Mikroplastik in Sedimentproben der Elbe

Erprobung einer neuartigen Methode zur Mikroplastikanalyse im Rahmen der Elbe-Expedition 2020

Autoren: Lucas Kurzweg, Sven Schirrmeister, Yasmin Adomat, Sven Faist, Martin Socher, Reinhard Bauer, Kathrin Harre, Thomas Grischek

Hochschule für Technik und Wirtschaft, Nachwuchsforschergruppe VEMIWA, Friedrich-List-Platz 1, 01069 Dresden

Ort, Datum: Dresden, den 17.06.2021

Europäische Union

Europa fördert Sachsen. ESF Europäischer Sozialfonds

Diese Maßnahme wird mitfinanziert durch Steuermittel auf der Grundlage des vom Sächsischen Landtag beschlossenen Haushaltes.

Danksagung

Die Nachwuchsforschergruppe VEMIWA bedankt sich bei allen Unterstützern und Unterstützerinnen, die zu unseren Forschungsarbeiten beigetragen haben.

Ein besonderer Dank gilt der Deutschen Meeresstiftung und dem Bundesverband Meeresmüll e.V. für die Initiierung und Organisation der Elbe-Expedition 2020. Vielen Dank an Frank Schweikert für die Einladung zu dieser sehr erfolgreichen Forschungsreise auf dem Forschungs- und Medienschiff Aldebaran. Vielen Dank an die Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen der Meeresstiftung und das gesamte Team der Elbe-Expedition für die gute und intensive Zusammenarbeit vor, während und nach der Expedition, wodurch diese Arbeit zu einem besonderen Erlebnis in unserem Forscheralltag geworden ist.

Wir danken Prof. Dr. Ulrike Feistel, Prof. Dr. Jörg Feller und Prof. Dr. Holger Landmesser von der HTW Dresden für die Möglichkeit, Messungen in ihren Laboren durchzuführen und Frau M.Sc. Thi Ngoc Anh Hoang für das Erstellen der Übersichtskarte der Probenahmestellen. Weiterhin bedanken wir uns bei Herrn Dipl.-Ing. (FH) Rico Schumann und Frau Dipl.-Ing. Angelika Höhme für ihre Unterstützung bei der Durchführung unserer Versuchsreihen.

Die Arbeiten wurden gefördert durch den Europäischen Sozialfonds und den Freistaat Sachsen über die Sächsische Aufbaubank als Projektträger.

Vielen Dank im Namen der Nachwuchsforschergruppe VEMIWA der HTW Dresden.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Zielstellung 1
2. Probenahme 1
3. Probencharakterisierung 3
4. Sichtprüfung 3
4.1. Makroplastik 3
4.2. Mikroplastik 4
5. Untersuchungen mittels Elektroseparation und dynamischer Differenzkalorimetrie 6
5.1. Beschreibung der Methode 6
5.2. Auswertung der Untersuchungen 7
6. Fazit 9
6.1. Vorkommen von Mikroplastik in der Elbe 9
6.2. Stand der Entwicklung einer routinetauglichen Methode für Sedimentproben 10
7. Ausblick 10
Literaturverzeichnis 11

Zusammenfassung

Dieser Bericht stellt die Ergebnisse der Untersuchung von Sedimentproben, die im Rahmen der Elbe-Expedition 2020 gewonnen wurden, hinsichtlich ihrer Mikroplastikbelastung vor. Dabei wurde erstmalig eine Methodenkombination aus elektrostatischer Separation und dynamischer Differenzkalorimetrie angewandt.

Im Rahmen der durch die Deutsche Meeresstiftung initiierten Elbe-Expedition 2020 wurden 45 Sedimentproben aus der Elbe entnommen. Die Probenahme erfolgte vom Schiff aus mit einem Van-Veen-Bodengreifer oder am Ufer händisch mit Schaufeln. Nach der Trocknung wurden 13 kiesige und sandige Sedimentproben elektrostatisch separiert. Durch die Elektroseparation mit dem KWS-XS der Firma Hamos konnten mehr als 70 % des mineralischen Anteils der aufgegebenen Probe von einer potentiell polymerreichen Fraktion abgetrennt werden, von einem Drittel dieser Proben sogar mehr als 99 %. Die Untersuchung der polymerreichen Fraktion mittels dynamischer Differenzkalorimetrie ergab, dass die Mikroplastikkonzentration in allen sandigen Proben unterhalb der proben- und polymerspezifischen Nachweisgrenze liegt. Es konnten Nachweisgrenzen zwischen 2 und 749 mg Mikroplastik pro kg Sediment (mg/kg) für teilkristalline Polymere und zwischen 3 und 5993 mg/kg für amorphe Polymere ermittelt werden. Die Anreicherung von Mikroplastikpartikeln aus schluffig-tonigen Proben mittels Elektroseparation erwies sich als sehr anspruchsvoll. Die notwendigen Grundlagenuntersuchungen dazu sind aktuell noch nicht abgeschlossen, so dass die Anreicherung von Mikroplastik aus diesen Proben zunächst zurückgestellt wurde. Diese Proben wurden bisher nur mittels Sichtprüfung beurteilt. Auffällig war dabei die schluffig-tonige Probe aus Wittenberg, in der 54 potentielle Mikroplastikpartikel identifiziert wurden. Die Analyse ausgewählter Partikel ergab, dass überwiegend PE und PET Partikel vorliegen, aber auch PP, PS, PVC und Kunstharze.

Die Mikroplastikverteilung in der Elbe ist nach unseren Erkenntnissen sehr heterogen, wobei Mikroplastik bisher ausschließlich in Bereichen erhöhter Sedimentablagerung gefunden werden konnte. Der Anwendungsbereich unserer Methodenkombination aus elektrostatischer Separation und dynamischer Differenzkalorimetrie wird nach heutigem Entwicklungsstand vor allem die Ermittlung von Eintragsereignissen und die Überwachung von Ablagerungsbereichen umfassen.

1. Einleitung und Zielstellung

Die Belastung der Umwelt mit Plastikmüll ist ein Thema, welches zunehmend Aufmerksamkeit in der Öffentlichkeit findet (Völker et al. 2020). Littering, das vorsätzliche oder fahrlässige Einbringen von Abfällen in die Umwelt, beispielsweise durch Wegwerfen, Liegenlassen oder Transportverluste, stellt ein verbreitetes Phänomen dar, welches zu einem erheblichen Anteil Kunststoffe und kunststoffhaltige Verbundmateralien betrifft. Dies stellt nicht nur eine ästhetische Entwertung der Umwelt dar, sondern verursacht nachweisbar ökologische und ökonomische Folgen (Belke et al. 2020). Eine effektive und nachhaltige Verringerung der Umweltbelastung mit Kunststoffen kann nur erzielt werden, wenn viele gesellschaftliche Akteure, wie Bürgerinnen und Bürger, Wissenschaft, Kommunen, Länder, Bund und Verbände zusammenarbeiten, ein Verständnis für dieses Problem entwickeln und daraus gemeinsam praxistaugliche Handlungsstrategien mit hohem Akzeptanzpotential ableiten. Öffentlichkeitsarbeit und Wissenschaftskommunikation sind daher entscheidende Bestandteile einer Lösungsstrategie. Aus diesem Grund haben die Deutsche Meeresstiftung, der Bundesverband Meeresmüll e.V. und die Nachwuchsforschergruppe VEMIWA (Vorkommen und Verhalten von Mikroplastik in sächsischen Gewässern) an der HTW Dresden die Öffentlichkeitsarbeit über Plastikbelastung in der Umwelt zu einem zentralen Bestandteil ihrer Arbeit gemacht. Das Forschungs- und Medienschiff Aldebaran bietet dabei eine ideale Plattform, um sowohl mediale als auch wissenschaftliche Vorhaben wirksam umzusetzen.

Die Elbe-Expedition 2020 wurde durch die Initiative der Deutschen Meeresstiftung gemeinsam mit mehreren Akteuren durchgeführt (Bundesverband Meeresmüll e.V. 2020). Die Elbe-Expedition bot jungen Menschen und insbesondere Schülerinnen und Schülern die Möglichkeit, sich über die Problematik des Eintrags von Kunststoffabfällen in die Umwelt zu informieren. Die Expedition verlief von Schöna an der tschechischen Grenze bis Cuxhaven an der Nordsee. Das Forschungsprojekt VEMIWA war neben dem Sonderforschungsbereich Mikroplastik der Universität Bayreuth wissenschaftlicher Akteur auf der Aldebaran.

Das Forschungsprojekt VEMIWA beschäftigt sich mit der Mikroplastikanalyse in Flusssedimenten. Ein Ziel dieses Projekts ist die Entwicklung und Optimierung einer routinetauglichen Methode für ein schnelles und günstiges Monitoring der Mikroplastikbelastung von Flusssedimenten. Wesentlicher Bestandteil der Arbeiten ist eine neuartige, patentierte Methode (Harre et al. 2020) aus einer Kombination von Elektroseparation und dynamischer Differenzkalorimetrie (engl. *Differential Scanning Calorimetry*, DSC). Diese Methodenkombination wurde an der HTW Dresden entwickelt und konnte im Rahmen der Elbe-Expedition an einer Reihe realer Umweltproben getestet werden. Darüber hinaus tragen die Ergebnisse dazu bei, erstmalig die Mikroplastikbelastung von Sedimentproben entlang des gesamten deutschen Abschnitts der Elbe darzustellen.

2. Probenahme

Die Probenahmestrategie sah vor, Sedimentproben an den drei größten Städten entlang der Elbe (Dresden, Magdeburg und Hamburg) und den Gewässergütemessstationen des Gewässermessnetzes zu entnehmen. Außerdem sollte ein möglicher Mikroplastikeintrag durch Nebenflüsse berücksichtigt werden, indem Sedimentproben vor und nach Mündungen von Zuflüssen der Elbe mit einem Einzugsgebiet von ≥ 1500 km² entnommen wurden.

Die Probenahme erfolgte dabei mit einem Van-Veen-Bodengreifer (Abb. 2-1). Falls der Bodengreifer nicht eingesetzt werden konnte (starke Strömung oder grobes Sediment), wurden Sedimentproben mit einer Schaufel im Uferbereich der Elbe entnommen. Während der Probenahme wurden

Sedimentbestandteile mit Partikelgrößen deutlich über 5 mm (Steine, Grobkies), direkt an der Probenahmestelle aus der Probe entfernt. Das Sediment wurde in einen 10 l-Edelstahleimer überführt und zu einer Mischprobe aus drei bis sechs Einzelproben der gleichen Probenahmestelle vereinigt.

Abb. 2-1: Sven Schirrmeister und Carla Wichmann (Bundesverband Meeresmüll e.V.) bei der Probenahme (links), Van-Veen-Bodengreifer (rechts)

Im Rahmen der Elbe-Expedition konnten 45 Proben aus der Elbe entnommen werden. Abb. 2-2 zeigt eine Übersichtskarte aller Probenahmestellen. Es wurden 38 Proben vom Schiff aus mit dem Van-Veen-Greifer und 7 Proben im Uferbereich der Elbe händisch entnommen. Insgesamt wurden 23 Proben direkt aus der Gewässersohle (•), 5 Proben am Flussufer (•) und 17 Proben aus Hafenbecken (•) entnommen.

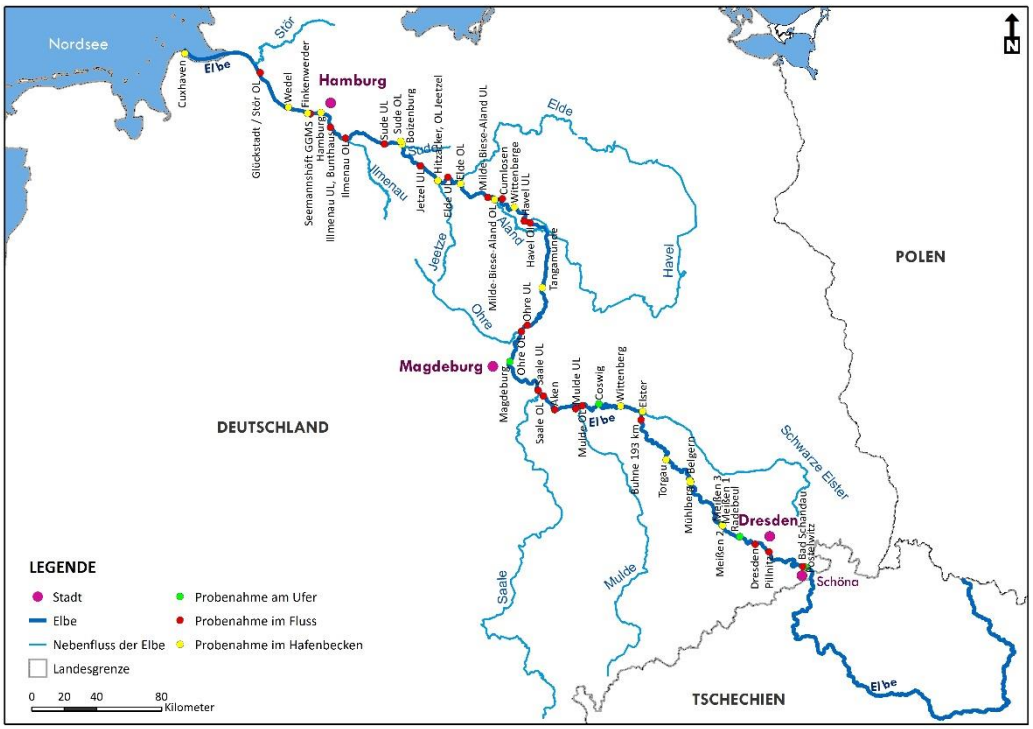

Abb. 2-2: Karte der Probenahmestellen entlang des deutschen Abschnitts der Elbe
UL – Unterlauf, OL – Oberlauf

3. Probencharakterisierung

Von allen 45 Sedimentproben wurde die Trockenmasse bestimmt und eine Siebanalyse durchgeführt. Es erfolgte eine Einteilung der Sedimentproben nach ihrer Partikelgrößenverteilung in kiesige (d > 2000 µm), sandige (d = 63…2000 µm) und schluffig-tonige (d > 63 µm) Sedimente. Es konnten 5 Proben als kiesige, 8 Proben als sandige und 32 Proben als schluffig-tonige Sedimente eingeordnet werden. Auffällig war, dass alle Proben aus Hafenbecken schluffig-tonige Sedimente sind.

Abb. 3-1 zeigt ausgewählte trockene Sedimentproben, darunter die sandigen Sedimente der Probenahmestellen Saale OL und Havel UL, das kiesige Sediment aus Magdeburg sowie das schluffig-tonige Sediment aus Boizenburg. Es ist zu erkennen, dass die Beschaffenheit der Sedimentproben eine hohe Diversität aufweist. Die schluffig-tonigen Sedimente bilden während der Trocknung feste Aggregate, was auf den erhöhten Anteil an Tonmineralien in diesen Sedimenten zurückzuführen ist. Die Aggregation konnte durch eine erweiterte Aufarbeitungsmethode unter Einbeziehung eines Gefriertrockenschrittes für schluffig-tonige Sedimente vermieden werden.

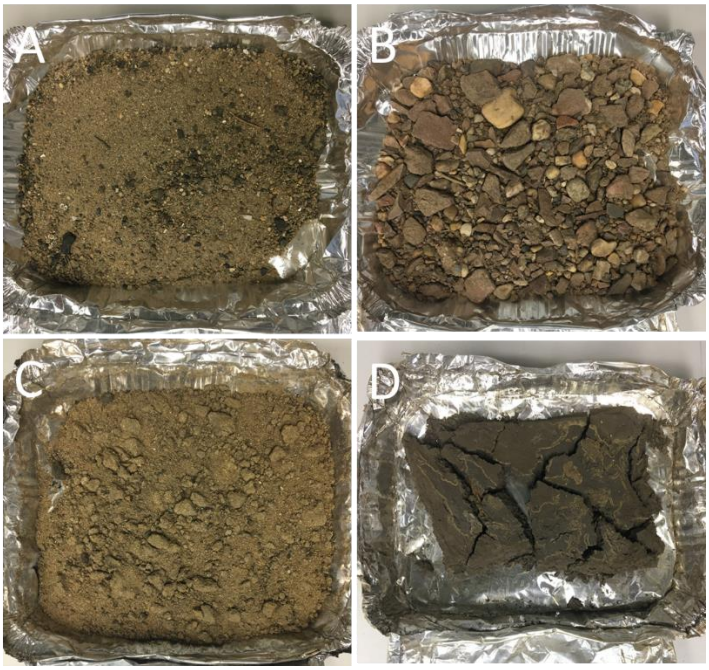

Abb. 3-1: Bilder der Sedimentproben Saale OL (A), Magdeburg (B), Havel UL (C), Boizenburg (D)

4. Sichtprüfung

4.1. Makroplastik

Durch eine Sichtprüfung der Sedimentbestandteile ≥ 5000 µm nach der Siebanalyse wurden in vier Proben der schluffig-tonigen Sedimente (Mühlberg Coswig, Wittenberg und Wittenberge) Makroplastikpartikel (d ≥ 5000 µm) gefunden (Abb. 4-1). Bei den Makroplastikpartikeln handelte es sich der Erscheinungsform nach ausschließlich um Folienfragmente. Der Partikel aus Mühlberg wurde als PVC identifiziert, die Partikel aus Coswig, Wittenberg und Wittenberge als PE. Der Anteil der Makroplastikpartikel aus PE der Proben aus Coswig, Wittenberg und Wittenberge ergab einen Beitrag zum Plastikgehalt in den Proben zwischen 2,5 und 6,8 mg/kg. In der Probe Mühlberg trug der Partikel 470 mg/kg zum PVC-Anteil bei. In den sandigen und kiesigen Sedimenten wurden keine Makroplastikpartikel gefunden. Damit beschränkten sich die Makroplastikfunde auf schluffig-tonige Sedimente aus Hafenbecken. Durch die geringe Strömung wird dort das Absinken der Kunststoffpartikel begünstigt. Zudem sind Einträge von Plastikmüll in Hafenbecken aufgrund des Nutzungsprofils wahrscheinlicher.

Abb. 4-1: Gesichtete Makroplastikpartikel aus den Proben Mühlberg, Coswig und Wittenberg

4.2. Mikroplastik

Die schluffig-tonige Probe aus Wittenberg fiel durch eine leicht erkennbare hohe Belastung mit Partikeln auf, die als potentielle Mikroplastik eingeschätzt wurden. Die Sichtprüfung dieser Probe ergab insgesamt 54 potentielle Mikroplastikpartikel (Abb. 4-2). Diese wurden überwiegend als Folienfragmente (28 Partikel), aber auch als lackartige Fragmente (15 Partikel) und Fasern oder Gewebefragmente (11 Partikel) eingeordnet.

Bei den sandigen und kiesigen Proben wurde eine Sichtprüfung am Sediment selbst und in den polymerreichen Fraktionen (siehe Abschnitt 5) durchgeführt. In vier der sandigen und kiesigen Sedimente wurden in den polymerreichen Fraktionen vereinzelt lackartige Partikel gesichtet.

Die Partikel aus den sandigen und kiesigen Proben und 14 Partikel der Probe aus Wittenberg wurden exemplarisch mittels DSC und Infrarotmikroskopie untersucht (Abb. 4-3).

Die Untersuchung der ausgewählten Partikel ergab, dass 7 Partikel aus PE, PE-PP-Gemischen oder PE-PP-Copolymeren bestehen, wobei es sich überwiegend um Folienfragmente handelt. Partikel 2 und 4 sind Fragmente größerer Kunststoffobjekte. 4 lackartige Partikel wurden den Kunstharzen zugeordnet. Es wurden 3 PET-Partikel identifiziert, bei denen es sich ausschließlich um Fasern handelt. Weiterhin wurde ein Partikel aus PP und ein Partikel aus PS identifiziert. Der Partikel aus der Probe Mulde OL konnte nicht identifiziert werden.

Die Massen der lackartigen Mikroplastikpartikel in den kiesigen und sandigen Proben betragen 0,39 mg (Bad Schandau), 0,54 mg (Mulde UL) und 2,33 mg (Saale OL). Damit tragen diese Partikel zwischen 0,3 und 1,4 mg/kg zum Mikroplastikgehalt der Proben bei.

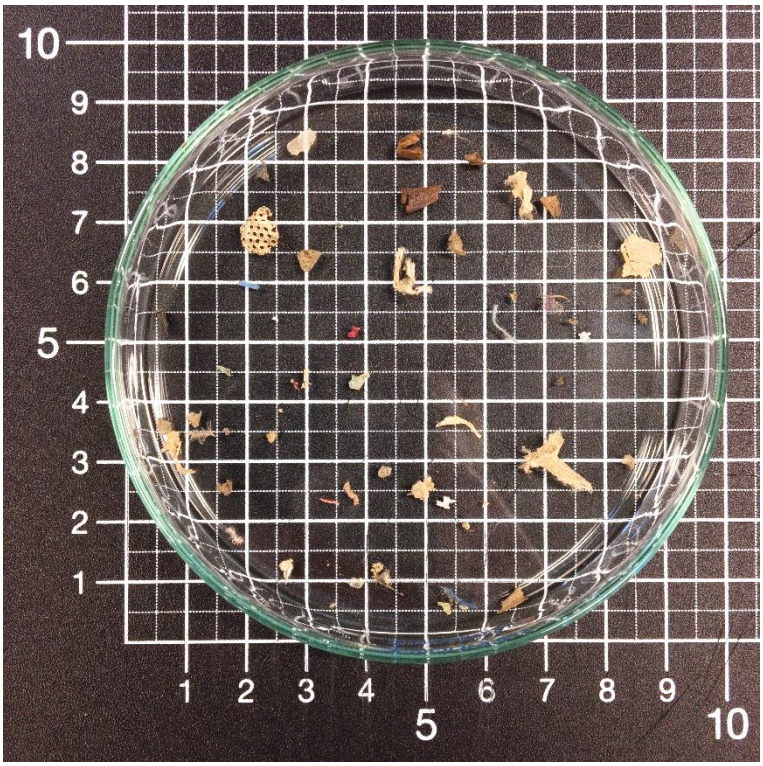

Abb. 4-2: Mikroplastikpartikel aus der Probe Wittenberg

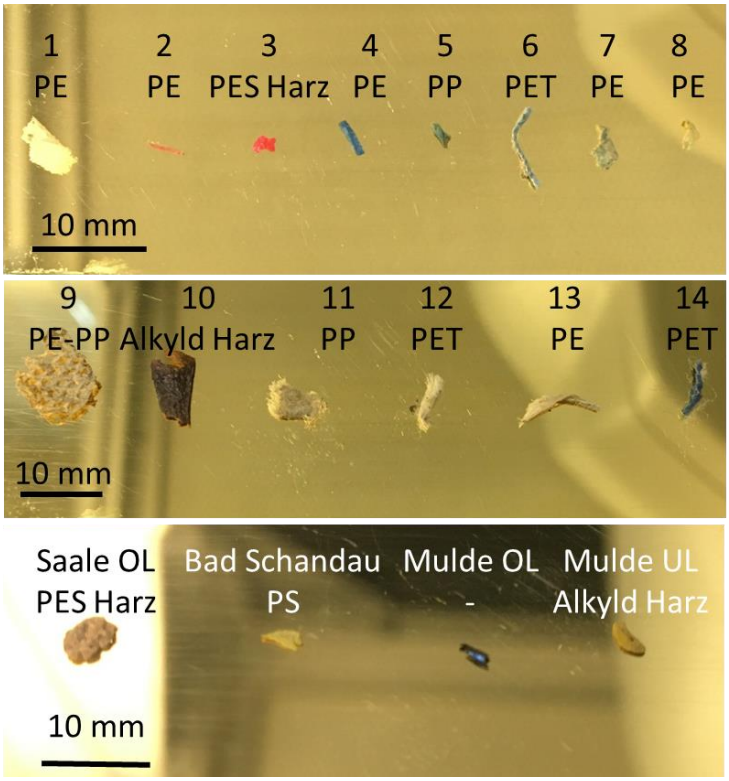

Abb. 4-3: Mikroplastikpartikel aus den Proben Wittenberg (1-14), Saale OL, Bad Schandau, Mulde OL und Mulde UL

PE wurde in den untersuchten Sedimentproben am häufigsten identifiziert. PE ist das Polymer, welches global im größten Maßstab produziert wird (Tiseo 2021). Es wird beispielsweise für Folien, Plastiktüten, Verpackungen, Kanister, Behälter, Spritzgussteile, Rohre und Kabelisolationen, aber auch zur Beschichtung von Textilien oder Papier verwendet. Nach dem Eintrag in die Umwelt können durch

Verwitterung und Fragmentierung des Materials sekundäre Mikroplastikpartikel entstehen, wie sie in den untersuchten Sedimentproben vorgefunden wurden. Lackartige Partikel aus Kunstharzen könnten von Schifflackierungen stammen. PET-Fasern werden für die Herstellung von Textilien genutzt und können aus recycelten PET-Trinkflaschen hergestellt werden.

5. Untersuchungen mittels Elektroseparation und dynamischer Differenzkalorimetrie

5.1. Beschreibung der Methode

Das Aufgabegut aus trockenen Sedimentpartikeln < 5 mm wird einer elektrostatischen Anreicherung zugeführt, die eine polymerreiche (PRF) und eine polymerarme (PAF) Fraktion ergibt. Die Kunststoffanteile der polymerreichen Fraktion werden anhand ihres thermodynamischen Fingerabdrucks identifiziert und quantifiziert. Die Abfolge der einzelnen Schritte ist in Abb. 5-1 schematisch dargestellt.

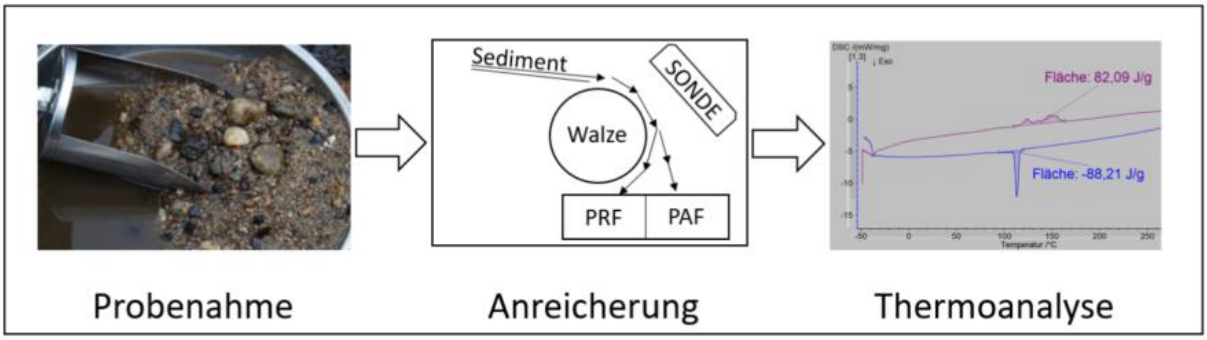

Abb. 5-1: Prozessschritte im Untersuchungsprozess des Analyseverfahrens (Schirrmeister et al. 2021)

Durch die Elektroseparation kommt es zu einer Auftrennung der Partikel in der Probe nach ihrer elektrischen Leitfähigkeit (Köhnlechner & Sander 2009). Über eine Koronaelektrode (Sonde) werden alle Partikel des Aufgabeguts elektrostatisch aufgeladen (Abb. 5-1, Mitte). Treffen die aufgeladenen Partikel auf die geerdete Walze, entladen sich die mineralischen Partikel sofort und gleiten an der Walze ab. Diese Partikel werden in einer polymerarmen Fraktion aufgefangen. Mikroplastikpartikel entladen sich langsamer und haften somit an der Walze an. Durch ein Abstreifblech werden die Mikroplastikpartikel von der Walze gelöst und werden in einer polymerreichen Fraktion (PRF) angereichert.

Den Aufbau des verwendeten Koronawalzenscheiders KWS-XS der Firma Hamos zeigt Abb. 5-2. Als Gütemaß der Separation kann der Abscheidegrad herangezogen werden. Dieser beschreibt den Anteil an mineralischen Sedimentpartikeln, der von der polymerreichen Fraktion abgetrennt wurde.

In einem dritten Arbeitsschritt wurde eine stichprobenhafte Analyse (n = 5) der polymerreichen Fraktion mittels dynamischer Differenzkalorimetrie durchgeführt. Das somit erhaltene Thermogramm enthält den thermodynamischen Fingerabdruck, welcher die thermischen Eigenschaften der Polymere in der Probe erfasst. Aus den detektierten Glasübergängen, Schmelz- und Kristallisationsenthalpien können Polymere eindeutig identifiziert und quantifiziert werden (Bitter & Lackner 2020). Zusammen mit dem bekannten Abscheidegrad aus der Elektroseparation kann auf die Mikroplastiklast der Sedimentprobe geschlossen werden.

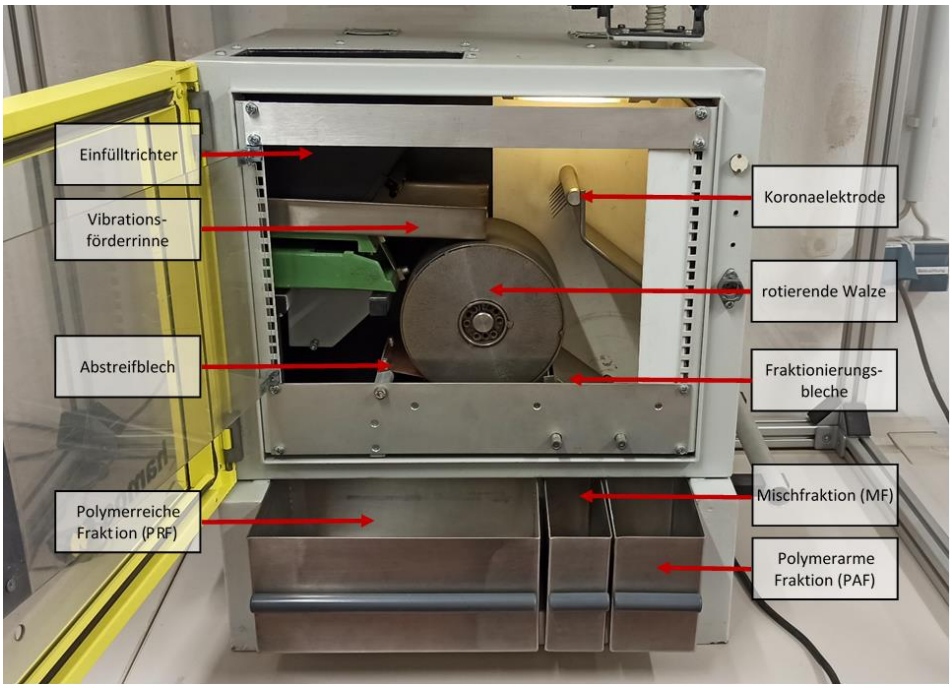

Abb. 5-2: Aufbau des verwendeten Elektroseparators KWS-XS

5.2. Auswertung der Untersuchungen

Die 13 kiesigen und sandigen Sedimente wurden mittels der Methodenkombination auf ihren Mikroplastikgehalt untersucht. Vorversuche zeigten, dass durch den hohen Feinanteil in schluffig-tonigen Sedimenten die Selektivität der Elektroseparation beeinflusst wird und eine Auftrennung der Sedimentprobe nach der Leitfähigkeit der enthaltenen Partikel nicht mehr gewährleitet werden kann. Daher wird der Mikroplastikgehalt dieser Proben in einer weiteren Versuchsreihe mit einer alternativen Aufarbeitungsmethode ermittelt. Die Ergebnisse dieser Versuchsreihe lagen zum Redaktionsschluss dieses Berichtes noch nicht vollständig vor und werden daher hier nicht diskutiert.

Durch die Elektroseparation der 13 kiesigen und sandigen Sedimentproben konnten Abscheidegrade zwischen 0,700 und 0,998 erhalten werden. In Abb. 5-3 ist ein Vergleich der polymerarmen und der polymerreichen Fraktion der Proben Havel UL und Elster gezeigt. Die Ursache für die große Streuung der Abscheidegrade sind Einflüsse probenspezifischer Eigenschaften, wie Feinkornanteil, der organische Gesamtkohlenstoffgehalt und die mineralische Zusammensetzung des Sediments, auf das Separationsergebnis (Enders et al. 2020).

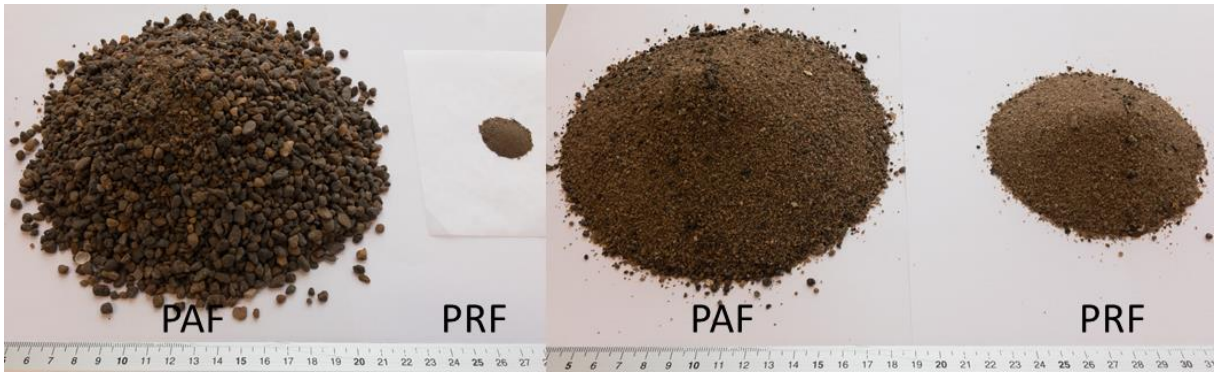

Abb. 5-3: Vergleich der polymerarmen Fraktion (PAF)und der polymerreichen Fraktion (PRF) der Proben Elster (Abscheidegrad: 0,998, links) und Havel UL (Abscheidegrad: 0,700, rechts)

In Tab. 5-1 sind die Abscheidegrade und Mikroplastikgehalte der Proben aufgelistet. Es wurden ausschließlich Mikroplastikpartikel der typischen Massenkunststoffe Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyethylenterephthalat (PET), Polyamid (PA), Polystyrol (PS), und Polyvinylchlorid (PVC) mit unserer Methode analysiert. Diese sechs Kunststoffe werden aufgrund ihrer hohen Produktionsmengen besonders häufig in die Umwelt eingetragen und als Mikroplastik gefunden (Tiseo 2021).

Tab. 5-1: Übersicht der MP-Gehalte in den sandigen Sedimentproben

Probenahmestelle	Abscheidegrad [ ]	Mikroplastikgehalt [mg/kg]		
		PE, PP, PET, PA	PS	PVC
Bad Schandau	0,894	< 190	< 1522	< 380
Pillnitz	0,875	< 50	< 404	< 101
Dresden	0,911	< 89	< 714	< 178
Radebeul	0,962	< 45	< 360	< 90
Elster	0,998	< 2	< 13	< 3
Mulde OL	0,953	< 110	< 878	< 220
Mulde UL	0,881	< 202	< 1616	< 404
Aken	0,929	< 143	< 1146	< 287
Saale OL	0,954	< 77	< 613	< 153
Magdeburg	0,993	< 9	< 75	< 19
Havel UL	0,700	< 749	< 5993	< 1498
Elde UL	0,996	< 8	< 63	< 16
Ilmenau OL	0,992	< 18	< 140	< 35

Die Untersuchung ergab, dass die Mikroplastikgehalte in allen 13 kiesigen und sandigen Sedimentproben unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Es wurden in keiner Messung charakteristische Signale für Polymere festgestellt, somit konnten keine Mikroplastikpartikel in den kiesigen und sandigen Sedimentproben identifiziert werden. In Tab. 5-1 ist zu erkennen, dass die Nachweisgrenze polymer- und probenspezifisch ist. Die Nachweisgrenzen der teilkristallinen Polymere PE, PP, PET und PA sind deutlich kleiner als diejenigen der amorphen Polymere PS und PVC. Das ist darauf zurückzuführen, dass die ausgewerteten thermischen Übergänge dieser Polymere (Schmelzen und Kristallisieren) ein besseres Signal-zu-Rausch-Verhältnis aufweisen als die der amorphen Polymere (Glasübergang). Zudem sind die Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenzen vom Separationsergebnis abhängig, welches für die untersuchten kiesigen und sandigen Proben variiert.

6. Fazit

6.1. Vorkommen von Mikroplastik in der Elbe

Die Untersuchung der Sedimentproben aus der Elbe ergab, dass in einzelnen Proben Kunststoffpartikel vorkommen. In den Proben Mühlberg, Coswig, Wittenberg und Wittenberge wurden Makroplastikpartikel gefunden. Dabei handelte es sich um fünf PE-Fragmente und ein PVC-Fragment. Es konnte gezeigt werden, dass die MP-Last in den kiesigen und sandigen Proben unterhalb der polymer- und probenspezifischen Nachweisgrenzen der Methode liegt. Eine Mikroplastikbelastung unterhalb der Nachweisgrenze kann nicht ausgeschlossen werden. Funde einzelner Mikroplastikpartikel durch die Sichtprüfung implizieren eine gewisse Wahrscheinlichkeit, dass auch geringe Mikroplastikgehalte unterhalb der Nachweisgrenze zu erwarten sind. In vier Sedimentproben wurden Mikroplastikpartikel identifiziert. Die Probe aus Wittenberg war besonders auffällig. Hier wurden 54 Mikroplastikpartikel gefunden, welche größtenteils als PE und PET identifiziert worden. Die Bestimmung der Mikroplastikbelastung in den übrigen schluffig-tonigen Sedimenten ist noch nicht abgeschlossen und wird nach Abschluss der Untersuchungen in einem nachfolgenden Bericht dargestellt

Die Auswertung der bisher untersuchten Sedimentproben zeigt, dass Mikroplastik sehr heterogen verteilt ist. Eine durchgängig hohe Belastung des Elbsediments kann aus unseren Daten nicht abgeleitet werden. Dieser Befund steht in Übereinstimmung mit aktuellen Erkenntnissen anderer Forschungsgruppen. Für einzelne Abschnitte der Elbe untersuchten Scherer et al. (2020) sowohl Sedimentproben als auch Wasserproben aus der fließenden Rinne und berichteten von deutlichen Unterschieden in der Mikroplastikbelastung an den 11 Probenahmestellen. Die Mikroplastikbelastung der Sedimentproben lag dabei zwischen 2,26 und 2,27x10^4 Partikeln pro Liter Sediment.

Weiterhin ist auffällig, dass PE am häufigsten in den Sedimentproben vorzufinden war, obwohl es durch seine niedrige Dichte (0,89 – 0,98 g/cm^3) nicht sedimentieren sollte. Zur Aufklärung dieses Phänomens sind Untersuchungen von Transport- und Transformationsprozessen von Mikroplastik in der Umwelt notwendig.

Die wenigen Funde polymerer Materialien in unserer Untersuchung beschränken sich auf Bereiche der Elbe, in denen die hydrodynamischen Eigenschaften des Flusses die Sedimentablagerung begünstigen. Dazu gehören Häfen, Buhnenfelder und Ruhezonen. Strömungsberuhigte Bereiche, wie in den Buhnenfeldern um Wittenberg, könnten natürliche Senken für Polymerpartikel bilden.

Mikroplastikeinträge über diffuse oder Punktquellen spielen eine wichtige Rolle bei der Verteilung von Mikroplastik in der Umwelt. Eine routinemäßige Überwachung von Punktquellen, wie beispielsweise Mischwasserentlastungen und Regenwasserüberläufen, ist empfehlenswert für eine Beurteilung der Veränderung der Mikroplastikbelastung der Elbe (Altmann 2021).

Die Mikroplastikbelastung des Elbsedimentes ist nach aktuellem Wissensstand nicht besorgniserregend.

Die Aufklärung dieser Fragen kann einen wertvollen Beitrag für ein besseres Verständnis von Transformations- und Transportprozessen von Mikroplastik in Fließgewässern leisten.

6.2. Stand der Entwicklung einer routinetauglichen Methode für Sedimentproben

Die bisherigen Analyseergebnisse weisen darauf hin, dass die untersuchte Methode aus Elektroseparation und DSC voraussichtlich die typische Mikroplastikgrundlast nur in Senken erfasst. In den meisten Sedimenten ist die Grundlast zu gering für die Routineanalytik. Es ergibt sich daraus ein Anwendungsbereich dieser Methode zur Ermittlung von akuten Eintragsereignissen und der Überwachung von Ablagerungsbereichen zur Bestimmung der Grundlast. Um die Anwendung dieser Methode zukünftig zu gewährleisten, soll zudem der Aufarbeitungsprozess weiter optimiert werden, um niedrigere Nachweis- und Bestimmungsgrenzen zu erreichen.

7. Ausblick

Die verbliebenen tonig-schluffigen Sedimentproben werden zurzeit mit einer Methodenkombination unter Nutzung der Gefriertrocknung, Dichteseparation, DSC, Infrarotspektroskopie und Infrarot-mikroskopie untersucht. In den schluffig-tonigen Proben sind Mikroplastiklasten oberhalb der Nachweisgrenzen unserer Methode zu erwarten, wie die Probe aus Wittenberg bereits zeigt. Neben der Vervollständigung des Bildes zur Verteilung der Mikroplastikbelastung in der Elbe sollen damit auch Aussagen zur Eignung der Identifizierung und Quantifizierung von Mikroplastik mittels DSC im Umweltmonitoring möglich werden.

Nach dem Abschluss der Mikroplastikanalysen aller Sedimentproben kann unter Berücksichtigung der Probenahmestrategie eine Beurteilung der Mikroplastikverteilung entlang des deutschen Abschnitts der Elbe vorgenommen werden. Im Rahmen der Elbe-Expedition 2021 ist eine Probenahme in Ablagerungsbereichen und an wasserbaulichen Anlagen geplant, um die bisherigen Ergebnisse zu validieren.

Literaturverzeichnis

Altmann, K. (2021) Repräsentative Untersuchungsstrategien für ein integratives Systemverständnis von spezifischen Einträgen von Kunststoffen in die Umwelt (RUSEKU). Online Abschlusskonferenz "Plastik in der Umwelt". Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung. Ecologic Institut Berlin, 20.04.2021.

Belke, C.; Kuhlmann, J.; Schreckenberg, D.; Weishäupl, J. (2020) Status Quo, Handlungspotentiale, Instrumente und Maßnahmen zur Reduzierung des Litterings, EXTE 69/2020 Ressortforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit Forschungskennzahl 3717 34 338 0 FB000281.

Bitter, H.; Lackner, S. (2020) First quantification of semi-crystalline microplastics in industrial wastewaters. *Chemosphere* 258, 127388. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127388.

Bundesverband Meeresmüll e.V. (2020) Elbe-Expedition 2020: Dem Plastik auf der Spur. Hg. v. Bundesverband Meeresmüll e.V. Online verfügbar unter https://bundesverband-meeresmuell.de/elbe-tour-2020/, zuletzt geprüft am 01.03.2021.

Enders, K.; Tagg, A.S.; Labrenz, M. (2020) Evaluation of Electrostatic Separation of Microplastics From Mineral-Rich Environmental Samples. *Front. Environ. Sci.* 8, 346. DOI: 10.3389/fenvs.2020.00112.

Harre, K.; Bauer, R.; Grischek, T.; Großmann, C.; Simon, F.; Socher, M., Weise, M. (2020) Verfahren zur Quantifizierung von Polymerspezies in einer Polymerpartikel enthaltenden Probe, DE 10 2020 115 971, angemeldet am 17.06.2020, erteilt am 21.05.2021.

Köhnlechner, R.; Sander, S. (2009) Praktischer Einsatz elektrostatischer Separatoren in der Sekundärrohstoffindustrie. *Berg Huettenmaenn. Monatsh.* 154(4), 136–139. DOI: 10.1007/s00501-009-0453-2.

Scherer, C.; Weber, A.; Stock, F.; Vurusic, S.; Egerci, H.; Kochleus, C. et al. (2020) Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *The Science of the total environment* 738(71), 139866. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139866.

Schirrmeister, S.; Kurzweg, L.; Adomat, Y.; Faist, S.; Harzdorf, J.; Bauer, R. et al. (2021) Die Entwicklung eines Analyseverfahrens für Mikroplastik in Sedimenten mittels elektrostatischer Separation und thermodynamischem Fingerabdruck. *Mitt. Umweltchem. Ökotox.* 2, 44–47.

Tiseo, I. (2021) Global plastic production share by type 2018. Hg. v. Statista. Online verfügbar unter https://www.statista.com/statistics/968808/distribution-of-global-plastic-production-by-type/, zuletzt geprüft am 04.06.2021.

Völker, C.; Kramm, J.; Wagner, M. (2020) On the Creation of Risk. Framing of Microplastics Risks in Science and Media. *Global Challenges* 4(6), 1900010. DOI: 10.1002/gch2.201900010.

Zumbülte, N. (2021) Mikroplastik in Binnengewässern - Untersuchung und Modellierung des Eintrags und Verbleibs im Donaugebiet als Grundlage für Maßnahmenplanungen. Online Abschlusskonferenz "Plastik in der Umwelt". Technologiezentrum Wasser Karlsruhe. Ecologic Institut Berlin, 20.04.2021.