)

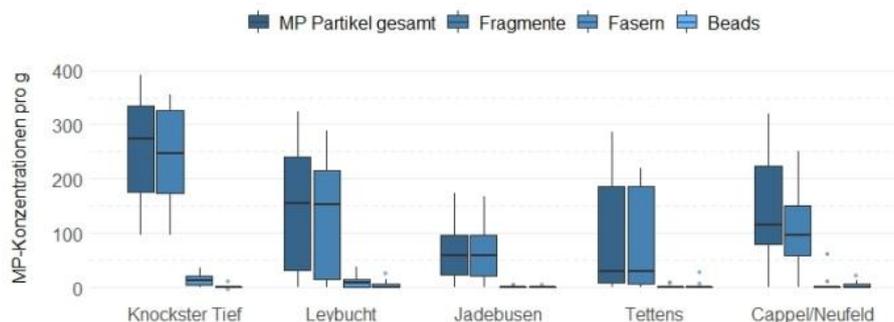


Abb. 14b: MP-Konzentrationen in *Corophium spp.* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g)

*Corophium spp.* zeigt im Vergleich der zwei westlichen Stationen Knockster Tief und Leybucht signifikant unterschiedliche MP-Konzentrationen von Fasern gegenüber den östlichen Stationen Tettens ( $p=0,009-0,029$ ), Jadebusen ( $p=0,001-0,002$ ) und Cappel-Neufeld ( $p=0,002-0,007$ ). Für die Partikelform der Fragmente gilt dies nur für die Station Knockster Tief ( $p=0,001-0,007$ ). Unterschiede im Auftreten von Beads in *Corophium spp.* sind nicht nachweisbar ( $\alpha=0,05$ ).

### *Littorina littorea* im Stationsvergleich

Die Medianwerte von MP-Partikeln in *Littorina littorea* pro Individuum reichen von 0,8 (Cappel-Neufeld) über 0,9 (Knockster Tief), 1,3 (Neuharlingersiel), 1,7 (Leybucht) bis maximal 1,9 (Jadebusen) (Tab. 15a). Unter Berücksichtigung der Individuengewichte betragen die Medianwerte minimal 1,1 (Cappel-Neufeld) und reichen über 1,8 (Knockster Tief), 2,7 (Leybucht und Jadebusen) bis 4,6 (Neuharlingersiel) (Tab. 15b) (Abb. 15).

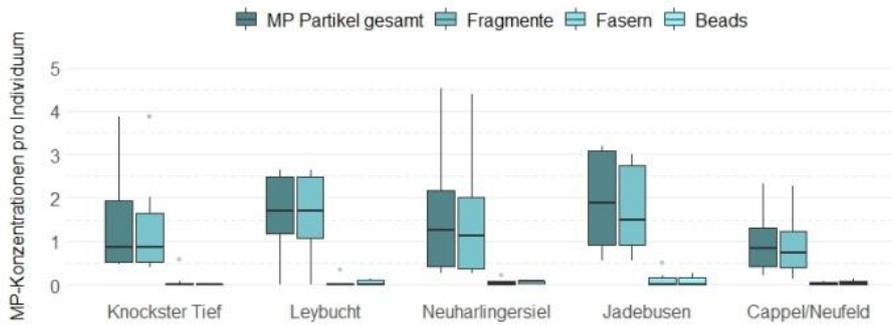


Abb. 15a: MP-Konzentrationen in *Littorina littorea* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum)

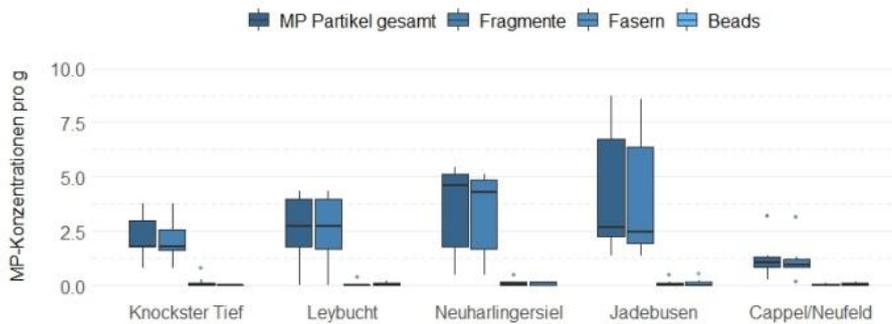


Abb. 15b: MP-Konzentrationen in *Littorina littorea* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g)

Die Konzentration von MP-Partikeln jeglicher Partikelform weisen für *Littorina littorea* keine signifikanten Unterschiede im Stationsvergleich auf.

### *Mytilus edulis* im Stationsvergleich

Die Medianwerte pro Individuum *Mytilus edulis* betragen im Minimum 3,8 (Leybucht), gefolgt von 4,4 (Jadebusen), 5,6 (Neuharlingersiel), 8,5 (Cappel-Neufeld), 9,1 (Tettens) bis maximal 9,4 (Knockster Tief) (Tab. 15a). Die MP-Konzentrationen pro g analysiertem Gewebe betragen im Median 1,7 (Leybucht), 2,2 (Cappel-Neufeld), 3,0 (Tettens), 3,3 (Neuharlingersiel), 3,6 (Jadebusen) bis maximal 4,4 (Knockster Tief) (Tab. 15b) (Abb. 16).

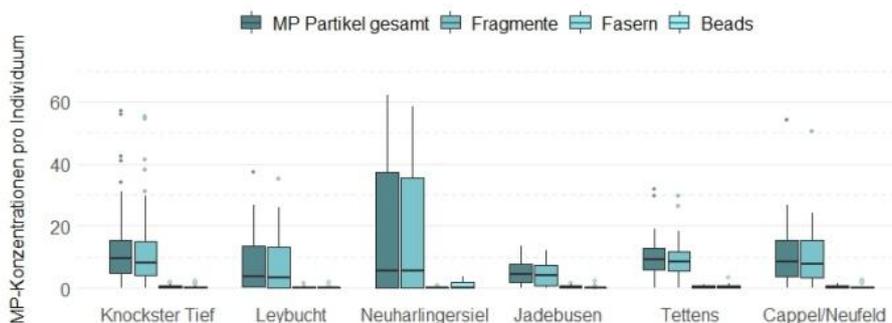


Abb. 16a: MP-Konzentrationen in *Mytilus edulis* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum)

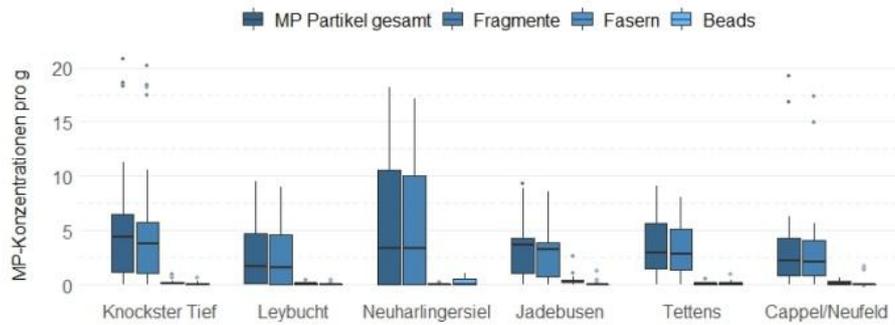


Abb. 16b: MP-Konzentrationen in *Mytilus edulis* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g)

Die MP-Konzentrationen von MP-Partikeln in *Mytilus edulis* zeigen signifikante Unterschiede hinsichtlich MP-Fasern zwischen der Station Knockster Tief gegenüber der Station Tettens ( $p=0,005$ ) bzw. zwischen der Station Jadebusen gegenüber der Station Leybucht ( $p=0,007$ ) und der Station Neuharlingersiel ( $p=0,002$ ) auf. Für Fragmente besteht ein signifikanter Unterschied zwischen den Stationen Neuharlingersiel und Jadebusen ( $p=0,038$ ). Die Konzentrationen von Beads in *Mytilus edulis* zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Stationen ( $\alpha=0,05$ ).

### 3.7.2 Räumliche Verteilung der Mikroplastikvorkommen in *Platichthys flesus*

Die ermittelten MP-Partikelkonzentrationen pro Individuum und Gewicht des analysierten Gewebes zeigen im Median die geringsten Werte an der Station Borkum (3,5 (pro Individuum)/ 0,4 (pro g)) gefolgt von Baltrum (5,0/0,5), Außenweser (6,0/0,5) und maximale Konzentrationen an der Station Außenjade (16,0/11,0) (Tab. 16a und 16b, Abb. 17).

Tab. 16a: Konzentration MP Partikel in *Platichthys flesus* über alle Messkampagnen nach Stationen (MP-Partikelanzahl/g)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Borkum	1,6	0,4	0,0	47,3
Baltrum	1,6	0,5	0,0	16,5
Außenjade	2,1	1,0	0,0	17,8
Außenweser	0,7	0,5	0,0	4,5

Tab. 16b: Konzentration MP Partikel in *Platichthys flesus* über alle Messkampagnen nach Stationen (MP-Partikelanzahl/ Individuum)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Borkum	7,0	3,5	0,0	45,0
Baltrum	12,6	5,0	0,0	156,0
Außenjade	16,0	11,0	0,0	89,0
Außenweser	10,2	6,0	0,0	61,0

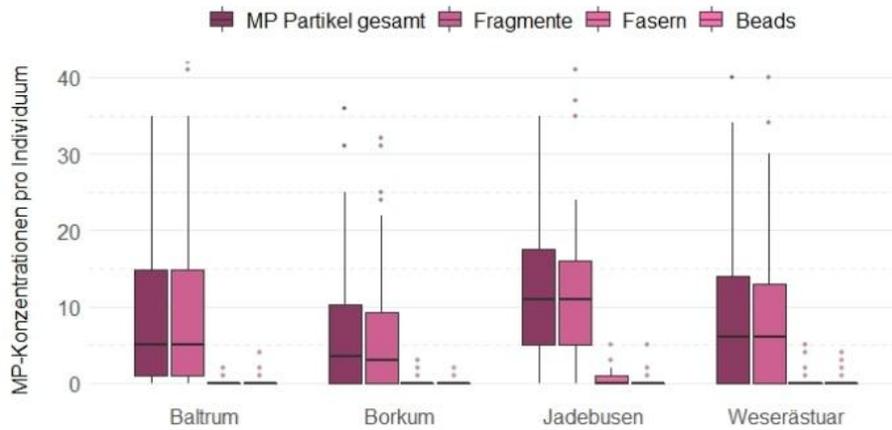


Abb. 17a: MP-Konzentrationen in *Platichthys flesus* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum)

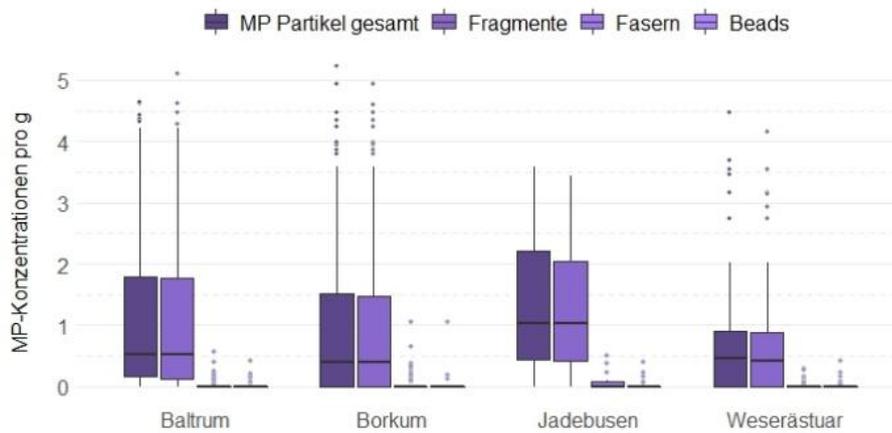


Abb. 17b: MP-Konzentrationen in *Platichthys flesus* nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g)

Getrennt nach Partikelformen sind diese Unterschiede zwischen den Stationen nicht signifikant für Fasern und Beads. Die Mittelwertunterschiede von MP-Fragmenten und MP-Partikeln gesamt sind auf einem Signifikanzniveau von  $\alpha=0,05$  signifikant zwischen den Stationen Borkum und Außenjade (Fragmente  $\rho<0,001$  / Partikel gesamt  $\rho=0,001$ ) und zwischen den Stationen Außenweser und Außenjade (Fragmente  $\rho=0,036$  / Partikel gesamt  $\rho=0,035$ ). Der gleiche Befund findet sich auch unter Berücksichtigung der analysierten Gewebegewichte. Die Mittelwertunterschiede sind signifikant zwischen den Stationen Borkum und Außenjade (Fragmente  $\rho=0,004$  / Partikel gesamt  $\rho=0,004$ ) und zwischen den Stationen Außenweser und Außenjade (Fragmente  $\rho=0,015$  / Partikel gesamt  $\rho=0,022$ ) ( $\alpha=0,05$ ).

### 3.8. Mikroplastikkonzentrationen nach Messkampagnen

#### 3.8.1 Mikroplastikkonzentrationen in Invertebraten nach Messkampagne

Die Unterschiede hinsichtlich der MP-Konzentrationen zwischen den beiden Messkampagnen 2019 und 2020 sind über alle Stationen und Invertebraten-Arten betrachtet weder für die Partikelanzahl/Individuum noch die Partikelanzahl/g signifikant. Sie betragen im Median 6,7 MP-Partikel/Individuum in 2019 vs. 1,6 MP-Partikel/Individuum in 2020. Bezogen auf die Partikelanzahl/g werden mit Medianwerten von 6,1 MP-Partikeln/g (2019) bzw. 1,8 MP-Partikel/g (2020) ähnliche Konzentrationen ermittelt (Tab. 17a und 17b, Abb. 18).

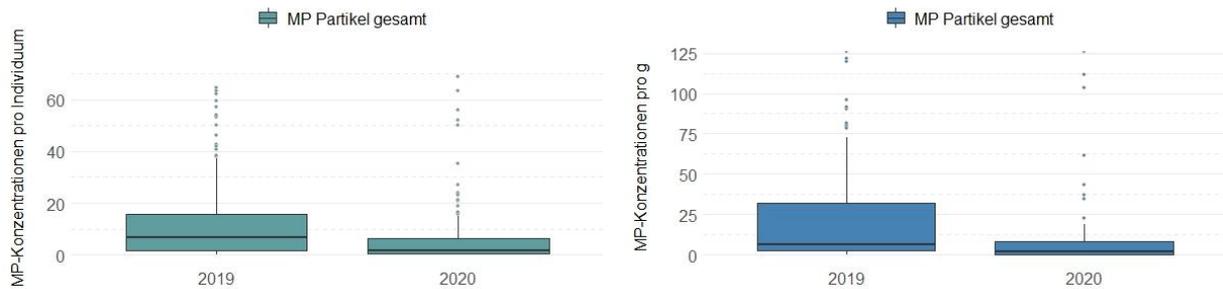


Abb. 18: MP-Konzentrationen in Invertebraten-Arten nach Messkampagne (links: Partikelanzahl/Individuum, rechts: Partikelanzahl/g)

Tab. 17a: Konzentration MP Partikel in Invertebraten-Arten nach Messkampagne (MP-Partikelanzahl/Individuum)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
2019	12,4	6,7	0,0	94,0
2020	6,6	1,6	0,0	69,0

Tab. 17b: Konzentration MP Partikel in Invertebraten (gesamt) nach Messkampagne (MP-Partikelanzahl/g)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
2019	39,7	6,1	0,0	650
2020	35,2	1,8	0,0	325

Signifikante Unterschiede treten in der Gesamtbetrachtung nicht auf. Erst bei Analyse der kleinsten Subentitäten individueller Arten nach Stationen und Partikelformen lassen sich für *Mytilus edulis* mit Ausnahme der Station Tettens statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Messkampagnen für die Partikelanzahl/Individuum und die Partikelanzahl/g ausweisen (Tab. 18). Dabei treten innerhalb der Messkampagne 2019 mit im Median 8,5 Partikel/Individuum bzw. 4,3 Partikel/g signifikant höhere Konzentrationen als 2020 (0,5 Partikel/Individuum bzw. 0,3 Partikel/g) auf.

Tab. 18: Signifikante Unterschiede zwischen den Messkampagnen 2019 und 2020 in *Mytilus edulis* nach Partikelformen ( $\rho$ -Werte,  $\alpha=0,05$ )

MP-Konzentrationen	Knockster Tief	Leybucht	Neuharlingersiel	Tettens	Jadebusen	Cappel / Neufeld
Fasern / Individuum	0,027	0,003			0,001	0,001
Pellets / Individuum			0,004			
Fragmente / Individuum		<0,001	0,001		<0,001	0,004
Partikel / Individuum		<0,001	<0,001		<0,001	0,004
Fasern / g	0,019	0,005			0,001	0,001
Pellets / g			0,001			
Fragmente / g		<0,001	0,040		<0,001	0,002
Partikel / g		<0,001	0,001		<0,001	0,002

### 3.8.2 Mikroplastikkonzentrationen in *Platichthys flesus* nach Messkampagne

*Platichthys flesus* wurde im Rahmen von zwei Messkampagnen 2018 und 2020 untersucht. Hinsichtlich der auftretenden MP-Konzentrationen sind weder für die Partikelanzahl/Individuum noch die Partikelanzahl/g signifikante Mittelwertunterschiede auf dem Signifikanzniveau 0,05 nachweisbar (Tab. 19a und 19b, Abb. 19).

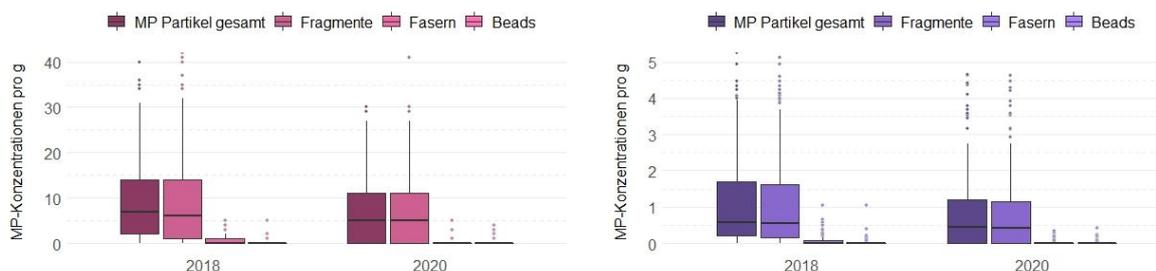


Abb. 19: MP-Konzentrationen in *Platichthys flesus* nach Messkampagne (links: Partikelanzahl/Individuum, rechts: Partikelanzahl/g)

Tab. 19a: Konzentration MP Partikel in *Platichthys flesus* über alle Stationen nach Messkampagne (MP-Partikelanzahl/Individuum)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
2018	10,9	7,0	0,0	89,0
2020	10,8	5,0	0,0	156,0

Tab. 19b: Konzentration MP Partikel in *Platichthys flesus* über alle Stationen nach Messkampagne (MP-Partikelanzahl/g)

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
2018	1,6	0,6	0,0	47,3
2020	1,1	0,5	0,0	16,5

Da an der Station Außenjade nur während der ersten Messkampagne 2018 Proben gewonnen werden konnten, können keine Aussagen über Mittelwertunterschiede getroffen werden. Betreffend der anderen Stationen zeigen sich signifikante Unterschiede der Faserkonzentrationen auf dem Niveau  $\alpha=0,05$  an der Station Baltrum ( $p=0,004$  pro Individuum /  $p=0,017$  pro g) und Borkum ( $p=0,009$  pro Individuum/ $p=0,011$  pro g). An der Station Borkum sind auch die Mittelwertunterschiede zwischen Fragmenten und MP-Partikeln gesamt signifikant unterschiedlich zwischen den beiden Messkampagnen (Fragmente:  $p=0,008$  pro Individuum/ $p=0,004$  pro g und MP-Partikel gesamt  $p=0,004$  pro Individuum/ $p=0,002$  pro g).

### 3.9 Mikroplastikkonzentrationen in Korrelation zu Schadstoffbelastung in *Platichthys flesus*

Die in *Platichthys flesus* ermittelten MP-Konzentrationen wurden mit anhand der gleichen Proben ermittelten Schadstoffkonzentrationen in Leber und Muskelgewebe verglichen. Eine valide statistische Analyse ist hier nur eingeschränkt möglich, da die Schadstoffparameter pro Standort nur an jeweils einer gepoolten Probe pro Größenklasse (n=2; 20-24 cm und >24 cm, pro Größenklasse und Fanggebiet möglichst mindestens 10 Tiere) ermittelt wurden. Um dennoch eine erste Übersicht zur Verfügung zu stellen, wurden zunächst die MP-Konzentrationen pro Station und Größenklasse im Mittel- und Medianwert ermittelt und mit den Ergebnissen der Schadstoffanalysen korreliert.

Im Ergebnis der Analyse zeigt sich, dass zwischen MP-Partikel- und MP-Fragmentkonzentrationen/g und dem Gehalt von Cadmium in der Leber der Individuen ein statistischer Zusammenhang besteht (Korrelationskoeffizient  $\rho = -0,58$ ,  $\alpha=0,04$ , Abb. 20). Weiterhin zeigt sich eine negative Korrelation zwischen MP-Konzentrationen von Fragmenten und Partikeln gesamt zur Konzentrationen des ermittelten Quecksilbergehalts des Muskelgewebes (Korrelationskoeffizient  $\rho = -0,59$ ,  $\alpha=0,03$ , Abb. 21).

Der Korrelationsgrad variiert sowohl betreffend Cadmium als auch Quecksilber stationspezifisch mit jeweils stärkstem Zusammenhang an der Station Außenjade ( $R^2=1$ ) und geringstem Zusammenhang an der Station Baltrum ( $R^2=0,2$ ) (Abb. 20 und 21).

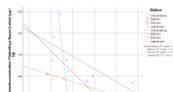


Abb. 20: Zusammenhang zwischen MP- und Cadmium-Konzentration in Lebergewebe von *Platichthys flesus* nach Stationen

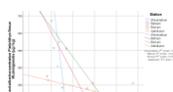


Abb. 21: Zusammenhang zwischen MP- und Quecksilber-Konzentration in Muskelgewebe von *Platichthys flesus* nach Stationen

## 4. Diskussion

Vorbemerkung: Der im folgenden gezogene Vergleich insbesondere zur Studie gleicher Arten in Schleswig-Holstein (Fischer 2019) gegenüber den aktuellen Ergebnissen unterliegt folgenden methodischen bedingten Einschränkungen:

1. Die Analyse in Fischer (2019) erfolgte unter getrennter Analyse von Individuen und vorher durch Inkubation separierter Fäkalresiduen. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass eine Trennung nur bedingt Rückschlüsse auf die Gesamtkonzentrationen der Individuen zulässt und durch den mehrfachen Wechsel des Inkubationsmediums und der aufwendigen Separationsmethode der Fäkalresiduen im Labor ein erhöhtes Kontaminationsrisiko besteht. Demzufolge wurden die entnommenen Individuen in der vorliegenden Studie direkt nach Entnahme der Proben in Alufolie bei -18 °C eingefroren.
2. Als Konsequenz verbesserter Analysekapazitäten wurde die untere Erfassungsgrenze gegenüber der Studie in Schleswig-Holstein in der vorliegenden Studie von 63 auf 20 µm herabgesetzt.
3. Auf Basis neuer Tests und verbesserter Maßnahmen gegen Hintergrundkontamination könnten die Blindwerte und damit die Nachweisgrenzen deutlich verbessert werden.

### 4.1 Prozentuale Anteile von Individuen mit MP-Vorkommen

Die prozentualen Anteile der durch Auftreten von MP betroffenen Individuen verdeutlichen, dass alle untersuchten Arten in hohem Maß von MP-Kontamination betroffen sind. Am geringsten ist dieser Anteil mit 83 % in *Mytilus edulis*, allerdings wird in Differenzierung nach Stationen deutlich, dass die Unterschiede auch zwischen den Stationen stark differieren und diese zwischen Arten und Stationen ähnlich stark ausgeprägt sind. Dementsprechend kann hier kein Rückschluss auf eine entscheidende Effektgröße gezogen werden.

Im Vergleich zu anderen relevanten Studien aus Nord- und Ostsee sind die ermittelten Anteile in ähnlicher Größenordnung, insbesondere im Vergleich zu den Ergebnissen von Fischer (2019) entlang der schleswig-holsteinischen Nordseeküste (Tab. 20). Ausnahme stellen die Ergebnisse der Plattfischspezies *Pleuronectes platessa* (Schleswig-Holstein) und *Platichthys flesus* (Niedersachsen) dar. Die Abweichungen sind hier am ehesten darauf zurückzuführen, dass es sich zum einen um unterschiedliche Arten handelt und zum anderen in der Studie 2019 deutlich weniger Individuen und darüber hinaus juvenile Individuen berücksichtigt werden konnten (n=65 vs. n=311).

Tab. 20: Prozentuale Anteile der betroffenen Individuen im Vergleich Schleswig-Holstein (Fischer 2019) und der vorliegenden Studie

Art	Fischer (2019) (Individuen ohne Fäkalresiduen)	diese Studie
<i>Mytilus edulis</i>	93	83
<i>Littorina littorea</i>	81	97
<i>Arenicola marina</i>	88	91
<i>Pleuronectidae</i>	42 ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	77 ( <i>Platichthys flesus</i> )

## 4.2 Auftretende Konzentrationen im Vergleich zu anderen Studien

Die MP-Konzentrationen in Invertebraten anderer Studien variieren methodenspezifisch insbesondere in Abhängigkeit der unteren Erfassungsgröße. Beispielsweise ermittelten Catarino et al. (2018) in der Keltischen See mit im Mittel  $3,0 \pm 0,9$  MP-Partikeln/g  $> 0,8 \mu\text{m}$  in *Mytilus edulis*. Courtene-Jones et al. (2018) kommen in der gleichen Region zu geringeren Ergebnissen mit im Mittel 1,1 MP-Partikel/g bei gleichzeitig hoher Standardabweichung ( $\pm 4,4$ ) und einer unteren Erfassungsgrenze von  $52 \mu\text{m}$ . Im gleichen Wertebereich geben Li et al. (2018) für *Mytilus edulis* ebenfalls in der Keltischen See 2,9 MP-Partikel/g gegenüber 0,9 MP-Partikel  $> 1 \mu\text{m}$  entlang der britischen Nordseeküste an. In den nördlicheren Gewässern der norwegischen Nordsee ergeben sich aus der Studie von Lusher et al. (2017) im Mittel  $1,9 \pm 3,7$  MP-Partikel/g bei einer unteren Erfassungsgrenze von  $150 \mu\text{m}$ . Insgesamt korrespondieren damit die im Rahmen der vorliegenden Studie detektierten MP-Konzentrationen in *Mytilus edulis* gut mit Ergebnissen anderer Studien (im Mittel 4,3 MP-Partikel/g, untere Erfassungsgröße  $20 \mu\text{m}$ ). Insbesondere gegenüber der methodisch gut vergleichbaren Studie von Fischer (2019) entlang der schleswig-holsteinischen Küste zeigen sich Übereinstimmungen. *Mytilus edulis* konnte in beiden Untersuchungen an zahlreichen Individuen untersucht werden. Die Ergebnisse zu MP-Konzentrationen sind im Median sowohl auf Basis der Individuen (3,9 vs. hier 2,7 Partikel/Individuum) als auch des Gewichts des untersuchten Weichteilgewebes gut vergleichbar (1,4 vs. hier 1,2 Partikel/g). Auch hier zeigt sich eine Normalisierung der Datensätze durch Einbeziehung des Gewichts des analysierten Gewebes, was vor allem auf unterschiedliche Individuengrößen in Schleswig-Holstein (im Median 4,1 cm) und Niedersachsen (im Median 4,4 cm) zu erklären ist.

Die Datensätze aus Schleswig-Holstein und hier Niedersachsen können durch Berücksichtigung der unteren Erfassungsgrenzen von  $63 \mu\text{m}$  vs.  $20 \mu\text{m}$  in direkten Vergleich gestellt werden. Dies erfolgt auf Basis der Größenverteilungskurve der aktuellen Untersuchung, wodurch die Anteile der Fraktion zwischen  $20$  und  $63 \mu\text{m}$  auf durchschnittlich 43,6 % berechnet werden. Getrennt nach Arten stellen sich diese Anteile wie folgt dar:

<i>Arenicola marina</i>	44,1 %
<i>Corophium spp.</i>	37,4 %
<i>Littorina littorea</i>	37,9 %
<i>Mytilus edulis</i>	41,2 %
<i>Platichthys flesus</i>	48,3 %

Tab. 21: Medianwerte der MP-Partikelkonzentrationen pro Individuum und Gewicht im Vergleich zwischen Fischer (2019) und der aktuellen Studie unter Berücksichtigung der Größenerfassungsgrenzen

Art	MP-Partikel-Konzentrationen (Partikel/Individuum)			MP-Partikel-Konzentrationen (Partikel / g)		
	Fischer 2019	diese Studie (20-5000 $\mu\text{m}$ )	diese Studie (63-5000 $\mu\text{m}$ )	Fischer 2019	diese Studie (20-5000 $\mu\text{m}$ )	diese Studie (63-5000 $\mu\text{m}$ )
<i>Arenicola marina</i>	15,7	12,0	5,3	2,3	4,7	2,1
<i>Littorina littorea</i>	2,9	1,1	0,4	5,5	2,3	0,9
<i>Mytilus edulis</i>	3,9	6,6	2,7	1,4	3,0	1,2
<i>Pleuronectidae</i>	0,0	12,0	5,8	0,0	6,0	2,9

Unter Anwendung des Prozentanteils von 41,2 % Minderbefunds der in Schleswig-Holstein gemessenen Partikelkonzentrationen in *Mytilus edulis* ergeben sich in Näherung ohne Berücksichtigung der Verteilungsfunktionen im Vergleich der Medianwerte 1,2 MP-Partikel/g (Niedersachsen) gegenüber 1,4 MP-Partikel/g (Schleswig-Holstein) (Tab. 21).

In Übertragung dieser Annahme auf *Arenicola marina* betragen die MP-Partikelkonzentrationen pro Gewicht im Median 2,3 (Niedersachsen) gegenüber 2,1 (Schleswig-Holstein) und sind damit im selben Wertebereich (Tab. 21). Van Cauwenberghe et al. (2015) kommen für *Arenicola marina* mit im Mittel 1,5 MP-Partikeln/g zu leicht niedrigeren Werten. Diese Unterschiede können zum einen auf unterschiedliche Individuenlängen zurückzuführen sein, da hier eine negative Korrelation der MP-Konzentrationen zu Individuenlänge und -gewicht festgestellt werden konnte. In diesem Zusammenhang sollten in zukünftigen Studien auch (groß)räumige Gradienten und unterschiedliche Expositionen im Rahmen eines holistischen Ansatzes entlang der gesamten Nordseeküste mit Bezug zu Punktquellen untersucht werden.

Die Unterschiede nach Anpassung des Größenspektrums bei *Littorina littorea* zeigen um Faktor 5-6 höhere Konzentrationen pro Gewicht des analysierten Gewebes in Schleswig-Holstein (2,9 vs. hier 0,4 Partikel/Individuum und 5,5 vs. hier 0,9 Partikel/g) (Tab. 21).

Zur Erhöhung der statistischen Repräsentativität wurden im Unterschied zur Studie von 2019 mit  $n=5$  in der Untersuchung in Niedersachsen die Proben mit höheren Individuenzahlen von  $n=15$  gepoolt. Unabhängig von methodischen Unterschieden zeigen sich im Vergleich der beiden Messkampagnen deutliche Unterschiede insbesondere hinsichtlich der MP-Konzentrationen pro Gewicht analysierten Gewebes. Diese waren mit 0,50 g im Mittel in Niedersachsen ca. 30 % höher als in Schleswig-Holstein (im Mittel 0,35 g). Zu berücksichtigen gilt jedoch auch ein regionsspezifischer Unterschied durch unterschiedliche hydrographische Bedingungen, der sich jedoch letztendlich nur durch Wiederholung über das Gesamtgebiet Niedersachsen und Schleswig-Holstein ggfs. auch unter Berücksichtigung der assoziierten obersten Wattsedimente nachweisen ließe.

*Corophium spp.* wurde noch in keiner anderen Studie zu MP in natürlichen Habitaten eingesetzt, so dass hier keine Vergleiche gezogen werden können. Grundsätzlich lässt sich aber feststellen, dass die starken Abweichungen zwischen identifizierten MP-Partikeln pro Individuum mit 1,0 gegenüber der Bezugsgröße MP-Partikel pro g mit 111,8 darauf verweisen, dass ein Poolen von 20 Individuen pro Probe noch nicht ausreichend ist, um eine Annäherung an Normalverteilung zu erreichen.

Im Vergleich zu anderen Studien an *Platichthys flesus* in Nord- und Ostsee sind die hier ermittelten Konzentrationen deutlich höher. Die Ergebnisse aus anderen Studien reichen im Mittel von 0,05 bis 2,04 Partikel/Individuum gegenüber hier ermittelten 12 Partikeln/Individuum entlang der niedersächsischen Küste. Die Unterschiede sind dabei weitgehend auf methodische Unterschiede zurückzuführen. Beispielsweise setzen Rummel et al. (2015) bei den detektierten Konzentrationen von 0,05 MP-Partikeln eine untere Erfassungsgrenze von 500  $\mu\text{m}$ , wodurch der Großteil der hier berücksichtigten Partikel zwischen 20 und 500  $\mu\text{m}$  unberücksichtigt bleibt. Die betrifft auch Studien, die zwar keine untere Erfassungsgrenze angeben, die allerdings durch manuelle Selektion potenzieller Partikel über Pinzetten auf  $>300 \mu\text{m}$  geschätzt werden kann (McGoran et al. 2017, Murphy et al. 2017).

Hinsichtlich der Vergleichsstudie entlang der schleswig-holsteinischen Küste sind die Ergebnisse zu *Pleuronectidae* durch Berücksichtigung unterschiedlicher und juveniler Arten nicht zu beurteilen.

### 4.3 Analyse von Größenklassen und -fraktionen der MP-Partikel

Die Größenverteilung der bestimmten MP-Partikel bestätigen den bekannten Sachverhalt, dass die Anzahl der Partikel mit abnehmender Größe exponentiell ansteigt. Lediglich bei Einteilung in 10 µm Klassengrenzen ist eine Abnahme in den kleinsten hier erfassten Klassen von 20-40 µm zu erkennen. Aus anderen Untersuchungen der auftretenden Fraktionen nach Sequenzierung mittels Siebkaskaden ist bekannt, dass die jeweils nächstgrößeren Partikelgrößen auch in der niedrigeren Fraktionsstufe auftreten. Dies ist dadurch bedingt, dass Partikelgrößen über die longitudinale Ausrichtung definiert werden und je nach Ausrichtung der Partikel auch Partikel mit Breiten entsprechend der Maschenweite des Siebs passieren können.

Hinsichtlich der Mittelwertunterschiede zwischen den untersuchten Arten konnten nur zwischen Arten ähnlicher Individuengrößen signifikante Unterschiede hinsichtlich der Partikellängen nachgewiesen werden. Danach ergeben sich die Gruppierungen *Corophium spp./Littorina littorea* vs. *Arenicola marina/Mytilus edulis* vs. *Platichthys flesus*. Trotz dieser Signifikanzen sind die Größenspektren im Mittel in einem ähnlichen Bereich, so dass auch für *Platichthys flesus* nicht von einer intentionellen Aufnahme ausgegangen werden kann, anders als z.B. von Fischer (2019) für die demersale Art *Clupea harengus* nachgewiesen werden konnte.

### 4.4 Analyse des Formenspektrums und der Polymerarten der identifizierten MP-Partikel

Hinsichtlich des Formenspektrums dominiert über alle Proben hinweg die Form Fragmente deutlich gegenüber Fasern und Beads.

Der geringe Anteil an Fasern steht im Gegensatz zu Ergebnissen aus zahlreichen anderen Studien, die hier einen größeren und zum Teil sogar dominierenden Anteil an Fasern in Invertebraten (Bråte et al. 2018, Courtene-Jones et al. 2017, Doyle et al. 2019) und *Pisces* (Beer et al. 2018, Bessa et al., 2018, Lusher et al. 2013, Murphy et al. 2017) nachweisen. Wiederum andere Untersuchungen zeigen ebenfalls die Dominanz von Fragmenten in Biota-Proben von Invertebraten (Fischer 2019, Phuong et al. 2017) und *Pisces* (Fischer 2019, Kühn et al. 2020, Rummel et al. 2015).

Das Auftreten eines hohen Anteils an Fasern kann auch auf eine Hintergrundkontamination durch die Probenahme- bzw. Laborumgebung zurückzuführen sein, weshalb einige Studien die Formengruppe der Fasern aus der Datenanalyse ausgrenzen. Eine derartige Kontamination konnte in der aktuellen Studie weitgehend ausgeschlossen werden. Im Mittel fanden sich in den untersuchten 82 Blindwerten nur 0,9 Fasern pro gepoolter Probe. Ein weiterer Grund für unterschiedliche Befunde hinsichtlich des Auftretens von Fasern ist am ehesten auf methodische Unterschiede in der Identifikation zurückzuführen. Während bei rein optischer Identifizierung mittels Lichtmikroskopie häufig auch Fasern aus natürlichen Materialien wie Cellulose und Baumwolle fälschlicherweise als synthetische Kunststofffasern identifiziert werden, kann die Färbemethode mittels Nilrot dies weitgehend ausschließen, was sich auch in der Verifikation der Polymerzusammensetzung mittels spektroskopischer Verfahren zeigt. Dies verdeutlicht erneut die Bedeutung der Polymeridentifikation potenziell identifizierter MP-Partikel über spektroskopische Verfahren.

Die Unterschiede in der Verteilung der Partikelform sind über die Arten betrachtet gering. Microbeads werden aufgrund häufig niedrigerer Materialdichte der am häufigsten in der Produktion verwendeten synthetischen Polymere Polyethylen und Polypropylen vor allem an der Oberfläche und der Wasserphase angetroffen. Höhere Anteile an der Partikelform Beads in *Mytilus edulis* (4,1 %) und *Littorina littorea* (%) könnten ein Hinweis darauf sein, dass insbesondere Filtrierer und Weidegänger diesen Partikeln ausgesetzt sind. Eine Verifikation dieser Annahme bedarf jedoch weiterführender Untersuchungen unter Einbezug von Sediment und Biotaspezies. Hierzu könnten labor- bzw. mesokosmenbasiert zur vertikalen Verteilung und Bioturbation von Partikeln unterschiedlicher Formen und Materialdichten weiteren Anhalt

liefern.

Die Verteilung der ermittelten Polymerarten entspricht weitgehend den Ergebnissen aus anderen Studien mit dominierenden Polyelofinen (Fragmente) und Polyethylenterephthalat (Fasern). Die Gruppe der Polyelofine umfassen mit Polyethylen, Polypropylen und assoziierten Copolymeren die Kunststoffe, die in globaler Produktion und Verwendung dominieren. Im Gegensatz zu asiatischen Studien finden sich in europäischen Studien nur selten relevante Anteile an Polystyrol (Liu et al. 2021, Murphy et al. 2017, Van Cauwenberghe et al. 2015, Zhang et al. 2017).

Fasern aus Polyethylenterephthalat entstammen vor allem aus dem Abrieb synthetischer Textilien. Andere Studien zu mariner Biota in Nord- und Ostsee detektieren hinsichtlich Fasern auch Polyamide, Nylon und Polyester (Bessa et al. 2018, Li et al. 2018, Murphy et al. 2017), welche auf eine eher marine und fischereiassoziierte Herkunft verweisen. Unterschiede hier sind am ehesten auf die küstennahen Standorte in der vorliegenden Studie zurückzuführen. Die Nähe zu Siedlungen, Ästuaren, die auch Zuflüsse aus Abwasseraufbereitungsanlagen integrieren und die touristische Frequentierung propagieren die Quellenfreisetzung aus synthetischen Textilien.

#### 4.5 Bewertung von MP-Konzentrationen in Korrelation zu Arten- und Individuenkenngrößen

Nach aktuellem Stand der Forschung zeigt sich ein durchwegs heterogenes Bild des Zusammenhangs zwischen Individuenkenngrößen wie z.B. Individuenlänge, -breite bzw. -gewicht und auftretenden MP-Konzentrationen. Insbesondere hinsichtlich der Invertebraten ist die Datenlage hierzu mit Ausnahme von *Mytilus edulis* noch unzureichend.

Die hier nachgewiesene deutliche Korrelation von Dimensionen und Gewicht in *Mytilus edulis* verweisen darauf, dass hier über eine Kenngröße eine gewisse Normierung durchgeführt werden kann. Durch die zwar hochsignifikante ( $\alpha=0,01$ ) aber schwache Korrelation (0,19) zu den MP-Partikelkonzentrationen zeigt sich wie für *Littorina littorea*, dass hier eine individuelle Ausprägung der Schalenmorphologie inklusive der oberflächlichen Ansiedlung anderer Organismen wie die Arthropoden *Balanus balanus* (Seepocken) vorliegen könnte. Zu identischen Befunden mit signifikanten Zusammenhängen zwischen Individuengewicht und MP-Konzentrationen kommen auch Bråte et al. 2018 und Catarino et al. 2018. Bei einer Berücksichtigung von *Mytilus edulis* als Indikatorart für ein MP-Monitoring in Biota sollten dementsprechend verschiedene Größenklassen berücksichtigt werden, auch um potenzielle Synergien z.B. mit Schadstoffbelastungen oder Alterstatus und veränderte Metabolismen zu berücksichtigen.

Bei *Arenicola marina* zeigt sich eine negative Korrelation zwischen MP-Partikeln und den Individuenkenngrößen Länge, Breite und Gewicht. Dies ist trotz eines geringen Zusammenhangs signifikant und überraschend. Es ist davon auszugehen, dass die aufgenommene Partikelanzahl steigt, je größer das Individuum ist. Allerdings muss in Betracht gezogen werden, dass Individuendimensionen und Gewicht nicht linear im Zusammenhang mit dem Volumen des Sediments in der Darmpassage stehen. Hierzu erfolgt aktuell eine spezifische Analyse, die einzelne Individuen von *Arenicola marina* in Assoziation der ausgeschiedenen Sedimente nach Darmpassage untersucht. Darüber hinaus gilt es zu berücksichtigen, dass die Dimensionen und Gewichte von *Arenicola* erheblich variieren und vom Zustand des Individuums vor und nach Defäkation abhängen. Bei einer weiteren Berücksichtigung von *Arenicola marina* als Indikatorart für MP-Kontamination sollte demnach ein einheitlicher Schritt einer ca. 24stündigen Inkubationsphase, während derer eine komplette Darmentleerung stattfindet in Betracht gezogen werden. Allerdings hat dies in Studien, die diese Inkubation anwenden nicht zu einer vollständigen Entleerung geführt, so dass anteilig jeweils ähnliche Mengen im Individuum und den Ausscheidungsprodukten gefunden wurden. Hier gilt es, die Inkubationsphase methodisch zu verbessern. Dies könnte zum Beispiel durch eine Anpassung der Inkubationsgefäße mit integrierter Suspensionstrennung während der aktiven Inkubationszeit erfolgen. Hierdurch

könnten die Ausscheidungsprodukte nicht erneut durch die Individuen aufgenommen werden und somit eine Gesamtentleerung des Magen-Darm-Trakts erzielt werden.

Es zeigen sich keine signifikanten Korrelationen zwischen MP-Konzentrationen und Individuenkenngrößen von *Corophium spp.* Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, dass aufgrund der geringen Einwaage auch bei gepoolter Proben (hier n= 20) das Material nicht ausreicht, um valide Ergebnisse über der Nachweisgrenze zu erzielen.

Da für *Littorina littorea* kein statistischer Zusammenhang zwischen den Dimensionen und des Gewichts der Individuen festgestellt werden kann, ist davon auszugehen, dass die Ausbildung der Schalen individuenspezifisch ist und somit nicht von der Gesamtgröße des Individuums auf deren Gewebeanteil geschlossen werden kann.

Für *Platichthys flesus* konnten über alle Proben betrachtet keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Dimensionen, Körper- bzw. Gewebegewichten und MP-Konzentrationen festgestellt werden. Mit Fokus auf die unterschiedlichen Stationen zeigt sich jedoch für die Station Außenweser und Außenjade jeweils ein Zusammenhang zwischen MP-Konzentrationen und dem Gewicht des analysierten Gewebes (Magen-Darmtrakt) bzw. zwischen MP-Konzentrationen und Individuengewicht bzw. -länge an der Station Außenjade, wo insgesamt auch die höchsten MP-Abundanzen auftreten.

Der Großteil anderer Studien an *Pisces* in Nord- und Ostsee stellen keinen Zusammenhang zwischen auftretenden MP-Konzentrationen und Individuenkenngrößen wie Länge oder Gewicht fest (de Vries et al. 2020, Lenz et al. 2016, McGoran et al. 2017, Murphy et al. 2017). Nur die Ergebnisse von Beer et al. 2018 und Fischer 2019 verweisen auf eine Korrelation zwischen MP-Konzentrationen und Gewicht des untersuchten Gewebes. Auch hinsichtlich des Geschlechts wurde in der vorliegenden Studie kein statistischer Zusammenhang zu MP-Abundanzen gezeigt werden. Dies wurde in anderen Studien nur von Sbrana et al. 2020 untersucht, die für semi-pelagische lebende *Boops boops* (Gelbstriemenbrasse) im westlichen Mittelmeer einen signifikanten Unterschied mit niedrigeren Ingestionsraten von weiblichen Individuen im Vergleich zu männlichen konstatieren.

#### 4.6 Beurteilung räumlicher Muster der MP-Konzentrationen

Im Stationsvergleich der auftretenden MP-Konzentrationen in Invertebraten konnten keine signifikanten Unterschiede unter Berücksichtigung aller Arten festgestellt werden. In der Tendenz zeigen die westlichen Stationen Knockster Tief und Leybucht höhere Konzentrationen., aber auch die Station Neuharlingersiel verweist auf höhere Gehalte gegenüber den drei östlichen Stationen. Unter Berücksichtigung individueller Arten werden mit Ausnahme für *Littorina littorea* die Stationsunterschiede signifikant.

Insbesondere für *Arenicola marina* zeigt sich ein von Ost nach West zunehmender Gradient der am ehesten auf die Nähe zu potenziellen Quellen wie dem Ems-Ästuar (Knockster Tief / Leybucht) bzw. eine exponierte Lage wie Neuharlingersiel zurückzuführen sein könnte. Neuharlingersiel erweist sich auch für die MP-Konzentrationen von *Mytilus edulis* als im Vergleich zur Station Tettens als höher belastetes Gebiet. Hinsichtlich *Corophium spp.* zeigt sich wiederum der deutliche Gegensatz zwischen den westlichen gegenüber den östlichen Stationen, mit höheren Werten im Westen. Eine eindeutige Erklärung dieser Unterschiede wird durch die überlagernde Präsenz von Einflussfaktoren erschwert. Es ist davon auszugehen, dass die Stationen im Ästuarbereich von Ems und Weser höhere Belastungen aufweisen, was sich hier nur teilweise bestätigen lassen kann, da die an der Weser gelegenen Stationen tendenziell niedrigere MP-Konzentrationen in Invertebraten zeigen. Dies könnte am ehesten auf höhere Sedimentfrachten der Ems zurückzuführen sein, was allerdings durch vergleichende Detailuntersuchungen zwischen den Ästuaren und im Vergleich der partikulären organischen und anorganischen Substanzen zum Anteil der transportierten und sedimentierten MP-Konzentrationen untersucht werden sollte. Anhalt hierfür liefern die Ergebnisse von Roscher et al. 2021, die in der Weser erhöhte MP-Konzentrationen in der Zone des Trübungsmaximums

feststellen. Allerdings werden hier keine vergleichenden Untersuchungen zu Schweb- und Schwimmstofffracht durchgeführt, die einen statistischen Zusammenhang herleiten lassen.

Bislang existieren noch unzureichende vergleichbare Daten über die MP-Belastung in den Ästuarbereichen der großen Vorfluter, die in die Nordsee drainieren. Aufgrund der unterschiedlichen Einzugsgebietsgrößen ist jedoch davon auszugehen, dass für das niedersächsische Küstengebiet die größten Mengen von MP über die Elbe, gefolgt von Weser und Ems eingetragen werden. Wie von Schmidt et al. (2020) zusammengestellt, stehen die Einzugsgebietsgrößen auch im Verhältnis zur Anzahl der integrierten Anzahl von Kläranlagen (Elbe n=2130, Weser n=864, Ems=183), die als bedeutende Punktquellen identifiziert werden. Die aus Einzugsgebietsgröße und Anzahl an Emissionsquellen simulierten Exportraten von MP-Partikeln in  $10^{12}$  Partikel pro Jahr reflektieren diese Verhältnisse mit im Mittel 17,5 (Elbe) > 12,4 (Weser) > 4,6 (Ems). Bezogen auf die Flächengrößen dieser Einzugsgebiete wird deutlich, dass trotz größter absoluter Einträge, die Elbe mit einem Flächenanteil der drei betrachteten Einzugsgebiete von 59 % nur 50 % der Emissionen in die Nordsee aus der Elbe entstammen. In Weser und Ems stellen sich diese Verhältnisse anders dar, bei 30 % (Weser) bzw. 10 % (Ems) Flächenanteil der drei Vorfluter-Einzugsgebiete emittiert die Weser 36 % bzw. die Ems 13 % der berechneten MP-Partikel in die Nordsee (Schmidt et al. 2020).

Darüber hinaus sind die küstennahen Stationen durch die Präsenz weiterer potenzieller MP-Quellen wie Siedlungen und erhöhte touristische Frequentierung charakterisiert, so dass sich Effekte und Quellenstärken gegenseitig maskieren können.

Die hier erzielten Ergebnisse verweisen am ehesten darauf, dass durch die Ems ein relevanter integrierender Transportpfad für MP gegeben ist. Beide Stationen an der Ems sind gegenüber der Nordsee weniger stark exponiert bzw. weisen eine Buchtlage auf, die eine Akkumulation aufgrund der Sedimentationsbedingungen begünstigen. In Neuharlingersiel wird die Lokalisation eines Fähr-, Fischerei- und Segelhafens bei gleichzeitig hoher touristischer Frequentierung als bedeutsamer Faktor für höhere MP-Konzentrationen angesehen.

Für eine exakte Bestimmung der räumlichen Unterschiede bzw. das Vorliegen potenzieller Gradienten sind demzufolge weitere Untersuchungen zu konkreten Transportpfaden erforderlich. Diese könnten ausgehend von identifizierten Quellen durch Sediment-, Biota- und atmosphärische Proben in einem (Ästuar-)Transekt mit zunehmender Entfernung erfasst werden. Darüber hinaus sollten hierzu in relevanten Teileinzugsgebieten (Modellregionen) Gesamtbilanzierungen von MP-Flüssen (Konzentrationen pro Volumina und Zeit) über alle relevanten Umweltmatrizes (Sediment, Wasser, Biota, atmosphärische Deposition) erfolgen.

Zwischen den Fanggebieten von *Platichthys flesus* treten in der vorliegenden Studie nur Unterschiede für MP-Partikel gesamt bzw. der dominieren Formengruppe der MP-Fragmente zwischen den Stationen Borkum und Außenjade bzw. zwischen den Stationen Außenweser und Außenjade auf.

Vergleichsstudien an *Pisces* in Nord- und Ostsee finden weitgehend keine Unterschiede zwischen den jeweils untersuchten Stationen, auch nicht in Abhängigkeit zwischen küstennah und küstenfernen (offshore) Regionen (Beer et al. 2018, de Vries et al. 2020, Kühn et al. 2019, Lenz et al. 2016, McGoran et al. 2017, Rummel et al. 2016). Ausnahme bildet die Untersuchung von Murphy et al. (2017) an 12 Arten, die höhere Konzentrationen in küstennahen im Vergleich zu küstenfernen Regionen feststellen sowie Bråte et al. (2016), die mit dem Hafen von Bergen einen Hotspot identifizieren. Darüber hinaus kommen Foekema et al. (2013) zu dem Ergebnis, dass bei den untersuchten 7 Arten bei generell niedrigen Konzentrationen räumliche Unterschiede mit höheren Gehalten in der südlichen Nordsee verglichen zu nördlichen Nordsee auftreten. Auch in der methodisch vergleichbaren Studie von Fischer (2019) konnten hinsichtlich der auftretenden Konzentrationen in *Pisces* keine räumlichen Unterschiede oder Gradienten festgestellt werden.

Im Rahmen der aktuellen Studie wurde nur *Platichthys flesus* als demersale Art untersucht. Grundsätzlich wird von den meisten Autoren ein signifikanter Unterschied mit höheren Konzentrationen in demersalen als in pelagischen Arten konstatiert (de Vries et al. 2020, Fischer 2019, Kühn et al. 2019, McGoran et al. 2017, Murphy et al. 2017). Ausnahmen bilden hier die

Untersuchungen von Beer et al. (2018) in der Ostsee und Lusher et al. (2013), die keine signifikanten Unterschiede zwischen den Habitaten detektierten und Lenz et al. 2013 bzw. Rummel et al. (2016), welche einen umgekehrten Zusammenhang mit höheren Konzentrationen in pelagischen vs. demersalen Arten nachweisen.

#### 4.7 Einordnung der MP-Konzentrationen nach Messkampagnen

Zwischen den Messkampagnen der Probenahme von Invertebraten im August/September 2019 vs. Juni/Juli 2020 treten mit Ausnahme von *Mytilus edulis* keine signifikanten Unterschiede auf. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass vom ursprünglichen Konzept der Probenahme im Herbst vs. Frühjahr aufgrund der Pandemiesituation abgewichen werden musste und somit zeitnahe Phasen in 2019 und 2020 untersucht wurden. Dementsprechend sind auch die signifikanten Unterschiede für *Mytilus edulis* nur eingeschränkt beurteilbar.

Saisonale Unterschiede im Auftreten von MP in Invertebraten in Nord- und Ostsee sind bislang nur wenig untersucht. Phuong et al. (2017) stellen anhand von *Mytilus edulis* und *Magallana gigas* keine signifikanten Unterschiede zwischen der Probenahme im Herbst und Frühling fest.

Auch für *Pisces* liegen bislang nur unzureichende Datensätze zur Saisonalität des Auftretens von MP vor. Lediglich Beer et al. (2016) konstatieren in ihrer Langzeitstudie einen Zusammenhang zwischen MP-Konzentrationen und den Probenahmezeitpunkten Frühling vs. Sommer, die auf erhöhte Nahrungsaufnahme mit saisonaler Größenzunahme der Individuen zurückgeführt werden. In der vorliegenden Studie konnte ein signifikanter Unterschied hinsichtlich der Faserkonzentration an den Stationen Baltrum und Borkum festgestellt werden, der für die Station Borkum auch für die Partikelform der Fragmente gilt. Ob dies mit konkreten physischen Hintergrundbedingungen während der Probenahme oder durch erhöhte Quellenstärken z.B. durch Tourismus zum jeweiligen Zeitpunkt zusammenhängt kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden.

#### 4.8 Beurteilung der Zusammenhänge zwischen MP-Konzentrationen und Schadstoffbelastung in *Platichthys flesus*

Mikroplastikpartikel sind in der Lage Schwermetalle und andere Schadstoffe aus Wasser zu adsorbieren (Barboza et al. 2018a, Turner and Holmes 2015). Als Einflussfaktoren auf diese Adsorption wurden in marinen Gewässern Salinität, pH, gelöste organische Substanz, Kristallinität, Partikelgröße und Ionenstärke identifiziert (Fred-Ahmadu et al. 2019; Yu et al. 2019).

Zur Korrelation von MP und Schwermetallen liegen bislang vor allem Expositions- und Simulationsstudien vor. Zhou et al. (2020) konstatieren in terrestrischen und aquatischen Simulationsstudien, dass MP in der Lage ist, Cadmium zu absorbieren. Der Grad der Absorption ist dabei pH-abhängig. Anhand von Studien in synthetischen Magen-Darm-Fluiden von *Lumbricus terrestris* (Gemeiner Regenwurm) konnte gezeigt werden, dass Cadmium im Magen-Darmtrakt von MP wieder resorbiert werden kann und damit erhöhte MP-Konzentrationen auch ein erhöhtes ökotoxikologisches Risiko darstellen. Ähnliche Ergebnisse erzielten Wang et al. (2019) im Rahmen von Sorptionsstudien zwischen MP und Cadmium. Darüber hinaus stellten die Autoren fest, dass kleinere MP-Partikel eine höhere Absorptionskapazität aufweisen, die Zugabe von Natriumchlorid die Absorption verringert und Cadmium generell sehr leicht von den MP-Partikeln resorbiert werden kann.

In Expositionsstudien zu MP und Quecksilber an juvenilen *Dicentrarchus labrax* (Europäischer Wolfsbarsch) wurde gezeigt, dass sowohl die Exposition mit Quecksilber und MP allein als auch deren kombinierte Anwendung zu einem Rückgang der Schwimmgeschwindigkeit und zu Verhaltensänderungen der Individuen geführt haben (Barboza et al. 2018b). Auch diese Autoren finden einen Anhalt für toxikologische Interaktionen der eingesetzten Substanzen Quecksilber

und MP, allerdings mit einer verstärkten Wirkung durch deren kombinierten Einsatz.

Wie unter Kapitel 3.8 bereits dargestellt ist eine gesicherte statistische Analyse aufgrund geringer Fallzahlen (n=14, 2018=8, 2020=6) nur eingeschränkt möglich, da nur jeweils eine Probe pro Messkampagne, Standort und Größenklasse auf Schadstoffe untersucht wurde, auch wenn diese eine Probe aus bis zu 10 Individuen gepoolt wurde.

Die auftretenden Korrelationen verweisen darauf, dass MP in der Lage sein könnte, Schadstoffe aus dem Magen-Darmtrakt zu sorbieren. Dieser Befund wird durch Expositionsstudien der demersalen Fischart *Pomatochistus microps* (Strandgrundel) mit Cadmium und Mikroplastik (Miranda et al. 2019) gestützt. Hier konnte gezeigt werden, dass zwischen den Expositionsszenarien ein Antagonismus besteht. Die Zugabe einer Mischung aus MP und Cadmium konnte teilweise den Effekt verringerter Nahrungsaufnahme nach Cadmiumexposition abschwächen.

Der Screeningbefund der aktuellen Studie mit negativer Korrelation zwischen MP und Cadmiumkonzentrationen bzw. MP und Quecksilberkonzentrationen verweist auf potenzielle Zusammenhänge, deren weitere Untersuchung von größter Relevanz ist.

## 5. Beurteilung der Eignung von Arten und Stationen im Rahmen eines MP-Monitorings in Biota

### 5.1 Beurteilung der Eignung der untersuchten Arten als Indikatororganismen im Rahmen des MP-Monitorings in Biota

Um eine Eignung der untersuchten Arten als potenzielle Bioindikatoren der MP-Belastung zu beurteilen werdende folgende Kriterien herangezogen:

- Räumliche Repräsentanz an der deutschen Nordseeküste, europaweit und global
- Komplexität von Probenahme und Probenaufbereitung
- Artenspezifische Einschränkungen betreffend Morphologie und Habitatvorkommen

#### *Arenicola marina*

*Arenicola marina* steht als zentrale Indikatorart des spezifischen Ökosystems Wattenmeer in einem besonderen Fokus. Die Abundanzen entlang der deutschen Nordseeküste sind gleichmäßig verteilt, unter den untersuchten Stationen entlang der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Küste zeigen sich nur an der Station Jadebusen keine Vorkommen dieser Art. Das Habitat von *Arenicola marina* ist europaweit verbreitet und reicht über den nördlichen Atlantik (hier auch Vorkommen entlang der Ostküste Amerikas), arktische Gebiete, die südliche Ostsee und Regionen des Mittelmeerraums (de Kluijver et al. 2021, Krüger 1971).

Die Probenahme erweist sich als unkompliziert, wenn auch zeitintensiver als für andere Arten - über die Messkampagne eines Tages können stations- und tidespezifisch ca. 20 bis 50 Individuen entnommen werden. Im Rahmen der Probenaufbereitung stellt sich die Herausforderung, dass die Depositionsfresser unterschiedliche Füllraten des Darms mit vorwiegend sedimentärem Substrat aufweisen. In Synthese der Erfahrungen innerhalb des aktuellen Projekts und der Studie entlang der schleswig-holsteinischen Küste (Fischer 2019) wird empfohlen, zur Gewährleistung vergleichbarer Konditionen nach kompletter Darmentleerung der Individuen eine 24stündige Inkubationsphase vorzuschalten. Diese sollte methodisch gewährleisten, dass die Individuen bereits defäkierte Sedimente während der Inkubationsphase nicht wieder aufnehmen können. Die weitere Probenaufbereitung im Labor über Digestion erweist sich als durchwegs unkompliziert, da das gesamte Individuum ohne vorherige Dissektion verwendet werden kann.

Zur Gewährleistung der Erfassung von Konzentrationen mit Signalen deutlich über der Nachweisgrenze wird die Poolung von Proben mit  $n=3-5$  Individuen empfohlen. Hinsichtlich der Werteverteilung sind die ermittelten Konzentrationen pro Individuum *Arenicola marina* nahezu normalverteilt, unter Berücksichtigung der Individuengewichte jedoch deutlich rechtsschief verteilt. Zur Entwicklung von baseline und threshold-Werten sollte eine Normalverteilung im Sinne der Vergleichbarkeit von Standorten angestrebt werden, die ggfs. bei Berücksichtigung der Referenzeinheit Partikel pro Gewicht jedoch durch Transformation der Werte erzielt werden könnte.

Hinsichtlich der artenspezifischen Besonderheiten gilt es zu berücksichtigen, dass die Individuengrößen von *Arenicola marina* stationsspezifisch variieren. Empfohlen wird eine Mindestgröße von 6-10 cm Länge bei Probenentnahme und die Poolung von Individuen ähnlicher Länge in zwei Größenklassen.

Zusammenfassend wird festgestellt, dass sich *Arenicola marina* bei geeigneter Probenaufbereitung sehr gut als Indikatorart für ein MP-Monitoring in Biota geeignet ist, auch wenn diese Art bislang international nur geringe Berücksichtigung findet. Im Hinblick auf das besondere Ökosystem Wattenmeer sollten sie dennoch in Betracht gezogen werden, insbesondere da sie auch ein Signal des assoziierten intertidalen / eulitoral Sediments abbilden.

### *Corophium spp.*

Die Abundanzen von *Corophium spp.* entlang der deutschen Nordseeküste sind hoch, mit Vorkommen an zahlreichen Küstenabschnitten des Schlickwatts. Jedoch hat sich im Rahmen der aktuellen Studie gezeigt, dass diese nicht an allen selektierten Stationen auftreten und auch nicht während beider Messkampagnen gleichmäßig auftraten. Die Abundanz wäre auch in anderen Habitaten Europas gewährleistet, allerdings wird *Corophium spp.* bislang ausschließlich im Rahmen von MP-Expositionsstudien adressiert. Das Potenzial als Indikatorart in natürlichen Habitaten wird dementsprechend als gering eingeschätzt.

Die Probenahme von *Corophium spp.* erweist sich mit den gegebenen Einschränkungen des Arbeitens im Schlickwatt als weitgehend unkompliziert. Es zeigt sich jedoch, dass trotz gepoolter Proben mit 20 Individuen die im Rahmen der Analyse ermittelten MP-Abundanzen nahe der Nachweisgrenze liegen und bei Berechnung der Konzentrationen pro Gewicht diesbezügliche Fehler potenziert werden. Sollte *Corophium spp.* weiterhin als Indikatorart zum Monitoring von MP herangezogen werden, ist eine vorhergehende intensive Poweranalyse mit deutlich höheren Individuenzahlen erforderlich. Ein weiteres Argument gegen die Nutzung von *Corophium spp.* zur Nutzung als Indikatorart ist die aufwendige Vorprozessierung der Individuen. So müssen vor der Digestion die Chitinpanzer der einzelnen Individuen mechanisch angezert werden, ein Arbeitsschritt, der aufwendig ist und ein hohes Kontaminationspotenzial birgt.

Die Abundanzen der MP-Konzentrationen in *Corophium spp.* sind bezogen auf Individuen als auch auf deren Gewicht annähernd normalverteilt, was für eine Eignung als Indikatorart sprechen würde.

Zusammenfassend wird angeraten, von einer Berücksichtigung von *Corophium spp.* als MP-Indikatorart abzusehen. Dies begründet sich insbesondere durch bislang fehlende wissenschaftliche Akzeptanz, die aufwendige Probenaufbereitung und Ergebnissen nahe der methodischen Erfassungsgrenzen.

### *Littorina littorea*

Die Vorkommen von *Littorina littorea* entlang der deutschen Küsten sind ubiquitär mit geringerem Auftreten entlang der Ostseeküste. Global finden sich relevante Vorkommen auch entlang der europäischen und nordamerikanischen Atlantikküste (OBIS, 2021). *Littorina littorea* tritt in der aktuellen Studie jedoch nicht an allen der selektierten Stationen und nicht an allen Stationen in hohen Abundanzen auf.

Die Probenahme ist unkompliziert und verläuft sehr schnell, bei ausreichenden Abundanzen können 50 bis 150 Individuen in sehr kurzer Zeit beprobt werden. Betreffend der Probenaufbereitung gilt jedoch zu berücksichtigen, dass die Präparation von *Littorina littorea* mit der mechanischen Zerstörung und Entfernung der Schalentteile beginnt und nicht auszuschließen ist, dass Gewebereste an den Schalenresten anhaften. Es wird empfohlen, diese Präparation weiter zu verbessern. Von einer initialen Behandlung mit Salzsäure wurde bislang abgesehen, da diese zu einer Zerstörung von synthetischen Polymeren führen kann. Ein mechanisches Aufbrechen vor der Digestion mittels KOH und NaClO der gesamten Individuen inklusive der Schalenfragmente und anschließender Entnahme der verbliebenen Schalenreste kann zielführend in Betracht gezogen werden.

*Littorina littorea* weist insgesamt Konzentrationen pro Individuum und pro Gewicht in annähernder Normalverteilung auf, die durch statistische Transformation der Werte noch verbessert werden kann. Dies spricht für eine Eignung von *Littorina littorea* als Indikatorart.

Als dominierende Weidegänger ist *Littorina littorea* von besonderem Interesse, um oberflächennahe Akkumulationen von sedimentären oder mineralischen Oberflächen zu evaluieren. Hier sollte jedoch berücksichtigt werden, dass die hierüber aufgenommenen MP-Partikel die jeweils lokalen Charakteristika dieser Oberflächen widerspiegeln. Diese sind auch Ergebnis der

topographischen Lage und der Exposition im Gelände, die beispielsweise auch die Ausprägung von Algenpopulationen steuern. Dementsprechend wird empfohlen, bei einer Berücksichtigung von *Littorina littorea* im Rahmen des MP-Monitorings in Biota eine simultane Probenahme zum Monitoring von Tributylzinn (TBT) in *Littorina littorea* an identischen Standorten und zu identischen Zeitpunkten durchzuführen. Neben einer besseren Vergleichbarkeit küstenfernerer Stationen ergäben sich hieraus auch Synergien zwischen der potenziellen Belastung durch Schadstoffe und MP. Dies stellt eine Strategie dar, die sehr gut auf das deklarierte Monitoringziel des Deskriptors 10C3 ausgerichtet ist: "Abfälle und Mikroabfälle werden von Meerestieren in einer Menge aufgenommen, die die Gesundheit der betroffenen Arten nicht beeinträchtigt".

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich *Littorina littorea* aufgrund deren ubiquitären Vorkommens bei guter statistischer Repräsentanz der Werteverteilungen und insbesondere durch die Erfassung potenzieller Synergien zum Monitoring von Schadstoffen sehr gut als Indikatorart eignet. Eine Einschränkung stellt die bislang nur geringe Anzahl an Studien zu *Littorina littorea* unter realen Umweltbedingungen dar, was für eine nur geringe Akzeptanz auf internationalem Niveau spricht.

### *Mytilus edulis*

*Mytilus edulis* stellt mit Abstand die Invertebratenart dar, die bislang am meisten in natürlichen Habitaten untersucht und auch am häufigsten für ein künftiges Monitoring von MP in Biota empfohlen wird.

Hinsichtlich der Abundanzen ist *Mytilus edulis* weit an den deutschen Küsten von Nord- und Ostsee verteilt. Auch global ist das Auftreten dieser Art nahezu ubiquitär und umfasst Ostsee, Nordostatlantik, Mittelmeer, Ost- und Westküste Nordamerikas, südliche Küstenabschnitte Südamerikas, Südküsten Australiens und vereinzelte Vorkommen entlang der Küsten Südostasiens (OBIS, 2021).

Die Probenahme von *Mytilus edulis* gestaltet sich standortspezifisch und bei ausreichenden Abundanzen einfach. Dies gilt auch für die Probenaufbereitung der Individuen im Labor, die sehr leicht zu dissektieren sind.

Hinsichtlich der Verteilung der Werte von MP in *Mytilus edulis* bezogen auf Individuen und Gewicht ist diese annähernd normalverteilt und kann durch geeignete statistische Transformation noch verbessert werden. Dies begünstigt die Eignung von *Mytilus edulis* als Indikatorart im Rahmen eines MP-Monitorings für Biota.

*Mytilus edulis* ist die einzige der hier untersuchten Arten, die einen signifikanten Unterschied hinsichtlich der Individuenkenngrößen Dimensionen und Gewichte zeigt. In Konsequenz wird empfohlen, im Rahmen eines potenziellen Monitorings von MP in *Mytilus edulis* zwei verschiedene Größenklassen zu berücksichtigen. Ein statistisch gesicherter Beweis für einen Zusammenhang zwischen MP-Konzentration und Individuenlänge bzw. -gewicht kann und sollte auch in harmonisierte Monitoringstrategien einfließen, insbesondere hinsichtlich der Angabe valider und einheitlicher Bezugseinheiten der MP-Belastung pro Individuum vs. MP-Belastung pro Gewicht des analysierten Gewebes.

Als *Bivalvia* und Filtrierer steht *Mytilus edulis* als repräsentative Art im Fokus und kann damit auch MP-Konzentrationen in wässrigen Suspensionen der Habitate widerspiegeln.

Die zahlreichen Publikationen zur Kontamination von *Mytilus edulis* mit MP verweisen auf die sehr hohe Akzeptanz als Indikatorart auf internationaler Ebene. Auch die Empfehlungen hinsichtlich des Monitorings von MP in Biota verweisen am häufigsten auf die Berücksichtigung von *Mytilus edulis* als zentraler Indikatorart (Bessa et al. 2019, Li et al. 2019).

Wie für *Littorina littorea* sollten zukünftige Messkampagnen zu *Mytilus edulis* die Synergie zum Schadstoffmonitoring suchen. Dies führt zu einer besseren Vergleichbarkeit und Reduktion der anthropogenen Einflussfaktoren küstennaher Standorte. Darüber hinaus kann so der Einfluss unterschiedlich langer Filtrierphasen von *Bivalvia* durch deren variable absolute topographische Lage reduziert werden. Die Probenahme von *Mytilus edulis* in Synchronisation mit dem Schad-

stoffmonitoring an Muschelbänken wird nachdrücklich empfohlen, um diesem Umstand Rechnung zu tragen.

Zusammenfassend kann die Untersuchung von *Mytilus edulis* im Rahmen eines MP-Monitorings in Biota nachdrücklich empfohlen werden. Bei Berücksichtigung gepoolter Proben und in Differenzierung verschiedener Größenklassen werden hier valide Daten generiert, die in Assoziation zum Schadstoffmonitoring in *Mytilus edulis* wertvollen Anhalt für die potenziell schädigende Wirkung von MP geben. Die Einbindung von *Mytilus edulis* in ein Biota-Monitoring besitzt eine hohe wissenschaftliche Akzeptanz und wird bereits im Rahmen der Entwicklung derartiger Monitoring-Strategien berücksichtigt (Bessa et al. 2019).

### *Platichthys flesus*

*Platichthys flesus* repräsentiert demersale *Pisces* und tritt entlang der deutschen Küsten von Nord- und Ostsee ubiquitär und in hohen Abundanzen auf. Die Verbreitung erstreckt sich in Europa auf den Nordostatlantik und das Mittelmeer. Relevante Vorkommen existieren darüber hinaus an der Ostküste Nordamerikas (OBIS 2021).

Probenahme und Probenaufbereitung sind unkompliziert erfordern aber den Einsatz größerer Ressourcen durch schiffbasierte Messkampagnen.

Hinsichtlich der statistischen Häufigkeiten der auftretenden MP-Konzentrationen in *Platichthys flesus* zeigt sich sowohl hinsichtlich der Abundanzen pro Individuum als auch pro Gewicht annähernd Normalverteilung, die durch Transformationsschritte erzielt werden kann. Dies begünstigt die Selektion von *Platichthys flesus* als Indikatorart für ein MP-Monitoring.

Darüber hinaus ist hier eine sehr gute Synergie zum Monitoring von Schadstoffen in Biota zu erzielen. Aus den hier untersuchten kleinen Fallzahlen ergibt sich ein erster Anhalt für einen statistischen Zusammenhang zwischen der MP-Belastung und der Konzentration von Cadmium und Quecksilber in Leber- bzw. Muskelgewebe. Zur Verbesserung der Datenlage und damit der statistischen Relevanz wird empfohlen, pro Standort und Größenklasse mindestens 3 bis 5 Parallelproben auf Schadstoffe zu analysieren und diese den MP-Konzentrationen gegenüberzustellen.

Die Untersuchung von *Pisces* im Rahmen des MP-Monitorings hat eine breite wissenschaftliche Akzeptanz, allerdings werden beim gegenwärtigen Stand der Forschung häufiger pelagische Arten wie *Clupea harengus* einbezogen.

Zusammenfassend eignet sich *Platichthys flesus* sehr gut für eine MP-Monitoring, allerdings sollte die Aufnahme einer weiteren pelagischen *Pisces*-Art diskutiert werden. Diese Empfehlung wird insbesondere durch die erzielten Ergebnisse mit guten Signalen in statistisch valider Verteilung und die Synergien zum Monitoring von Schadstoffen in Biota gestützt.

## **5.2 Beurteilung der Eignung der Stationsselektion im Rahmen des MP-Monitorings in Biota**

generell zeigen sich in der Analyse keine deutlichen Unterschiede hinsichtlich des Auftretens von MP in Biota zwischen den Stationen. Dennoch bestehen einige artenspezifische signifikante Unterschiede und eine Tendenz mit abnehmenden Konzentrationen von West nach Ost. In Konsequenz könnte ein strategisches Monitoringkonzept entlang der niedersächsischen Küste von den hier untersuchten 6 Stationen auf 3-4 Stationen verringert werden. Empfohlen wird die Berücksichtigung der Stationen Knockster Tief oder Leybucht, Neuharlingersiel, (Jadebusen) und Tettens oder Cappel-Neufeld.

Die Station Knockster Tief weist über die meisten Invertebraten-Arten mit Ausnahme von *Littorina littorea* die höchsten Konzentrationen auf, weshalb sie gegenüber der Station Leybucht zu favorisieren wäre. Aufgrund der Exposition ist hingegen die Station Leybucht günstiger im Vergleich zu den anderen Stationen gelegen. Die Station Neuharlingersiel repräsentiert aufgrund

ihrer Lage einen großen und wenig morphologisch fragmentierten Küstenabschnitt und sollte deshalb Berücksichtigung finden. Eine gesonderte Rolle kommt der Station Jadebusen zu, da hier zum einen kein größerer Vorfluter drainiert und durch die quasi-Buchtlage der Station im Vergleich zu den anderen Stationen andere Akkumulationsbedingungen gegeben sind. Für ein langfristiges Monitoringkonzept kann die Station berücksichtigt werden, zur Erfassung eines Transektgradienten ist dies jedoch nicht zwingend erforderlich. Die östlichen Stationen Tettens und Cappel-Neufeld erfassen ähnlich exponierte Standorte am östlichen Rand des Weserästuars. Die Reduktion auf eine der beiden Stationen erscheint dementsprechend sinnvoll, auch da zwischen den Stationen weitgehend keine signifikanten Unterschiede auftreten. Gegenüber Tettens gibt es an der Station Cappel-Neufeld auch Vorkommen von *Littorina littorea*, so dass die Selektion von Cappel-Neufeld hier befürwortet wird.

## 6. Empfehlungen für das weitere Vorgehen zur Monitoringstrategie in Biota

Laut der European Commission (2015) fokussiert sich das Monitoring innerhalb der MSRL auf die Bewertung, ob der gute Umweltzustand erreicht oder beibehalten wurde und ob sich der Umweltzustand verbessert, stabilisiert oder verschlechtert. Damit stellt jedes assoziierte Monitoringprogramm eine Bewertung der Fortschritte bei der Erreichung von Umweltzielen dar (GESAMP 2019, Zampoukas et al. 2012)

Gemäß der Empfehlungen der Technical Group on Marine Litter der MSFD sollten folgende Kriterien für ein valides Monitoringkonzept berücksichtigt werden:

- Monitoring ist eine kontinuierliche Bewertung des Umweltzustandes.
- Monitoringprogramme müssen koordiniert, kompatibel, kohärent, konsistent und mit anderen Monitoringindikatoren vergleichbar sein (Frequenzen, räumliche Auflösung, abgestimmte Probenahmeverfahren).
- Monitoring sollte auf bereits bestehenden Monitoringprogrammen aufbauen und diese integrieren.
- Die aus den Monitoringprogrammen resultierenden Daten und Metadaten sollten für eine interoperable Nutzung zur Verfügung gestellt werden (Übertragbarkeit in unterschiedliche Datenportale, regionale/internationale Übertragbarkeit).
- Die Monitoringprogramme müssen in angemessener Weise auf Veränderungen in der Meeresumwelt reagieren (z.B. durch intensiviertes Monitoring bei akuten Ereignissen, in Berücksichtigung des technischen Fortschritts bei der Probenahme und Analytik).
- Das Monitoring adressiert flexibel unterschiedliche Bewertungsanforderungen (höhere Monitoringintensität z.B. in Gebieten deutlich über oder nahe des Guten Umweltzustandes, in Gebieten hohen ökologischen Werts, bei besonders gefährdete Arten).
- Monitoring sollte die Unterschiede des unterschiedlichen Kenntnisstands der einzelnen Deskriptoren berücksichtigen. Insbesondere bei bislang noch wenig untersuchten Deskriptoren wie Lärm, Abfälle im Meer und biologische Vielfalt sollten deshalb spezifische investigative Monitoringkampagnen mit erhöhter Probenanzahl oder Monitoringfrequenz durchgeführt werden. (Zampoukas et al. 2014)

Auch OSPAR verweist auf Basiskriterien zur Durchführung von Monitoring an biologischen Indikatoren. Johnson (2008) konstatiert hierzu, dass ein derartiges Monitoring wissenschaftsbasiert, leicht verständlich, über die Zeit flexibel gestaltet werden sollte und sensibel für die zu beobachtenden Veränderungen ist. Darüber hinaus muss Monitoring laut Johnson (2008) messbar sein und auf leicht verfügbaren Daten und Informationen beruhen. Relevante Indikatoren für Meeresabfälle sollen demnach typisch für deren Quelle sein, relevante Abundanzen im Untersuchungsgebiet aufweisen, leicht zu identifizieren, zu finden und zu zählen sein.

Im Rahmen des JPI Oceans-Projektes EPHEMARE stellen Bessa et al. (2019) ein harmonisiertes Protokoll für das MP-Monitoring in Biota vor. Zur Selektion geeigneter Arten werden hierzu als Kriterien unter anderem genannt, dass ein derartiges Monitoring auf einige wenige Arten beschränkt sein sollte, die möglichst ubiquitär abundant sind und mehrere ökologische Habitate und Ernährungsstrategien repräsentieren. Individuen sollten möglichst einfach zu beproben und im Labor aufzubereiten sein. Darüber hinaus, sind Arten zu favorisieren, die bereits im Rahmen anderer Programme des Biomonitoring der Meeresverschmutzung verwendet werden.

Bessa et al. (2019) betonen hier auch die Eignung von *Bivalvia* und speziell *Mytilus* als Indikatorart im Rahmen des MP-Monitorings. Dies wird von zahlreichen Autoren unterstützt (Avio et al. 2017, Bråte et al. 2018, Li et al. 2019, Wesch et al. 2016). Zur Erfassung von benthischen Arten, deren Habitat nahe des potenziellen Akkumulationsraums der Grundsedimente befindet werden auch marine Polychaeten diskutiert sowie unterschiedliche Arten von *Pisces* (Galvani et al. 2013,

Lusher et al. 2017, Bessa et al. 2018, de Sá et al. 2018). Für die marinen Ökosysteme Deutschlands empfehlen Lenz et al. (2015) aufgrund der Habitatabundanzen und in Berücksichtigung demersaler vs. pelagischer Arten die Aufnahme von *Clupea harengus* und *Gadus morhua* als MP-Indikatorarten.

In Synthese der allgemeinen Empfehlungen zu Monitoring in marinen Ökosystemen, den Erkenntnissen aus internationalen Studien zur Aufnahme von MP durch unterschiedliche Arten und *Phyla* und basierend auf den hier erzielten Ergebnissen wird folgende Monitoringstrategie für das MP-Monitoring entlang der deutschen Küsten empfohlen:

### Selektion von Indikatorarten:

Zur Erfassung von MP in Biota unterschiedlicher Habitate und Ernährungsstrategien wird empfohlen, *Mytilus edulis* als Filtrierer und *Platichthys flesus* als demersale Art parallel zum BLMP-Schadstoffmonitoring in ein kontinuierliches Monitoringprogramm zu überführen. Die Aufnahme einer weiteren pelagischen Art wie *Clupea harengus* sollte angedacht werden. Die Aufnahme von *Littorina littorea* kann ebenfalls in Betracht gezogen werden, hierzu sollten jedoch weitere Voruntersuchungen anhand der auf den im Rahmen des TBT-Effektmonitorings gesammelten Individuen erfolgen. Um dem besonderen Ökosystem Wattenmeer Rechnung zu tragen, wird auch die Weiterführung der Untersuchung von *Arenicola marina* empfohlen, die als Depositionsfresser ein deutliches Sedimentsignal an küstennahen Standorten widerspiegeln.

### Monitoringstationen:

Die Assoziation des MP-Monitorings in *Mytilus edulis* und *Littorina littorea* an das Schadstoff- bzw. TBT-Monitoring bedingt eine küstenfernere Probenahme unter einheitlicheren Bedingungen hinsichtlich absoluter geographischer Lage und Exposition. Hier sollten mindestens die unten angeführten Stationen einbezogen werden (Abb. 22). Betreffend der schleswig-holsteinischen Küste kann dieses Konzept basierend auf den Erfahrungen um weitere Stationen im Nord-Süd-Transekt in Assoziation an das dortige Schadstoffmonitoring ergänzt werden.

Zur Untersuchung von *Arenicola marina* wird vorgeschlagen, auf die hier berücksichtigten Stationen zu fokussieren, allerdings mit einer Reduktion von 6 auf 4 Stationen entlang der niedersächsischen Küste. Vorgeschlagen werden die Stationen Knockster Tief, Neuharlingersiel, (Jadebusen) und Cappel-Neufeld. In Schleswig-Holstein sollten hier auf Basis der Screeningstudie mindestens die Stationen List, Pellworm und Büsum einbezogen werden.

### Probenahmefrequenz und -strategie:

#### *Mytilus edulis*:

- Stationen in Anlehnung an das OSPAR CEMP/WRRL/MSRL Monitoring von Schadstoffen in Biota, bzw. Miesmuscheln: Bork\_Myt\_1, Nney\_Myt\_1 (wenn ein direkter Vergleich zu *Littorina littorea* ermöglicht werden soll), Spog\_Myt\_1, JaBu\_Myt\_1 (wenn ein direkter Vergleich zu *Littorina littorea* ermöglicht werden soll), WuKu\_Myt\_1 (Abb. 22)
- jährlich zur gleichen Zeit außerhalb der Laichzeit
- Entnahme von 7-12 gepoolten Proben pro Größenklasse und Station; Poolen von n=5 Individuen ähnlicher Größe
- Berücksichtigung von zwei Größenklassen
- Zeitnahe Konservierung der Individuen ohne vorherige Darmentleerung bei -18 bis -20 °C
- Schadstoffanalyse von Weichteilgewebe an mindestens 3-5 gepoolten Proben pro Größenklasse

### *Littorina littorea*

- Stationen in Anlehnung an das OSPAR CEMP TBT-Effektmonitoring an *Littorina littorea*: Nney\_Lit\_1, JaBu\_Lit\_1 (Abb. 22)
- jährlich zur gleichen Zeit
- Entnahme von 7-12 gepoolten Proben pro Größenklasse und Station; Poolen von n=15 Individuen ähnlicher Größe
- Berücksichtigung von zwei Größenklassen
- Zeitnahe Konservierung der Individuen ohne vorherige Darmentleerung bei -18 bis -20°C
- Schadstoffanalyse von Weichteilgewebe an mindestens 3-5 gepoolten Proben pro Größenklasse

### *Arenicola marina*

- Stationen: Leybucht, Neuharlingersiel, Jadebusen in Anlehnung an das Monitoring von *Littorina littorea* und *Mytilus edulis*, Cappel-Neufeld
- Entnahme von mindestens 7-12 gepoolten Proben pro Größenklasse und Station; Poolen von n=3
- Individuen mit minimaler Größe von 7 cm bei Entnahme
- Berücksichtigung von zwei Größenklassen insgesamt
- empfohlen: Inkubation zur vollständigen Darmentleerung

### *Platichthys flesus*

- Stationen in Anlehnung an das Monitoring von Schadstoffen in Biota, bzw. Plattfische: Bork\_F\_1, Balt\_F\_1, AuWe\_F\_1 (Abb. 22)
- jährlich zur gleichen Zeit außerhalb der Laichzeit
- Entnahme von mindestens 20 Individuen pro Station
- Berücksichtigung von zwei Größenklassen
- Zeitnahe Konservierung der Individuen ohne vorherige Darmentleerung bei -18 bis -20°C
- Schadstoffanalyse von Leber und Muskelgewebe an mindestens 3-5 gepoolten Proben pro Größenklasse

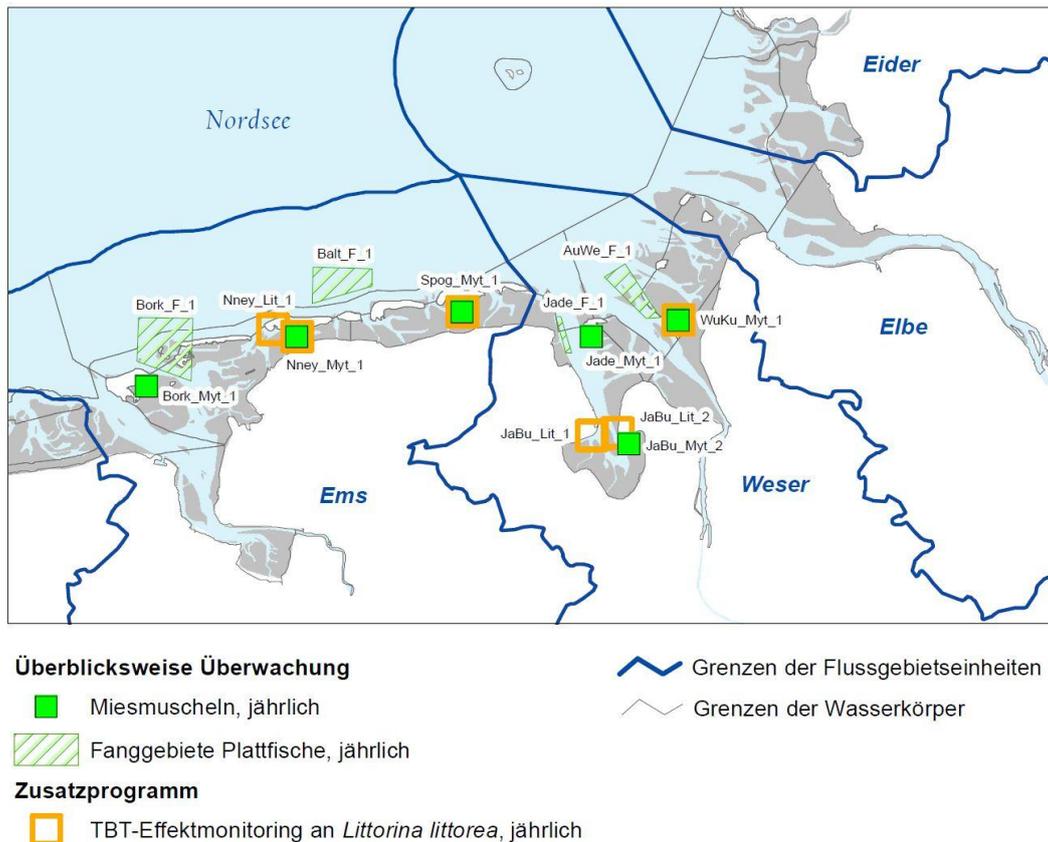


Abb. 22: Überwachung von Schadstoffen in Biota und TBT-Effektmonitoring in den Übergangs- und Küstengewässern Niedersachsens (NLWKN, 2021)

## Fazit

Die untersuchten Arten von Invertebraten und Fische entlang der niedersächsischen Küste sind ubiquitär mit Mikroplastik belastet. Zwischen den untersuchten Arten treten teilweise signifikante Unterschiede auf, die vor allem auf unterschiedliche Habitate und Ernährungsstrategien sowie stationsspezifische Unterschiede zurückgeführt werden können. Die Partikelcharakteristika verweisen ebenfalls auf artenspezifische Unterschiede hinsichtlich der detektierten Partikelgrößen bei teilweise signifikanten Unterschieden der artenspezifischen Individuendimensionen und -gewichte.

Als Indikatororten für ein künftiges MP-Monitoring in Biota werden insbesondere *Mytilus edulis* und *Platichthys flesus* empfohlen. Um potenzielle Synergien zum TBT-Monitoring zu erfassen sollte auch *Littorina littorea* einbezogen werden. Als Indikatorart des spezifischen und die gesamte deutsche Nordseeküste prägenden Ökosystems Wattenmeer wird auch die Fortführung des MP-Monitorings an *Arenicola marina* empfohlen. Um die deklarierten Kriterien eines validen Monitorings zu erfüllen, wird die Fortführung des MP-Messprogramms an den genannten Arten und selektierten Stationen in jährlicher Frequenz empfohlen. Im Rahmen eines Gesamtansatzes eines deutschen Monitorings von Mikroplastik in Biota sollte hierzu eine holistische Untersuchung unter gleichen Bedingungen entlang der gesamten deutschen Nordseeküste und der Ostseeküste erfolgen. Darüber hinaus sollten wissenschaftsbasierte zielorientierte Poweranalysen zur Detektion konkreter Quellen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung durchgeführt werden.

## Literaturverzeichnis

- Avio, C.G., Cardelli, L.R., Gorbi, S., Pellegrini, D., Regoli, F., 2017. Microplastics pollution after the removal of the Costa Concordia wreck: First evidences from a biomonitoring case study. *Environmental Pollution* 227, 207–214. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.066>
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino, L., 2018a. Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology* 195, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.008>
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Guilhermino, L., 2018b. Single and combined effects of microplastics and mercury on juveniles of the European seabass (*Dicentrarchus labrax*): Changes in behavioural responses and reduction of swimming velocity and resistance time. *Environmental Pollution* 236, 1014–1019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.082>
- Beer, S., Garm, A., Huwer, B., Dierking, J., Nielsen, T.G., 2018. No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea. *Science of The Total Environment* 621, 1272–1279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.101>
- Bessa, F., Barría, P., Neto, J.M., Frias, J.P.G.L., Otero, V., Sobral, P., Marques, J.C., 2018. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin* 128, 575–584. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044>
- Bessa, F., Frias, J., Knögel, T., Lusher, A., Andrade, J., Antunes, J.C., Sobral, P., Pagter, E., Nash, R., O'Connor, I., Pedrotti, M.L., Keros, E., León, V.M., Tirelli, V., Suaria, G., Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., J. Gago, Viñas, L., Carretero, O., Magnusson, K., Granberg, M., Dris, R., Fischer, M., Scholtz-Bottcher, B., Muniategui-Lorenzo, S., Grueiro, G., Fernández-González, V., Palazzo, L., Camedda, A., Lucia, G.A.D., Avio, C.G., Gorbi, S., Pittura, L., Regoli, F., Gerdt, G., 2019. Harmonized protocol for monitoring microplastics in biota. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.28588.72321/1>
- Bour A., Avio C. G., Gorbi S., Regoli F., Hylland K., 2018b. Presence of microplastics in benthic and epibenthic organisms: Influence of habitat, feeding mode and trophic level. *Environmental Pollution* 243, 1217-1225.
- Bråte, I.L.N., Eidsvoll, D.P., Steindal, C.C., Thomas, K.V., 2016. Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. *Marine Pollution Bulletin* 112, 105–110. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.034>
- Braun, U., Altmann, K., Bannick, C. G., Becker, R., Ritter, H., Bochow, M., ... & Zumbülte, N., 2020. Mikroplastik-Analytik: Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren. Statuspapier im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Plastik in der Umwelt-Quellen, Senken, Lösungsansätze".
- Catarino, A.I., Macchia, V., Sanderson, W.G., Thompson, R.C., Henry, T.B., 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution* 237, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>
- Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU
- Courtene-Jones, W., Quinn, B., Gary, S. F., Mogg, A. O., & Narayanaswamy, B. E., 2017. Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental pollution*, 231, 271-280.
- De Kluijver, M. J., Ingalsuo, S. S., & de Bruyne, R. H., 21.07.2021: Marine Species Identification Portal: *Arenicola marina*. URL: [http://species-identification.org/species.php?species\\_group=macrobenthos\\_polychaeta&id=438](http://species-identification.org/species.php?species_group=macrobenthos_polychaeta&id=438)

- De Sá, L.C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T.L., Fütter, M.N., 2018. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: what do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of the total environment* 645, 1029–1039.
- de Vries, A.N., Govoni, D., Árnason, S.H., Carlsson, P., 2020. Microplastic ingestion by fish: Body size, condition factor and gut fullness are not related to the amount of plastics consumed. *Marine Pollution Bulletin* 151, 110827. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110827>
- Doyle, D., Gammell, M., Frias, J., Griffin, G., Nash, R., 2019. Low levels of microplastics recorded from the common periwinkle, *Littorina littorea* on the west coast of Ireland. *Marine Pollution Bulletin* 149, 110645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110645>
- Fischer, E., 2019. Distribution of microplastics in marine species of the Wadden Sea along the coastline of Schleswig-Holstein, Germany. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16566.34889/1>
- Foekema, E.M., De Gruijter, C., Mergia, M.T., van Franeker, J.A., Murk, A.J., Koelmans, A.A., 2013. Plastic in North Sea Fish. *Environmental Science & Technology* 130711150255009. <https://doi.org/10.1021/es400931b>
- Fred-Ahmadu, O.H., Bhagwat, G., Oluyoye, I., Benson, N.U., Ayejuyo, O.O., Palanisami, T., 2020. Interaction of chemical contaminants with microplastics: Principles and perspectives. *Science of The Total Environment* 706, 135978. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135978>
- Fu, Z., Chen, G., Wang, W., Wang, J., 2020. Microplastic pollution research methodologies, abundance, characteristics and risk assessments for aquatic biota in China. *Environmental Pollution* 266, 115098. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115098>
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R.C., Van Franeker, J., Vlachogianni, T., 2013. Guidance on monitoring of marine litter in European seas. Publications Office of the European Union.
- GESAMP, 2019. Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (Kershaw P.J., Turra A. and Galgani F. editors), (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 99, 130p.
- HELCOM, 24.06.2021: Monitoring Manual. URL: <https://helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment/monitoring-manual/>
- Hermsen, E., Pompe, R., Besseling, E., Koelmans, A.A., 2017. Detection of low numbers of microplastics in North Sea fish using strict quality assurance criteria. *Marine Pollution Bulletin* 122, 253–258. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.051>
- IBM Corp., 2019. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 26.0. Armonk, NY: IBM Corp
- Johnson, D., 2008. Environmental indicators: their utility in meeting the OSPAR Convention's regulatory needs. *ICES Journal of Marine Science* 65, 1387–1391.
- Karlsson, T.M., Vethaak, A.D., Almroth, B.C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., Leslie, H.A., 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin* 122, 403–408. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.081>
- Kazour, M., Jemaa, S., Issa, C., Khalaf, G., Amara, R., 2019. Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. *Science of The Total Environment* 696, 133933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133933>
- Kazour, M., Jemaa, S., El Rakwe, M., Duflos, G., Hermabassiere, L., Dehaut, A., Le Bihanic, F., Cachot, J., Cornille, V., Rabhi, K., Khalaf, G., Amara, R., 2020. Juvenile fish caging as a tool for assessing microplastics contamination in estuarine fish nursery grounds. *Environ Sci Pollut Res* 27, 3548–3559. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3345-8>

- Krüger, F., 1971. Bau und Leben des Wattwurmes *Arenicola marina*. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 22(2), 149-200
- Kühn, S., van Franeker, J.A., O'Donoghue, A.M., Swiers, A., Starkenburg, M., van Werven, B., Foekema, E., Hermesen, E., Egelkraut-Holtus, M., Lindeboom, H., 2020. Details of plastic ingestion and fibre contamination in North Sea fishes. *Environmental Pollution* 257, 113569. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113569>
- Lenz, R., Enders, K., Beer, S., Sørensen, T.K., Stedmon, C.A., 2016. Analysis of microplastic in the stomachs of herring and cod from the North Sea and Baltic Sea. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1625.1769>
- Leslie, H.A., Brandsma, S.H., van Velzen, M.J.M., Vethaak, A.D., 2017. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International* 101, 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>
- Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., Shi, H., 2016. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental Pollution* 214, 177–184. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>
- Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., Rotchell, J.M., 2018. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution* 241, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>
- Li, J., Lusher, A.L., Rotchell, J.M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I.L.N., Sun, C., Shahadat Hossain, M., Li, Q., Kolandhasamy, P., Shi, H., 2019. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution* 244, 522–533. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>
- Liu, Y., Li, R., Yu, J., Ni, F., Sheng, Y., Scircle, A., Cizdziel, J.V., Zhou, Y., 2021. Separation and identification of microplastics in marine organisms by TGA-FTIR-GC/MS: A case study of mussels from coastal China. *Environmental Pollution* 272, 115946. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115946>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- Lusher, A.L., Welden, N.A., Sobral, P., Cole, M., 2017. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical methods* 9, 1346–1360.
- McGoran, A.R., Clark, P.F., Morrith, D., 2017. Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames. *Environmental Pollution* 220, 744–751. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.078>
- Miranda, T., Vieira, L.R., Guilhermino, L., 2019. Neurotoxicity, Behavior, and Lethal Effects of Cadmium, Microplastics, and Their Mixtures on *Pomatoschistus microps* Juveniles from Two Wild Populations Exposed under Laboratory Conditions—Implications to Environmental and Human Risk Assessment. *IJERPH* 16, 2857. <https://doi.org/10.3390/ijerph16162857>
- MSFD Technical Group on Marine Litter, 24.06.2021. TG Litter. URL: [https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=41&O=434&titre\\_chap=TG](https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=41&O=434&titre_chap=TG)
- MSRL (2008/56/EG). Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). ABl. L 164 vom 25.6.2008, S. 19-40.
- Müller, C., 2021. Not as Bad as It Seems? A Literature Review on the Case of Microplastic Uptake in Fish. *Front. Mar. Sci.* 8, 672768. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.672768>
- Muller-Karanassos C., Turner A., Arundel W., Vance T., Lindeque P. K., Cole M., 2019. Antifouling paint particles in intertidal estuarine sediments from southwest England and their ingestion by the harbour ragworm, *Hediste diversicolor*. *Environmental Pollution* 249, 163-170. ,

- Murphy, F., Russell, M., Ewins, C., Quinn, B., 2017. The uptake of macroplastic & microplastic by demersal & pelagic fish in the Northeast Atlantic around Scotland. *Marine Pollution Bulletin* 122, 353–359. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.073>
- NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, 21.07.2021. Überwachung von Schadstoffen in Biota und TBT-Effektmonitoring in den Übergangs- und Küstengewässern Niedersachsens. URL: <https://www.nlwkn.niedersachsen.de>
- Oceanic Biodiversity Information System (OBIS), 18.06.2021. *Littorina littorea* (Linnaeus, 1758). URL: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1328>
- OSPAR Commission, 2014. Marine Litter Regional Action Plan. <https://www.ospar.org/work-areas/eiha/marine-litter/regional-action-plan>
- OSPAR Commission, 24.02.2021. Monitoring & Assessing Marine Litter . URL: <https://www.ospar.org/work-areas/eiha/marine-litter/assessment-of-marine-litter>
- Phuong, N.N., Poirier, L., Pham, Q.T., Lagarde, F., Zalouk-Vergnoux, A., 2018. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: Location, season and/or mode of life? *Marine Pollution Bulletin* 129, 664–674. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.054>
- Roscher, L., Fehres, A., Reisel, L., Halbach, M., Scholz-Böttcher, B., Gerriets, M., Badewien, T.H., Shiravani, G., Wurpts, A., Primpke, S., Gerdts, G., 2021. Microplastic pollution in the Weser estuary and the German North Sea. *Environmental Pollution* 288, 117681. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117681>
- Rummel, C.D., Löder, M.G.J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.-M., Janke, M., Gerdts, G., 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 102, 134–141. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.043>
- Sbrana, A., Valente, T., Scacco, U., Bianchi, J., Silvestri, C., Palazzo, L., de Lucia, G.A., Valerani, C., Ardizzone, G., Matiddi, M., 2020. Spatial variability and influence of biological parameters on microplastic ingestion by Boops boops (L.) along the Italian coasts (Western Mediterranean Sea). *Environmental Pollution* 263, 114429. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114429>
- Schmidt, C., Kumar, R., Yang, S., Büttner, O., 2020. Microplastic particle emission from wastewater treatment plant effluents into river networks in Germany: Loads, spatial patterns of concentrations and potential toxicity. *Science of The Total Environment* 737, 139544. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139544>
- Strand, J., & Tairova, Z., 2016. Microplastic particles in North Sea sediments 2015. *Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy*, (178).
- Turner, A., & Holmes, L. A., 2015. Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. *Environmental chemistry*, 12(5), 600-610.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R., 2015. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution* 199, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008>
- Wang, F., Yang, W., Cheng, P., Zhang, Shuqi, Zhang, Shuwu, Jiao, W., Sun, Y., 2019. Adsorption characteristics of cadmium onto microplastics from aqueous solutions. *Chemosphere* 235, 1073–1080. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.196>
- Wesch, C., Bredimus, K., Paulus, M., Klein, R., 2016. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution* 218, 1200–1208. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.076>
- Wickham, H., 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag, New York
- Yu, F., Yang, C., Zhu, Z., Bai, X., Ma, J., 2019. Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Science of The Total Environment* 694, 133643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133643>

- Zampoukas, N., Palialexis, A., Duffek, J., Graveland, G., Hagebro, G., Hanke, G., et al., 2014. Technical guidance on monitoring for the Marine Strategy Framework Directive. Report EUR 26499 EN, JRC-IES. EUR Scientific and Technical Research Series. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 166p.
- Zampoukas, N., Piha, H., Bigagli, E., Hoepffner, N., Hanke, G., Cardoso, A.C., 2012. Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive: requirements and options. JRC Scientific and Technical Reports. Publications Office of the European Union. EUR 25187.
- Zhang, W., Zhang, S., Wang, J., Wang, Y., Mu, J., Wang, P., Lin, X., Ma, D., 2017. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environmental Pollution* 231, 541–548.
- Zhou, Y., Yang, Y., Liu, G., He, G., Liu, W., 2020. Adsorption mechanism of cadmium on microplastics and their desorption behavior in sediment and gut environments: The roles of water pH, lead ions, natural organic matter and phenanthrene. *Water Research* 184, 116209.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116209>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1b:	Probenahmestationen entlang der Niedersächsischen Küste: West Invertebraten (1 - Knockster Tief, 2 - Leybucht, 3 - Neuharlingersiel) <i>Pisces - Platichthys flesus</i> (P1 - Borkum).....	13
Abb. 1c:	Probenahmestationen entlang der Niedersächsischen Küste: Ost Invertebraten (4 - Jadebusen, 5 - Tettens, 6 a - Cappel-Neufeld, 6b - Wremen) <i>Pisces - Platichthys flesus</i> (P2 - Baltrum, P3 - Außenjade, P4 - Außenweser).....	13
Abb. 2:	Erfassung der Individuendimensionen von <i>Mytilus edulis</i> , <i>Littorina littorea</i> , <i>Corophium spp.</i> (oben) sowie <i>Arenicola marina</i> und <i>Platichthys flesus</i> (Magen-Darm-Trakt) (unten).....	14
Abb. 3:	Mikroplastik-Identifikation mittels Nilrot-Färbung und FL-Mikroskopie (links) und Polymerverifikation über $\mu$ Ramanspektroskopie (rechts) (hier: Fragment, Polyethylen).....	15
Abb. 4:	MP-Konzentrationen in Invertebraten-Arten über alle Stationen (Partikelanzahl / Individuum (links), Partikelanzahl / g (rechts)).....	18
Abb. 5:	Größenverteilung von MP-Partikeln aller Arten nach Partikelform.....	20
Abb. 6:	Größenverteilung von MP-Partikeln nach Partikelform und Arten.....	21
Abb. 7a:	MP-Konzentrationen in Invertebraten (alle Stationen) nach Partikelformen (links: Partikelanzahl/Individuum, rechts: Partikelanzahl/g).....	23
Abb. 7b:	MP-Konzentrationen in Invertebraten (alle Stationen) nach Partikelformen (links: Partikelanzahl/Individuum, Fokus n= <25, rechts: Partikelanzahl/g, Fokus n= <50).....	23
Abb. 8:	MP-Konzentrationen in <i>Platichthys flesus</i> (alle Stationen) nach Partikelformen (links: Partikelanzahl/Individuum, rechts: Partikelanzahl/g).....	23
Abb. 9:	Polymerarten durch $\mu$ Ramanspektroskopie nach Partikelform.....	24
Abb. 10:	Polymerarten durch $\mu$ Ramanspektroskopie nach Arten.....	24
Abb. 11:	Ramanspektren ausgewählter MP-Partikel.....	25
Abb. 12a:	MP-Konzentrationen Invertebraten (gesamt) nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum).....	29
Abb. 12b:	MP-Konzentrationen Invertebraten (gesamt) nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g).....	29
Abb. 13a:	MP-Konzentrationen in <i>Arenicola marina</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum).....	30
Abb. 13b:	MP-Konzentrationen in <i>Arenicola marina</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g).....	30
Abb. 14a:	MP-Konzentrationen in <i>Corophium spp.</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum).....	31
Abb. 14b:	MP-Konzentrationen in <i>Corophium spp.</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g).....	31
Abb. 15a:	MP-Konzentrationen in <i>Littorina littorea</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum).....	32
Abb. 15b:	MP-Konzentrationen in <i>Littorina littorea</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g).....	32
Abb. 16a:	MP-Konzentrationen in <i>Mytilus edulis</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum).....	32
Abb. 16b:	MP-Konzentrationen in <i>Mytilus edulis</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g).....	33
Abb. 17a:	MP-Konzentrationen in <i>Platichthys flesus</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/Individuum).....	34
Abb. 17b:	MP-Konzentrationen in <i>Platichthys flesus</i> nach Stationen und Partikelform (Partikelanzahl/g).....	34
Abb. 18:	MP-Konzentrationen in Invertebraten-Arten nach Messkampagne (links: Partikelanzahl/Individuum, rechts: Partikelanzahl/g).....	35
Abb. 19:	MP-Konzentrationen in <i>Platichthys flesus</i> nach Messkampagne (links: Partikelanzahl/Individuum, rechts: Partikelanzahl/g).....	36
Abb. 20:	Zusammenhang zwischen MP- und Cadmium-Konzentration in Lebergewebe von <i>Platichthys flesus</i> nach Stationen.....	37
Abb. 21:	Zusammenhang zwischen MP- und Quecksilber-Konzentration in Muskelgewebe von <i>Platichthys flesus</i> nach Stationen.....	37
Abb. 22:	Überwachung von Schadstoffen in Biota und TBT-Effektmonitoring in den Übergangs- und Küstengewässern Niedersachsens (NLWKN, 2021).....	55

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Probenübersicht mit Anzahl der Individuen pro Art und Messkampagne (Jahr) .....	9
Tab. 2:	Probenübersicht mit Anzahl der Individuen von <i>Platichthys flesus</i> nach Messkampagne (Jahr), Größenklasse und Individuengeschlecht .....	10
Tab. 3a:	Charakteristika Probenahmestationen Invertebraten .....	11
Tab. 3b:	Charakteristika Probenahmestationen <i>Platichthys flesus</i> .....	11
Tab. 4:	Anteil der mit MP kontaminierten Individuen nach Art und Station (%) .....	17
Tab. 5a:	Konzentration MP Partikel in Invertebraten-Arten über alle Stationen (MP-Partikelanzahl pro Individuum) .....	18
Tab. 5b:	Konzentration MP Partikel in Invertebraten-Arten über alle Stationen (MP-Partikelanzahl pro g) .....	18
Tab. 6:	Anteil der mit MP kontaminierten Individuen von <i>Platichthys flesus</i> nach Station, Größenklasse und Individuengeschlecht (%) .....	18
Tab. 7a:	Konzentration MP Partikel in <i>Platichthys flesus</i> über alle Stationen (MP-Partikelanzahl/Individuum) .....	19
Tab. 7b:	Konzentration MP Partikel in <i>Platichthys flesus</i> über alle Stationen (MP-Partikelanzahl/g) .....	19
Tab. 8:	MP Größenfraktionen ( $\mu\text{m}$ ) über alle Stationen nach Art - absolute Zahlen (nach Braun et al. 2020) .....	20
Tab. 9:	MP Größenfraktionen ( $\mu\text{m}$ ) über alle Stationen nach Art - prozentuale Anteile (nach Braun et al. 2020) ....	20
Tab. 10:	MP Partikellänge über alle Stationen und Arten nach Partikelform ( $\mu\text{m}$ ) .....	21
Tab. 11a:	MP Partikellängen von Beads über alle Stationen nach Arten ( $\mu\text{m}$ ) .....	22
Tab. 11b:	MP Partikellängen von Fasern über alle Stationen nach Arten ( $\mu\text{m}$ ) .....	22
Tab. 11c:	MP Partikellängen von Fragmenten über alle Stationen nach Arten ( $\mu\text{m}$ ) .....	22
Tab. 12:	Konzentration MP Partikel in Invertebraten (gesamt) nach Stationen (MP-Partikelanzahl pro Individuum) .....	23
Tab. 13a:	Korrelationen MP-Partikelkonzentration vs. Individuenkenngrößen <i>Arenicola marina</i> (SPEARMAN, n=89) .....	26
Tab. 13b:	Korrelationen MP-Partikelkonzentration vs. Individuenkenngrößen <i>Corophium spp.</i> (SPEARMAN, n=63) .....	26
Tab. 13c:	Korrelationen MP-Partikelkonzentration vs. Individuenkenngrößen <i>Littorina littorea</i> (SPEARMAN, n=30) .....	27
Tab. 13d:	Korrelationen MP-Partikelkonzentrationen vs. Individuenkenngrößen <i>Mytilus edulis</i> (SPEARMAN, n=120) .....	27
Tab. 14:	Korrelationen MP-Partikelkonzentration vs. Individuenkenngrößen <i>Platichthys flesus</i> (SPEARMAN, n=244) .....	28
Tab. 15a:	Konzentration MP Partikel (Medianwerte) in Invertebraten nach Arten und Stationen (MP-Partikelanzahl pro Individuum) .....	29
Tab. 15b:	Konzentration MP Partikel (Medianwerte) in Invertebraten nach Arten und Stationen (MP-Partikelanzahl pro g) .....	30
Tab. 16a:	Konzentration MP Partikel in <i>Platichthys flesus</i> über alle Messkampagnen nach Stationen (MP-Partikelanzahl/Individuum) .....	33
Tab. 16b:	Konzentration MP Partikel in <i>Platichthys flesus</i> über alle Messkampagnen nach Stationen (MP-Partikelanzahl/g) .....	33
Tab. 17a:	Konzentration MP Partikel in Invertebraten-Arten nach Messkampagne (MP-Partikelanzahl/Individuum) .....	35
Tab. 17b:	Konzentration MP Partikel in Invertebraten (gesamt) nach Messkampagne (MP-Partikelanzahl/g) .....	35
Tab. 18:	Signifikante Unterschiede zwischen den Messkampagnen 2019 und 2020 in <i>Mytilus edulis</i> nach Partikelformen (p-Werte, $\alpha=0,05$ ) .....	35
Tab. 19a:	Konzentration MP Partikel in <i>Platichthys flesus</i> über alle Stationen nach Messkampagne (MP-Partikelanzahl/Individuum) .....	36
Tab. 19b:	Konzentration MP Partikel in <i>Platichthys flesus</i> über alle Stationen nach Messkampagne (MP-Partikelanzahl/g) .....	36

Tab. 20: Anteile der betroffenen Individuen im Vergleich Schleswig-Holstein (Fischer 2019) und der vorliegenden Studie.....	38
Tab. 21: Medianwerte der MP-Partikelkonzentrationen pro Individuum und Gewicht im Vergleich zwischen Fischer (2019) und der aktuellen Studie unter Berücksichtigung der Größenerfassungsgrenzen .....	39
Tab. A1a: Deskriptive Statistik MP-Konzentrationen in Invertebraten (Anzahl Partikel / Individuum) .....	64
Tab. A1b: Deskriptive Statistik MP-Konzentrationen in Invertebraten (Anzahl Partikel / g).....	65
Tab. A2a: Deskriptive Statistik der MP-Konzentrationen in <i>Platichthys flesus</i> (Anzahl Partikel / Individuum) .....	66
Tab. A2b: Deskriptive Statistik der MP-Konzentrationen in <i>Platichthys flesus</i> (Anzahl Partikel / Gewicht) .....	66

## ANHANG

Tab. A1a: Deskriptive Statistik MP-Konzentrationen in Invertebraten (Anzahl Partikel / Individuum)

Art	Station	Jahr	Mittel	Median (Anzahl MP-Partikel pro g)	Minimum	Maximum
<i>Arenicola marina</i>	Knockster Tief	2019	26,7	17,3	4,3	82,0
		2020	20,3	20,7	0,0	52,0
	Leybucht	2019	18,4	12,7	0,0	64,5
		2020	19,5	17,4	0,3	50,0
	Neuharlingersiel	2019	30,9	24,3	8,3	63,7
		2020	20,4	2,2	1,4	69,0
	Tettens	2019	10,4	7,7	0,0	50,3
		2020	10,7	8,8	0,0	27,0
	Jadebusen	2019				
		2020				
	Cappel-Neufeld	2019	22,3	12,0	6,0	94,0
		2020	5,7	3,7	0,0	21,0
<i>Corophium spp.</i>	Knockster Tief	2019	2,7	2,6	1,1	4,3
		2020				
	Leybucht	2019	0,7	0,2	0,0	2,0
		2020	1,6	1,3	1,1	2,5
	Neuharlingersiel	2019				
		2020				
	Tettens	2019	0,2	0,1	0,0	0,5
		2020	1,5	1,3	0,1	2,7
	Jadebusen	2019	0,5	0,4	0,0	1,2
		2020	1,1	1,2	0,0	1,8
	Cappel-Neufeld	2019	0,6	0,5	0,2	1,3
		2020	1,4	1,4	0,0	2,7
<i>Littorina littorea</i>	Knockster Tief	2019	2,1	1,9	0,9	3,9
		2020	0,5	0,5	0,5	0,6
	Leybucht	2019	4,9	2,6	1,1	10,8
		2020	1,1	1,3	0,0	2,1
	Neuharlingersiel	2019	2,9	2,2	2,1	4,5
		2020	0,4	0,4	0,3	0,4
	Tettens	2019				
		2020				
	Jadebusen	2019	0,8	0,9	0,6	1,0
		2020	6,1	3,2	2,8	12,4
	Cappel-Neufeld	2019	1,1	0,8	0,2	2,3
		2020	0,9	0,9	0,3	1,5
<i>Mytilus edulis</i>	Knockster Tief	2019	16,0	8,8	1,4	57,3
		2020	11,5	11,6	0,0	56,0
	Leybucht	2019	12,2	8,8	0,0	37,3
		2020	1,0	0,0	0,0	3,8
	Neuharlingersiel	2019	31,7	37,3	0,8	62,2
		2020	0,8	0,0	0,0	5,6
	Tettens	2019	14,0	10,1	2,4	31,8
		2020	5,7	5,4	0,0	12,2
	Jadebusen	2019	6,6	5,6	1,8	13,6
		2020	0,3	0,4	0,0	0,8
	Cappel-Neufeld	2019	16,5	10,6	3,6	54,0
		2020	3,5	1,1	0,0	14,6

Tab. A1b: Deskriptive Statistik MP-Konzentrationen in Invertebraten (Anzahl Partikel / g)

Art	Station	Jahr	Mittel	Median (Anzahl MP-Partikel pro g)	Minimum	Maximum
<i>Arenicola marina</i>	Knockster Tief	2019	18,4	4,3	0,7	79,7
		2020	10,2	10,0	0,0	22,7
	Leybucht	2019	51,2	34,1	0,0	248,1
		2020	14,3	7,7	0,1	43,4
	Neuharlingersiel	2019	45,8	33,5	4,5	146,7
		2020	35,2	0,5	0,4	140,7
	Tettens	2019	16,1	3,1	0,0	73,0
		2020	3,6	3,9	0,0	7,5
	Jadebusen	2019				
		2020				
	Cappel-Neufeld	2019	13,1	4,5	0,7	45,9
		2020	1,5	0,8	0,0	4,7
<i>Corophium spp.</i>	Knockster Tief	2019	261,5	273,7	95,7	390,0
		2020				
	Leybucht	2019	80,6	42,5	0,0	235,3
		2020	207,5	245,0	37,1	325,0
	Neuharlingersiel	2019				
		2020				
	Tettens	2019	22,9	10,5	0,0	81,8
		2020	184,4	203,5	6,7	285,7
	Jadebusen	2019	44,9	38,9	0,0	126,3
		2020	92,9	103,5	0,0	172,7
	Cappel-Neufeld	2019	174,4	105,0	30,8	650,0
		2020	156,7	153,4	0,0	320,0
<i>Littorina littorea</i>	Knockster Tief	2019	2,5	2,7	0,8	3,8
		2020	2,0	1,8	1,8	2,3
	Leybucht	2019	5,4	3,0	1,6	11,6
		2020	2,2	2,4	0,0	4,3
	Neuharlingersiel	2019	5,2	5,2	5,0	5,5
		2020	1,9	1,0	0,5	4,2
	Tettens	2019				
		2020				
	Jadebusen	2019	2,1	2,2	1,4	2,8
		2020	6,4	8,1	2,5	8,7
	Cappel-Neufeld	2019	1,5	1,0	0,3	3,2
		2020	1,1	1,1	0,8	1,4
<i>Mytilus edulis</i>	Knockster Tief	2019	6,6	5,0	0,6	20,8
		2020	3,8	2,9	0,0	18,6
	Leybucht	2019	4,2	3,6	0,0	9,5
		2020	0,3	0,0	0,0	2,5
	Neuharlingersiel	2019	10,0	10,6	1,1	18,1
		2020	0,5	0,0	0,0	3,3
	Tettens	2019	4,3	3,9	0,7	9,1
		2020	1,9	1,7	0,0	5,6
	Jadebusen	2019	4,4	4,0	0,9	9,3
		2020	0,2	0,2	0,0	0,5
	Cappel-Neufeld	2019	8,6	4,1	1,1	33,9
		2020	0,8	0,5	0,0	3,3

Tab. A2a: Deskriptive Statistik der MP-Konzentrationen in *Platichthys flesus* (Anzahl Partikel / Individuum)

Station	Jahr	Mittel	Median (Anzahl MP-Partikel pro g)	Minimum	Maximum
Borkum	2018	9,1	6,0	0,0	45,0
	2020	4,6	1,0	0,0	24,0
Baltrum	2018	8,4	4,0	0,0	44,0
	2020	18,7	8,0	0,0	156,0
Jadebusen	2018	16,0	11,0	0,0	89,0
	2020	-	-	-	-
Weserästuar	2018	10,7	5,5	0,0	55,0
	2020	9,6	6,0	0,0	61,0

Tab. A2b: Deskriptive Statistik der MP-Konzentrationen in *Platichthys flesus* (Anzahl Partikel / Gewicht)

Station	Jahr	Mittel	Median (Anzahl MP-Partikel pro g)	Minimum	Maximum
Borkum	2018	2,4	0,6	0,0	47,3
	2020	0,7	0,1	0,0	3,8
Baltrum	2018	1,3	0,5	0,0	11,7
	2020	2,0	0,8	0,0	16,5
Jadebusen	2018	2,1	1,0	0,0	17,8
	2020	-	-	-	-
Weserästuar	2018	0,7	0,5	0,0	4,5
	2020	0,8	0,5	0,0	3,7