

TEXTE

103/2026

Abschlussbericht Teil 1

# Quantitative Erfassung, Bilanzierung und Bewertung von Mikrokunststoffen im internationalen Flussgebiet Rhein

von:

Georg Dierkes, Thomas Hoffmann, Björn Baschek, Jan Kamp, Tim Lauschke, David Range, Marcel Reinhardt, Thomas A. Ternes  
Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Herausgeber:

Umweltbundesamt



TEXTE 103/2026

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für  
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und  
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3719 22 301 0

Abschlussbericht

# **Quantitative Erfassung, Bilanzierung und Bewertung von Mikrokunststoffen im internationalen Flussgebiet Rhein**

von

Georg Dierkes, Thomas Hoffmann, Björn Baschek, Jan  
Kamp, Tim Lauschke, David Range, Marcel Reinhardt,  
Thomas A. Ternes  
Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

## Impressum

### Herausgeber

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[buergerservice@uba.de](mailto:buergerservice@uba.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

### Durchführung der Studie:

Bundesanstalt für Gewässerkunde  
Am Mainzer Tor 1  
56068 Koblenz  
Land (Bitte nur angeben, wenn nicht Deutschland)

### Abschlussdatum:

Dezember 2023

### Redaktion:

Fachgebiet III 2.6 Abwassertechnikforschung, Abwasserentsorgung  
Dr. Claus Gerhard Bannick, Dr. Mathias Ricking

### DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-8048>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juli 2026

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

### **Kurzbeschreibung: Quantitative Erfassung, Bilanzierung und Bewertung von Mikroplaststoffen im internationalen Flussgebiet Rhein**

Flüsse werden als bedeutende Quellen für die Verschmutzung der Meere mit Plastikmüll angesehen. In diesem Projekt wurde mit dem Rhein erstmals für einen großen deutschen Fluss die Plastikfracht (Makro- und Mikroplastik) ermittelt. Hierzu wurde ein Monitoringskonzept zur repräsentativen Beprobung von Mikroplastik entwickelt. Die Quantifizierung von Mikroplastik in den unterschiedlichen Größenfraktionen erfolgte mittels thermoanalytischer Verfahren. Die ermittelten Konzentrationen in den Ufer- und Sohlsedimenten lagen für die Gesamtmenge über alle Polymere bei 1,2 bis 337 µg/g in der Sedimentfraktion <1 mm. Sedimente stellen somit einen Zwischenspeicher für MP dar, eine langfristige Senkenfunktion mit erhöhten MP-Konzentrationen konnte aus den Befunden dieser Studien nicht nachgewiesen werden.

Die Beprobung mittels Sedimentationskasten ergab im Vergleich zur Durchflusszentrifuge erhebliche höhere Konzentrationen bezogen auf die Schwebstoffe. Der Large Volume Sampler weist Konzentrationen auf, die zwischen denen des Sedimentationskastens und der Durchflusszentrifuge liegen und den Bedingungen im Fließgewässer vermutlich am ähnlichsten sind. Die MP-Konzentrationen bezogen auf die suspendierten Sedimente wiesen in allen drei Messstellen eine hohe Konstanz auf, die nicht von den Abflussbedingungen kontrolliert wird. Die Mediane der Konzentrationen an den Messstellen waren 0,21, 0,44 und 0,26 mg/g für Weil, Koblenz und Emmerich. Die Frachten der drei Polymere PE, PP und PS an den drei Messstellen Weil, Koblenz und Emmerich im Monitoringjahr 2022/23 betrugen 230 t/a, 357 t/a und 360 t/a. Die Fracht in Weil lag somit signifikant unter den Frachten in Koblenz und Emmerich. PE wies an allen drei Standorten die höchsten Konzentrationen und Frachten auf. In Weil und Emmerich liegt die PP-Fracht signifikant über der PS-Fracht.

Es wurde eine Methodik zur Erfassung von Makroplastik mit einem Kamerasystem in Kombination mit künstlicher Intelligenz entwickelt. Das Kamerasystem wurde auf Brücken befestigt, um im 1-s Intervall Bilder des Flussabschnitts aufzunehmen. Zum Training des neuronalen Netzes wurde von einem Boot aus Treibgut in den Rhein eingebracht, das von der Strömung unter der Brücke durchtransportiert wurde. Ein zweites Boot wurde eingesetzt, um das Treibgut wieder einzusammeln. Durch dieses Vorgehen konnten etwa 800 Bilder (mit Objekten) aufgenommen werden, die manuell in drei Klassen (Plastikflaschen, Plastik/künstliche Polymere, Vegetation) gelabelt wurden. Ein Deep Learning (DL) Algorithmus (YOLOv5) wurde mit diesen Daten trainiert. Trotz der geringen Anzahl an Trainingsdaten konnte das Modell Objekte im Validierungsdatensatz mit einer hohen Genauigkeit erkennen (ca. 94 % mAP). Durch den gezeigten Ansatz können weitere Daten erzeugt werden, um das Modell zu verbessern, damit dieses eine höhere Generalisierbarkeit hat und auf weitere Klassen anwendbar ist. Zukünftige Trainingsdaten sollten möglichst vielfältig sein und Daten von verschiedenen Flüssen, Umweltbedingungen (z.B., Beleuchtungsverhältnisse, Wellengänge) und verschiedenste Objekte beinhalten. Im Rahmen des Projekts wurde ein Ansatz vorgeschlagen, wie Fernerkundung und DL kombiniert werden können, um Makroplastikfrachten in Fließgewässern zu monitorieren.

**Abstract: Quantitative detection, load estimation and evaluation of microplastic in the Rhine area**

Rivers are seen as a significant source of plastic waste pollution in the oceans. In this project, the plastic load (macroplastics and microplastics) was determined for the first time for a large German river, the Rhine. A monitoring concept for representative sampling of microplastics was developed for this purpose. The quantification of microplastics in the different size fractions was carried out using thermoanalytical methods. The concentrations determined in the bank and bed sediments ranged from 1.2 to 337  $\mu\text{g/g}$  for the total amount across all polymers in the sediment fraction <1 mm. Sediments thus represent a temporary storage for MP, a long-term sink function with increased MP concentrations could not be proven from the findings of these studies.

Sampling using a sedimentation box resulted in considerably higher concentrations in relation to the suspended matter compared to the flow-through centrifuge. The Large Volume Sampler shows concentrations that lie between those of the sedimentation box and the flow-through centrifuge and are probably most similar to the conditions in the flowing water. The MP concentrations in relation to the suspended sediments show a high constancy in all three measuring points, which is not controlled by the discharge conditions. The median concentrations at the monitoring sites were 0.21, 0.44 and 0.26 mg/g for Weil, Koblenz and Emmerich. The loads of the three polymers PE, PP and PS at the three monitoring sites Weil, Koblenz and Emmerich in the monitoring year 2022/23 amounted to 230 t/a, 357 t/a and 360 t/a respectively. The load in Weil was therefore significantly lower than the loads in Koblenz and Emmerich. PE has the highest concentrations and loads at all three locations. In Weil and Emmerich, the PP load is significantly higher than the PS load.

A methodology for recording macroplastics with a camera system in combination with artificial intelligence was developed. The camera system was mounted on bridges to record images of the river section at 1-s intervals. To train the neural network, flotsam was introduced into the Rhine from a boat and transported under the bridge by the current. A second boat was used to collect the flotsam again. This procedure made it possible to take around 800 images (with objects), which were manually labeled in three classes (plastic bottles, plastic/artificial polymers, vegetation). A deep learning (DL) algorithm (YOLOv5) was trained with this data. Despite the small amount of training data, the model was able to recognize objects in the validation dataset with a high accuracy (approx. 94 % mAP). With the approach shown, further data can be generated to improve the model so that it has a higher generalizability and can be applied to further classes. Future training data should be as diverse as possible and include data from different rivers, environmental conditions (e.g., lighting conditions, waves) and different objects. The project proposed an approach to combine remote sensing and DL to monitor macroplastic loads in rivers.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungsverzeichnis.....	14
Zusammenfassung.....	15
1 Hintergrund und Projektziele.....	26
2 Methodik.....	30
2.1 Mikroplastik.....	30
2.1.1 Probenahmestellen.....	31
2.1.2 Probenahmetechniken von Mikroplastik in der Wassersäule.....	33
2.1.2.1 Diskrete Probenahme.....	33
2.1.2.2 Integrative Probenahme: Sedimentationskasten.....	38
2.1.3 Probennahmedesign zur Ermittlung des Mikroplastikgehalts.....	41
2.1.3.1 Mikroplastik-Monitoring.....	41
2.1.3.2 Mikroplastik-Verteilung im Gerinnequerschnitt.....	42
2.1.4 Probenahme von Mikroplastik an der Gewässersohle (Sedimentproben).....	44
2.1.5 Quantifizierung der Mikroplastikgehalte in Schwebstoffen.....	44
2.1.5.1 Qualitätssicherung.....	44
2.1.5.2 Fraktionierung und Homogenisierung.....	45
2.1.5.3 FTIR-Messungen.....	45
2.1.5.4 Lösemittelextraktion.....	45
2.1.5.5 Pyrolyse-GC/MS.....	46
2.1.5.6 TED-GC/MS.....	47
2.1.5.7 Begleitparameter.....	48
2.1.6 Bestimmung von Mikroplastikfrachten.....	48
2.1.6.1 Zeitdiskreter Ansatz.....	48
2.1.6.2 Zeitintegraler Ansatz.....	49
2.1.6.3 Weitere Datengrundlage der Frachtberechnung.....	50
2.2 Erfassung von Makroplastik.....	51
2.2.1 Erfassung von Treibgut.....	52
2.2.2 Klassifizierungskatalog.....	53
2.2.3 Kamerasystem.....	58
2.2.3.1 Grundlagen Kamerasystem.....	58

2.2.3.2	Kombiniertes Kamerasystem: Systemauswahl und Aufbau .....	59
2.2.3.3	Kalibrierung.....	63
2.2.4	Erhebung von Bilddaten.....	64
2.2.4.1	Vorversuche mit dem bildgebendem Kamerasystem .....	64
2.2.4.2	Brückenbasierte Aufbauten für das Makroplastikmonitoring.....	65
2.2.4.3	Erster Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten an der Zoobrücke Köln .....	66
2.2.4.4	Zweiter Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten: Niederwerther Brückenexperiment .....	67
2.2.5	Labelling und Vorprozessierung der Bilddaten.....	69
2.2.6	Auswertung Bilddaten .....	71
2.2.6.1	Index-basierte Klassifikationsverfahren .....	71
2.2.6.2	Verfahren zur Klassifikation mittels Deep Learning.....	72
3	Mikroplastikanalytik.....	75
3.1	Analyse.....	75
3.2	Qualitätssicherung .....	81
4	Verteilung von Mikroplastik im Gerinnequerschnitt des Rheins .....	84
4.1	Festlegung der Maschenweite von Filternetzen.....	84
4.2	Verteilung im Gerinnequerschnitt .....	85
4.3	Vorkommen im Sediment .....	93
5	Mikroplastik-Monitoring im Rhein .....	94
5.1	Mikroplastikkonzentrationen im Rhein .....	94
5.2	Unterschiede zwischen den Methoden zur Bestimmung der MP-Konzentration.....	97
5.3	Mikroplastikfrachten.....	100
5.4	Unterschiede zwischen den Standorten .....	103
6	Makroplastik im Rhein.....	107
6.1	Ergebnisse Auswertung Treibgut .....	107
6.2	Ergebnisse Auswertung Kameradaten.....	107
6.2.1	Spektrale Charakteristika von Objekten aus Vorexperimenten .....	107
6.2.2	Feldexperimente Zoobrücke Köln.....	110
6.2.3	Ergebnisse der indexbasierten Auswertung der Hyperspektralbilder des zweiten Bootsexperiments.....	110
6.2.4	Ergebnisse des Deep Learning Ansatzes zur Auswertung der RGB-Bilder des zweiten Bootsexperiments .....	112
7	Fazit und Ausblick.....	116

7.1	Mikroplastik .....	116
7.1.1	Analytik .....	116
7.1.2	Verteilung der Mikroplastikkonzentration im Querschnitt .....	116
7.1.3	Monitoring der Mikroplastikkonzentration .....	117
7.1.4	Einordnung der berechneten MP-Frachten im internationalen Kontext .....	117
7.2	Monitoring Makroplastik .....	121
8	Quellenverzeichnis .....	125

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Grafische Übersicht über die im Projekt durchgeführten Arbeiten .....	30
Abbildung 2:	Räumliche Einordnung der drei Messstellen zum MP-Monitoring entlang des deutschen Abschnitts des Rheins. ....	32
Abbildung 3:	Lage der Probennahmestellen für die Sedimentbeprobung .....	32
Abbildung 4:	Schematischer Aufbau der Filterkaskade. ....	34
Abbildung 5:	Die Filterkaskade im Einsatz am Steiger der BfG in Koblenz. ....	34
Abbildung 6:	Aufbau und Anordnung der Filternetze. ....	36
Abbildung 7:	Durchflusszentrifuge am Standort Koblenz. ....	37
Abbildung 8:	Schematische Zeichnung des Large Volume Samplers.....	38
Abbildung 9:	Der zum MP-Monitoring eingesetzte 3-Kammer-Sedimentationskasten .....	39
Abbildung 10:	Skizze des Schwebstoffsammlers mittels Sedimentationskasten für das einjährige Monitoring an den drei Standorten. ....	39
Abbildung 11:	Probennahmesystem mit Sedimentationskasten .....	41
Abbildung 12:	Netzkonstruktion und Filterkaskade gleichzeitig im Einsatz bei der Messkampagne am 16.03.2023. ....	43
Abbildung 13:	Einsatz des Van-Veen-Greifens im Hafembecken von Ehrenbreitstein, Koblenz. ....	44
Abbildung 14:	Rheinkrake .....	53
Abbildung 15:	Plastikfundstücke.....	55
Abbildung 16:	Hierarchische Klassifikation der Joint List of Litter Categories for Marine Macrolitter Monitoring. ....	56
Abbildung 17:	App zur Erfassung von Müllobjekten.....	57
Abbildung 18:	Räumliche Auflösung nach Kameratyp und Objektivbrennweite .....	60
Abbildung 19:	Abgedeckte (Fluss-)Breite nach Kameratyp und Plattformhöhe.....	60
Abbildung 20:	Für das Projekt aufgebaute kombinierte Kamerasystem .....	62
Abbildung 21:	Kalibrierung mit Reflektionstarget .....	63
Abbildung 22:	Einsatz kombiniertes, bildgebendes Kamerasystem .....	64
Abbildung 23:	Beispielsituationen von Versuchsaufbauten .....	64
Abbildung 24:	Aufbauten Zoobrücke Köln .....	65
Abbildung 25:	Lagebild Zoobrücke Köln und Auffangvorrichtung Krake e.V.....	66
Abbildung 26:	Erster Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten mit Netz.....	67
Abbildung 27:	Ausgebrachte Objekte des zweiten Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten .....	68
Abbildung 28:	Zweiter Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten .....	68
Abbildung 29:	Beispielhafte Bildausschnitte zum Training des Neuronalen Netzwerks .....	71
Abbildung 30:	Verfahren zur Klassifikation mittels maschinellen Lernens.....	72

Abbildung 31:	Verteilung der Pyrolyseprodukte von PET nach Pyrolyse in verschiedenen anorganischen Matrices.....	76
Abbildung 32:	Methodenvergleich für PE zwischen direkter Analyse mittels TED-GC/MS und Py-GC/MS nach Lösemittelextraktion .....	77
Abbildung 33:	Korrelation der Differenz zwischen den Methoden und dem TOC-Gehalt in den Proben.....	77
Abbildung 34:	Methodenvergleich für PS zwischen direkter Analyse mittels TED-GC/MS und Py-GC/MS nach Lösemittelextraktion .....	79
Abbildung 35:	Methodenvergleich mit Schwebstoffextrakten auf Kieselgel .....	79
Abbildung 36:	Blindwerte der Polymere PE, PP und PS.....	81
Abbildung 37:	Qualitätskontrollkarte für PE.....	82
Abbildung 38:	Qualitätskontrollkarte für PP.....	82
Abbildung 39:	Qualitätskontrollkarte für PS.....	83
Abbildung 40:	Hydraulische Effizienz verschiedener Maschenweiten .....	84
Abbildung 41:	Laterale Verteilung der mittleren Mikroplastikkonzentration bezogen auf den Schwebstoff .....	85
Abbildung 42:	Laterale Verteilung der Mikroplastikkonzentration über die einzelnen Messkampagnen.....	86
Abbildung 43:	Laterale Verteilung der mittleren Mikroplastikkonzentration bezogen auf das Wasservolumen.....	87
Abbildung 44:	Laterale Verteilung der Mikroplastikkonzentration über die einzelnen Messkampagnen bezogen auf das Wasservolumen [mg/m <sup>3</sup> ], nach Polymeren aufgeschlüsselt.....	88
Abbildung 45:	Laterale Variabilität der MP-Konzentration und Abhängigkeit vom Abfluss (Filterkaskade).....	89
Abbildung 46:	Laterale Variabilität der MP-Konzentration und Abhängigkeit vom Abfluss (Filternetze).....	90
Abbildung 47:	Vertikale Verteilung der Mikroplastikkonzentration der 4 Messkampagnen.....	91
Abbildung 48:	Vertikale Verteilung der Mikroplastikkonzentration der 4 Messkampagnen.....	92
Abbildung 50 zeigt	die Konzentrationen der drei synthetischen Polymere (PE, PP, PS) für den Standort Weil am Rhein im zeitlichen Verlauf. Es ist zu erkennen, dass die Konzentration über den gesamten Zeitverlauf relativ konstant blieb, obwohl der Abfluss an drei Zeitpunkten mit $\geq 1500 \text{ m}^3/\text{s}$ deutlich erhöht war. Lediglich ein höherer Messwert (Juli-August 2022) liegt vor, bei dem die Konzentration 0,5 mg/g überschritten hat. Zu erkennen ist weiterhin, dass das Polymer PE in allen Proben den größten Anteil ausmachte.....	94
Abbildung 50:	Zeitreihe der Mikroplastikkonzentration in Weil am Rhein.....	94
Abbildung 51:	Zeitreihe der Mikroplastikkonzentration in Koblenz.....	95

Abbildung 52:	Zeitreihe der Mikroplastikkonzentration in Emmerich .....	96
Abbildung 53:	Polymerzusammensetzung der Proben des Monitorings. ....	96
Abbildung 54:	Sammeleffizienz und Korngrößenverhältnisse der Proben aus den Sedimentationskästen .....	97
Abbildung 55:	Methodenspezifische Korngrößenverteilung der Schwebstoffe in Koblenz. ....	99
Abbildung 56:	Fraktionierte Mikroplastikkonzentrationen und -massen der Schwebstoffe in Weil, Koblenz und Emmerich.....	100
Abbildung 57:	Mikroplastikfrachten am Standort in Weil am Rhein.....	101
Abbildung 58:	Mikroplastikfrachten für den Standort Koblenz.....	102
Abbildung 59:	Mikroplastikfracht für den Standort Emmerich. ....	102
Abbildung 60:	MP-Fracht in Weil am Rhein, basierend auf der Polymer- Analyse durch die BAM.....	105
Abbildung 61:	MP-Frachten in Koblenz, basierend auf der Polymer-Analyse durch die BAM .....	105
Abbildung 62:	MP-Frachten in Koblenz, basierend auf der Polymer-Analyse durch die BAM .....	106
Abbildung 65:	Hyperspektrale Beispielspektren von natürlichen Objekten, Wasser und Plastikobjekten .....	109
Abbildung 66:	NDVI und FDI von Wasser, Plastik und Vegetation .....	111
Abbildung 67:	Box Plots der berechneten Indizes .....	111
Abbildung 68:	NDVI und FDI von Wasser, Plastik und Vegetation – unter Verwendung der 75% Quantile .....	112
Abbildung 69:	Verteilung der Objekte in den Trainings- (a) und Validierungsdaten (b). ....	113
Abbildung 70:	Konfusionsmatrix zur Vorhersage vom YOLOv5x Modell.....	114
Abbildung 71:	Beispiele für Objekte, die als Unbekannt gelabelt wurden (U) .....	115
Abbildung 72:	Internationaler Vergleich von MP-Frachten, weltweit.....	120
Abbildung 73:	MP-Frachten der weltweiten Studien als Funktion der Einzugsgebietsgröße.....	120

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der durchgeführten Messkampagnen im Flussquerschnitt.....	43
Tabelle 2:	Parameter der Lösungsmittelextraktion .....	46
Tabelle 3:	Für die Quantifizierung verwendete Marker.....	47
Tabelle 4:	Einteilungssysteme für Makroplastik .....	54
Tabelle 5:	Verwendete Treibgut-Proben nach Material und Objektart sortiert. ....	67
Tabelle 6:	Übersicht zu den Durchläufen des zweiten Bootsexperiments (bei Niederwerth) .....	69
Tabelle 7:	Richtigkeit der Bestimmung von PE-Sorten mit und ohne vorgeschalteter Extraktion .....	78
Tabelle 8:	Vergleich der ermittelten Polymergehalte ohne und mit Spülschritt mit Methanol nach der Extraktion .....	80
Tabelle 9:	Experimentell ermittelte Abscheideeffizienzen von Sedimentationskästen und PS bei einem Durchfluss von 1 L/min.....	98
Tabelle 10:	Jahresfrachten 2022/23 in Weil, Koblenz und Emmerich. ....	103
Tabelle 11:	Methodenvergleich der Frachtberechnung in Koblenz.....	104
Tabelle 12:	Jahresfrachten 2022/23 in Weil, Koblenz und Emmerich. ....	118
Tabelle 13:	Mögliche Komponenten Makroplastikmonitoring.....	123

## Abkürzungsverzeichnis

<b>BAM</b>	Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin
<b>BfG</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
<b>CNN</b>	Convolutional neural network (ein Ansatz der KI)
<b>DCM</b>	Dichlormethan
<b>FDI</b>	Floating Debris Index
<b>HPLC</b>	Hochleistungsflüssigkeitschromatographie
<b>LVS</b>	Large volume sampler
<b>MeOH</b>	Methanol
<b><math>M_w</math></b>	Massenmittel der Molmasse
<b>NDVI</b>	Vegetationsindex: Normalized Difference Vegetation Index.
<b>NR</b>	Naturkautschuk
<b>PA</b>	Polyamid
<b>PDI</b>	Polydispersitätsindex
<b>PE</b>	Polyethylen
<b>PI</b>	Plastikindex
<b>PET</b>	Polyethylenterephthalat
<b>PMMA</b>	Polymethylmethacrylat
<b>PP</b>	Polypropylen
<b>PS</b>	Polystyrol
<b>PVC</b>	Polyvinylchlorid
<b>Py-GC/MS</b>	Pyrolyse gekoppelt an die Gaschromatographie mit massenselektiver Detektion
<b>Q</b>	Abfluss [ $m^3/s$ ]
<b>SBR</b>	Styrol-Butadien-Kautschuk
<b>SSC</b>	Suspended Sediment Concentration, Schwebstoffkonzentration im Wasser
<b>TED-GC/MS</b>	Thermoextraktion und Desorption gekoppelt an die Gaschromatographie mit massenselektiver Detektion
<b>THF</b>	Tetrahydrofuran
<b>TOC</b>	Gesamtkohlenstoffgehalt (Total Organic Carbon)
<b>UBA</b>	Umweltbundesamt, Dessau
<b>WSV</b>	Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
<b>YOLO</b>	You Only Look Once

## Zusammenfassung

### Hintergrund und Projektziele

Das Thema „Müll in Flüssen“, insbesondere Plastik- oder Kunststoffmüll, wird zunehmend auf nationaler Ebene und in den internationalen Flussgebietskommissionen diskutiert. Von Seiten des Meeresschutzes werden die Flüsse zutreffend als wichtiger Eintragspfad gesehen. Es gibt bisher keine belastbaren Daten über die Menge des von Flüssen transportierten Mülls, weder für Makro- noch für Mikroplastik. Da sekundäres Mikroplastik durch Zerfall oder Abrieb von Makroplastik entsteht, kann es als eine Art „zukünftiges Mikroplastik“ angesehen werden. Bei der Ermittlung von Mikroplastikfrachten sollte Makroplastik entsprechend ebenfalls erfasst werden.

Die von den deutschen Flüssen transportierte Kunststofffracht ist weitestgehend unbekannt. Bisherige Untersuchungen basieren lediglich auf vereinzelt Stichproben und Frachten wurden bisher nur geschätzt. Zur Beurteilung der Ausgangslage und Erarbeitung von Minderungsmaßnahmen sind zuverlässige Daten zu Kunststofffrachten von großem Interesse. Allerdings gibt es bisher noch kein Monitoringkonzept, welches die laterale und vertikale Variabilität im Gerinnequerschnitt berücksichtigt, mit dem das Vorkommen von Plastik in großen Fließgewässern erfasst werden kann. Für die Berechnung von Jahresfrachten verschiedener Plastikfraktionen sind einheitlichen Probenahme- & Analysemethoden unabdingbar.

Am Beispiel des Rheins wurde im Rahmen dieses Projektes ein Probenahmesystem für große Flusssysteme entwickelt, mit dem das Vorkommen und der Transport von Makro- und Mikroplastik repräsentativ im durchflossenen Querschnitt ermittelt wurde. Zur Erreichung dieses Ziels mussten zunächst die notwendigen Analysen- und Probenahmemethoden entwickelt bzw. optimiert werden.

Kunststoffpartikel zwischen 500 µm – 5mm können nach der manuellen Isolierung mittels FTIR oder Einzelpartikelpyrolyse identifiziert werden. Die Bestimmung der Masse erfolgt gravimetrisch. Für die Analyse von Kunststoffpartikeln < 500 µm wurden thermoanalytische Quantifizierungsmethoden für Mikroplastik in Rheinschwebstoffen entwickelt und validiert.

Das Monitoring für größere Flüsse oder Flussabschnitte erfordert angepasste Probenahmetechniken für die verschiedenen Größenfraktionen und Plastiksorten. Für die jeweiligen Größenfraktionen und Kunststoffe mit unterschiedlichen Dichten müssen optimierte Probenahmekonzepte entwickelt und erprobt werden. Eine genaue Kenntnis zur Verteilung der verschiedenen Plastiksorten im Fluss ist für eine repräsentative Probenahme essentiell. Ziel des Projekts war die Bestimmung der Mikroplastikverteilung in der Wassersäule, die eine Berechnung von Frachten aus den Monitoringsdaten ermöglicht. Für die Beprobung auf Mikroplastik in Fließgewässern existieren verschiedene Ansätze wie Durchflusszentrifugen, Filternetze, Filterkaskaden oder Sedimentationskästen. Die Erarbeitung und Verwirklichung eines Monitoringkonzepts zur Erfassung von Mikroplastikfrachten entlang des deutschen Teilabschnitts des Rheins war somit ein Kernziel dieses Projekts.

Im Gegensatz zum Mikroplastik gab es bisher kaum Forschungsvorhaben zur Erfassung von Makroplastik in deutschen Flüssen. Die konzeptionelle Entwicklung eines Monitoringansatzes für Makroplastik war Teil des Projektes. In diesem Kapitel wird auf die Herausforderungen und Lösungsansätze bei der Erfassung von treibendem Makroplastik in großen Fließgewässern eingegangen. Um Frachten zu erfassen und dabei diese Dynamik zu berücksichtigen, ist ein hoher Grad an Automatisierbarkeit notwendig. In diesem Zusammenhang stehen Fragen, z. B.

wie eindeutig Makroplastik mit Bildverarbeitungsmethoden und unter Zuhilfenahme von spektraler Information erkannt werden kann und wie eine Automatisierung ermöglicht werden kann, um die zeit- und arbeitsintensive Feldarbeit zu reduzieren und entsprechende Daten häufiger, flächendeckender und harmonisierter zu erfassen. Hauptziel des Makroplastik-Teils des Projektes war es, zu prüfen, ob eine weitgehend automatisierte Fernerfassung von Makroplastik realisiert werden kann und wie fehlerfrei die Erkennung von an der Oberfläche treibenden Kunststoffprodukten möglich wird. Entsprechende Ansätze und mögliche Algorithmen wurden exemplarisch untersucht, um unter Berücksichtigung praktischer Aspekte, Möglichkeiten für ein weiterführendes Monitoring aufzuzeigen.

## **Methodik**

### **Mikroplastikanalytik**

Der analytische Nachweis von Mikroplastik in Umweltproben stellt eine große Herausforderung dar. Für die Erfassung von Massenkonzentrationen, die für die Berechnung von Frachten benötigt werden, haben sich thermoanalytische Methoden etabliert. Die Methoden basieren auf der thermischen Zersetzung der Polymere und quantitativen Erfassung der Zersetzungsprodukte mittels GC/MS. Die Bestimmung der Polymerkonzentrationen erfolgt indirekt über ausgewählte Markerverbindungen. Für eine zuverlässige Quantifizierung ist die Spezifität der Markerverbindungen, die Robustheit der Analysenmethode und Homogenität des Probenmaterials entscheidend. Natürliche Partikel beeinflussen die Bildung der Markerverbindungen aus synthetischen Polymeren während der Pyrolyse und damit das Analyseergebnis. Für Polyethylenterephthalat (PET) wurde der Einfluss unterschiedlicher mineralischer Matrixbestandteile auf das Muster der Pyrolyseprodukte im Rahmen dieses Projektes systematisch untersucht. Es wurde festgestellt, dass eine zuverlässige Quantifizierung von PET und anderen synthetischen Polymeren direkt aus einer unbekanntem Matrix nicht möglich ist. Eine Entfernung der anorganischen Matrix bzw. Einbettung der Polymere in eine definierte Matrix vor der thermoanalytischen Analyse ist unabdingbar. Zudem können die für die Quantifizierung von Polymeren genutzten Markerverbindungen während der Pyrolyse auch aus natürlichen organischen Probenbestandteilen gebildet werden. Dies kann vor allem in organikreichen Proben zu Überbefunden führen. Ein Vergleich der ermittelten Konzentrationen für PE ergab, dass bei der direkten Bestimmung mittels TED-GC/MS bis zu einem Faktor 4 höhere PE-Gehalte ermittelt wurden als nach einer Entfernung der organischen Matrix mittels Lösemittelextraktion. Daher erfolgte im Projekt die Quantifizierung von PP, PE und PS nach Extraktion und Aufreinigung mittels Lösemittelextraktion. Trotz der aufwendigen Probenvorbereitung können Überbefunde durch natürliche Matrixbestandteile, die dieselben Pyrolyseprodukte bilden wie die Polymere, nicht ausgeschlossen werden. Dies trifft vor allem auf PE zu, da die als Markerverbindungen genutzten langkettigen Alkadiene nicht sehr spezifisch sind. Die PE-Gehalte in organikreichen Proben sind folglich kritisch zu hinterfragen. Zur Sicherstellung einer guten Datenqualität wurde ein Analysenkonzept, das sämtliche Analysenschritte von der Probenfraktionierung und Homogenisierung über die Quantifizierung bis hin zur Qualitätssicherung abdeckt, entwickelt.

### **Probennahme und Frachtberechnung des Mikroplastik**

Die raumzeitliche Variabilität des Mikroplastiktransports, die große Bandbreite der beobachteten Partikelgrößen und die geringen Konzentrationen von Mikroplastik im Fließgewässer stellen erhebliche Herausforderungen an die Erfassung der Mikroplastikkonzentration in der Wassersäule der Fließgewässer dar. Allgemein akzeptierte

Konzepte für die Probennahme liegen noch nicht vor. Daher wurde im Lauf des Projektes verschiedene Probenahmemethoden und -geräte im Rhein bei Koblenz getestet und mit dem Ziel bewertet ein effizientes MP-Monitoring zu erreichen. Neben der Probennahme in Form von Monatsmischproben mittels Sedimentationskästen, wurde die Durchflusszentrifuge des Gewässergütemonitorings in Koblenz genutzt, sowie ein „large volume sampler“. Die Bewertung aller Methoden erfolgte mit Blick auf die Probenahmefizienz, der Repräsentativität der gewonnenen Proben, sowie der Anwendbarkeit für ein kontinuierliches Monitoring. Für das MP-Monitoring während eines Jahres an den drei Messstellen in Weil am Rhein, Koblenz und Emmerich, wurden Monatsmischproben mit Sedimentationskästen gesammelt. Die Anwendung der Sedimentationskästen ist mit Blick auf die schwer zu quantifizierenden Fraktionierungsprozesse, die abhängig von der Korngröße, der Dichte des Materials und der Form und Existenz von Aggregaten der suspendierten Sedimente und MP-Partikel variiert, nicht unproblematisch. Unter den gegebenen personellen Ressourcen war der Einsatz der anderen Verfahren zum MP-Monitoring jedoch nicht möglich.

Zur Analyse der Repräsentativität von Punktmessungen wurde die Variabilität der MP-Konzentration im Gerinnequerschnitt mittels Filterkaskade und Filternetzen durch drei Messkampagnen bei unterschiedlichen Wasserständen in Koblenz erfasst. Zudem wurde an mehreren Standorten die Sohlsedimente in der Lahn und im Rhein, ober und unterhalb des Lahnzufusses beprobt.

Die Berechnung der MP-Fracht an den drei Standorten in Weil, Koblenz und Emmerich erfolgte auf Basis der bestimmten MP-Konzentrationen bezogen auf die Schwebstoffe und der Schwebstofffrachten, die an den drei Messtellen durch das WSV-Schwebstoffmonitoring erfasst werden.

### **Erfassung von Makroplastik**

Die Grundidee des Projektes war von Brücken aus durch eine Kamera auf dem Wasser treibende Plastikobjekte zu kategorisieren und zu erfassen. Eine Automatisierung ist über eine ggf. spektral unterstützte Objekterkennung über Verfahren der (Nahbereichs-)Fernerkundung, des maschinellen Lernens oder der künstlichen Intelligenz möglich.

Um ein systematisches Bild des treibenden Plastiks zu erlangen, wurde eine Kooperation mit dem Krake e.V. eingeleitet. Das Ziel der RheinKrake ist es, Informationen über den Zustand der Makroabfallbelastung des Rheins bei Köln über einen langen Zeitraum (> 1 Jahr) zu sammeln. In Köln wurde durch den Verein eine auf dem Wasser schwimmende Auffangvorrichtung linksseitig am Ufer kurz flussabwärts von der Zoobrücke aufgebaut.

Kein bisher existierendes Klassifikationsprotokolle nimmt die Perspektive der Fernerkundung ein. Ein angepasstes Kategorisierungsschema wurde in einer eigenen App für Android-Mobilgeräte umgesetzt, um so eine systematischere Erfassung im Gelände mit computerlesebaren Ergebnislisten zu ermöglichen. Aufgrund der geringen Dichte von Treibgut und der geringen Anzahl der Trainingsdaten für die im Projekt als Demonstrator aufgestellten neuronalen Netze war es notwendig eine stark reduzierte Liste als Basisklassifikation auszuwählen.

Im Vergleich zur visuellen Zählung von Makroplastikobjekten ermöglicht die automatische Erfassung mittels Kamera wiederholte Bildanalysen und lange Einsatzzeiten. Spektrale Daten liefern zudem einen erhöhten Informationsgehalt. Es wurde ein Kamerasystem aus einer hochauflösenden optischen RGB-Vollformatkamera (spiegellos) und einer Hyperspektralkamera

(450 bis 950 nm mit je 4 nm breiten Kanälen) realisiert. Hierbei wurde die räumliche Auflösung und Abdeckung sowie erfasste Spektralinformation besonders berücksichtigt. Bei Verwendung spektraler Information ist eine Kalibration der Kameras erforderlich.

Vor den eigentlichen Feldversuchen gab es eine Reihe von Vorversuchen mit dem bildgebenden Kamerasystem zur Erfassung von spektralen Eigenschaften einzelner Plastikobjekte. Es fanden an drei verschiedenen Brücken Messeinsätze statt. Aufgrund der geringen Anzahl zu beobachtender Plastikobjekte, wurden mehrere bootsgestützte Ausbringungsexperimente durchgeführt, um eine höhere Anzahl an Objekten zu erreichen, die für ein Training neuronaler Netze erforderlich ist. In fünf Durchläufen wurden 80 im Gelände gesammelte Objekte unterschiedlichster Größenklassen und Materialtypen von einem stromaufwärts positionierten Boot ins Gewässer eingebracht und nach Passieren der Brücke wieder aufgefangen. Diese Daten bildeten das Fundament zum Trainieren der KI-Methoden.

Bei index-basierten Klassifikationsverfahren werden sogenannte Indizes aus Multi- oder Hyperspektralbildern berechnet und zur Klassifikation von Pixeln oder der Identifikation von Objekten verwendet. Darüber hinaus können Bilddaten durch verschiedene Ansätze des maschinellen Lernens analysiert werden, um Informationen in unterschiedlichen Detailgraden abzuleiten. So wurde eine vortrainierte Version des Architekturtyps YOLOv5 (You Only Look Once) zur Objekterkennung in diesem Projekt verwendet.

### **Ergebnisse Mikroplastikmonitoring**

Die ermittelten Konzentrationen in den Ufer- und Sohl-sedimenten lagen für die Gesamtmenge über alle Polymere bei 1,2 bis 337  $\mu\text{g/g}$  in der Sedimentfraktion  $<1$  mm, wobei PE in den meisten Proben mehr als 80 % ausmachte. Die gefundenen Konzentrationen liegen in derselben Größenordnung, die in Schwebstoffen und in anderen Studien in Sedimenten aus dem Rhein und der Elbe gefunden wurden. Sedimente stellen somit einen Zwischenspeicher für MP dar, eine langfristige Senkenfunktion mit erhöhten MP-Konzentrationen konnte aus den Befunden dieser Studien nicht nachgewiesen werden.

Die Messungen der MP-Konzentration im Gerinnequerschnitt zeigen ein sehr heterogenes Bild. Allgemein sind MP-Partikel in der gesamten Wassersäule zu finden. Eine gute Übereinstimmung der MP-Verteilung in der Wassersäule mit theoretischen Modellen der Verteilung von suspendierten Stoffen konnte nicht beobachtet werden. Dennoch zeichnet sich ab, dass die MP-Konzentration an der Wasseroberfläche im Vergleich zur mittleren Konzentration in der Wassersäule von der Dichte des Polymers gesteigert wird. Insgesamt sind die ersten Befunde vielversprechend für die Beurteilung der Repräsentativität der Oberflächenbeprobung für ein Monitoring, für quantitative Ansätze ist die bisherige Datendichte jedoch nicht ausreichend.

Der Methodenvergleich zur Beprobung von MP zeigt erhebliche Unterschiede in den ermittelten Konzentrationen bezogen auf die Schwebstoffe. Die Konzentrationen, welche mit den Sedimentationskasten ermittelt wurden, sind im Vergleich zu den Konzentrationen der Durchflusszentrifuge deutlich erhöht. Dies liegt zum einen an eine mögliche Überschätzung der Sedimentationskästen, und einer Unterschätzung der Durchflusszentrifuge, deren Sammlungseffizienz von der Dichte der betrachteten Polymere abhängt. Schwere Polymere (mit einer Dichte  $> 1\text{g/cm}^3$ ) werden mit deutlich höherer Effizienz zurückgehalten als leichte Polymere. Der Large Volume Sampler weist Konzentrationen auf, die zwischen denen des Sedimentationskastens und der Durchflusszentrifuge liegen und den Bedingungen im

Fließgewässer vermutlich am ähnlichsten sind. Eine genauere Überprüfung bedarf hierbei jedoch weiterer Analysen.

Die MP-Konzentrationen bezogen auf die suspendierten Sedimente weisen in allen drei Messstellen eine hohe Konstanz auf, die nicht von den Abflussbedingungen kontrolliert wird. Die Mediane der Konzentrationen an den Messstellen waren 0,21, 0,44 und 0,26 mg/g für Weil, Koblenz und Emmerich. Die Zeitreihen an den drei Messstellen zeigen keine große Übereinstimmung der zeitlichen Entwicklung der MP-Konzentrationen und weisen keine saisonalen Muster auf.

Die Frachten der drei Polymere PE, PP und PS an den drei Messstellen Weil, Koblenz und Emmerich im Monitoringjahr 2022/23 betragen 230 t/a, 357 t/a und 360 t/a. Die Fracht in Weil liegt somit signifikant unter den Frachten in Koblenz und Emmerich. Die Frachten in Koblenz und Emmerich unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. PE weist an allen drei Standorten die höchsten Konzentrationen und Frachten auf. In Koblenz unterscheiden sich die PP-Fracht und PS-Fracht nicht signifikant voneinander. In Weil und Emmerich liegt die PP-Fracht signifikant über der PS-Fracht.

## **Makroplastik im Rhein**

### Ergebnisse Auswertung Treibgut

Treibgut wurde in den Materialkategorien Plastik, Chemikalien (z. B. Wachse), Textil, Glas & Keramik, Metall, Essensreste, Papier & Pappe, Bearbeitetes Holz, Gummi und Gestein (z. B. Porenbeton) an der Auffangstation in Köln außerhalb des Projektes durch den Krake e.V. ausgewertet.

### Ergebnisse Auswertung Kameradaten

Mit Hilfe der Versuchsaufbauten konnten Beispielspektren gewonnen werden und die Kameraaufbauten getestet sowie die Kalibrierungsverfahren entwickelt werden. Zusammenfassend lässt sich aus den Vorexperimenten schlussfolgern, dass für die betrachteten Plastikobjekte eine Unterscheidbarkeit zu Wasser aufgrund der spektralen Eigenschaften gegeben ist. Zu grüner Vegetation ist ebenfalls eine Unterscheidbarkeit gegeben. Die Abgrenzung von Plastikobjekten zu anderen Müllobjekten und auch zu Holz bzw. Rinde ist aufgrund der spektralen Ähnlichkeit und gleichzeitig hohen Variabilität der Erscheinungsformen schwer zu verallgemeinern. Durch individuelle Betrachtung der verschiedenen Objektklassen könnte aber eine Verbesserung der Aussagen zu Detektionshäufigkeiten erreicht werden.

Von der Zoobrücke in Köln aus konnten für das Training von neuronalen Netzen eine bei weitem zu geringe Anzahl von Plastikobjekten mit der Kamera gesichtet werden, weshalb Bootsexperimente durchgeführt wurden. Mit der Cubert-Kamera (Cubert Ultris X20) wurden während eines Bootsexperiments etwa 2400 Bilder aufgenommen. Zur Demonstration des indexbasierten Verfahrens wurden manuell aus den Hyperspektral-Bilder repräsentative Vegetations- und Plastikobjekte ausgewählt und drei Indizes berechnet. Allerdings lassen sich Vegetation und Plastik nicht immer mithilfe des NDVI, PI oder FDI trennen, da die spektrale Reflektion von Plastikgegenstände stark von verschiedenen Faktoren (wie z. B. Zusammensetzung des Plastiks, Sedimentkonzentration, Wasserbedeckung und Witterungszustand) abhängt.

Diese Untersuchungen zeigen zusammen mit den durchgeführten Analysen der Spektren, dass eine Abgrenzung der Objekte vom Wasserhintergrund auf Basis der Spektren sehr gut erfolgen kann. Bei der Differenzierung zwischen Plastik und Vegetation stößt ein einfacher Indexansatz an seine Grenzen. Um eine größere Anzahl von natürlichen und nicht natürlichen Objekten besser voneinander trennen zu können, wäre noch mehr Forschung und ein differenzierter größerer Datensatz erforderlich.

Zur Erkennung und Identifizierung von Plastikobjekten über RGB-Daten wurde das größte YOLOv5 Modell (extra large) erprobt. In der Objekterkennung wird die Güte des Modells üblicherweise mit der Mean Average Precision (bei einer IoU von 0,5; mAP@0.5) beurteilt. Das YOLOv5x Modell hat am Validierungsset eine mAP@0.5 von etwa 94 % erreicht. Die größten Fehlerquellen waren nicht erkannte Plastikobjekte und Vegetationsteile, wobei hier auch Plastikflaschen, die als „allgemeine“ Plastik erkannt wurde als falsch gewertet wurde und umgekehrt. Durch eine Zusammenfassung dieser beiden Klassen würden sich die Ergebnisse verbessern.

### Monitoringkonzept

Im Rahmen des Projekts wurde ein Ansatz entwickelt, wie Kamerasysteme mit künstlicher Intelligenz kombiniert werden können, um Makroplastikfrachten in Fließgewässern zu monitoren.

### Summary

#### Background and project objectives

The topic of “waste in rivers”, in particular plastic waste, is increasingly being discussed at national level and in the international river basin commissions. On the part of marine conservation, rivers are rightly seen as an important input pathway. To date, there is no reliable data on the amount of litter transported by rivers, neither for macroplastics nor for microplastics. As secondary microplastics are created by the decay or abrasion of macroplastics, they can be regarded as a type of “future microplastic”. When determining microplastic loads, macroplastics should also be recorded accordingly.

The plastic load transported by German rivers is largely unknown. Previous studies have only been based on isolated samples and loads have only been estimated to date. Reliable data on plastic loads is of great interest for assessing the initial situation and developing reduction measures. However, there is as yet no monitoring concept that takes into account the lateral and vertical variability in the channel cross-section, with which the occurrence of plastic in large watercourses can be recorded. Uniform sampling and analysis methods are essential for the calculation of annual loads of different plastic fractions.

Using the Rhine as an example, a sampling system for large river systems was developed as part of this project to determine the occurrence and transport of macroplastics and microplastics in a representative cross-section of the river. To achieve this goal, the necessary analysis and sampling methods first had to be developed and optimized.

Plastic particles between 500 µm - 5mm can be identified after manual isolation using FTIR or single particle pyrolysis. The mass is determined gravimetrically. For the analysis of plastic particles < 500 µm, thermoanalytical quantification methods for microplastics in suspended matter from the Rhine have been developed and validated.

Monitoring for larger rivers or river sections requires adapted sampling techniques for the different size fractions and types of plastic. Optimized sampling concepts must be developed and

tested for the respective size fractions and plastics with different densities. Precise knowledge of the distribution of the different types of plastic in the river is essential for representative sampling. The aim of the project was to determine the distribution of microplastics in the water column, which enables the calculation of loads from the monitoring data. Various approaches exist for sampling for microplastics in flowing waters, such as flow-through centrifuges, filter networks, filter cascades or sedimentation boxes. The development and implementation of a monitoring concept for recording microplastic loads along the German section of the Rhine was therefore a core objective of this project.

In contrast to microplastics, there have hardly been any research projects on the recording of macroplastics in German rivers. The conceptual development of a monitoring approach for macroplastics was part of the project. This chapter discusses the challenges and solutions for recording floating macroplastics in large rivers. A high degree of automation is required in order to record loads and take these dynamics into account. In this context, questions such as how macroplastics can be clearly detected using image processing methods and with the aid of spectral information and how automation can be made possible in order to reduce the time-consuming and labour-intensive field work and to record the corresponding data more frequently, more extensively and in a more harmonized manner are being addressed. The main objective of the macroplastics part of the project was to examine whether a largely automated remote detection of macroplastics can be realized and how error-free the detection of plastic products floating on the surface is possible. Corresponding approaches and possible algorithms were examined as examples in order to identify possibilities for further monitoring, taking into account practical aspects.

## **Methodology**

### **Microplastic analysis**

The analytical detection of microplastics in environmental samples is a major challenge. Thermoanalytical methods have become established for recording mass concentrations, which are required for calculating loads. The methods are based on the thermal decomposition of the polymers and quantitative detection of the decomposition products using GC/MS. Polymer concentrations are determined indirectly via selected marker compounds. The specificity of the marker compounds, the robustness of the analytical method and the homogeneity of the sample material are decisive for reliable quantification. Natural particles influence the formation of marker compounds from synthetic polymers during pyrolysis and thus the analysis result. For polyethylene terephthalate (PET), the influence of different mineral matrix components on the pattern of pyrolysis products was systematically investigated as part of this project. It was found that reliable quantification of PET and other synthetic polymers directly from an unknown matrix is not possible. Removal of the inorganic matrix or embedding of the polymers in a defined matrix prior to thermoanalytical analysis is essential. In addition, the marker compounds used for the quantification of polymers can also be formed from natural organic sample components during pyrolysis. This can lead to excess findings, especially in samples rich in organic matter. A comparison of the concentrations determined for PE showed that the direct determination using TED-GC/MS yielded PE contents up to a factor of 4 higher than after removal of the organic matrix using solvent extraction. For this reason, PP, PE and PS were quantified in the project after extraction and purification using solvent extraction. Despite the complex sample preparation, over-detection due to natural matrix components, which form the same pyrolysis products as the polymers, cannot be ruled out. This is particularly true for PE, as the long-chain alkadienes used as marker compounds are not very specific. The PE content in organic-rich samples must therefore be critically scrutinized. To ensure good data quality, an

analysis concept was developed that covers all analysis steps from sample fractionation and homogenization to quantification and quality assurance.

### **Sampling and load calculation of microplastics**

The spatio-temporal variability of microplastic transport, the wide range of particle sizes observed and the low concentrations of microplastics in flowing waters pose considerable challenges for recording microplastic concentrations in the water column of flowing waters. Generally accepted concepts for sampling are not yet available. For this reason, various sampling methods and devices were tested in the Rhine near Koblenz during the course of the project and evaluated with the aim of achieving efficient MP monitoring. In addition to sampling in the form of monthly composite samples using sedimentation boxes, the flow-through centrifuge of the water quality monitoring in Koblenz was used, as well as a “large volume sampler”. All methods were evaluated in terms of sampling efficiency, the representativeness of the samples obtained and their applicability for continuous monitoring. For MP monitoring over the course of a year at the three monitoring sites in Weil am Rhein, Koblenz and Emmerich, monthly composite samples were collected using sedimentation boxes. The use of sedimentation boxes is not unproblematic in view of the difficult-to-quantify fractionation processes, which vary depending on the grain size, the density of the material and the form and existence of aggregates of suspended sediments and MP particles. However, it was not possible to use the other methods for MP monitoring under the given personnel resources.

To analyze the representativeness of point measurements, the variability of the MP concentration in the channel cross-section was recorded using a filter cascade and filter nets in three measurement campaigns at different water levels in Koblenz. In addition, the bed sediments in the Lahn and Rhine, upstream and downstream of the Lahn tributary, were sampled at several locations.

The MP load at the three sites in Weil, Koblenz and Emmerich was calculated on the basis of the MP concentrations determined in relation to the suspended matter and the suspended matter loads recorded at the three measuring points by the WSV suspended matter monitoring system.

### **Detecting of macroplastics**

The basic idea of the project was to categorize and detect plastic objects floating on the water from bridges using a camera. Automation is possible via spectrally supported object recognition using methods of (close-range) remote sensing, machine learning or artificial intelligence.

In order to obtain a systematic picture of the floating plastic, a cooperation with the Krake e.V. was initiated. The aim of RheinKrake is to collect information on the state of macro-waste pollution in the Rhine near Cologne over a long period of time (> 1 year). In Cologne, the association set up a collecting device floating on the water on the left bank just downstream of the Zoobrücke bridge.

No existing classification protocol takes the perspective of remote sensing. An adapted categorization scheme was implemented in a separate app for Android mobile devices to enable a more systematic recording in the field with computer-readable result lists. Due to the low density of flotsam and the small amount of training data for the neural networks set up as a demonstrator in the project, it was necessary to select a greatly reduced list as a basic classification.

Compared to the visual counting of macroplastic objects, automatic detection using a camera enables repeated image analyses and long deployment times. Spectral data also provides increased information content. A camera system consisting of a high-resolution optical RGB full-

format camera (mirrorless) and a hyperspectral camera (450 to 950 nm with 4 nm wide channels each) was implemented. Special consideration was given to spatial resolution and coverage as well as the spectral information captured. When spectral information is used, the cameras must be calibrated.

Prior to the actual field tests, a series of preliminary tests were carried out with the imaging camera system to record the spectral properties of individual plastic objects. Measurements were taken at three different bridges. Due to the small number of plastic objects to be observed, several boat-based deployment experiments were carried out in order to achieve a higher number of objects required for training neural networks. In five runs, 80 objects of different sizes and material types collected in the field were placed in the water by a boat positioned upstream and collected again after passing the bridge. This data formed the basis for training the AI methods.

In index-based classification methods, so-called indices are calculated from multi-spectral or hyperspectral images and used to classify pixels or identify objects. In addition, image data can be analyzed using various machine learning approaches to derive information at different levels of detail. For example, a pre-trained version of the architecture type YOLOv5 (You Only Look Once) was used for object recognition in this project.

### **Results of microplastic monitoring**

The concentrations determined in the bank and bed sediments ranged from 1.2 to 337  $\mu\text{g/g}$  for the total amount across all polymers in the sediment fraction  $<1$  mm, with PE accounting for more than 80 % in most samples. The concentrations found are in the same order of magnitude as those found in suspended solids and in other studies in sediments from the Rhine and the Elbe. Sediments thus represent an intermediate storage for MP, a long-term sink function with increased MP concentrations could not be proven from the findings of these studies.

The measurements of MP concentrations in the channel cross-section show a very heterogeneous picture. In general, MP particles can be found in the entire water column. A good agreement between the MP distribution in the water column and theoretical models of the distribution of suspended substances could not be observed. Nevertheless, it is apparent that the MP concentration at the water surface is increased by the density of the polymer compared to the average concentration in the water column. Overall, the initial findings are promising for assessing the representativeness of surface sampling for monitoring, but the data density to date is not sufficient for quantitative approaches.

The comparison of methods for sampling MP shows considerable differences in the concentrations determined in relation to the suspended matter. The concentrations determined with the sedimentation boxes are significantly higher than the concentrations determined with the flow-through centrifuge. This is due to a possible overestimation of the sedimentation boxes and an underestimation of the flow-through centrifuge, whose collection efficiency depends on the density of the polymers under consideration. Heavy polymers (with a density  $> 1\text{g/cm}^3$ ) are retained with significantly higher efficiency than light polymers. The Large Volume Sampler exhibits concentrations that lie between those of the sedimentation box and the flow-through centrifuge and are probably most similar to the conditions in flowing water. However, further analyses are required for a more precise examination.

The MP concentrations in relation to the suspended sediments show a high constancy in all three measuring points, which is not controlled by the discharge conditions. The median concentrations at the monitoring sites were 0.21, 0.44 and 0.26 mg/g for Weil, Koblenz and

Emmerich. The time series at the three measuring points do not show any great consistency in the temporal development of the MP concentrations and do not reveal any seasonal patterns.

The loads of the three polymers PE, PP and PS at the three monitoring sites Weil, Koblenz and Emmerich in the monitoring year 2022/23 amounted to 230 t/a, 357 t/a and 360 t/a respectively. The load in Weil is therefore significantly lower than the loads in Koblenz and Emmerich. The loads in Koblenz and Emmerich do not differ significantly from each other. PE has the highest concentrations and loads at all three locations. In Koblenz, the PP and PS loads do not differ significantly from each other. In Weil and Emmerich, the PP load is significantly higher than the PS load.

### **Macroplastics in the Rhine**

#### Results of flotsam analysis

Flotsam was evaluated in the material categories plastic, chemicals (e.g. waxes), textiles, glass & ceramics, metal, food scraps, paper & cardboard, processed wood, rubber and rock (e.g. aerated concrete) at the collection station in Cologne outside of the project by Krake e.V.

#### Results Evaluation of camera data

The experimental setups were used to obtain sample spectra, test the camera setups and develop the calibration procedures. In summary, it can be concluded from the preliminary experiments that the plastic objects under consideration can be distinguished from water on the basis of their spectral properties. They can also be distinguished from green vegetation. The differentiation of plastic objects from other waste objects and also from wood or bark is difficult to generalize due to the spectral similarity and simultaneously high variability of the forms of appearance. However, individual consideration of the different object classes could improve the statements on detection frequencies.

The number of plastic objects that could be seen with the camera from the Zoobrücke bridge in Cologne was far too small for the training of neural networks, which is why boat experiments were carried out. The Cubert camera (Cubert Ultris X20) captured around 2400 images during a boat experiment. To demonstrate the index-based method, representative vegetation and plastic objects were manually selected from the hyperspectral images and three indices were calculated. However, vegetation and plastic cannot always be separated using the NDVI, PI or FDI, as the spectral reflectance of plastic objects strongly depends on various factors (such as composition of the plastic, sediment concentration, water cover and weather conditions).

Together with the analyses of the spectra, these investigations show that the objects can be very well differentiated from the water background on the basis of the spectra. When differentiating between plastic and vegetation, a simple index approach reaches its limits. More research and a differentiated, larger data set would be required to better separate a larger number of natural and non-natural objects.

The largest YOLOv5 model (extra large) was tested for the recognition and identification of plastic objects using RGB data. In object recognition, the quality of the model is usually assessed using the Mean Average Precision (at an IoU of 0.5; mAP@0.5). The YOLOv5x model achieved a mAP@0.5 of around 94 % on the validation set. The largest sources of error were unrecognized plastic objects and pieces of vegetation, whereby plastic bottles that were recognized as “general” plastic were also rated as incorrect and vice versa. Combining these two classes would improve the results.

#### Monitoring concept

As part of the project, an approach was developed for combining camera systems with artificial intelligence to monitor macroplastic loads in flowing waters.

## 1 Hintergrund und Projektziele

Das Thema „Müll in Flüssen“, insbesondere Plastik- oder Kunststoffmüll, wird zunehmend auf nationaler Ebene und in den internationalen Flussgebietskommissionen diskutiert. Von Seiten des Meeresschutzes werden die Flüsse zutreffend als wichtiger Eintragspfad gesehen. Es gibt bisher keine belastbaren Daten über die Menge des von Flüssen transportierten Mülls, weder für Makro- noch für Mikroplastik. Da sekundäres Mikroplastik durch Zerfall oder Abrieb von Makroplastik entsteht, kann es als eine Art „zukünftiges Mikroplastik“ angesehen werden. Bei der Ermittlung von Mikroplastikfrachten sollte Makroplastik entsprechend ebenfalls erfasst werden.

Flüsse werden als bedeutende Quelle für die Verschmutzung der Meere mit Plastikmüll angesehen. Es wird generell davon ausgegangen, dass 80% des Plastiks in den Weltmeeren aus Flüssen eingetragen wird [1]. Dabei wird davon ausgegangen, dass der mit Abstand größte Anteil aus asiatischen Flüssen stammt. Der Beitrag europäischer Flüsse ist global gesehen eher gering [2]. Die von den deutschen Flüssen transportierte Kunststofffracht ist weitestgehend unbekannt. Bisherige Untersuchungen basieren lediglich auf vereinzelt Stichproben an der Wasseroberfläche oder in Sedimenten [3-10]. Eine Abschätzung der Fracht erfolgte bisher nur durch Modelle (BKV 2018; Fraunhofer Umsicht 2018). Zur Beurteilung der Ausgangslage und Erarbeitung von Minderungsmaßnahmen sind zuverlässige Daten zu Kunststofffrachten von großem Interesse. Allerdings gibt es bisher noch kein Monitoringkonzept, welches die laterale und vertikale Variabilität im Gerinnequerschnitt berücksichtigt, mit dem das Vorkommen von Plastik in großen Fließgewässern erfasst werden kann.

Anhand einer Literaturrecherche konnte zunächst gezeigt werden, dass diese Forschungslücken weiterhin bestehen: Nur wenige Studien berücksichtigen räumliche und zeitliche Fragestellungen von Mikroplastikvorkommen in Flüssen bei der Konzeptionierung der jeweiligen Probenahmestrategie [11]. Eine Meta-Analyse von Laborexperimenten zu Sink- und Aufstiegsgeschwindigkeiten von Mikroplastikpartikeln und die mittels Literaturrecherche nachgewiesene oft beobachtete positive Korrelation zwischen Konzentration und Abfluss bzw. Wasserstand zeigen jedoch, dass räumliche Verteilung und zeitliche Variabilität für die Bestimmung von Frachten extrem wichtig sind [11]. Nur wenige, oft sehr grob ermittelte Jahresfrachten liegen in der Literatur vor. Hierbei zeigt sich, dass die Größenordnungen in einem enorm großen Spektrum vorkommen (0,066 kg/a bis 1533 t/a). Neben tatsächlichen Unterschieden, bedingt durch z. B. Einzugsgebietsgröße, liegt dies auch an einem fehlenden wissenschaftlichen Konsens über Probenahme, Analyse oder Größenklassifizierung, sodass Jahresfrachten bis heute nur schwer vergleichbar sind [11].

Es können also nur umfassende Monitoringdaten, die mit einheitlichen Probenahme- & Analysemethoden gewonnen werden, für die Berechnung von Jahresfrachten verschiedener Plastikfraktionen herangezogen werden [11]. Am Beispiel des Rheins wurde im Rahmen dieses Projektes ein Probenahmesystem für große Flusssysteme entwickelt, mit dem das Vorkommen und der Transport von Makro- und Mikroplastik repräsentativ im durchflossenen Querschnitt ermittelt wurde. Die Probenahmestellen, -zeiträume und -techniken wurden derart konzipiert, dass für die Gerinnequerschnitte repräsentative Gehalte ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), und zwar zeitlich aufgelöst erhoben wurden. Mithilfe eines Monitoringkonzeptes und Trübungs- und Abflussdaten konnten Jahresgesamtfrachten (t/a) berechnet werden.

Zur Erreichung dieses Ziels mussten zunächst die notwendigen Analysen- und Probenahmemethoden entwickelt bzw. optimiert werden. Um Frachten ermitteln zu können, ist es erforderlich, die Massengehalte verschiedener Plastiksarten und Größenfraktionen zu bestimmen. Meso- (Objekte 5 – 25 mm) und Makroplastik (Objekte > 25 mm) stellen massenmäßig sicherlich einen bedeutenden Anteil an der Plastikfracht dar [12]. Werden allerdings Partikelzahlen betrachtet, so macht die Mikroplastikfraktion (Partikel < 5 mm) den wesentlich bedeutenderen Anteil aus. Eine separate Bestimmung von Massengehalten in definierten Größenfraktionen ist daher sinnvoll.

Zur analytischen Identifizierung und Quantifizierung für Partikel/Objekte > 5 mm (Meso-/Makroplastik) können derzeit einfache Filtrationsverfahren, sowie konventionelle spektroskopische Verfahren (Nahinfrarot, NIR; Fourier Transformation Infrarotspektroskopie, FTIR) angewendet werden [13]. Erste Ansätze für Verfahren mit bilderkennenden Werkzeugen existieren bereits, hier besteht jedoch noch Forschungsbedarf, insbesondere im Hinblick auf eine sichere, automatisierte Identifikation gegenüber „natürlichem“ Treibgut und einer unteren Detektionsgrenze von Partikeln [14]. Ein Projektziel war die Erprobung von Kamerasystemen zur kontinuierlichen Fernerfassung von Makroplastik.

Kunststoffpartikel zwischen 5 mm – 500 µm können nach der manuellen Isolierung mittels FTIR oder Einzelpartikelpyrolyse identifiziert werden. Die Bestimmung der Masse erfolgt gravimetrisch. Für die Analyse von Kunststoffpartikeln < 500 µm können für Feststoffe aus Oberflächengewässern thermoanalytische Verfahren angewendet werden. Der notwendige Probenvorbereitungsaufwand richtet sich dabei nach der Polymerart und der Zusammensetzung der Umweltmatrix[15]. Ein Projektziel war daher die Entwicklung und Validierung von zuverlässigen Quantifizierungsmethoden von Mikroplastik in Rheinschwebstoffen.

Das Monitoring für größere Flüsse oder Flussabschnitte erfordert angepasste Probenahmetechniken für die verschiedenen Größenfraktionen und Plastiksarten. Bisher gibt es für eine solche komplexe Aufgabe keine Untersuchungen. Für die jeweiligen Größenfraktionen müssen optimierte Probenahmekonzepte entwickelt und erprobt werden. Der Begriff Plastik umfasst eine Reihe von polymeren Werkstoffen, welche unterschiedliche Dichten von ca. 0,9-1,6 g/ml aufweisen können. Eine genaue Kenntnis zur Verteilung der verschiedenen Plastiksarten in einer turbulenten Wassersäule, wie sie im Fluss vorliegt, unter Berücksichtigung der Dichte und Partikelform (kompakte Partikel, Folien, Fasern) ist für eine repräsentative Probenahme essentiell. Eine systematische Erfassung der horizontalen und vertikalen Variabilität der Plastikfracht, wie sie für die Schwebstofffracht typisch ist[16], ist für Fließgewässer bisher nicht erfolgt. Erste Untersuchungen für marine Wassersysteme liegen jedoch vor[17]. Ziel des Projekts war die Bestimmung der Mikroplastikverteilung in der Wassersäule, die eine Berechnung von Frachten aus den Monitoringsdaten ermöglicht. Für die Beprobung auf Mikroplastik in Fließgewässern existieren verschiedene Ansätze wie Durchflusszentrifugen, Filternetze, Filterkaskaden oder Sedimentationskästen [18, 19]. Die verschiedenen Techniken haben Vor- und Nachteile [20] und bisher wurde kein kontinuierliches Mikroplastikmonitoring entwickelt. Die Erarbeitung und Verwirklichung eines Monitoringkonzepts zur Erfassung von Mikroplastikfrachten entlang des deutschen Teilabschnitts des Rheins war somit ein Kernziel dieses Projekts.

Im Gegensatz zum Mikroplastik gab es bisher kaum Forschungsvorhaben zur Erfassung von Makroplastik in deutschen Flüssen. Die konzeptionelle Entwicklung eines Monitoringansatzes für Makroplastik war Teil des Projektes. Daher wird im Folgenden detaillierter auf die Herausforderungen und Lösungsansätze bei der Erfassung von treibendem Makroplastik in

großen Fließgewässern eingegangen. Zum Monitoring von Makroplastik bzw. von anthropogenem Abfall in und an Flüssen sind im vergangenen Jahrzehnt einige auf visuellen oder fernerkundlichen Methoden beruhende Methoden entstanden z. B. [21-28]. Ein Review zu der hier beschriebenen Thematik wurde aus dem Projekt heraus unter *Gnann et al.* [14] veröffentlicht. Die Methoden können zum Wissen über Quellen, Senken, Transportpfade und Mengen von Makroplastik in der natürlichen Umwelt beitragen. Die Transportpfade von Plastik vom Landesinneren über Flüsse und Seen bis hin zum Meer werden durch viele Barrieren wie Schleusen, Wehre oder Vegetation beeinflusst. Variable Wasserstände können auf Ufern abgelagerte Plastik wieder mobilisieren. So können große räumliche und zeitliche Unterschiede in der Menge von auftretendem Plastik entstehen. Aufgrund dieser regionalen Unterschiede sind detaillierte Untersuchungen wesentlich, um Frachtraten von Plastik in Richtung der Meere zu bestimmen oder ihre Abschätzung zu verbessern [29, 30].

Um Frachten zu erfassen und dabei diese Dynamik zu berücksichtigen, ist ein hoher Grad an Automatisierbarkeit notwendig. In diesem Zusammenhang stehen Fragen, z. B. wie eindeutig Makroplastik mit Bildverarbeitungsmethoden und unter Zuhilfenahme von spektraler Information erkannt werden kann und wie eine Automatisierung ermöglicht werden kann, um die zeit- und arbeitsintensive Feldarbeit zu reduzieren und entsprechende Daten häufiger, flächendeckender und harmonisierter zu erfassen.

In der Vergangenheit hat es eine Reihe von Studien gegeben, z.T. mit Unterstützung durch "citizen science", die über Häufigkeit von Müllgegenständen, deren Verteilung und Charakteristiken, wie Zusammensetzung und Größenklassen, berichtet haben [31-36]. In der Regel sind hierbei allerdings räumlich und zeitliche Ausdehnung als auch Übertragbarkeit begrenzt.

Für Flüsse hat der visuelle Monitoringansatz von *González Fernández and Hanke* [22] einen wesentlichen Schritt in Richtung Konsistenz und Harmonisierung getan. Schwimmender Müll, > 2,5 cm wurde gezählt und während der Beobachtung mit der JRC „Floating Litter Monitoring App“ kategorisiert. Insgesamt haben 32 Einrichtungen dieses Monitoringschema an verschiedenen Flüssen innerhalb und außerhalb der EU eingesetzt, wodurch Daten und Metadaten harmonisiert wurden. Durch Wiederholung und Einbindung in breit angelegten Monitoringansätzen z. B. [37-39] entstand der erste Standardmonitoringansatz für Flüsse. *Kalzenga et al.* [28] habe ausgehend von dem visuellen Monitoringansatz von *González Fernández and Hanke* [22] innerhalb von 6 aufeinanderfolgenden Tagen von verschiedenen Brücken entlang des gesamten Rheins eine Momentaufnahme von schwimmenden Plastikfrachten durchgeführt. Sie geben als Zahlen von transportierten Plastikgegenständen über die gesamte Breite des Rheins pro Stunde für Koblenz 140, für Bonn 346 und für Köln 126 an. Diese Aufnahme beruht auf sehr kurzen Beobachtungszeiten mit relativ geringen Stückzahlen, so dass von relativ hohen Unsicherheiten auszugehen ist. Zudem wurde für jeden Ort nur ein einziger Zeitpunkt unter den jeweils herrschenden Bedingungen erfasst.

Visuelle Beobachtung haben Nachteile, wenn man einen potentiellen "Bias" durch die Beobachter, die unterschiedlichen Erscheinungsbilder von Makroplastik, potentiell störende Umweltbedingungen und den niedrigen Automatisierungsgrad berücksichtigt [22, 39]. Fernerkundungsbasierte Ansätze haben das Potential, Makroplastik auf Stränden, Ufern oder Fluss- bzw. Meeresoberflächen zu erkennen, identifizieren und quantifizieren. Im Gegensatz zum visuellen Monitoring können diese Ansätze leichter hochskaliert und größere Flächen über längere Zeiträume erfasst werden. Zudem bieten sie Optionen für eine automatisierte und objektivere Erfassung, die langfristig gesehen Zeit und Personal spart. *Van Lieshout et al.* [40] führten erfolgreich eine halbautomatische Auswertung von Plastikmüll > 5 cm durch, welches

auf der Flussoberfläche mit einer Kamera erfasst wurde und mit einem convolutional neural network (CNN) ausgewertet wurde. Ähnlich präsentierten *Martin et al.* [41] einen halbautomatischen Ansatz für Strände und hoben die Effizienz auf räumlicher und zeitlicher Skala hervor. *Garcia-Garin et al.* [42] betrachteten einen automatischen Monitoringansatz für schwimmende marine Makroplastik. Darüber hinaus wurde das Potential von multi- and hyperspektralen Sensoren für schwimmendes Plastik und Plastik auf Stränden untersucht [43-45]. Diese neueren Entwicklungen bestärken den Ansatz, bildgebende Sensoren und künstliche Intelligenz zum Monitoring von Makroplastik zu verwenden.

Nachteile sowohl der visuellen als auch der fernerkundlichen Ansätze sind, dass aufgrund der Sichtbegrenzung tiefere Schichten nicht erfasst werden können. Bei Gewässern kommen vermehrt erschwerende optische Effekte wie starke Absorption und Reflektion an der Oberfläche hinzu. Benetzung mit Wasser, Eintauchen als auch Verwitterung beeinflussen zudem negativ die Erkennbarkeit [46, 47]. Je nach betrachteter Fernerkundungsplattform ist aufgrund des Abstandes zudem die räumliche Auflösung der eingesetzten Sensorik limitierend. Frei verfügbare Satellitensensoren erreichen in der Regel nur Auflösungen um die 10 bis 20 Meter. Kommerzielle Satelliten gehen z.T. in den Submeterbereich, was zur Betrachtung einzelner Makroplastikobjekte in der Regel zu grob ist. Relevant ist die Nahbereichsfernerkundung, wo Sensorik aus niedriger Höhe z. B. von Drohnen oder von Ufern oder Brücken aus zum Einsatz kommt und so Auflösungen im Subzentimeterbereich erreicht werden können. Als Grundprinzip wird hierbei bei gleichbleibender Sensorik größere Auflösung mit einer geringeren räumlichen Abdeckung einhergehen und umgekehrt.

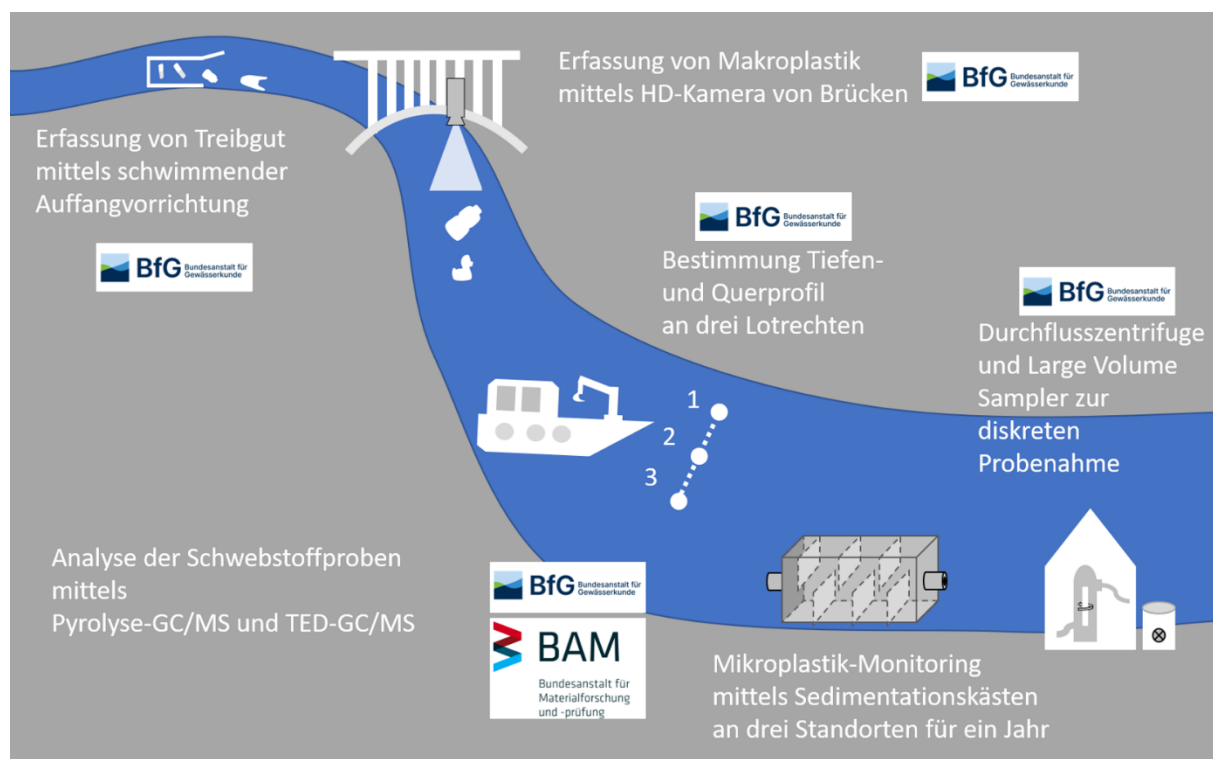
Studien zur Nahbereichsfernerkundung von Makroplastik fokussieren meist auf den Bereich sichtbaren Lichts. Nur wenige neuere Studien beinhalten Nahinfrarot und kurzwelliges Infrarot, um Makroplastik im Gewässerbereich zu quantifizieren [43, 45].

Bisher bekannte Fernerkundungsstudien aus dem Nahbereich, die automatisierte Ansätze zur Plastikerkennung im Gewässerbereich verfolgen, haben gemeinsam, dass nur eine oder wenige Objektklassen (< 12) und diese nur für ein eingeschränktes Gebiet bzw. Zeitpunkt betrachtet werden. Ein Grund wird die geringe Verfügbarkeit von Referenzdaten sein, die zu einem Engpass für das Training von Algorithmen des maschinellen Lernens oder des sogenannten “deep Learnings” führt. Dieser Zustand wird voraussichtlich bestehen bleiben, bis mehr Sensoren installiert sind, die zusammen mit Referenzdaten systematisch Daten über längere Zeit erfassen. Hauptziel des Makroplastik-Teils des Projektes war es, zu prüfen, ob eine weitgehend automatisierte Fernerfassung von Makroplastik realisiert werden kann und wie fehlerfrei die Erkennung von an der Oberfläche treibenden Kunststoffprodukten möglich wird. Entsprechende Ansätze und mögliche Algorithmen wurden exemplarisch untersucht, um unter Berücksichtigung praktischer Aspekte, Möglichkeiten für ein weiterführendes Monitoring aufzuzeigen.

## 2 Methodik

Als Untersuchungsgebiet zur Erprobung der Probenahmemethoden und Techniken zur Erfassung von schwimmendem Makroplastik sowie für die Durchführung eines einjährigen Mikroplastikmonitorings wurde der Rhein ausgewählt. Abbildung 1 fasst die in den folgenden Kapiteln näher beschriebenen Arbeiten grafisch zusammen. Die Erfassung von treibendem Makroplastik wurde mittels einer HD-Kamera von einer Brücke erprobt. Unterstützt wurde die Methodenentwicklung durch eine Erfassung von Treibgut mittels einer schwimmenden Auffangvorrichtung im Rhein. Zur Bestimmung der räumlichen Verteilung von Mikroplastik in der Wassersäule wurden von einem Schiff aus Proben in verschiedenen Tiefen an drei Lotrechten im Querprofil an zwei Standorten im Rhein bei verschiedenen Abflüssen genommen. Eine kontinuierliche Probenahme erfolgte mittels Sedimentationskästen an drei Standorten und diskrete Probenahmen mittels Durchflusszentrifuge und einem Large Volume Sampler in Koblenz. Die Analyse der Proben auf Mikroplastik erfolgte durch die BAM und die BfG.

**Abbildung 1: Grafische Übersicht über die im Projekt durchgeführten Arbeiten**



Quelle: eigene Darstellung, BfG.

### 2.1 Mikroplastik

Die raumzeitliche Variabilität des Mikroplastiktransports und die große Bandbreite der beobachteten Partikelgrößen stellen erhebliche Herausforderungen an die Erfassung der Mikroplastikkonzentration in der Wassersäule der Fließgewässer dar. Zur repräsentativen Erfassung der raumzeitlich variablen Mikroplastikkonzentration im Rhein war es notwendig, ein Konzept zur Probennahme zu entwickeln, welches für die Berechnung von Jahresfrachten des Mikroplastiks im Rhein optimiert ist. Das Konzept gliedert sich dabei in zwei Teile:

1. Erfassung der räumlichen (lateralen und vertikalen) Variabilität der Mikroplastikkonzentration im Gerinnequerschnitt des Rheins in Koblenz bei unterschiedlichen Abflüssen (Niedrig-, Mittel- und Hochwasser)
2. Erfassung der zeitlichen Variabilität der Mikroplastikkonzentration an den drei Messstellen Weil am Rhein, Koblenz und Emmerich für die Dauer eines Jahres zur Berechnung von Jahresfrachten (Mikroplastik-Monitoring).

Während das Monitoring die zeitliche Variabilität auf Grundlage von Punktmessungen in Ufernähe erfasst, soll mit den Messungen im Gerinnequerschnitt die Repräsentativität der Punktmessung im Hinblick auf die Gesamtfracht des Monitorings bewertet werden.

Im Folgenden werden die Probenahmestellen charakterisiert, Techniken zur Mikroplastik-Probennahme beschrieben und daraus das Konzept der Probennahme abgeleitet.

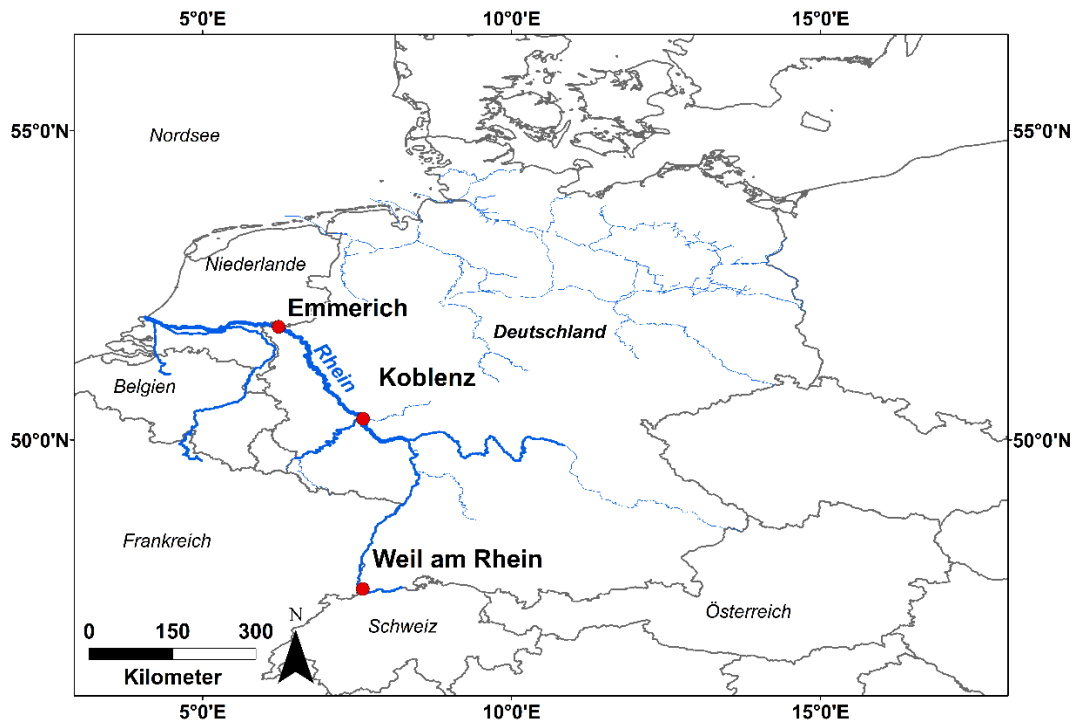
### **2.1.1 Probenahmestellen**

Als Untersuchungsgebiet wurde der Rhein ausgewählt, da dieser das größte Fließgewässer in Deutschland und die wichtigste Wasserstraße ist. Im deutschen Einzugsgebiet des Rheins leben ca. 40 Millionen Menschen auf einer Fläche von ca. 124.000 km<sup>2</sup>.

Zur Erfassung der Mikroplastikfracht des Rheins wurden drei Standorte ausgewählt: Weil am Rhein (Rh.-km 171,3), direkt an der deutsch-schweizerischen Grenze des Rheins, Koblenz (Rh.-km 590,3) und Emmerich (Rh.-km 852,6), nahe der deutsch-niederländischen Grenze (siehe Abb. 1). Die Einzugsgebietsgrößen der drei Messstellen betragen 36.472 km<sup>2</sup>, 109.806 km<sup>2</sup> und 159.555 km<sup>2</sup> mit jeweils ca. 8,5, 31 und 48 Millionen Einwohnern. Die mittleren jährlichen Abflusswerte (MQ) betragen 1.040 m<sup>3</sup>/s, 1.660 m<sup>3</sup>/s und 2.260 m<sup>3</sup>/s [48].

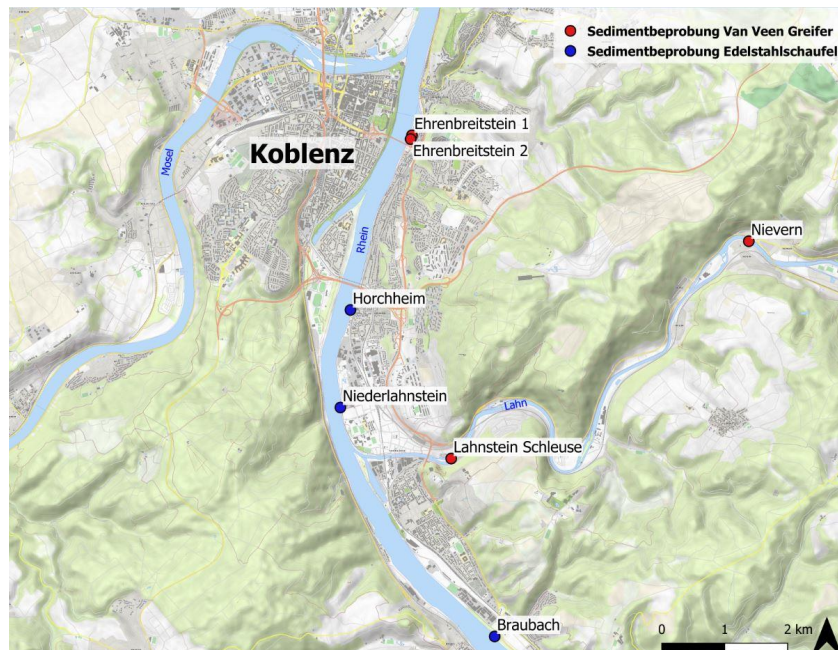
Zusätzlich zu den Wasserproben an den drei genannten Standorten erfolgte eine Beprobungen des Sohlsediments beispielhaft im Großraum Koblenz an insgesamt 7 Standorten, sowohl am Rhein als auch an der Lahn (am Rhein in Fließrichtung rechts zwischen dem Ortsteil Ehrenbreitstein und Braubach, an der Lahn an den Schleusen Lahnstein und Nievern, siehe Abb. 2). Bei der Standortwahl wurde die untere Lahn in die Analyse einbezogen, da hier mit erhöhten MP-Konzentrationen zu rechnen war (wegen punktuelle Einträge entlang des Flusses) und durch die Stauhaltungen an der Lahn feinkörniges Sohlsubstrat zu finden ist, was an der Rheinsohle im Koblenzer Raum nicht der Fall ist. Hierdurch konnten Matrixeffekte analysiert werden. Aufgrund der Fokussierung der Probenahme auf den Bereich oberhalb und unterhalb der Lahnmündung sind die Sedimentproben nicht repräsentativ für den gesamten Rhein. Die Beprobung der Sedimente erfolgte v. a. vor dem Hintergrund der Beurteilung der unterschiedlichen Matrixeffekte: Es wurden feinkörnige Proben aus Ruhewasserzonen (Hafenbecken Ehrenbreitstein und Lahnschleuse) und grobkörnige Sedimente entlang des Rheinuferes beprobt.

**Abbildung 2: Räumliche Einordnung der drei Messstellen zum MP-Monitoring entlang des deutschen Abschnitts des Rheins.**



Quelle: eigene Darstellung, BfG.

**Abbildung 3: Lage der Probenahmestellen für die Sedimentbeprobung.**



Räumliche Einordnung der Probenahmestellen der Sedimentbeprobung an Rhein und Lahn im Koblenzer Raum. In Rot dargestellt sind Sedimentbeprobungen mittels Van-Veen Greifer, in blau sind Beprobungen mittels Edelstahlschaufel & Edelstahlschale markiert. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

## **2.1.2 Probenahmetechniken von Mikroplastik in der Wassersäule**

Im Rahmen dieses Projekts wurden verschiedene Techniken zur Probenahme von Mikroplastik in der Wassersäule von Fließgewässern entwickelt, getestet und verglichen. Sowohl diskrete Ansätze, welche einen relativ kurzen Zeitraum betrachten (i. d. R. Sekunden bis wenige Stunden), als auch integrative Ansätze, welche längere Zeitabschnitte (Wochen bis Monate) betrachten, wurden hierbei verfolgt. Hierbei sind die Veränderungen auf den Zeitskalen der turbulenten Strömung (~ 1 Sekunde und kürzer), von einzelnen Abflussereignissen (wenige Stunden oder Tage) und dem Jahresgang zu berücksichtigen. Für die Bestimmung von MP-Frachten ist eine repräsentative Probennahme im Querschnitt erforderlich, die sowohl vertikale als auch horizontale Gradienten der Plastikverteilung berücksichtigt. Die Anforderungen an die Probenahme sind hoch, da neben der zeitlichen und räumlichen Variabilität zudem der gesamte Korngrößenbereich des Mikroplastik abdeckt werden sollte. Bei der Probennahme sind zudem die lokalen Verhältnisse (starke Strömungen, Wellenschlag durch Schiffsverkehr und schwankende Wasserstände) zu berücksichtigen, die die Wahl der Probennahmetechniken beeinflussen. Nachfolgend werden die Techniken und die in diesem Projekt entwickelten Probenahmesysteme dargestellt.

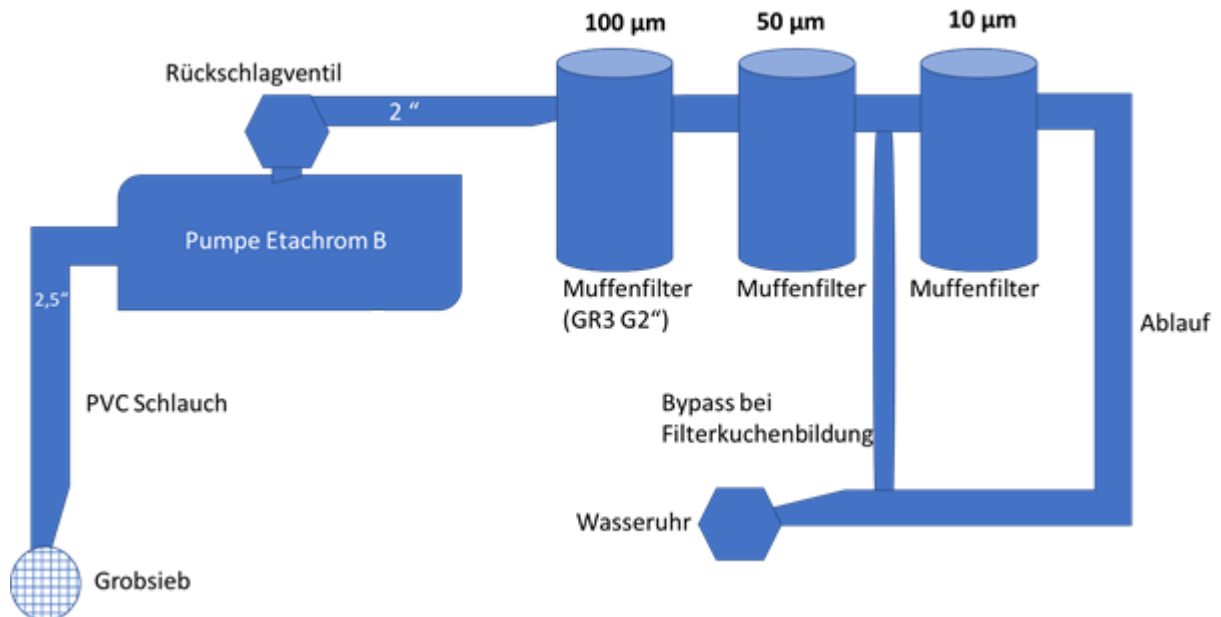
### **2.1.2.1 Diskrete Probenahme**

Diskret Probennahmetechniken sind in der Regel so konzipiert, dass die innerhalb kurzer Zeit ein Wasservolumen sammeln bei anschließender Trennung der Flüssig- und Feststoffphase, bzw. die Feststoffe unmittelbar bei Probennahme abscheiden. Durch das vergleichsweise geringe Wasservolumen der diskreten Beprobung erfolgt die Trennung der Feststoffphase durch eine hohe Rückhaltekapazität. Im Idealfall kann die gesamt beprobte Feststoffphase ohne Verluste gesammelt werden, um somit für den relativ kurzen Zeitausschnitt vergleichsweise genaue Plastikkonzentrationen bezogen auf das Wasservolumen zu erhalten. Hinzu kommt, dass diese Methoden vergleichsweise einfach in der Handhabung sind. Bei der Nutzung von Einzelproben, z. B. für Frachtberechnungen, ist es jedoch notwendig, eine hinreichend große Probenanzahl zu nutzen, um keine möglichen Ereignisse zu vernachlässigen, bei denen ggf. stark erhöhte Konzentrationen vorliegen (z. B. Hochwasserereignisse). Die Anzahl der notwendigen Proben ist flussspezifisch und vom Abflussregime und dem Eintragsregime des MP in das Fließgewässer abhängig. Zudem kann nicht jede Methode gleichermaßen gut das gesamte Korngrößenspektrum abbilden. Die angewandten diskreten Probennahmetechniken werden nachfolgend dargestellt und die jeweiligen Vor- und Nachteile aufgezeigt.

#### **2.1.2.1.1 Filterkaskade**

Für eine mobile Erfassung von feinsten Partikeln (< 500 µm) musste eine Probenahmetechnik aufgebaut werden, sodass bei Messkampagnen vom Schiff aus auch solche Partikel erfasst werden können. In Anlehnung an bereits getestete Filterkaskaden [18, 49] wurde eine Filterkaskade konstruiert, welche Partikel im Größenbereich von 10 - 500 µm erfassen kann (siehe Abbildung 3 und 4).

Abbildung 4: Schematischer Aufbau der Filterkaskade.



Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Abbildung 5: Die Filterkaskade im Einsatz am Steiger der BfG in Koblenz.



Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

Durch eine mittels Starkstrom betriebene Hochleistungspumpe wird Wasser durch einen 5 m langen PVC-Schlauch mit Grobsieb (0,8 x 3,9 cm Öffnungen) angesaugt (eine Lösung mittels Silikonschlauch war aufgrund des Zusammenziehens des Materials nicht möglich) und durch Edelstahl-Muffenfilter in den Größen 100 µm, 50 µm und 10 µm gepumpt. Vor dem Auslassschlauch ist eine Wasseruhr befestigt, um das Probenvolumen zu erfassen. Mittels eingebauten Bypasses hinter dem 50 µm-Filter lässt sich der 10 µm-Filter umgehen, sobald dieser durch Zusetzen des Filters einen zu starken Gegendruck erzeugt. Dies ermöglicht die Beprobung größerer Volumina. Die Probenvolumina betragen, je nach Probenahmedauer und Schwebstoffkonzentration des Mediums, in der Regel mehrere hundert Liter bis hin zu wenigen Kubikmetern. Die hier konstruierte Filterkaskade ist auf einem mobilen Schwerlastwagen montiert und somit – vergleichsweise – gut zu transportieren, sodass auch der Einsatz auf einem Schiff möglich ist. Trotz des kaskadenartigen Aufbaus ist bei der Aufbereitung der Proben im

Labor eine Nachfraktionierung mittels Nasssiebung erforderlich, da sich durch *clogging* (Zusetzen der Filter) und die Bildung von Filterkuchen auch feinere Partikel in größeren Sieben festsetzen. Daher wurden bei der Probenahme mit der Filterkaskade am 23.11.2021 lediglich 0–140 mg Schwebstoff aus dem 10-µm-Filter gewonnen, während aus dem 50-µm-Filter zwischen 620–650 mg Schwebstoff der Fraktion 10–50 µm erzielt wurden (82–100% des Gesamtgewichtes dieser Fraktion).

Eine isokinetische Probenahme ist mit dieser Filterkaskade nicht realisierbar, da die Fließgeschwindigkeit im Ansaugschlauch durch den Gegendruck der Filter i) niedriger ist als im Gewässer und ii) während der Probenahme nicht konstant bleibt. Eine Beeinflussung der tatsächlichen Schwebstoffkonzentration ist hierdurch nicht auszuschließen (*positive concentration bias*) [50].

#### 2.1.2.1.2 Filternetze

Die Erfassung von größeren Partikeln wurde mittels Filternetzen realisiert. Filternetze sind eine gängige Probenahmetechnik bei der Erforschung von Mikroplastik und erlauben die Beprobung großer Volumina in kurzer Zeit [51]. Entscheidend bei Filternetzen ist die verwendete Maschenweite: Ist sie zu fein gewählt, kommt es schnell zu einem Zusetzen der Netze und damit zu einem Rückstau, welcher die hydraulischen Gegebenheiten am Netzeingang beeinflusst und die Probenahme damit verfälschen kann (vgl. Kapitel 4.1). Ist sie hingegen zu grob gewählt, werden entsprechend weniger Größenfraktionen erfasst. Für die Beprobung des Gerinnequerschnitts des Rheins wurden Netze der Firma HydroBios mit einer Maschenweite von 300 µm verwendet. Details zur festgelegten Maschenweite sind in Kapitel 4.1 erläutert.

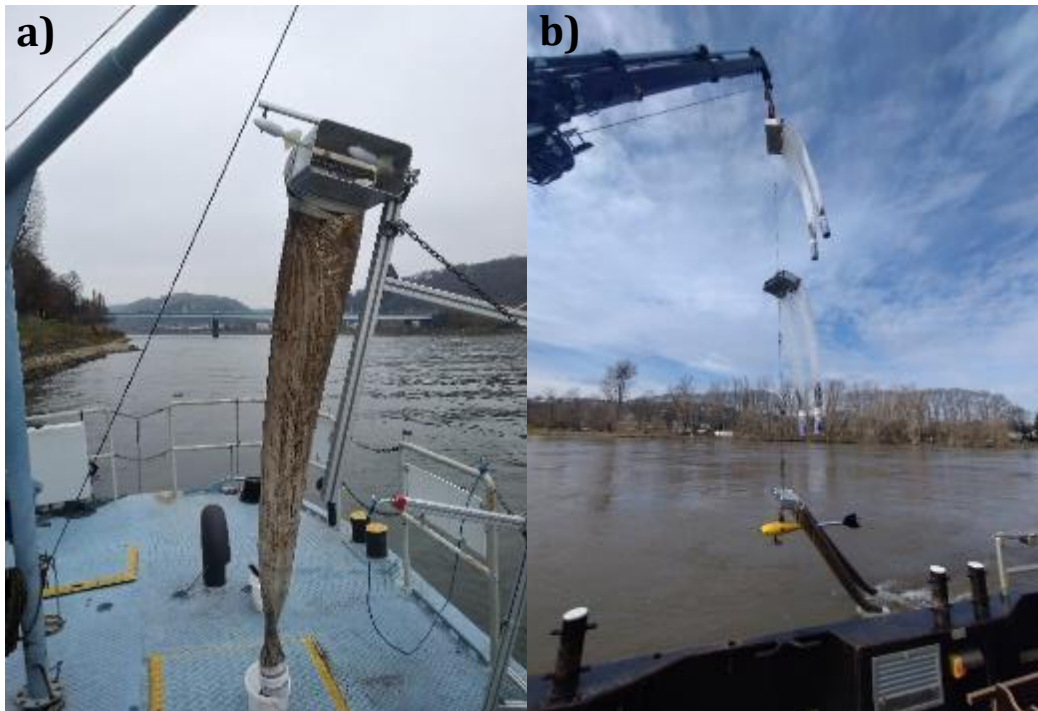
Zur Bestimmung der optimalen Maschenweite wurden Netze mit verschiedenen Maschenweiten getestet. Als Maß zur Beurteilung der Effizienz eines Netzes wurde die hydraulische Effizienz genutzt, die den prozentualen Anteil des potentiell möglichen Durchflusses ohne Rückstau angibt:

$$\text{hydraulic efficiency} = \frac{\text{flow velocity into net}}{\text{undisturbed flow velocity}} \times 100 \quad \text{Gl. 1}$$

Die Fließgeschwindigkeit im Zustrom des Netzes (flow velocity into net) und die ungestörte Fließgeschwindigkeit im Fließgewässer (undisturbed flow velocity) wurden mit zwei Messflügeln im und außerhalb des rechteckigen Einlasskastens der Filternetze gemessen (vgl. Abb. 5a). Basierend auf diesen Messungen wurde die mittlere Fließgeschwindigkeit über einen Zeitraum von einer Stunde ermittelt. Dieser Zeitraum entsprach der geschätzten Dauer der späteren Messungen. Die Ergebnisse zur Auswahl der Maschenweite sind in Kap. 4.1 zu finden.

**Abbildung 6: Aufbau und Anordnung der Filternetze.**

---



a) Aufbau zur Ermittlung der hydraulischen Effizienz eines Netzes in Koblenz am Steiger der BfG. Zu beachten ist die Messung der Fließgeschwindigkeit mittels Flügel außerhalb und innerhalb des Probennahmetrichters. b) Die Netze im Einsatz bei einer Messkampagne zur Messung in drei Tiefen (vgl. Kapitel 2.1.3.2). Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

### 2.1.2.1.3 Durchflusszentrifuge

Eine weniger weit verbreitete Probenahmetechnik im Feld der Mikroplastikforschung ist die Durchflusszentrifuge, bei der mittels Zentrifugalkräfte durch die Rotation eines Zylinders Partikel auf einer Trägerfolie abgeschieden werden. Erste Studien belegen die sehr hohe Rückhaltekapazität, auch für feinste Mikroplastikpartikel [20]. Bei der im Projekt verwendeten Zentrifuge handelt es sich um eine stationäre Durchflusszentrifuge des Typs Carl Padberg Z61 G (siehe Abb. 6), welche sich in Koblenz befindet. Mit dieser Technik wurden Proben bei Niedrig-, Mittel- und Hochwasser genommen, zudem konnte auch auf wöchentliche Proben aus dem Rheinmessprogramm Chemie der Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) zurückgegriffen werden. Die beprobten Volumina betragen i. d. R. ca. 5 m<sup>3</sup> bei einer Probenahmedauer von ca. 5 h. Das erfasste Größenspektrum liegt im Bereich von 10 µm bis 500 µm. Die Ansaugung erfolgte mittels Tauchpumpe direkt aus dem Rhein aus einer Wassertiefe von ca. 70 cm.

**Abbildung 7: Durchflusszentrifuge am Standort Koblenz.**

---

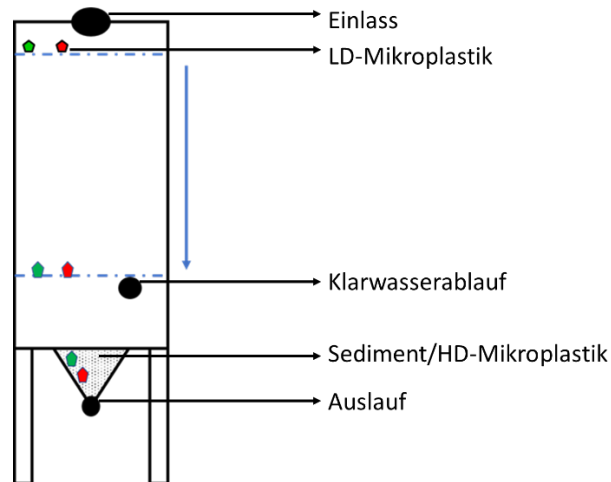


Die Durchflusszentrifuge ist vom Typ Carl Padberg Z61 G. Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

#### **2.1.2.1.4 Large Volume Sampler**

Eine weitere Probenahmetechnik, mit der sowohl diskrete als auch integrative Probenahmen möglich sind, ist der large volume sampler (LVS) [52]. Hierbei handelt es sich um einen 1 m<sup>3</sup> fassenden Edeltank, welcher entweder mit ereignisbezogenen Einzelproben oder über einen längeren Zeitraum als Mischprobe befüllt werden kann. Bei dem hier verwendeten LVS handelt es sich um einen Edeltank der Firma Speidel Tank- und Behälterbau mit der Bezeichnung FS-MO 1000. Der LVS verfügt über einen Einlass am oberen Ende, einen Klarwasserablauf im unteren Teil, sowie einen Auslauf am Boden (Abb. 7). Der entscheidende Vorteil dieser Probenahmetechnik ist die Betrachtung aller gesammelten Feststoffe in einem großen Probenvolumen von 1 m<sup>3</sup> ohne Berücksichtigung einer Abscheiderate. Über die Befüllung mittels Pumpe (hierbei wurde derselbe Ansaugtrakt verwendet wie auch für die Durchflusszentrifuge, siehe 2.1.2.1.3) wird der LVS in ca. 1 h befüllt. Zur Probengewinnung wird zunächst eine Standzeit von wenigen Tagen eingehalten, damit sich alle enthaltenen Schwebstoffe absetzen können. Anschließend wird zunächst über den Klarwasserablauf Wasser durch ein Sieb oder Filternetz abgelassen werden (hier: 10 µm Maschenweite). Anschließend kann der gesammelte Feststoff durch den Auslauf ebenfalls über ein Sieb/Filternetz gegeben werden. Durch die getrennte Entnahme kann ein Verstopfen des Siebes/Filternetzes verhindert werden und die Probe effizient gewonnen werden. Nachteil dieser Probenahme ist die trotz des großen Probenvolumens geringe Probenmenge bei geringen Schwebstoffkonzentrationen im Fluss. Abb. 7 zeigt schematisch den Aufbau des LVS.

**Abbildung 8: Schematische Zeichnung des Large Volume Samplers**



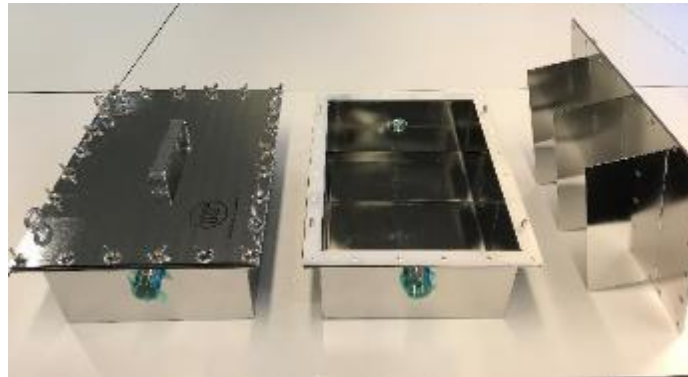
LD-Mikroplastik und HD-Mikroplastik stellen jeweils mögliche Plastikpartikel mit Dichten geringer / höher der Dichte von Wasser und deren entsprechendes Sink-/Aufstiegsverhalten dar.

Quelle: eigene Darstellung, BfG.

### 2.1.2.2 Integrative Probenahme: Sedimentationskasten

Für die integrative Probenahme wurden in Anlehnung an [20] ein 3-Kammer-Sedimentationskästen der Firma UGT verwendet (siehe Abb. 8). Durch eine Aufweitung des Querschnitts und eingebaute Trennlamellen wird die Fließgeschwindigkeit im Kasten reduziert, sodass Partikel je nach Dichte am Boden bzw. am Deckel abgeschieden werden. Ein integrativer Ansatz z. B. für die Generierung von Monatsmischproben ist mit dieser Methodik möglich, da es nicht zu einem Zusetzen kommen kann und ein Dauerbetrieb möglich ist. Nachteilig zu erwähnen ist hier jedoch die Notwendigkeit konstante Durchflüsse zu realisieren, damit die Rückhaltekapazität als Funktion der Strömungsgeschwindigkeit im Sedimentationskasten nicht verändert. Hierdurch, erfolgt keine Abflussgemittelte Beprobung, wie sie für die Berechnung zuverlässiger Frachten notwendig ist. Zudem ist die korngößen- und polymerspezifische Rückhaltekapazität von Partikeln schwer zu bilanzieren, wodurch eine Ermittlung der Plastikkonzentrationen bezogen auf das beprobte Wasservolumen kaum möglich ist. Die ermittelten Plastikkonzentrationen wurden vielmehr auf die zurückgehaltene Sedimentmenge bezogen, unter der Annahme, dass keine Fraktionierung von Sediment und Mikroplastik erfolgt. Diese Annahme wird auch durch den Vergleich der verschiedenen Messmethoden in Kapitel 5.2 diskutiert.

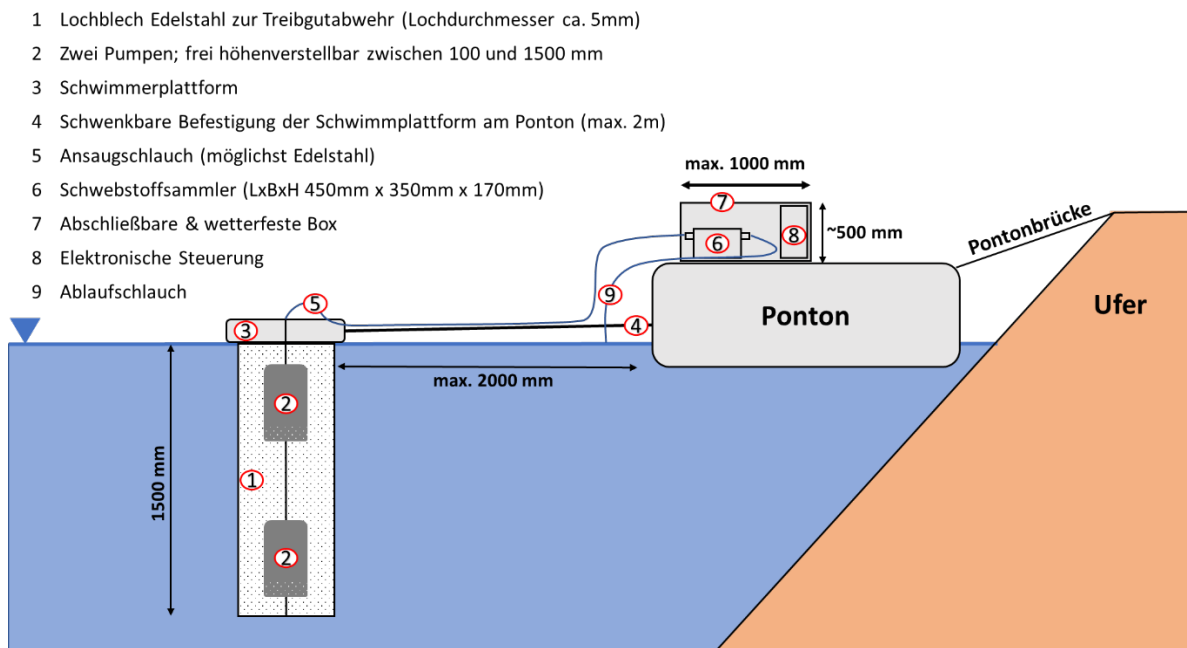
Abbildung 9: Der zum MP-Monitoring eingesetzte 3-Kammer-Sedimentationskasten



Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

Versuche, die Sedimentationskästen direkt im Rhein einzubringen, schlugen fehl: Durch starken Wellenschlag drehten sich die Sedimentationskästen an der Aufhängung, wodurch es sogar zu Beschädigungen an den Kästen kam. Folglich wurde der Einsatz außerhalb des Fließgewässers mittels kontrolliertem Pumpenbetrieb angestrebt. Hierzu wurde eine externe Fachfirma (MCZ Umwelttechnik) mit dem Aufbau eines Probenehmers beauftragt, mit dem Monatsmischproben aus zwei vorgegeben Wassertiefen gewonnen werden können.

Abbildung 10: Skizze des Schwebstoffsammlers mittels Sedimentationskasten für das einjährige Monitoring an den drei Standorten.



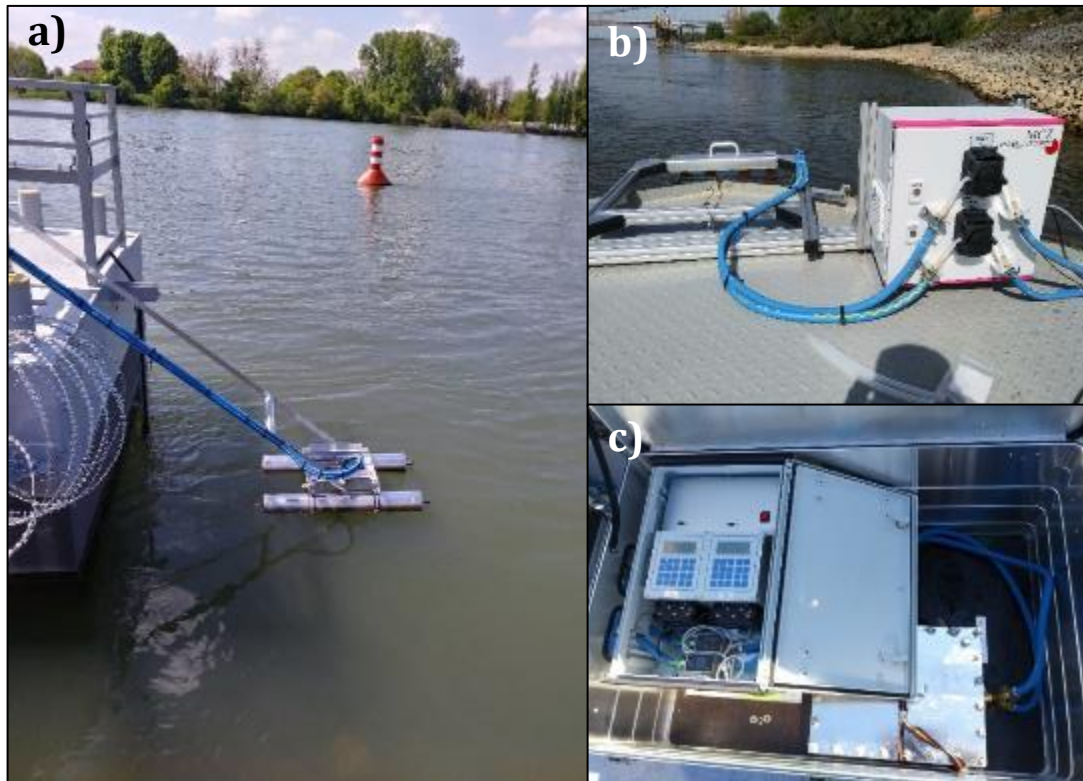
Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Nach anfänglichen Betriebsschwierigkeiten wurde das Probenahmesystem, bestehend aus zwei Peristaltikschlauchpumpen, mit einem Durchfluss von 0,5 L/min betrieben (zuvor testweise: Tauchpumpen & Durchfluss von 1 L/min). Dabei waren die Pumpen in 2 Tiefen positioniert und wurden hinter einem Edelstahl-Lochblech vor Treibgut geschützt. Die obere Pumpe war an allen Messtellen bei einer Tiefe von 0,5 m angebracht. Die untere Pumpe sollte tiefere Wasserschichten beproben. Dabei waren durch die starke Strömung einerseits und die wechselnden Wassertiefen andererseits die Möglichkeiten stark begrenzt. Mit dem Ziel, auch bei Niedrigwasser durchgehend beproben zu können war die zweite Pumpe in einer Wassertiefe von 1,1 m (Koblenz und Weil) bzw. 1,5 m (Emmerich) befestigt. Jede Pumpe wurde separat über einen Datenlogger betrieben, sodass die durchflossenen Wassermengen aufgezeichnet werden konnten. Über ein Modem konnte zudem der Status des Systems abgerufen werden, um Störungen der Pumpen direkt zu identifizieren und die Messstelle zeitnah warten zu können. Die nachfolgende Abbildung 10 zeigt den schematischen Aufbau des Probenahmesystems.

Das beprobte Wasservolumen beider Pumpen wurde in den Sedimentationskasten geleitet. Der Sedimentationskasten am jeweiligen Standort wurde kontinuierlich mit 1 L/min durchströmt, sodass bei ungestörtem Betrieb 1440 L Wasser pro Tag durch den Sedimentationskasten gepumpt wurden. Der Austausch des jeweiligen Sedimentationskastens erfolgte in der Regel nach einem Monat. Abbildung 10 zeigt exemplarisch die Pumpen der Probennehmer (b), das Steuerungssystem (c) und die Schwimmkörper der Ansaugkonstruktion (a). Der Aufbau wurde ohne den Einsatz von Plastikarten, welche im Rahmen des Projektes gemessen werden, realisiert, so dass eine Kontamination ausgeschlossen ist.

Die Sedimentationskästen wurden im Labor mit Metallwerkzeugen geleert und unter fließenden Wasser in Siebe zur Nasssiebung gegeben. Eine Fraktionierung der Proben durch Nasssiebung erfolgt im Labor bei der Probenaufbereitung in die Fraktionen 10 - 50 µm, 50 - 100 µm, 100 - 500 µm und 500 - 1000 µm (vgl. Kapitel 2.1.5.2).

**Abbildung 11: Probennahmesystem mit Sedimentationskästen**



a) Der Ansaugtrakt des Probennahmesystems für den Betrieb der Sedimentationskästen. Zu sehen sind die Schwimmkörper, welche eine gleichbleibende Ausrichtung der beiden Ansaugpunkte unter Wasser gewährleisten, b) die Peristaltik-Pumpeinheit des Probennahmesystems mit beiden Pumpen, c) der Sedimentationskasten und der Datenlogger, welcher die verschiedenen Parameter (vgl. Kapitel 2.1.6.3) aufzeichnet und an dem die Einstellungen angepasst werden können. Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

## 2.1.3 Probennahmedesign zur Ermittlung des Mikroplastikgehalts

### 2.1.3.1 Mikroplastik-Monitoring

Aufgrund fehlender Standardisierung zur Bestimmung der Mikroplastikfracht in Flüssen wurde zunächst ein Probennahmedesign entwickelt, welches auf verschiedenen Probenahmetechniken beruht. Durch den parallelen Betrieb verschiedener Messsysteme sollen die Stärken und Schwächen der Techniken ermittelt und die berechneten Frachten bewertet werden. Ziel dabei ist es, die optimale Messtechnik bzw. Kombination von Messtechniken zur Berechnung von Mikroplastikfrachten zu ermitteln. Folgende Aspekte der Messtechniken spielten bei der Entwicklung des Probedesigns eine entscheidende Rolle:

- ▶ die Sammeleffizienz der Probenahmesysteme,
- ▶ die Repräsentativität der Beprobung vor dem Hintergrund der Berechnung von Jahresfrachten,
- ▶ die mechanische Anfälligkeit des Probennahmesystems unter Berücksichtigung hoher Fließgeschwindigkeiten und des Vorhandenseins von Treibgut, welches die Probenahme stört und

- ▶ der Unterhaltungsaufwand zur Gewährung einer kontinuierlichen bzw. zeitlich hochaufgelösten Mikroplastikerfassung bzw. zur Probennahme.

Aufgrund der großen Anreisedistanz des Projektpersonals von Koblenz zu den Messstellen Weil und Emmerich musste dort eine Messmethode gewählt werden, die den Unterhaltungsaufwand auf ein Minimum reduziert und trotzdem eine kontinuierliche Erfassung erlaubt. Daher wurde für diese Messstellen die Messung mit den Sedimentationskästen gewählt. An allen drei Standorten wurde das von MCZ entwickelte System (vgl. Kap 2.1.2.2) aufgestellt und mit der gleichen Messanordnung bzgl. Entnahmetiefe und Pumpleistung gearbeitet. Zudem erfolgte an allen drei Standorten eine Aufzeichnung der gepumpten Wasservolumina. Die Leerung der Sedimentationskästen erfolgt im monatlichen Turnus.

Um die Limitation des Sedimentationskastens bzgl. der reduzierten Sammeleffizienz bewerten zu können, wurde das gleiche System ebenfalls in Koblenz installiert und mit den weiteren in Koblenz durchgeführten Methoden verglichen.

Zusätzlich zum Sedimentationskasten wurde am Steiger der Kaiserin-Augusta-Anlage (KAA, Rheinkilometer 590,4) in Koblenz zwei weitere Systeme eingesetzt:

1. Auf Grundlage der zweiwöchentlich durchgeführten Probennahme mit der Durchflusszentrifuge wurden die Mikroplastikkonzentrationen bestimmt. Zur Frachtberechnung müssen die Daten interpoliert werden. Hierzu wurden verschiedene Verfahren zur Frachtberechnung getestet (vgl. Kap. 2.1.6).
2. Als letzte Methode wurde der LVS an der KAA in Koblenz verwendet. Hierzu wurde der LVS mehrfach (13.10.2022, 08.02.2023 und 25.04.2023) bei unterschiedlichen Abflüssen (1.140, 1.437 und 1.571 m<sup>3</sup>/s) mit 1.000 L gefüllt und nach erfolgter Sedimentation im Reaktor die Probe entnommen. Neben der diskreten Probenahme wurde auch testweise eine integrale Probe im Mai 2023 generiert, indem der Tank über 4 Wochen einmal wöchentlich bis auf 200 L „geleert“ wurde (Ablassen des Klarwassers durch das Netz) und jeweils wieder auf 1.000 L aufgefüllt wurde. Dies wurde parallel zu einer integrierten Probenahme mittels Sedimentationskastens durchgeführt, um hier einen Vergleichswert zu erhalten (siehe 2.1.2.2).

### **2.1.3.2 Mikroplastik-Verteilung im Gerinnequerschnitt**

Die Messungen zum Monitoring erfassen die Mikroplastikkonzentrationen an einem ufernahen Punkt im Gerinnequerschnitt. Zur Bewertung der Variabilität der Mikroplastikkonzentration im Gerinnequerschnitt wurde die Verteilung des Mikroplastiks am Standort in Koblenz und in Emmerich mittels Filternetzen und Filterkaskade ermittelt.

Für die Probenahme im Gerinnequerschnitt wurde, in Anlehnung an das Schwebstoffvielpunktmessnetz der WSV, ein Probenahmesystem auf Basis von Netzen entwickelt, mit dem mehrere Lotrechte vom Schiff aus beprobt werden können [53, 54]. Hierzu wurden jeweils zwei Netze auf drei Höhen an einem Stahlseil verbunden und mittels 100 kg Gewicht von einem Kran in die Wassersäule abgelassen. Ein vergleichbarer Ansatz wurde erstmalig 2015 in der Donau angewandt [55]. Die Höhen der Netzpaare sind jeweils frei einstellbar, sodass eine Beprobung bei verschiedenen Wasserständen immer die Sohle, die Mitte der Wassersäule und die Wasseroberfläche erfassen kann. Die redundante Probennahme mit zwei Netzen je Tiefe (siehe Abb. 5b) ermöglicht ein erhöhtes beprobtes Messvolumen bzw. eine erhöhte

Schwefstoffausbeute. Bei einer Probenahme von ca. 1 h Dauer pro Lotrechte lassen sich so im Rhein drei Lotrechte an einem Messtag im Querschnitt beproben.

**Abbildung 12: Netzkonstruktion und Filterkaskade gleichzeitig im Einsatz bei der Messkampagne am 16.03.2023.**

---



Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

Während der Messkampagnen zur Erfassung der Mikroplastikverteilung im Querschnitt wurde die Filterkaskade an den drei Lotrechten genutzt, um auch Partikel  $< 300 \mu\text{m}$  zu erfassen. Hierbei ist jedoch nur eine oberflächennahe Beprobung möglich, da eine Probenahme ebenfalls eine Stunde benötigt, um ausreichend Probenmaterial zu generieren. Eine Probenahme mit der Filterkaskade war jedoch erst ab der zweiten Messkampagne des Gerinnequerschnitts möglich, da diese erst zu diesem Zeitpunkt einsatzbereit war. Beide Methoden für die Ermittlung der Mikroplastikverteilung im Gerinnequerschnitt sind in Abbildung 11 im Einsatz zu sehen. Am 08.09.2021 konnte ersatzweise auf eine andere Filterkaskade zurückgegriffen werden[56]. Hierbei wurde die Ansaugung an den jeweils mittleren Netzen befestigt.

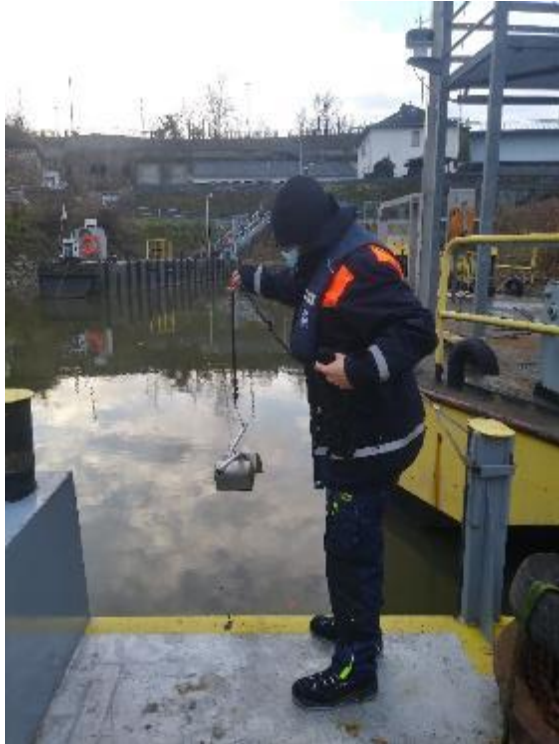
Die Beprobungen des Querschnitts fanden an drei Tagen bei Niedrig-, Mittel- und Hochwasser in Koblenz statt. Zudem wurde eine weitere Kampagne in Emmerich (jedoch ohne den Einsatz der Filterkaskade) durchgeführt.

**Tabelle 1: Übersicht der durchgeführten Messkampagnen im Flussquerschnitt.**

---

Datum	Standort	Abfluss [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]	Einordnung	Methoden
08.09.2021	Koblenz	1.350	Mittelwasser	Netze & Filterkaskade
04.11.2021	Emmerich	1.040	Niedrigwasser	Netze
23.11.2021	Koblenz	774	Niedrigwasser	Netze & Filterkaskade
16.03.2023	Koblenz	2.390	Hochwasser	Netze & Filterkaskade

**Abbildung 13: Einsatz des Van-Veen-Greifers im Hafenbecken von Ehrenbreitstein, Koblenz.**



Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

#### **2.1.4 Probenahme von Mikroplastik an der Gewässersohle (Sedimentproben)**

Für die Sedimentbeprobung wurden aufgrund der unterschiedlichen Gegebenheiten (Zugänglichkeit) zwei verschiedene Methoden genutzt. In Braubach, Niederlahnstein und Koblenz Horchheim (Rhein) wurden Sedimente mittels Edelstahlschaufel und -eimer entnommen. In Koblenz Ehrenbreitstein (Rhein, Hafenbecken), Lahnstein und Nievern (Lahn) wurden die Proben mithilfe eines Van-Veen-Greifers entnommen und in eine Edelstahlschüssel überführt. Beide Probenahmetechniken sind etablierte Verfahren für die Entnahme von Sohl- bzw. Ufersedimenten [57]. Abb. 12 zeigt den Einsatz des Van-Veen-Greifers im Hafenbecken von Ehrenbreitstein. Weitere Informationen zu den einzelnen Probenahmen finden sich in [58].

#### **2.1.5 Quantifizierung der Mikroplastikgehalte in Schwebstoffen**

##### **2.1.5.1 Qualitätssicherung**

Es wurden ausschließlich Verbrauchsmaterialien und Laborequipment verwendet, die keine der zu analysierenden Polymere enthielten. Um Kontaminationen vorzubeugen, wurde nur Baumwoll- und Sicherheitskleidung getragen, die frei von jeglichen Kunststoffen war. Sofern es die Sicherheitsmaßnahmen zu ließen, wurde auf Nitrilschutzhandschuhe verzichtet, um potentielle Verunreinigungen durch z. B. Polyethylen (PE) zu vermeiden [59]. Alle verwendeten Glasgeräte und das Laborequipment wurden vor jedem Schritt mit Ethanol (HPLC-Qualität; Merck, Darmstadt) gereinigt. Alle Extraktionszellen wurden mit MilliQ Wasser (Merck) und Aceton (picograde, LGC Standards, Wesel) vorgereinigt und 1 Stunde lang auf 100 °C erhitzt. Die

Extraktions-Sammelgefäße wurden ebenfalls mit Aceton gereinigt. Alle Glasfaserfilter wurden in einem Muffelofen 2 Stunden lang auf 450 °C erhitzt. Außerdem wurden Kieselgel, Meersand und Pyrolyse-Cups für jeweils 2 Stunden bei 700 °C ausgeheizt. Des Weiteren wurden bei den Pyrolyse-Messungen regelmäßig Geräte-Blindwerte und Kontrollstandards mitgemessen, um mögliche Sekundärkontaminationen zu identifizieren und die Sauberkeit des Extraktionssystems (mit Meersand gefüllte Extraktionszellen) und des Pyrolyse-Geräts (leere Pyrolyse-Cups) zu bestätigen.

#### **2.1.5.2 Fraktionierung und Homogenisierung**

Alle Filternetzproben der Querschnittskampagnen wurden in Fraktionen von 5 – 1 mm, 1 mm – 500 µm, 500 – 300 µm und alle Monitoringproben in Fraktionen von 5 – 1 mm, 1 mm – 500 µm, 500 – 100 µm, 100 – 50 µm und 50 – 10 µm mittels Nasssiebung in einem Siebturms aufgetrennt und zusammen mit den Filterkaskadenproben gefriergetrocknet. Vor der Homogenisierung wurden alle Fraktionen > 100 µm optisch untersucht und erkennbare Mikroplastikpartikel mittels Pinzette separiert. Zur Homogenisierung wurden alle Fraktionen < 100 µm in einer Planetenmühle (Fritsch, Idar-Oberstein, Deutschland) und alle Fraktionen > 100 µm mittels einer Kryomühle unter Stickstoff-Kühlung (Retsch, Haan, Deutschland) gemahlen.

#### **2.1.5.3 FTIR-Messungen**

Die bei der Probenaufarbeitung separierten Mikroplastikpartikel wurden mit Ethanol gesäubert, bei Raumtemperatur getrocknet und anschließend einzeln mittels Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie (FTIR) analysiert. Die Messungen erfolgten auf einem Frontier-Spektrometer (PerkinElmer, USA) im ATR-Modus auf einem Diamant/ZnSe-Kristall. Die Spektren wurden über einen Wellenzahlbereich von 650 bis 4000 cm<sup>-1</sup> mit einer spektralen Auflösung von 4 cm<sup>-1</sup>, einer Scangeschwindigkeit von 0.2 cm s<sup>-1</sup> und 4 Akkumulationen aufgenommen und mit einer selbst angelegten Datenbank von Referenzkunststoffen verglichen, um das analysierte Polymer zu identifizieren.

#### **2.1.5.4 Lösemittelextraktion**

Die Proben wurden mit einer abgewandelten Methode gemäß [7] extrahiert. Die Extraktion der synthetischen Polymere (PE, PP, PS) erfolgte mit einem SpeedExtractor E-916 (Büchi, Flawil, Schweiz). Zunächst wurde bis zu 1 g Probenmaterial (je nach verfügbarer Probenmenge) in 10-ml-Edelstahlzellen (Büchi) eingewogen. Auf die Probe wurden 10 µl einer Lösung von Poly(4-fluorstyren) (PSS, Mainz; M<sub>w</sub> = 121000, PDI = 1.34, 1 mg/ml in DCM) als interner Standard pipettiert [60] und die Zelle mit Sand aufgefüllt. Die Extraktion erfolgte in zwei Schritten: Zuerst eine Vorextraktion mit Methanol (MeOH, für Rückstandsanalytik, Th. Geyer, Renningen) bei 100 °C und 100 bar, um Matrix abzutrennen; anschließend erfolgte die Extraktion der synthetischen Polymere (PE, PP, PS) mit Tetrahydrofuran (THF, HPLC grade, unstabilisiert, Carl Roth, Karlsruhe) bei 185 °C und 100 bar. Die genauen Parameter der Extraktion sind in Tabelle 2 zu finden.

**Tabelle 2: Parameter der Lösungsmittelextraktion**

Parameter	Vorextraktion	Hauptextraktion
Lösungsmittel	Methanol	Tetrahydrofuran
Temperatur / °C	100	185
Druck / bar	100	100
Zyklen	3	3
Zykluszeiten / min (Heat-up – Hold – Discharge)	Zyklus 1: 3 – 10 – 4 Zyklus 2: 1 – 10 – 4 Zyklus 3: 1 – 1 – 4	Zyklus 1: 4 – 15 – 5 Zyklus 2: 1 – 15 – 5 Zyklus 3: 1 – 3 – 5
Spülen mit Lösungsmittel / min	0	0
Spülen mit Gas / min	2	2

Die MeOH-Extrakte wurden verworfen. Die THF-Extrakte wurden in 60-ml-Vials aufgefangen, in denen 200 mg Kieselgel vorgelegt wurde. Das THF wurde anschließend abgedampft und Anhaftungen an den Gefäßwänden wurden dreimal mit wenigen ml Dichlormethan (DCM, picograde, LGC Standards, Wesel) nach unten auf das Kieselgel gespült.

Aufgrund vermuteter Überbefunde durch organische Matrix wurde die Methode angepasst, indem ein zusätzlicher Methanol-Spülschritt eingeführt wurde. Dafür wurden ca. 5 ml MeOH auf das Kieselgel mit den adsorbierten synthetischen Polymeren (PE, PP, PS) gegeben und die Suspension anschließend über Glasfaserfilter (MGB Grade, Sartorius, Göttingen) vakuumfiltriert. Eventuelle Anhaftungen an der Glaswand wurden mit einem Edelstahl-Spatel mechanisch abgelöst. Das Vial wurde anschließend dreimal mit wenigen mL MeOH nachgespült, um das Kieselgel quantitativ auf den Filter zu überführen. Nach Trocknung der Filter bei Raumtemperatur wurde das Kieselgel vom Filter in einen Achatmörser überführt und homogenisiert.

Die Quantifizierung der synthetischen Polymere (PE, PP, PS) erfolgte über eine externe Kalibrierung. Hierzu wurde eine Mischung von Referenz-Polymeren (PE, PP und PS zur Verfügung gestellt von der Bundesanstalt für Materialforschung & -prüfung (BAM)) in Kieselgel angefertigt (10 mg/g PE, PP; 2 mg/g PS) und diese sequentiell durch Mischen mit entsprechenden Mengen Kieselgel und anschließendes Homogenisieren in einem Achatmörser verdünnt. Diese Kalibrierstandards wurden nach der gleichen Vorgehensweise wie die Proben extrahiert und gemessen. Zur Qualitätssicherung wurden regelmäßig Kalibrierstandards mitgeführt.

Sofern die gemessene Mikroplastikkonzentration in einer Probe deutlich über dem Kalibrierbereich lag, wurden 20 mg des entsprechenden Kieselgel-Extrakts mit 180 mg Kieselgel im Mörser homogenisiert, um eine Verdünnung der Proben um den Faktor 10 zu erreichen. Falls nötig, wurde ein weiterer Verdünnungsschritt vorgenommen (Faktor 100).

#### 2.1.5.5 Pyrolyse-GC/MS

Je 20 mg des gespülten Kieselgels mit adsorbierten synthetischen Polymeren (PE, PP, PS und PFS) wurden in Pyrolyse-Cups eingewogen (80 µl Eco-Cup LF, Frontier Laboratories, Japan) und

mit ausgestanzten Glasfaserfiltern bedeckt. Bei den um den Faktor 10 verdünnten Proben wurden noch 9 µl interner Standard (PFS, 0.1 mg/ml in DCM) hinzupipettiert, bei den um den Faktor 100 verdünnten Proben entsprechend 9.9 µl. Die Pyrolyse erfolgte in einem Pyrolysator des Typs EGA/PY-3030D (Frontier Laboratories), der mit einem Autosampler AS-1020E (Frontier Laboratories) ausgestattet war. Die Kopplung zum GC/MS-System, welches aus einem 7890B GC und einem 5977B MSD (beide Agilent, USA) bestand, erfolgte über einen Split-Splitless-Injektor, der auf 320 °C geheizt und im Splitmodus betrieben wurde (Splitverhältnis 20:1). Die chromatographische Trennung erfolgte auf einer Vorsäule vom Typ DB-5ms (Agilent; Dimensionen: 2 m Länge, 250 µm Innendurchmesser, 0.25 µm Filmdicke), gefolgt von einer Trennsäule vom Typ DB-5ms (Agilent; Dimensionen: 30 m Länge, 250 µm Innendurchmesser, 0.25 µm Filmdicke). Zwischen Vor- und Trennsäule wurde eine Rückspülvorrichtung eingebaut (MFS-2015E, Frontier Laboratories), die nach 13 min aktiviert wurde. Durch Nutzung dieses Backflushs konnte die Analysenzeit von ursprünglich 29 min auf 23 min verkürzt und die Kontamination des Messgerätes reduziert werden.

Folgendes GC-Temperaturprogramm wurde benutzt: 40 °C (gehalten für 2 min) → Anstieg von 20 °C/min → 320 °C (gehalten für 7 min). Das Trägergas war Helium mit einem konstanten Druck von 17.58 psi (1.21 bar), was einem Säulenfluss von 2 ml/min zu Beginn des Programms bis 0.7 ml/min am Ende des Programms entspricht.

Das Massenspektrometer wurde im Elektronenionisations-(EI-)Modus mit einer Ionisierungsenergie von 70 eV betrieben. Die Messung erfolgte im Full-Scan-Modus über einen m/z-Bereich von 40 bis 500. Die synthetischen Polymere wurde über folgende Marker quantifiziert (Tabelle 3):

**Tabelle 3: Für die Quantifizierung verwendete Marker**

m/z	t <sub>R</sub> / min	Substanz	Polymer
104	5.13	Styren	Polystyren
122	5.18	4-Fluorstyren	Poly(4-fluorstyren) (interner Standard)
126	4.57	2,4-Dimethylhept-1-en	Polypropylen
81	12.76	Nona-1,18-dien	Polyethylen
109	14.50	2,4,6-Tris(4-fluorphenyl)hex-1-en	Poly(4-fluorstyren) (interner Standard)

PS und PP wurden mit Hilfe des Monomers des internen Standards ausgewertet, für PE wurde dagegen das Trimer genutzt, da dessen Retentionszeit näher am verwendeten PE-Marker lag.

#### 2.1.5.6 TED-GC/MS

TED-GC/MS-Messungen wurden vom Projektpartner BAM durchgeführt. Eine detaillierte Beschreibung der Methode befindet sich im Kapitel 2.4 des Abschlussberichts der BAM. (Verweis auf BAM-Bericht)

### 2.1.5.7 Begleitparameter

Zusätzlich zu den Polymerkonzentrationen der Querschnittskampagne wurde (sofern genug Probenmaterial vorhanden war) der Gesamtgehalt des organischen Kohlenstoffs (eng.: total organic carbon, TOC) in den Fraktionen 1 mm – 500 µm und 500 – 300 µm als Begleitparameter bestimmt. Die TOC Bestimmung erfolgte gemäß der DIN-Norm DIN EN 15936:2022-09. Hierzu wurden zunächst alle Proben (ca. 50 mg pro Fraktion) in säureundurchlässige Silberfolien vorgelegt und mittels Salzsäure (25 %, HCl) der anorganische Kohlenstoff ausgetrieben. Die Proben wurden nach dem Abreagieren dann über Nacht bei 55 °C getrocknet. Am darauffolgenden Tag wurden die Silberfolien mit den darin befindlichen Proben in Zinnfolien eingewickelt, zu Tabletten kaltgepresst und anschließend gemessen. Zusätzlich wurden Blindmessungen (Silberfolie mit Zinn umwickelt) und Kontrollstandards (Nist-1941b, National Institute of Standards and Technology, USA und B2152, Elemental Microanalysis, UK) zur Tagesfaktorbestimmung und Qualitätssicherung durchgeführt. Für alle Messungen wurde ein Rapid CS Cube der Firma Elementar Hanau verwendet.

### 2.1.6 Bestimmung von Mikroplastikfrachten

Die Untersuchung von Mikroplastik in der Umwelt ist ein junges Forschungsfeld. Bisherige Studien haben sich vor allem auf die Messung von Mikroplastikkonzentrationen in verschiedenen Ökosystemen fokussiert, wobei die Analyse der Einträge, Frachten und Austräge in Gewässern unzureichend entwickelt ist. Zentrales Ziel des Projektes ist die Erfassung der Mikroplastikfracht des Rheins an den drei Messtellen Weil am Rhein, Koblenz und in Emmerich innerhalb eines Jahres. In Abhängigkeit der Probenahmetechnik kommen zeitdiskrete (Kap. 2.1.2.1) oder zeitintegrale Ansätze (Kap. 2.1.2.2) zum Einsatz.

#### 2.1.6.1 Zeitdiskreter Ansatz

Die Bestimmung der Plastikfracht  $L_p(t)$  zum Zeitpunkt  $t$  erfordert die Messung des aktuellen Abflusses  $Q(t)$  und der Plastikkonzentration  $c_p(t)$  im Gewässer:

$$L_p(t) = \overline{C_p(t)} \times Q(t) \quad \text{Gl. 2}$$

Hierbei ist zu beachten, dass  $\overline{C_p(t)}$  der über die Fließgeschwindigkeit gewichtete Mittelwert der Konzentration im Gerinnequerschnitt ist. Aus der aktuellen Fracht ist die Fracht für einen längeren Zeitraum (z. B. für eine Jahr) zwischen  $t_0$  und  $t_1$  durch Integration, bzw. genähert durch die Addition der Messungen zu berechnen:

$$\begin{aligned} L_p &= \int_{t_0}^{t_1} \overline{C_p(t)} \times Q(t) dt \\ &\approx k/n \sum_{i=1}^n \overline{C_{p,i}} \times Q_i \end{aligned} \quad \text{Gl. 3}$$

mit  $k$  als Umrechnungsfaktor in Abhängigkeit der betrachteten Einheiten von  $C_p$  und  $Q$ . Bei der Ermittlung der approximierten Fracht durch diskrete Messungen ist zu beachten, dass das Beprobungsintervall einen erheblichen Einfluss auf die Berechnung hat. Mit Bezug auf die Schwebstofffrachten haben sich tägliche bis wöchentliche Messungen als ausreichendes Beprobungsintervall für die großen Bundeswasserstraßen erwiesen [61], die eine deutlich langsamere Reaktion als kleine bis mittelgroße Fließgewässer aufweisen. Der derzeitige Kenntnisstand zum notwendigen Beprobungsintervall bezüglich der Plastikfracht ist unzureichend. Es ist jedoch davon auszugehen, dass zur Berechnung der Jahresfracht basierend auf diskreten Beprobungen eine große Anzahl von Messungen ( $\sim 50$  oder mehr Messungen) notwendig sind.

In vielen Studien zur Schwebstofffracht liegen Probenzahlen bzw. Beprobungsintervalle vor, die den Anforderungen aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität des Abflusses nicht genügen [61]. Ein signifikanter Anteil der Jahresfracht der Schwebstoffe (z. B. 80 %) wird nicht selten in sehr kurzer Zeit (weniger als 10 % der Zeit) bei Hochwasser transportiert [61]. Wird dieser (kurze) Zeitraum nicht durch die Beprobung erfasst, kann es zur erheblichen Unterschätzung der Jahresfracht kommen. Bei unzureichenden Beprobungsintervallen wird daher versucht, die Schwebstoffkonzentration (SSC) zwischen den Messungen in Abhängigkeit des Abflusses auf Grundlage von SSC-Abfluss-Beziehungen (engl. sediment rating curve, SRC) zu schätzen bzw. zu interpolieren. Bei guten Korrelationen ergeben sich mit dem Ansatz der SRC gute Ergebnisse bei der Berechnung von Jahresfrachten. Hierbei können, je nach Ausprägung des Zusammenhangs, z. B. lineare oder log-lineare Modelle zur Extrapolation von SSC-Werten aus  $Q$ -Werten genutzt werden (nachfolgend als „Ansatz 2“ bezeichnet) [62].

Die oben genannten Verfahren sind als Standard zur Berechnung der Schwebstofffracht etabliert. Ein Standard zur Berechnung der Plastikfracht ist bisher nicht vorhanden. Aufgrund der aufwendigen analytischen Bestimmung der Plastikkonzentration ist eine Frachtberechnung auf Grundlage einer hohen Probenzahl basierend auf den zeitdiskreten Ansätzen eventuell nur eingeschränkt möglich.

#### 2.1.6.2 Zeitintegraler Ansatz

Um das Problem der hohen Probenzahl bei zeitdiskreten Ansätzen zu umgehen, werden bei der Bestimmung von chemischen Eigenschaften der Suspensionsfracht vielfach Sedimentsammler verwendet, die über einen längeren Zeitraum Sediment sammeln. Bei Sedimentationskästen, die mit Flusswasser durchströmt werden, erfolgt die „Sammlung“ durch die reduzierte Fließgeschwindigkeit innerhalb der Sedimentationsbox, wobei ein Anteil der Schwebfracht sich innerhalb des Kastens ablagert. Bevorzugt lagern sich Partikel mit hoher Dichte und Masse, die eine große Sinkgeschwindigkeit aufweisen, ab. Die Abscheideeffizienz hängt damit von den Eigenschaften der Schwebstoffe und den Strömungsverhältnissen im Sedimentationskasten (im Vergleich zu denen im Gerinne) ab und ist bei der Berechnung der Plastikfracht im Fließgewässer mittels eines Korrekturfaktors  $f_k$  zu berücksichtigen:  $C_{p,Fluss} = f_k * C_{p,Sammler}$ . Die Bestimmung der Abscheideeffizienz  $f_k$  wird durch die zeitlich variablen Sedimenteigenschaften erheblich erschwert. In der Regel wird davon ausgegangen, dass die Sedimentprobe die Substrateigenschaften (z. B. die Konzentration eines bestimmten Inhaltstoffes) über den Zeitraum der Probennahme mittelt und damit robuste Ergebnisse für die Bestimmung der

Eigenschaften der Schwebstoffe liefert. In vielen Studien, mit Fokus auf die Messung der Gewässerqualität, erfolgt die Probennahme im monatlichen Intervall. In diesem Fall wird die Jahresfracht aus dem (Monats-)Mittel der Konzentration  $\hat{C}$  und dem (Monats-)Mittelwert des Abflusses  $Q$  berechnet:

$$L_p = k/n \sum_{i=1}^{12} \hat{C}_{p,i} \times \hat{Q}_i \quad \text{Gl. 4}$$

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die monatliche Fracht nur in erster Näherung das Produkt der beiden Mittelwerte entspricht, da immer gilt, dass  $(\hat{a} * \hat{b}) < \widehat{a * b}$ . Dieses Problem könnte durch eine Abfluss-gewichtete Probennahme, z. B. durch Erhöhung des Durchflusses in der Sedimentationsbox bei erhöhten Abflüssen, umgangen werden. Mit veränderten Durchflüssen ändern sich jedoch auch die Abscheideeffizienz der Box, da der durchströmte Querschnitt in der Regel nicht angepasst wird, bzw. werden kann.

Die Sedimentationskästen werden vielfach eingesetzt, um die biogeochemischen Eigenschaften der Schwebfracht zu analysieren (unter der Annahme das keine Fraktionierung bei der Sedimentation geschieht). Bei der Frachtberechnung von Schweb-, Nähr- und Schadstoffen haben sich Sedimentationskästen unter Verwendung der Gl. 4 nicht durchgesetzt, da die Abscheideeffizienz der Sedimentationskästen gering, zeitlich variabel und schwer quantifizierbar ist. Unter der Annahme, dass der Nähr- und Schadstofftransport partikelgebunden stattfindet, erfolgt die Frachtberechnung in vielen Studien basierend auf der Messung der zeitlich hochaufgelösten Schwebstofffracht und der zeitlich gemittelten Nähr- und Schadstoffkonzentration, die basierend aus monatlichen Messungen mittels Sedimentationskästen bestimmt wird:

$$L_p = k/n \sum_{i=1}^{12} C_{p,i}^* \times \widehat{L}_{si} \quad \text{Gl. 5}$$

Wobei  $C_{p,i}^*$  die Plastikkonzentration bezogen auf die Schwebstoffe und  $L_{si}$  die monatliche Schwebstofffracht ermittelt aus dem Schwebstoffmonitoring ist. Gegenüber Gl. 4 setzt Gl. 5 keine Annahme bzgl. der Abscheideeffizienz voraus. Es wird hier dennoch die Annahme getroffen, dass  $C_{p,i}^*$  im Sedimentationskasten der Plastikkonzentration im Gerinne entspricht und keine selektiv bevorzugte Ablagerung von Sedimenten oder Plastikpartikeln erfolgt.

### 2.1.6.3 Weitere Datengrundlage der Frachtberechnung

Für die Frachtberechnung im Rahmen des Mikroplastik-Monitorings mittels Sedimentationskästen mussten die verschiedenen Daten zunächst aufbereitet und miteinander verschnitten werden. Die nötigen Daten stammen aus drei verschiedenen Quellen:

1. Sampler Daten: Dies sind die von den jeweiligen Probenehmern aufgezeichneten Daten. Sie enthalten u. a.: Probenvolumen, Sampling Zeitraum, Sampling Zyklen (die Daten werden auf 24 h bzw. 48 h aggregiert als Probenzyklus gesichert).

2. SSC/Q Daten: Dies sind auf Tageswerte aggregierte, mittlere Abflüsse und mittlere Schwebstoffkonzentrationen der jeweiligen Standorte. Die Schwebstoffwerte stammen aus dem Schwebstoffdauermessnetz der WSV/BfG, wobei größtenteils Werte aus dem modernisierten Messnetz basierend auf Trübungssonden und einer Kalibrierung verwendet wurden, nur wo nötig wurden direkte SSC aus Filtrierung & Wägung zur Füllung etwaiger Lücken (sog. „alte Messnetz“) verwendet. Für die Betrachtung der Über-/Unterschätzung bei der Frachtberechnung wurden hier die Frachten jeweils auch mit dem 25 %- und 75 %-Quantil der Kalibrierung berechnet. Da für die direkten SSC-Werte keine Kalibrierung vorgenommen wird, wurde hier eine Unter-/Überschätzung von 20 % der Werte angenommen. Für die Fehlerabschätzung einer Punktmessung am Ufer wurde zudem auch ein Querprofil-Umrechnungsfaktor von 1,3966 genutzt, um der Unterschätzung der Schwebstoffkonzentration bei ufernaher Beprobung Rechnung zu tragen. Dieser Wert wurde ermittelt auf Basis der mittleren Abweichung der Schwebstoffkonzentrationen des Schwebstoffmessnetzes zur mittleren Schwebstoffkonzentration des Schwebstoffvielpunktmessnetzes, bei denen Beprobungen über das gesamte Querprofil durchgeführt werden [63]. Alle nachfolgenden Abbildungen stellen zunächst Werte ohne Umrechnungsfaktor dar, soweit dieser genutzt wird, ist dies zusätzlich gekennzeichnet.
3. Analysedaten: Dies sind die jeweiligen Polymerkonzentrationen aufgeschlüsselt auf die Standorte, beobachteten Größenfraktionen und Leerungen der Sedimentationskästen. Außerdem sind Trockengewichte der Gesamtmassen fraktionsbasiert enthalten. Für eine Aggregation der einzelnen Fraktionen auf eine Gesamtfraktion wurden jeweils das gewichtete arithmetische Mittel gebildet, wobei die Gewichtung durch die jeweilige Gesamtmasse der Fraktion erfolgte. Für Werte, die unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, wurde die jeweilige Bestimmungsgrenze als Näherungswert genommen. Für die Analysedaten wird hier ein Gesamtfehler der Analytik von 30 % angenommen.

Eine hierauf basierende Tabelle ist Grundlage der weiteren Berechnungen.

## 2.2 Erfassung von Makroplastik

Beim im Kapitel 1 eingeführten visuellen Monitoringansatz von *González Fernández und Hanke* wurde im RIMMEL-Projekt der Gemeinsamen Forschungsstelle JRC und unter Beteiligung von 17 Staaten (s. Tabelle 4, [22]) eine Herangehensweise entwickelt, bei der Beobachter bzw. Beobachterinnen von Brücken jeweils für 30 Minuten einen Flussabschnitt beobachten, und kategorisieren auf dem Wasser treibende Plastikobjekte kategorisieren und erfassen diese über eine App computerunterstützt erfassen. Das Wissen über Verteilungen des Plastiktransports über verschiedene Tiefen ist begrenzt. *Oswald et al.* [64] haben herausgefunden, dass Transport-schätzungen, die nur auf Oberflächenbeobachtungen beruhen zu einer Unter- oder Überschätzung führen können. Dies hängt von mehreren Faktoren wie z.B. Größe und Art der Plastik ab.

Vom Ansatz des RIMMEL-Projektes aus lässt sich die Grundidee des Projektes weiter entwickeln, wobei vom Ansatz her die beobachtende Person, durch eine Kamera ersetzt wird. Als Kamera bieten sich sowohl hochauflösende optische als auch Hyperspektralkameras an – bzw. eine Kombination aus beiden, wo detaillierte Bildinformationen mit hyperspektraler Charakterisierbarkeit kombiniert werden. Grundsätzlich, aber sehr personalaufwändig, ist eine visuelle Bildauswertung möglich. Weitere Automatisierung ist über eine ggf. spektral unterstützte Objekterkennung über Verfahren der (Nahbereichs-)Fernerkundung, des maschinellen Lernens oder der künstlichen Intelligenz möglich. Für ein Monitoringkonzept

stellen sich neben dem grundsätzlichen Informationsgehalt der Aufnahmen weitergehende praktische Fragen, wie räumliche Abdeckung, Auflösung, Preis der jeweiligen Kamerasysteme und Robustheit bzw. Automatisierbarkeit.

Die für das Projekt verwendete und weiterentwickelte Kamerasystem wird im Kapitel 2.2.3 vorgestellt. Vorweg behandelt das Kapitel 2.2.1 die Erfassung von Treibgut, welche für das Projekt als paralleler Ansatz für die Quantifizierung diente. Kapitel 2.2.2 beschreibt den verwendeten Klassifizierungskatalog für beide Ansätze.

### **2.2.1 Erfassung von Treibgut**

Eine ursprüngliche Idee bestand darin, wie bei anderen Studien Rechengut von Staustufen auf die Menge der Plastikfracht hin zu untersuchen. Im Vergleich hierzu hat sich die Erfassung von Treibgut als zielführender und praktikabler erwiesen. Der Rechen der Staustufe Iffezheim bzw. die dortige Geschwemmselgrube ist aus mehreren Gründen für die Erfassung der Menge und Art von erfassten Makroplastik weniger geeignet (mündliche Kommunikation): Zum einen findet nur eine unregelmäßige Leerung nach Bedarf statt im Takt von täglich bis Monate später. Es fallen sehr große Mengen Rechengut an in Höhe von bis zu circa. 300 Tonnen pro Jahr. Der Inhalt besteht überwiegend aus Biomaterial (Baumstämme, große Äste, Gras, Blätter) und wird mittels eines Baggers direkt in Container verpackt. Nicht alle treibenden Objekte landen zudem in der Geschwemmselgrube. Diese können bei Hochwasser auch über die Staustufe getragen werden.

Die Unregelmäßigkeit der Leerung verhindert eine systematische, zeitaufgelöste Erfassung. Zudem erschwert die große Menge an Biomaterial bei dieser, wie auch bei anderen Erfassungsmethoden die Abtrennung von Plastik.

Um ein systematischeres Bild des treibenden Plastiks zu erlangen, wurde eine Kooperation mit dem Krake e.V. eingeleitet: Die „RheinKrake“ [[65] und persönliche Kommunikation N. Gnann] ist ein Projekt des Krake e.V., unterstützt von zahlreichen Bürgerinnen und Bürgern und begleitet von einem Team aus Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern, das sich mit der Erkennung und Identifikation von Makroabfällen in Gewässern befasst. Das Ziel der RheinKrake ist es, Informationen über den Zustand der Makroabfallbelastung des Rheins bei Köln über einen langen Zeitraum (> 1 Jahr) zu sammeln.

In Köln wurde durch den Verein eine auf dem Wasser schwimmende Auffangvorrichtung linksseitig am Ufer kurz flussabwärts von der Zoobrücke aufgebaut. Diese „RheinKrake“ besteht aus einem Fangkorb, der zwischen zwei Schwimmkörpern befestigt und entgegen der Fließrichtung geöffnet ist. Das Konstrukt treibt strategisch so in der Strömung (Prallhang), dass tendenziell mehr Abfälle in die Falle schwimmen und eingesammelt werden können. Der Fangkorb ist 2,94 m breit, die RheinKrake insgesamt ist 4,7 m breit und 11,6 m lang. In die Öffnung wird zudem durch eine schwimmende Sperre zusätzlicher Müll geleitet, so dass die repräsentative „Fangbreite“ der Krake mindestens 2,94 m beträgt, aber auch bis zu geschätzten 10 m betragen kann. Dies wird je nach von Wasserstand und jeweils aktueller Abschattung von z. B. Vegetation variieren.

Nach Plan werden diese von Mitgliedern des Krake e.V. mindestens alle zwei Wochen geleert. Das gesammelte Makroplastik wird nass gewogen und nach einem gemeinsam angepassten, im Kapitel 2.2.2 vorgestellten Schlüssel nach der EU-MSFD Macro Litter Monitoring Liste des JRC definiert (siehe J-Code List) und die Einträge über eine gemeinsam entwickelte App gesammelt.

Das Monitoringteam [persönliche Kommunikation], bestehend aus 6-10 Bürgern pro Leerung und 1-2 Wissenschaftlerinnen, setzt dabei auf eine digitale und somit agile Methode zur Erfassung und Validierung der Makroabfälle, um einen reibungslosen Ablauf zu gewährleisten. Durch die Validierung der Daten werden mögliche Fehler bzgl. der Anzahl und Fehl kategorisierungen korrigiert, sowie nicht zuordenbare Objekte eingeordnet und die Plausibilität der Ergebnisse geprüft. Diese Qualitätssicherung (i) gewährleistet eine zuverlässige und genaue Erfassung der Makroabfälle im Vergleich zur “visual observation”-Methode und (ii) untersucht die Notwendigkeit weiterer Validierungsschritte, würde die Methode erweitert werden. Die RheinKrake bewerkstelligt darüber hinaus signifikant mehr Monitoringstunden (> 10.000) als bisherige Langzeit-Monitoringstudien und hat sich für große Flusssysteme wie dem Rhein bewährt. Methodengrenzen existieren im Zeitraum von Hochwasserereignissen besonders starken Ausmaßes (max. discharge in m<sup>3</sup>/s noch nicht definiert).

#### Abbildung 14: Rheinkrake

---



Bilder der Rheinkrake und von Fangmaterial. Quelle: Kai Hirsch

In Kooperation mit der Stadt Köln war es zudem möglich an der benachbarten Zoobrücke das Kamerasystem der BfG zu installieren.

Die Verlagerung der Aktivitäten von der Staustufe Iffezheim nach Köln zur Schaffung von Kooperationsmöglichkeiten mit der Krake e.V. bot eine Reihe von Vorteilen:

- ▶ Fangproben zur Gewinnung von Makroplastikproben für Vor-Experimente
- ▶ räumliche Nachbarschaft von Auffangvorrichtung und Kamera sowie die systematischere Erfassung von Treibgut in Kooperation mit dem Verein Krake e.V.
- ▶ Erarbeitung eines gemeinsamen Vorgehens zur Kategorisierung von Treibgut
- ▶ Durchführen von parallelen Messkampagnen zum Vergleich mit bildgebendem Verfahren

#### 2.2.2 Klassifizierungskatalog

Gegenwärtig existieren mehrere Einteilungssysteme für Makroplastik (siehe Tabelle 4). Diese Protokolle unterstützen jedoch meist spezielle Methoden, wie die manuell-visuelle Auswertung des Makroplastikvorkommens oder die Auswertung der Plastikfracht mittels Schleppnetzen, und geben zudem bestimmte Untersuchungsgebiete vor, wie etwa Strände oder Flussgebiete. Generelle Schwierigkeiten entstehen zudem dadurch, dass einerseits die Protokolle nicht konsistent befolgt werden und andererseits auch dadurch, dass verschiedene Protokolle

verwendet werden [66]. Gewonnene Daten können somit weder methodenübergreifend, noch zeit- bzw. regionsübergreifend effektiv verglichen werden.

**Tabelle 4: Einteilungssysteme für Makroplastik**

Herausgeber	Literatur	Flussgebiete	Wasser- ober- fläche	Strände	Unter- wasser, Gewässer- bett	Biota
JRC / EU-MSFD	European Commission [67], Hanke, González Fernández [68] und JRC technical report [69]	✓	✓	✓	✓	✓
OSPAR	OSPAR Commission [70], OSPAR Commission [71], OSPAR Commission [72], van Emmerik, Vriend [73]	✓		✓	✓	✓
NOAA	Opfer, Arthur [74]			✓		
NOWPAP	NOWPAP [75]			✓		
CSIRO	CSIRO [76]			✓		
NMDMP	Sheavly [77]			✓		
HELCOM	HELCOM [78]			✓		
UNEP	UNEP [79]		✓	✓	✓	

Keine der oben genannten Klassifikationsprotokolle nimmt derzeit die Perspektive der Fernerkundung ein. Da eine genauere Betrachtung der Objekte, wie sie bei manuellen Untersuchungen möglich ist, mittels Kameraobservierung nicht realisiert werden kann, sind einige Klassen obsolet. Ein Beispiel hierfür stellen die Klassen Zigaretten und Zigarrenstummel im Protokoll von Opfer, Arthur [74] dar. Als jeweilige Einzelklasse sind diese kaum erkenn- bzw. unterscheidbar. Auch generische Klassen wie „Fragmente“ sind oft nicht eindeutig identifizierbar. Es bedarf aus Sicht der KI daher klar trennbare und erkennbare Zielklassen unter Berücksichtigung von Gewichtsaspekten, da mittels dieser Klassen in Richtung Bilanz gearbeitet wird.

Anforderungen an ein Einteilungssystem im Rahmen dieses Projektes wären zum einen ein möglichst langfristig stabiles Protokoll, damit die Plastikfracht in mehreren Jahren verglichen werden kann und zum anderen, aufgrund der Stärke der KI, ein Protokoll, welches mehrere klar differenzierbare Plastikklassen umfasst, aber auch die Möglichkeit bietet, erweitert zu werden. Welches Einteilungssystem letztendlich geeignet ist, sollte auf Basis der ersten Erkennungsexperimente und im Hinblick auf Bilanzierungsmöglichkeiten diskutiert werden.

**Abbildung 15: Plastikfundstücke**



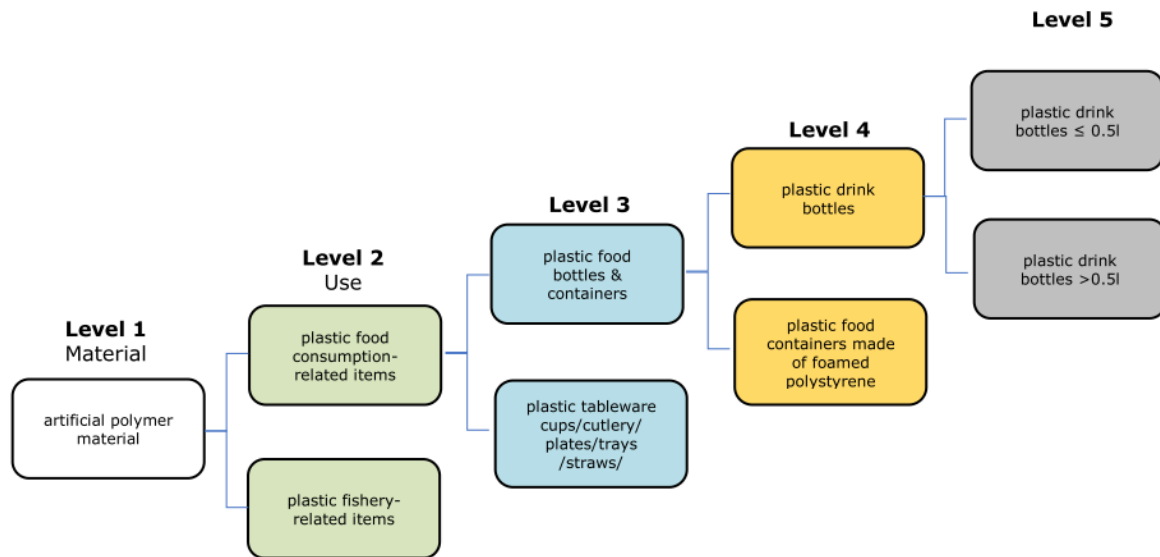
Beispiele für Plastikfundstücke. Quelle: eigene Aufnahme BfG/ S. Kranz.

Neben den von dem Krake e.V. gesammelten Objekten wurden an verschiedenen Orten Makroplastikproben am Rhein gesammelt (Bsp. s. Abbildung 14), um eine Auswahl für Experimente mit den bildgebenden Verfahren verwenden zu können. Die Stichproben gehören unterschiedlichen Objekt- bzw. Polymerklassen an (z. B. PET, PS, PVC ...) und weisen zudem verschiedene Grade an Verschmutzungen und Verwitterung bzw. Veränderungen durch Temperatur, Feuchtigkeit bzw. Wasser, Regen, Wind, UV-Licht (Photodegradation) und Mensch und Verschmutzung auf.

Nach einer Sichtung verschiedener Kategorisierungsschemata (s. Tabelle 4)

und Diskussion während vom Projekt organisierten Workshop) wurde die „Joint List of Litter Categories for Marine Macrolitter Monitoring“ [69] als Ausgangsbasis verwendet und adaptiert. Hierbei wurden im Sinne der Übersichtlichkeit z. B. Klassen, die für den Binnenbereich keine Relevanz haben, entfernt. Abbildung 16 zeigt den hierarchischen Aufbau, welcher den Vorteil bietet in Analysen verschiedene Detailgrade abbilden zu können und wo die Basislevel zusammenfassenden Charakter haben.

**Abbildung 16: Hierarchische Klassifikation der Joint List of Litter Categories for Marine Macrolitter Monitoring.**



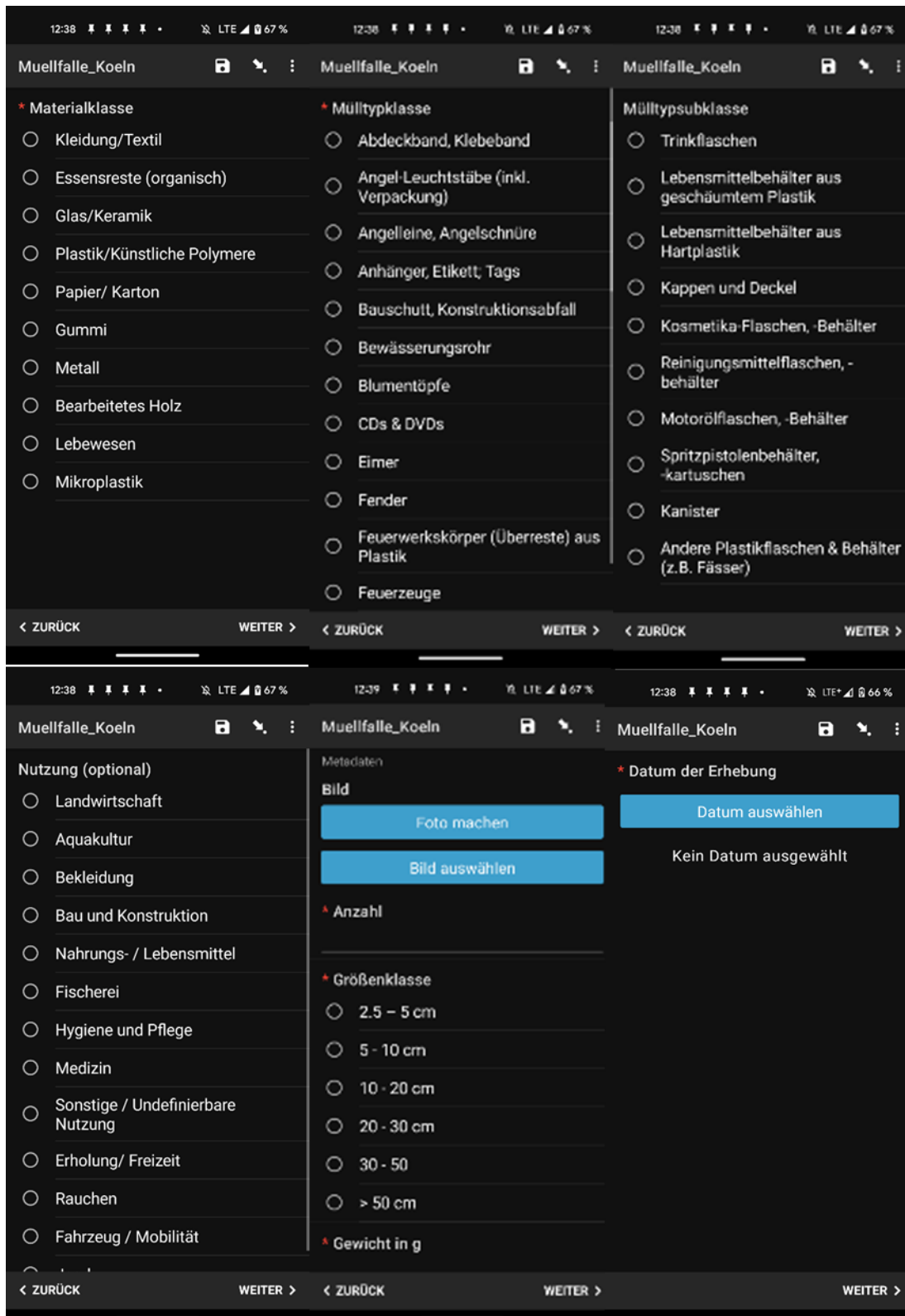
Quelle: Fleet et al. (2021) [69]

Das angepasste Kategorisierungsschema wurde in einer eigenen App für Android-Mobilgeräte umgesetzt, um so eine systematischere Erfassung im Gelände mit computerlesebaren Ergebnislisten zu ermöglichen. Verschiedenen Ansichten der App werden in Abbildung 17 dargestellt.

Aufgrund der geringen Dichte von Treibgut und der geringen Anzahl der Trainingsdaten für die im Projekt als Demonstrator aufgestellten neuronalen Netze war es notwendig eine stark reduzierte Liste als Basisklassifikation auszuwählen. Diese enthält zusätzlich zum Hintergrund, der von Wasser, Schaum und „sun glint“-Effekten gebildet wird, folgende zusammenfassende Klassen:

- ▶ Plastik/künstliche Polymere (zusammengefasst; ohne weitere Unterscheidung Polymerarten)
  - Mit der Unterklasse Trinkflaschen
- ▶ Vegetation mit Holz und grüner Vegetation
- ▶ Sonstiger Müll als Sammelklasse
- ▶ Unbekannt

Abbildung 17: App zur Erfassung von Müllobjekten



Oberfläche der „App“. Quelle: eigene Darstellung/ N. Gnnann / Krake e.V.

### 2.2.3 Kamerasystem

Für das Projekt wurde ein kombiniertes Kamerasystem aus einer hochauflösenden optischen und einer hyperspektralen Kamera aufgebaut. Dieses wird in Kapitel 2.2.3.2 beschrieben. Zudem wurden im Rahmen des Projektes Grundlagen zusammengetragen und erarbeitet. Verschiedene Ansätze wurden bei dem vom Projekt organisierten internationalen Workshop „Close-range remote sensing of macro plastics“ vorgestellt und diskutiert. Ein peer-reviewed Reviewpaper hat zudem den Stand der Wissenschaft zu „Close-range remote sensing-based detection and identification of macroplastics on water assisted by artificial intelligence: A review“ [14] zusammengefasst.

#### 2.2.3.1 Grundlagen Kamerasystem

Im Rahmen des Projektes wurden verschiedenartige Makroplastikobjekte (bspw. Schuhe, Flaschen, Becher, Taschen, etc.) in natürlicher Umgebung mittels eines Kamerasystems aufgezeichnet. Dies umfasst sowohl Plastik, welches im Wasser treibt, als auch potentiell am Flussufer akkumuliertes Material, und Material, welches durch den Einfluss von Hochwasserereignissen in flussnaher Vegetation verfangen ist. Objekte der Zielgruppe Makroplastik sollen auf Basis gewonnener spektraler und objektorientierter Merkmale anhand indexbasierter Ansätze und Algorithmen der künstlichen Intelligenz (KI) unterschieden werden. Besonderer Fokus liegt dabei auf den Methoden des Deep Learning. Vorerst soll der Fokus auf dem Kamerasystem und dessen Installation liegen.

Obwohl Flüsse einen großen Teil des falsch entsorgten Makroplastik transportieren, bleiben Daten, die dies wiedergeben selten [66, 80, 81]. In diesem Kontext bieten Kameras entscheidende Vorzüge, um die Datengrundlage für Flussgebiete zu vermehren. Ein Argument hierfür ist, dass die Datenaufnahme mittels Kamera relativ automatisiert stattfinden kann. Ein Kamerasystem muss zwar installiert, mit Strom und Speicherkapazitäten ausgestattet, vor Witterung geschützt werden und Datenschutzaspekte berücksichtigen, kann sodann jedoch eigenständig und langfristig qualitative Daten erfassen, die automatisiert ausgewertet werden können. Dies zeigten Kako, Isobe [82] erstmals am Beispiel eines Strandabschnitts in Japan. Ein Vorteil dieser Herangehensweise ist, dass wenige Beobachter bzw. geschultes Personal benötigt werden um einen Großteil der Daten zu erheben. Messungen sind somit regelmäßiger, objektiver und kostengünstiger realisierbar. Auch vor und nach starken Regenfällen oder prägnanter Wasserstandsänderung können mittels Kamera flexibler Daten erhoben werden, die zudem noch die gleiche Perspektive erhalten und Vergleichbarkeit bieten. Zudem ist die Methode nicht-invasiv und umweltschonend. Weiterhin überzeugt die Herangehensweise in Anbetracht ihrer Geschwindigkeit, wie Martin, Parkes [83] belegten. Ihre Datenerhebung mittels Drohne und darauffolgender Auswertung mittels Machine Learning Algorithmus war nachweislich 40-mal schneller als die visuelle Erfassung vor Ort [83].

Im Vergleich zur visuellen Zählung von Makroplastikobjekten ermöglicht die automatische Erfassung mittels Kamera wiederholte Bildanalysen. Eine beobachtende Person hat dagegen nur einen Momenteindruck, muss sich schnell entscheiden und hat (außer durch Foto, wobei wir wieder bei der Kamera wären) kein teilbares Speicherabbild. Beim Kamerasystem verhindert die Datenspeicherung bzw. -verfügbarkeit über längere Zeit vor allem Fehler, wie sie bei der simultanen Detektion und Klassifikation von Plastik durch einen einzelnen Beobachtenden bei erhöhten Fließgeschwindigkeiten entstehen, wenn die zu identifizierenden Objekte nur wenige Sekunden sichtbar sind. Dieser Bias wurde beispielweise von Geraeds, van Emmerik [84] benannt. Aufgezeichnetes sichtbares Plastik bleibt aus der Kameraperspektive sowohl bei

schnellen Fließgeschwindigkeiten, als auch bei niedrigen Fließgeschwindigkeiten sichtbar, ist eventuell sogar mehrfach im Bild, was eine eindeutige Erkennung ermöglichen kann. Zudem könnte die Datenaufnahmerate bei Kameras speziell nach der Fließgeschwindigkeit eingestellt, daher erhöht oder verringert werden.

Nicht nur zeitlich, auch räumlich und spektral lassen sich weitere Vorteile bezüglich der Auflösung mit einer Kamera erzielen. Spektrale Daten liefern einen erhöhten Gehalt an Informationen durch die simultan erhobene spektrale Reflektion vom VIS bis zum NIR oder SIWR Bereich. Nach Garaba, Arias [85] sind diese Daten sogar signifikant an der eindeutigen Erkennung von Materialgruppen beteiligt.

Hinsichtlich der Installation einer Kamera im Flussgebiet sind einige technische Aspekte zu erfüllen. Kameras müssen entweder an vorhandenen wasserbaulichen Strukturen, wie etwa Brücken oder Schleusen, oder an Drohnen befestigt werden. Vorteile vorhandener baulicher Strukturen sind der vereinfachte Zugang und der Betrieb bzw. die Versorgung der Systeme. Nachteile entstehen durch die an Brücken oder Schleusen nur punktuell ermöglichte Datenaufnahme und die Tatsache, dass in Brückennähe eine höhere Bevölkerungsdichte bzw. erhöhtes Plastikaufkommen anzunehmen ist. Dem gegenüber besitzen Drohnen zwar nur eine limitierte Stromversorgung, erreichen dafür abgelegene Orte [84]. Beim Betrieb müssen in allen Fällen Datenschutzaspekte berücksichtigt werden.

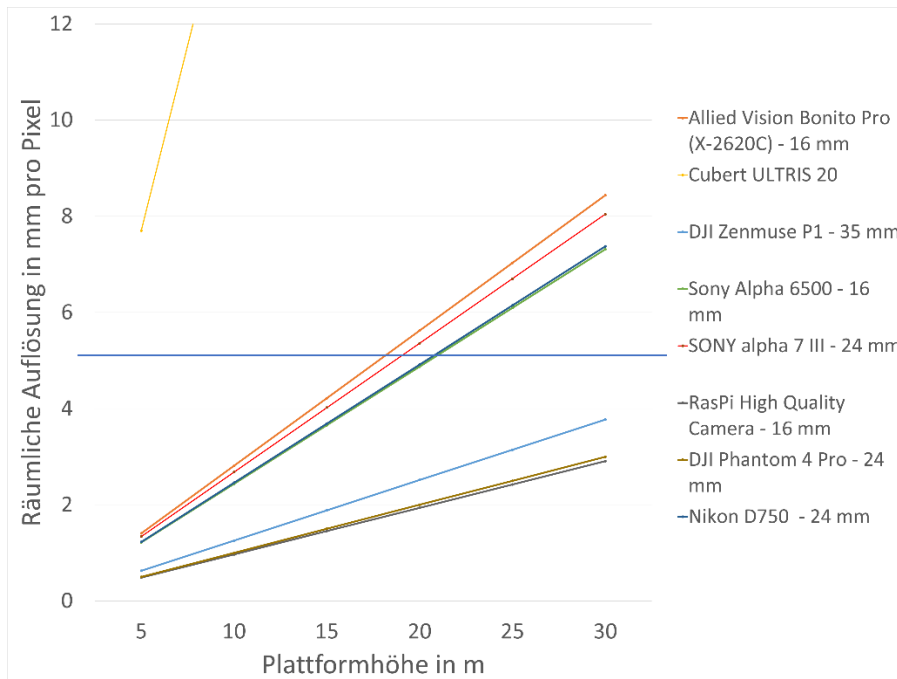
Gegenüber all den positiv genannten Aspekten hat der Einsatz eines Kamerasystems auch klare Grenzen. Eine Datenaufnahme ist aufgrund der benötigten externen Lichtquelle nur tagsüber realistisch bzw. wäre mit erhöhtem Aufwand, einer sehr starken Lichtquelle und dadurch potentiellen Umweltbeeinträchtigungen verbunden-. Weiterhin mindern schlechte Belichtungsbedingungen die Bildqualität, dies gilt sowohl für mangelnde Beleuchtung, Spiegelungen, zu hohe Kontraste, als auch für mögliche Schattenmuster oder -kanten im Bild. Mögliche Kamera- und Drohneneinsätze können zudem von starken Windverhältnissen oder Regenfall verhindert werden.

Als nachteilig könnten sich auch Plastikgegenstände erweisen, die kurz vor der Aufnahme abtauchen, zerbrochen oder stark verformt sind oder in einer Akkumulation von Treibgut festhängen und somit schlechter zu erfassen sind. Spektral sollten lediglich Wellenlängen unter  $\sim 1000$  nm erfasst werden, da schwimmende Plastikgegenstände häufig befeuchtet oder nass sind. Aufgrund dieser Wasserbenetzung und der Eigenschaft von Wasser, Strahlung im NIR Bereich stark zu absorbieren, ist in diesem Spektralbereich mit keinem Mehrwert an Informationen zu rechnen [85].

### **2.2.3.2 Kombiniertes Kamerasystem: Systemauswahl und Aufbau**

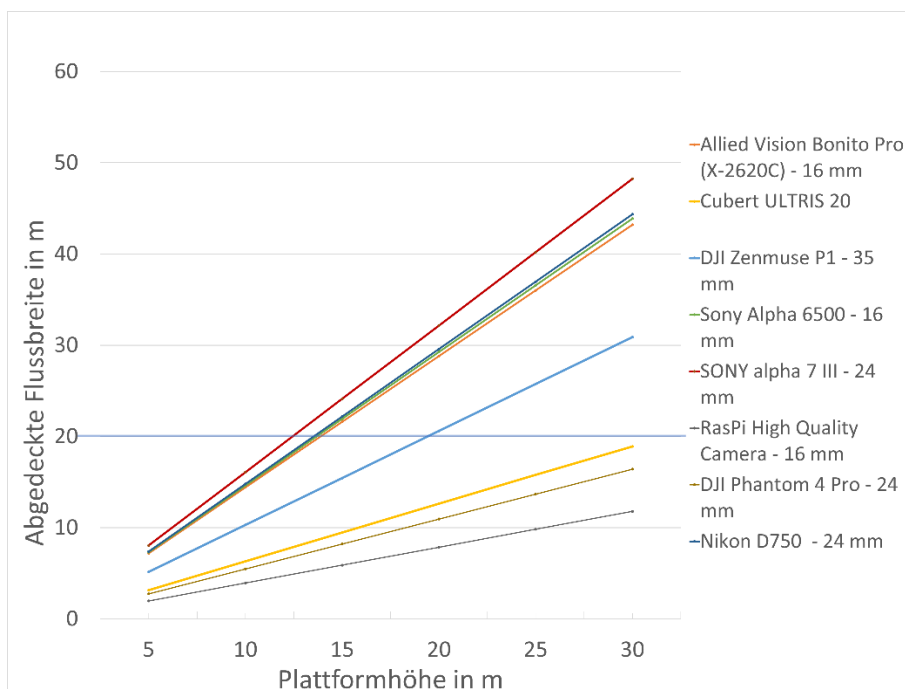
Das Erfassungssystem besteht aus zwei Elementen. Auf der einen Seite wurde das System so designt, dass eine hochauflösende optische Kamera als Mindestanforderung RGB-Daten erfassen kann. Ergänzend könnte diese auch über einen Kanal im NIR-Bereich verfügen. Mögliche Kamerasysteme, mit jeweiliger räumlicher Auflösung, sind in Abbildung 5 dargestellt.

**Abbildung 18: Räumliche Auflösung nach Kameratyp und Objektivbrennweite**



Darstellung von erreichten räumlichen Auflösungen für verschiedene Kombinationen aus Kamera- bzw. Sensor- und Objektivtypen in Abhängigkeit von der Beobachtungshöhe. Die blaue horizontale Linie markiert die Zielauflösung von 5 mm. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

**Abbildung 19: Abgedeckte (Fluss-)Breite nach Kameratyp und Plattformhöhe**



Darstellung von erreichten räumlichen Abdeckungen für verschiedene Kombinationen aus Kamera- bzw. Sensor- und Objektivtypen in Abhängigkeit von der Beobachtungshöhe. Die blaue horizontale Linie markiert die Zielabdeckung von 20 m. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Als Ziel gilt dabei, eine möglichst hohe räumliche Auflösung zu erzielen, während gleichzeitig ausreichend Fläche abgedeckt werden soll. Mögliche Kandidaten werden in Bezug auf den Trade-off zwischen räumlicher Auflösung und Abdeckung in Abbildung 18 und Abbildung 19 dargestellt, analysiert und verglichen. Während einige Kameramodelle in den Abbildungen bereits für die Makroplastikerkennung erprobt wurden, wie etwa die DJI Phantom 4 Pro [27] oder die Dahua Easy4ip [86], sind andere Modelle aufgrund ihrer technischen Ausstattung in diese Auswahl gelangt. Optimal wäre für die hochauflösende Kamerakomponente eine räumliche Auflösung von unter 5 mm bei 15 m Sichthöhe, bei gleichzeitiger Abdeckung von möglichst mehr als 20 m Flussbreite. Dieser Wert ist kein scharfer Grenzwert, sollte aber klein sein, um hohe räumliche Auflösungen zu erhalten und möglichst groß, um eine höhere seitliche Abdeckung zu erreichen. Dadurch wird die Wahrscheinlichkeit erhöht, Plastik in den Bildausschnitt zu bekommen. Bei Abdeckung von 20 m pro Kamera werden pro 100m schon 5 Kameras benötigt. Höhere Abdeckungsweiten führen potentiell zu Verzerrungen, wenn nicht höhere Befestigungsorte zur Verfügung stehen. Ausgewählt wurde letztlich u. a. wegen der Automatisierbarkeit eine Sony alpha 7 III. Für Hyperspektralkameras, wie die hier verzeichnete Cubert ULTRIS sind die erreichbaren Auflösungen deutlich geringer.

#### Hochauflösende, optische Kamera (Sony alpha 7 III)

- ▶ spiegellose RGB-Vollformatkamera mit austauschbarem Objektiv
- ▶ 24,2 MP Sensor
- ▶ Schnelle Serienaufnahmen
- ▶ Stromversorgung über USB2
- ▶ Zur automatischen Ansteuerung Kompatibilität mit der gphoto2-Bibliothek
- ▶ Lichtstarkes Weitwinkelobjektiv mit Festbrennweite 24mm (FE 2.8/24 G)
- ▶ Abgedeckte Flussbreite bei 18 m Beobachtungshöhe: 27,3 m
- ▶ Erreichte Auflösung bei 18m Beobachtungshöhe: 4,8 mm

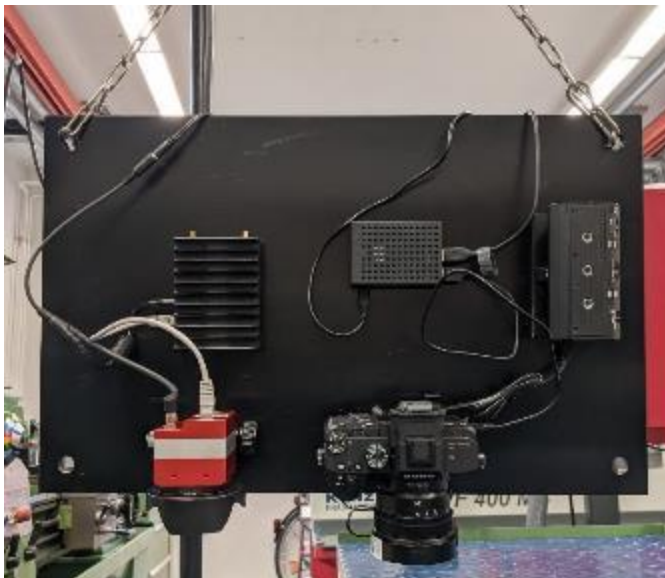
Auf der anderen Seite wurde für die Erfassung hyperspektraler Daten die Cubert Ultris 20 erworben. Diese kann den spektralen Bereich von 450 bis 950 nm mit je 4 nm breiten Kanälen abdecken bzw. in der hier verwendeten erweiterten Version bis 1000 nm. Sowohl die hyperspektrale Kamera, als auch die hochaufgelöste Kamera sollen gleichzeitig ausgelöst werden können.

### Hyperspektralkamera (Cubert Ultris (S)20 mit erweitertem Wellenlängenbereich)

- ▶ 164 Bänder zwischen 350 – 1000 nm mit 4 nm Abstand
- ▶ Lichtfeld-Technologie
- ▶ 410 \* 410 Pixel @ 35° FOV
- ▶ 169000 Spektren / Bild
- ▶ Sensor zur Detektion des einfallenden Lichtes (Qmini)
- ▶ SDK zur Automatisierung von Auswertung und Ansteuerung
- ▶ Ansteuerungscomputer (Pokini, Raspberry Pi sowie Feldlaptop)
- ▶ Abgedeckte Flussbreite bei 18 m Beobachtungshöhe: 10,7 m
- ▶ Erreichte Auflösung bei 18m Beobachtungshöhe: 27,7 mm

**Abbildung 20: Für das Projekt aufgebaute kombinierte Kamerasystem**

---



Links: Hyperspektralkamera (Cubert Ultris X20); rechts: Hochauflösende, optische Kamera (Sony alpha 7 III)  
Bildquelle: eigene Aufnahme, BfG.

In den Textboxen werden wesentlichen Daten zu den Kamerasystemen aufgeführt. Die Komponenten wurden auf eine Platte mit einer doppelt gesicherten Anbringung montiert. Diese Vorrichtung ermöglicht einen flexiblen Einsatz insbesondere von Brückengeländern aus. Zudem wurde eine Unterbringung in einem Kasten mit Kameraöffnung und Kabeldurchführung (s. Abbildung 220) aufgebaut, die einen Schutz für längere Einsätze bietet.

### 2.2.3.3 Kalibrierung

**Abbildung 21: Kalibrierung mit Reflektionstarget**

---



Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

Abbildung 21 zeigt ein zur Kalibrierung der Kamera verwendetes Reflektionstarget. Reflektionstargets standen mit Reflektionsgrundwerten von 20, 50, 80 und 95 Prozent zur Verfügung. Für die weitergehende Auswertung wurden die jeweiligen spektralen Kalibrierungskurven verwendet. Durch eine hyperspektrale Aufnahme zu Beginn und Ende der jeweiligen Messungen konnte so ein Bezugspunkt für die Kalibrierung der Kamera gesetzt werden, der u. a. zur Korrektur von Vignettierungseffekten diente. Zudem wurden Dunkelstrommessungen vorgenommen, die bei verdecktem Kameraobjektiv das Grundrauschen der Kamera zu den jeweiligen, maßgeblich von der Temperatur beeinflussten Umweltbedingungen charakterisiert. Für verschiedene Temperaturbedingungen wurden in einer Klimakammer ergänzende Referenzwerte aufgenommen, die als wachsende Bibliothek zur Verfügung standen. Der Sensor zur Messung der einfallenden Strahlung (Qmini) hat zudem ausgehend von diesen Zeitpunkten der Aufnahme der Kalibrierungstargets und Dunkelstrommessungen die relative Veränderung des einfallenden Lichtes bestimmt, so dass für die in der Zwischenzeit bei den Messungen aufgenommenen Daten der Gewässeroberfläche als relativ kalibrierte Reflektionswerte ausgewertet und weiter verwendet werden konnten.

## 2.2.4 Erhebung von Bilddaten

### 2.2.4.1 Vorversuche mit dem bildgebendem Kamerasystem

**Abbildung 22: Einsatz kombiniertes, bildgebendes Kamerasystem**

---



Im linken Bild sind die beiden nebeneinander auf einer Platte montierten Kameras zu sehen. Im rechten Bild ist die Platte (hier ohne Kameras) im Schutzgehäuse, welches längere Anbringungsphasen ermöglicht.

Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

Vor den eigentlichen Feldversuchen gab es eine Reihe von Vorversuchen mit dem bildgebendem Kamerasystem zur Erfassung von spektralen Eigenschaften einzelner Plastikobjekte in verschiedene Umgebungen, sei es im Haus, draußen mit auf dem Boden (z. B. Wiese oder Steinboden) liegenden Plastik, oder mit einem wassergefülltem Bottich, um die Situation von auf dem Wasser schwimmender Plastik bestmöglich abbilden zu können. Abbildung 23 zeigt zwei ausgewählte Beispiele.

**Abbildung 23: Beispielsituationen von Versuchsaufbauten**

---



Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

Als Testobjekte wurde zumeist eingefangene auf dem Rhein schwimmende oder vom Ufer aufgesammelte abgelagerte Makroplastik verwendet. Unter diesen Bedingungen war es möglich,

das Kamerasystem grundlegend zu testen und Beispielspektren und -bilder von verschiedenen Plastikobjekten zu gewinnen. Allerdings ist hierbei zu berücksichtigen, dass für die beabsichtigte Bilderkennung und KI-Auswertung das Umfeld der Objekte eine wesentliche Rolle spielt, wie gut ein Training und eine Übertragbarkeit auf die Bedingungen auf der Wasseroberfläche gegeben ist. So wurden zum einen aufgrund der natürlichen Beleuchtungsbedingungen Tests unter freiem Himmel gegenüber Innentests bevorzugt. Zudem bieten die Tests auf Wasseroberflächen in großen Behältern ein weniger verfälschendes Umfeld für die beabsichtigte Detektion auf Flüssen. Auch hier gibt es störende Einflüsse, z. B. durch Randeffekte oder die Sichtbarkeit des Bodens der Behälter. Trotzdem konnten so wertvolle Erkenntnisse zu Aufbau und Kalibrierung des Kamerasystems und Vorbereitung der Feldversuche gewonnen werden.

#### 2.2.4.2 Brückenbasierte Aufbauten für das Makroplastikmonitoring

Mehrere Brücken wurden auf ihre Eignung zur längerfristigen Anbringung der Kamera und parallele in-situ-Datenerhebung hin evaluiert. Letztlich kam das Kamerasystem vor allem an drei Brücken in den Einsatz:

1. Der Pfaffendorfer Brücke in Koblenz
2. Der Zoobrücke in Köln
3. Der Brücke zwischen Vallendar und der Insel Niederwerth

Die **Pfaffendorfer Brücke in Koblenz** wurde aufgrund der unmittelbaren Nähe zur BfG und der daraus resultierenden hohen Einsatzflexibilität hin gewählt. Hier wurden kürzere Tests des Kamerasystems mit mobiler Stromversorgung ohne Fangproben aber mit visueller Begutachtung von treibenden Objekten zu verschiedenen Beleuchtungssituationen und Wasserständen durchgeführt.

Die **Zoobrücke in Köln** bot die Gelegenheit der Kooperation mit dem Krake e.V. (s. Kapitel 2.2.1) als Sammelstation von Treibgut und als Vergleichsparameter und der Stadt Köln als Betreiberin der Brücke. Diesen beiden Einrichtungen sei an dieser Stelle sehr für die Kooperation gedankt. Die Stadt Köln ermöglichte den Zugang zum Inneren der Zoobrücke und die Installation des Kamerasystems – auch für längere Zeiträume. Die Aufbauten an der Zoobrücke sind in Abbildung 24 zu sehen. Auf dem linken Bild sieht man in der Mitte das im Innenteil der begehbaren, flussaufwärts befindlichen Brückenhälfte befindliche Kamerasystem in der wasserstandabhängig variablen Höhe von ca. 18 m Höhe über dem Wasser.

**Abbildung 24: Aufbauten Zoobrücke Köln**



Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

Abbildung 25 gibt symbolisch den Aufbau und die relative Lage von Zoobrücke und der Auffangstation des Krake e.V. wieder. Die Auffangstation befindet sich stromabwärts der

Zoobrücke am linken Ufer, wobei die Kameraanbringung aufgrund der verfügbaren Fenster deutlich weiter in Richtung Strommitte positioniert war.

**Abbildung 25: Lagebild Zoobrücke Köln und Auffangvorrichtung Krake e.V.**

---



Das Bild zeigt bei einer Niedrigwassersituation den Blick vom entgegenliegenden Ufer unter der Zoobrücke durch auf die mit einem roten Oval markierte Rheinkrake. Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

Die **Brücke zwischen Vallendar und der Insel Niederwerth** wurde aufgrund der Eignung in einem ruhigeren Nebenarm und der guten Erreichbarkeit für den im folgenden Kapitel beschriebenen Bootseinsatz mit zwei Booten verwendet.

Nach zusätzlichen vorbereitenden Einsätzen fand im September und Oktober 2022 über mehrere Wochen verteilt an mindestens 11 Tagen mit hohem Personalaufwand eine intensive Messkampagne mit dem Kamerasystem an der Zoobrücke in Köln statt. Es wurden trotz der langen Dauer der Aufnahmen nur vereinzelte treibende Makroplastikobjekte gesichtet bzw. im Sichtbereich der Kameras detektiert. Mit dem in diesem Zeitraum gesichteten treibenden Plastik konnte die für das Training der Algorithmen notwendige Datenmenge daher nicht erhalten werden. Aus diesem Grund wurden Bootsexperimente organisiert und durchgeführt.

#### **2.2.4.3 Erster Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten an der Zoobrücke Köln**

Bei einem ersten bootsgestützten Ausbringungsexperiment am 13.10.2022 an der Zoobrücke Köln wurden Plastikobjekte an einem Netz befestigt und mit einem Boot unter die Kamera geschleppt, um Referenzdaten von bekannten Objekten zu generieren. Da nur ein Boot zur Verfügung stand, war das Netz erforderlich, um ein Wegtreiben der Plastikobjekte zu verhindern. Dieses Netz erwies sich allerdings im Nachgang als zu stark sichtbar und von daher als schlecht geeignet für das Training der KI, weil dadurch im Gegensatz zu freischwimmenden Plastikobjekten ein weiteres potentiell Erkennungselement – nämlich das Netz – zur Verfälschung des Trainings geführt hätte.

**Abbildung 26: Erster Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten mit Netz**



Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

#### 2.2.4.4 Zweiter Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten: Niederwerther Brückenexperiment

Im Vorfeld des zweiten Bootseinsatzes wurden zusätzliche Proben an der Südspitze Niederwerth gesammelt. Neben weiteren Plastikproben (Styropor, Flaschen, Deckel, Abdeckungen, Plastiktüten, Schaumstoff, etc.), die in unterschiedlichem Maß Verwitterung und Zerfall ausgesetzt waren, wurden einige Metallproben (Konservenbüchsen, Blechdosen, etc.), Textilproben (Stofffetzen, Stücke von Seilen/Tauen, etc.) und organisches Treibgut (Äste mit und ohne Blätter, Hölzer, abgerissener Tang, etc.) gesammelt. Für das Experiment standen ca. 80 Proben unterschiedlichster Größenklassen und Materialtypen zur Verfügung.

**Tabelle 5: Verwendete Treibgut-Proben nach Material und Objektart sortiert.**

Probenart	Anzahl
Plastikproben	168
Hartplastik (Abdeckungen, Behältnisse, etc.)	24
Styropor	46
Schaumstoff	6
Deckel	15
Tüten/ Folien	36
Flaschen/ Tetra Paks	41
<b>Organisches Treibgut</b>	<b>26</b>
<b>Textilproben</b>	<b>7</b>
<b>Metallproben</b>	<b>5</b>
<b>Glasproben</b>	<b>4</b>
<b>Sonstiges (z. B. Schuhe etc.)</b>	<b>7</b>

**Abbildung 27: Ausgebrachte Objekte des zweiten Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten**

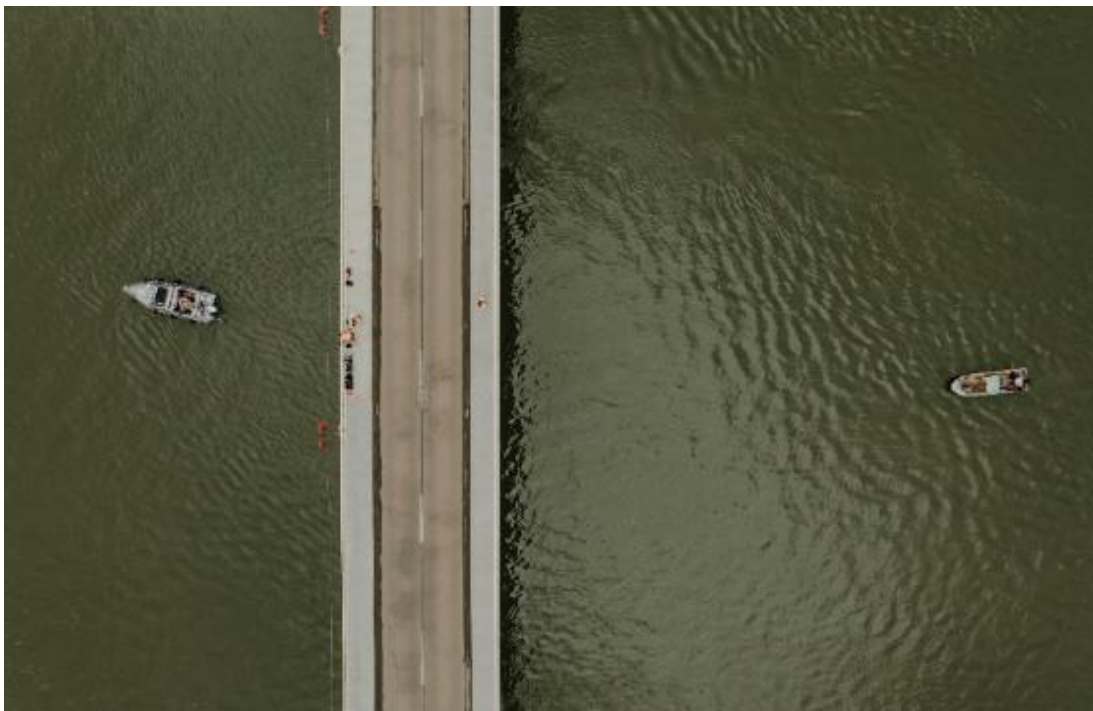
---



Beispielfotos von ausgebrachten Objekten nach Wiedereinfangen.  
Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

**Abbildung 28: Zweiter Bootseinsatz zur Generierung von Referenzdaten**

---



Die beiden Boote zur Ausbringung und zum Auffangen der Objekte sind auf beiden Seiten der Brücke zu sehen. Auf der Brücke sind weitere Personen des Einsatzteams zu erkennen. An dieser Stelle war das Kamerasystem befestigt. In den fünf Durchläufen wurden ca. 6000 Aufnahmen mit der hochauflösenden, optischen Sony alpha 7 III und ca. 3000 Aufnahmen mit der Hyperspektralkamera Cubert Ultris X20 gemacht. Quelle: M. Glahn im Auftrag der BfG.

Der Bootseinsatz fand am 9.5.2023 an der Niederwerther Brücke auf einem Seitenarm des Rheins statt. Die Kameras wurden am Geländer der Brücke, ca. 12 Meter über dem Wasserspiegel, mittig über dem Seitenarm befestigt. Um Schattenwurf zu vermeiden, wurde die Südseite der Brücke ausgewählt, womit das Risiko von auftretenden Sonnenreflexionen bewusst eingegangen werden musste. Um die Einflüsse des einfallenden Lichts auf den Sensor der Hyperspektralkamera so gering wie möglich zu halten, wurde eine Position möglichst mittig zwischen den nächsten Straßenlaternen gewählt. Die verringerte Fließgeschwindigkeit hat es möglich gemacht, zwei Boote verhältnismäßig ortsstabil stromauf- und abwärts der Position der Sensorik zu positionieren (s. Abbildung 28).

In fünf Durchläufen wurden die zur Verfügung stehenden Proben vom stromaufwärts positionierten Boot ins Gewässer eingebracht. Tabelle 6 gibt einen Überblick über die verschiedenen Durchläufe und die jeweils entstandenen Zahlen von Bildern von den beiden Kameras. Durch die Sony-Kamera wurden während der Messkampagne auf der Niederwerther Brücke insgesamt ca. 6200 RGB-Bilder (6000 x 4000 Pixel) in fünf Messdurchläufen aufgenommen. Durch die Strömung wurden die Proben mit ca. 0,5 m/s unter den Kameras hindurch getrieben und erfasst. Aufgrund des hohen Aufnahmeintervalls war jedes Objekt auf ca. 15 – 20 Bildern pro Durchlauf abgebildet. Das zweite, stromabwärts positionierte Boot hat es ermöglicht die Proben mit Käschern wieder aus dem Fluss zu entnehmen. Da nur wenige Proben im Laufe des Experiments nicht aufgefangen werden konnten stand der Großteil der Proben für alle Durchläufe zur Verfügung. Bei allen Gegenständen handelt es sich um Treibgut, dass zum Zeitpunkt des Sammelns temporär demobilisiert war, früher oder später aber wieder mobilisiert worden wäre. Soweit möglich wurde das Treibgut nach dem Experiment endgültig aus dem Fluss entnommen und wird nach Abschluss des Projektes fachgerecht entsorgt. Es wurde kein zusätzliches Plastik oder andere Gegenstände in den Fluss eingebracht.

Die Wetter- und Beleuchtungsbedingungen waren wechselhaft und haben es dadurch ermöglicht Testaufnahmen für ein großes Spektrum möglicher (trockener) Wettersituationen zu erfassen. Morgens lagen eine starke Bewölkung und schwache, diffuse Beleuchtung vor. Um die Mittagszeit riss die Wolkendecke mehrfach auf, was zu stark schwankenden Beleuchtungsbedingungen führte. Am frühen Nachmittag traten aufgrund des einsetzenden strahlenden Sonnenscheins verstärkt Sonnenreflexionen auf.

**Tabelle 6: Übersicht zu den Durchläufen des zweiten Bootsexperiments (bei Niederwerth)**

	Durchlauf 1	Durchlauf 2	Durchlauf 3	Durchlauf 4	Durchlauf 5
Startzeit	9:58	10:45	11:28	12:03	12:34
Endzeit	10:14	11:10	11:51	12:27	12:54
Anzahl RGB-Bilder	976	1460	1134	1349	1147
Anzahl Hyperspektralbilder	483	693	563	649	576

### 2.2.5 Labelling und Vorprozessierung der Bilddaten

Daten bilden das Fundament zur Anwendung von KI-Methoden. Insbesondere für supervised Deep Learning Methoden werden in der Regel viele, diverse, qualitativ hochwertige und

gelabelte Daten als Referenz benötigt, um die Algorithmen robust trainieren zu können. Somit ist die Datenerhebung und -aufbereitung ein fundamentaler Schritt für die Auswertung mit KI-Verfahren. Weil das Labelling meist sehr aufwändig ist, muss allerdings oft ein Kompromiss aus Arbeitsaufwand und Performance des Modells gefunden werden.

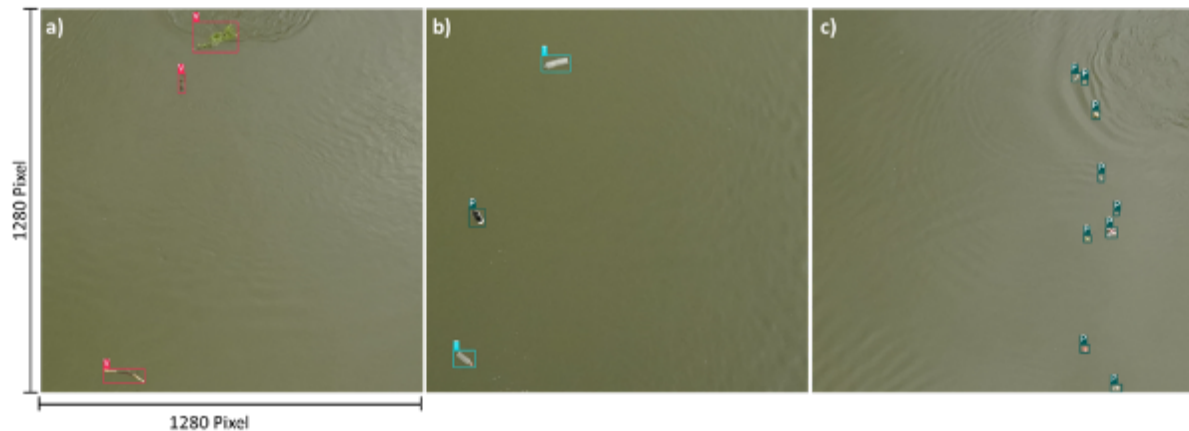
Ausgangsbasis für die weitergehende Auswertung waren die Daten der im vorangehenden Kapitel beschriebenen Messkampagne an der Niederwerther Brücke. Die RGB-Daten wurden für das Labeling verwendet. Aufgrund des hohen Aufnahmeintervalls war jedes Objekt auf ca. 15 – 20 Bildern pro Durchlauf abgebildet. Dementsprechend befanden sich im Datensatz viele Bilder, die sich nur geringfügig voneinander unterschieden und somit nur einen geringen Informationsgewinn für das Training der KI-Methoden hatten. Um den Labelling Aufwand zu reduzieren und redundante Bilder herauszufiltern, wurde jedes 5. Bild ausgewählt und die Bilder zwischen den Messdurchläufen (auf denen also keine Objekte zu sehen waren) entfernt. Insgesamt wurde der Datensatz auf ca. 1100 (etwa 200 – 250 Bilder pro Durchlauf) RGB-Bilder zusammengefasst. Jedes Objekt ist in etwa 3 - 4 Bildern pro Messdurchlauf erfasst.

Die Bilder aus den Durchläufen 1 – 3 wurden mit dem Online-Tool *makesense.ai* [87] manuell gelabelt (mit Bounding Boxes). Dabei wurden die Objekte in 5 Klassen eingeteilt (siehe Kapitel 2.2.2): Trinkflaschen, Vegetation, Plastik/Künstliche Polymere, sonstiger Müll und Unbekannt und entsprechend gelabelt (Beispiele siehe Abbildung 29). Die gelabelten Gesamtbilder wurden anschließend in kleine Kacheln (1280x1280 Pixel) zurechtgeschnitten, damit diese mit den verfügbaren Rechenressourcen in die Neuronale Netzwerke eingespeist werden konnten. Von den kleinen Bildbereichen wurden alle verwendet, auf denen Objekte abgebildet waren.

Aufgrund der vielversprechenden Ergebnisse in der Literatur, wurde ein vortrainiertes YOLOv5 Netzwerk für die Auswertung der RGB-Daten verwendet (s. Kapitel 2.2.6).

Gemäß den Empfehlungen zur Aufbereitung der Trainingsdaten für YOLO-Netzwerke [88] wurden die Daten entsprechend vorprozessiert und außerdem Bildbereiche ohne Objekte (Hintergrundbilder) für das Training (etwa 10 %) und die Validierung verwendet. Die kleinen Bildbereiche wurden anschließend in Trainings- und Validierungsdaten aufgeteilt. Um eine Überlappung (Data Leakage) zwischen den beiden Datensätzen zu verhindern, wurden die Bilddaten aus dem ersten und dritten Durchlauf zum Training (551 Bilder + 31 Hintergrundbilder) und die Bilddaten aus dem zweiten Durchlauf (244 Bilder + 12 Hintergrundbilder) für die Validierung verwendet. Um die wechselnden Hintergrundbedingungen (z. B. Sonnenstand) zwischen den Trainingsdurchläufen (Durchläufe 1 und 3) und dem Validierungsdurchlauf (Durchlauf 2) zu berücksichtigen, wurden ergänzend 20 Hintergrundbilder aus dem zweiten Durchlauf ausgewählt und als weitere Trainingsdaten in das Modell eingespeist. Somit wurde gewährleistet, dass die Validierungsdaten eine realistische Bewertung der Modellqualität erlauben. Die Vorprozessierung der RGB-Daten wurde in Python durchgeführt.

Abbildung 29: Beispielhafte Bildausschnitte zum Training des Neuronalen Netzwerks



(a) In den roten Bounding Boxes sind Vegetationsobjekte (V) markiert. (b) In den hellblauen Bounding Boxes sind Trinkflaschen (T) markiert und in den dunkelblauen Bounding Boxes Plastikobjekte (P). (c) Weitere kleinere Plastikobjekte. Quelle: eigene Aufnahme, BfG.

## 2.2.6 Auswertung Bilddaten

### 2.2.6.1 Index-basierte Klassifikationsverfahren

Bei index-basierten Klassifikationsverfahren werden sogenannte Indizes (z. B. Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Floating Debris Index (FDI), Plastic Index (PI)) aus Multi- oder Hyperspektralbildern berechnet und zur Identifikation von Objekten (z. B. mit klassischen Machine Learning Methoden) verwendet [21, 89].

Diese Indizes sind wie folgt definiert:

$$NDVI = \frac{R_{NIR} - R_{RED}}{R_{NIR} + R_{RED}}$$

$$PI = \frac{R_{NIR}}{R_{NIR} + R_{RED}}$$

$$FDI = R_{NIR} - R'_{NIR}$$

$$R'_{NIR} = R_{RE2} + (R_{SWIR1} - R_{RE2}) * \frac{\lambda_{NIR} - \lambda_{RED}}{\lambda_{SWIR1} + \lambda_{RED}} * 10$$

Mit der Reflectance im NIR ( $R_{NIR}$ ), RE2 ( $R_{RE2}$ ), RED ( $R_{RED}$ ), SWIR1 ( $R_{SWIR1}$ ) und den dazugehörigen Wellenlängen  $\lambda$ . Angelehnt an Biermann *et al.* [21] wurden folgende Wellenlängen für die Berechnungen verwendet: NIR (833 nm) RE2 (740 nm), RED (664 nm). Anstelle des SWIR1 Bands (1613 nm bei Biermann) wurde die höchste stabile Wellenlänge der Cubert-Kamera verwendet (950 nm).

Biermann, Clewley [21] bestätigten die spektrale Erkennbarkeit bzw. Differenzierbarkeit von Plastikakkumulationen in Küstengewässern mittels Indizes, vorausgesetzt die Makroplastikgegenstände füllen mindestens 30 – 50% des Pixels aus und offenbaren somit ihre charakteristischen Reflexions- und Absorptionsbanden. Methodisch verwendeten die Autoren

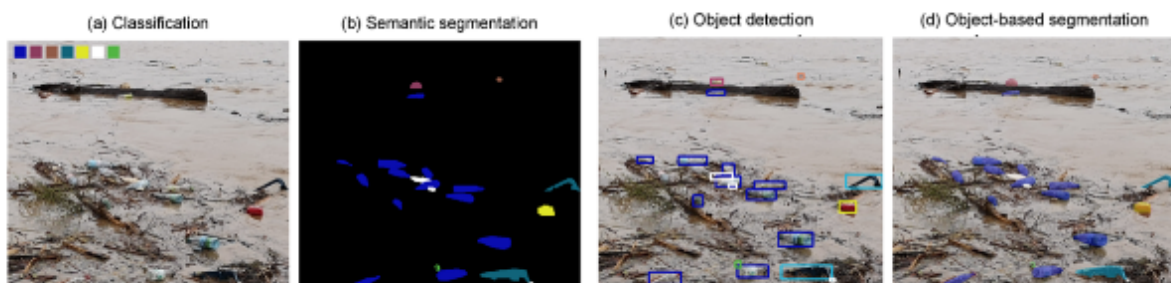
eine Kombination des normierten differenzierten Vegetationsindex (NDVI) und des floating debris index (FDI). Mittels beider Indizes konnten Makroplastikgegenstände bzw. -akkumulationen auf ESA's Sentinel-2 Satellitenbildern mit einer Genauigkeit von 86 % als Plastiksammlung erkannt werden, auch wenn diese in Akkumulationen gemischter Objekte vorkamen. Zur automatisierten Detektion von Plastik wurde ein Naïve Bayes Algorithmus trainiert. Verwendete spektrale Bänder in dieser Publikation sind rot (~ 664 nm), red edge 2 (~ 740 nm), NIR (~ 832 nm) und SWIR (~ 1613 nm). Die Entscheidung über verwendete spektrale Bänder wurde in dieser Arbeit auf Basis verfügbarer Satellitenbänder gefällt.

Bei der Messkampagne an der Niederwerther Brücke (s. Kapitel 2.2.4.32.2.4.2) wurde eine hochauflösende Sony-Kamera (RGB) und eine Cubert-Kamera (Cubert Ultris X20, Hyperspektral) eingesetzt (s. Kapitel 2.2.3.2), um beide methodischen Ansätze (Deep Learning und indexbasierte Objekterkennung) zu erproben. Die Ergebnisse werden in Kapitel 6 beschrieben.

### 2.2.6.2 Verfahren zur Klassifikation mittels Deep Learning

Bilddaten können grundsätzlich durch verschiedene Ansätze des maschinellen Lernens analysiert werden, um Informationen in unterschiedlichen Detailgraden abzuleiten. In Abbildung 30 sind die gängigsten dieser Methoden illustriert. In der Bildklassifikation (a) wird einem Bild als Ganzes mindestens eine Kategorie oder Klasse zugeordnet. Dadurch werden nur grobe Informationen über den Bildinhalt abgeleitet (z. B., dass verschiedene Müllsorten irgendwo auf einem Bild zu erkennen sind). In der semantischen Segmentierung wird jedem Pixel genau eine Klasse zugeordnet (b). Bei der Objekterkennung wird nur zwischen Ziel-Objekten und dem Hintergrund unterschieden. Die relevanten Objekte werden umrahmt (üblicherweise mit einer Bounding Box; c) und den Zielklassen zugeordnet. In der objektbasierten Segmentierung (Object-based Segmentation oder Instance Segmentation) werden die Ansätze der Objekterkennung mit der semantischen Segmentierung verbunden. Die relevanten Objekte werden erkannt und pixelweise markiert. Anders als bei der semantischen Segmentierung, werden hier verschiedene Objekte, die zur gleichen Klasse gehören (z. B. Plastikobjekte), differenziert betrachtet (z. B., Plastikobjekt 1, Plastikobjekt 2, ...) (d).

**Abbildung 30: Verfahren zur Klassifikation mittels maschinellen Lernens**



Bildklassifikation (a), semantische Segmentierung (b), Objektdetektion (c) und (d) objektbasierte Segmentierung. Quelle: Gnann et al. 2022 [14].

Beim Maschinellen Lernen (Machine Learning) werden Daten analysiert, auf Muster untersucht und darauf basierend Regeln erlernt und dadurch Lösungen für Probleme gefunden. Das

eigentliche Lernen erfolgt durch das Trainieren des Modells. Im Allgemeinen gibt es hierbei drei Kategorien: Supervised, Unsupervised und Reinforcement Learning. Beim Supervised Learning liegen gelabelte Input-Daten vor, das heißt, sowohl die Input-Daten als auch die Zielvariable sind bekannt. Im Unsupervised Learning liegen nur Input-Daten vor (also keine Referenzdaten oder Labels), welche von Modellen z. B. auf Anomalien untersucht werden oder in Gruppen unterteilt werden (Clustering). Das Reinforcement Learning wird häufig eingesetzt, um Modelle in virtuellen Umgebungen (wie Videospiele) zu trainieren. Das Modell erhält Informationen über die Umgebungen und wählt Aktionen, um eine Belohnung zu maximieren. Die meisten Modelle werden durch Supervised Learning trainiert [90]. Im traditionellen Machine Learning bestehen die Input-Daten aus manuell extrahiert Features. Dieses Feature Engineering benötigt Expertenwissen, ist in der Regel sehr aufwendig und bestimmt maßgeblich die Qualität der Ergebnisse [91-93].

Deep Learning ist ein Teilgebiet des Machine Learning und umfasst Modelle, die aus Neuronalen Netzwerken mit mindestens 2 Schichten aufgebaut sind. Neuronale Netzwerke übernehmen große Teile des Feature Engineering, indem die Modelle lernen die Features selbst zu extrahieren. Durch die Verfügbarkeit von immer mehr Daten, der steigenden Rechenleistung und Durchbrüchen in der Forschung, können immer komplexere und leistungsfähigere Modelle trainiert werden. Ein weiterer Vorteil von Deep Learning ist das Transfer Learning, bei dem bereits trainierte Netzwerke mit geringem Trainingsaufwand für ähnliche Aufgaben verwendet werden können [94].

Convolutional Neural Networks (CNNs) sind Neuronale Netzwerke, die durch Anwendung des Faltungsoperators Features aus Bilddaten extrahieren. Dabei werden Features hierarchisch erlernt: in den frühen Schichten werden einfache Features (z. B. Linien, Kanten, Kreise) extrahiert, während in tieferen Schichten immer komplexere und spezifischere Features erlernt werden. Wie beim traditionellen Machine Learning sind diese Features die Grundlage zur Auswertung von Bilddaten (etwa die Objekterkennung). Durch den Faltungsoperator ergeben sich weitere Vorteile, so werden z. B. lokale Zusammenhänge in Bildern berücksichtigt und weniger Rechenressourcen als bei traditionellen Neuronalen Netzwerken benötigt [95, 96] werden.

Aufgrund dieser Vorteile werden CNNs immer häufiger zur Identifikation von Makroplastik in Fließgewässern eingesetzt [14]. Die Bilddaten werden häufig durch den Ansatz der Objekterkennung (Supervised Learning) ausgewertet, weil hier ein Kompromiss aus dem Labelling-Aufwand (wesentlich geringer als bei der Semantic oder Instance Segmentation) und Detailgrad der extrahierten Informationen (Anzahl, Klasse und Position der Objekte) vorliegt [97]. In der Objekterkennung durch CNNs wird zwischen den one-stage (wie den YOLO Architekturen oder dem SSD Netzwerk) und two-stage (wie den R-CNN Architekturen) Detektoren unterschieden. Die two-stage Architekturen, die in einem ersten, getrennten Schritt relevante Bildbereiche herausuchen, können präziser als die one-stage Architekturen sein, sind dafür aber langsamer und benötigen mehr Rechenressourcen. One-stage Architekturen eignen sich damit insbesondere für die Identifikation von Makroplastik in Echtzeit oder für die Verarbeitung von vielen Bilddaten oder Videos [97-99].

YOLOv5 (You Only Look Once; [100]) ist ein weit verbreiteter Architekturtyp von CNNs zur Objekterkennung, dessen Vorteile (auch im Vergleich zu anderen one-stage oder two-stage Architekturen) zur Identifikation von Makroplastik in Fließgewässern in zahlreichen Studien demonstriert wurde [97, 98, 101-103]. Das Netzwerk besteht aus 3 Teilbereichen. Im Backbone werden durch den Faltungsoperator und Downsampling aus den Input-Bildern Features extrahiert. Im Neck werden die Features weiterverarbeitet und hochskaliert, um Features in drei

verschiedenen Auflösungen (oder Größenskalen) zu erhalten. Im Head werden diese Features genutzt, um Objekte zu lokalisieren und klassifizieren. Dabei werden kleinere Objekte in der feinsten Auflösung und große Objekte in der größten Auflösung identifiziert. Der Output von YOLOv5 sind Bounding Boxes für jedes erkannte Objekt. Die YOLOv5 Architektur ist in verschiedenen Größen vordefiniert, um verschiedenen Anwendungen gerecht zu werden. Größere Netzwerke (z. B., large (l) oder extra large (xl)) benötigen mehr Rechenressourcen und brauchen länger für das Training und die Vorhersage als kleinere Architekturen (z. B., nano (n) oder small (s)). Dafür sind größere Netzwerke in der Regel genauer als kleinere Netzwerke. Nähere Informationen zur Netzarchitektur finden sich in *Ren et al. 2023* [104].

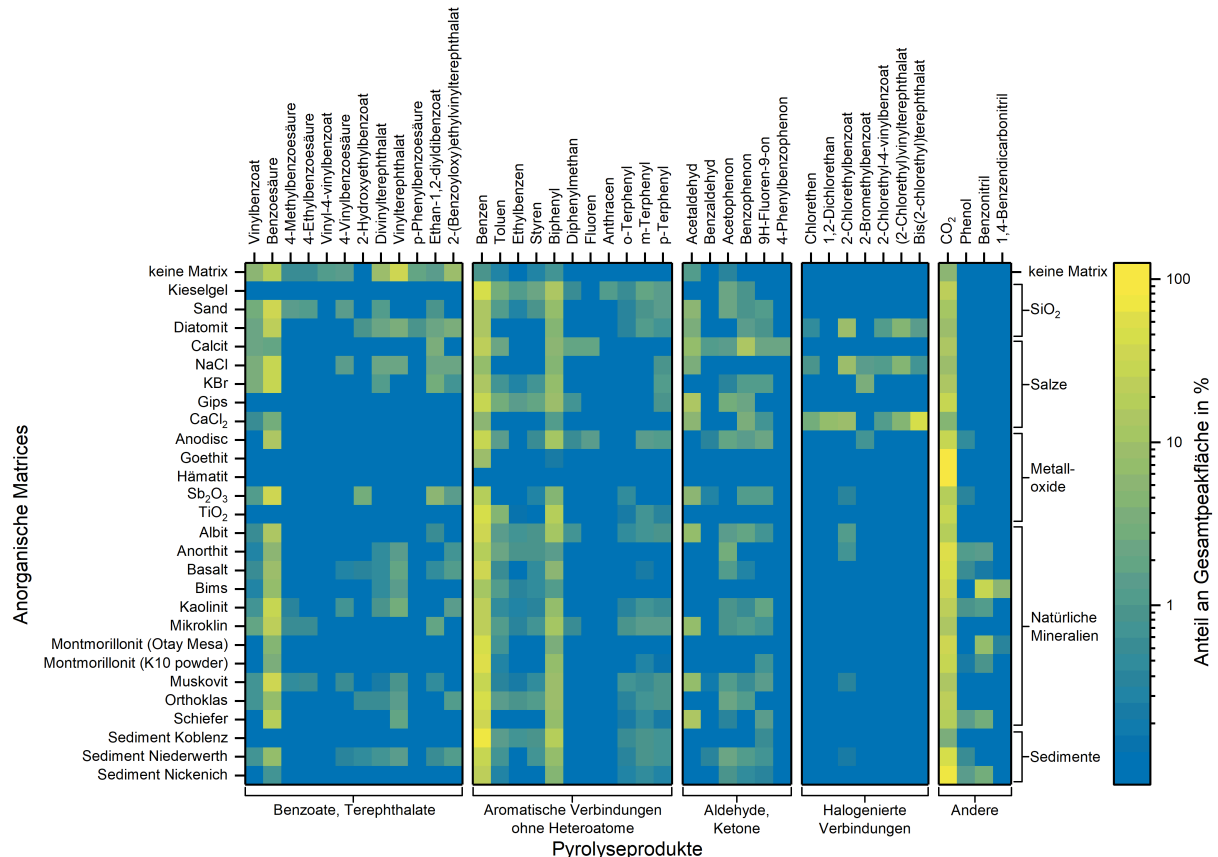
## 3 Mikroplastikanalytik

Der analytische Nachweis von Mikroplastik in Umweltproben stellt eine große Herausforderung dar. Für die Erfassung von Massenkonzentrationen, die für die Berechnung von Frachten benötigt werden, haben sich thermoanalytische Methoden etabliert. Die Methoden basieren auf der thermischen Zersetzung der Polymere und quantitativen Erfassung der Zersetzungsprodukte mittels GC/MS. Die Bestimmung der Polymerkonzentrationen erfolgt indirekt über ausgewählte Markerverbindungen. Für eine zuverlässige Quantifizierung ist die Spezifität der Markerverbindungen, die Robustheit der Analysenmethode und Homogenität des Probenmaterials entscheidend. Zur Sicherstellung einer guten Datenqualität wurde ein Analysenkonzept, das sämtliche Analysenschritte von der Probenfraktionierung und Homogenisierung über die Quantifizierung bis hin zur Qualitätssicherung abdeckt, entwickelt.

### 3.1 Analyse

Schwebstoffe aus Fließgewässern stellen eine komplex zusammengesetzte Umweltmatrix dar. Sie bestehen aus verschiedenen mineralischen und organischen Partikeln. Beide Arten von natürlichen Partikeln beeinflussen die Bildung der Markerverbindungen aus synthetischen Polymeren während der Pyrolyse und damit das Analyseergebnis. Mineralische Oberflächen beeinflussen katalytisch auf den Pyrolysevorgang und fördern die Bildung bestimmter Produkte [60, 105-108]. So kommt es z. B. durch die Anwesenheit von Eisenoxiden zu einer vermehrten Bildung von Kohlenstoffdioxid anstelle der jeweiligen spezifischen Markerverbindungen. Dies führt zu einem Minderbefund an Mikroplastik. Für Polyethylenterephthalat (PET) wurde der Einfluss unterschiedlicher mineralischer Matrixbestandteile auf das Muster der Pyrolyseprodukte im Rahmen dieses Projektes systematisch untersucht. Definierte Mengen an PET wurden mit anorganischen Salzen wie Natriumchlorid, Mineralien wie Kaolinit und komplexen Mischungen wie Sedimenten vermischt und mittels Py-GC/MS analysiert. Es konnten sehr starke Unterschiede in der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der entstehenden Pyrolyseprodukte beobachtet werden. Häufig für die Quantifizierung genutzte Pyrolyseprodukte wie Vinylbenzoat konnten in vielen Matrices nur mit verminderter Intensität bzw. gar nicht nachgewiesen werden. Abbildung 31 fasst die in den jeweils untersuchten Matrices entstehenden Pyrolyseprodukte zusammen. Eine ausführliche Beschreibung der Experimente und Diskussion der Ergebnisse findet sich in Lauschke et al. 2023 [105]. Auch für andere Polymere, wie beispielsweise Polystyren [60, 108], Polypropylen [109], Polytetrafluorethen [110] oder Polyvinylchlorid [111], sind derartige Effekte in der Literatur dokumentiert. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine zuverlässige Quantifizierung von PET und anderen synthetischen Polymeren direkt aus einer unbekannt Matrix nicht möglich ist. Eine Entfernung der anorganischen Matrix bzw. Einbettung der Polymere in eine definierte Matrix vor der thermoanalytischen Analyse ist unabdingbar.

**Abbildung 31: Verteilung der Pyrolyseprodukte von PET nach Pyrolyse in verschiedenen anorganischen Matrices**

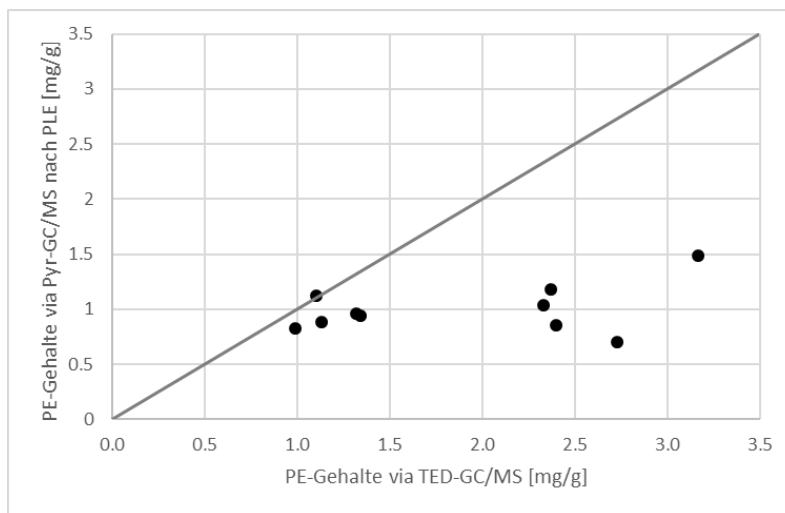


Quelle: adaptiert aus Lauschke et al. 2023 [105]

Die für die Quantifizierung von Polymeren genutzten Markerverbindungen können während der Pyrolyse auch aus natürlichen organischen Probenbestandteilen gebildet werden [6, 7, 106, 112]. Dies kann vor allem in organikreichen Proben zu Überbefunden führen. Zur Verhinderung dieser Matrixeffekte und der mit diesen einhergehenden Verfälschung der Analysenergebnisse wurde vor der Analyse mittels Py-GC/MS eine Lösemittelextraktion nach Dierkes et al. durchgeführt [7]. Im ersten Schritt erfolgte eine Abreicherung der organischen Bestandteile durch eine Extraktion mit Methanol bei 100 °C und 100 bar. Unter diesen Bedingungen werden lipophile Verbindungen wie Wachsester entfernt. Im zweiten Schritt erfolgte die Extraktion der Polymere mit Tetrahydrofuran bei 185 °C und 100 bar. Unlösliche Matrixbestandteile wie natürliche Polymere (z. B. Zellulose oder Proteine) und mineralische Verbindungen werden so abgetrennt. Im Anschluss werden die Analyten in eine definierte Kieselgelmatrix eingebettet. Neben der Entfernung von störenden Matrixbestandteilen bietet die Methode den Vorteil einer großen Einwaage (ca. 1 g). Dadurch werden Inhomogenitäten im Probenmaterial weniger relevant. Des Weiteren ermöglicht dies eine Anreicherung der Polymere um den Faktor 5 bezogen auf eine Einwaage von 1 g und 200 mg Kieselgel. Die Effektivität und Notwendigkeit dieses Probenvorbereitungsschritts wurde anhand eines Methodenvergleichs überprüft. Dazu wurden zehn Schwebstoffproben mittels Py-GC/MS nach Lösungsmittelextraktion und direkt ohne Probenvorbereitung mittels TED-GC/MS analysiert. Die direkte Analyse mittels TED-GC/MS lieferte für die Hälfte der Proben bis zum Faktor 4 höhere PE-Gehalte (s. Abbildung 32). Vermutlich wurden bei der direkten Analyse durch organische Matrixbestandteile die für die

Quantifizierung verwendeten PE-Marker freigesetzt und so ein höherer PE-Gehalt vorgetäuscht. Diese Hypothese wird dadurch untermauert, dass die größten Abweichungen in den Proben mit dem höchsten Organikgehalt (ausgedrückt als TOC) beobachtet wurden (s. Abbildung 33). Eine mögliche andere Ursache für die abweichenden Ergebnisse wäre ein Minderbefund durch eine unvollständige Extraktion von gealtertem oder quervernetzten bzw. hochmolekularem PE. Dies konnte durch Wiederfindungsexperimente mit gealtertem und Ultra High Molecular Weight PE zwar nicht ganz ausgeschlossen werden (s. Tabelle 7), allerdings sind die Minderbefunde mit Ausnahme von UHMW-PE nicht signifikant. Auch beliefen sich die Minderbefunde maximal um den Faktor 1,5 und können daher die beobachteten Unterschiede von bis zum Faktor 4 bei weitem nicht erklären.

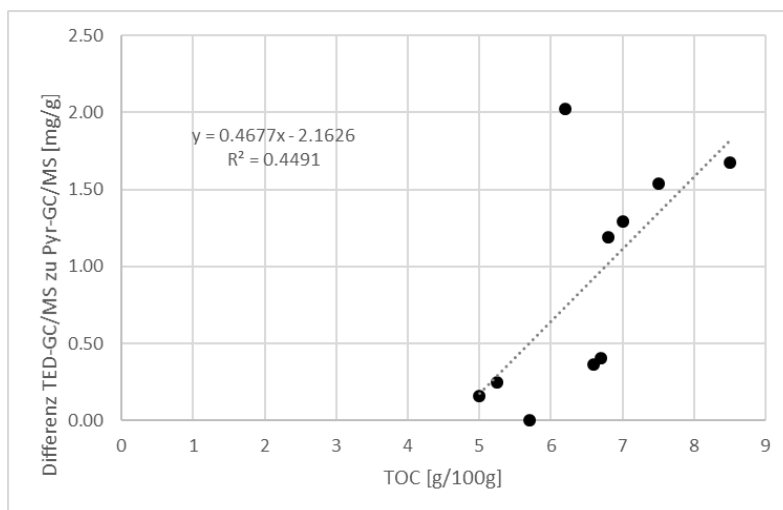
**Abbildung 32: Methodenvergleich für PE zwischen direkter Analyse mittels TED-GC/MS und Py-GC/MS nach Lösemittelextraktion**



Die schwarze Linie stellt eine 100%ige Übereinstimmung dar.

Quelle: Eigene Abbildung BAM/BfG

**Abbildung 33: Korrelation der Differenz zwischen den Methoden und dem TOC-Gehalt in den Proben**



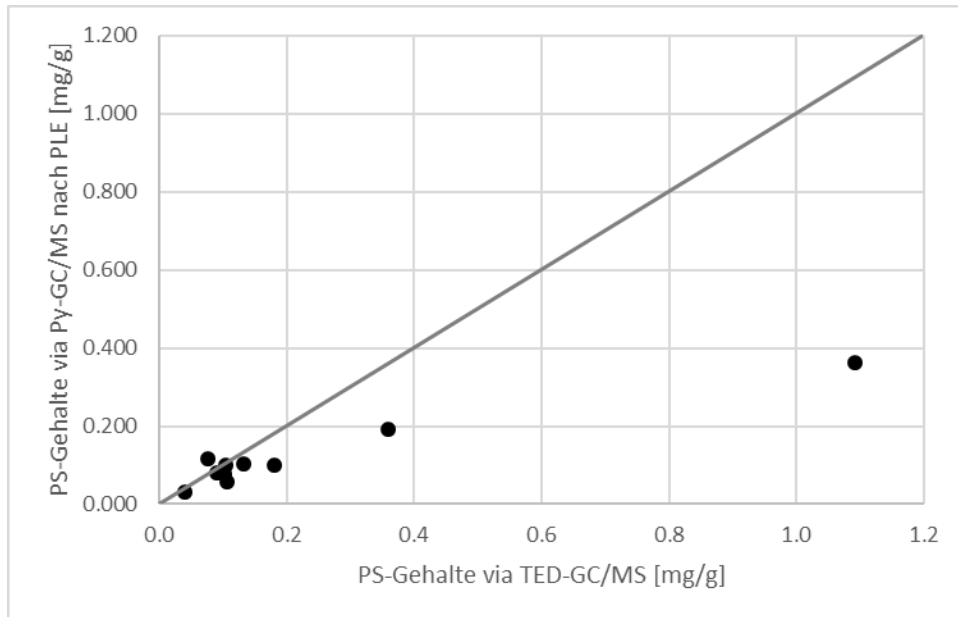
Quelle: Eigene Abbildung BfG

**Tabelle 7: Richtigkeit der Bestimmung von PE-Sorten mit und ohne vorgeschalteter Extraktion**

PE-Sorte	Richtigkeit ohne Extraktion [%]	Richtigkeit mit Extraktion [%]
PE (BfG Kalibrierstandard)	100±12	82±10
LDPE (BAM)	88±7	64±26
HDPE (BAM, gealtert)	74±10	56±27
UHMW-PE (BAM, 22 µm)	98±16	67±4

PP konnte bei der direkten Analyse mittels TED-GC/MS in keiner der Vergleichsproben nachgewiesen werden, während mit der Py-GC/MS nach Extraktion Gehalte zwischen 0.02 und 0.06 mg/g gefunden wurden. Dies verdeutlicht den Empfindlichkeitsvorteil, den die vorgeschaltete Lösungsmittelextraktion durch die Anreicherung und die Abtrennung der störenden anorganischen Matrix bietet. Für PS wurden mit beiden Methoden weitestgehend übereinstimmende Ergebnisse erzielt (s. Abbildung 34). Für zwei Proben wurden bei der direkten Messung mit TED-GC/MS deutlich höhere Gehalte gefunden. Dies könnte an einem Minderbefund von quervernetztem PS in der Py-GC/MS liegen. Eine andere mögliche Ursache ist eine durch die Probenmatrix beeinflusste Bildung der zur Quantifizierung genutzten Markerverbindung bei der direkten Messung mit TED-GC/MS. Während bei der Py-GC/MS-Messung das Monomer Styren als Marker benutzt wurde, welches zwar besonders empfindlich, jedoch potentiell unspezifischer ist, wurde bei der TED-GC/MS-Messung das Dimer 2,4-Diphenylbut-1-en als Marker genutzt, welches zwar spezifischer ist, jedoch auch stärker durch störende Matrixeffekte beeinträchtigt wird [60, 108]. Durch die vorgeschaltete Lösungsmittelextraktion wurden die störenden Matrixbestandteile vor den Messungen mittels Py-GC/MS abgetrennt und die Kalibrierung erfolgte in derselben Kieselgelmatrix in die auch die aus den Proben extrahierten Polymere eingebettet wurden. Auf diese Weise konnten störende Matrixeffekte verhindert und der tatsächliche PS-Gehalt ermittelt werden.

**Abbildung 34: Methodenvergleich für PS zwischen direkter Analyse mittels TED-GC/MS und Py-GC/MS nach Lösemittlextraktion**

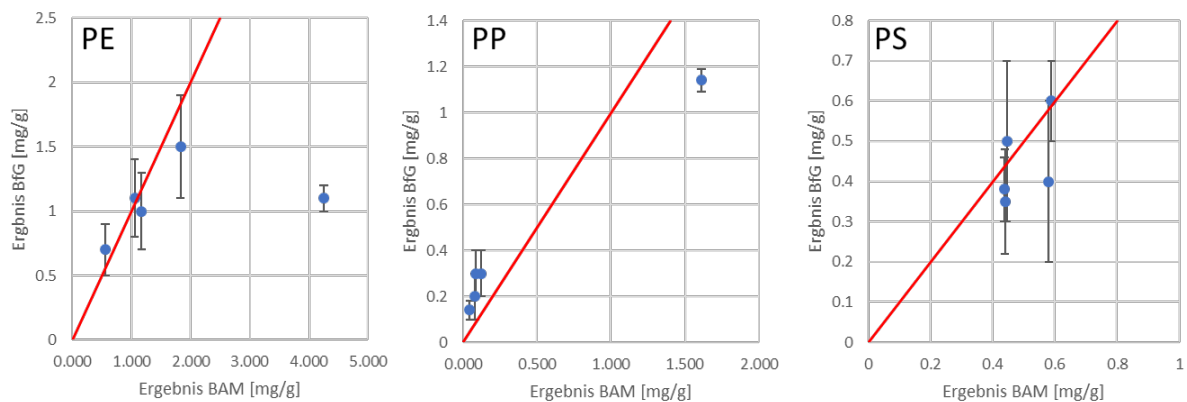


Die schwarze Linie stellt eine 100%ige Übereinstimmung dar.

Quelle: Eigene Abbildung BfG

Neben Schwebstoffproben wurden auch an der BfG angefertigte Extrakte mit beiden Methoden analysiert. Die Ergebnisse dieser Analysen stimmen wesentlich besser überein (s. Abbildung 35). Dies verdeutlicht, dass die Diskrepanz in den Quantifizierungsdaten zwischen der BAM und der BfG hauptsächlich auf ein anderes Vorgehen bei der Probenvorbereitung und nicht auf Unterschiede zwischen der TED-GC/MS und der Py-GC/MS zurückzuführen sind.

**Abbildung 35: Methodenvergleich mit Schwebstoffextrakten auf Kieselgel**



Die rote Linie stellt eine 100 %ige Übereinstimmung dar

Quelle: Eigene Abbildung BfG

Ein Nachteil der BfG-Methode ist die Limitierung auf Polymere, welche sich unter den gewählten Bedingungen in THF auflösen. Dies trifft mit PE, PP, PS, PVC und PET zwar auf die wichtigsten Polymerarten zu, aber Polymere mit hohem Vernetzungsgrad wie z. B. Elastomere oder mit Divinylbenzen vernetztes PS lassen sich mit der Methode nicht erfassen. Auch Polymere, die sich bereits bei der Extraktion mit Methanol lösen, wie z. B. PMMA und PA, sind nicht analysierbar.

Im Rahmen des Projekts wurde untersucht, ob sich PET in die bereits etablierte Methode integrieren lässt. Mit Biphenyl wurde zwar ein vielversprechender Marker für die Quantifizierung in einer Kieselgelmatrix gefunden, allerdings zeigte dieser Ansatz nur eine geringe Reproduzierbarkeit in Umweltproben. Dies liegt an unspezifischen Verlusten an PET im ersten Schritt durch Methanolyse zum Dimethylterephthalat [105]. PVC bildet keine spezifischen Pyrolyseprodukte, so dass eine Quantifizierung mittels Py-GC/MS nicht möglich ist. Eine zuverlässige Quantifizierung ist über Chlorid mit Hilfe der Verbrennungs-Ionenchromatographie möglich [113]. Mit der eingesetzten Py-GC/MS Methode mit vorgeschalteter Lösemittelextraktion konnten somit die Polymere PE, PP und PS quantifiziert werden. Zur Bestimmung der Spezifität der Methode wurde plastikfreies natürliches organisches Material extrahiert und analysiert. In verschiedenen Materialien wurden PE-Gehalte von bis zu mehreren mg/g vorgetäuscht (siehe Tabelle 8). Daher wurde nach der Extraktion ein zusätzlicher Spülschritt mit Methanol in den Workflow integriert. Dadurch reduzierte sich der ermittelte PE-Gehalt in manchen Proben um bis zu 90 %, während Vergleichsstandards eine zufriedenstellende Wiederfindung (85-115 %) zeigten.

**Tabelle 8: Vergleich der ermittelten Polymergehalte ohne und mit Spülschritt mit Methanol nach der Extraktion**

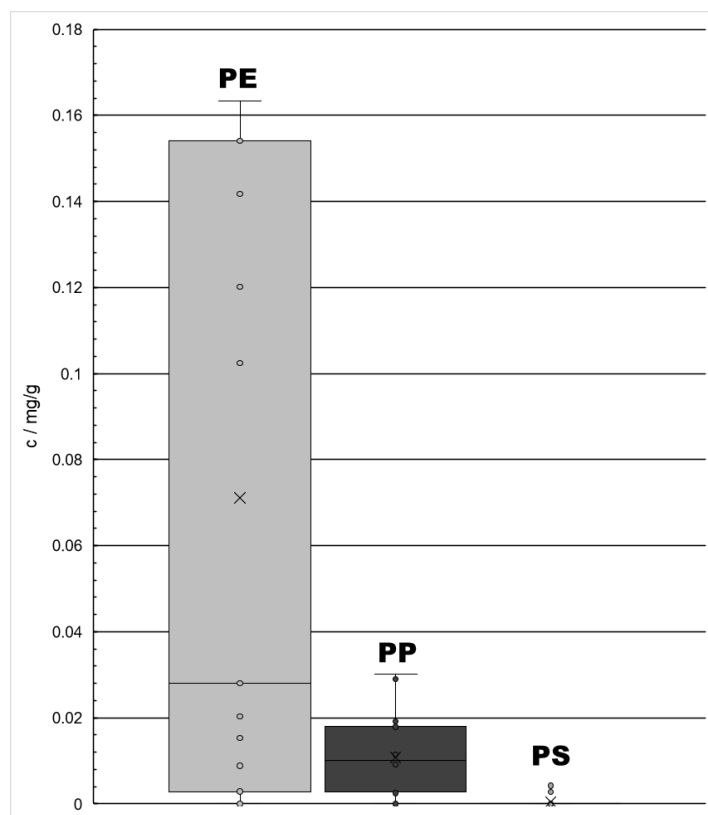
Probe	TOC [g/100g]	„PE“ [mg/g] Ohne MeOH	„PE“ [mg/g] Mit MeOH	Reduktion [%]	„PP“ [mg/g] Ohne MeOH	„PP“ [mg/g] Mit MeOH	Reduktion [%]	„PS“ [mg/g] Ohne MeOH	„PS“ [mg/g] Mit MeOH	Reduktion [%]
1	3.13	0.16	0.01	93	≤ LOQ	≤ LOQ	-	0.11	0.08	30
2	3.11	0.08	0.01	83	≤ LOQ	≤ LOQ	-	0.05	0.01	78
3	2.97	0.10	0.01	88	0.06	≤ LOQ	-	0.03	≤ LOQ	73
4	11.27	0.46	0.13	71	0.024	0.015	35	0.04	0.02	45
5	33.80	3.93	0.49	88	1.36	0.99	27	4.55	3.61	21
6	32.65	3.48	2.40	31	0.57	0.50	13	4.41	1.90	57
7	34.19	4.48	0.41	91	0.34	0.08	78	1.42	0.33	77
plastikfreie Organik	n.a.	0.39	0.20	48	≤ LOQ	≤ LOQ	-	0.03	0.009	73

Trotz der aufwendigen Probenvorbereitung können Überbefunde durch natürliche Matrixbestandteile, die dieselben Pyrolyseprodukte bilden wie die Polymere, nicht ausgeschlossen werden. Dies trifft vor allem auf PE zu, da die als Markerverbindungen genutzten langkettigen Alkadiene nicht sehr spezifisch sind. Die PE-Gehalte in organikreichen Proben sind folglich kritisch zu hinterfragen. Der zusätzliche Methanol-Spülschritt nach der Extraktion wurde beibehalten, da störenden Matrixbestandteile entfernt werden.

### 3.2 Qualitätssicherung

Aufgrund der weiten Verbreitung von Kunststoffen in Kleidung, Labormaterialien und Werkstoff im Apparatebau kann es im Zuge der Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik zu Kontaminationen und damit zu Überbefunden kommen. Zur Vermeidung von Kontaminationen wurden die in 2.2.1 beschriebenen Maßnahmen ergriffen. Um ggfs. dennoch aufgetretene Kontaminationen ausschließen bzw. deren Ausmaß abschätzen zu können, wurden plastikfreie Proben prozessiert und analysiert (s. Abbildung 36). Die höchsten Blindwerte wurden für PE zwischen 0,003 und 0,16 mg/g (Median 0,02 mg/g) gefunden. Für PP mit einem Median von 0,01 mg/g wurden deutlich niedrigere Werte und für PS kaum Werte oberhalb der Nachweisgrenze ermittelt. Aus den Blindwerten wurden die Bestimmungsgrenzen abgeleitet. Als Bestimmungsgrenze wurde die Konzentration gewählt bei der 97,5 % der zu erwartenden Blindwerte geringer ausfallen. Berechnet wurden die entsprechenden Bestimmungsgrenzen aus dem Mittelwert der jeweils gemessenen Blindwerte plus das einseitige 95 % Konfidenzintervall und der zweifachen Standardabweichung. Hieraus ergaben sich für PE 0,24 mg/g, PP 0,03 mg/g und PS 0,003 mg/g als Bestimmungsgrenzen.

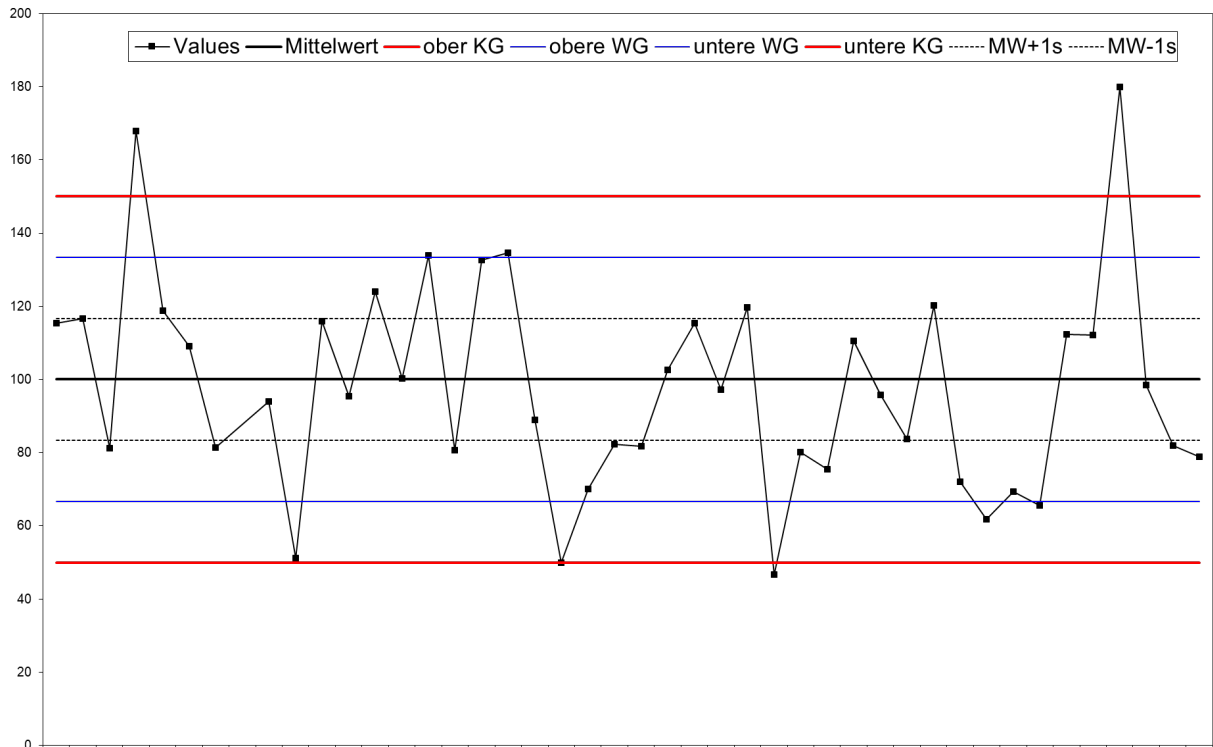
Abbildung 36: Blindwerte der Polymere PE, PP und PS



Quelle: Eigene Abbildung BfG

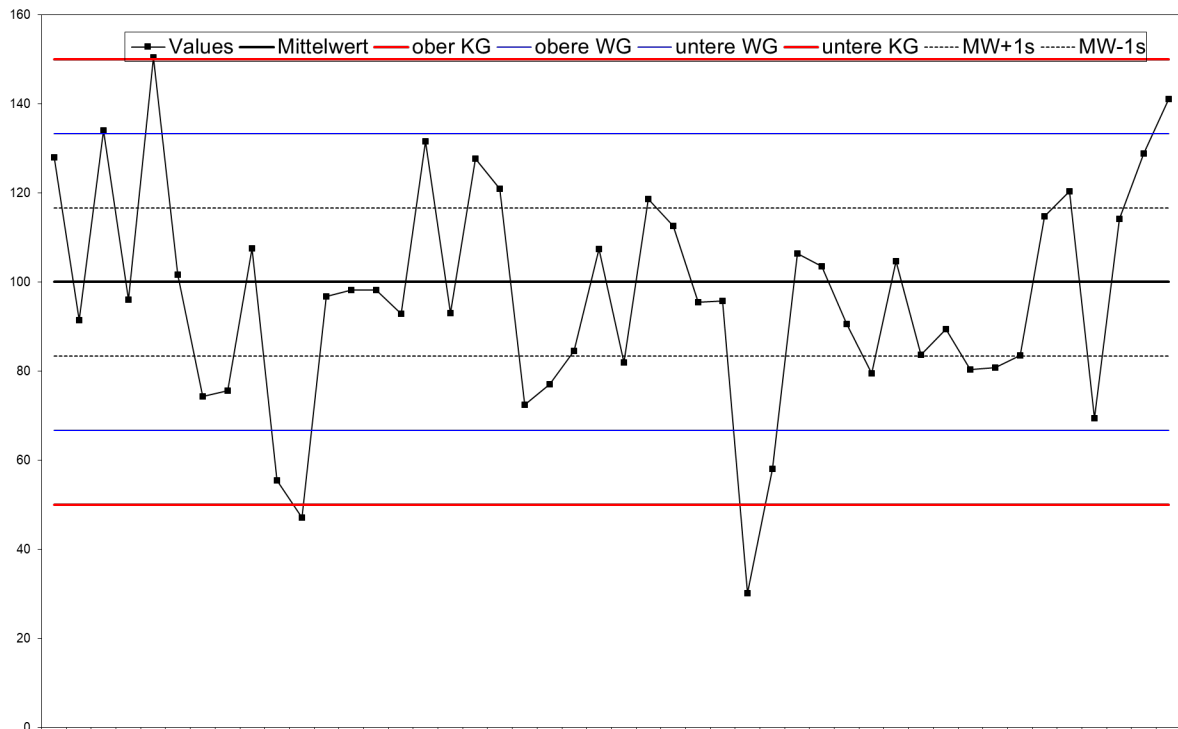
Zur Überprüfung der Richtigkeit der Messungen wurden in allen Messserien Qualitätskontrollstandards mitgemessen. Die erzielten Werte lagen in der Regel im Toleranzbereich von  $\pm 30\%$  (s. Abbildung 37 bis Abbildung 39). Sobald Werte außerhalb des Kontrollbereichs lagen, wurde das System gereinigt und überprüft.

Abbildung 37: Qualitätskontrollkarte für PE



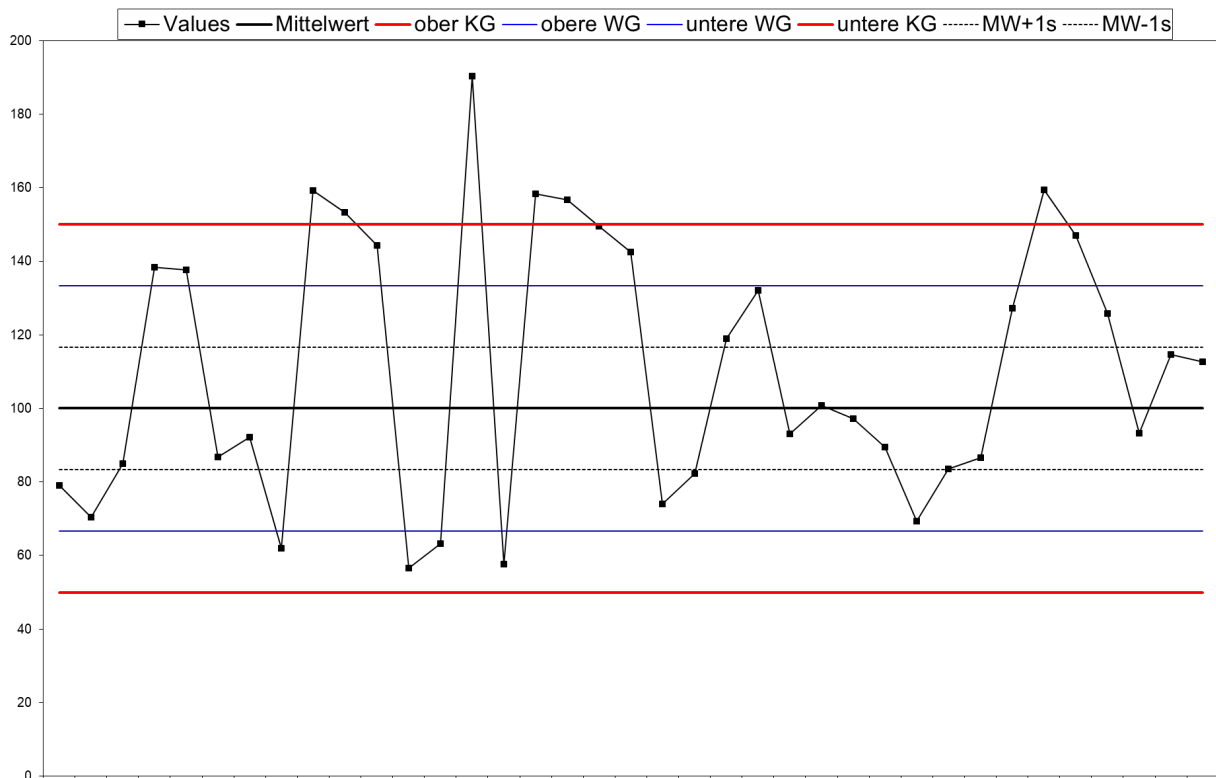
Quelle: Eigene Abbildung BfG

Abbildung 38: Qualitätskontrollkarte für PP



Quelle: Eigene Abbildung BfG

**Abbildung 39: Qualitätskontrollkarte für PS**



Quelle: Eigene Abbildung BfG

### Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)

Zur Charakterisierung der gesammelten Feststoffe wurde der Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) bestimmt. Der Wert gibt einen Hinweis auf den Anteil an organischem Material in den Proben. Der TOC nahm in den Proben mit der Partikelgröße zu. In der Fraktion 10-50  $\mu\text{m}$  lag der TOC im Mittel bei  $4 \pm 1$  g/100g, in der Fraktion 50-100  $\mu\text{m}$  bei  $10 \pm 5$  g/100g und in der Fraktion 100-500  $\mu\text{m}$  bei  $23 \pm 7$  g/100g. Die Streuung innerhalb der Fraktionen zwischen den Standorten und Monaten war mit 25 bis 50 % (rel. Standardabweichung) deutlich geringer.

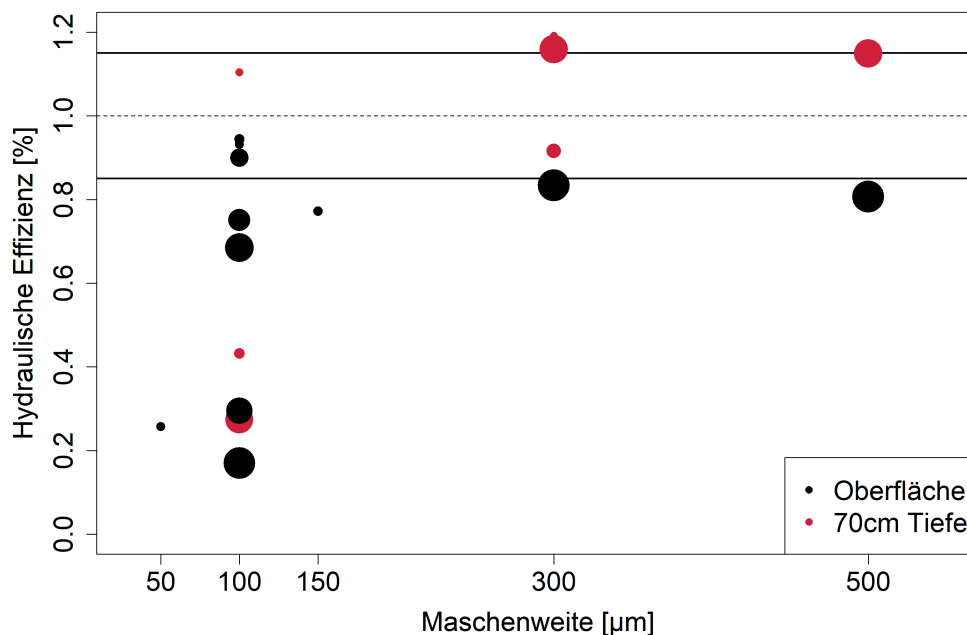
## 4 Verteilung von Mikroplastik im Gerinnequerschnitt des Rheins

Für die Bestimmung von Frachten ist eine repräsentative Beprobung der Wassersäule notwendig. Aus praktischen Gründen, (Einsatzzeiten der WSA Schiffe, Beeinträchtigung des Schiffsverkehrs, Dauer der Probenahme, Erfassung unterschiedlicher Wassertiefen, sowie limitierte Probenzahl zur Analyse im Labor) ist eine Beprobung nur an wenigen ausgewählten Stellen möglich. Um sicherzustellen, dass die an den ausgewählten Probeentnahmestellen gewonnenen Proben repräsentativ für den gesamten Gerinnequerschnitt sind, bzw. zu klären inwieweit Korrekturfaktoren berücksichtigt werden müssen, ist eine genaue Kenntnis der Mikroplastikverteilung in der Wassersäule unabdingbar.

### 4.1 Festlegung der Maschenweite von Filternetzen

Die Beprobung der Mikroplastikverteilung im Gerinnequerschnitt erfolgte über Filternetze in drei Tiefen an drei Lotrechten pro Probenahme. Die Probenahmen erfolgten bei Niedrig-, Mittel- und Hochwasser (vgl. Kapitel 2.1.3.2). Um einen möglichst ungestörten Durchfluss und eine möglichst große Spannweite erfasster Korngrößen zu realisieren, wurden Durchflussexperimente mit unterschiedlichen Maschenweiten bei unterschiedlichen Abflüssen/Schwebstoffkonzentrationen in Koblenz durchgeführt (vgl. Kap. 2.1.2.1.2).

Abbildung 40: Hydraulische Effizienz verschiedener Maschenweiten



Hydraulische Effizienz verschiedener Maschenweiten bei unterschiedlichen Wassertiefen und unterschiedlich hohen Schwebstoffkonzentrationen (dargestellt über die Punktgröße). Die gestrichelte Linie zeigt eine Effizienz von 100 %, die beiden Linien ober- und unterhalb einen tolerierbaren Fehlerbereich von 15 %. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

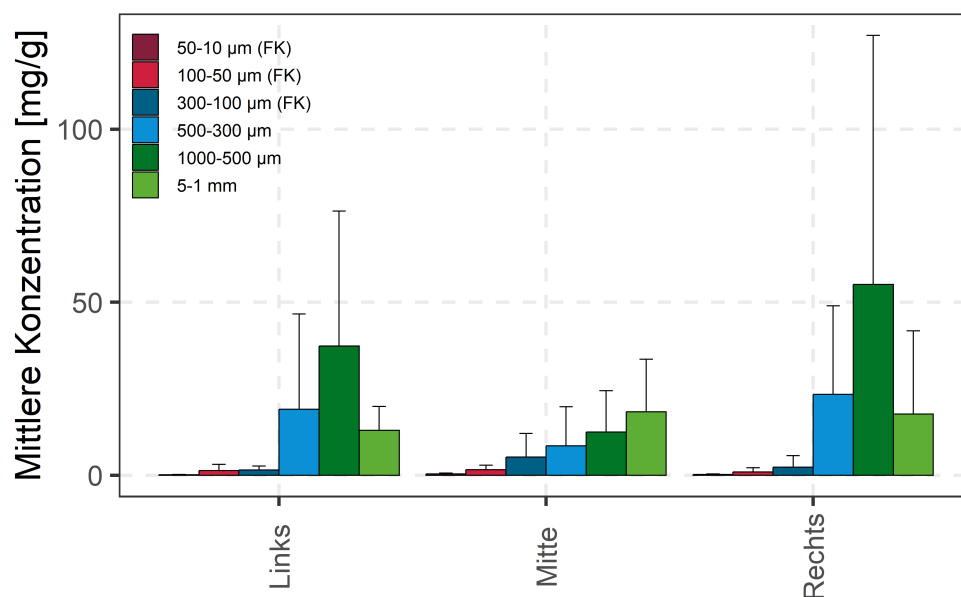
Die durchgeführten Tests zeigten, dass Netze mit einer Maschenweite von  $<300\ \mu\text{m}$  Filtrationseffizienzen  $< 80\%$  aufweisen. Nur bei sehr geringen Schwebstoffkonzentrationen liegen die Filtrationseffizienzen über  $80\%$ . Erst ab  $300\ \mu\text{m}$  liegen die hydraulischen Effizienzen bei allen Abfluss- und Schwebstoffbedingungen über  $80\%$  (Abbildung 40). Netze mit Maschenweiten von  $300$  und  $500\ \mu\text{m}$  zeigten ähnliche Effizienzen in einem noch tolerierbaren Unsicherheitsbereich von  $85$  bzw.  $115\%$  Filtrationseffizienz (vgl. [114]), bei hohen und geringen Schwebstoffkonzentrationen. Für die nachfolgenden Probenahmen wurden somit  $300\ \mu\text{m}$  Netze eingesetzt, da diese die kleinste Maschenweite mit hoher hydraulischer Effizienz kombinieren.

Ein Messflügel für die Erfassung des Probenvolumens wurde bei jeder Probenahme verwendet, um den Bezug zwischen Masse (Sediment bzw. Mikroplastik) und Wasservolumen herstellen zu können. Probenvolumina der Messkampagnen betragen zwischen  $14\ \text{m}^3$  (min.) und  $285\ \text{m}^3$  (max.), im Mittel  $160\ \text{m}^3$ , bei einer Probenahmedauer von  $51$  bis  $65$  min (im Mittel  $60$  min).

## 4.2 Verteilung im Gerinnequerschnitt

Nachfolgend werden zunächst die lateralen und abflussabhängigen Unterschiede der Mikroplastikkonzentration über alle Polymere gesamt (Abbildung 41 und 43) und polymeraufgeschlüsselt (Abbildung 42 und 44) analysiert. Anschließend erfolgt eine Betrachtung der unterschiedlichen Abflusszenarien und der vertikalen Verteilung einzelner Polymere (Abbildung 47 und 48). Sofern nachfolgend Seitenangaben erfolgen, implizieren diese immer den Blick in Fließrichtung des Rheins.

Abbildung 41: Laterale Verteilung der mittleren Mikroplastikkonzentration bezogen auf den Schwebstoff

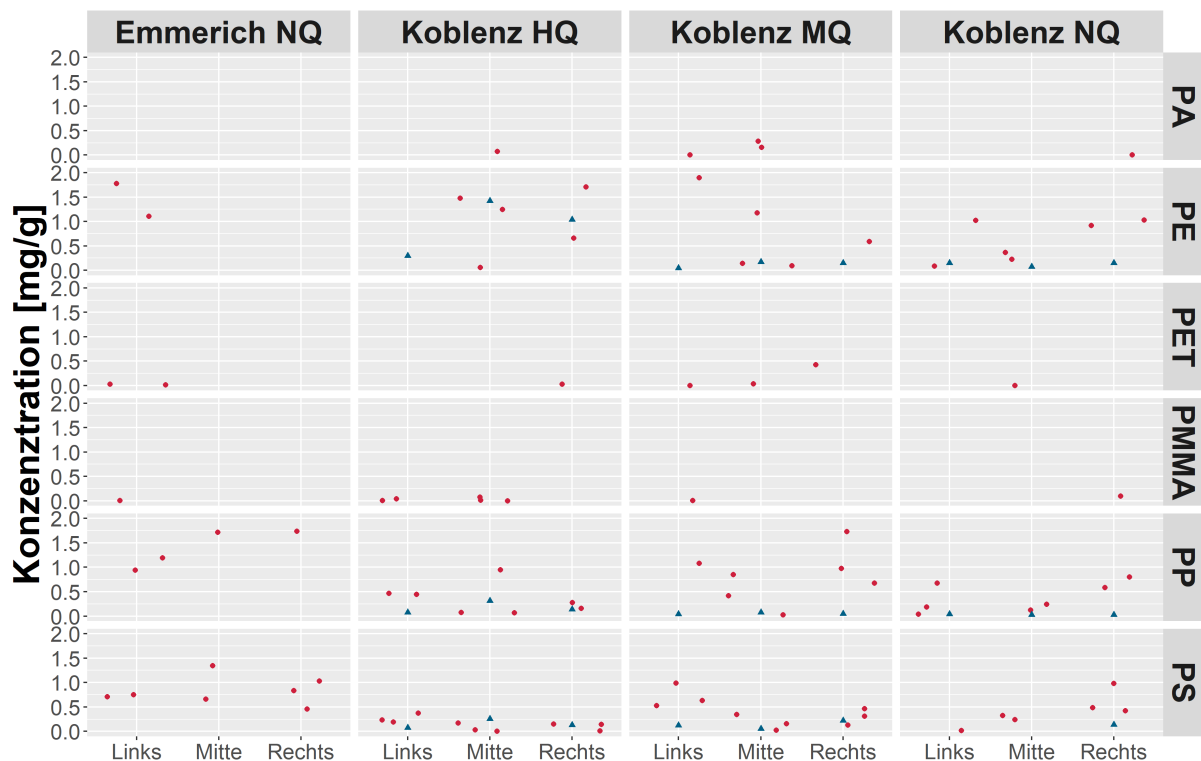


Die drei kleinsten Fraktionen stammen aus den Proben der Filterkaskade (nur eine Wassertiefe, „FK“), die weiteren Fraktionen stammen aus den Netzproben. Für eine bessere Vergleichbarkeit wurden hier jeweils nur die oberflächennahen Proben der Netze verwendet. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Abbildung 41 zeigt die laterale Verteilung der mittleren Mikroplastikkonzentration der Netzproben und der Proben aus der Filterkaskade bezogen auf den Schwebstoff. Es zeigte sich, dass die Polymerkonzentrationen in den Netzproben deutlich höher waren, als die Gehalte in den kleineren Fraktionen der Filterkaskade. Im linken und rechten Profil war insbesondere im Größenbereich 1000-500  $\mu\text{m}$  der Anteil des Mikroplastiks im Schwebstoff deutlich höher. Im mittleren Profil ist eine kontinuierliche Zunahme der Mikroplastikkonzentration mit der Korngröße (unabhängig der verwendeten Probennahmemethode) zu beobachten (Abbildung 41).

Beim lateralen Vergleich lässt sich kein stark ausgeprägtes Muster erkennen. Tendenziell lagen bei den kleineren Partikeln in der Flussmitte höhere Konzentrationen vor, wohingegen bei den größeren Partikeln tendenziell auf der rechten Flussseite etwas höhere Konzentrationen vorlagen. Generell ist die Streuung der Konzentrationen der größeren Fraktionen deutlich größer, als die der kleineren Fraktionen. Dies lässt sich insbesondere dadurch begründen, dass einzelne, größere Funde hier die Verteilung stark beeinflussen. Diese kommen tendenziell seltener vor, nehmen aber häufig einen vergleichsweise großen Massenanteil des Gesamtschwebstoffs der Probe ein. In den kleineren Fraktionen ist die Streuung hingegen geringer, womit die gemessenen Plastikkonzentrationen der kleineren Fraktionen ein konstanteres Signal liefern.

**Abbildung 42: Laterale Verteilung der Mikroplastikkonzentration über die einzelnen Messkampagnen.**

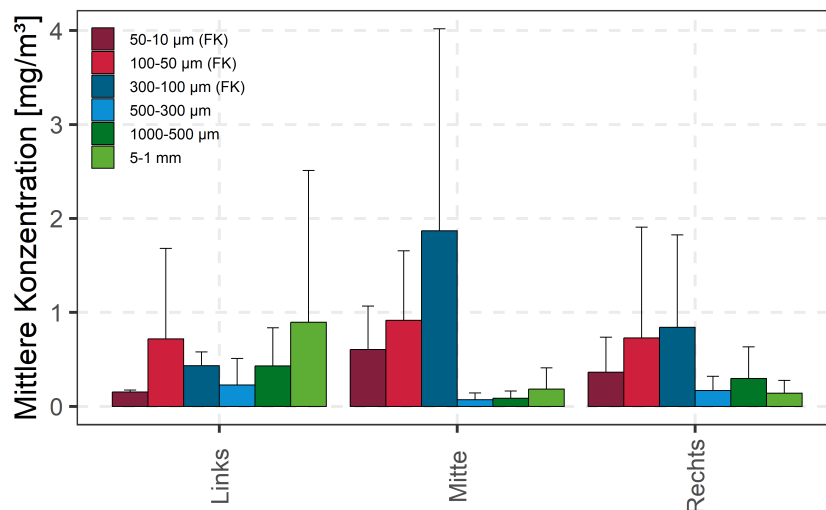


Dargestellt ist die Gesamtkonzentration über alle Fraktionen bezogen auf den Schwebstoff [mg/g], nach Polymeren aufgeschlüsselt. Zu beachten sind hier die methodischen Unterschiede: Es liegen sowohl Werte der Pyrolyse (10-1000 $\mu\text{m}$ ) als auch der FTIR Bestimmung vor (>25-500  $\mu\text{m}$ ), außerdem Proben aus der Filterkaskade und aus den Netzen. Für eine getrennte Betrachtung sind Filterkaskadenproben in blau abgedruckt (Dreiecke), Netzproben sind in rot gehalten. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Die in Abbildung 42 dargestellte Aufschlüsselung der Konzentrationen nach Polymer und Standort spiegelt das in Abbildung 41 aufgezeigte Bild polymerscharf wider. Hier zeigt sich, dass PE die höchsten Konzentrationen aufweist. Auch einzelne höhere Konzentrationen von PP (z. B. Koblenz MQ, Rechts) und PS (z. B. Emmerich NQ, Mitte) sind nachweisbar. Hohe Konzentrationen sind, wie auch in Abbildung 41 schon aufgezeigt, in der Regel in Netzbeprobungen zu finden. Dies ist, wie bereits beschrieben, vor allem durch größere Einzelfunde begründet.

Abbildung 43 zeigt die laterale Verteilung der mittleren Korngrößenfraktionierten Mikroplastikkonzentration bezogen auf das Wasservolumen [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]. Hier kehrt sich das in Abbildung 41 gezeigte Muster um: Bezogen auf das Wasservolumen waren die Konzentrationen der kleineren Fraktionen (FK) tendenziell höher als der größeren Fraktionen. Hier fällt insbesondere die sehr hohe Konzentration der Fraktion 300-100  $\mu\text{m}$  in der Flussmitte auf. Dies ist u. a. auch damit zu erklären, dass in den großen Fraktionen mit den Netzen i. d. R. deutlich größere Wasservolumina beprobt wurden als mit der Filterkaskade. Zwar sind in den Netzen die Konzentrationen im Schwebstoff höher, aber in Bezug auf das Wasservolumen geringer, da tendenziell in den größeren Fraktionen auch geringere Schwebstoffkonzentrationen im Wasser vorzufinden sind, wodurch sich das Verhältnis relativiert. Hierbei ist zu beachten, dass die Erfassung des Wasservolumens potentiell fehlerbehaftet war: Gerade die an der Oberfläche befindlichen Netze waren Sog und Schwall des Schiffsverkehrs während der Probenahme ausgesetzt und ließen sich nur schwer so justieren, dass sie permanent vollständig durchströmt wurden. Bei den Proben der Filterkaskade war hingegen das Probenvolumen vergleichsweise klein, sodass auch hier von potenziell größeren Unsicherheiten ausgegangen werden muss. Bezogen auf die laterale Position der Beprobung ist hier kein klares Muster erkennbar.

**Abbildung 43: Laterale Verteilung der mittleren Mikroplastikkonzentration bezogen auf das Wasservolumen.**

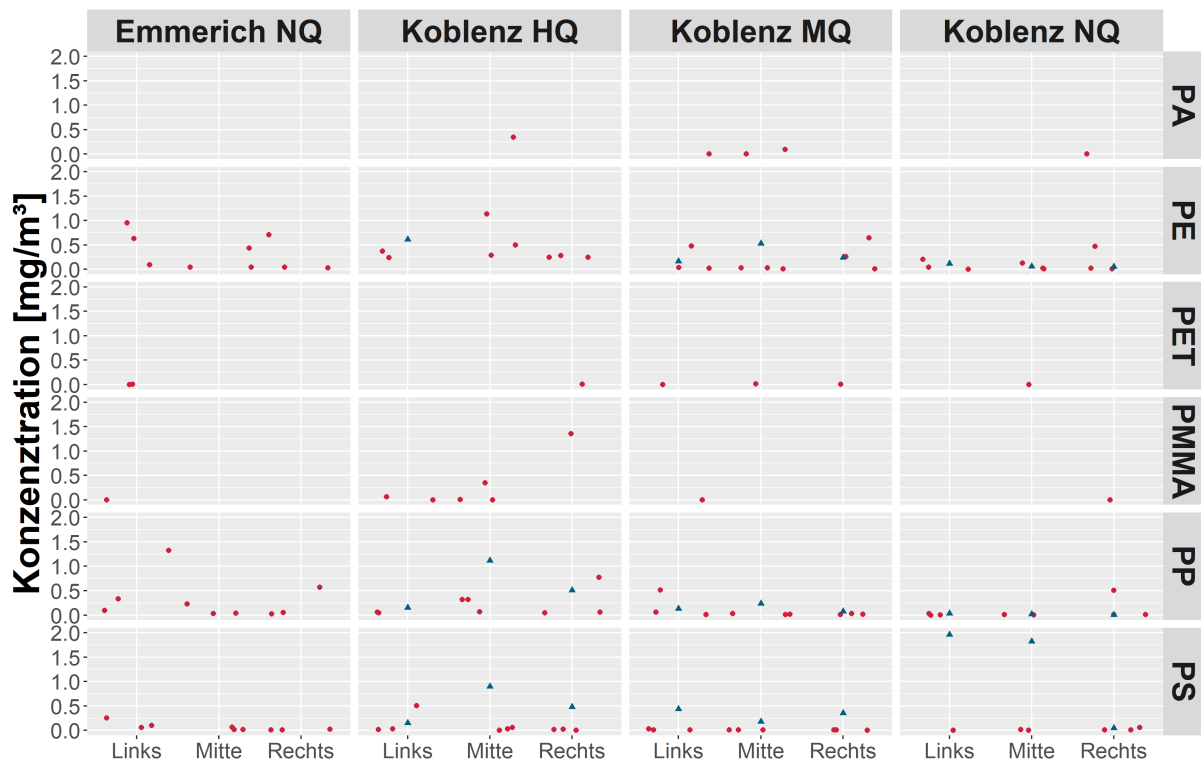


Gleiche Daten wie in Abbildung 41. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Die in Abbildung 44 dargestellte Aufschlüsselung der Konzentrationen nach Polymer und Standort spiegelt das in Abbildung 43 aufgezeigte Bild polymerscharf wider. Hier zeigt sich, dass bei Netzproben hohe Konzentrationen im Wasser insbesondere durch PE und PP verursacht

werden. Einzelne, höhere Konzentrationen (Koblenz-HQ, rechts, PMMA) ergeben sich durch vereinzelte größere Plastikfunde und belegen die Notwendigkeit großer Probenvolumina zur repräsentativen Erfassung der großen MP-Partikel.

**Abbildung 44: Laterale Verteilung der Mikroplastikkonzentration über die einzelnen Messkampagnen bezogen auf das Wasservolumen [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ], nach Polymeren aufgeschlüsselt.**



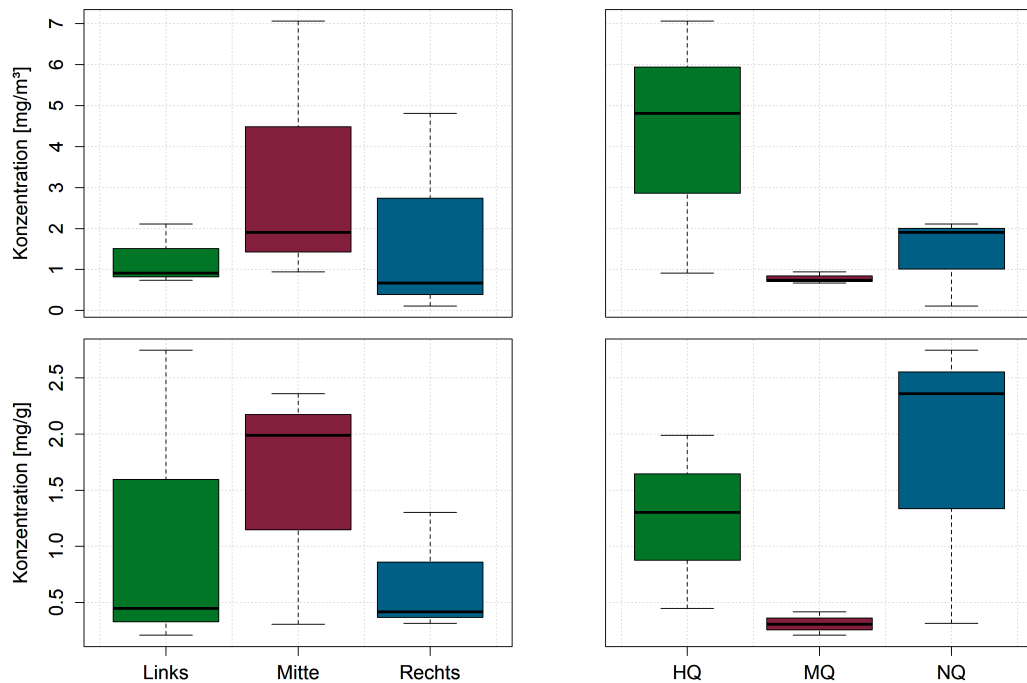
Zu beachten sind hier die methodischen Unterschiede: Es liegen sowohl Werte der Pyrolyse ( $10\text{-}1000\mu\text{m}$ ) als auch der FTIR Bestimmung vor ( $> 500\mu\text{m}$ ), außerdem Proben aus der Filterkaskade und aus den Netzen. Für eine getrennte Betrachtung sind Filterkaskadenproben in blau abgedruckt (Dreiecke), Netzproben sind rot gehalten. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Abbildung 45 zeigt die Verteilung der Gesamtkonzentration der Proben der Filterkaskade ( $300\text{-}10\mu\text{m}$ ) über alle Polymere und Fraktionen, jeweils auf Schwebstoff und Wasservolumen bezogen. Links ist der Bezug zur jeweiligen Position im Fluss und rechts eine Differenzierung nach Abflusssituation (Hochwasser, Mittelwasser, Niedrigwasser) dargestellt. Die schon in Abbildung 41 und 43 fraktionsscharf erkennbaren Ergebnisse spiegeln sich auch hier bei der Zusammenfassung der Fraktionen wider: Tendenziell lagen in der Flussmitte höhere Mikroplastikkonzentrationen in diesen Fraktionen vor als in den Seitenbereichen. Damit einhergehend zeigt sich jedoch auch eine deutlich größere Schwankung der Konzentrationen in der Flussmitte, geprägt durch vor allem einzelne sehr hohe Werte.

Bezogen auf den Abfluss zeigt sich kein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Median der Mikroplastikkonzentrationen und dem Abfluss (Abbildung 45 rechts). Die geringsten Konzentrationen, bei gleichzeitig geringster Variabilität im Querschnitt, wurden bei der Messkampagne bei mittlerem Abfluss beobachtet. Bezogen auf das Wasservolumen wurden

maximale Konzentrationen bei der Hochwasserkampagne verzeichnet. Bezogen auf die Schwebstoffe waren die Konzentrationen bei Niedrigwasser am höchsten (Abbildung 45). Dieser Unterschied lässt sich in erster Linie auf die hohen Schwebstoffkonzentrationen bei Hochwasser zurückführen, der zu einer Reduktion der Konzentrationen bezogen auf die Schwebstoffe bei hohen Abflüssen führt.

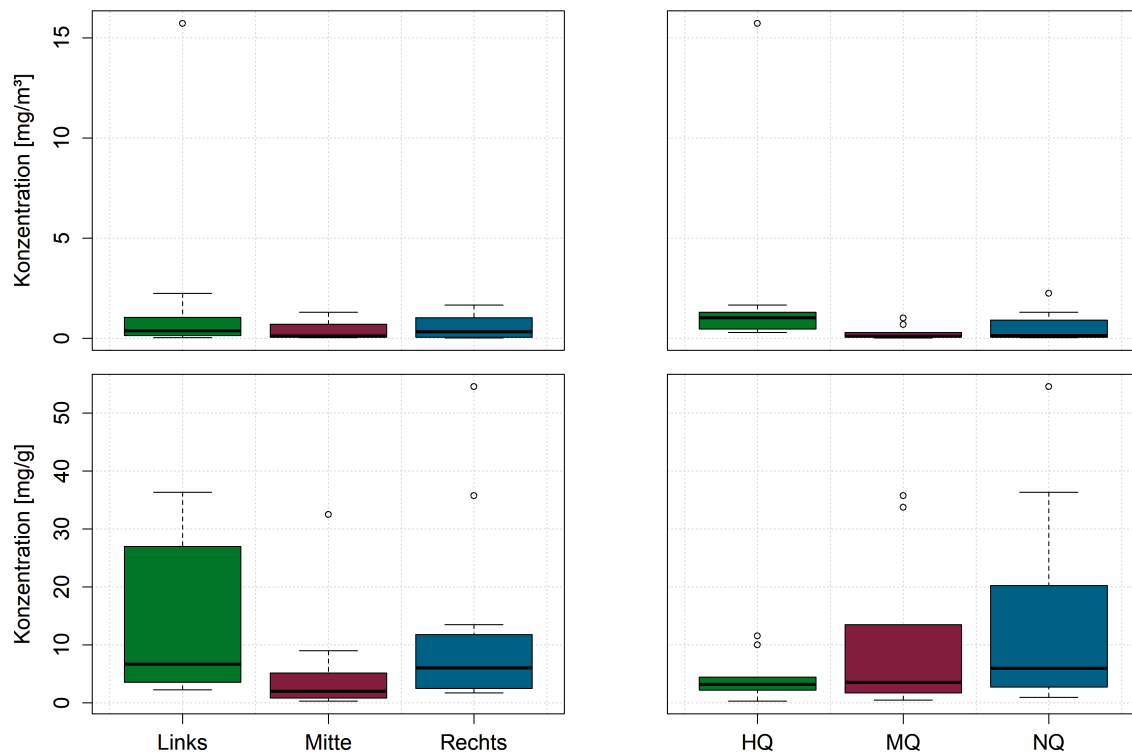
**Abbildung 45: Laterale Variabilität der MP-Konzentration und Abhängigkeit vom Abfluss (Filterkaskade)**



Die Konzentrationen [mg/m<sup>3</sup> und mg/g] der Gesamtpolymere der Filterkaskade (300-10 µm) aufgeschlüsselt als Boxplots der lateralen Position (Links/Mitte/Rechts) und des Abfluss szenarios (HQ/MQ/NQ, vgl. Tab. 1). Die Unterschiede sind statistisch nicht signifikant (Kruskal-Wallis Test), da die p-Werte > 0,05 sind. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Abbildung 46 zeigt die gleiche Darstellung der gesamten Plastikkonzentration wie Abbildung 45. Im Gegensatz zur Abbildung 45 werden hier die Plastikkonzentration aus den Filternetzen in Form der Summe der Fraktionen >300µm dargestellt. Hier fällt auf, dass die Verteilungen i. d. R. stärker durch einzelne, sehr hohe Werte verzerrt werden. Generell liegt der Median in vergleichbaren Größenordnungen, es sind hier weder laterale noch abflussabhängige Muster zu erkennen. Es zeigt sich, dass vereinzelte, außerordentlich hohe Messwerte sowohl auf allen Seiten als auch bei allen Abfluss szenarios vorkommen können.

**Abbildung 46: Laterale Variabilität der MP-Konzentration und Abhängigkeit vom Abfluss (Filternetze)**

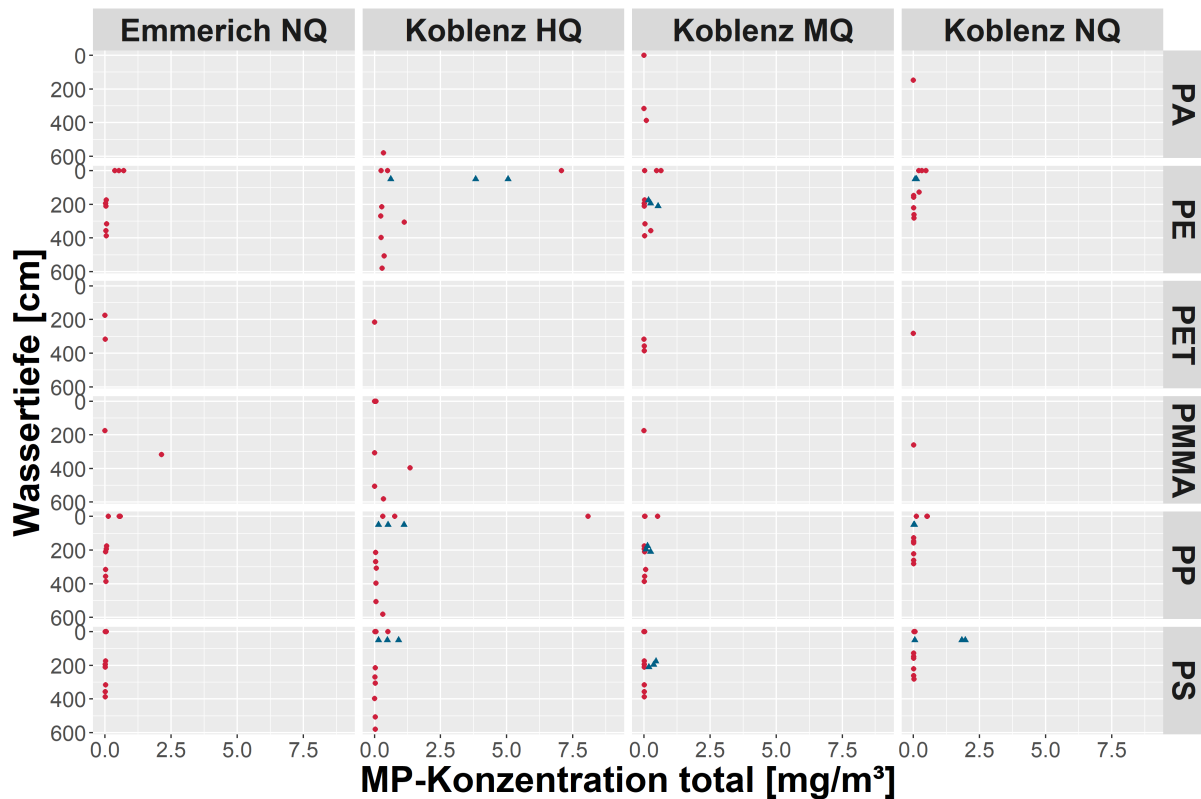


Gleiche Darstellung wie in Abbildung 45. Im Gegensatz zu Abbildung 45 sind hier die MP-Konzentrationen aus den Filternetzen dargestellt. Die Unterschiede der Konzentration in  $\text{mg}/\text{m}^3$  zwischen den Abflusszenarien und die der Konzentration in  $\text{mg}/\text{g}$  zwischen der lateralen Position sind statistisch signifikant (Kruskal-Wallis Test), da die p-Werte  $< 0,05$  sind. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Aufgrund der geringen Anzahl an Messkampagnen sind die beobachteten Verhältnisse in Abhängigkeit des Abflusses in Abbildung 45 und 46 nicht als repräsentativ zu betrachten. Sie geben aber einen Aufschluss über die zeitliche Variabilität der Beobachtungen der Querschnittskampagnen. Bezüglich der zeitlichen Variabilität wird auf das Kapitel 5 zum Monitoring verwiesen.

Abbildung 47 und 48 zeigen die Tiefenverteilung der einzelnen Polymere der 4 Messkampagnen, bezogen auf Wasservolumen und Schwebstoff. In Abbildung 47 ist zu erkennen, dass Mikroplastik entlang des gesamten Tiefenspektrums erfasst wurde. Für die Polymere mit geringer Dichte (PE, PP, PS) wurden tendenziell die höchsten Konzentrationen an der Oberfläche nachgewiesen. Für PA und PMMA liegen nur wenige Funde aus Netzen vor, jedoch zeigten sich hier auch durchaus höhere Konzentrationen in der Mitte der Wassersäule. Bezüglich des Abflusses lässt sich ein leichter Trend zu stärkerer Durchmischung bei steigendem Abfluss erkennen. Generell kommen die drei Polymere PE, PP und PS in den Proben der Messkampagnen am häufigsten vor.

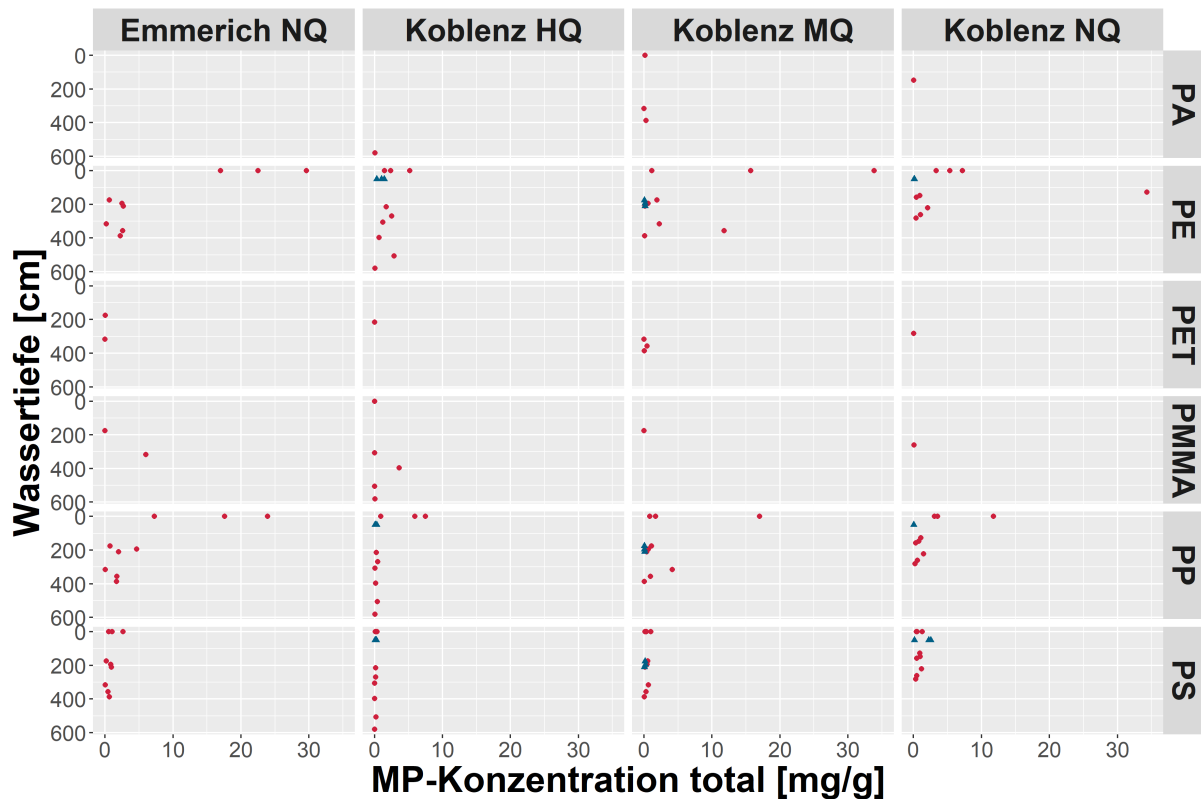
Abbildung 47: Vertikale Verteilung der Mikroplastikkonzentration der 4 Messkampagnen.



Dargestellt ist die Gesamtkonzentration über alle Fraktionen bezogen auf das Wasservolumen [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ], nach Polymeren aufgeschlüsselt. Zu beachten sind hier die methodischen Unterschiede: Es liegen sowohl Werte der Pyrolyse ( $10\text{-}1000\mu\text{m}$ ) als auch der FTIR Bestimmung vor ( $>25\text{-}1\text{mm}$ ) vor, außerdem Proben aus der Filterkaskade und aus den Netzen. Für eine getrennte Betrachtung sind Netzproben in Rot abgedruckt, Filterkaskaden-Ergebnisse sind blau gehalten (Dreiecke). Die Wassertiefe ist in cm unter der Wasseroberfläche (=0) angegeben. Plastikkonzentrationen von 0 (kein Fund) wurden der Übersichtlichkeit halber in die Abbildung nicht mit aufgenommen. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

In Abbildung 48 ist zu erkennen, dass die Tiefenvariation der Polymerkonzentrationen bezogen auf den Schwebstoff größer war als beim Bezug auf das Wasservolumen. Entlang der Wassertiefe gab es weniger ausgeprägte vertikale Gradienten, als in Abbildung 47. Die Mikroplastikkonzentration im Schwebstoff schwankt, unabhängig von der Wassertiefe, in einem ähnlichen Größenordnungsbereich von meist ca.  $0\text{-}5\text{ mg/g}$ , mit vereinzelt Ausnahmen von deutlich erhöhten Konzentrationen (maximal  $34,3\text{ mg/g}$ ) bei der Zusammenfassung aller Fraktionen. Eine potenzielle Beeinflussung der oberflächennahen Proben der Netze (vgl. S. 76) kann nicht ausgeschlossen werden. Bei Betrachtung der partikulären Konzentration ist zu bedenken, dass auch die Schwebstoffkonzentration selbst in der Wassersäule Gradienten aufweist, sodass sich für die tatsächlich transportierten Massen ein anderes Bild einstellen würde (vgl. auch Abbildung 55).

Abbildung 48: Vertikale Verteilung der Mikroplastikkonzentration der 4 Messkampagnen.



Dargestellt ist die Gesamtkonzentration über alle Fraktionen bezogen auf den Schwebstoff [mg/g], nach Polymeren aufgeschlüsselt. Zu beachten sind hier die methodischen Unterschiede: Es liegen sowohl Werte der Pyrolyse (10-1000  $\mu\text{m}$ ) als auch der FTIR Bestimmung vor (>500  $\mu\text{m}$ ) vor, außerdem Proben aus der Filterkaskade und aus den Netzen. Für eine getrennte Betrachtung sind Netzproben in Rot abgedruckt, Filterkaskaden-Ergebnisse sind blau gehalten (Dreiecke). Die Wassertiefe ist in cm unter der Wasseroberfläche (=0) angegeben. Plastikkonzentrationen von 0 (kein Fund) wurden der Übersichtlichkeit halber in die Abbildung nicht mit aufgenommen. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

### Schlussfolgerungen

Anhand der durchgeführten Messkampagnen lassen sich folgende Punkte festhalten:

- ▶ Systematische laterale Unterschiede der Mikroplastikkonzentration sind an den beiden Probenahmestellen Koblenz und Emmerich nicht festzustellen.
- ▶ Generell sind die Mikroplastikkonzentrationen bezogen auf den Schwebstoff in den größeren Fraktionen höher, wohingegen Konzentrationen bezogen auf Wasser eher in den kleineren Fraktionen höher sind. Dies lässt sich u. a. mit der Korngrößenverteilung des Schwebstoffs erklären, da hier i. d. R. nur sehr geringe Anteile auf größere Fraktionen fallen (vgl. Abbildung 54).
- ▶ Generell wurden in der Flussmitte bei kleinen Partikeln leicht erhöhte Mikroplastikkonzentrationen (sowohl partikuläre als auch auf Wasser bezogene) beobachtet, als links und rechts. Der Unterschied ist jedoch nicht statistisch signifikant. Bei größeren Partikeln ist dies nicht zu beobachten.

- ▶ Betrachtet man den Abfluss, so scheinen größere Partikel verstärkt bei höheren Abflüssen transportiert zu werden, wohingegen bei kleinen Partikeln kein einheitliches Bild zu erkennen ist und die Streuung größer ist. Hier liegen auch bei Niedrigwasser hohe Konzentrationen sowohl bezogen auf den Schwebstoff als auch auf das Wasservolumen vor.
- ▶ Bei der vertikalen Betrachtung zeigt sich, dass Mikroplastik über alle Wassertiefen transportiert wird. Gehalte sind an der Oberfläche zwar tendenziell höher, die Annahme, dass Mikroplastiktransport ausschließlich an der Wasseroberfläche stattfindet, würde jedoch zu kurz greifen.

Insgesamt lässt sich somit zusammenfassen, dass weniger die laterale Position der Probenahme entscheidend erscheint, sondern eher eine vertikale und abflussbezogene Probenahme Auskunft über den Mikroplastiktransport gibt.

### 4.3 Vorkommen im Sediment

Sedimente und Uferbereiche gelten als Senken bzw. Reservoir für Mikroplastik in Flüssen. Für eine erste Abschätzung der Belastung von Rheinsedimenten wurden Stichproben in Uferbereichen und Ablagerungsstellen für Feinsedimente im Rhein und einem Zufluss, der Lahn, genommen. Die Proben wurden < 1 mm gesiebt, mittels Dichteseparation aufgearbeitet und per TED-GC/MS auf die Polymere PE, PP, PS und SBR analysiert [58]. Die ermittelten Konzentrationen lagen für die Gesamtmenge über alle Polymere bei 1,2 bis 337 µg/g in der Sedimentfraktion <1 mm, wobei PE in den meisten Proben mehr als 80 % ausmachte. Die gefundenen Konzentrationen liegen in derselben Größenordnung, die in Schwebstoffen und in anderen Studien in Sedimenten aus dem Rhein und der Elbe gefunden wurden [8, 15]. Eine detaillierte Auswertung der Ergebnisse befindet sich im Bericht der BAM im Kapitel 3.2 „Vorkommen im Sediment (TED-GC/MS)“.

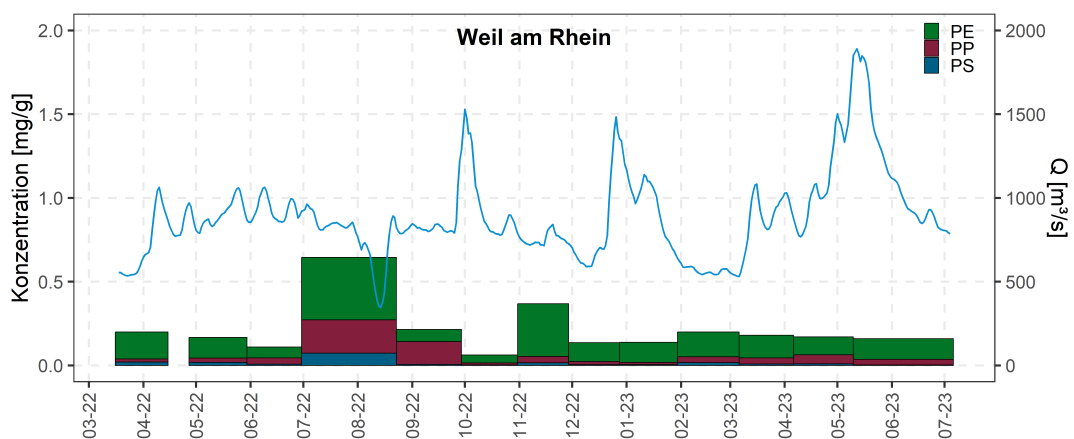
## 5 Mikroplastik-Monitoring im Rhein

Nachfolgend werden zunächst die Zeitverläufe der MP-Konzentrationen der 3 Standorte des Monitorings dargestellt (Abbildung 49-51). Anschließend wird auf methodische Aspekte der Probenahme eingegangen (Abbildung 52-55), bevor die (Jahres-)Frachten dargestellt werden (Abbildung 56-58).

### 5.1 Mikroplastikkonzentrationen im Rhein

Abbildung 49 zeigt die Konzentrationen der drei synthetischen Polymere (PE, PP, PS) für den Standort Weil am Rhein im zeitlichen Verlauf. Es ist zu erkennen, dass die Konzentration über den gesamten Zeitverlauf relativ konstant blieb, obwohl der Abfluss an drei Zeitpunkten mit  $\geq 1500 \text{ m}^3/\text{s}$  deutlich erhöht war. Lediglich ein höherer Messwert (Juli-August 2022) liegt vor, bei dem die Konzentration  $0,5 \text{ mg/g}$  überschritten hat. Zu erkennen ist weiterhin, dass das Polymer PE in allen Proben den größten Anteil ausmachte.

**Abbildung 50: Zeitreihe der Mikroplastikkonzentration in Weil am Rhein.**



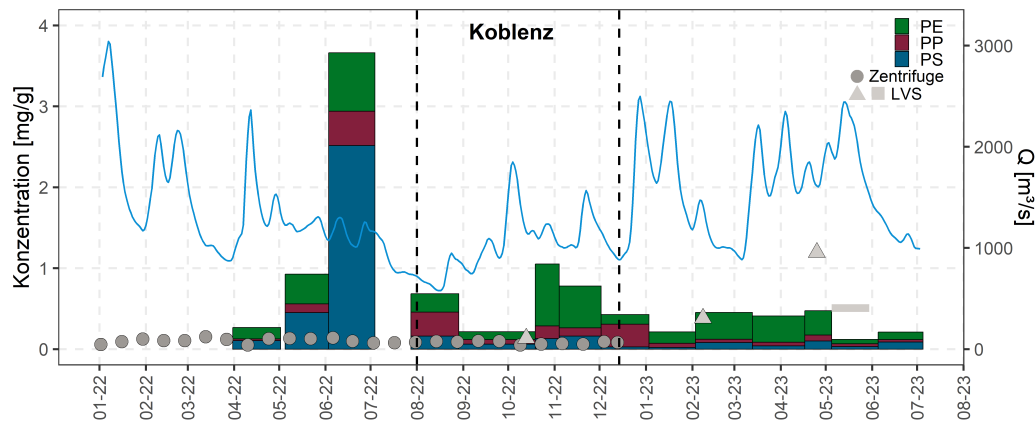
Im Rahmen des Monitorings erfasste Mikroplastikkonzentrationen der 3 Polymere PE, PP und PS im Schwebstoff [mg/g] in Weil am Rhein. Die Breite der Balken spiegelt den Betrachtungszeitraum wider (jeder Balken entspricht also dem Wechsel des Sedimentationskastens). Sind Lücken vorhanden, so liegen für diesen Zeitraum keine Daten vor. Die blaue Linie stellt den Abfluss in  $\text{m}^3/\text{s}$  über den zeitlichen Verlauf dar. Die Konzentrationen sind bereits von den einzelnen Größenfraktionen auf Gesamtkonzentrationen umgerechnet (mittels gewichtetem arithmetischem Mittelwert, wobei die Gewichtung über die Schwebstoffmasse der jeweiligen Fraktion erfolgt). Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Abbildung 51 verdeutlicht, dass PE auch am Standort Koblenz in den meisten Proben den größten Anteil ausmachte. Hier fällt auf, dass die Konzentrationen im zeitlichen Verlauf stärker schwankten, als dies in Weil am Rhein der Fall war. Insbesondere springt eine sehr hohe PS-Konzentration im Juni 2022 ins Auge. Ob es sich hierbei um einen Ausreißer (Messfehler) handelt, oder um eine tatsächlich erhöhte PS-Konzentration kann auf Grund des geringen Datenumfanges nicht geklärt werden. Abgesehen von diesem einen, sehr hohen Wert liegen die gemessenen Konzentrationen jedoch ebenfalls größtenteils in einem Bereich von  $\leq 1 \text{ mg/g}$ , auch

hier blieb der MP-Anteil im gesammelten Schwebstoff trotz Änderungen im Abfluss weitestgehend konstant. PE nimmt bei den meisten Proben den größten Anteil ein. Die diskret erfassten Konzentrationen der Durchflusszentrifuge zeigen hier ebenfalls ein sehr einheitliches Bild mit geringen zeitlichen Schwankungen. Die ermittelten Konzentrationen sind durchweg kleiner als die Konzentrationen, die mit den Sedimentationskästen ermittelt wurden.

Mit dem Large Volume Sampler (LVS) sind drei diskrete Proben (graue Dreiecke in Abbildung 50) und eine zeitintegrale Probe (grauer horizontaler Balken) genommen worden. Die Konzentrationen aus dem LVS sind weitgehend mit den Sedimentationskästen vergleichbar. Eine Ausnahme bildet der diskrete Messwert im Mai 2023. Dieser liegt, ebenso wie die zeitintegrale Probe des LVS, deutlich über den Werten des Sedimentationskastens im gleichen Zeitraum.

**Abbildung 51: Zeitreihe der Mikroplastikkonzentration in Koblenz**



Zusätzlich sind hier Konzentrationen der Zentrifuge (Kreise) und des LVS (diskret: Dreiecke, integral: dunkelgrauer Balken Mai 2023) aufgetragen. Diese sind bereits als Gesamtkonzentration der drei Polymere zusammengefasst. Die gestrichelten Linien geben den Zeitraum eines Methodenvergleichs der Frachtberechnung an (vgl. Kapitel 5.4).

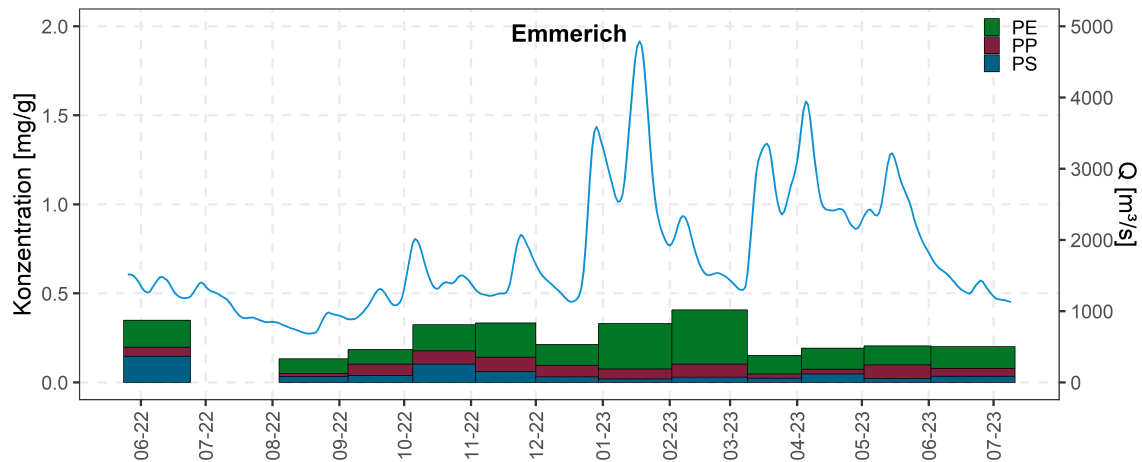
Quelle: eigene Darstellung, BfG.

In Abbildung 52 ist der entsprechende Verlauf für den Standort Emmerich zu sehen. Auch hier ist über den Zeitraum keine große Variabilität erkennbar trotz eines deutlich ausgeprägten Hochwasserereignisses im Januar 2023 mit einem Abfluss > 4000 m<sup>3</sup>/s. Die Konzentrationen lagen hier konstant unter 0,5 mg/g und PE nahm jeweils den größten Anteil ein. Es ist zu erkennen, dass die Konzentrationen nach dem Hochwasserereignis ab März 2023 etwas geringer ausfielen als vor dem Ereignis.

Betrachten wir die Anteile der Polymere der Standorte im Detail (Abbildung 53), bestätigt sich das Bild, welches in Abbildungen 49-51 bereits erkennbar war: PE machte an allen drei Standorten mit Abstand den größten Anteil aus (ca. 50-74%), gefolgt von PP und PS. Nur in Koblenz waren die PS-Werte leicht höher als die PP-Werte.

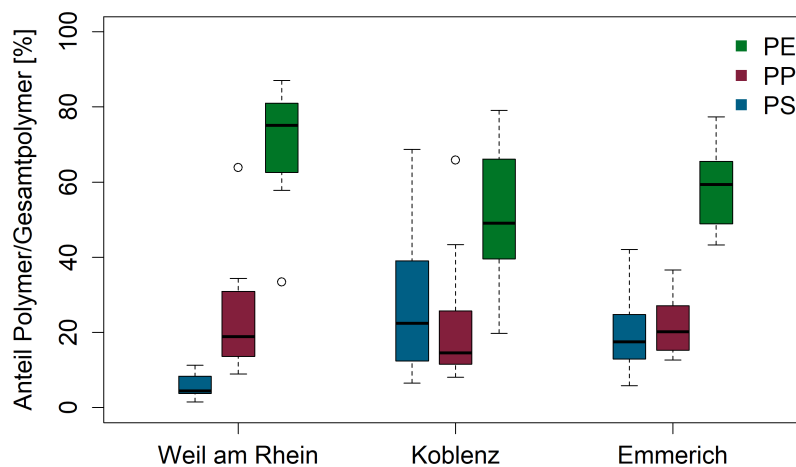
Es zeigt sich demnach, dass die Konzentrationen der Polymere im Schwebstoff im Flussverlauf zunehmen, über den Zeitraum gesehen jedoch wenig schwanken. Ein Zusammenhang mit dem Abfluss ist nicht erkennbar. Eine Ausnahme bildet Koblenz, wo es einen außergewöhnlich hohen PS-Wert und generell höhere Schwankungen als an den anderen Standorten gab.

**Abbildung 52: Zeitreihe der Mikroplastikkonzentration in Emmerich**



Quelle: eigene Darstellung, BfG.

**Abbildung 53: Polymerzusammensetzung der Proben des Monitorings.**



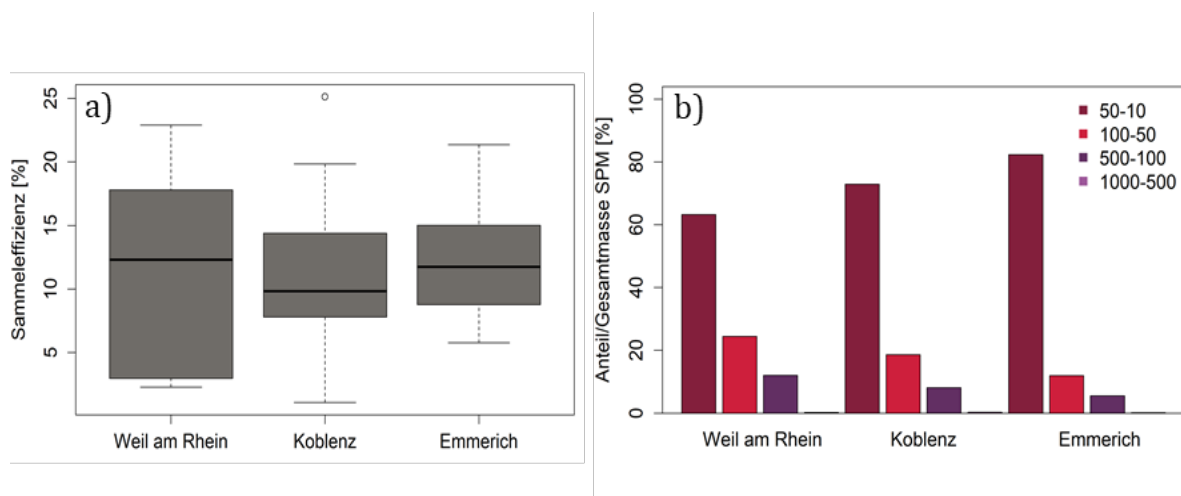
Dargestellt ist der prozentuale Anteil des Polymers an der Gesamtpolymermasse der jeweiligen Station. Die Boxen stellen die Verteilung über den gesamten Monitoringzeitraum dar. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

## 5.2 Unterschiede zwischen den Methoden zur Bestimmung der MP-Konzentration

Der für die Berechnung der Frachten gewählte Ansatz (Gleichung 5 in Kapitel 2.1.6.2) minimiert die Effekte der limitierten Abscheideeffizienten der Schwebstoffsammelsysteme, da die MP-Fracht als Bruchteil der Schwebstofffracht ermittelt wird, die sich aus der Konzentration des MP bezogen auf die Schwebstoffe ergibt. Dennoch können Fraktionierungsprozesse (z. B. bevorzugte Abscheidung größerer Sedimentpartikel bzw. reduzierte Abscheidung von MP mit geringerer Dichte im Vergleich zum Sediment) auftreten, die zu einem Fehler der ermittelten Mikroplastikkonzentration führen. Um die Sammeleffizienzen für Schwebstoffe und Fraktionierungsprozesse zu bewerten, wurden die Massen in den Sedimentationskästen mit den durchströmten Schwebstoffmengen in Beziehung gesetzt (Abbildung 54a). Die den Sedimentationskasten durchströmten Schwebstoffmengen wurden aus dem beprobtem Wasservolumen der 24/48 Std.-Zyklen (vgl. Kapitel 2.1.6.3) und den mittleren Schwebstoffkonzentrationen innerhalb der Zyklen ermittelt und über den Zeitraum der Probenahme aufsummiert. Zudem wurden die Korngrößenverhältnisse an den drei Standorten analysiert (Abbildung 54b).

Abbildung 54a zeigt geringe Unterschiede der Schwebstoff-Sammeleffizienz der Sedimentationskästen an den drei Standorten (die nicht statistisch signifikant sind). In Weil am Rhein ist die Sammeleffizienz mit ca. 13 % am höchsten und sinkt auf ~10% in Koblenz bzw. ~12% in Emmerich. Betrachtet man die Korngrößenverteilung der gesammelten Schwebstoffe anhand der Anteile der Fraktionen (Abbildung 54b), zeigt sich, dass vor allem der Massenanteil der feinsten Schwebstofffraktion (10-50 $\mu$ m) im Flussverlauf zunimmt. Dies könnte die zunächst sinkende Abscheideeffizienz zumindest teilweise erklären, da diese für feinere Korngrößen geringer ist als für gröbere Partikel [20].

**Abbildung 54: Sammeleffizienz und Korngrößenverhältnisse der Proben aus den Sedimentationskästen**



a) Sammeleffizienz der Sedimentationskästen, ermittelt über das Verhältnis aus berechneter Schwebstoffmasse und tatsächlicher Schwebstoffmasse pro Probenahmezyklus. b) Prozentuale Verteilung der Anteile der mit den Sedimentationskästen gesammelten Schwebstoffe an den ermittelten Fraktionen der drei Standorte. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Da es bislang nur eine Studie zur Sammeleffizienz verschiedener Methoden gibt [20] und diese mit einem relativ hohen Durchfluss von 8,5 L/min durchgeführt wurde, wurde im Rahmen des Projektes die Abscheiderate des eingesetzten Sedimentationskastens für einen geringeren Durchfluss (ca. 1 L/min) ermittelt. Hierfür wurde ein definiertes Schwebstoff-Mikroplastikgemisch in einem Tank mit ca. 1 m<sup>3</sup> suspendiert und mittels justierbarer Tauchpumpe durch den Sedimentationskasten geführt. Die durch den Sedimentationskasten durchströmenden Partikel wurden in einem weiteren 1 m<sup>3</sup> Tank gesammelt und mittels einer Durchflusszentrifuge extrahiert. Über eine Bilanzierung der gesammelten Massen wurden Abscheideraten für PS-Partikel mit einem Durchmesser von 228 µm und 11,3 µm bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

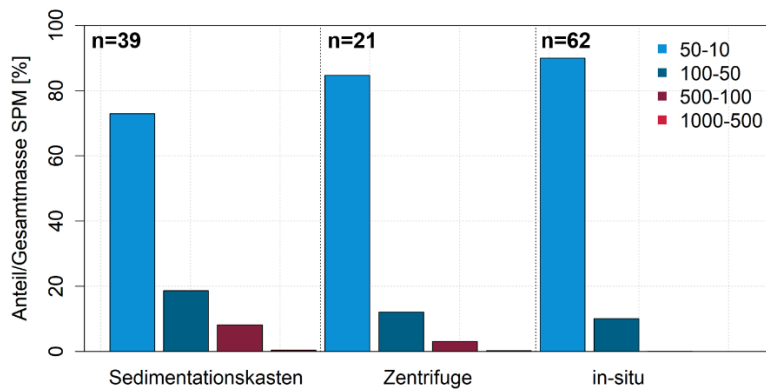
**Tabelle 9: Experimentell ermittelte Abscheideeffizienzen von Sedimentationskästen und PS bei einem Durchfluss von 1 L/min.**

Partikeldurchmesser	Gesamtmasse: Schwebstoff + Mikroplastik	Masse im Sedimentationskasten	Zentrifuge	Abscheideeffizienz des Sedimentationskastens
228 µm	150,3 g	64,99 g	69,67 g	<b>43 % für Schwebstoff</b>
		229,75 mg	1,01 mg	<b>100 % für Mikroplastik</b>
11,3 µm	150,3 g	54,50 g	75,02 g	<b>36 % für Schwebstoff</b>
		21,39 mg	219,51 mg	<b>9 % für Mikroplastik</b>

Es zeigte sich, dass die Abscheiderate für größeres Mikroplastik (228 µm) (hier nur für PS bestimmt) sehr hoch ist (~100%), dieses kann nahezu vollständig zurückgehalten werden. Kleinere Partikel hingegen werden nur zu 9% zurückgehalten. Der überwiegende Anteil passiert den Sedimentationskasten. Für Schwebstoffe ist generell eine Abscheiderate von unter 50 % anzunehmen.

Die Korngrößenverteilung in den gesammelten Schwebstoffen lässt sich auch mit der Verteilung in den Zentrifugenproben in in-situ Proben, welche im Labor mittels Laser-Analyser bestimmt wurde, vergleichen (Abbildung 55).

**Abbildung 55: Methodenspezifische Korngrößenverteilung der Schwebstoffe in Koblenz.**

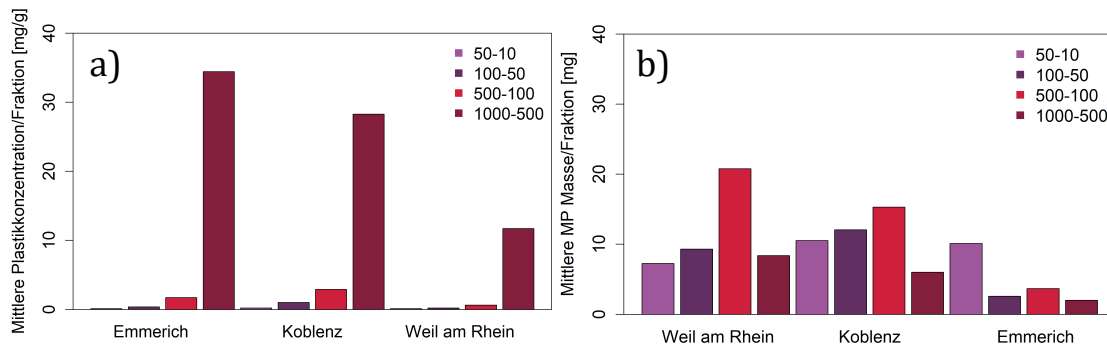


Links ist die Korngrößenzusammensetzung der Sedimentationskästen (n=39) und mittig die der Zentrifuge (n=21) dargestellt. Rechts ist die mittlere Korngrößenverteilung aus verschiedenen Messungen (n=62) in Koblenz dargestellt. Die in-situ-Proben (1L-Proben) wurden im Kontext des WSV-Schwebstoffdauermessnetzes am gleichen Standort wie die Proben der Zentrifuge und des Sedimentationskastens genommen. Alle Proben wurden in einer Wassertiefe von ca. 50cm entnommen. Alle Proben wurden mittels Ultraschallbehandlung (Zerstörung potentiell vorkommender Flocken und Aggregate) auf die Größe des Primärkorns gemessen wurden. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Hier ist zu sehen, dass Proben, die mittels Durchflusszentrifuge genommen werden, tendenziell höhere Anteile (~85%) an feinsten Partikeln (10-50µm) erfassen können als die Proben aus den Sedimentationskästen (~75%). Im Gegenzug ist der Anteil größerer Partikel in den Sedimentationskästen signifikant erhöht. In-situ-Schwebstoff weist in der Regel einen noch größeren Anteil (~90%) an feinsten Partikeln auf. Der Unterschied lässt sich hier v. a. durch Fraktionierungsprozesse bei der Abscheidung und durch unterschiedliche Probenvolumina erklären; die in-situ Proben basieren auf 1 L Wasserproben, deren Korngrößenverteilung direkt im Laseranalyzer ermittelt wurden. Aufgrund des geringen Probenvolumens sind die groben Korngrößen unterrepräsentiert. Zudem ist hierbei eine Aggregation ausgeschlossen, da die Partikel mit Ultraschall vorbehandelt wurden, wohingegen Aggregate in den Proben der Zentrifugen und Sedimentationskästen zumindest teilweise erhalten bleiben könnten, da bei der Nasssiebung der Proben keine gezielte Zerkleinerung stattfindet. Letztendlich ist aber auch die Abscheiderate der Zentrifuge und des Sedimentationskastens für feinste Partikel ausschlaggebend. Zwar ist eine Erfassung kleiner Fraktionen, verglichen mit z. B. Beprobungen mittels Netz deutlich effektiver, jedoch ist – verglichen mit der in-situ Verteilung – immer noch eine Anreicherung größerer Partikel vorherrschend.

Betrachtet man nun die mittleren Mikroplastikkonzentrationen der Fraktionen an den drei Standorten aus den Sedimentationskästen, zeigt sich, dass vor allem in den größten Klassen mit Abstand die höchsten Konzentrationen vorliegen (Abbildung 56a). Um die tatsächlichen Mikroplastikmassen der jeweiligen Fraktionen einordnen zu können, müssen die (absoluten) Schwebstoffmassen der Größenklassen entsprechend mit den jeweiligen Konzentrationen multipliziert werden. Dies ist in Abbildung 56b dargestellt, hier wird das aufgezeigte Bild der Konzentrationen entsprechend in den Kontext von absoluten Massen gerückt. Es ist zu sehen, dass sich im Mittel die größten Plastikmassen in der 500-100 µm-Fraktion (Weil am Rhein und Koblenz) bzw. in der 50-10 µm-Fraktion (Emmerich) befanden.

**Abbildung 56: Fraktionierte Mikroplastikkonzentrationen und -massen der Schwebstoffe in Weil, Koblenz und Emmerich**



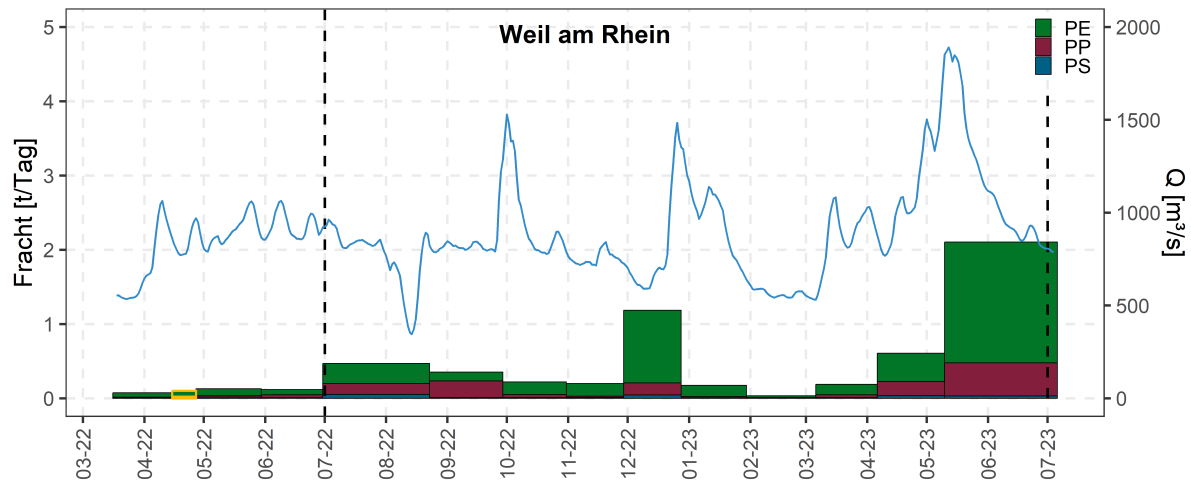
a) Mittlere Mikroplastikkonzentration des Schwebstoffs [m/g] an den drei Standorten des Monitorings in den jeweiligen Fraktionen. b) Mittlere Mikroplastikmasse [mg] an den drei Standorten des Monitorings in den jeweiligen Fraktionen. Alle Proben wurden mit den Sedimentationskästen genommen. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

### 5.3 Mikroplastikfrachten

Für die Berechnung der Jahresfrachten des Mikroplastiks an den drei Standorten wurde der Zeitraum zwischen dem 01.07.2022 und dem 01.07.2023 ausgewählt, da hier für alle Standorte über ein Jahr Daten vorliegen.

Abbildung 57 zeigt die mittleren Tagesfrachten über den Monitoringzeitraum in Weil am Rhein. Es ist zu sehen, dass die mittleren Tagesfrachten i. d. R. weit unter 1 t/Tag lagen. Dieser Wert wurde jedoch zwei Mal überschritten. Beide Male liegt der höhere Wert im Bereich eines erhöhten Abflusses, wohingegen bei dem erhöhten Abfluss Anfang Oktober 2022 keine erhöhte Fracht zu verzeichnen ist. Entsprechend den Konzentrationen waren auch bei den Frachten die höchsten Werte für PE zu verzeichnen.

Abbildung 57: Mikroplastikfrachten am Standort in Weil am Rhein.

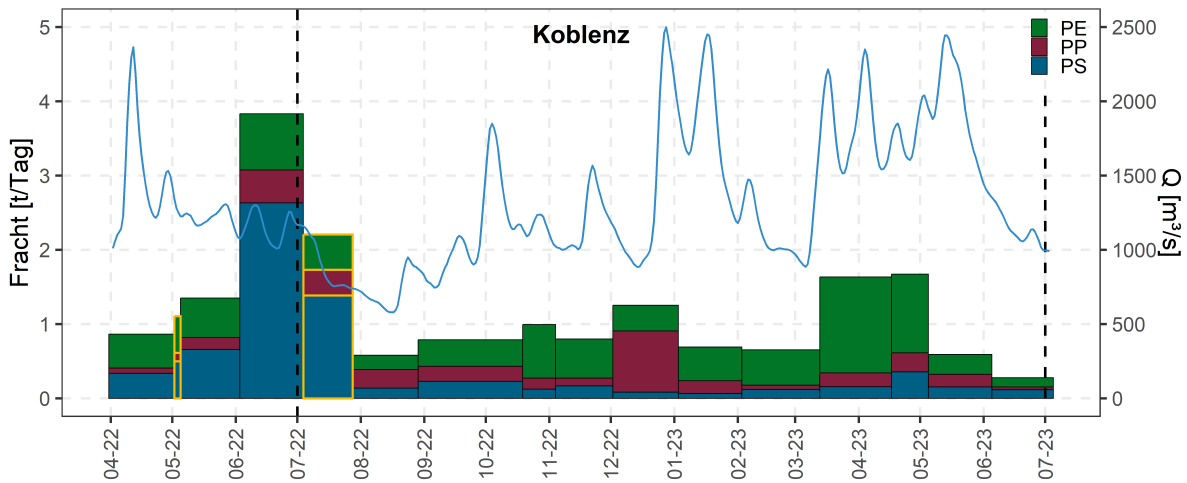


Die berechneten Frachten basieren auf den Monitoringdaten des Sedimentationskastens. Die Fracht ist angegeben als mittlere Tagesfracht [t/Tag] über den jeweiligen Betrachtungszeitraum (=Probenahmezyklus). In Gelb umrahmt sind Frachten, die interpoliert wurden aus den begrenzenden Frachten, hier fehlten Messwerte. Die gestrichelten Linien markieren hier den nachfolgend für die Jahresfracht gewählten Zeitraum vom 01.07.2022-01.07.2023. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Abbildung 58 zeigt den entsprechenden Verlauf für den Standort Koblenz. Hier ist zu sehen, dass die mittleren Tagesfrachten der Probenahmezyklen deutlich höher waren als die in Weil am Rhein: Diese schwanken i. d. R. um 1 t/Tag, überstiegen diesen Wert auch vereinzelt deutlich. Teilweise waren auch hier erhöhte Frachten zu verzeichnen, wenn ein höheres Abflussereignis vorlag (z. B. Ende Dezember 2022, April/Mai 2023). Wie auch bei den Konzentrationen erkennbar, wurden die Frachten meist von PE, teils aber auch von PS (z. B. Juni/Juli 2022) dominiert.

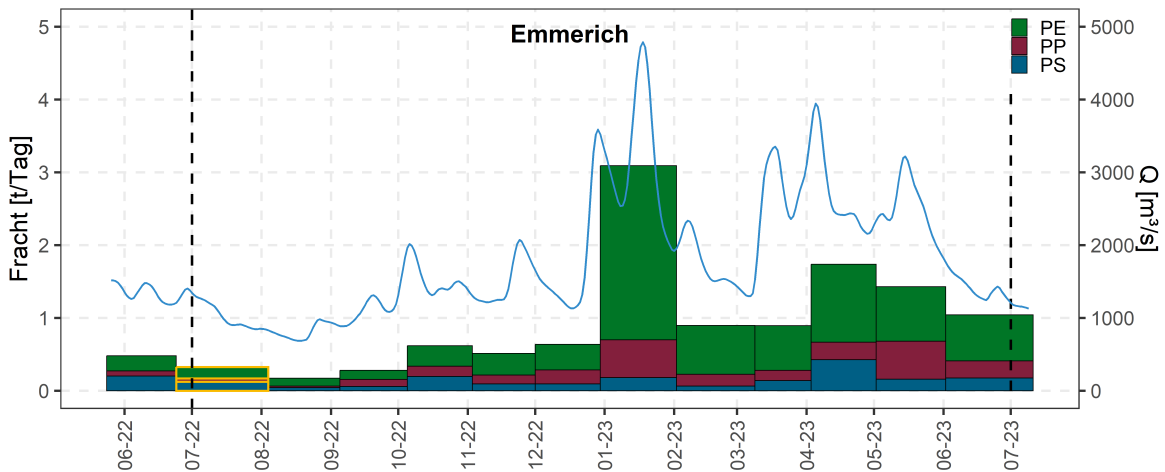
Abbildung 59 zeigt schließlich den Verlauf für den Standort Emmerich: Hier waren die Frachten in einem ähnlichen Größenordnungsbereich wie in Koblenz, nahmen aber im zeitlichen Verlauf ab 2023 kontinuierlich zu. Sehr markant ist die mittlere Fracht von > 3 t/Tag im Januar 2023, welche mit einem ausgeprägten Abflussereignis zusammenfiel. Generell waren die Frachten im Emmerich, entsprechend den Konzentrationen, auch für PE am höchsten.

**Abbildung 58: Mikroplastikfrachten für den Standort Koblenz.**



Für eine ausführlichere Beschreibung der Abbildung vergleiche Unterschrift zur Abbildung 56. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

**Abbildung 59: Mikroplastikfracht für den Standort Emmerich.**



Für eine ausführlichere Beschreibung der Abbildung vergleiche Unterschrift zur Abbildung 56. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Es zeigt sich also, dass aufgrund der insgesamt relativ konstanten Mikroplastikkonzentrationen in den Schwebstoffen die Frachten insbesondere mit dem Abfluss variieren, da i. d. R. auch die Schwebstoffkonzentration mit dem Abfluss korreliert. Es treten aber auch höhere Abflüsse auf, die sich nicht in höheren MP-Frachten widerspiegeln (z. B. Koblenz, Januar 2023), bzw. erhöhte Frachten bei mittleren Abflüssen. Der letztere Fall ist z. B. in Koblenz im Juni 2022 aufgetreten, in dem erhöhte PS-Konzentrationen gemessen worden sind. Ob es sich hierbei um einen Ausreißer handelt, kann nicht abschließend geklärt werden. Diese Messung hat jedoch auch einen Einfluss auf die Ermittlung der Jahresfracht in Koblenz, da im Juli 2022 eine Datenlücke vorhanden war, die durch Interpolation geschlossen werden musste. Die erhöhte Fracht im Juli

2022 in Koblenz ist somit durch die Interpolation beeinflusst und wirkt sich somit auch auf die Berechnung der Jahresfracht mittels Sedimentationskästen in Koblenz aus.

## 5.4 Unterschiede zwischen den Standorten

Tabelle 10 zeigt die Jahresfrachten an den drei Standorten für den in den Abbildungen 56-58 markierten Bereich vom 1.7.2022-1.7.2023 basierend auf den Sedimentationskästen. Für diesen Zeitraum ist zu erkennen, dass die Gesamtfracht im Flussverlauf von 230 t in Weil am Rhein auf 357 t in Koblenz und auf 360 t in Emmerich angestiegen ist. Während der Anstieg von Weil nach Koblenz signifikant ist, also größer als der Unsicherheitsbereich, der mittels des 25%- und 75%-Quantils abgeschätzt wurde, liegen die Frachten von Koblenz und Emmerich innerhalb der Unsicherheiten und weichen demnach nicht signifikant voneinander ab. In dem Zeitraum war an allen drei Standorten die PE-Fracht dominant. Zieht man bei der Frachtberechnung den Querprofil-Umrechnungsfaktor (1,4) hinzu, erhöht sich die Fracht weiter auf 321 t, 499 t und 503 t.

**Tabelle 10: Jahresfrachten 2022/23 in Weil, Koblenz und Emmerich.**

Standort	Fracht PE [t/y]	Fracht PP [t/y]	Fracht PS [t/y]	Fracht total [t/y]	Q <sub>25</sub> -Q <sub>75</sub> [t/y]	Fracht mit CF* [t/y]
Weil am R.	167	55	8	230	197-264	321
Koblenz	183	84	90	357	352-362	499
Emmerich	232	75	52	360	329-384	503

Betrachtet wird hier der in Abb. 56-58 markierte Bereich vom 01.07.2022-01.07.2023. Angegeben ist die absolute Fracht in Tonnen. Die Spalte „Q<sub>25</sub>-Q<sub>75</sub>“ berücksichtigt die Spannweite der jeweiligen Quantile der Schwebstoffbestimmung bei der Frachtberechnung (vgl. Kapitel 2.1.6.3). CF steht für den Querprofil-Umrechnungsfaktor (CF=1,4), welcher in der rechten Spalte bei der Schwebstoffkonzentration verwendet wurde und somit in die Frachtberechnung mit einfließt (vgl. Kapitel 2.1.6.3).

Für den Vergleich der Frachten aus der Messung mittels Sedimentationskästen und der Zentrifuge wurde der Zeitraum vom 1.8.2022 bis 14.12.2022 gewählt, da während dieser Zeit beide Methoden lückenlose Daten lieferten. Die Frachten basierend auf Sedimentationskästen und Zentrifugendaten (Tabelle 11) zeigen eine Abweichung um eine Größenordnung. Die gesamte Fracht basierend auf dem Sedimentationskasten für den in Abbildung 50 markierten Zeitraum liegt bei 110 t, wohingegen die Fracht basierend auf diskreten Zentrifugenproben für den entsprechenden Zeitraum bei 8 bzw. 9 t liegt. Die drei unterschiedlichen Berechnungsansätze für diskrete Probenahmen (vgl. Kapitel 2.1.6.1), die auf den Zentrifugendaten basieren, zeigen hingegen keine signifikanten Unterschiede (siehe Abbildung 50). Die unterschiedlichen Frachten resultieren aus den Unterschieden der MP-Konzentrationen aus dem Sedimentationskasten und der Zentrifuge. Die mittlere MP-Konzentration zwischen dem 1.8. und dem 14.12.22 in Koblenz betrug 0,6 mg/g für die Proben des Sedimentationskastens und 0,08 mg/g für die Proben der Zentrifuge. Die Daten aus dem LVS, welcher über das gleiche Ansaugsystem wie die Zentrifuge betrieben worden ist, liegen zum Teil zwischen den Konzentrationen des Sedimentationskastens und der Zentrifuge (Probe im Okt 2022, vgl. Abbildung 50), zum Teil im Bereich der Konzentration des Sedimentationskastens

(Feb. 2023) bzw. deutlich darüber (Probe im Mai 2023 und zeitintegrale Probe im Juni 2023). Es ist davon auszugehen, dass die Zentrifuge die MP-Konzentrationen deutlich unterschätzt. Der Vergleich zwischen LVS und Sedimentationskasten lässt sich auf Grundlage der Datendichte nicht eindeutig klären. Es zeichnet sich jedoch ab, dass die Konzentrationen aus dem LVS vermutlich über denen des Sedimentationskastens liegen, was einer höheren MP-Sammereffizienz des LVS entspricht.

Ein Erklärungsansatz für die starke Unterschätzung der MP-Konzentration der Zentrifuge ist die geringe Abscheideeffizienz der verwendeten Zentrifuge für Polymere mit geringer Dichte [19]. Der bisherige Test der Abscheideeffizienz der Zentrifuge [20] basierte auf Messungen von PS und PMMA, deren Dichten beide  $> 1\text{g/cm}^3$  sind. Für Polymere mit einer Dichte  $< 1\text{g/cm}^3$  kann die Abscheideeffizienz deutlich schlechter ausfallen. Dies zeigt sich auch beim Methodenvergleich der Frachten für PE und PP, die für den Sedimentationskasten im Vergleich zu den Zentrifugendaten deutlich erhöht sind (vgl. Tabelle 11). Der Unterschied für PS fällt hingegen deutlich geringer aus. Weitere Analysen sind notwendig, um die beobachteten Unterschiede genauer zu erklären.

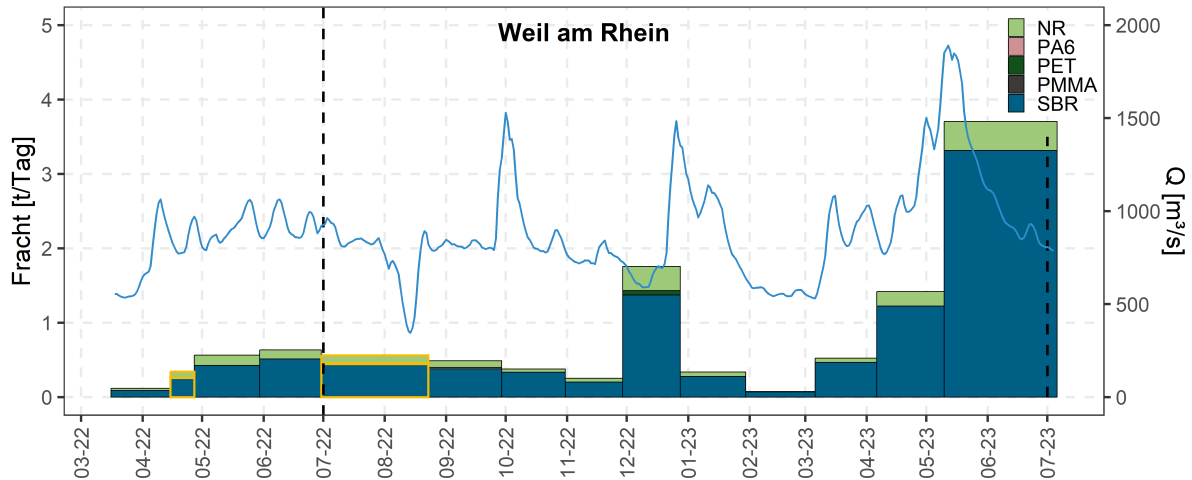
**Tabelle 11: Methodenvergleich der Frachtberechnung in Koblenz.**

Fracht PE [t]	Fracht PP [t]	Fracht PS [t]	Fracht total [t]	Zeitraum	Frachtberechnung	Datengrundlage
54	33	23	<b>110</b>	01.08.- 14.12.2022	Gl. 5	Monitoring
3	0,5	4	<b>8</b>	01.08.- 14.12.2022	Gl.3	Zentrifuge
3	1	4	<b>8</b>	01.08.- 14.12.2022	Ansatz 2 (linear)	Zentrifuge
3	1	6	<b>9</b>	01.08.- 14.12.2022	Ansatz 2 (log-linear)	Zentrifuge

Vergleich der Mikroplastikfracht in Koblenz mittels unterschiedlicher Probenahmemethoden und Berechnungen. Zugrunde liegt hier der in Abbildung 50 markierte, sich überschneidende Zeitraum vom 01.08.2022 – 14.12.2022. Hier wurde kein Querprofil-Korrekturfaktor verwendet.

Nachfolgend werden ergänzend auch Frachten der durch die BAM bestimmten Polymere NR, PA6, PET, PMMA und SBR dargestellt. Abbildung 60 zeigt die mittleren Tagesfrachten der genannten Polymere am Standort Weil am Rhein. Hier zeigt sich, dass SBR den größten Anteil an den MP-Frachten ausmacht (337 t absolut für den Betrachtungszeitraum), mit geringeren Anteilen von NR 8 (52 t absolut für den Betrachtungszeitraum). Die weiteren Polymere spielen hier eine untergeordnete Rolle. Ähnlich zur Fracht basierend auf der Analyse durch die BfG (Abbildung 57) ist auch bei diesen Polymeren ein Anstieg im Dezember 2022 und im Mai/Juni 2023 bei steigenden Abflüssen zu erkennen. Die Gesamtfracht für den Zeitraum über die 5 Polymere beträgt 392 t/Jahr.

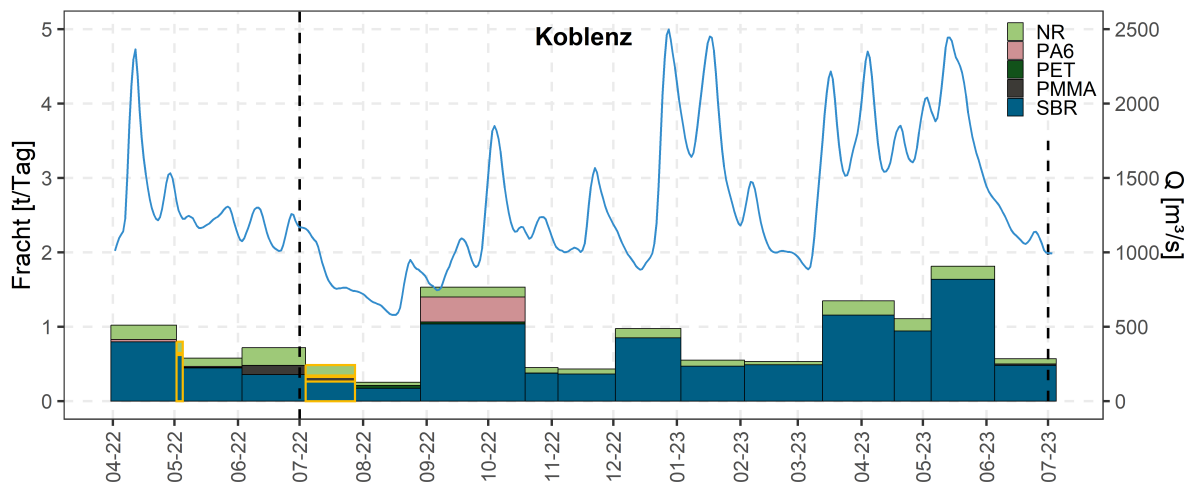
**Abbildung 60: MP-Fracht in Weil am Rhein, basierend auf der Polymer-Analyse durch die BAM**



Mikroplastikfracht am Standort Weil am Rhein, basierend auf den Monitoringdaten des Sedimentationskastens und der MP-Analyse durch die BAM. Die Fracht ist angegeben als mittlere Tagesfracht [t/Tag] über den jeweiligen Betrachtungszeitraum (=Probenahmezyklus). In Gelb umrahmt sind Frachten, die interpoliert wurden aus den begrenzenden Frachten, hier fehlten Messwerte. Die gestrichelten Linien markieren den nachfolgend für die Jahresfracht gewählten Zeitraum vom 01.07.2022-01.07.2023. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Abbildung 61 zeigt die entsprechenden MP-Frachten für den Standort Koblenz. Tendenziell liegen hier höhere mittlere Tagesfrachten vor als in Weil am Rhein, jedoch sind die Maximalwerte geringer (hier unter 2 t/Tag). Tendenziell sind auch hier wieder Anstiege in Monaten zu verzeichnen, in denen höhere Abflüsse vorlagen. Im September 2022 ist hier zudem auch ein einmalig erhöhter PA6 Wert zu beobachten. Die Gesamtfracht für den Zeitraum beträgt 325 t/Jahr.

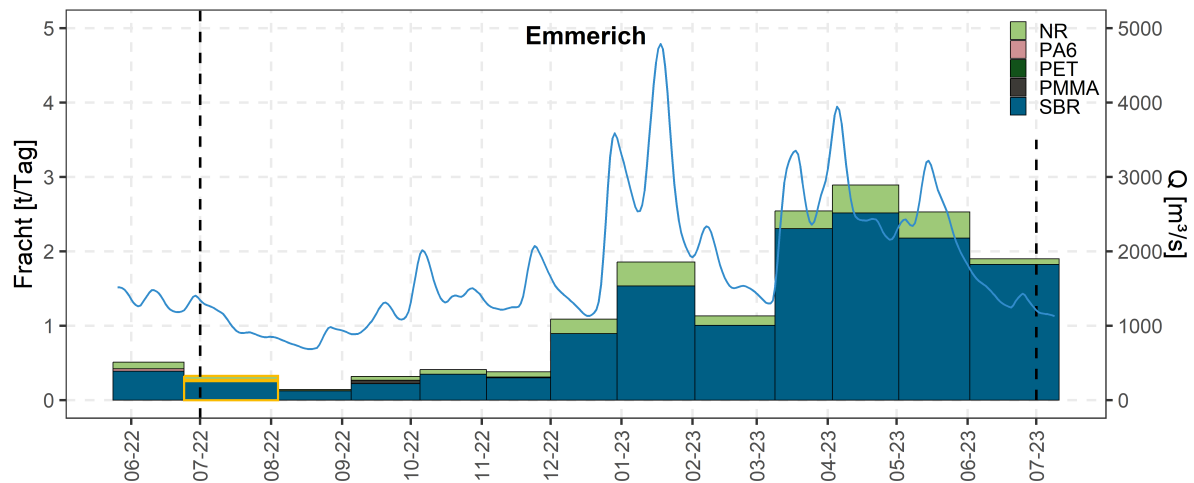
**Abbildung 61: MP-Frachten in Koblenz, basierend auf der Polymer-Analyse durch die BAM**



Für weitere Details zur Abbildung siehe Beschriftung von Abbildung 59. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Bei der Betrachtung des Standorts Emmerich (Abb. 62) zeigt sich, dass die Frachten zu Beginn des Betrachtungszeitraums vergleichsweise gering ausfallen, mit dem Hochwasserereignis im Dezember/Januar 2023 jedoch ansteigen und anschließend auch auf einem höheren Niveau verbleiben (> 1 t/Tag). Hier lässt sich ein Zusammenhang zwischen Abfluss und Fracht erkennen. Hier beträgt die Gesamtfracht für den Betrachtungszeitraum 464 t/Jahr.

**Abbildung 62: MP-Frachten in Koblenz, basierend auf der Polymer-Analyse durch die BAM**



Für weitere Details zur Abbildung siehe Beschriftung von Abbildung 59. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Bei den hier betrachteten Polymeren fällt auf, dass insbesondere SBR in vergleichsweise großen Anteilen zur Mikroplastikfracht beiträgt (337, 262 bzw. 403 t/Jahr für die drei Standorte respektive). Teilweise übersteigen allein die SBR-Frachten sogar die Gesamtfrachten aus PE, PP und PS (z. B. Mai/Juni 2023 Weil am Rhein).

## 6 Makroplastik im Rhein

### 6.1 Ergebnisse Auswertung Treibgut

Im Zeitraum vom 08.09.2022 bis 29.07.2023 je ca. 12 Uhr liegen 7776 Messstunden. In diesem Zeitraum wurden 12.893 Teile gezählt, die den Materialkategorien Plastik, Chemikalien (z. B. Wachse), Textil, Glas & Keramik, Metall, Essensreste, Papier & Pappe, Bearbeitetes Holz, Gummi und Gestein (z. B. Porenbeton) zuzuordnen sind (s. 63). Dies entspricht etwa 975,61 kg (nicht validiert). Der Anteil an Plastik mit ca. 70% der Teile entspricht den Ergebnissen anderer Studien und ist somit als erwartbar zu werten. Überraschend ist das häufige Vorkommen von Glasflaschen und Zigarettenstummel (aufgrund der Maschenweite des Fangkorbs von etwa 5 cm, die gewählt wurde, um Schäden von Flusslebewesen vorzubeugen) und der Fang von 1858 Raketenspänen am 14.1.23. Zudem ist eine hohe Fragmentierung der Teile zu beobachten. [persönliche Kommunikation, N. Gnann]. Die genannten Zahlen sind teilvalidiert. Im Enddatensatz kann es daher zu weiteren Abweichungen kommen. Für einen Teilzeitraum sind Mengenverteilungen und zeitlicher Verlauf in einem Bericht des Krake e.V. veröffentlicht[115]. Eine wissenschaftliche Publikation des Krake e.V. soll kurz vor der Veröffentlichung stehen [Stand November 2025].

Die 8657 von der RheinKrake während 7776 Messstunden aufgefangenen Plastikobjekte entsprechen einer durchschnittlichen Anzahl von ca. 27 Plastikobjekten pro Tag, bzw. 1,1 Objekten pro Stunde oder 0,55 in dem von Hanke et al. S. Kapitel 2.2.2 verwendeten Beobachtungszeitraum von 30 min. Wobei hier eine begrenzte Vergleichbarkeit gegeben ist, weil die RheinKrake eine geringere Flussbreite repräsentiert bei Einbeziehung der Schwimmsperre aber auch eine gewisse Menge von unter der Wasseroberfläche treibenden Objekten auffangen würde. Allerdings zeigt diese Menge grob die im Mittel zu erwartende Größenordnung an oberflächennahen Plastikobjekten. Wie 64 deutlich macht, gibt es eine sehr große zeitliche Variabilität der pro 2-Wochen-Zeiträumen festgestellten Anzahlen der Plastikobjekte von ca. unter 100 bis zu ca. 1500. Nach diesen vorläufigen Zahlen würde dies einer Schwankung einer Größenordnung von ca. 0,1 Objekten pro halber Stunde bis hin zu über 2 Objekten pro 30 min entsprechen. Als wesentliche Faktoren werden Wasserstand, Wasserstandshistorie (z. B. steigender oder fallender Wasserstand) sowie menschliche Aktivität (Feste oder andere Ereignisse mit erhöhter Ausbringaktivität, Sammelaktionen o.ä.) gesehen. Eine statistische Auswertung der Zusammenhänge war nicht Bestandteil dieses Projektes, zumal die Detaildaten nicht von der Krake e.V. weitergegeben wurden.

### 6.2 Ergebnisse Auswertung Kameradaten

#### 6.2.1 Spektrale Charakteristika von Objekten aus Vorexperimenten

Anhand der in Kapitel 2.2.4.1 dargestellten Versuchsaufbauten konnten Beispielspektren gewonnen werden und die Kameraaufbauten getestet sowie die Kalibrierungsverfahren entwickelt werden. Abbildung 65 zeigt eine Reihe von ausgewählten Reflektanzspektren von natürlichen Objekten inkl. Wasser (a) und verschiedenen Plastikobjekten (b-d), wobei bei letzteren die verwendeten Beispielspektren von Wasser und Vegetation für die Vergleichbarkeit mit dargestellt sind. Bei der Aufnahme dieser Daten wurde zwar ein vorläufiges Kalibrierungsverfahren verwendet, so dass die Vergleichbarkeit mit späteren Daten nicht uneingeschränkt gegeben ist, allerdings kann anhand dieser Abbildungen das relative spektrale

Verhalten exemplarisch hinsichtlich der potentiellen Unterscheidbarkeit untersucht werden. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass alle Objekttypen inkl. Wasser und Vegetation eine größere Variation aufweisen können.

Typisch für grüne Vegetation sind die erhöhten Absorptionen und damit verminderte Reflektanzwerte in blauen und roten Wellenlängenbereichen sowie ein Reflektanzpeak im grünen Bereich und ein starkes Ansteigen um die 700 nm, das so genannte „red edge“, mit hoch bleibenden Werten im Nahinfrarot. Der in Kapitel 2.2.6.1 zitierte Vegetationsindex „NDVI“ verwendet diese Eigenschaften indem er die Differenz der typischerweise hohen Werte im Nahinfrarot zu den niedrigen Werten im roten Bereich setzt und durch deren Summe normalisiert. Damit sind hohe NDVI Werte typisch für – grüne – Vegetation.

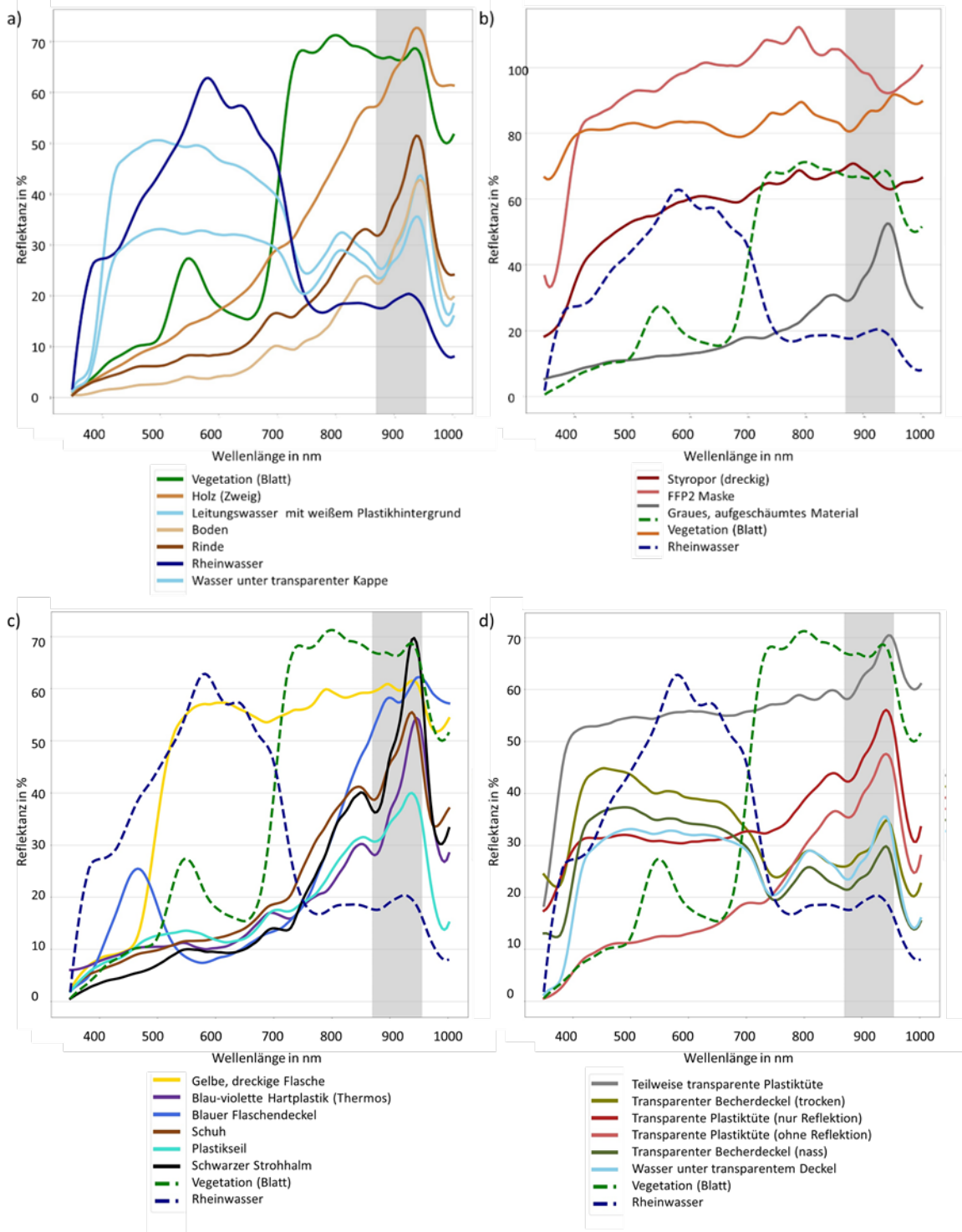
Gerade Wasser kann eine sehr hohe spektrale Variation aufweisen, die insbesondere durch die jeweiligen Gehalte von Schwebstoffen, Chlorophyll und Gelbstoffen bestimmt werden. Typisch sind ein breites Reflektanzmaximum im blau-grünen Bereich und ein starkes Abfallen der Reflektanzwerte über ca. 700 nm.

Die hier (a) gezeigten Proben von Rinde und Holz zeigen eher niedrigere Reflektanzen im sichtbaren Bereich, die bis zum Nahinfrarot bei ca. 950 nm allmählich ansteigen.

Die Reflektanzspektren der Plastikobjekte zeigen die hohe Variabilität der spektralen Erscheinungsform von Plastik. Im sichtbaren Bereich werden deren Spektren – wie auch die von nicht-Plastikmüllobjekten – maßgeblich durch ihre Farbgebung bestimmt und grenzen sich damit vor allem bei nicht im natürlichen Umfeld vorkommenden Farberscheinungen vom Umfeld ab. Insbesondere transparente Objekte sind schwierig, weil diese mit vom Hintergrund geprägt werden. Im Nahinfraroten sind in den Beispielen sowohl etwa gleichbleibend hohe Werte oder zunehmende Werte zu erkennen. Ab ca. 950 nm sind in den Abbildungen wieder zumeist sinkende Werte zu sehen, wobei dieser Bereich über 950 nm sich als fehleranfälliger erwiesen hat und mit höheren Messunsicherheiten verbunden ist. Auffallend ist ein oft auftretendes lokales Minimum um ca. 870 nm, welches aber nicht bei allen Objekten auftritt und in ähnlicher Form auch bei den Holzobjekten auftritt.

Zusammenfassend lässt sich aus den Vorexperimenten schlussfolgern, dass für die betrachteten Plastikobjekte eine Unterscheidbarkeit zu Wasser aufgrund der spektralen Eigenschaften gegeben ist. Zu grüner Vegetation ist ebenfalls eine Unterscheidbarkeit gegeben. Eine Untersuchung von insbesondere grünen Plastikobjekten zum Abgleich wurde allerdings nicht vorgenommen – zumindest im sichtbaren Bereich wird die Unterscheidbarkeit hier schwierig werden. Die Abgrenzung von Plastikobjekten zu anderen Müllobjekten und auch zu Holz bzw. Rinde ist aufgrund der zum Teil gegebenen spektralen Ähnlichkeit und gleichzeitig hohen Variabilität der Erscheinungsformen schwer zu verallgemeinern. Durch individuelle Betrachtung verschiedenen Objektklassen könnten aber erhöhte Wahrscheinlichkeiten bzw. Treffsicherheiten für die Klassifikation generiert und damit eine Verbesserung der Aussagen zu Detektionshäufigkeiten erreicht werden.

**Abbildung 63: Hyperspektrale Beispielspektren von natürlichen Objekten, Wasser und Plastikobjekten**



Quelle: eigene Darstellung, BfG.

## 6.2.2 Feldexperimente Zoobrücke Köln

Wie in Kapitel 2.2.4.2 dargelegt, konnten von der Zoobrücke in Köln aus - trotz hohem Aufwand - nur eine für das Training von neuronalen Netzen bei weitem zu geringe Anzahl (aufgrund der hohen Anzahl von Tausenden von Bildern, erfolgte keine systematische Zählung) von Plastikobjekten mit der Kamera gesichtet werden, weshalb dann Bootsexperimente eingeführt wurden. Trotzdem soll an dieser Stelle noch eine Überschlagsrechnung durchgeführt werden, die den Bezug zu der Anzahl der von der Krake e.V. über 14 Tage gemittelt Plastikobjekten (s. Abbildung 60) herstellen. Ausgehend von den in der Abbildung für die zweite Septemberhälfte 2022 verzeichneten ca. 100 Plastikobjekten, entspricht dies im Durchschnitt 0,2 Objekten pro Beobachtungsstunde auf der abgeschätzten repräsentativen Breite Krake von ca. 6 m (mindestens 3 bis zu ca. 10 m), wobei bei dem Überschlag vernachlässigt wird, dass die Rheinkrake auch für eine Kamera nicht an der Oberfläche sichtbare Objekte aus tieferen Wasserschichten auffangen kann. Auf die RGB-Kamera mit ca. 27 m Abdeckungsbreite und die Hyperspektralkamera mit ca. 11 m Abdeckungsbreite umgerechnet (wasserstandsabhängige Werte), würden das ca. 0,9 bzw. 0,4 Objekte pro Beobachtungsstunde bedeuten – unter der Annahme gleichmäßiger Verteilung über den Flussquerschnitt.

Für ein Monitoring haben diese Zahlen natürlich eine Relevanz. Für das Training von neuronalen Netzen zur Objekterkennung an Aufnahmen, die unter realen Bedingungen aufgenommen wurden, ist die Zahl zu niedrig. Abbildung 60 zeigt, dass eine hohe zeitliche Variabilität der Plastikfrachten besteht, die bei den gegebenen Plastikfrachten aber nur mit einem dauerhaften Einsatz von ggf. mehreren Kameras in hohen Zahlen zu erfassen wäre – bzw. durch eine (künstlich) erhöhte Anzahl von Plastikobjekten.

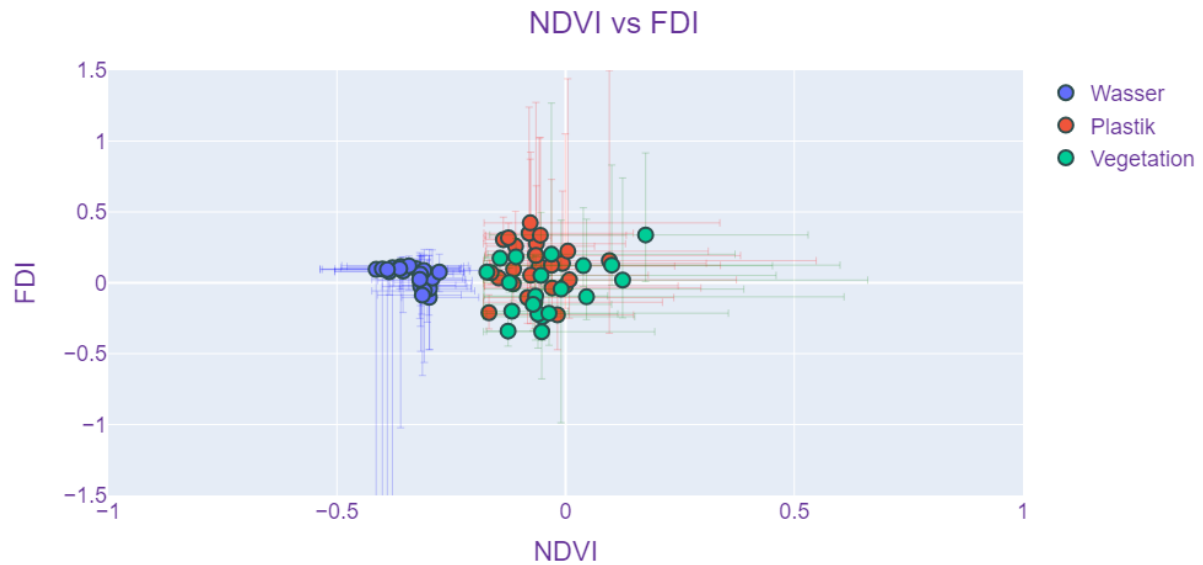
## 6.2.3 Ergebnisse der indexbasierten Auswertung der Hyperspektralbilder des zweiten Bootsexperiments

Mit der Cubert-Kamera (Cubert Ultris X20) wurden während des zweiten Bootsexperiments etwa 2400 Bilder aufgenommen. Diese wurden mithilfe eines Incident Light Sensors (Qmini), einer Weiß- und einer Dunkelreferenz kalibriert. Zur Demonstration des indexbasierten Verfahrens wurden manuell aus den Hyperspektral-Bilder (400x400 Pixel) repräsentative Vegetations- und Plastikobjekte ausgewählt und drei Indizes berechnet: NDVI, FDI und PI (s. Kapitel 2.2.6.1). Die Prozessierung der Hyperspektraldaten wurde in Python durchgeführt.

Für die Auswertung der Hyperspektralbilder wurden exemplarisch 31 Plastikobjekte und 24 Vegetationsobjekte (z. B. Holz, Zweige mit und ohne Blätter) ausgewählt. Die in Kapitel 2.2.6.1 beschriebenen Indizes (PI, NDVI, FDI) wurden für Wasserpixel berechnet, um die jeweiligen Hintergrundwerte zu bestimmen. Der Hintergrundwert des NDVI wurde mit einer Toleranz vergrößert und auf -0,18 gesetzt (s. Abbildung 65) und verwendet, um die Pixel der Plastik- und Vegetationsobjekte herauszufiltern. Diese gefilterten Pixel wurden verwendet, um die Indizes der jeweiligen Objekte zu ermitteln. Somit ergibt sich für jedes Objekt ein Wertebereich für jeden Index. Abbildung 646 und 67 zeigen die berechneten Indizes für die drei Klassen (Wasser, Vegetation, Plastik). Mithilfe des NDVI lassen sich Vegetation und Plastik klar vom Hintergrund (Wasser) trennen. Allerdings lassen sich Vegetation und Plastik nicht immer mithilfe des NDVI, PI oder FDI trennen, da die Spektrale Reflektion von Plastikgegenstände stark von verschiedenen Faktoren (wie z. B. Zusammensetzung des Plastiks, Sedimentkonzentration, Wasserbedeckung und Witterungszustand) abhängt. Somit kann sich für Plastikgegenstände eine große Variation an Index Werten ergeben [21, 47, 116, 117]; siehe hierzu auch Kapitel 2.2.4.1. Studien konnten hingegen zeigen, dass sich Wellenlängen im SWIR-Bereich besser dazu eignen Plastikarten untereinander zu unterscheiden und von Vegetation abzugrenzen [47, 117],

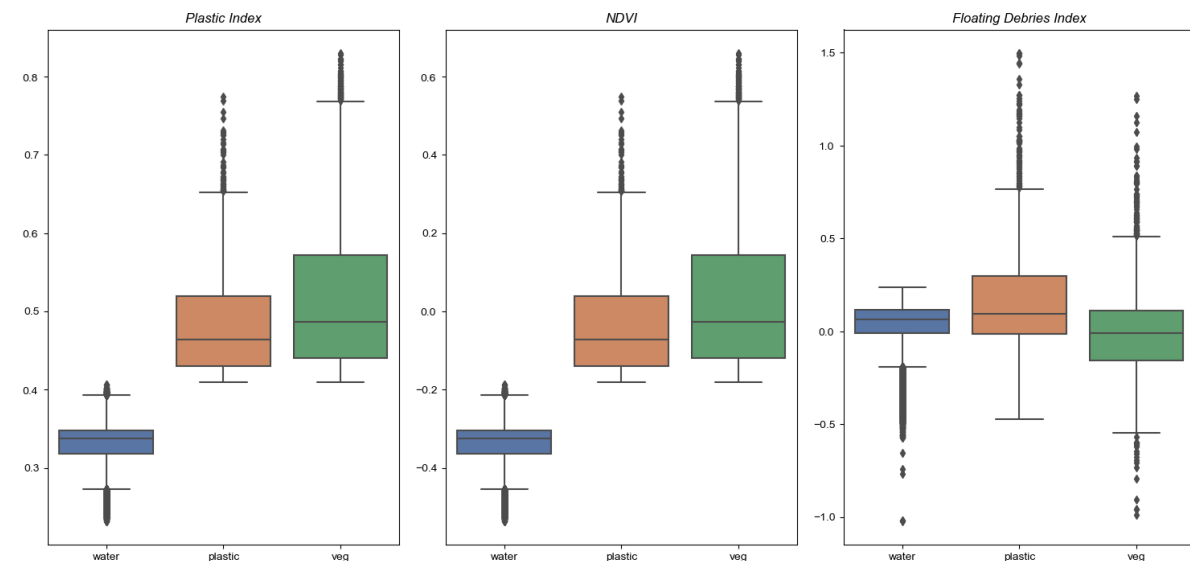
allerdings ist der SWIR Bereich nur für trockene Objekte wirklich geeignet, weil schon dünne Wasserfilme das Signal stark stören können [118].

**Abbildung 64: NDVI und FDI von Wasser, Plastik und Vegetation**



NDVI gegen FDI aufgetragen für Wasser (Blau) und ausgewählte Plastikobjekte (Rot) und Vegetationsobjekte (Grün). Zu jedem Objekt markieren die farbigen Balken die Wertebereich der berechneten Indizes. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

**Abbildung 65: Box Plots der berechneten Indizes**

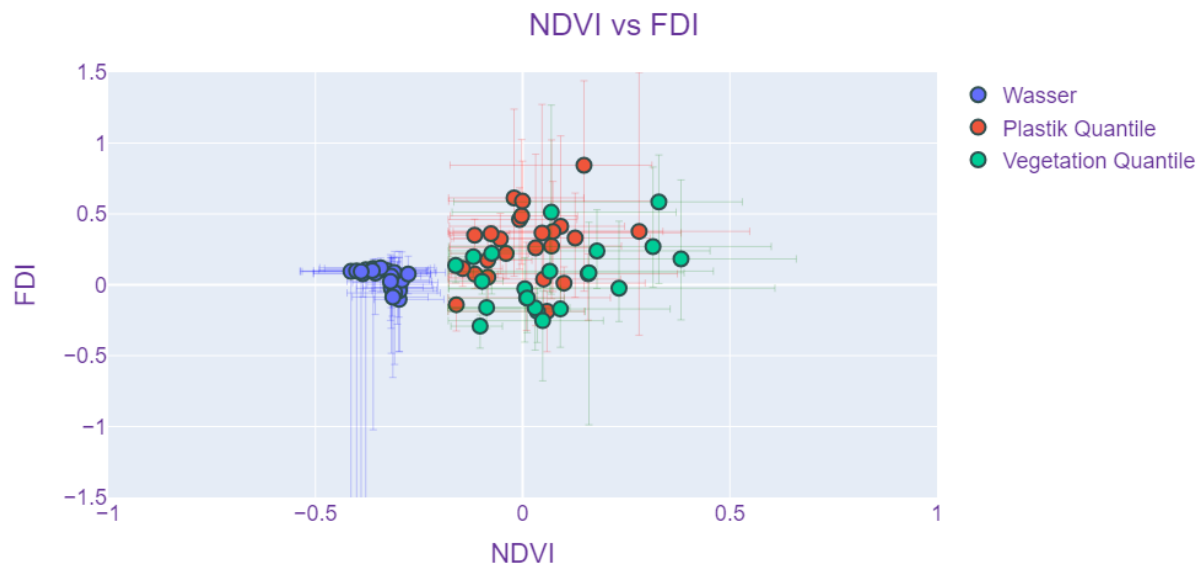


Box Plots der berechneten Indizes für Wasser (blau), Plastik (orange) und Vegetationsobjekte (grün). Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Der NDVI wurde mittels eines im vorangehenden Abschnitt beschriebenen Schwellwertes für die Abgrenzung der Objekte vom umgrenzenden Wasser verwendet. Da hier davon auszugehen ist, dass Teile der Objekte wasserbedeckt sind oder im Falle der Vegetation die grünen Anteile

höhere Werte aufweisen, als die Holzanteile, wurde in Abbildung 68 statt dem Median das 75%-Quantil des NDVI der Plastik- und Vegetationsobjekte verwendet. Hier gibt es nach wie vor überlappende Indexwertebereiche, aber es ist eine deutlich erhöhte Trennbarkeit zu sehen.

**Abbildung 66: NDVI und FDI von Wasser, Plastik und Vegetation – unter Verwendung der 75% Quantile**



NDVI gegen FDI aufgetragen für Wasser (Blau) und ausgewählte Plastikobjekte (Rot) und Vegetationsobjekte (Grün). Zu jedem Objekt markieren die farbigen Balken die Reichweite der berechneten Indizes. Für Plastik und Vegetation wurden hierbei die 75% Quantile der Indizes verwendet. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

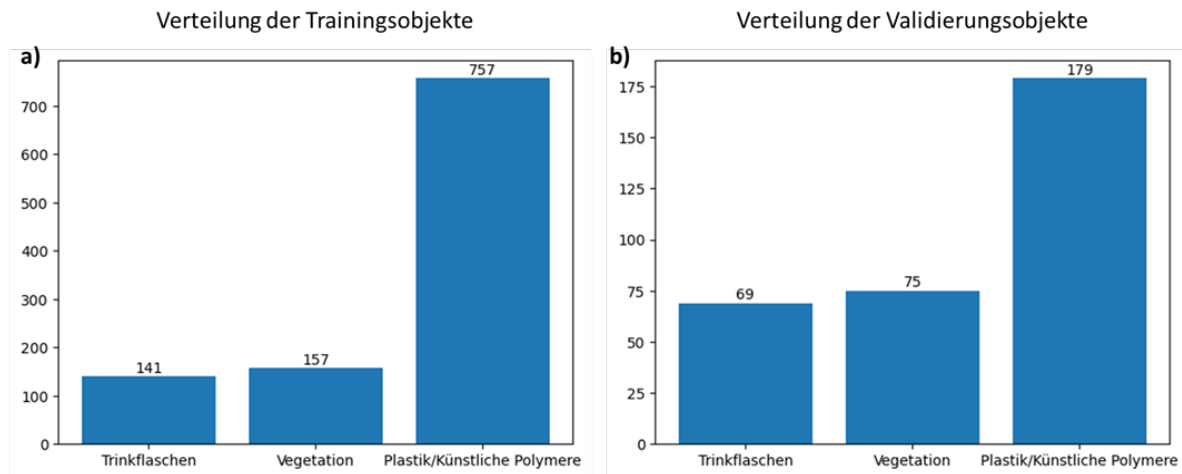
Diese Untersuchungen zeigen zusammen mit den in Kapitel 6.2.1 durchgeführten Analysen der Spektren, dass eine Abgrenzung der Objekte vom Wasserhintergrund auf Basis der Spektren sehr gut erfolgen kann. Bei der Differenzierung zwischen Plastik und Vegetation stößt ein einfacher Indexansatz an seine Grenzen. Dadurch können Teile der Objekte voneinander getrennt werden. Für eine weitergehende Auswertung der spektralen Trennbarkeit auf Basis von Hyperspektraldaten wäre noch mehr Forschung und ein differenzierter größerer Datensatz erforderlich, der die Erkennung von individuellen Objektgruppen mit z. B. Einfärbungscharakteristika verwendet und Verwitterungsgrade berücksichtigt, um eine größere Anzahl von natürlichen und nicht natürlichen Objekten besser voneinander trennen zu können. Im Projekt wurden als nächste Stufe Deep-Learning Ansätze auf Basis hochauflösender RGB-Bilder verwendet.

#### **6.2.4 Ergebnisse des Deep Learning Ansatzes zur Auswertung der RGB-Bilder des zweiten Bootsexperiments**

Für die Analyse der RGB-Daten des zweiten Bootsexperiments (s. Kapitel 2.2.4.4) zur Untersuchung der Erkennbarkeit und Identifizierbarkeit von Plastikobjekten wurde das in Kapitel 2.2.6.1 beschriebene Verfahren angewandt. Abbildung 69 zeigt die resultierende Verteilung der Klassen im Trainings- und Validierungsset. Um die Qualität der Trainingsdaten zu

maximieren wurden für das Training die Objekte der „Unbekannt“ Klasse aussortiert und nur Objekte mit zuverlässigem Label verwendet. Außerdem wurden die Objekte der Klasse „Sonstiger Müll“ aussortiert, weil nur 40 Trainingsbilder (also etwa 10 Objekte) und 21 Bilder (etwa 5 Objekte) zum Validieren verfügbar waren. Aufgrund der großen Varianz in dieser Klasse (mit Objekten wie Cola-Dose, Tetra Paks oder einem Lederschuh) reichen die Trainingsdaten nicht aus, um das Modell für diese Klasse zu trainieren.

**Abbildung 67: Verteilung der Objekte in den Trainings- (a) und Validierungsdaten (b).**



Das YOLOv5x Netzwerk wurde mit 1055 Objekten (bzw. Sichtungen von Objekten) trainiert und mit 323 Objekten validiert. Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Zur Objekterkennung wurde das größte YOLOv5 Modell (extra large) verwendet, um die bestmögliche Performance zu erreichen. Das Modell wurde mit vortrainierten Gewichten (mit dem COCO-Datensatz [119] trainiert) für 100 Epochen, mit einer Batch Size von 16, mit den Standard-Hyperparametern (ohne Hyperparameter-Tuning), mit dem Standard Data Augmentation (z. B. mit Mosaic Augmentation) auf einer NVIDIA RTX A6000 (CUDA Version 11.4) trainiert (mit einer Laufzeit von etwa 1,5 Stunden). Das YOLOv5x Modell wurde in PyTorch Version 1.7.0 implementiert [120].

Zur Validierung des Modells wurden die Vorhersagen am Validierungsset mit den manuell erstellten Labels verglichen (Abbildung 6870). Die Vorhersagen des Modells wurden als korrekt gezählt, wenn der Confidence Score (also wie sicher das Modell ist, ein Objekt erkannt zu haben) größer als 0,001 ist und die Intersection over Union (IoU, die Überlappung der Vorhersage mit der Label) mit der vorgegebenen Bounding Box eines Objekts größer als 0,6 ist. Diese Einstellungen entsprechen den Standard-Hyperparametern und können je nach Aufgabenstellung angepasst werden (der IoU Grenzwert kann verringert werden, wenn die exakte Lokalisation von Objekten weniger wichtig ist). Mit diesen Einstellungen wurden 94% der Trinkflaschen, 84% der Vegetationsobjekte und 86% der Plastikteile vom Modell korrekt erkannt. Die größten Fehlerquellen waren nicht erkannte Plastikobjekte (18) und Vegetationsteile (8), wobei hier auch Plastikflaschen, die als „allgemeine“ Plastik erkannt wurde als falsch gewertet wurde und umgekehrt. Durch eine Zusammenfassung dieser beiden Klassen würden sich die Ergebnisse verbessern.

Abbildung 68: Konfusionsmatrix zur Vorhersage vom YOLOv5x Modell

Vorhergesagte Klasse	Trinkflaschen	Vegetation	Plastik	Background	sum_col
Trinkflaschen	65 19.5 %		2 0.6 %	3 0.9 %	70 92.9 % 7.1 %
Vegetation		63 18.9 %	4 1.2 %	5 1.5 %	72 87.5 % 12.5 %
Plastik	3 0.9 %	4 1.2 %	155 46.4 %	3 0.9 %	165 93.9 % 6.1 %
Background	1 0.3 %	8 2.4 %	18 5.4 %		27 0.0 % 100.0 %
sum_col	69 94.2 % 5.8 %	75 84.0 % 16.0 %	179 86.6 % 13.4 %	11 0.0 % 100.0 %	334 84.7 % 15.3 %
	Trinkflaschen	Vegetation	Plastik	Background	sum_lin

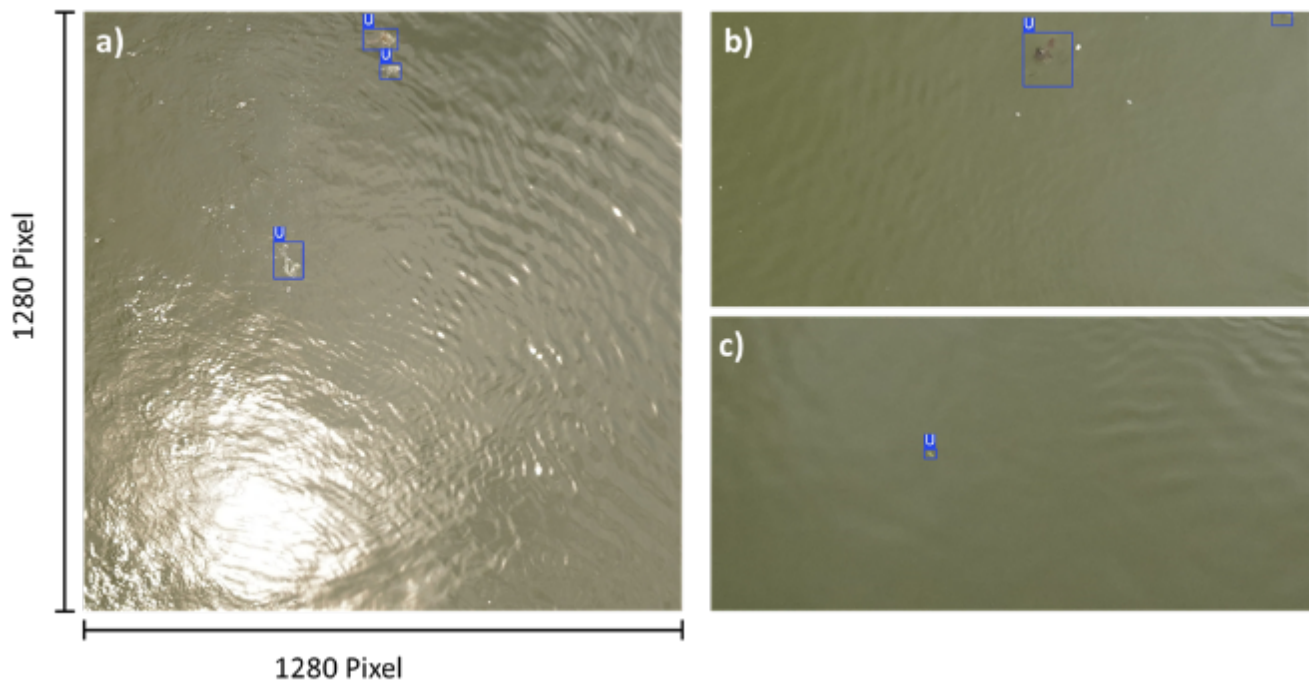
Quelle: eigene Darstellung, BfG.

In der Objekterkennung wird die Güte des Modells üblicherweise mit der Mean Average Precision (bei einer IoU von 0,5; mAP@0.5) beurteilt, die sich aus der Precision-Recall Kurve ergibt. Das YOLOv5x Modell hat am Validierungsset eine mAP@0.5 von etwa 94 % erreicht. Vergleichbaren Studien berichten von maximalen mAP Werten zwischen ca. 83 - 96 % [98, 101, 120-124].

Um eine genauere Abschätzung für die Performance des Modells in der Anwendung treffen zu können, wurde das trainierte Modell verwendet, um die als „Unbekannt“ und „sonstiger Müll“ gelabelten Objekte zu klassifizieren. Diese unbekannt Objekte konnten beim Labelling nicht eindeutig in die vier Klassen (Vegetation, Plastik, Trinkflaschen, sonstiger Müll) eingeordnet werden, weil entweder die Klassenzugehörigkeit nicht eindeutig geklärt werden konnte oder weil nicht klar war ob ein Objekt vorliegt oder nicht (etwa weil diese schon zu sehr im Wasser eingetaucht waren, siehe Abbildung 6971). Da der Aufwand bei den Bootsexperimenten zu hoch gewesen wäre, aller Objekte individuell eindeutig gekennzeichnet zu betrachten, wurden nur Objekte den Klassen zugeordnet, die vom menschlichen Auswerter visuell eindeutig zuzuordnen

waren. Von diesen 186 Sichtungen von „unbekannten“ Objekten wurden 6,5 % als Trinkflaschen, 9,7 % als Vegetation und 42,5 % als Plastikobjekte klassifiziert. 41,3 % der Objekte wurden nicht erkannt. Was damit zu vergleichen ist, dass alle diese Objekte vom menschlichen Auswerter visuell nicht sicher einzuordnen waren. Eine quantitative Bewertung in Form der üblichen Metriken (mAP, Precision, Recall) ist hier dementsprechend nicht möglich, da die Referenzlabel nicht vorliegen. Somit ist eine Validierung nicht möglich, aber dies zeigt das Potential, dass das neuronale Netz auch Objekte einordnen kann, die von einem menschlichen Beobachter visuell nicht eindeutig identifiziert werden können.

**Abbildung 69: Beispiele für Objekte, die als Unbekannt gelabelt wurden (U)**



Quelle: eigene Darstellung, BfG.

Aufgrund des großen Labellingaufwands konnte das Modell nur mit einer sehr geringen Anzahl an Daten (1055 Objekte: 141 Trinkflaschen, 157 Vegetationsobjekte und 757 Plastikteile) trainiert werden. Üblicherweise werden mindestens 10000 Beispiele pro Klasse empfohlen. Nichtsdestotrotz konnte das Potenzial der Deep Learning Modelle demonstriert werden. Die Vorhersagekraft an den Objekten der Klasse „Unbekannt“ und „sonstiger Müll“ könnte wesentlich gesteigert werden, wenn dem Modell mehr Trainingsdaten zur Verfügung gestellt werden. Dabei ist nicht nur die reine Quantität wichtig, sondern insbesondere die Variation der Daten. Hierbei sollten nicht nur Aufnahmen aus verschiedenen Zeitpunkten, Perspektiven und Witterungsbedingungen berücksichtigt werden, sondern auch besonders schwere Beispiele, die z. B. durch eine präzise Protokollierung oder zusätzliche Daten (etwa hyperspektrale Aufnahmen) gelabelt werden können.

## 7 Fazit und Ausblick

### 7.1 Mikroplastik

#### 7.1.1 Analytik

Die Quantifizierung von Mikroplastik in komplexen Umweltproben stellt eine große Herausforderung dar. Für drei der wichtigsten Polymere PE, PP und PS wurde eine Analysenmethode auf Basis der Py-GC-MS mit vorgeschalteter Lösemittelextraktion zur Quantifizierung in Schwebstoffen entwickelt. Trotz einer umfangreichen Probenvorbereitung sind Überbefunde vor allem für PE in Organik-reichen Proben nicht auszuschließen. Eine weiterführende Untersuchung von Matrixeffekten und dem Einfluss von Störsubstanzen sollte in zukünftigen Forschungsprojekten thematisiert werden. PET und PVC lassen sich mit der eingesetzten Methode nicht analysieren. Für diese beiden weit verbreiteten Kunststoffe müssen andere Methoden zum Einsatz kommen. Für PET, dessen Analyse mittels Py-GC-MS aufgrund der in Abschnitt 3.1 vorgestellten Matrixeffekte besonders herausfordernd ist, könnten beispielsweise chemolytische Methoden in Betracht kommen [125-127]. Für PVC, dessen Quantifizierung in erster Linie aufgrund der mangelnden Spezifität und Intensität der mit der Py-GC-MS erfassbaren Pyrolyseprodukte erschwert wird, steht dagegen mit der Verbrennungs-Ionenchromatographie eine zuverlässigere Quantifizierungsmethode zur Verfügung [113], die auf die gleichen Extrakte angewendet wurden, in denen mit der Py-GC-MS die Polymere PE, PP und PS bestimmt wurden. (Diese Daten werden hier nicht beschrieben, da sie außerhalb dieses Projektes erhoben wurden. Siehe Ref. 108).

#### 7.1.2 Verteilung der Mikroplastikkonzentration im Querschnitt

Die Ergebnisse zur Erfassung der MP-Konzentration im Gerinnequerschnitt des Rheins bei Koblenz haben gezeigt, dass innerhalb des Querschnittes eine große Bandbreite von MP-Konzentrationen auftreten kann, die zur großen Unsicherheit von Punktmessungen führt. Die Messergebnisse legen zudem nahe, dass eine Messung allein an der Oberfläche zur Unterschätzung, aber auch zur Überschätzung der MP-Fracht führen kann. Die vertikalen Gradienten unterscheiden sich in Abhängigkeit der Dichte der Polymere und der Größe der MP-Partikel. Es ist davon auszugehen, dass der Aggregationszustand der schwebend transportierten MP-Partikel von entscheidender Bedeutung ist. Hierzu konnten aber im Projekt keine Messungen erfolgen. Detailliertere Studien zur Flockenbildung und zum Aggregatzustand in Verbindung mit den Schwebstoffen ist von grundlegender Bedeutung für ein verbessertes Verständnis der MP-Transportprozesse.

Die in diesem Projekt verwendete Kombination aus Filternetzen zur Erfassung größerer MP-Partikel und der Filterkaskade mit Maschenweiten von 10 – 500 µm stellt eine effiziente Methode dar, um die Variabilität im Gerinnequerschnitt über eine große Spannweite von Partikelgrößen zu erfassen. Die in diesem Projekt entwickelte Filterkaskade lieferte MP-Konzentrationen, die vergleichbar waren zu den MP-Konzentrationen aus den Filternetzen. Für zukünftige Messungen wäre zum verbesserten Methodenvergleich eine größere Überschneidung der Korngrößenfraktionen sinnvoll.

### 7.1.3 Monitoring der Mikroplastikkonzentration

In diesem Projekt wurden drei Methoden für das Monitoring der Mikroplastikkonzentration am Standort in Koblenz verglichen. Auf Grundlage der vorliegenden Daten zeigt sich folgendes Bild zur Bestimmung der MP-Konzentrationen:

- ▶ Zentrifugendaten weisen nach derzeitigem Kenntnisstand eine Unterschätzung der MP-Konzentration, vor allem der Polymere mit geringer Dichte, auf.
- ▶ Die MP-Konzentrationen der Sedimentationskästen liegen in der gleichen Größenordnung bzw. unter den MP-Konzentrationen des LVS.
- ▶ Sedimentationskästen scheiden vermehrt gröbere MP-Partikel ab, was zu einer Unterschätzung der ermittelten MP-Konzentration führt, aber deutlich geringer als mit den verwendeten Zentrifugen.
- ▶ LVS stellen vermutlich das System mit der höchsten Abscheideeffizienz von Polymeren mit geringer und hoher Dichte dar und zeigen den geringsten Fraktionierungseffekt. Sie sind aber im Unterhaltungsaufwand wesentlich aufwändiger als Sedimentationskästen.
- ▶ Die kontinuierliche Probennahme mit dem LVS zeigt vielversprechende Ergebnisse und lässt sich mittels einer automatisierten Befüllung und Leerung im Unterhaltungsaufwand deutlich optimieren.

Um diese Befunde zu verifizieren und die Unterschiede der verschiedenen Probenahmesysteme genauer zu erklären, sind weitere Methodenvergleiche am gleichen Standort notwendig. Die entwickelten Sammlersysteme, welche in Koblenz zum Einsatz kamen, bieten ein hohes Potenzial, um das MP-Monitoring zu optimieren und in einen operationellen Betrieb zu überführen.

### 7.1.4 Einordnung der berechneten MP-Frachten im internationalen Kontext

Eine Zusammenstellung der Mikroplastikfrachten am Rhein befindet sich in Tabelle 12. Neben den Werten dieser Studie sind zum Vergleich Frachten für Basel (Schweizer/Deutsche-Grenze) und Lobith (Deutsch-Niederländische-Grenze) in der Tabelle abgebildet, die räumlich den Messungen in Weil und in Emmerich entsprechen. Auffällig ist Streuung der zusammengefassten Frachten um mehrere Größenordnungen. Da die Frachten mit sehr unterschiedlichen Methoden ermittelt wurden sind diese daher nur bedingt vergleichbar. Die Frachten, welche sich auf den Export des Rheins aus der Schweiz beziehen, wurden den Studien von Mani et al. (2016) und Menekes und Nowack (2022) entnommen. Mani et al. (2016) haben die Plastikbelastung mittels FT-IR in Form von MP-Partikeln pro m<sup>3</sup> Wasser ermittelt. Die Analyse umfasst dabei eine große Bandbreite von Polymeren (vornehmlich PS, PP, Polyester, PVC, Acrylate). Dieser Wert wurde von Menekes und Nowack (2022) in eine Massenfracht umgerechnet. Die große Bandbreite von 0,6-37,9 t/a resultiert aus den Unsicherheiten bzgl. der Form und der Korngrößenverteilung der gezählten Partikel. Die Modellierungsstudie von Menekes und Nowack erzielt eine Fracht des Rheins an der deutsch-schweizer Grenze von 4,1 t/a. Beide Frachten sind signifikant kleiner als die in dieser Studie ermittelte Fracht in Weil am Rhein von 230 t/a (mit einem Unsicherheitsintervall zwischen 197-264 t/a). Gründe für die starken Abweichungen zu den Daten von Mani et al. (2016) können in der unterrepräsentativen Erfassung der kleinen MP-Partikel liegen. Zudem wurden die Frachten nicht mit einem

repräsentativen Monitoring erfasst, sondern auf Grundlage einer Momentaufnahme der MP-Konzentration ermittelt. Die Studie von Mennekes und Nowack (2023) basiert auf einem landweiten Modell der MP-Emission in die Flüsse und des Transports in den Flüssen. Hierbei werden stark vereinfachende Annahme bzgl. der Parametrisierung der MP-Prozesse (MP-Transport, Deposition und Remobilisierung) gemacht, die nur durch sehr wenige empirische Befunde belegt sind. Es ist davon auszugehen, dass die MP-Frachten in beiden Studien eine deutliche Unterschätzung darstellen.

**Tabelle 12: Jahresfrachten 2022/23 in Weil, Koblenz und Emmerich.**

Standort	MP - Fracht [t/a]	Unsicherheit/ Bandbreite [t/a]	Polymere	Quelle
Weil am R.	230	197-264	PE, PP, PS	diese Studie (BfG)
Weil am R.	392	-	PMMA, PET, PA6, NR, SBR	diese Studie (BAM)
Basel	4,125	-		Mennekes & Nowack (2023), modellierter Wert
Basel		0,6 – 37,9		Mani et al (2016), Masse umgerechnet aus Anzahl der Partikel
Koblenz	357	352-362	PE, PP, PS	diese Studie (BfG)
Koblenz	325	-	PMMA, PET, PA6, NR, SBR	diese Studie (BAM)
Emmerich	360	329-384	PE, PP, PS	diese Studie (BfG)
Emmerich	464	-	PMMA, PET, PA6, NR, SBR	diese Studie (BAM)
Lobith	3000		PMMA, NR, PA, PE, PP, SBR, PET, PS	RWS (2023)

An der deutsch-niederländischen Grenze wurde die MP-Fracht in Lobith mit 3000 t/a auf Grundlage eines mittleren Abflusses von 2350m<sup>3</sup>/s, einer mittleren Schwebstoffkonzentration von 20 mg/l und einer mittleren Plastikkonzentration von 2 mg/g ermittelt (RWS, 2023). Die Berechnung stellt damit nur die mittleren Verhältnisse dar und bildet nicht den Jahresgang des Abflusses und der Schwebstoff- und Mikroplastikkonzentrationen ab. Die um fast eine Größenordnung höhere Fracht in Lobith im Vergleich zur Fracht in Emmerich resultiert v. a. aus den unterschiedlichen MP-Konzentrationen. Während die Konzentrationen für die hier bestimmten Polymere (PE + PP + PS) in der Regel < 0,4 mg/g sind, ist die mittlere Plastikkonzentration in Lobith mit 2 mg/g angegeben. Die höheren Konzentrationen der RWS Studie resultieren vermutlich aus einer Berücksichtigung von insgesamt acht Polymeren (PMMA, NR, PA, PE, PP, SBR, PET und PS) und einer weniger intensiven Vorbehandlung zur Beseitigung der Matrixeffekte im Vergleich zur Quantifizierung der MP-Konzentrationen nach Lösemittelextraktion in dieser Studie. Insbesondere die von RWS (2023) ermittelten PE-

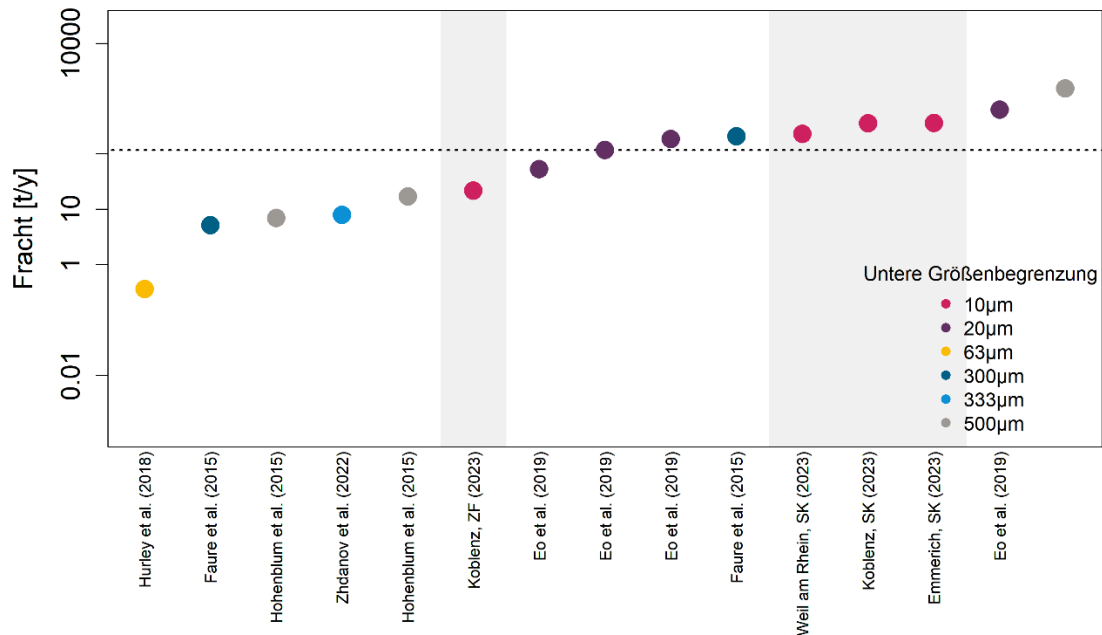
Konzentrationen liegen im Mittel bei 1,2 mg/g und sind somit signifikant größer als die PE-Konzentrationen dieser Studie (vgl. auch Kapitel 3 hierzu).

Tabelle 12 zeigt neben den Frachten für PE, PP und PS, die an der BfG ermittelt worden sind, auch die Fracht für PMMA, PET, PA6, NR und SBR, deren Konzentration basieren auf den Proben der Sedimentationskästen an der BAM ermittelt wurden. Insgesamt liegen alle Frachten in der gleichen Größenordnung, wobei die Frachten für PMMA, PET, PA6, NR und SBR in der Summe in Weil und Emmerich der Fracht für PE, PP und PS übersteigt. Prinzipiell müssen die ermittelten Frachten der BfG und BAM addiert werden, um die Gesamtpolymerfracht zu bestimmen, da keine Überschneidung der betrachteten Polymere zwischen BfG und BAM vorliegt.

Eine Einordnung der hier bestimmten MP-Frachten am Rhein in den globalen Kontext kann auf Grundlage der Daten von Range et al. (2023) erfolgen. Abbildung 72 zeigt die in der Review-Studie von Range et al. (2023) zusammengetragenen MP-Frachten, die originär als Massenfrachten angegeben sind entsprechend ihres Ranges. Da eine Vielzahl von Studien vor allem auf die Ermittlung der Anzahl der MP-Partikel fokussiert, ist die Datendichte in der Abbildung (acht Studien mit 11 ermittelten MP-Frachten) noch sehr gering. Zudem ist zu erkennen, dass die Studien nur bedingt miteinander vergleichbar sind, da die kleinste betrachtete Partikelgröße zwischen 10µm und 500µm stark variiert. Die grau hinterlegten Frachten des Rheins rangieren im Fall der Bestimmung mittels Sedimentationskasten im obersten Drittel der ermittelten MP-Frachten weltweit. Die MP-Fracht aus den Zentrifugendaten bei Koblenz rangiert dabei unterhalb des „globalen“ Medians.

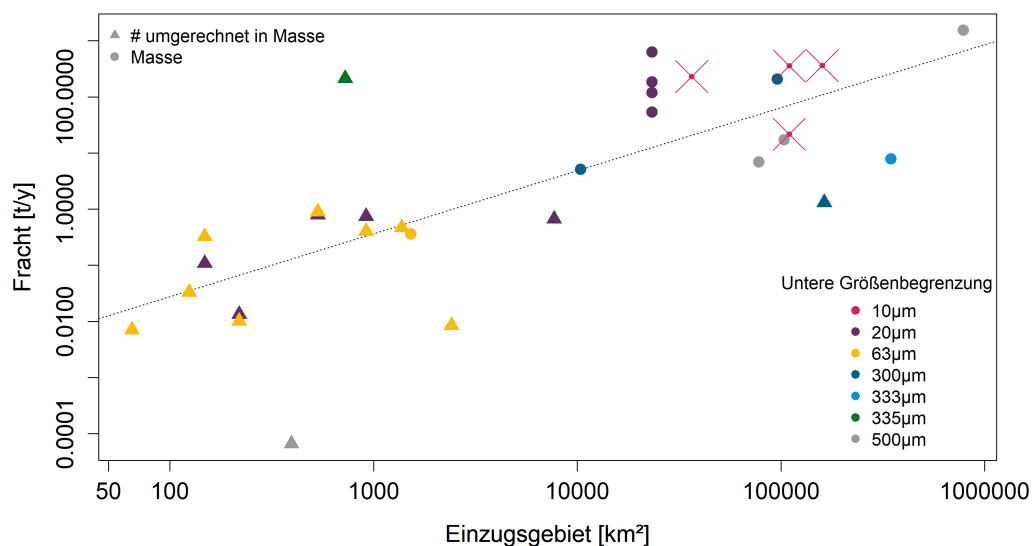
Range et al. (2023) konnten auf Grundlage der weltweiten Review-Studie zeigen, dass die Einzugsgebietsgröße einen wichtigen Einflussfaktor der MP-Fracht darstellt. Trotz der erheblichen Streuung der ermittelten Frachten zeigen größere Flussgebiete eine größere MP-Fracht als kleine Gebiete (Abbildung 73). Die für den Rhein ermittelten Frachten reihen sich hierbei oben-rechts im Streudiagramm (Abb. 73) ein. Im Vergleich zu den meisten Studien, die auf kleinere Gebiete fokussieren, ordnet sich der Rhein somit in die wenigen Flussgebiete mit einer Einzugsgebietsgröße > 10.000km<sup>2</sup> ein. Entsprechend der Größe des Rheins rangieren die ermittelten Frachten im obersten Drittel der dargestellten Werte. Die Frachten aus den Daten der Sedimentationskästen liegen oberhalb der Regressionsgeraden, während die Fracht aus der Zentrifugemessung unterhalb der Regressionsgeraden liegt. Wie bereits in Kapitel 7.1.3 diskutiert, unterschätzen die Zentrifugendaten die „wahre“ MP-Fracht im Rhein. Unter der Annahme, dass die Sedimentationskästen zu einer Unterschätzung der MP-Konzentrationen im Vergleich zum LVS führen, ist davon auszugehen, dass die hier gezeigten Frachten eher konservative Messungen (also eine Unterschätzung) darstellen.

Abbildung 70: Internationaler Vergleich von MP-Frachten, weltweit.



Die Daten zu den MP-Frachten stammen aus der Review-Studie von Range et al. (2023) und berücksichtigen Studien, die MP-Frachten in Einheiten von Masse pro Zeit angegeben haben. Nicht berücksichtigt wurden Studien, die Mikroplastikkonzentrationen in Einheiten von Teilchenanzahl pro Zeit verwendet haben. Die MP-Frachten für Weil, Koblenz und Emmerich aus dieser Studie sind grau hinterlegt. Für Koblenz wurde zwischen der MP-Fracht aus dem Sedimentationskasten (SK) und der Zentrifuge (ZF) unterschieden. Literaturquellen sind dem Review von Range et al (2023) zu entnehmen.

Abbildung 71: MP-Frachten der weltweiten Studien als Funktion der Einzugsgebietsgröße



Die rosa Kreuze entsprechen den MP-Frachten des Rheins, welche in dieser Studie ermittelt wurden. Für Koblenz ist sowohl die Fracht aus den Daten des Sedimentationskastens als auch der Zentrifuge abgebildet. Die Dreiecke repräsentieren Frachten in t/a, die in den originalen Arbeiten in Einheiten von Anzahl Partikel pro Zeit angegeben sind und von Range et al (2023) in Masse pro Zeit umgerechnet wurden.

## 7.2 Monitoring Makroplastik

Als Fazit für das Makroplastikmonitoring stellt sich die Frage, welche Schlussfolgerungen sich aus den in diesem Bericht vorgestellten Methoden und Ergebnisse als ein Konzept für ein Makroplastikmonitoring ziehen lassen. Dies wird wesentlich von den genauen Zielen einer Monitoringmaßnahme abhängen, ob z. B. nur Plastikobjekte oder alle Müllgegenstände erfasst werden sollen, welche Kategorien und Parameter erhoben werden sollen, welche Genauigkeiten angestrebt werden und in was für einer Höhe ein Budget für Ausstattung und Personal verfügbar ist. Auch Teilmaßnahmen werden zu weiteren Erkenntnisgewinnen führen. In einer Aufbauphase wird ein höherer Aufwand, für z. B. das weitergehende Training neuronaler Netze für das Erkennen der jeweiligen Zielkategorien und die Erhebung der hierfür erforderlichen Trainingsdaten notwendig sein.

stellt mögliche Komponenten für ein Makroplastikmonitoring gegenüber, welche im Folgenden diskutiert werden. In-situ Beprobungen und Auffangstation wie z. B. die der RheinKrake können nur lokale Angaben liefern, aber diese ermöglichen eine Beseitigung der Plastik und die Daten werden – bei entsprechendem Aufwand – genauer und können mit weitergehenden Angaben wie z. B. Gewichten, Plastikarten versehen werden. Die Auffangstationen liefern über die jeweiligen Leerungszeiträume aggregiert Daten, die aber da unabhängig von der jeweiligen Beleuchtung rund um die Uhr erhoben werden und zudem eine gewisse Wassertiefe in den Fangbereich mit einbeziehen. Diese Erhebungen sind in der Regel mit erheblichem Aufwand verbunden, wobei hier Freiwilligenbeiträge sehr wertvolle Arbeit leisten.

Weitgehend automatisiert erhobene Kameradaten (RGB, multi- und/oder hyperspektral) bieten aber das größte Potential für eine großflächigere, systematische Erhebung. Wesentlich dafür ist ein hoher Automatisierungsgrad der Aufnahmen und der Auswertung, wie er mit Hilfe von künstlicher Intelligenz erreicht werden kann. Erfolgreich erprobt wurde ein solcher Aufbau in diesem Projekt. Hierfür bieten die Daten von In-situ-Beprobungen und von Auffangstationen – wenn entsprechend zu Kameraaufnahmen synchronisiert – wesentliche Daten für das Training. Vortrainierte neuronale Netze und gezielte Ausbringungskampagnen sollten einen wesentlichen Grundstock für ein Training bilden. Dies kann ergänzt werden durch visuelles Labeling soweit wie Bilder vorhanden sind, in denen Objekte klar genug erkenntlich sind. Für das Labeling kann ein höherer Automatisierungsgrad erreicht werden, wenn ein neuronales Netz mit gewissem Trainingsstand eine Objekterkennung und eine erste Klassifizierung vornimmt, die im visuellen Labeling nur noch verifiziert werden muss. Hierbei können hyperspektrale Daten und bei geeigneter Bandauswahl auch multispektrale Daten, die räumlich und zeitlich mit den RGB-Aufnahmen synchronisiert werden, einen Mehrwert bieten. Wie in Kapitel 6.2.3 gezeigt wurde, ist bei den ausgewerteten Beispieldaten schon mit relativ einfachen Indexberechnungen eine sehr gute Trennung von Objekten zum Hintergrund möglich. Die Unterscheidung von Plastik- oder anderen Müll -objekten untereinander und zu natürlichen Objekten ist schwieriger. Hier ist eine individuellere Betrachtung einzelner Objektklassen notwendig, so dass gut bzw. mit hohen Wahrscheinlichkeiten unterscheidbare Objekte (z. B. grüne Blätter) vorklassifiziert werden können und automatisierter in die Auswertung und das weitergehende Training von neuronalen Netzen einfließen können.

Bei mehr spektraler Information würde in der Regel der Aussageerfolg eines neuronalen Netzes zunehmen, wenn eine Kombination mit einer synchronisierten hochauflösenden RGB-Aufnahme besteht. Dafür wird es allerdings auch schwieriger, Daten gleicher spektraler Art für ein Vortraining zu erhalten. Zudem steigen die Kosten für die Kameras. Daher wird – auch angesichts der hohen erzielten Erkennungsraten der neuronalen Netze in diesem Projekt (s. Kapitel 6.2.4) für ein größerflächiges Monitoring eine Serie von RGB Kameras in Kombination

mit neuronalen Netzen als am aussichtsreichsten, praktikabelsten bzw. wirtschaftlichsten gesehen. Ein zusätzlicher Nahinfrarotkanal wäre nach aktuellem Stand verfügbarer Kameras ggf. noch erweiterbar und würde z. B. schon durch eine NDVI-Auswertung Vorteile bieten.

Falls davon ausgegangen wird, dass ein Monitoring das Ziel hat, Stückzahlen transportiert Plastikobjekte zu bestimmen und deren Veränderungen über einen Abschnitt zu quantifizieren, würde empfohlen, an (mindestens) zwei geeigneten Brücken jeweils zu Beginn und zu Ende der Abschnitte jeweils über die ganze Breite des Flusses eine Reihe von hochauflösenden RGB-Kameras mit aneinander angrenzenden Sichtfeldern aufzubauen. Datenschutzrechtliche Aspekte müssten hierbei zwar berücksichtigt werden, aber so könnte – zu Zeiten entsprechender Beleuchtung – mit einer gut und fortlaufend besser trainierten KI ein zeitlicher Verlauf von Plastiktransporten erfasst und dargestellt werden. So könnten wichtige Aussagen auch über Querverteilungen der Transporte (bzw. bei Größenabschätzungen und Größen-Klassen-Gewichtsannahmen auch über Frachten) gewonnen werden, die bei einzelnen Kameras nur mit abgeschätzt werden könnten. Zudem würden wichtige Erkenntnisse über die Dynamik und über Abhängigkeitsfaktoren des zeitlichen Verlaufs der Plastikhäufigkeiten gewonnen werden. Dieses Set könnte durch weitere einzelne Kameras entlang des Flussverlaufs ergänzt werden.

Zudem würde vorgeschlagen, zur Verfeinerung der Methodik und weiteren Gewinnung von Trainingsdaten an einer Stelle – möglichst synchronisiert mit einer Auffangstation – eine multi- bis hyperspektrale Kamera als Basis für weitere Forschung und zur Verbesserung der Trainingsdaten zu integrieren.

Bei entsprechender Begleitung und weitergehenden Datenauswertung könnte so eine weitergehende Trainingsdatenbank aufgebaut werden und eine Verbesserung der Auswertungsergebnisse der neuronalen Netze erzielt werden.

**Tabelle 13: Mögliche Komponenten Makroplastikmonitoring**

	In-situ Beprobungen	Auffangstation (z. B. RheinKrake)	RGB-Kamera	Multispektralkamera	Hyperspektralkamera
Fähigkeiten	Beseitigungsmöglichkeit; lokale genaue Angaben inkl. Gewichte; Referenzen.	Beseitigungsmöglichkeit. Systematische Erfassung. lokale genaue Angaben inkl. Gewichte. Bei höherem Aufwand auch Referenzen. 24h Betrieb. Auch Objekte unterhalb Wasseroberfläche.	Mit KI-Auswertung hohes Erkennungspotential. An Aufhängungsvorrichtungen (z. B. Brücken) Erfassung der gesamten Flussbreite möglich (mehrere Kameras). Vortrainierte KI möglich.	Mit KI-Auswertung höheres Erkennungspotential in Kombination mit RGB Kamera. An Aufhängungsvorrichtungen (z. B. Brücken) Erfassung der gesamten Flussbreite möglich (mehrere Kameras).	Mit KI-Auswertung sehr hohes Erkennungspotential in Kombination mit RGB Kamera.
Herausforderungen	Nur lokale und zeitlich begrenzte Aussagefähigkeit, nicht überall einsetzbar, hoher Aufwand	Nur lokale Aussagefähigkeit, nicht überall einsetzbar, sehr hoher Aufwand	Geeignete Trainingsdaten für KI notwendig. Datenschutz. Nur bei entsprechender Beleuchtung. Bei entsprechender Automatisierung Dauerbetrieb möglich. Hohes Datenaufkommen.	Geeignete Trainingsdaten für KI notwendig. Synchronisierung mit RGB Kamera. Automatisierung der Kalibrierung schwierig. Datenschutz – je nach Auflösung. Nur bei entsprechender Beleuchtung. Hohes Datenaufkommen. Auswahl geeigneter spektraler Aufnahmebänder erforderlich.	Geeignete Trainingsdaten für KI notwendig. Synchronisierung mit RGB Kamera. Automatisierung der Kalibrierung sehr schwierig. (Datenschutz). Nur bei entsprechender Beleuchtung. Sehr hohes Datenaufkommen.
Automatisierungspotential	Gering	Gering	Sehr hoch	Hoch	Mittel - hoch; je nach Kalibration
Räumliche Auflösung	Punktuell oder abschnittsweise	Punktuell	Sehr hoch	Mittel	Niedrig
Zeitliche Auflösung	Sehr gering	Gering (vgl. RheinKrake ca. 2 Wochen); Aggregation über längeren, rund um die Uhr erfassten Zeitraum möglich.	Sehr hoch, bei entsprechender Beleuchtung	Sehr hoch, bei entsprechender Beleuchtung	Potentiell sehr hoch, bei entsprechender Beleuchtung
Personalaufwand und -kosten	Sehr hoher Aufwand. Kosten variabel – je nach Bürgerbeteiligung.	Sehr hoher Aufwand. Kosten variabel – je nach Bürgerbeteiligung.	Höher während Implementierungsphase. Danach bei hohem Automatisierungsgrad niedrig.	Hoch während Implementierungsphase. Danach bei hohem	Sehr hoch während Implementierungsphase. Danach bei hohem

	In-situ Beprobungen	Auffangstation (z. B. RheinKrake)	RGB-Kamera	Multispektralkamera	Hyperspektralkamera
Materialkosten	Sehr gering.	Unbekannt.	Je nach Kamera zwischen 100 und ca. 2500 € pro Kamerasystem. Plus Anbringung, Stromversorgung, Synchronisierung, Datenübertragung. Anzahl der Kameras für Abdeckung gesamter Flussbreite je nach Aufhängungshöhe, Objektiv, Auflösung und Flussbreite.	Automatisierungsgrad niedrig bis mittel.  Ca. 15k€ pro Kamera bzw. mehr - je nach Auswahl der spektralen Bänder. Plus siehe RGB-Kamera und ggf. Kalibrierungsvorrichtung.	Automatisierungsgrad mittel.  Ca. 100k€ pro Kamera. Mehrere Kameras über Flussbreite nicht wirtschaftlich. Personal. Plus siehe RGB-Kamera und Kalibrierungsvorrichtung.

## 8 Quellenverzeichnis

1. Jambeck, J.R., et al., *Plastic waste inputs from land into the ocean*. 2015. **347**(6223): p. 768-771.
2. Paul, A. and K. Isaac, *The Risks of Microplastic Pollution in the Aquatic Ecosystem*, in *Advances and Challenges in Microplastics*, S. El-Sayed, Editor. 2023, IntechOpen: Rijeka. p. Ch. 6.
3. Mani, T., et al., *Microplastics profile along the Rhine River*. *Scientific Reports*, 2015. **5**(1): p. 17988.
4. Mani, T., et al., *Microplastic Pollution in Benthic Midstream Sediments of the Rhine River*. *Environmental Science & Technology*, 2019. **53**(10): p. 6053-6062.
5. Klein, S., E. Worch, and T.P. Knepper, *Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany*. *Environ Sci Technol*, 2015. **49**(10): p. 6070-6.
6. Kittner, M., et al., *Microplastics in the Danube River Basin: A First Comprehensive Screening with a Harmonized Analytical Approach*. *ACS ES&T Water*, 2022. **2**(7): p. 1174-1181.
7. Dierkes, G., et al., *Quantification of microplastics in environmental samples via pressurized liquid extraction and pyrolysis-gas chromatography*. *Anal Bioanal Chem*, 2019. **411**: p. 6959-6968.
8. Scherer, C., et al., *Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river*. *Sci Total Environ*, 2020. **738**: p. 139866.
9. Schöneich-Argent, R.I., K. Dau, and H. Freund, *Wasting the North Sea? – A field-based assessment of anthropogenic macrolitter loads and emission rates of three German tributaries*. *Environmental Pollution*, 2020. **263**: p. 114367.
10. Wendt-Potthoff, K., et al., *Mikroplastik in Binnengewässern*. 2017. p. 1-35.
11. Range, D., et al., *Hydro-geomorphic perspectives on microplastic distribution in freshwater river systems: A critical review*. *Water Research*, 2023. **245**: p. 120567.
12. Bertling, J., R. Bertling, and L. Hamann, *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie*. 2018, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT.
13. Hidalgo-Ruz, V., et al., *Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification*. *Environ Sci Technol*, 2012. **46**(6): p. 3060-75.
14. Gnann, N., B. Baschek, and T.A. Ternes, *Close-range remote sensing-based detection and identification of macroplastics on water assisted by artificial intelligence: A review*. *Water Res*, 2022. **222**: p. 118902.
15. Dierkes, G., T. Lauschke, and C. Földi, *Analytical Methods for Plastic (Microplastic) Determination in Environmental Samples*. Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg. p. 1-25.
16. Dorothee, H., et al. *Operational monitoring of turbidity in rivers: how satellites can contribute*. in *Proc.SPIE*. 2016.
17. Reisser, J., et al., *The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre*. *Biogeosciences*, 2015. **12**(4): p. 1249-1256.
18. Bannick, C.G., et al., *Development and testing of a fractionated filtration for sampling of microplastics in water*. *Water Research*, 2019. **149**: p. 650-658.
19. Hildebrandt, L., et al., *Evaluation of continuous flow centrifugation as an alternative technique to sample microplastic from water bodies*. *Marine Environmental Research*, 2019: p. 104768.
20. Harhash, M., et al., *Efficiency of five samplers to trap suspended particulate matter and microplastic particles of different sizes*. *Chemosphere*, 2023. **338**: p. 139479.
21. Biermann, L., et al., *Finding Plastic Patches in Coastal Waters using Optical Satellite Data*. *Scientific Reports*, 2020. **10**(1): p. 5364.

22. González-Fernández, D. and G. Hanke, *Toward a Harmonized Approach for Monitoring of Riverine Floating Macro Litter Inputs to the Marine Environment*. *Frontiers in Marine Science*, 2017. **4**.
23. Kataoka, T., H. Hinata, and S. Kako, *A new technique for detecting colored macro plastic debris on beaches using webcam images and CIELUV*. *Marine pollution bulletin*, 2012. **64**(9): p. 1829-1836.
24. Kataoka, T. and Y. Nihei, *Quantification of floating riverine macro-debris transport using an image processing approach*. *Scientific Reports*, 2020. **10**(1): p. 2198.
25. Kylili, K., A. Artusi, and C. Hadjistassou, *A new paradigm for estimating the prevalence of plastic litter in the marine environment*. *Marine Pollution Bulletin*, 2021. **173**: p. 113127.
26. Martin, C., et al., *Use of unmanned aerial vehicles for efficient beach litter monitoring*. *Marine Pollution Bulletin*, 2018. **131**: p. 662-673.
27. Wolf, M., et al., *Machine learning for aquatic plastic litter detection, classification and quantification (APLASTIC-Q)*. *Environmental Research Letters*, 2020. **15**(11): p. 114042.
28. Kuizenga, B., et al., *From source to sea: Floating macroplastic transport along the Rhine river*. *Frontiers in Environmental Science*, 2023. **11**: p. 9.
29. González Fernández, D., et al., *Floating macrolitter leaked from Europe into the ocean*. *Nature Sustainability*, 2021. **4**: p. 474-483.
30. van Emmerik, T., et al., *Rivers as Plastic Reservoirs*. *Frontiers in Water*, 2022. **3**.
31. Bergmann, M., et al., *Observations of floating anthropogenic litter in the Barents Sea and Fram Strait, Arctic*. *Polar Biology*, 2016. **39**(3): p. 553-560.
32. Bui, T.-K.L., et al., *Marine litter pollution along sandy beaches of Can Gio coast, Ho Chi Minh City, Vietnam*. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2022. **964**(1).
33. Chambault, P., et al., *Distribution and composition of floating macro litter off the Azores archipelago and Madeira (NE Atlantic) using opportunistic surveys*. *Marine Environmental Research*, 2018. **141**: p. 225-232.
34. Kiessling, T., et al., *Plastic Pirates sample litter at rivers in Germany – Riverside litter and litter sources estimated by schoolchildren*. *Environmental Pollution*, 2019. **245**: p. 545-557.
35. Tramoy, R., et al., *Plastic debris dataset on the Seine river banks: Plastic pellets, unidentified plastic fragments and plastic sticks are the Top 3 items in a historical accumulation of plastics*. *Data in Brief*, 2019. **23**: p. 103697.
36. Vlachogianni, T., et al., *Marine litter on the beaches of the Adriatic and Ionian Seas: An assessment of their abundance, composition and sources*. *Marine Pollution Bulletin*, 2018. **131**.
37. Castro-Jiménez, J., et al., *Macro-litter in surface waters from the Rhone River: Plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea*. *Marine Pollution Bulletin*, 2019. **146**: p. 60-66.
38. Crosti, R., et al., *'Down to the river': amount, composition, and economic sector of litter entering the marine compartment, through the Tiber river in the Western Mediterranean Sea*. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 2018. **29**: p. 859.
39. van Emmerik, T., et al., *A Methodology to Characterize Riverine Macroplastic Emission Into the Ocean*. *Frontiers in Marine Science*, 2018. **5**.
40. van Lieshout, C., et al., *Automated River Plastik Monitoring Using Deep Learning and Cameras*. *Earth and Space Science*, 2020. **7**(8): p. 14.
41. Martin, C., et al., *Enabling a Large-Scale Assessment of Litter along Saudi Arabian Red Sea Shores by Combining Drones and Machine Learning*. *Environmental Pollution*, 2021. **277**: p. 116730.
42. Garcia-Garin, O., et al., *Automatic detection and quantification of floating marine macro-litter in aerial images: Introducing a novel deep learning approach connected to a web application in R*. *Environmental Pollution*, 2021. **273**: p. 116490.
43. Balsi, M., et al., *High-Resolution Aerial Detection of Marine Plastic Litter by Hyperspectral Sensing*. *Remote Sensing*, 2021. **13**(8): p. 1557.

44. Cocking, J., et al., *Aerial detection of beached marine plastic using a novel, hyperspectral short-wave infrared (SWIR) camera*. ICES Journal of Marine Science, 2022. **79**(3): p. 648-660.
45. Cortesi, I., et al., *Uav-Based River Plastic Detection with a Multispectral Camera*. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 2022. **XLIII-B3-2022**: p. 855-861.
46. Garaba, S.P. and T. Harmel, *Top-of-atmosphere hyper and multispectral signatures of submerged plastic litter with changing water clarity and depth*. Opt Express, 2022. **30**(10): p. 16553-16571.
47. Moshtaghi, M., et al., *Spectral reflectance of marine macroplastics in the VNIR and SWIR measured in a controlled environment*. Scientific Reports, 2021. **11**(1): p. 5436.
48. Schwandt, D. and G. Hübner. *Informationsplattform Undine*. 2022 [cited 2022 07.02.2022]; Available from: <https://undine.bafg.de/rhein/rheingebiet.html>.
49. Funck, M., et al., *Identification of microplastics in wastewater after cascade filtration using Pyrolysis-GC-MS*. MethodsX, 2019: p. 100778.
50. Diplas, P., et al., *Sediment Transport Measurements*, in *Sedimentation Engineering*. 2008. p. 307-353.
51. Campanale, C., et al., *A Practical Overview of Methodologies for Sampling and Analysis of Microplastics in Riverine Environments*. Sustainability, 2020. **12**(17).
52. Nickel, J.P. and S. Fuchs, *Large-Volume Samplers for Efficient Composite Sampling and Particle Characterization in Sewer Systems*. Water, 2021. **13**(20).
53. Hillebrand, G.O., W.; Schmegg, J.; Vollmer, S.; Gehres, N., *Neuausrichtung des WSV-Messstellennetzes Schwebstoffmonitoring*. 2015, Bundesanstalt für Gewässerkunde: Koblenz.
54. Hoffmann, T., Vollmer, S., Otto, W., Grütter, M., *Profilmessungen des Schwebstofftransports mittels ADCP für den Einsatz in der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes im Binnenbereich*, in *Bericht der AG Hydrometrie zum durchgeführten Pilotprojekt auf dem Messschiff „Rheinland“*. 2019, Wasser- und Schifffahrtsamt Duisburg-Rhein: Koblenz.
55. Liedermann, M., et al., *A Methodology for Measuring Microplastic Transport in Large or Medium Rivers*. Water, 2018. **10**(4).
56. Laermanns, H., et al., *Microplastic in Water and Sediments at the Confluence of the Elbe and Mulde Rivers in Germany*. Frontiers in Environmental Science, 2021. **9**: p. 794895.
57. Adomat, Y., et al., *Evaluation of microplastics sediment sampling techniques—efficiency of common methods and new approaches*. Microplastics and Nanoplastics, 2022. **2**(1): p. 27.
58. Wiesner, Y., et al., *Microplastics in sediments of the river Rhine—A workflow for preparation and analysis of sediment samples from aquatic river systems for monitoring purposes*. Applied Research, 2023. **n/a**(n/a): p. e202200125.
59. Witzig, C.S., et al., *When Good Intentions Go Bad-False Positive Microplastic Detection Caused by Disposable Gloves*. Environ Sci Technol, 2020. **54**(19): p. 12164-12172.
60. Lauschke, T., et al., *Evaluation of poly(styrene-d5) and poly(4-fluorostyrene) as internal standards for microplastics quantification by thermoanalytical methods*. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2021. **159**: p. 105310.
61. Slabon, A. and T. Hoffmann, *Uncertainties of Annual Suspended Sediment Transport Estimates Driven by Temporal Variability*. Water Resources Research, 2024. **60**(1): p. e2022WR032628.
62. Walling, D. and B. Webb, *The reliability of suspended sediment load data [River Creedy, England]*. IAHS Publications, 1981. **133**.
63. Slabon, A. and T. Hoffmann. *Vertical and lateral variability of suspended sediment in crosssections at the river Rhine*. in *EGU General Assembly 2022*. 2023. Vienna, Austria.
64. Oswald, S.R., Ad.; Schoor, Margriet; Collas, Frank *Plastic transport in rivers: Bridging the gap between surface and water column*. Water Research, 2025. **269**.
65. Krake e.V. [cited 2023 18.12.2023]; Available from: <https://krake.koeln/>

66. van Emmerik, T. and A. Schwarz, *Plastic debris in rivers*. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, 2019. 7.
67. European Commission, *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas*, in *JRC Scientific and Policy Reports*. 2013.
68. Hanke, G., et al., *Riverine Litter Monitoring - Options and Recommendations*, in *JRC Scientific and Policy Reports*. 2017.
69. Fleet, D., Vlachogianni, T., Hanke, G., *A Joint List of Litter Categories for Marine Macrolitter Monitoring*, in *EUR 30348 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, ISBN 978-92-76-21445-8, doi:10.2760/127473, JRC121708*. 2021.
70. OSPAR Commission, *Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area*. 2010.
71. OSPAR Commission, *CEMP Guidelines on Litter on the Seafloor*. 2017.
72. OSPAR Commission, *CEMP Guidelines for Monitoring and Assessment of plastic particles in stomachs of fulmars in the North Sea area*. 2019.
73. van Emmerik, T., P. Vriend, and J. Roebroek, *An evaluation of the River-OSPAR method for quantifying macrolitter on Dutch riverbanks*. 2020.
74. Opfer, S., C. Arthur, and S. Lippiatt, *NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide*. 2012.
75. NOWPAP, *Guidelines for Monitoring Marine Litter on the Beaches and Shorelines of the Northwest Pacific Region*. 2007.
76. CSIRO, *Marine Debris Beach Survey*. 2017.
77. Sheavly, S.B., *National Marine Debris Monitoring Program: Final Program Report, Data Analysis and Summary*. 2007.
78. HELCOM, *HELCOM Guidelines for monitoring beach litter*. 2018.
79. UNEP, *UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter*. 2009.
80. González Fernández, D., et al., *Anthropogenic litter input through rivers in the Black Sea*, in *Marine Litter in the Black Sea*. 2020, Turkish Marine Research Foundation (TUDAV): Istanbul. p. 183-191.
81. Maximenko, N., et al., *Toward the Integrated Marine Debris Observing System*. *Frontiers in Marine Science*, 2019. 6(447).
82. Kako, S.i., A. Isobe, and S. Magome, *Sequential monitoring of beach litter using webcams*. *Marine Pollution Bulletin*, 2010. 60(5): p. 775-779.
83. Martin, C., et al., *Use of unmanned aerial vehicles for efficient beach litter monitoring*. *Marine Pollution Bulletin*, 2018. 131: p. 662-673.
84. Geraeds, M., et al., *Riverine Plastic Litter Monitoring Using Unmanned Aerial Vehicles (UAVs)*. *Remote Sensing*, 2019. 11(17): p. 2045.
85. Garaba, S.P., et al., *Concentration, anisotropic and apparent colour effects on optical reflectance properties of virgin and ocean-harvested plastics*. *Journal of Hazardous Materials*, 2021. 406: p. 124290.
86. Lieshout, C., Kees Oeveren, Tim van Emmerik, & Postma, E., *Automated River Plastik Monitoring Using Deep Learning and Cameras*. *Earth and Space Science*, 2020. 7(8), 14. *makesense.ai*. 18.12.2023]; Available from: <https://www.makesense.ai>.
88. *YOLO - Tips for best training results*. [cited 2023 18.12.]; Available from: [https://docs.ultralytics.com/yolov5/tutorials/tips for best training results/](https://docs.ultralytics.com/yolov5/tutorials/tips%20for%20best%20training%20results/)
89. Themistocleous, K., et al., *Investigating Detection of Floating Plastic Litter from Space Using Sentinel-2 Imagery*. *Remote Sensing*, 2020. 12(16).
90. Chollet, F., *Deep Learning with Python*. 2018, New York: Manning Publications Co.
91. Audebert, N., B. Le Saux, and S. Lefevre, *Deep Learning for Classification of Hyperspectral Data: A Comparative Review*. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Magazine*, 2019. 7(2): p. 159-173.
92. Kattenborn, T., et al., *Review on Convolutional Neural Networks (CNN) in vegetation remote sensing*. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2021. 173: p. 24-49.

93. Ponti, M.A., et al., *Everything You Wanted to Know about Deep Learning for Computer Vision but Were Afraid to Ask*, in *2017 30th SIBGRAPI Conference on Graphics, Patterns and Images Tutorials (SIBGRAPI-T)*. 2017. p. 17-41.
94. Goodfellow, I.B., Yoshua; Courville, Aaron *Deep Learning*. 2016: MIT Press.
95. Chollet, F., *Deep Learning with Python*. 2018, New York: Manning Publications Co.
96. Politikos, D.V., et al., *Using artificial intelligence to support marine macrolitter research: A content analysis and an online database*. *Ocean & Coastal Management*, 2023. **233**.
97. Jia, T., et al., *Deep learning for detecting macroplastic litter in water bodies: A review*. *Water Res*, 2023. **231**: p. 119632.
98. Chen, F., et al., *Soft-NMS-Enabled YOLOv5 with SIOU for Small Water Surface Floater Detection in UAV-Captured Images*. *Sustainability*, 2023. **15**(14).
99. Yang, X., et al., *Detection of River Floating Garbage Based on Improved YOLOv5*. *Mathematics*, 2022. **10**(22).
100. Jocher, G.C., Ayush; Stoken, Alex; Borovec, Jirka; NanoCode012; Kwon, Yonghye ; Michael, Kalen; TaoXie; Fang, Jiacong ; imyhxy; Lorna; Yifu,Zeng; Wong, Colin; Abhiram V; Montes, Diego; Wang, Zhiqiang; Fati, Cristi; Nadar, Jebastin; Laughing; ... ; Jain,Mrinal *ultralytics/yolov5: v7.0 - YOLOv5 SOTA Realtime Instance Segmentation (v7.0)*. 2022.
101. Cordova, M., et al., *Litter Detection with Deep Learning: A Comparative Study*. *Sensors (Basel)*, 2022. **22**(2).
102. de Vries, R., et al., *Quantifying Floating Plastic Debris at Sea Using Vessel-Based Optical Data and Artificial Intelligence*. *Remote Sensing*, 2021. **13**(17).
103. Song, K., et al., *A comparative study of deep learning-based network model and conventional method to assess beach debris standing-stock*. *Mar Pollut Bull*, 2021. **168**: p. 112466.
104. Ren, Z., H. Zhang, and Z. Li, *Improved YOLOv5 Network for Real-Time Object Detection in Vehicle-Mounted Camera Capture Scenarios*. *Sensors (Basel)*, 2023. **23**(10).
105. Lauschke, T., G. Dierkes, and T.A. Ternes, *Challenges in the quantification of poly(ethylene terephthalate) microplastics via thermoanalytical methods posed by inorganic matrix components*. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2023. **174**: p. 106108.
106. Bouzid, N., et al., *Quantification of Microplastics by Pyrolysis Coupled with Gas Chromatography and Mass Spectrometry in Sediments: Challenges and Implications*. 2022. **1**(2): p. 229-239.
107. de Carvalho, A.R., et al., *Determination of Polystyrene Microplastic in Soil by Pyrolysis – Gas Chromatography – Mass Spectrometry (pyr-GC-MS)*. *Analytical Letters*: p. 1-19.
108. Fabbri, D., C. Trombini, and I. Vassura, *Analysis of Polystyrene in Polluted Sediments by Pyrolysis—Gas Chromatography—Mass Spectrometry*. *Journal of Chromatographic Science*, 1998. **36**(12): p. 600-604.
109. Panda, A.K. and R.K. Singh, *Catalytic performances of kaoline and silica alumina in the thermal degradation of polypropylene*. *Journal of Fuel Chemistry and Technology*, 2011. **39**(3): p. 198-202.
110. Puts, G.J. and P.L. Crouse, *The influence of inorganic materials on the pyrolysis of polytetrafluoroethylene. Part 2: The common oxides of Al, Ga, In, Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Cr, V, Zr and La*. *Journal of Fluorine Chemistry*, 2014. **168**: p. 9-15.
111. Meng, T.-T., et al., *Comparing the effects of different metal oxides on low temperature decomposition of PVC*. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2021. **159**: p. 105312.
112. Fischer, M. and B.M. Scholz-Böttcher, *Simultaneous Trace Identification and Quantification of Common Types of Microplastics in Environmental Samples by Pyrolysis-Gas Chromatography–Mass Spectrometry*. *Environ Sci Technol*, 2017. **51**(9): p. 5052-5060.
113. Kamp, J., et al., *Quantification of Poly(vinyl chloride) Microplastics via Pressurized Liquid Extraction and Combustion Ion Chromatography*. *Environ Sci Technol*, 2023. **57**(12): p. 4806-4812.
114. Smith, P.E., R.C. Counts, and R.I. Clutter, *Changes in Filtering Efficiency of Plankton Nets Due to Clogging Under Tow*. *ICES Journal of Marine Science*, 1968. **32**(2): p. 232-248.

115. RheinKrake. <https://krake.koeln/wp-content/uploads/2023/06/Rheinkrake-report-Q2.pdf> last accessed 13.11.2025. 2024 [cited 2024 10.07.]; Available from: <https://krake.koeln/projekte/muellfalle/>.
116. Knaeps, E., et al., *Hyperspectral reflectance dataset of dry, wet and submerged marine litter*. 2020.
117. Tasserou, P., et al., *Advancing Floating Macroplastic Detection from Space Using Experimental Hyperspectral Imagery*. Remote Sensing, 2021. **13**(12).
118. Garaba, S., Dierssen, H., *Hyperspectral ultraviolet to shortwave infrared characteristics of marine-harvested, washed-ashore and virgin plastic*. Earth Syst. Sci. Data, 2020. **12**.
119. *COCO-Datensatz*.
120. Zailan, N.A., et al., *An automated solid waste detection using the optimized YOLO model for riverine management*. Front Public Health, 2022. **10**: p. 907280.
121. Armitage, S., et al., *Detection and Classification of Floating Plastic Litter Using a Vessel-Mounted Video Camera and Deep Learning*. Remote Sensing, 2022. **14**(14).
122. Li, X., et al., *A modified YOLOv3 detection method for vision-based water surface garbage capture robot*. International Journal of Advanced Robotic Systems, 2020. **17**(3).
123. Maharjan, N., et al., *Detection of River Plastic Using UAV Sensor Data and Deep Learning*. Remote Sensing, 2022. **14**(13).
124. Tata, G.L., Jay; Poirion, Olivier; Royer, Sarah-Jeanne, *A Robotic Approach towards Quantifying Epipelagic Bound Plastic Using Deep Visual Models*. 2021.
125. Wang, L., et al., *A Simple Method for Quantifying Polycarbonate and Polyethylene Terephthalate Microplastics in Environmental Samples by Liquid Chromatography–Tandem Mass Spectrometry*. Environmental Science & Technology Letters, 2017. **4**(12): p. 530-534.
126. Tian, L., et al., *Quantification of polyethylene terephthalate micro- and nanoplastics in domestic wastewater using a simple three-step method*. Sci Total Environ, 2023. **857**(Pt 2): p. 159209.
127. Müller, A., et al., *Microplastic analysis using chemical extraction followed by LC-UV analysis: a straightforward approach to determine PET content in environmental samples*. Environmental Sciences Europe, 2020. **32**(1).