



Abschlussbericht zum 11. GAME-Projekt:

Auswirkungen von Mikroplastikpartikeln auf die Stresstoleranz mariner Depositfresser

**Dr. Mark Lenz, GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel, Marine Ökologie,
Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel, mlenz@geomar.de**

1.0 Einleitung

Neben dem Eintrag von Nährstoffen, Schwermetallen und organischen Schadstoffen sind es vor allem Plastikabfälle, die im Laufe der letzten 60 Jahre zu einer massiven Verschmutzung der Meere durch den Menschen geführt haben. Schätzungen gehen davon aus, dass jährlich zwischen 6,4 und 27 Millionen Tonnen Plastik in die Ozeane gelangen (Rochman et al. 2013a). Der Großteil (ca. 80%) ist terrestrischen Ursprungs und wird über Flüsse und vom Wind ins Meer eingetragen (Andrady 2011). Dieser Eintrag ist vor allem dort ein verbreitetes Problem wo Müllströme nicht geschlossen bzw. Mülldeponien nicht ausreichend gesichert sind. Gut 20% des Plastikmülls fallen auf dem Meer selbst an, wenn beispielsweise Fischereifahrzeuge Netze und andere Ausrüstungsgegenstände verlieren oder aufgeben (Andrady 2011). Da die meisten der verwendeten Plastikpolymere eine geringere Dichte als Meerwasser haben, kann dieser Müll zunächst lange an der Wasseroberfläche treiben und dabei über weite Distanzen verbracht werden. Dadurch erreichen Plastikabfälle auch solche Inseln und Küstenabschnitte, die weit von jeglicher Zivilisation entfernt liegen (Hidalgo-Ruz & Thiel 2013). Der Transport durch Strömungssysteme bewirkt auch, dass der Müll in den Meeren nicht gleichmäßig verteilt ist. Während sich geschätzte 15% des Mülls an den Küsten sammelt, ist ein weiterer, wahrscheinlich ähnlich großer Teil, in den ozeanischen Kreisströmen gefangen und bildet dort Areale mit einer stark erhöhten Dichte an Plastikteilen. Dies sind die bekannten Müllstrudel oder Müllflecken (Englisch: Oceanic Garbage Patches) (Martinez et al. 2009). Der restliche marine

Plastikmüll - also gut 70% des gesamten im Meer befindlichen Materials – ist sehr wahrscheinlich bereits abgesunken und befindet sich am Meeresboden (z.B. Bergmann & Klages 2012).

Neben dem horizontalen und vertikalen Transport über weite Strecken kommt es zudem zu einer Zerkleinerung des Plastikmülls im Meer. Dies geschieht einerseits durch photo-oxidative und chemische Zerfallsprozesse und zum anderen durch Reibung und Wellenschlag. Dabei wird das Plastik immer weiter fragmentiert, bis aus großen Gegenständen mikroskopische Partikel geworden sind. Auch diese reichern sich in immer größerem Maße in den Sedimenten der Meere an und finden sich mittlerweile an vielen Sedimentküsten aber auch in der Tiefsee (Hidalgo-Ruz et al. 2012, Cauwenberghe et al. 2013). Während man die zum Teil dramatischen Auswirkungen von Makroplastik auf Meeresorganismen bereits relativ gut kennt, sind die Folgen der Verschmutzung von Meeressedimenten mit Mikroplastik für die in diesen Ökosystemen lebenden Tiere weitgehend ungeklärt. Einige wenige Untersuchungen aus der Zeit vor Beginn dieses Projektes hatten gezeigt, dass benthische Filtrierer, wie Muscheln, aber auch Depositfresser, wie der Wattwurm *Arenicola marina*, Mikroplastikpartikel mit ihrer Nahrung aufnehmen (Ivar do Sul & Costa et al. 2013). Welche Auswirkungen dies auf die physiologische Leistungsfähigkeit dieser Tiere, beispielsweise auf ihre Toleranz gegenüber Umweltstress, und auf ihren Fortpflanzungserfolg hat war jedoch völlig ungeklärt.

Es gibt mehrere wissenschaftliche Modelle darüber, wie die Aufnahme von sehr kleinen Plastikpartikeln wirbellose Tiere im Meer schädigen kann. Zum einen können diese, wenn sie in hohen Dichten auftreten, Filterapparate, Kiemen, Siphone und/oder den Magendarmtrakt dieser Organismen verstopfen und zum Tod durch Verhungern oder Ersticken führen. Es wird auch vermutet, dass Plastikfragmente sich in den Mägen solcher Tiere sammeln können und dort zu einem Sättigungsgefühl führen, das bewirkt, dass die Tiere die Nahrungsaufnahme einstellen. Auch dies würde dann zu einer Schwächung und letztlich zum Hungertod führen. Zudem ist bekannt, dass sich organische Schadstoffe wie beispielsweise Ölrückstände oder Pestizide auf Plastikmaterialien anreichern. Sie akkumulieren dort, weil Plastik eine hydrophobe Umwelt in einem sonst polaren

Medium darstellt. Die Größenordnung der Anreicherung kann, je nach Schadstoff- und Polymertyp, 1:1 Million gegenüber dem umgebenden Meerwasser betragen (Mato 2001). Damit werden Plastikfragmente zu Schadstoffvektoren. Werden diese von Tieren aufgenommen, kann ein Teil der Schadstofffracht im Magendarmtrakt desorbieren und dann ins Gewebe gelangen (Bakir et al. 2014). Eine beobachtende Studie an Seevögeln, von denen bekannt ist, dass sie große Mengen an Makroplastik mit der Nahrung aufnehmen, hat gezeigt, dass diese eine stark erhöhte Schadstoffbelastung aufweisen (Teuten et al. 2009). Dies deutet darauf hin, dass dieser Mechanismus tatsächlich eine Rolle spielt.

Dieses Szenario und die Tatsache, dass empirische Daten über die Auswirkungen von Mikroplastik auf marine Invertebraten fast gänzlich fehlen, waren der Ausgangspunkt für das 11. GAME-Projekt. Die Verschmutzung der Meere durch Mikroplastik trifft vor allem die Organismen, die am Fuße der Nahrungskette stehen. Dies deutet darauf hin, dass dieses Phänomen eine große ökologische Relevanz haben kann. Zudem hängen oftmals zahlreiche wichtige Ökosystemfunktionen, wie Wasserklärung oder die Durchlüftung von Sedimenten, von der Bioaktivität benthischer Invertebraten ab. Alles was diese Leistungen beeinträchtigt, hat das Potential marine Ökosysteme nachhaltig zu verändern.

In einem experimentellen Ansatz haben die am 11. GAME-Projekt teilnehmenden Studenten an 8 Standorten weltweit den Einfluss von kontaminiertem Mikroplastik auf verschiedene Arten von Depositfressern untersucht. Besonders viel Wert wurde dabei darauf gelegt, dass die Experimente realistische Bedingungen abbilden und die Belastung durch Mikroplastik sowie dessen Verschmutzungsgrad nicht überschätzen. Hierzu wurde im Vorfeld eine Literaturstudie durchgeführt, die das bestehende Wissen über die Verschmutzung von Küstensedimenten mit Mikroplastikpartikeln zusammenfasste.

2.0 Materialien & Methoden

2.1 Standorte

Das 11. GAME-Projekt wurde an insgesamt 8 Standorten weltweit durchgeführt. Dies waren Coquimbo im zentral-nördlichen Chile (Südpazifik), Niterói an der Bucht von Guanabara in Brasilien (Südatlantik), Puerto Morelos auf der Halbinsel Yucatan in Mexiko (Karibik), Funchal auf Madeira, Portugal, Menai Bridge/Menai Strait in Wales, Hanko im südlichen Finnland, Akkeshi auf Hokkaido, Japan, und Bogor auf der Insel Java, Indonesien (Abbildung 1). An diesen Stationen wurden die binationalen Studententeams von lokalen Wissenschaftlern betreut. Im Jahr 2013 nahm die Arbeitsgruppe um Prof. Dr. Vivianne Solís-Weiss von der Universidad Autonoma de México zum ersten Mal an einem GAME-Projekt teil. An jedem Standort wurden zunächst verschiedene Arten von Depositfressern aus unterschiedlichen Organismengruppen daraufhin untersucht, ob sie das für die Versuche gewählte Plastikmaterial (siehe unten) aufnehmen. Aus diesem Pool von möglichen Versuchsorganismen wurde dann pro Standort eine Art ausgewählt.



Abbildung 1: Die Standorte des 11. GAME-Projektes.

2.2 Mikroplastikmonitoring

Um einen Eindruck von der bereits vorhandenen Belastung der Standorte durch Mikroplastik zu gewinnen, wurden an allen Stationen Sedimentproben genommen und mit optischen Methoden auf Plastikfragmente untersucht. Hierzu wurden in den Habitaten, aus denen auch die später verwendeten Testorganismen (siehe unten) stammten, 3 x 5 Stechrohre genommen (Abbildung

2a+b). Diese Habitate befanden sich, je nach Standort und Art des Testorganismus, im Sub- oder Intertidal (Abbildung 1a+b). Zudem wurde an allen Standorten dieselbe Anzahl an Kernen an der Hochwasserlinie genommen, um einen Vergleichswert zu erhalten. Die Sedimentkerne wurden dann im Labor mit einer hypersalinen Salzlösung (1.2 g NaCl pro ml Leitungswasser) gewaschen und der Überstand anschließend über ein 500 μm Sieb gegeben, um alle Bestandteile bis zu einer Größenfraktion von 500 μm zurückzuhalten (siehe Hidalgo-Ruz et al. 2012). Unter dem Stereomikroskop wurde dieser Rückstand dann gesichtet und alle darin enthaltenen Plastikfragmente im Größenbereich von 500 – 5000 μm gezählt und einer von 6 Kategorien zugeordnet: Fasern, Folien, Schäume (Styropor), Fragmente, Pellets oder Kugeln (Abbildung 3).



Abbildung 2a+b: Sammeln von Sedimentproben am Standort Coquimbo in Chile. Die Proben wurden vor Ort in Transportbehälter umgefüllt und im Labor weiterbearbeitet.

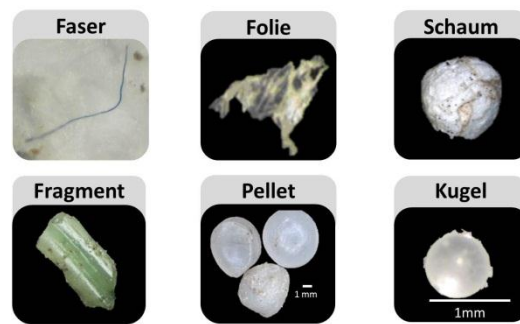


Abbildung 3: Die verschiedenen Arten von Mikroplastik, die im Rahmen des Projekts gefunden wurden

2.3 Plastikmaterial und Schadstoffe

Vor dem Beginn der praktischen Arbeiten im April 2013 trafen sich alle teilnehmenden Studenten zu einem einmonatigen Einführungskurs am GEOMAR in Kiel, in dessen Rahmen die Methodik für das Globalexperiment festgelegt wurde. Bereits im Vorfeld wurde ein für die Versuche geeignetes Plastikmaterial identifiziert. Dabei handelte es sich um Polystyrol-Pellets, wie sie für die Produktion von Styropor verwendet werden. Diese haben einen Durchmesser von 700-900 μm und enthalten Einschlüsse von Pentan, das als Treibgas beim Aufschäumen des Materials dient (Abbildung 4a+b). Polystyrol war für den angedachten Versuch besonders geeignet, da es eine größere Dichte als Meerwasser aufweist und daher absinkt und sich in Sedimenten anreichert. Gleichzeitig befinden sich die Pellets in einem Größenbereich, der dem Nahrungsspektrum vieler mariner Depositfresser entspricht.

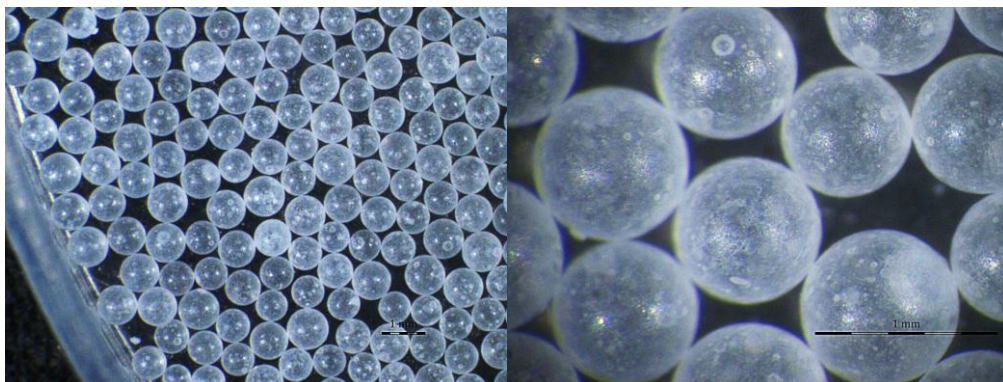


Abbildung 4a+b: Polystyrolkugeln, das Ausgangsmaterial für die Styroporproduktion, dienen in den Experimenten als Modellmikroplastik. Sie hatten eine Größe von 700-900 μm und enthielten Gaseinschlüsse.

Um das Plastikmaterial mit Schadstoffen zu befrachten, wurden die Pellets an den verschiedenen Stationen für zwei Wochen in Meerwasser inkubiert. Hierfür wurde in jedem der teilnehmenden Länder, jeweils in der Nähe der Meeresbiologischen Stationen, ein unbelasteter und ein anthropogen belasteter Standort ausgewählt. Diese Wahl wurde nach Augenschein getroffen, wobei Standorte in der Nähe von Sportboot- bzw. Industriehäfen grundsätzlich als belastet eingestuft wurden. Die Vergleichsstandorte befanden sich häufig in Schutzgebieten, die weitgehend frei von menschlichen Einflüssen sind. Die Plastikpellets wurden dann in verschließbare Teesiebe aus Edelstahl gefüllt und mittels einer Floßkonstruktion und Abspannleinen kurz unter der Wasseroberfläche fixiert (Abbildung 5a+b).

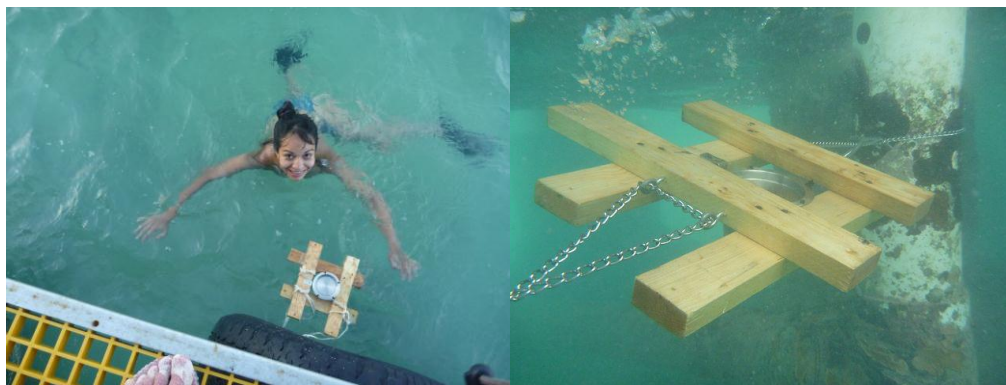


Abbildung 5a+b: Teesiebe aus Edelstahl und eine Floßkonstruktion aus Holz dienten dazu die Mikroplastikkügelchen im Meerwasser zu inkubieren. Hier am Standort Puerto Morelos in Mexiko.

2.4 Chemische Analyse

Der Nachweis organischer Schadstoffe, vor allem in geringen Konzentrationen, ist methodisch sehr aufwendig und daher konnte im Rahmen von GAME nur eine einzige Verbindung im Labor nachgewiesen werden. Dabei handelte es sich um Phenanthren, einem aromatischen Kohlenwasserstoff, der sich in Rohöl sowie in Öl- bzw. Treibstoffrückständen findet. Es ist ein weit verbreiteter Schadstoff, von dem bekannt ist, dass er sich negativ auf aquatische Organismen auswirkt. Die Konzentration dieser Substanz im Seewasser, auf den Plastikpellets, sowie im Gewebe der Versuchsorganismen wurde am Ende der Studie in den Laboren des Instituts für Toxikologie und Pharmakologie für Naturwissenschaftler an der Christian-Albrechts Universität zu Kiel durchgeführt.

Methodisch geschah dies über eine Hochdruck-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) mit Fluoreszenznachweis (Abbildung 6a+b).



Abbildung 6a+b: Die chemische Analyse der Proben erfolgte im Institut für Toxikologie und Pharmakologie der CAU Kiel. Dr. Hans-Jörg Martin (rechts) betreute die Studenten während der Arbeiten.

2.5 Versuchsorganismen

Insgesamt wurden in Vorversuchen 29 Arten von Depositfressern aus insgesamt 9 taxonomischen Großgruppen daraufhin getestet, ob sie die für die Versuche gewählten Plastikpellets aufnehmen. Dies war bei zwölf Arten der Fall, von diesen wurden abschließend 9 für die Versuche ausgewählt. Dies waren der Wattwurm *Arenicola marina* (Wales), der Pazifische Wattwurm *Abarenicola pacifica* (Japan), die Seegurke *Holothuria sanctori* (Madeira), die Baltische Tellmuschel *Macoma balthica* (Finnland), die beiden Igelwurmart *Ochetostoma baronii* und *Urechis chilensis* (Chile), der Schlangensterne *Ophiocoma echinata* (Mexiko), die Mangrovenschnecke *Terebralia palustris* und die Winkerkrabbe *Uca rapax* (Brasilien). Diese Arten unterscheiden sich einmal hinsichtlich der Partikelgröße, die sie aufnehmen, und zum anderen hinsichtlich ihrer Selektivität. Während die meisten dieser Arten eher unselektiv fressen, nimmt die Tellmuschel, die mit ihren Siphonen Partikel von der umgebenden Sedimentoberfläche pipettiert, Partikel sehr gezielt auf. Auch die Mangrovenschnecke scheint eher selektiv zu fressen. Alle diese Arten übernehmen in ihren Lebensräumen wichtige Ökosystemfunktionen, und eine Beeinträchtigung ihrer Leistungsfähigkeit durch eine Verschmutzung der Umwelt sollte weitreichende Folgen für das gesamte Ökosystem haben.

2.6 Expositionsversuche

In den Expositionsversuchen wurden Individuen der verschiedenen Tierarten im Labor über einen Zeitraum von 2 Monaten einer Dichte von 400 Polystyrol-Pellets pro Kilogramm Trockenmasse Sediment ausgesetzt. Entsprechend der verschiedenen Vorbehandlungen ergaben sich 2 experimentelle Gruppen: a) Sediment mit Pellets, die inschadstofffreien Seewasser inkubiert wurden und b) Sediment mit Pellets, die inbelastetem Seewasser inkubiert wurden. Hinzu kam noch eine Referenzgruppe, in der die Tiere in Sediment ohne Mikroplastik gehältert wurden. Die Hälterung der Tiere geschah einzeln, in Becken, deren Dimensionen an die Größe der jeweiligen Tiere angepasst wurden (Abbildung 7a+b). Diese wurden über Druckluftsysteme und Ausströmer mit Sauerstoff versorgt, zudem wurde das Wasser in den Versuchsbecken entweder kontinuierlich – über ein Kreislaufter- bzw. ein Durchflusssystem- oder regelmäßig manuell erneuert. Um auszuschließen, dass sich trotz des Wasserwechsels Stoffwechselendprodukte in den Becken anreichern, wurde der Ammoniumgehalt des Wassers regelmäßig kontrolliert.



Abbildung 7a+b: Der Versuchsaufbau in den Laboren der School of Ocean Sciences in Wales. In jedem der Behälter befand sich ein Wattwurm.

Während des Expositionsversuchs wurden die Tiere entsprechend ihres Nahrungsbedarfs gefüttert. Art und Menge des Futters wurde dabei auf die jeweilige Tierart und die Größe der Versuchsindividuen abgestimmt. Zu Beginn der Versuche wurden die Tiere zudem über den Zeitraum von einer Woche an die Laborbedingungen akklimatisiert. Um zu verhindern, dass die an das Plastik gebundene Schadstofffracht in den Becken durch Desorption oder Zerfall über die Zeit abnimmt, wurden die Plastikpellets in den Becken regelmäßig erneuert. Hierfür wurde den Becken neues, mit

Plastik versetztes Sediment hinzugefügt. Dabei wurde der bereits vorhandene Sand einfach mit neuem überschichtet. Ein solches Ereignis wurde von den Tieren gut toleriert, denn es entspricht dem Effekt eines Sturmes, bei dem Sediment verfrachtet und an anderer Stelle abgelagert wird. Zu Beginn der Expositionsversuche wurde bei allen Tierarten das Nassgewicht der Individuen und wenn möglich die Länge der Tiere (maximale Ausdehnung) bestimmt. Während der Versuche wurde zudem, bei allen Arten wo dies möglich war, die Fäzesproduktion ermittelt.

2.7 Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel

Die Hauptantwortvariable für diese Studie, die an allen 8 Stationen und für alle Arten erhoben wurde, war die Toleranz der Tiere gegenüber Sauerstoffmangel. Dies ist ein Stressor, der in vielen benthischen Systemen der Erde periodisch auftritt. Dabei nimmt die weltweit davon betroffene Fläche stetig zu, was in den meisten Fällen auf steigende Nährstofffrachten zurückgeführt wird. Damit ist Sauerstoffmangel eine weitere Facette des Globalen Wandels in Meeresökosystemen. Lethale Effekte des Mikroplastiks bzw. der daran gebundenen Schadstoffe waren in der kurzen für die Versuche zur Verfügung stehenden Zeit und bei den sehr realistischen Plastik- und Schadstoffkonzentrationen nicht zu erwarten. Daher war es das Ziel, indirekt über Veränderungen in der Stresstoleranz der Tiere auf negative Effekte der Verschmutzung zu schließen. So können die dem Plastik anhaftenden Schadstoffe zu Vergiftungen führen, auf die Tiere mit Entgiftungsprozessen reagieren. Die dafür aufgewandte Energie sollte dann für die physiologische Antwort auf den Sauerstoffmangelstress nicht mehr zur Verfügung stehen und die Sauerstoffmangeltoleranz sollte abnehmen. Um einen solchen Effekt zu erfassen wurde die Überlebenszeit der Tiere unter Sauerstoffmangel als Hauptantwortvariable herangezogen. Hierfür wurde dem umgebenden Wasser durch Belüftung mit Stickstoff der Sauerstoff solange entzogen, bis die Konzentration unter 2 mg/l fiel. Daraufhin wurden die Versuchsbehälter versiegelt. Um die Akkumulation von Stoffwechselendprodukten zu verhindern, wurde das Wasser regelmäßig durch bereits deoxygeniertes Seewasser ersetzt.

3.0 Ergebnisse

3.1 Mikroplastikmonitoring

Die Dichte an Mikroplastikpartikeln variierte sowohl zwischen als auch innerhalb der verschiedenen Untersuchungsgebiete. Die geringsten Dichten fanden sich in an den Probenahmeorten in Finnland, Japan und Portugal; hier lagen die gefundenen Dichten immer unterhalb von 10 Partikeln pro Kilogramm Trockengewicht Sediment. In Brasilien, Mexiko und Wales variierten die Dichten zwischen 10 und 50 Partikeln pro Kilogramm Sediment, während sie in Indonesien mit über 70 Teilen pro Kilogramm Sediment am höchsten waren. Fast überall fand sich in den Proben aus den Sub- bzw. Intertidal mehr Plastik als an der Hochwasserlinie, lediglich in Mexiko war das Subtidal völlig frei von Plastik (Abbildung 8a). Die Daten aus Chile lagen zurzeit der Berichtsabfassung noch nicht vor. Insgesamt korrelierte die Dichte an Mikroplastikpartikeln sehr gut mit der Abundanz von Makroplastik: An relativ sauberen Standorten wie Finnland, Japan und auf Madeira (Portugal) wo sich auch sonst wenig Plastikmüll findet, war die Verschmutzung mit Mikroplastik gering. Auch die Art der Mikroplastikpartikel variierte zwischen den verschiedenen Regionen und scheint wie auch die Dichte der Partikel stark von den lokalen Gegebenheiten abhängig zu sein. So fanden sich in Indonesien vor allem Folienreste, die wahrscheinlich aus Verpackungsmaterialien stammen, während in Japan, Portugal und Wales Fasern aus Fischernetzen und Seilen dominierten.. In Brasilien und Mexiko, wo sich viel achtlos weggeworfener Plastikmüll an den Stränden findet, waren dahingegen Bruchstücke von Plastikflaschen und anderen Behältern die häufigste Form von Mikroplastik (Abbildung 8a+b).

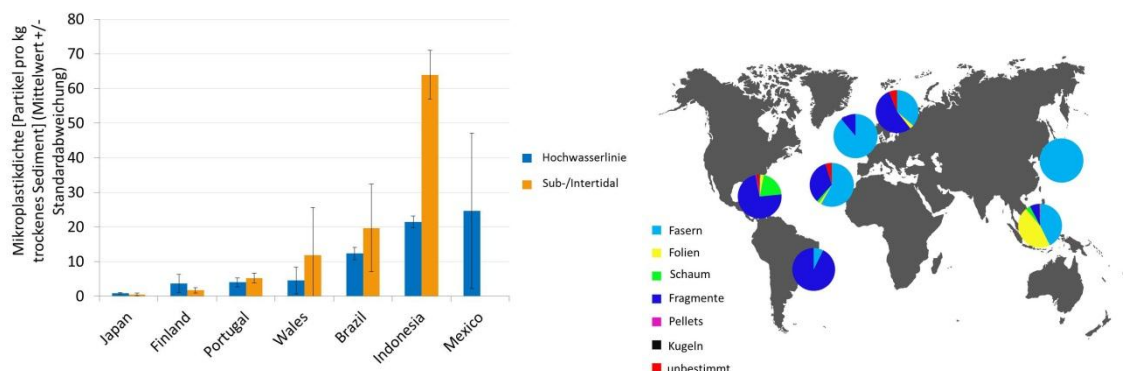


Abbildung 8a+b: Ergebnisse des Mikroplastikmonitorings. Links die Dichte des Mikroplastiks und rechts seine Zusammensetzung an den einzelnen Standorten.

3.2 Einfluss von Mikroplastik auf die Sauerstoffmangeltoleranz

Alle im Rahmen des Projektes untersuchten Arten nahmen während der 2-monatigen Expositionsversuche kontinuierlich Mikroplastikpartikel auf. Dies wurde durch eine regelmäßige Kontrolle der Fäzes überprüft. Die genauen Aufnahmeraten konnten jedoch aus logistischen Gründen nicht bestimmt werden. Da die verwendeten Plastikkügelchen jedoch gleichmäßig im Sediment verteilt waren und die meisten Tiere keine selektive Nahrungsaufnahme zeigten, kann angenommen werden, dass die Aufnahme von Mikroplastik bei allen Arten proportional zur insgesamt aufgenommenen Sedimentmenge war.

In den abschließenden Versuchen zur Sauerstoffmangeltoleranz fanden sich keinerlei statistisch signifikante Effekte der Plastikverschmutzung auf das Überleben der Tiere. Dabei spielte es auch keine Rolle wo das Plastik zuvor inkubiert wurde. Weder das an einem unbelasteten Standort inkubierte Plastik noch das vermutlich stärker mit Schadstoffen befrachtete Material vom verschmutzten Standort hatte negative Auswirkungen auf die Stresstoleranz der untersuchten Tiere. Zwar zeigten sich bei einigen Arten Trends – diese waren jedoch nicht homogen und deuteten je nach Art auf einen möglichen positiven oder negativen Effekt des Plastiks hin. Dementsprechend zeigt die gemeinsame Analyse aller gesammelten Daten auch keinen gerichteten Effekt. Die Kaplan-Meier-Überlebenskurven der verschiedenen Versuchsgruppen (Abbildung 9a+b) verlaufen gleichförmig und es lassen sich keinerlei Unterschiede ausmachen. Auch die statistische Auswertung war dementsprechend insignifikant.

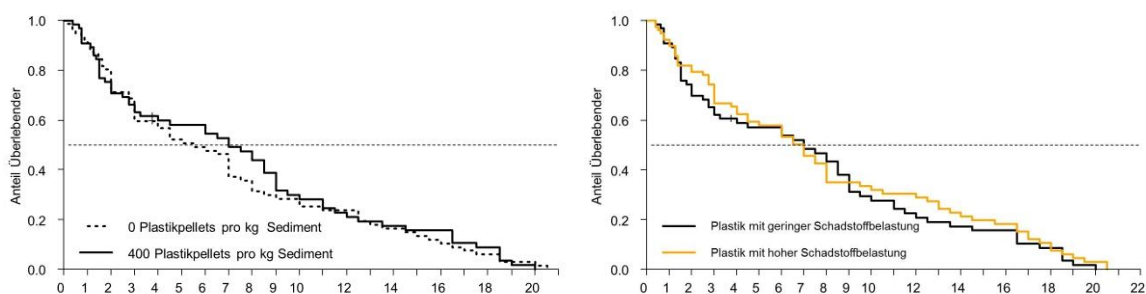


Abbildung 9a+b: Ergebnisse der Stresstoleranzversuche. Nachdem die Tiere 2 Monate lang einer mit Plastik verschmutzten Umwelt ausgesetzt waren, wurde ihr Überleben unter Sauerstoffmangel untersucht.

4.0 Diskussion

Das von den GAME-Teilnehmern durchgeführte Monitoring zeigte noch einmal deutlich, dass Mikroplastik in marinen Habitaten weit verbreitet ist. Lediglich am Standort Mexiko konnte im dort beprobten Subtidal kein Mikroplastik nachgewiesen werden. Dies mag damit zusammenhängen, dass der Eintrag von Makroplastik hier vor allem über die Strände und weniger von See her erfolgt. An allen anderen Standorten hingegen war Mikroplastik vorhanden. Dabei lagen die Dichten jedoch teilweise weit unter den Werten, die im Rahmen anderer Studien gefunden wurden (z.B. Carson et al. 2011). So war die von uns aufgrund von Literaturwerten für die Expositionsversuche zugrunde gelegte Dichte von 400 Partikeln pro Kilogramm Sediment um den Faktor 4 bis 40 höher als die Mikroplastikdichten, die an den verschiedenen Standorten tatsächlich nachgewiesen wurde. Dabei muss erwähnt werden, dass kein direkter Vergleich mit anderen Studien möglich ist, da die von uns beprobten Standorte zuvor noch nie hinsichtlich ihrer Kontamination durch Mikroplastik untersucht wurden. Methodisch unterschied sich das für GAME gewählte Verfahren nicht wesentlich, von den in anderen Studien benutzten Methoden, so dass es nicht wahrscheinlich ist, dass die Partikeldichten systematisch unterschätzt wurden. Die Abundanz und die Zusammensetzung des Mikroplastiks korrelierten sehr gut mit der Gesamtverschmutzung der Standorte. Dies deutet daraufhin, dass die gefundenen Partikel autochthonen Ursprungs sind und nicht über lange Distanzen von See her eingetragen wurden. Letzteres Szenario kennt man von Hochseestandorten wie Hawaii oder der Osterinsel, wo sich große Mengen an allochthonem Plastikmaterial finden, das mit den Ozeanströmungen über weite Strecken verbracht wurde (Carson et al. 2011, Hidalgo-Ruz & Thiel 2013). Insgesamt lässt sich für die Küstenstandorte, die für diese Studie gewählt wurden, die Verschmutzung mit Mikroplastik sehr gut aus der Verschmutzung mit Makroplastik vorhersagen.

Für keine der von uns verwendeten Arten ließ sich ein irgendwie gearteter Effekt des Mikroplastiks auf die physiologische Leistungsfähigkeit (Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel) nachweisen. Dabei spielte es auch keine Rolle, in welcher Umgebung das Mikroplastik vorher inkubiert wurde. Unsere Annahme war, dass Plastik, das für zwei Wochen an einem verschmutzten Standort inkubiert wurde,

anschließend stärker mit organischen Schadstoffen befrachtet ist, als Plastik, dass an einem unbelasteten Ort ausgebracht wurde. Eine direkte Überprüfung dieser Annahme mittels eines chemischen Nachweises war nur für Phenanthren möglich. Diese Analysen zeigten aber, dass die Annahme grundsätzlich richtig ist: Auf dem Material von den belasteten Standorten fand sich häufiger Phenanthren als auf dem Plastik von den unbelasteten Standorten. Auch waren die Mengen größer. Zudem zeigten die Kügelchen von den belasteten Standorten oft eine deutliche Färbung, während das Material von den unbelasteten Standorten seine Farbe nicht verändert hatte (Abbildung 10).



Abbildung 10: Nach dem die Mikroplastikkügelchen 2 Woche lang im Meer inkubiert worden waren, zeigte das Material an den belasteten Standorten meist eine deutliche Färbung.

Wie ist die Abwesenheit von Effekten in unseren Versuchen zu interpretieren? Die Daten aus dem Monitoring legen nahe, dass die Belastung mit Mikroplastikpartikeln in den Experimenten die tatsächliche Verschmutzung überschätzt hat. Jedoch muss dabei bedacht werden, dass die Versuche mit einer Dauer von nur 8 Wochen relativ kurz war. Die meisten der von uns untersuchten Arten leben mehrere Jahre und sind Zeit ihres Lebens einer kontinuierlichen Belastung mit Mikroplastik ausgesetzt. Aus unseren Versuchen lässt sich daher nicht ableiten, dass die Verschmutzung benthischer Habitate mit Mikroplastik für die dort lebenden Organismen unproblematisch ist. Verschiedene andere Kurzzeit-Studien, die im Laufe des vergangenen Jahres publiziert wurden, haben negative Effekte kontaminierten Mikroplastiks auf Fische und auch auf benthische Invertebraten nachgewiesen (Rochman et al. 2013b, Wright et al. 2013). Bei der Interpretation dieser Ergebnisse muss jedoch beachtet werden, dass die von den Experimentatoren gewählten

Plastikdichten um ein Vielfaches höher lagen, als jene, die in der GAME-Studie benutzt wurde. Unsere Versuche haben also gezeigt, dass unter realitätsnahen Bedingungen in einem Zeitraum von 8 Wochen keine solchen Effekte zu erwarten sind. Dies schließt aber die Existenz von Langzeiteffekten auf keinen Fall aus. So konnte im Rahmen dieser Studie, aufgrund der eingeschränkten technischen Mittel, beispielsweise nicht geklärt werden, ob im Versuchszeitraum bereits Schädigungen auf zellulärer Ebene aufgetreten sind. Solche könnten sich dann langfristig auf die physiologische Leistungsfähigkeit, auf das Wachstum und auf die Reproduktionsfähigkeit der Tiere auswirken. Wünschenswert wären also Versuche, die einen möglichst großen Teil der Lebensspanne benthischer Invertebraten abdecken und die möglichen Effekte sowohl auf zellulärer als auch auf organismischer Ebene erfassen. Aus den bislang zur Verfügung stehenden Daten lassen sich nur sehr schwer Prognosen darüber ableiten, ob und wie die derzeitige Belastung von Küstenhabitaten mit Mikroplastik die dort lebenden Tiere auf lange Sicht beeinträchtigt. Eine am Ende des vergangenen Jahres veröffentlichte Arbeit zum Einfluss von Mikroplastik auf die Energiereserven des Wattwurms *Arenicola marina* (Wright et al. 2013) deutet an, dass zumindest bei einer sehr starken Verschmutzung von Sedimenten mit Mikroplastik negative Effekte auf die Bioaktivität und den Reproduktionserfolg dieser Tiere zu erwarten ist. Dabei muss man allerdings bedenken, dass die für diese Studie gewählte Partikeldichte um den Faktor 500 höher lag als die von uns gewählte. Sie überschätzt damit die tatsächliche Belastung durch Mikroplastik - zumindest wenn man die im Rahmen des GAME-Projektes gefundenen Partikeldichten zugrundelegt - um den Faktor 2000 bis 20 000. Dies macht deutlich, dass es im Augenblick vor allem solche Studien braucht, die den Einfluss realistischer Partikeldichten über einen längeren Zeitraum untersuchen.



Abbildung 11: Die Teilnehmerinnen und Teilnehmer des 11. GAME-Projektes vor dem Lotsenhaus in Schleimünde: 1. Reihe von links: Sarah Piehl, Vanessa Rüttler, Angelica Amaya Márquez, Yuliana Syamsuni, Ulrike Grogoll, Jenni Grossmann, Shasha Wang (Gast), Erica Ferreira; 2. Reihe von links: Jonas Martin, Valeria Hidalgo-Ruz, Kento Matsuo, Dennis Brennecke, Filipa Paiva, Markus Franz, Juliane Jacob.

Literatur

Andrady, A.L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62(8), S. 1596–605.

Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C. (2014): Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution* 185, S. 16–23.

Bergmann, M., Klages, M. (2012): Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. *Marine Pollution Bulletin* 64(12), S. 2734–2741.

Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J., McDermid, K.J. (2011): Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* 62(8), S. 1708–13.

Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R. (2013): Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution* 182, S. 495–499.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. (2012): Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology* 46(6), S. 3060–3075.

Hidalgo-Ruz, V., Thiel, M. (2013): Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): a study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research* 87-88, S. 12-18.

Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F. (2013): The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution* 185, S. 352-364.

Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Taillandier, V. (2009): Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin* 58(9), S. 1347–55.

Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T. (2001): Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology* 35, S. 318–324.

Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H.K., Rios-Mendoza, L.M., Takada, H., Tee, S., Thompson, R.C. (2013a): Policy: Classify plastic waste as hazardous. *Nature* 494(7436), S. 169–71.

Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J. (2013b): Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports* 3, S. 3263.

Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Hung Viet, P., Seang Tana, T., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 364(1526), S. 2027–45.

Wright, S.L., Rowe, D., Thompson, R.C., Galloway, T.S. (2013): Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology* 23, S. 1031-1033.

Danksagung

Die GAME-Teilnehmer und das GAME-Team danken der Lighthouse Foundation und den unten aufgeführten Förderern sehr herzlich für die großzügige Unterstützung. Ihr Engagement hat dieses Projekt erst möglich gemacht. Weiterhin bedanken wir uns bei Prof. Edmund Maser und Dr. Hans-Jörg Martin vom Institut für Toxikologie und Pharmakologie der CAU Kiel für ihre Unterstützung und ihren fachlichen Rat bei der chemischen Analyse der Proben.

