

**Fachbereich Ingenieurwissenschaften  
Studiengang Umwelttechnik**

BACHELORARBEIT

**Methoden und Ergebnisse bisheriger Untersuchungen über  
das Vorkommen von Mikroplastik in der Außenluft**

Name: Anna Katharina Alde  
Matrikelnummer: 1075681  
Referentin: Prof. Dr. Ursula Katharina Deister  
Korreferent: Prof. Dr. Stefan Jacobi

## Inhaltsverzeichnis

Versicherung .....	iv
Danksagung .....	v
Vorwort .....	vi
Verzeichnisse .....	vii
Abkürzungsverzeichnis .....	vii
Abbildungsverzeichnis.....	ix
Tabellenverzeichnis.....	xi
Zusammenfassung .....	xii
Abstract .....	xiii
1    Einleitung.....	1
1.1    Ausgangslage und Problemstellung.....	1
1.2    Ziele der Arbeit .....	2
1.3    Aufbau der Arbeit.....	2
2    Theoretische Grundlagen – Definition, Quellen, Senken, Gefahren und Methoden.....	3
2.1    Definition .....	3
2.1.1    Größeneinteilung .....	3
2.1.2    Primäres und sekundäres Mikroplastik .....	4
2.2    Eintragsquellen von Mikroplastik in die Umwelt und Mengen.....	5
2.3    Transportwege und mögliche Senken.....	7
2.4    Gefahrenpotenzial von Mikroplastik .....	8
2.4.1    Additive im Kunststoff .....	8
2.4.2    Gefahren für Organismen allgemein .....	9
2.4.3    Gefahren für den Menschen .....	9
2.5    Methoden zum Nachweis von Mikroplastik .....	10
2.5.1    Probenahme .....	10
2.5.2    Probenaufbereitung .....	12
2.5.3    Analyse.....	16
2.5.4    Vermeidung von Kontaminationen .....	20
2.5.5    Angewandte Methoden für Luftproben .....	21
3    Ergebnisse bisheriger Untersuchungen .....	23
3.1    Ergebnisse bisheriger Studien zu Mikroplastik in der Außenluft.....	23
3.1.1    Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater Paris ....	23

3.1.2	Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany .....	24
3.1.3	Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment.....	28
3.1.4	Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health .....	29
3.1.5	Weitere Studien .....	32
3.1.6	Vergleich und Diskussion der Studien.....	33
3.2	Bisherige Studien und Projekte zu Reifenabrieb in der Außenluft .....	55
3.2.1	Zusammensetzung und Entstehung von Reifenabrieb.....	55
3.2.2	Projekte und Studien .....	56
3.2.3	Diskussion der Ergebnisse .....	59
4	Untersuchung zur Belastung der Luft mit Mikroplastik in Wiesbaden und Umgebung ...	61
4.1	Einleitung.....	61
4.2	Versuchsdurchführung.....	61
4.2.1	Probenahme.....	62
4.2.2	Aufbereitung der Staubniederschlagsproben .....	62
4.2.3	Mikroskopische Untersuchung.....	63
4.3	Auswertung der Ergebnisse.....	64
4.3.1	Ermittlung der Staubniederschlagsmenge .....	64
4.3.2	Ergebnisse der mikroskopischen Untersuchung .....	66
4.3.3	Mikroplastik-Depositionsraten.....	69
4.3.4	Einfluss der meteorologischen Faktoren.....	70
4.4	Diskussion der Ergebnisse .....	72
5	Fazit.....	75
6	Ausblick .....	78
7	Glossar .....	xiv
8	Literaturverzeichnis.....	xviii
9	Anhang .....	xxvii
9.1	Zusatzinformationen zu den Studien.....	xxvii
9.1.1	Ausführlichere Beschreibungen weiterer Studien.....	xxvii
9.1.2	Tabellarische Zusammenstellung der Ergebnisse der Studien.....	xxxiv
9.2	Anhang praktische Untersuchung .....	xlii
9.2.1	Messstellen .....	xlii

9.2.2	Bilder Dezemberproben.....	xliii
9.2.3	Bilder Januarproben .....	xliv
9.2.4	Vergleichswerte Staubniederschlag.....	xlvi
9.2.5	Bilder der mikroskopischen Untersuchung.....	xlvi
9.2.6	Partikelanzahlen und Volumenanteile.....	li
9.2.7	Meteorologische Daten.....	lv
9.2.8	Schadstoffdaten zum Vergleich des Verkehrsaufkommens .....	lvi



## Versicherung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne unzulässige Hilfe Dritter verfasst habe.

Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Texte, Gedankengänge, Konzepte usw. in meinen Ausführungen habe ich als solche eindeutig gekennzeichnet und mit vollständigen Verweisen auf die jeweilige Urheberschaft und Quelle versehen.

Alle weiteren Inhalte wie Textteile, Abbildungen, Tabellen etc. ohne entsprechende Verweise stammen im urheberrechtlichen Sinn von mir.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder im In- noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

Mir ist bekannt, dass ein Täuschungsversuch vorliegt, wenn sich eine der vorstehenden Versicherungen als unrichtig erweist.

Wiesbaden, 17. 05. 2021 K. Able

*Ort, Datum und Unterschrift Verfasserin*

## Danksagung

An dieser Stelle möchte ich den Personen danken, die durch ihre Unterstützung zum Gelingen dieser Bachelorarbeit beigetragen haben.

Frau Prof. Dr. Ursula Katharina Deister danke ich besonders für ihre hilfreichen Anmerkungen, konstruktive Kritik und vor allem für die Bereitschaft, diese Bachelorarbeit zu betreuen.

Ich möchte Herrn Prof. Dr. Stefan Jacobi für die Bereitschaft zur Übernahme des Korreferates sowie die Unterstützung und hilfreichen Anregungen danken.

Auch Herrn Dipl.-Ing. (FH) Volker Kummer möchte ich einen besonderen Dank aussprechen. Seine tatkräftige Unterstützung war eine große Hilfe bei der Erstellung dieser Bachelorarbeit.

Außerdem danke ich meiner Familie, meinen Freunden und meinem Freund für die Unterstützung während der Zeit der Verfassung dieser Arbeit.

## Vorwort

Im Rahmen einer Zusammenarbeit mit dem Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) soll der aktuelle Forschungsstand über Mikroplastik in der Außenluft ermittelt werden und die Rolle von Mikroplastik als potentieller Luftschadstoff beurteilt werden. Anhand einer durchgeführten Untersuchung soll eine erste Beurteilung über das Mikroplastik-Vorkommen in Wiesbaden und Umgebung unternommen werden. Das Thema der Bachelorthesis lautet „Methoden und Ergebnisse bisheriger Untersuchungen über das Vorkommen von Mikroplastik in der Außenluft“.

Die Aufgabenstellung wurde in einem 4,5-monatigen Zeitrahmen vom 04.01.2021 bis 17.05.2021 bearbeitet.

## Verzeichnisse

### Abkürzungsverzeichnis

2D	zweidimensional
ATR	Attenuated Total Reflection
BPP	Bivariate Polar Plots
CO	Kohlenstoffmonoxid
DWD	Deutscher Wetterdienst
EDX	Energiedispersive Röntgenspektroskopie
EP	Epoxidharz
EU	Europäische Union
EVAC	Ethylenvinylacetat
FTIR	Fourier-Transformation-Infrarot
GC	Gaschromatographie
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Wasserstoffperoxid
HCBD	Hexachlorbutadien
HDPE	High-Density Polyethylen
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
HSRM	Hochschule RheinMain
HYSPLIT	Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory-Modell
ICP	Inductively Coupled Plasma
IR	Infrarot
LDPE	Low-Density Polyethylen
m%	Massenprozent
MP	Messpunkt
MS	Massenspektrometrie
NaClO	Natriumhypochlorit
NIR	Nahinfrarot
NO <sub>2</sub>	Stickstoffdioxid
NOAEC	No Observed Adverse Effect Concentration
PA	Polyamid
PAN	Polyacrylnitril
PBDE	Polybromierte Diphenylether
PC	Polycarbonat
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat

PM	Particulate Matter
POP	Persistente organische Schadstoffe
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PTFE	Polytetrafluorethylen
PUR	Polyurethan
PVA	Polyvinylalkohol
Py-GC/MS	Pyrolyse-Gaschromatografie-Massenspektrometrie
RAU	Reifenabrieb in der Umwelt
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
REM	Rasterelektronenmikroskopie
SBR	Styrol-Butadien-Kautschuk (Styrol-Butadien-Rubber)
SVHC	Substances of Very High Concern
TED-GC/MS	Thermoextraktion-Desorption-Gaschromatographie-Massenspektrometrie
TRWP	Tyre-and-Road-Wear-Particles
TSP	Total Suspended Particles
TWP	Tyre-Wear-Particles
UMSICHT	Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik
VO	Verordnung
Vol.%	Volumenprozent
wdk	Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Quellen von Mikroplastikemissionen in Deutschland .....	5
Abbildung 2: Anteil von Elastomeren, Thermoplasten und Duroplasten an den Mikroplastik-Emissionen .....	6
Abbildung 3: Bergerhoff-Sammler .....	11
Abbildung 4: In Luftuntersuchungen angewandte Methoden für die Mikroplastik-Analytik....	22
Abbildung 5: Vergleichende Darstellung der Mikroplastik-Depositionsraten der jeweiligen Depositionsuntersuchungen.....	43
Abbildung 6: Vergleichende Darstellung der Mikroplastik-Konzentrationen der jeweiligen Konzentrationsuntersuchungen.....	44
Abbildung 7: Partikelformen .....	45
Abbildung 8: Partikelformen und ihre Häufigkeiten in den Studien .....	46
Abbildung 9: Relative Verteilung der (Mikroplastik-)Fasern in verschiedenen Größenklassen in vier Depositionsuntersuchungen .....	47
Abbildung 10: Chemische Zusammensetzung der identifizierten Fasern in Depositionsuntersuchungen.....	48
Abbildung 11: Häufigkeiten ausgewählter Polymerarten in Depositionsuntersuchungen.....	49
Abbildung 12: Box-Plots der in den Studien berichteten Mikroplastik-Depositionsraten der Depositionsuntersuchungen abhängig vom Untersuchungsgebiet. ....	53
Abbildung 13: Reifenabriebpartikel aus den Untersuchungen von Sommer et al. 2018, aufgenommen mit REM-EDX .....	56
Abbildung 14: Kunstharzsockel der Probe aus Januar 2021 von MP 2 .....	64
Abbildung 15: Vergleichswerte aus den Jahren 2019 und 2020 sowie Messwerte der Proben .....	66
Abbildung 16: Aufnahme der Dezemberprobe von MP 1 unter dem Mikroskop.....	67
Abbildung 17: Volumenanteile unterschiedlicher Partikelarten in den jeweiligen Proben.....	67
Abbildung 18: Partikelanzahlen verschiedener Partikelarten in den Proben.....	68
Abbildung 19: Mikroplastik-Depositionsraten der Messpunkte im Dezember 2020 und Januar 2021 .....	70
Abbildung 20: Verteilung der Windrichtung im Dezember 2020 und Januar 2021 .....	70
Abbildung 21: Staubniederschlagsmengen und Niederschlagssummen der Monate Januar und Dezember von 2019 bis 2021 .....	72
Abbildung 22: Mikroplastik-Depositionsraten der vorgestellten Studien und der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchung im Vergleich .....	74
Abbildung 23: Messpunkt 1 (Ringkirche), Messpunkt 2 (RheinMain CongressCenter) .....	xlii
Abbildung 24: Messpunkt 3 (Schiersteiner Hafen) .....	xlii
Abbildung 25: Dezemberprobe Ringkirche.....	xliii
Abbildung 26: Dezemberprobe RheinMain CongressCenter .....	xliiii
Abbildung 27: Dezemberprobe Schiersteiner Hafen .....	xliv
Abbildung 28: Januarprobe Ringkirche .....	xliv
Abbildung 29: Januarprobe RheinMain CongressCenter .....	xlv

Abbildung 30: Januarprobe Schiersteiner Hafen .....	xliv
Abbildung 31: Verlauf der Staubniederschlagswerte an den drei Messpunkten in den Jahren 2019 und 2020 .....	xlvi
Abbildung 32: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe Ringkirche (MP 1) .....	xlvi
Abbildung 33: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe Ringkirche (MP 1) .....	xlvi
Abbildung 34: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe RheinMain CongressCenter (MP 2) .....	xlvi
Abbildung 35: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe Schiersteiner Hafen (MP 3) .....	xlvi
Abbildung 36: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe Schiersteiner Hafen (MP 3) .....	xlvi
Abbildung 37: Mikroskopische Aufnahme der Januarprobe Ringkirche (MP 1) .....	xlix
Abbildung 38: Mikroskopische Aufnahme der Januarprobe RheinMain CongressCenter (MP 2) .....	xlix
Abbildung 39: Mikroskopische Aufnahme der Januarprobe Schiersteiner Hafen (MP 3) .....	l
Abbildung 40: Verkehrsbedingte Schadstoffe (PM <sub>10</sub> , NO <sub>2</sub> , CO) im Monatsvergleich Dezember 2020 und Januar 2021 an den Messstationen Ringkirche und Schiersteiner Straße .....	lvi

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Größenklassen und Massen von Mikroplastik .....	4
Tabelle 2: Angewandte Methoden in den Depositionsuntersuchungen .....	34
Tabelle 3: Angewandte Methoden in den Konzentrationsuntersuchungen .....	36
Tabelle 4: Angewandte Methoden der Depositionsuntersuchungen mit anderer Probenahmetechnik .....	37
Tabelle 5: Methoden und Ergebnisse der Projekte und Studien über Reifenabrieb in der Außenluft .....	58
Tabelle 6: Probestellen, Orte und Hintergründe .....	61
Tabelle 7: Expositionszeitraum und -dauer der Probenreihen (Dezember 2020 und Januar 2021).....	62
Tabelle 8: Staubniederschlagsmengen für Dezember 2020 und Januar 2021 .....	65
Tabelle 9: Vergleichswerte Staubniederschlagsmengen aus 2019 und 2020, Quelle: HLNUG .....	65
Tabelle 10: Windgeschwindigkeit, Luftdruck, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit und Niederschlagshöhe für die Monate Januar und Dezember aus den Jahren 2019 bis 2021 .....	71
Tabelle 11: Mittlere Depositionsraten und Gebiete der Studien.....	xxxiv
Tabelle 12: Depositionsraten der Studien .....	xxxv
Tabelle 13: Partikelkonzentrationen der Studien .....	xxxv
Tabelle 14: Ergebnisse der Studien mit anderer Probenahmetechnik.....	xxxvi
Tabelle 15: Partikelformen in den Depositionsuntersuchungen.....	xxxvi
Tabelle 16: Partikelformen in den Konzentrationsuntersuchungen.....	xxxvii
Tabelle 17: Partikelformen in den Studien mit anderer Probenahmetechnik .....	xxxvii
Tabelle 18: Partikelgrößen in den Depositionsuntersuchungen.....	xxxvii
Tabelle 19: Partikelgrößen in den Konzentrationsuntersuchungen.....	xxxix
Tabelle 20: Partikelgrößen in Studien mit anderer Probenahmetechnik .....	xxxix
Tabelle 21: Identifizierte Polymerarten der Depositionsuntersuchungen .....	xl
Tabelle 22: Identifizierte Polymerarten der Konzentrationsuntersuchungen .....	xli
Tabelle 23: Identifizierte Polymerarten der Studien mit anderer Probenahmetechnik.....	xli
Tabelle 24: Partikelanzahlen verschiedener Partikelarten in den Dezemberproben .....	li
Tabelle 25: Volumenanteile verschiedener Partikelarten in den Dezemberproben.....	lii
Tabelle 26: Partikelanzahlen verschiedener Partikelarten in den Januarproben .....	liii
Tabelle 27: Volumenanteile verschiedener Partikelarten in den Januarproben .....	liv
Tabelle 28: Werte von Temperatur, Windgeschwindigkeit, Luftdruck, relative Feuchte in den Jahren 2019 bis Januar 2021 .....	lv

## Zusammenfassung

Mikroplastik, Kunststoffpartikel kleiner als 5 µm, wurde bereits im Meer, in Seen und Flüssen sowie im Boden nachgewiesen. Doch erst in den letzten Jahren wurden einige Studien durchgeführt, die sich mit Mikroplastik als möglichem Luftschadstoff beschäftigten.

Aufgrund mangelnder gesetzlicher Vorschriften wurden in den im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Studien oft unterschiedliche Ansätze verwendet, was einen Vergleich der Studien erschwert. Die Studien zeigen jedoch, dass Mikroplastik in der Außenluft vorgefunden wird, auch in abgelegenen Regionen. In den meisten Untersuchungen wurden Passivsammler oder aktive Pumpsysteme zur Probenahme verwendet. Die gefilterten Proben wurden oft unter Mikroskopen betrachtet. Die weitere Identifizierung der Partikel wurde meist mit FTIR- oder Raman-Spektroskopie durchgeführt. Letztere scheint die vielversprechendere Methode zu sein, da damit die Analyse kleinerer Partikel (bis zu 1 µm) möglich ist.

Einige Studien legten nahe, dass Windrichtung sowie -geschwindigkeit die Ausbreitung von Mikroplastik beeinflussen. Es wurde teilweise angenommen, dass Regen oder Schneefall einen Einfluss auf die Häufigkeit des in den Proben gefundenen Mikroplastiks haben, einige Studien konnten jedoch keine signifikante Korrelation feststellen. Es gab keinen signifikanten Unterschied zwischen der Häufigkeit von Mikroplastik, das in Städten oder abgelegenen Regionen gefunden wurde.

Reifenabrieb wird als die bedeutendste Quelle für Mikroplastikemissionen angesehen. Studien, die sich auf Reifen- und Straßenabriebpartikel (Tyre and Road Wear Particles, kurz: TRWP) konzentrierten, kamen zu dem Schluss, dass Partikel, die aus dieser Quelle stammen, häufiger in der Grobfraction zu finden sind. Nur ein geringer Prozentsatz der TRWP wurde in den Fraktionen PM<sub>10</sub> oder PM<sub>2,5</sub> gefunden, die mit größerer Wahrscheinlichkeit eingeatmet werden und zu Gesundheitsrisiken beitragen können.

Im Rahmen der in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchung von Mikroplastik-Deposition in Wiesbaden und Umgebung wurden Staubbiederschlagsproben mittels Mikroskopie auf Mikroplastik untersucht. Die festgestellten Mikroplastik-Depositionsraten lagen zwischen 19 – 265 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag. Im Vergleich mit den Depositionsraten anderer Studien lagen die meisten dieser Untersuchung im unteren Wertebereich. In fast allen Proben stellte Reifenabrieb den größten Anteil an Mikroplastik dar. Es konnte kein Zusammenhang zwischen Mikroplastik-Deposition und meteorologischen Faktoren festgestellt werden.

Die geringe Anzahl von Studien und die unterschiedlichen Ansätze lassen keine Aussagen über die Verteilung und das Verhalten von Mikroplastik in der Außenluft zu. Mögliche Risiken und Wege in andere Umweltkompartimente müssen weiter untersucht werden.

## Abstract

Microplastics, which are plastic particles smaller than 5  $\mu\text{m}$ , have already been detected in the ocean, lakes, and rivers as well as in soil. But only in the last few years, a couple of studies were undertaken concerning microplastics as a possible air pollutant.

Due to a lack of legal regulations, the studies considered in this thesis often used different approaches, which makes it difficult to compare them. However, the studies show that microplastics are found in outdoor air, even in remote regions. In most studies, passive samplers or active pump systems were used for sampling. The filtered samples were often observed under microscopes. Further identification of the particles was undertaken with FTIR or Raman spectroscopy. The latter seems to be the more promising method as it allows the analysis of smaller particles (down to 1  $\mu\text{m}$ ).

Some studies suggested that wind direction and wind speed influence the dispersion of microplastics. Rain or snowfall were sometimes thought to influence the abundance of microplastics found in the samples, but some studies did not find a significant correlation. There was no significant difference between the frequency of microplastics found in urban or remote areas.

Tyre wear is considered the most significant source of microplastic emissions. Studies focusing on tyre and road wear particles (TRWP) concluded that particles originating from this source are more frequently found in the coarse fraction. Only a small percentage of TRWP were found in the  $\text{PM}_{10}$  or  $\text{PM}_{2.5}$  fractions, which are more likely to be inhaled and may contribute to health risks.

An investigation of microplastic deposition in Wiesbaden and the surrounding area was carried out in this thesis. Dust precipitation samples were examined for microplastics using microscopy. The observed microplastic deposition rates ranged from 19 - 265 particles per  $\text{m}^2$  and day. Compared to the deposition rates of other studies, most of these were in the lower value range. In almost all samples tyre wear represented the largest proportion of microplastics. No correlation between microplastic deposition and meteorological factors could be found.

The small number of studies and the different approaches do not allow any conclusions about the distribution and behaviour of microplastics in outdoor air. Possible risks and pathways into other environmental compartments need to be further investigated.

# 1 Einleitung

Mikroplastik lässt sich mittlerweile in allen Umweltmedien nachweisen. Daher hat die Bedeutung von Mikroplastik in den letzten Jahren stark zugenommen. Vor allem die Untersuchung von Mikroplastik in (Ab-)Wasser und die Erkenntnis, dass es nur noch wenige Wasservorkommen gibt, die kein Mikroplastik enthalten, rücken immer stärker in den Fokus. Hinsichtlich der steigenden Verwendung von Kunststoffen in fast allen Bereichen des täglichen Lebens und der damit einhergehenden jährlich wachsenden Menge an Kunststoffabfällen sind Untersuchungen der Auswirkungen dieses Gebrauchs notwendig. Vor allem in der terrestrischen und aquatischen Umwelt werden vermehrt Kunststoffabfälle und Mikroplastik-Partikel gefunden (Bertling et al. 2018). Deutschlandweit lag der Kunststoffverbrauch im Jahr 2019 bei circa 12,13 Millionen Tonnen. Eingesetzt wurde Kunststoff dabei für kurzlebige Produkte wie beispielsweise Verpackungen, für langlebige Produkte im Baubereich, für Fahrzeuge und für den Elektronikbereich (Lindner et al. 2020). In vielen Kosmetikprodukten werden intendiert Mikroplastik-Partikel, beispielsweise als Reibekörper, verwendet (Bertling et al. 2018). Somit stellen viele Bereiche mögliche Quellen für Mikroplastik in der Umwelt dar. Auch durch Littering, eine mögliche diffuse Eintragsquelle für Mikroplastik, gelangen Kunststoffe in die Umwelt. Aufgrund von Degradations- und Fragmentierungsprozessen entstehen aus dem freigesetzten Makroplastik schließlich Mikroplastik-Partikel. Punktuelle Einträge, wie die Abläufe von Kläranlagen, sind weitere Eintragsquellen von Mikroplastik in die Umwelt (Bertling et al. 2018).

## 1.1 Ausgangslage und Problemstellung

Der atmosphärische Transport zählt zu den diffusen Einträgen von Mikroplastik (Bertling et al. 2018). Die Bedeutung von Mikroplastik im Umweltkompartiment Luft ist bisher noch ungeklärt. Um eine Aussage über die Relevanz der Überwachung von Mikroplastik in der Luft zu treffen, ist es notwendig, zunächst zu untersuchen, ob Mikroplastik in der Außenluft vorhanden ist und wie die Partikel in der Luft transportiert werden. Anhand dieser Abschätzung lassen sich gegebenenfalls Aussagen darüber treffen, ob Mikroplastik-Emissionen in der Luft ein lokales Problem darstellen, oder ob größere Bereiche von einer Ausbreitung betroffen sind. Die Deposition von Mikroplastik aus der Luft kann Einflüsse auf die Umweltkompartimente Boden und Wasser haben. Untersuchungen des Transportverhaltens sind notwendig, um die Einflüsse dieses Transports auf die anderen Umweltkompartimente zu beurteilen sowie Ausbreitungswege verfolgen und eventuell eindämmen zu können.

Es existieren bisher nur wenige Studien, die das Vorkommen von Mikroplastik in der Luft untersuchten. In jeder der Studien konnte jedoch Mikroplastik in den Proben nachgewiesen werden. Untersuchungen in den Pyrenäen (Allen et al. 2019) sowie auf Gletschern in Tibet (Zhang et al. 2020a), in denen das Vorkommen von Mikroplastik in abgelegenen Regionen untersucht wurde, deuten darauf hin, dass Mikroplastik über größere Strecken transportiert werden kann.

Mikroplastik findet in der derzeitigen nationalen Gesetzgebung sowie auf EU-Ebene keine Berücksichtigung. Es existiert bisher keine normierte Definition für Mikroplastik. In Bezug auf das Umweltkompartiment Luft gibt es keine technischen Richtlinien oder Normen für die Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse von Mikroplastik.

### 1.2 Ziele der Arbeit

In dieser Arbeit wird anhand einer Literaturrecherche der aktuelle Wissenstand hinsichtlich des Vorkommens von Mikroplastik in der Außenluft zusammengetragen und ausgewertet. Dafür werden vorhandene Studien recherchiert, verglichen und die Ergebnisse diskutiert. Die Bedeutung von Mikroplastik als potentieller Luftschadstoff und die Notwendigkeit einer Überwachung werden beurteilt.

Darüber hinaus wird eine praktische Untersuchung in Wiesbaden und Umgebung durchgeführt, mit der beispielhaft das Vorkommen von Mikroplastik in der Luft an diesem Standort untersucht und, soweit möglich, eine erste Beurteilung vorgenommen werden soll.

### 1.3 Aufbau der Arbeit

In Kapitel zwei dieser Arbeit werden theoretische Grundlagen hinsichtlich Mikroplastik dargelegt. Dabei werden verschiedene Definitionen, Quellen und Senken, mögliche Gefahren und Methoden zur Mikroplastik-Analytik zusammenfassend dargestellt.

In Kapitel drei werden ausgewählte Studien vorgestellt. Des Weiteren werden die Ergebnisse der im Rahmen der Literaturrecherche aufgefundenen Studien verglichen und diskutiert. Studien, die spezifisch das Thema Reifenabrieb in der Luft behandeln, werden in diesem Kapitel separat betrachtet.

Kapitel vier stellt die im Rahmen der Bachelorarbeit durchgeführte beispielhafte Untersuchung in Wiesbaden und Umgebung dar. Mit einem mikroskopischen Ansatz wurden Staubdepositionsproben auf Mikroplastik untersucht.

## 2 Theoretische Grundlagen – Definition, Quellen, Senken, Gefahren und Methoden

In diesem Kapitel wird der Begriff Mikroplastik näher definiert und Quellen, die Mikroplastik emittieren, sowie mögliche Senken ermittelt beziehungsweise skizziert. Es werden mögliche Gefahren von Mikroplastik für die Umwelt und Menschen beschrieben. Des Weiteren werden Methoden zur Mikroplastik-Analyse in Umweltproben vorgestellt.

### 2.1 Definition

Der Begriff „Plastik“ ist ein in der Umgangssprache verwendeter Begriff für Kunststoff (Braun 2020). Kunststoffe bilden eine Unterkategorie der Polymere. Polymere können auch natürlichen Ursprungs sein, wie zum Beispiel Cellulose. Per Definition können Kunststoffe in thermoplastische Kunststoffe, Duroplasten und Elastomere eingeteilt werden. Thermoplastische Kunststoffe bestehen aus nicht vernetzten, linearen oder verzweigten Makromolekülen (Hopmann und Michaeli 2017). Zu dieser Gruppe der Kunststoffe gehören beispielsweise Polypropylen (PP), Polyethylen (PE) und Polystyrol (PS) (Waldschläger 2019). Duroplasten sind stark und irreversibel vernetzte Polymere, die aufgrund dieser Eigenschaft sehr stabil aber nicht werkstofflich recyclingfähig sind (Hopmann und Michaeli 2017). Zu dieser Kunststoffart zählen beispielsweise Epoxidharze (EP) (Waldschläger 2019). Elastomere weisen eine weitmaschige Vernetzung der Polymermoleküle auf, was zu ihren elastischen Eigenschaften führt (Hopmann und Michaeli 2017). Beispiele für diese Kunststoffart sind Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR), aus dem häufig Reifen beschaffen sind, oder Synthesekautschuk (Waldschläger 2019; Braun 2020). Des Weiteren gibt es verarbeitete natürliche Polymere (zum Beispiel Viskosefasern) oder auch chemisch modifizierte, natürliche Polymere (zum Beispiel Celluloseacetat). Zurzeit können diese Polymerarten als Mikroplastik nicht eindeutig von natürlichen Polymeren unterschieden werden (Braun 2020).

Mikroplastik kann sowohl anhand der Größe der Partikel als auch anhand der Entstehungsart definiert werden, wie im Folgenden weiter erläutert wird.

#### 2.1.1 Größeneinteilung

In der Literatur existiert keine festgelegte Größendefinition von Mikroplastik. Die verbreitetste Definition legt den Größenbereich von 5 mm bis 1 µm fest (Fath 2019; Braun 2020; Zhang et al. 2020b). In einigen Quellen wird dieser Größenbereich weiter unterteilt (s. u.).

In dem internationalen technischen Bericht ISO/TR 21960:2020 werden folgende Größenklassen festgelegt:

- Makroplastik (> 5 mm)
- Großes Mikroplastik (1 – 5 mm)
- Mikroplastik (1 µm – 1000 µm)
- Nanoplastik (< 1 µm)

Auch Braun (2020) veröffentlichte in ihrem Statuspapier eine Klassifizierung von Größenklassen für Mikroplastik (Tabelle 1). Dabei wird die in dem technischen Bericht ISO/TR 21960:2020 definierte Klasse „Großes Mikroplastik“ verwendet und die Klasse „Mikroplastik“ weiter unterteilt. Die Einteilung eines Partikels in eine bestimmte Größenklasse wird durch die maximale Größe des Partikels in einer Dimension bestimmt (Braun 2020).

Tabelle 1: Größenklassen und Massen von Mikroplastik entnommen aus Braun (2020), S.10

Bezeichnung	Einheit	Großes Mikroplastik	Mikroplastik					
			1.000 – 500	500 – 100	100 – 50	50 – 10	10 – 5	5 – 1
Partikelgrößenklassen	µm	5.000 – 1.000	1.000 – 500	500 – 100	100 – 50	50 – 10	10 – 5	5 – 1
Durchschnittliche Partikelgröße in Größenklasse	µm	3.000	750	300	75	30	7,5	3
Masse eines individuellen Partikels*	mg	14,13	0,221	0,014	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$
Anzahl der Partikel in 14,13 mg	-	1	64	1.000	$6,4 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^6$	$6,4 \cdot 10^7$	$1,0 \cdot 10^9$

\*unter Annahme kugelförmiger Partikel mit einer Dichte von 1 g/cm<sup>3</sup>

Partikel unter einer Größe von 1 µm werden häufig als Nanoplastik bezeichnet (Braun 2020; ISO/TR 21960:2020). Für eine Vereinheitlichung der Definition bietet sich die Einteilung nach ISO/TR 21960:2020 an.

### 2.1.2 Primäres und sekundäres Mikroplastik

Es wird zwischen primärem und sekundärem Mikroplastik unterschieden. Primäres Mikroplastik entsteht während der Produktion beziehungsweise während der Nutzung eines Kunststoffproduktes, wohingegen sekundäres Mikroplastik durch die Degradation von Kunststoffen in der Umwelt entsteht.

Primäres Mikroplastik wird weiter in primäres Mikroplastik des Typs A und B unterteilt. Typ A umfasst Mikroplastik, welches gezielt hergestellt wird. Dazu gehören sogenannte

„Microbeads“, kleine Kunststoffpartikel, die häufig in kosmetischen (Pflege-)Produkten eingesetzt werden (Bertling et al. 2018), wie beispielsweise Reibepartikel in Zahnpasta und Wasch-Peelings (Fath 2019). Primäres Mikroplastik des Typs B entsteht während der Nutzungsphase von Kunststoffprodukten. Hierzu zählen beispielsweise Reifenabrieb, Abrieb und Verwitterung von Farben und Lacken sowie synthetische Fasern von Textilien, die zum Beispiel beim Waschen oder auch beim Tragen freigesetzt werden (Bertling et al. 2018).

Sekundäres Mikroplastik entsteht durch die Verwitterung, Fragmentierung und den Zerfall von Makroplastik in der Umwelt (Bertling et al. 2018; Fath 2019). Einflüsse auf diesen Degradationsprozess haben chemische beziehungsweise physikalische Faktoren (UV-Strahlung, Oxidation, Hydrolyse), mechanische Faktoren (Schmiegeln von Sand und Steinen) und teilweise auch biologische Faktoren (Abbau durch Bakterien) (Fath 2019).

## 2.2 Eintragsquellen von Mikroplastik in die Umwelt und Mengen

Das Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (UMSICHT) schätzt die Gesamtemissionen von primärem Mikroplastik in Deutschland auf circa 330.000 t/a (keine Jahresangabe). Dies entspricht circa 400 g/Kopf\*a (Bertling et al. 2018). Insgesamt wurden in der Konsortialstudie 74 Quellen ermittelt, wovon 51 Quellen auf Basis weniger experimenteller Daten und eines Top-Down-Ansatzes quantifiziert wurden. In Abbildung 1 sind die zehn Emissionsquellen dargestellt, die den größten Anteil an den Gesamtemissionen haben.

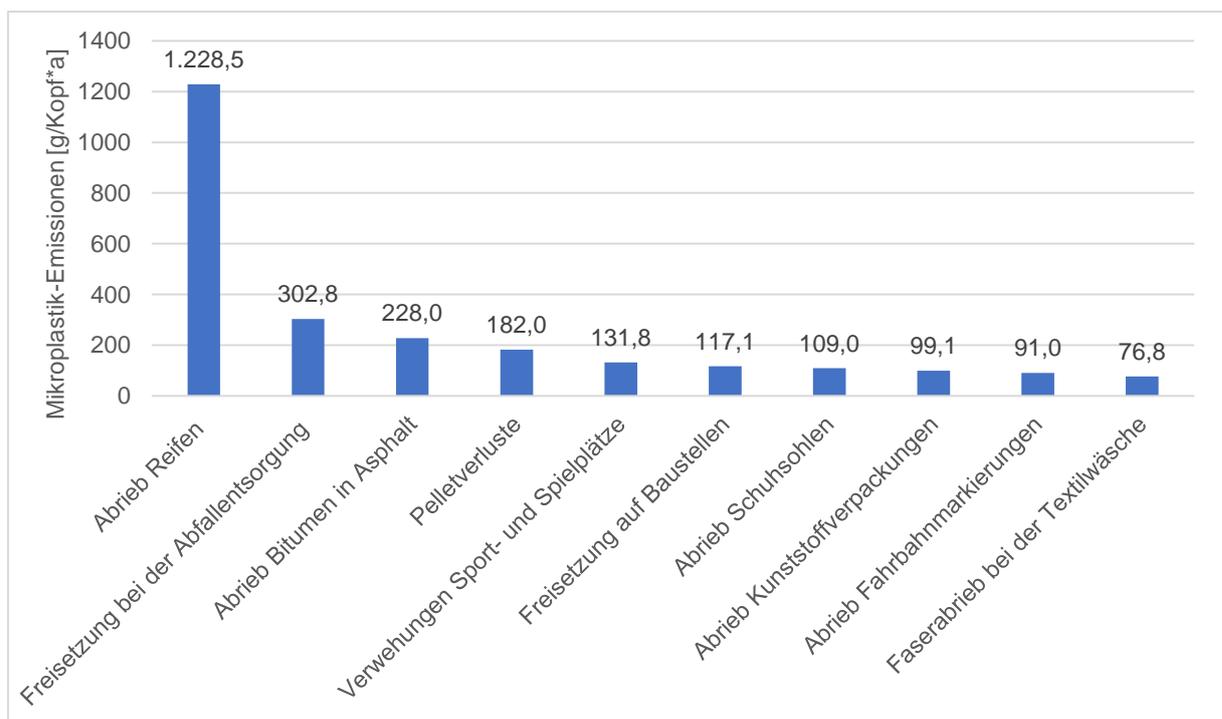


Abbildung 1: Quellen von Mikroplastikemissionen in Deutschland, eigene Darstellung nach Bertling et al. 2018

Es ist deutlich zu erkennen, dass der Reifenabrieb die mit Abstand größte Emissionsquelle darstellt. Bei den Untersuchungen des Fraunhofer-Instituts UMSICHT zeigte sich, dass das primäre Mikroplastik des Typs B bei den genannten Emissionsquellen mit 89 % eine weitaus größere Relevanz hat als Mikroplastik des Typs A, dessen Beitrag auf circa 11 % geschätzt wurde. Die geplanten Verbote des intendierten Einsatzes von Mikroplastik in vielen Produkten würden deshalb nur einen kleinen Teil der bisherigen Emissionen verhindern (Bertling et al. 2018).

In Abbildung 2 sind die Anteile von Elastomeren, Thermoplasten und Duroplasten an den Mikroplastik-Emissionen grafisch dargestellt. Elastomere machen mit 49 % den größten Teil der Emissionen aus. Thermoplasten liegen bei 38 % und Duroplasten bei 13 % (Bertling et al. 2018).

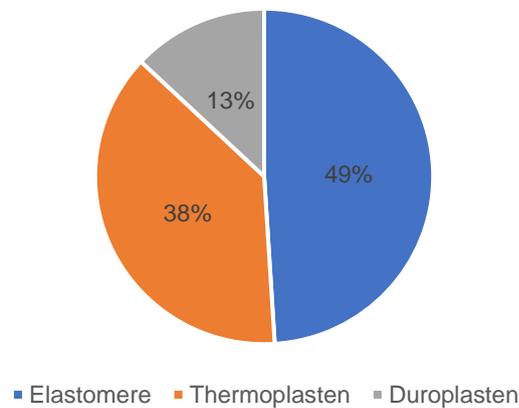


Abbildung 2: Anteil von Elastomeren, Thermoplasten und Duroplasten an den Mikroplastik-Emissionen nach Bertling et al. (2018)

Die Mikroplastik-Emissionen können im Wesentlichen drei Bereichen zugeordnet werden, die unterschiedlich stark an den Emissionen von Mikroplastik beteiligt sind:

1. Produzierendes Gewerbe (14 %)
2. Privater Konsum, gewerbliche Endanwender (24 %)
3. Verkehr, Infrastruktur, Gebäude (62 %)

(nach Bertling et al. 2018)

Für die Betrachtung des Umweltkompartiments Luft ist vor allem die Quelle Reifenabrieb und die Hauptgruppe Verkehr, Infrastruktur und Gebäude relevant. Kunststofffasern bilden in einigen Studien, die Mikroplastik in Luftproben untersuchten (vgl. Kapitel 3.1), die am häufigsten detektierte Partikelform. Dies deutet darauf hin, dass neben dem Reifenabrieb auch der Abrieb von Textilien eine Quelle für Mikroplastik in der Luft darstellen könnte.

### 2.3 Transportwege und mögliche Senken

Der Transport mit dem Wind und eine anschließende Deposition von Mikroplastik-Partikeln können einen Eintragungspfad dieser Partikel in die Umwelt darstellen (Liebmann et al. 2015). Weitere Verbreitungswege von Mikroplastik stellen Kläranlagen dar. Dort werden zum Beispiel durch Kosmetikprodukte oder die Wäsche von Textilien Partikel in die Kanalisation geleitet. Ein großer Teil dieser Partikel wird in den Kläranlagen zurückgehalten und gelangt so in den Klärschlamm. Dieser stellt eine wichtige Senke für Mikroplastik und einen Eintragungspfad in den Boden dar. Weitere Einträge in den Boden können über Littering sowie Kompost geschehen. Der Weitertransport von Mikroplastik aus dem Boden und aus Sedimenten in das Grundwasser ist abhängig von den Partikeleigenschaften, wie die Größe und Dichte, sowie den Eigenschaften der Böden und Sedimente selbst, wie beispielsweise die Korngrößenverteilung. Böden und Sedimente können aber auch eine natürliche Barriere bilden (Liebmann et al. 2015). Das im geklärten Abwasser verbleibende Mikroplastik kann über den Kläranlagenablauf in Fließgewässer gelangen. Diese und Seen stellen temporäre Senken von Mikroplastik dar. Bei geringeren Strömungsgeschwindigkeiten sinken die Partikel ab und gelangen in das Sediment. Dort können sie von weiteren Sedimentsschichten überlagert oder aufgrund von Niederschlagsereignissen remobilisiert werden (Waldschläger 2019).

Die Tiefsee und der Meeresboden sind weitere mögliche Senken für Mikroplastik. Dort sammelt sich das vom Land eingetragene Plastik häufig in sogenannten Müllstrudeln an (Waldschläger 2019). UV-Strahlung begünstigt die Versprödung von Plastikteilen an der Meeresoberfläche und durch mechanische Einwirkung wie Wellen und Wind kommt es zur Fragmentierung. Durch den Aufwuchs eines Biofilms auf den Mikroplastik-Partikeln werden diese schwerer und sinken so in die Tiefe ab (Bertling et al. 2018).

Kunststoffe, die in die Umwelt gelangen, unterliegen einer Vielzahl von (Mikro-)Prozessen, die zum Abbau der Polymere beitragen. Abiotische sowie biotische Faktoren spielen dabei eine wichtige Rolle. Die Zeit zum quantitativen Abbau unterschiedlicher Kunststoffarten in der Umwelt kann um einige Größenordnungen variieren. Dabei wird von Zeiträumen von bis zu 2.000 Jahren ausgegangen. Bei der Betrachtung von Mikroplastik ist vor allem der Prozess der Fragmentierung, wobei aus Makroplastik Mikroplastik entsteht, ein wichtiger Aspekt. Empirische Daten zu diesen Vorgängen, beispielsweise unter welchen Bedingungen die Prozesse stattfinden, sind bisher noch nicht vorhanden (Bertling et al. 2018).

## 2.4 Gefahrenpotenzial von Mikroplastik

Die Gefahren, die von Mikroplastik ausgehen, lassen sich aufgrund der geringen Datengrundlage schwer abschätzen. Kunststoffe sind wenig reaktiv und biochemisch inert, weshalb den Kunststoffen selbst eher eine geringe Toxizität zugesprochen wird (Bertling et al. 2018; Liebmann et al. 2015). Trotzdem kann die Schadwirkung von Mikroplastik nicht allgemein beschrieben werden, da vor allem die Größe der Mikroplastik-Partikel für ihr Verhalten und die Aufnahme in den Körper entscheidend ist. Das Verhalten eines 1 mm großen Plastikpartikels wird beispielsweise anders eingeschätzt als das eines 1 µm großen Partikels (Liebmann et al. 2015).

Aufgrund des Abbauverhaltens und der Fragmentierung werden die Partikel kleiner und können für immer mehr Organismen negative Effekte haben, zum Beispiel auf ihre Mortalität und Fertilität. Zu diesen Organismen zählen unter anderem Meereslebewesen und vor allem filtrierende Lebewesen (Bertling et al. 2018).

Liebmann et al. (2015) nennen für die Beurteilung des Gefahrenpotenzials von Mikroplastik drei Aspekte. Zu diesen Aspekten zählt das mögliche Auslaugen (Leaching) gefährlicher Stoffe, die den Kunststoffen bei der Herstellung beigemischt wurden. Beeinflusst wird das Leaching durch Parameter wie Temperatur, pH-Wert und die chemischen Umgebungseigenschaften, sodass in Meerwasser andere Gefahrstoffe aus den Kunststoffen austreten als auf einer Abfalldeponie. Außerdem können sich in der Umwelt befindliche Schadstoffe an die Kunststoffpartikel anlagern und sich an ihrer Oberfläche anreichern. Auch die Morphologie der Partikel und ihre physikalischen Eigenschaften können zu schädigenden Wirkungen führen (Liebmann et al. 2015).

### 2.4.1 Additive im Kunststoff

Durchschnittlich enthalten Kunststoffe circa 4 % Zusatzstoffe, sogenannte Additive. Diese werden zugesetzt, um bestimmte Materialeigenschaften einzustellen. Dabei werden beispielsweise Weichmacher (z. B. Phthalate) eingesetzt, die die Elastizität der Kunststoffe beeinflussen. Der Einsatz dieser Zusatzstoffe in Kunststoffen wird in der REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) – Verordnung rechtlich geregelt. Dabei wird der Einsatz bestimmter Stoffe beschränkt oder verboten und zulassungspflichtige Stoffe (substances of very high concern, kurz: SVHC-Stoffe) aufgelistet.

Für Mikroplastik in der Luft und davon ausgehende Gefahren spielen vor allem persistente organische Schadstoffe (POP) eine Rolle, die in der POP-Verordnung (VO (EG) Nr. 850/2004) geregelt werden. Dazu zählen beispielsweise Hexachlorbutadien (HCBd), Polybromierte Diphenylether (PBDE) oder auch Dioxine und Furane (Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane, kurz: PCDD/PCDF) (Liebmann et al. 2015).

#### 2.4.2 Gefahren für Organismen allgemein

Bisherige Laborstudien haben gezeigt, dass Mikroplastik das Immunsystem, die Fruchtbarkeit und die Sterblichkeit von Organismen beeinflussen kann. Dabei wurden jedoch häufig Partikelkonzentrationen untersucht, die die realen Konzentrationen um ein Vielfaches übersteigen (Bertling et al. 2018; Fath 2019). Sussarellu et al. (2016) untersuchten die Auswirkungen der Exposition von Austern gegenüber Polystyrol-Mikropartikeln (2 und 6 µm im Durchmesser). Die verwendete Konzentration befand sich im höchsten Konzentrationsbereich, der in bisherigen Untersuchungen von Sedimenten festgestellt wurde. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigten, dass die Eier und Spermien der exponierten Austern von schlechterer Qualität waren. Es wurden 41 % weniger Larven gegenüber einer Kontrollgruppe in sauberem Wasser produziert (Sussarellu et al. 2016).

Die Vergleichbarkeit von solchen Laborstudien wird durch die Unterschiede relevanter Testparameter (z. B. Expositionsdauer, Kunststoffart etc.) eingeschränkt, da zurzeit keine Normen vorhanden sind, die das genaue Vorgehen dieser Untersuchungen festlegen (Bertling et al. 2018). Deshalb ist es nicht möglich, eine allgemeine Aussage über die Gefahren von Mikroplastik auf Organismen und Ökosysteme zu treffen. Bisherige Untersuchungen zeigen aber, dass negative Auswirkungen möglich sein können.

#### 2.4.3 Gefahren für den Menschen

Bisher existieren keine Studien bezüglich der Auswirkungen von Mikroplastik auf den Menschen. Erkenntnisse aus Medikamentenstudien zeigen allerdings, dass Partikel im Nanometerbereich über die Darmwand aufgenommen werden können (Bertling et al. 2018). Partikel, die größer als 5 µm sind und über die Nahrung aufgenommen werden, werden mit großer Wahrscheinlichkeit über den Magen-Darm-Trakt ausgeschieden. Der Durchgang von Organen und das Durchdringen der Zellwände ist bei Partikeln im Nanometerbereich, also mit einer Größe kleiner als 1 µm, möglich. Liebmann et al. (2015) bezeichnen diese Grenze als „kritische Partikelgröße“. Ein Transport durch die Zellmembran wird aufgrund der Größe als unwahrscheinlich angesehen. Partikel, die in den Blutkreislauf gelangen, treten nicht tiefer in Organe ein. Wahrscheinlich erfolgt eine Elimination der Partikel über die Milz (Liebmann et al. 2015). Aufgrund der inerten chemischen Eigenschaften der Partikel sind Schäden, die von den Kunststoffen selbst ausgehen, eher unwahrscheinlich. Die Gefahr geht auch hier von den Additiven in den Kunststoffen aus (Bertling et al. 2018). Dass Mikroplastik bereits von Menschen aufgenommen wird, ist jedoch bewiesen. Die Aufnahme erfolgt meist über die Nahrung, beispielsweise durch Fisch und andere Meerestiere (Fath 2019).

Potentiell ist eine Aufnahme von Partikeln, die kleiner als 10 µm sind, über die Atemwege möglich. Vergleichbar mit Feinstaub können dabei Partikel bis in das Bronchialsystem

vordringen. Bei einer Partikelgröße kleiner als 2,5 µm können die Partikel bis in die Alveolen der Lunge gelangen (Liebmann et al. 2015), weshalb diese Partikel bei einer Aufnahme von Mikroplastik über die Atemwege von besonderer Bedeutung sind. Die Expositionskonzentrationen, denen die Menschen ausgesetzt sind, werden gering eingeschätzt, dies liegt jedoch vor allem an den Limitationen der zurzeit angewandten Analysemethoden. Partikel, die eingeatmet oder über die Nahrung aufgenommen werden, können akkumulieren. Aufgrund der persistenten Eigenschaften der Mikroplastik-Partikel, ihrer Hydrophobizität und der Oberflächenchemie können Effekte wie Entzündungen hervorgerufen werden. Durch das mögliche Austreten (Leaching) von toxischen Additiven oder adsorbierten Umweltschadstoffen kann eine Immunreaktion hervorgerufen werden (Wright und Kelly 2017).

Der aktuelle Wissenstand über die potentiellen Gefahren von Mikroplastik macht eine pauschale Aussage bezüglich der gesundheitlichen Auswirkungen von Mikroplastik nicht möglich. Neben den gesundheitlichen Aspekten ist es wichtig, Expositionskonzentrationen zu erfassen, da von diesen eine mögliche Akkumulation abhängig ist. Zur Zeit werden die Expositionskonzentrationen gering eingeschätzt, was jedoch möglicherweise mit den technischen Limitationen in der Identifikation von Mikroplastik-Partikeln zusammenhängt (Wright und Kelly 2017).

## 2.5 Methoden zum Nachweis von Mikroplastik

In diesem Kapitel werden verschiedene Methoden der Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse von Mikroplastikproben dargestellt. Des Weiteren wird ein Überblick über die Möglichkeiten der Vermeidung von Kontaminationen in den einzelnen Prozessschritten gegeben.

Da es für luftgetragene Partikel keine normierten Verfahren gibt, werden im Folgenden unterschiedliche Methoden vorgestellt, die bereits für die Analytik von Mikroplastik in Umweltproben angewandt werden. Abhängig von dem festgelegten Ziel, das mit der Analyse erreicht werden soll, beispielsweise die Ermittlung von Massengehalten einzelner Polymerarten, die Form und Größe der Partikel oder der Degradationsgrad, muss ein geeignetes Verfahren ausgewählt werden (Braun 2020).

### 2.5.1 Probenahme

Bestehende Probenahmeverfahren für die Immissionsmessungen von Feinstaub können an die Anforderung der Probenahme für Mikroplastik-Partikel angepasst und angewandt werden (Reiber 2020a). Bei der Probenahme von Luftproben muss berücksichtigt werden, ob die Beprobung für Schwebstoffe oder für sedimentierende Partikel durchgeführt werden soll.

#### 2.5.1.1 Probenahme von sedimentierenden Partikeln (passive Probenahme)

Sedimentierende Partikel müssen mit einem entsprechenden Sammelgefäß aufgefangen werden. Dazu eignen sich Topf-Sammler, Trichter-Flasche-Sammler oder Trichter-Adsorberkartuschen-Sammler, die ständig geöffnet sind und somit die sedimentierende trockene und nasse Deposition (Bulk-Deposition) erfassen (VDI 4320 Blatt 1). Solche Sammler werden Bulk- oder Bergerhoff-Sammler genannt (vgl. Abbildung 3) (DIN EN 15841). Hierbei wird eine Halterung an der festgelegten Probenahmestelle platziert. Die Halterung besteht meist aus einer Stange, die fest im Boden verankert wird. Dabei sollte eine Höhe von circa 1,5 m eingehalten werden, da so in der Regel kein resuspendiertes Material vom Boden in das Gefäß gelangen kann. Das Sammelgefäß kann aus Kunststoff oder Glas bestehen und ist häufig mit einem Vogelschutz versehen. Bei der Probenahme für eine anschließende Analyse der Probe auf Mikroplastik ist die Verwendung von Glas zu empfehlen, um eine Kontamination der Probe bei der Sammlung zu verhindern. Eine Kontamination durch die Alterung der Oberfläche oder einer Versprödung durch UV-Strahlen ist bei einem Kunststoffgefäß nicht auszuschließen (VDI 4320 Blatt 2).



Abbildung 3: Bergerhoff-Sammler, Quelle: HLNUG

Zu beachten ist die Aufstellung der Sammler fern von strömungsrelevanten Hindernissen wie Gebäude oder Bäume, um eine freie Anströmung zu gewährleisten. Bei erhöhten Windgeschwindigkeiten in unmittelbarer Nähe der Sammeleinrichtung kann es zu Mindereinträgen kommen, was vor allem bei hohen Windgeschwindigkeiten und kleinen Partikeln einen großen Einfluss hat.

Des Weiteren gibt es Wet-only-Sammler, die sensorgesteuert das betreffende Gefäß bei Niederschlagsereignissen öffnen und nur die nasse Deposition erfassen (VDI 4320 Blatt 1).

Eine weitere Möglichkeit der Probenahme sedimentierender Partikel bietet ein Passivsammler mit einer geeigneten Akzeptorfläche (Sigma-2). Er besteht aus einem Sedimentationszylinder, der mit einer Schutzhaube abgedeckt ist. Dieser sitzt auf einem ausschwenkbaren Probenahmeteller auf. Die Lufteinlassfenster befinden sich im oberen Teil des

Passivsammlers und in der Schutzhaube. Sie sind versetzt zueinander platziert, um einen direkten Luftdurchgang zu verhindern und so eine turbulenzarme Umgebung zu gewährleisten. Des Weiteren wird so der Eintrag von Niederschlag in den Sammler minimiert. Mit dieser Probenahmemethode ist es möglich, Partikel mit einer Größe  $> 2,5 \mu\text{m}$  zu erfassen. Wird die Akzeptorfläche entsprechend ausgewählt, ist eine weiterführende chemische und mineralogische Identifizierung der sedimentierten Partikel möglich (VDI 2119).

Die Ergebnisangabe erfolgt nach weitergehender Analyse meist als Depositionsrate, bei der die Partikelanzahl auf eine Fläche und eine Zeiteinheit bezogen wird. In den in Kapitel 3 vorgestellten Untersuchungen erfolgte dies meist in Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag.

#### *2.5.1.2 Probenahme von schwebenden Partikeln (aktive Probenahme)*

Für die Beprobung von Schwebstoffen sind Verfahren anzuwenden, mit denen ein Luftstrom über ein Filtermaterial geleitet wird. Der Vorteil des Probenmediums Luft gegenüber der Probenahme von Wasser und Böden liegt darin, dass keine grobkörnigen Partikel zu erwarten sind. Das Filtermaterial kann deshalb von Beginn an mit einer kleinen Porenweite gewählt werden (Liebmann et al. 2015).

Geeignet sind beispielsweise sogenannte Low-Volume-Sampler, die bereits für die Beprobung von Schwebstaub eingesetzt werden. Dabei wird die Probenluft mittels Vakuumpumpe angesaugt und über einen Filter geleitet. In dem angesaugten Luftvolumen befindliche Partikel werden auf dem Filter abgeschieden. Mit einer Differenzwägung ist es möglich, die Masse des auf dem Filter abgeschiedenen Schwebstaubs zu bestimmen (VDI 2463 Blatt 8). Der Anteil der Mikroplastik-Partikel kann mit einer Aufbereitung (s. Kap. 2.5.2) und einer anschließenden Analyse (s. Kap. 2.5.3) ermittelt werden. Das Ergebnis kann in Partikel pro Luftvolumen angegeben werden. Weitere Probenahmeformen sind Medium-/High-Volume-Sampler, die nach dem gleichen Prinzip funktionieren.

#### 2.5.2 Probenaufbereitung

In den gesammelten Proben befinden sich häufig neben Mikroplastik zu einem großen Teil weitere organische oder anorganische Bestandteile. Um das Mikroplastik analysieren zu können, müssen diese Bestandteile von den Plastikpartikeln abgetrennt werden. Da der Begriff Kunststoffe viele Polymerarten umfasst, die unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften haben, sind bei der Probenaufbereitung einige Herausforderungen zu beachten. Verwitterung und Degradation der Partikel spielen durch den Aufenthalt in der Umwelt eine Rolle. Ein Verlust der Partikel während der Probenaufbereitung gilt es zu vermeiden oder zu minimieren (Klaeger und Labrenz 2020).

Die notwendige Methode der Probenaufbereitung ist abhängig von der zu untersuchenden Umweltmatrix, der Probenmenge und der ausgewählten Detektionsmethode. Zu beachten ist die Gefahr der Kontamination, des Probenverlustes und die Fragmentierung gealterter Partikel, weshalb die Anzahl der Aufbereitungsschritte so gering wie möglich gehalten werden sollte (Braun 2020). Die Probenaufbereitung kann in drei Gruppen eingeteilt werden:

1. Verfahren zur Entfernung der anorganischen Matrix
2. Verfahren zur Entfernung der organischen Matrix
3. Verfahren zur kompletten Extraktion der Mikroplastik-Partikel

(nach Braun 2020)

Für spektroskopische Verfahren ist eine Entfernung der anorganischen sowie der organischen Matrix aufgrund der Verringerung der Partikelanzahl und eine damit einhergehende Verringerung der Messzeit sinnvoll. Fluoreszenzen, die aufgrund von natürlichen organischen Stoffen entstehen, werden minimiert. Für thermoanalytische Methoden kann durch die Entfernung der organischen Matrix eine Aufkonzentrierung der Mikroplastik-Partikel erfolgen, was zu einer besseren Nachweisempfindlichkeit führt (Braun 2020).

#### *2.5.2.1 Entfernung der anorganischen Matrix*

Im Folgenden werden Verfahren erläutert, mit denen die anorganische Matrix aus den Umweltproben entfernt werden kann.

##### Dichtentrennung

Die Dichtentrennung dient zur Abtrennung der anorganischen Matrix. Die Anreicherung erfolgt häufig mit einer gesättigten Metallsalzlösung. Für die Separation unterschiedlicher Kunststoffarten werden verschiedene Metallsalzlösungen verwendet (Braun 2020).

Zu beachten ist, dass die abzutrennende Matrix eine wesentlich höhere oder geringere Dichte aufweisen sollte, als die Mikroplastik-Partikel (Liebmann et al. 2015). Dies kann beim Vorkommen vieler verschiedener Kunststoffarten problematisch sein, da ihre Dichten häufig variieren können. Des Weiteren kann ihre Dichte durch Alterungs- und Verwitterungsprozesse sowie das Aufwachsen von Biofilmen durch den Aufenthalt der Partikel in der Umwelt vom Rohpolymer abweichen. Dies wird weiter bestärkt durch die Beaufschlagung mit Additiven und Zusatzstoffen bei der Herstellung der Kunststoffe (Liebmann et al. 2015; Braun 2020).

Die Dichtentrennung eignet sich für Partikel bis 100 µm. Bei kleineren Partikeln stellt das Zentrifugieren der Probe eine bessere Variante dar (Liebmann et al. 2015).

### Elektrostatische Trennung

Die elektrostatischen Aufladungs- und Entladungspotenziale unterscheiden sich je nach Material. Mikroplastik weist eine geringe Konduktivität auf, wohingegen mineralische Stoffe häufig eine höhere Konduktivität aufweisen. Anhand der Unterschiede in dieser physikalischen Eigenschaft kann eine Trennung der Materialien realisiert werden (Enders et al. 2020).

Das Verfahren wurde bisher kaum in Mikroplastik-Studien angewandt. Einschränkungen des Verfahrens ergeben sich durch die niedrigen Wiederfindungsraten von Mikroplastik-Partikeln im unteren Größenbereich. Diese lag bei einer Partikelgröße von 20 µm lediglich bei 45 % (Enders et al. 2020).

#### 2.5.2.2 Entfernung der organischen Matrix

Im Folgenden werden Verfahren zur Entfernung der organischen Matrix aus Umweltproben vorgestellt.

### Chemische Aufbereitung

Eine chemische Behandlung der Proben birgt die Gefahren der Degradation, der mechanischen Beschädigung sowie der Entfärbung der Partikel. Vor allem Säureaufschlüsse zeigten sich in bisherigen Untersuchungen, vor allem bei zusätzlicher Temperaturerhöhung, als leicht angreifend oder zersetzend gegenüber den Polymeren. Das gleiche Ergebnis wurde für Basenaufschlüsse erzielt, wobei die organische Matrix nur teilweise entfernt wurde (Kerpen und Knoop 2020; Liebmann et al. 2015).

Oxidative Verfahren stellen eine chemische Behandlungsart dar, die häufiger eingesetzt wird. Dabei wird das Lösemittel Wasserstoffperoxid ( $H_2O_2$ ) in einem Konzentrationsbereich von 10 – 35 Volumenprozent (Vol.%) verwendet. Die Temperaturen und Aufschlusszeiten variierten in bisherigen Untersuchungen stark. Hohe Konzentrationen und Temperaturen zeigten gute Entfernungsleistungen der organischen Materie, jedoch konnten leichte Veränderungen der Mikroplastik-Partikel beobachtet werden. Mit der Fenton-Reaktion, bei der Eisen (II) die Bildung von Hydroxyl-Radikalen katalysiert, konnten gute Entfernungsraten und ein beschleunigter Probenaufschluss erreicht werden. Die Bildung von Eisenoxiden bei der Reaktion wirken sich jedoch nachteilig auf nachfolgende spektroskopische Verfahren aus. Bei der Anwendung eines chemischen Aufbereitungsverfahrens werden Beständigkeitstests der untersuchten Polymere empfohlen (Kerpen und Knoop 2020).

### Aufbereitung mit Enzymen

Die Aufbereitung von Mikroplastik-Proben mit Enzymen stellt eine schonende Aufbereitungsart dar, mit der es möglich ist, die organische Matrix von den Mikroplastik-Partikeln zu trennen.

Ergänzend zu der enzymatischen Aufbereitung wird in den meisten Fällen eine oxidative Aufbereitung mit  $H_2O_2$  durchgeführt. Werden mehrere Enzyme verwendet, ist es aufgrund der unterschiedlichen benötigten Bedingungen unter Umständen notwendig, die Aufbereitung in mehreren Schritten durchzuführen. Dies kann zu einer Dauer der Aufbereitung von mehreren Tagen führen. Ein weiterer Nachteil der enzymatischen Aufbereitung kann ein unvollständiger Abbau der organischen Matrix sein (Reiber 2020b; Liebmann et al. 2015).

#### *2.5.2.3 Extraktion der Mikroplastik-Partikel*

Für die Extraktion von Mikroplastik-Partikeln wird die Probe zunächst unter erhöhter Temperatur und erhöhtem Druck mit einem Lösemittel, beispielsweise Methanol, versetzt. Organische Bestandteile lösen sich und das so entstandene Extrakt kann von der Probe separiert werden. Daraufhin wird die Probe mit einem Extraktionsmittel, beispielsweise Tetrahydrofuran, versetzt, worin sich die Polymere unter hohen Temperatur- und Druckbedingungen lösen. Anschließend wird das Extraktionsmittel verdampft und die Analyten auf Kieselgel sorbiert. Die Quantifizierung der Masse der Mikroplastik-Partikel kann mittels thermoanalytischer Verfahren erfolgen.

Die chemische Extraktion eignet sich nicht zur Aufbereitung für Verfahren, die zur Bestimmung der Partikelanzahl dienen, da eine Auflösung der Polymere erfolgt (Földi und Dierkes 2020).

#### *2.5.2.4 Färbung der Mikroplastik-Partikel*

Für die Betrachtung der Proben unter einem Fluoreszenzmikroskop können die Kunststoffpartikel mit Nilrot gefärbt werden. Nilrot ist ein lipophiler fluoreszierender Farbstoff, der für die Vereinfachung der Sichtbarkeit von Mikroplastik-Partikeln unter einem Fluoreszenzmikroskop verwendet werden kann (Maes et al. 2017). Damit ist eine Unterscheidung der Mikroplastik-Partikel von organischen oder anorganischen Stoffen und eine Quantifizierung, beispielsweise auf Filtern, möglich (Tamminga et al. 2017). Als bestes Lösemittel stellte sich in den Untersuchungen von Tamminga et al. (2017) Chloroform heraus. Eine weitere Möglichkeit der Verbesserung der mikroskopischen Auswertung bietet die Färbung mit Bengalrosa. Hierbei werden, im Gegensatz zur Färbung mit Nilrot, nicht die Plastikpartikel eingefärbt, sondern das organische Material (Roblin et al. 2020).

### 2.5.3 Analyse

Die Analysemethoden für Mikroplastik können in drei Detektionsverfahren eingeteilt werden:

1. Spektroskopische Verfahren
2. Thermoanalytische Verfahren
3. Chemische Verfahren

(nach Braun 2020)

Je nach Ziel der Analytik kann zwischen der Bestimmung des Massengehaltes sowie der Bestimmung der Partikelanzahl, -größe, und -form unterschieden werden (Fischer et al. 2020). In den meisten Studien, die Mikroplastik (speziell in der Luft) untersucht haben, wurden Mikroskope für die Identifizierung von Mikroplastik eingesetzt. Im Anschluss an die mikroskopische Analyse erfolgte in vielen Studien eine weitere Identifizierung mittels Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie (FTIR-Spektroskopie) oder mittels Raman-Spektroskopie (s. Kap. 3.1.6.1).

#### 2.5.3.1 Bestimmung der Polymerart, Partikelform und -größe

Im Folgenden werden mikroskopische und spektroskopische Verfahren zur Identifizierung von Mikroplastik vorgestellt.

##### 2.5.3.1.1 Mikroskopische Verfahren

Nach einer Überführung der gesammelten Proben auf einen Filter können mittels mikroskopischer Verfahren Mikroplastik-Partikel analysiert werden. Verwendet werden dazu häufig Stereomikroskope (Wright et al. 2020; Dris et al. 2016b; Dris et al. 2015; Allen et al. 2019; Liu et al. 2019b). Des Weiteren können Fluoreszenzmikroskope und Digitalmikroskope verwendet werden (Klein und Fischer 2019; Cai et al. 2017). Die Mikroskope sind häufig mit Kameras ausgestattet. Dadurch können mittels geeigneter Software Bilder der Proben ausgewertet und die Anzahl von Mikroplastik-Partikeln bestimmt werden.

Mikroskopische Verfahren bieten die Möglichkeit, Mikroplastik-Partikel nach ihrer Form (Faser, Fragment etc.) und ihrer Farbe beurteilen und sortieren zu können. Bei diesem Verfahren ist zu beachten, dass die Identifikation der Partikel aufgrund von Subjektivität nicht immer eindeutig ist und Fehlinterpretationen getroffen werden können, weshalb Vergleichs- und Blindproben durchzuführen sind (Braun 2020; Liebmann et al. 2015). Eine weitergehende Analyse, beispielsweise mittels FTIR-Spektroskopie oder Raman-Spektroskopie, von ausgewählten und als Mikroplastik identifizierten Partikeln, ist zu empfehlen. Mikroskopische Verfahren können mit spektroskopischen Verfahren kombiniert werden. Dies ermöglicht das Abbilden einer räumlichen Verteilung der Mikroplastik-Partikel und wird „chemisches Imaging“ genannt (Liebmann et al. 2015).

Es wird empfohlen, visuelle Verfahren nur bis zu einer Größe von 500 µm anzuwenden. Bei kleineren Partikeln sollten zusätzliche Verfahren zur chemischen Identifikation angewandt werden (Löder und Gerdts 2015).

#### 2.5.3.1.2 Spektroskopische Verfahren

Mit spektroskopischen Verfahren können die Polymerart, die Anzahl, die Größe sowie die Verteilung der Größen und die Form von Mikroplastik-Partikeln bestimmt werden (Braun 2020). Die FTIR- und Raman-Spektroskopie stellen zurzeit die am häufigsten verwendeten Untersuchungsmethoden für die Analyse von Mikroplastik dar.

##### Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie (FTIR-Spektroskopie)

Für die qualitative und quantitative Ermittlung organischer Substanzen kann die Infrarotspektroskopie (IR-Spektroskopie) angewandt werden. Die Grundlage dieses Messprinzips beruht auf der Absorption eingestrahlter Energie in Form von mittlerer IR-Strahlung, wodurch kovalente Bindungen innerhalb eines Moleküls zu Schwingungen angeregt werden (Fath 2019; Primpke und Gerdts 2020). Durch diese Anregungen entstehen je nach Anteil der Bindungen innerhalb des Moleküls unterschiedliche Spektren, die stoffspezifisch sind. Zu unterscheiden sind Messprinzipien, die auf Transmission oder Reflexion basieren. Auf Reflexion basierende Messverfahren detektieren die vom Molekül reflektierte Strahlung. Bei Messungen, die auf Transmission basieren, wird das Molekül komplett von der IR-Strahlung durchdrungen und es wird die durch das Molekül abgeschwächte Strahlung detektiert. Die Attenuated-Total-Reflection (ATR – abgeschwächte Totalreflexion) kann die Oberflächenstruktur von Partikeln erfassen. Dabei wird durch das Pressen eines Kristalls auf den Partikel eine Grenzfläche erzeugt, an der das Spektrum gemessen wird (Primpke und Gerdts 2020). Mit der FTIR-Spektroskopie ist es möglich, im Gegensatz zur konventionellen IR-Spektroskopie, alle Frequenzen eines IR-Spektrums gleichzeitig im Detektor zu erfassen. So wird die zeitaufwändige Messung einzelner Wellenlängen überflüssig (Hesse et al. 2005).

Üblicherweise wird die ATR-FTIR-Spektrometrie für Partikel mit einer Größe > 500 µm angewandt, wohingegen die µ-FTIR-Spektroskopie für Partikel < 500 µm verwendet wird (Primpke und Gerdts 2020; Fath 2019). Mikroplastik-Partikel können derzeit methodisch bis zu einer Größe von circa 20 µm nachgewiesen werden (Mintinig et al. 2014).

##### Raman-Spektroskopie

Die Raman-Spektroskopie stellt neben der IR-Spektroskopie ein weiteres Verfahren dar, mit dem Mikroplastik zerstörungsfrei analysiert werden kann. Im Gegensatz zur IR-Spektroskopie,

bei der ein Absorptionsspektrum erhalten wird, werden bei der Raman-Spektroskopie Emissionsspektren durch Anregung der Moleküle erhalten (Fath 2019). Diese Methode basiert auf dem sogenannten Raman-Effekt. Dieser besagt, dass neben der Durchstrahlung und der Rayleigh-Streuung bei der Bestrahlung von Materie mit monochromatischem Licht (z. B. ein Laser) ein sehr geringer Teil der Laser-Strahlung aufgrund von unelastischen Zusammenstößen mit den Molekülen der Probe in alle Raumrichtungen verteilt wird (Hesse et al. 2005). Abhängig von der Schwingungs- beziehungsweise Rotationsanregung kommt es zu einer Absorption und Re-Emission einer Teilstrahlung, welche mit einem photoelektrischen Detektor erfasst werden kann. Diese messbare Strahlungsenergie ist spezifisch für unterschiedliche Moleküle (Fath 2019; Hesse et al. 2005).

Das Verfahren bietet die Möglichkeit, die Polymerart, Additive sowie organische und anorganische Bestandteile zu identifizieren. Wird die Raman-Spektroskopie mit einem konfokalen optischen Mikroskop gekoppelt ( $\mu$ -Raman-Spektroskopie), ist laut Literatur eine Analyse bis zu 1  $\mu\text{m}$ , in einigen Fällen sogar bis 300 nm möglich. Es sollte beachtet werden, dass bei der Betrachtung solcher kleiner Partikel nur ein kleiner Teil des Filters analysiert werden kann. Um die Messung statistisch abzusichern, sollten mindestens 20 % der Filterfläche untersucht werden (Ivleva et al. 2020).

#### Nahinfrarotspektroskopie

Bei der Nahinfrarotspektroskopie (NIR-Spektroskopie) regt elektromagnetische Strahlung Moleküle zum Schwingen an. Dabei absorbieren die Moleküle Energie, die in den stoffspezifischen Reflexions- und Transmissionsspektren fehlt. Es ergeben sich sogenannte Absorptionsbanden, die eine Stoffidentifizierung und -quantifizierung ermöglichen. Reflexionsmessungen stellen die häufigste Messmethode dar. Punktspektrometer, die mit Kontaktmessungen arbeiten, können Partikel lediglich bis zu einer Größe von 1 mm analysieren. Im Gegensatz dazu ist es möglich, mit bildgebenden Spektrometern Partikelgrößen bis zu 50  $\mu\text{m}$  zu detektieren. Diese Art von Spektrometern generieren ein Bild der Probe, wobei für jedes Pixel spektrale Einzelmessungen durchgeführt werden. Die Größe der Pixel entsprechen dabei der Größe des kleinsten detektierbaren Partikels. Die NIR-Spektroskopie zeichnet sich durch ihre hohe Messgeschwindigkeit und dem damit einhergehenden hohen Probendurchsatz sowie der Unempfindlichkeit gegenüber Verschmutzungen aus (Bochow 2020).

Aufgrund der Partikelgrößengrenze von etwa 50  $\mu\text{m}$  eignet sich das Verfahren nur bedingt für den Nachweis von Mikroplastik.

### 2.5.3.2 Verfahren zur Bestimmung des Massengehaltes

Im Folgenden werden Verfahren vorgestellt, mit denen der Massengehalt von Mikroplastik in Umweltproben bestimmt werden kann.

#### 2.5.3.2.1 Thermoanalytische Verfahren

Thermoanalytische Verfahren sind nicht-zerstörende Methoden, die zur Bestimmung der Kunststoffarten und Massengehalte angewandt werden. Diese Verfahren können nicht für die Bestimmung der Partikelgrößen(-verteilung) eingesetzt werden (Fath 2019). Sie könnten jedoch für die Bestimmung der Massengehalte einzelner Polymerarten verwendet werden, und deshalb eine Rolle hinsichtlich regulatorischer und überwachender Maßnahmen spielen (Braun et al. 2020). Des Weiteren eignen sie sich zum Nachweis von in Reifenabrieb enthaltenen Komponenten, wie beispielsweise SBR (Scholz-Böttcher et al. 2020).

Thermoanalytische Verfahren können in kalorimetrische und pyrolytische Verfahren unterschieden werden.

#### Thermoextraktion-Desorption Gaschromatografie-Massenspektrometrie (TED-GC/MS)

Bei diesem Verfahren wird die Probe zunächst durch Pyrolyse thermisch extrahiert. Dabei wird sie in einer Thermowaage unter einer sauerstofffreien Atmosphäre (Inertgas) bis circa 600 °C erhitzt. Dies setzt Zersetzungsprodukte frei, die polymerspezifisch sind. Durch die Pyrolyse erfolgt ein Gewichtsverlust. Die gasförmigen Produkte werden auf einer Festphase sorbiert und daraufhin mittels thermischer Desorption wieder von der Festphase gelöst. Die Identifizierung der Pyrolyseprodukte erfolgt mittels Gaschromatografie-Massenspektrometrie (GC/MS) (Scholz-Böttcher et al. 2020). Vor dieser Identifizierung kann eine Aufkonzentrierung der Zersetzungsprodukte erfolgen, wobei die von der Festphase desorbierten Zersetzungsprodukte in ein Kaltaufgabesystem geleitet, kondensiert, erneut desorbiert und erst im folgenden Schritt mittels GC/MS analysiert werden (Fath 2019).

Braun et al. (2020) untersuchten mittels TED-GC/MS unter anderem Hausstaubproben. Nach ihren Untersuchungen ist das Verfahren für Probenmengen von 15 bis 25 mg, teilweise sogar bis 1 g möglich. Die Proben wurden ohne weitere Aufbereitung analysiert.

Die Identifikation der Polymere erfolgte anhand der charakteristischen Retentionszeiten der Zersetzungsprodukte und der darauffolgenden Detektion mittels Massenspektrometrie. Die Quantifikation der Polymere erfolgte mittels Standard-Addition, bei der bei einer erneuten Analyse einer Probe eine bekannte Menge des Polymers hinzugegeben wird. Anhand der Änderung des Peaks kann die Polymermasse berechnet werden (Braun et al. 2020).

#### Pyrolyse Gaschromatografie-Massenspektrometrie (Py-GC/MS)

Bei der Py-GC/MS wird die Probe zunächst in einem Probengefäß unter Inertgas pyrolysiert. Die Temperatur kann dabei konstant sein oder es kann mit einem Temperaturgradienten gearbeitet werden. Bei der Pyrolyse entstehen flüchtige Zersetzungsprodukte, die mittels Gaschromatographie aufgetrennt und im Folgenden mittels Massenspektrometrie detektiert werden (Scholz-Böttcher et al. 2020).

#### Kalorimetrische Verfahren

Neben der TED-GC/MS und der Py-GC/MS kann mittels Dynamischer Differenzkalorimetrie Mikroplastik in Umweltproben identifiziert werden. Dafür werden ein leerer Referenztiegel und ein mit der Probe gefüllter Tiegel zusammen aufgeheizt beziehungsweise abgekühlt. Dabei kann entweder Wärme abgegeben oder aufgenommen werden, was durch Messfühler, die sich unter den Tiegeln befinden, registriert wird. Anhand der aufgezeichneten Wärmeströme entstehen sogenannte Thermogramme, die häufig aus Peaks oder Stufen bestehen. Zu beachten ist, dass lediglich Kunststoffe, die kristalline Anteile besitzen (z.B. PE, PP), mit dieser Methode bestimmt werden können (Bitter 2020).

#### 2.5.3.2.2 Chemische Verfahren

Chemische Verfahren basieren auf der Detektion chemischer Bestandteile der nachzuweisenden Materialien. Dabei werden beispielsweise im Kunststoff enthaltene Additive oder Elemente nachgewiesen. Ein Beispiel ist der Einsatz von Zink in der Reifenherstellung mit Konzentrationen von circa 1 Massenprozent (m%). Zink kann deshalb bei der Analyse von Reifenabrieb als sogenannter Leitparameter herangezogen werden. Nach entsprechender Probenvorbereitung (Trennung von zinkhaltiger Matrix, beispielsweise durch Dichteseperation) und dem Aufschluss der Probe kann diese mittels ICP-MS (Inductively Coupled Plasma (Induktiv gekoppeltes Plasma)-Massenspektrometrie) analysiert werden. Anhand des Ergebnisses kann, unter Annahme eines Zinkgehalts von 1 m%, der Massengehalt von Reifenabrieb in der eingewogenen Probe berechnet werden (Wagner 2020).

#### 2.5.4 Vermeidung von Kontaminationen

Um mögliche Kontaminationen während der gesamten Durchführung der Untersuchungen zu vermeiden, müssen in allen Schritten kunststofffreie Arbeitsbedingungen eingehalten werden. Beispielsweise sollten bereits die Probenahme-Einrichtungen kunststofffrei sein (z.B. Glas- oder Stahlgefäße) (Braun 2020).

Im Labor sollten die Arbeiten in Reinraumwerkbänken (engl.: Laminar Flow Benches) durchgeführt werden, um Kontaminationen über die Laborluft zu verhindern. Der Einsatz von Luftfiltern wird empfohlen, wenn die Analyse der Partikel nicht unter einer Reinraumwerkbank möglich ist. Kann dies nicht durchgeführt werden, gilt es Blindwerte der Raumluft zu erstellen und zu untersuchen (Braun 2020).

Generell sollten Blindwerte über jeden Prozessschritt (Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse) ermittelt werden. Mit diesen sogenannten Prozessblindwerten können im besten Fall alle Prozessschritte erfasst werden und mögliche Kontaminationsquellen festgestellt werden (Primpke und Gerdts 2020). Laborblindwerte sollten vor allem dann ermittelt werden, wenn die Aufbereitung und Detektion der Proben in unterschiedlichen Laboren erfolgen. Diese Laborblindwerte erfassen unter anderem die Kontamination von Reinstwasseranlagen oder den Eintrag von Kontaminationen bei der Filtration beziehungsweise Identifizierung von Mikroplastik (Primpke und Gerdts 2020; Ivleva et al. 2020). Wiederfindungsraten mit definierten Referenzmaterialien sollten für alle Verfahren bestimmt und die Partikelstabilität unterschiedlicher Polymerarten während aller Prozessschritte untersucht werden (Braun 2020).

### 2.5.5 Angewandte Methoden für Luftproben

In Abbildung 4 sind die Probenaufbereitungsverfahren sowie die Analyseverfahren dargestellt, die in den in Kapitel 3 behandelten Studien angewandt wurden. In einigen Studien wurden die mittels Bulk- beziehungsweise Bergerhoff-Sammler erfassten Proben auf Filter überführt und nach einer Trocknung direkt unter dem Mikroskop betrachtet. Teilweise wurden in weiteren Studien weitergehende Aufbereitungsschritte durchgeführt. Die Kombinationen und Ausführungen der einzelnen Verfahren sowie ein Vergleich der angewandten Methoden in den unterschiedlichen Studien sind in Kapitel 3 näher dargestellt.

## Probenahme

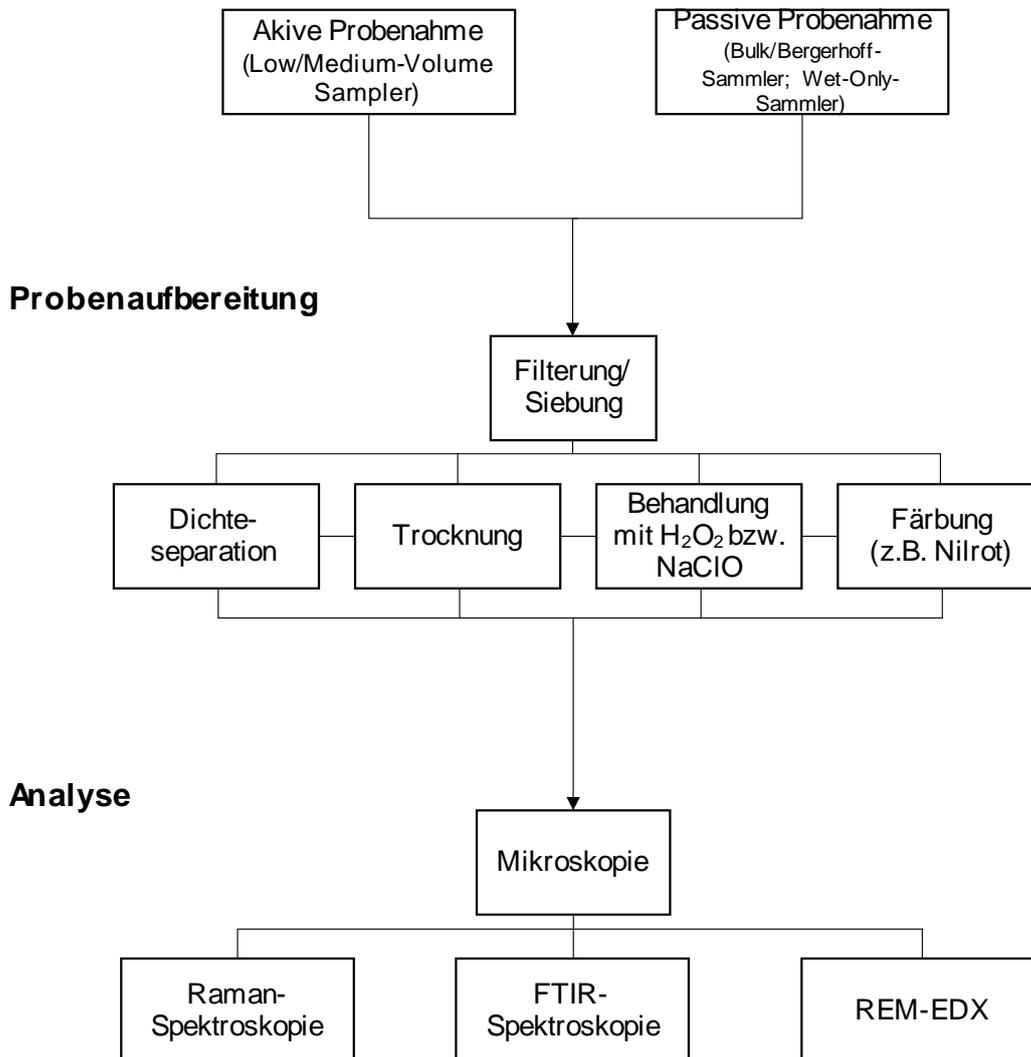


Abbildung 4: In Luftuntersuchungen angewandte Methoden für die Mikroplastik-Analytik

### 3 Ergebnisse bisheriger Untersuchungen

In diesem Kapitel werden ausgewählte Studien beschrieben, die sich mit dem Thema Mikroplastik in der Außenluft befassen haben. Da Reifenabrieb die größte Quelle für Mikroplastik in der Umwelt darstellt (s. Kap. 2.2) und einige Studien den Fokus ihrer Untersuchungen auf Reifenabrieb legten, wird er in diesem Kapitel einzeln betrachtet.

#### 3.1 Ergebnisse bisheriger Studien zu Mikroplastik in der Außenluft

Im Folgenden werden vier ausgewählte Studien näher vorgestellt, die das Vorkommen von Mikroplastik in der Atmosphäre untersuchten. Die Studie von Dris et al. (2015) wurde ausgewählt, da sie die erste Veröffentlichung ist, die Mikroplastik in atmosphärischer Deposition untersuchte. Klein und Fischer (2019) veröffentlichten die erste Untersuchung atmosphärischer Deposition auf Mikroplastik in Deutschland. Die Untersuchung von Allen et al. (2019) wird näher vorgestellt, da sie zeigt, dass Mikroplastik selbst in entlegenen Regionen wie den Pyrenäen aufgefunden wird. Liu et al. (2019b) untersuchten im Gegensatz zu den anderen Studien schwebende Partikel mittels aktiver Probenahme auf Mikroplastik, weshalb diese näher erläutert wird.

Des Weiteren werden in diesem Kapitel die Ergebnisse der vorgestellten und weiterer im Rahmen dieser Recherche gefundenen Studien tabellarisch zusammengestellt, verglichen und diskutiert.

##### 3.1.1 Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater Paris

Dris et al. (2015) untersuchten atmosphärischen Niederschlag in Paris auf Mikroplastik.

###### 3.1.1.1 Methoden

Die Proben der trockenen und nassen atmosphärischen Deposition wurden mit einer 20 L-Glasflasche und einem Trichter gesammelt. Platziert wurde der Sammler auf einem Dach in einem dicht besiedelten Stadtteil von Paris. Die Sammelperiode verlief über drei Monate, wobei die Proben in Abständen von 7 bis 30 Tagen eingeholt wurden.

Die gesammelten Proben wurden über einen Glasfaserfilter mit einem Porendurchmesser von 1,6 µm gefiltert. Über eine weitere Aufbereitung der Filter ist nichts bekannt.

Die Proben auf den Filtern wurden unter einem Stereomikroskop mit 16-facher Vergrößerung betrachtet und mit einer Software für Bildanalyse ausgewertet. Partikel, die schwer zu identifizieren waren, wurden mit einer entsprechend höheren Vergrößerung betrachtet. Die Entscheidung, ob Partikel als Mikroplastik eingeordnet wurden, erfolgte anhand folgender Kriterien (Norén 2007; entnommen aus Dris et al. 2015):

1. Die Dicke der Fasern ist über die gesamte Länge gleich.
2. Die Fasern sollten nicht komplett gerade sein. Dies weist auf biologische Fasern hin.
3. Es sollten keine zellulären oder organischen Strukturen erkennbar sein.
4. Bei durchsichtigen Fasern erfolgte die Untersuchung mit einer höheren Vergrößerung. Die Betrachtung grüner Fasern erfolgte sorgsam, da diese Farbe häufig in natürlichen Fasern vorkommt.

Die Untersuchungen wurden immer von derselben Person durchgeführt. Nicht eindeutig als Mikroplastik identifizierbare Partikel wurden nicht berücksichtigt. Die Größengrenze für Partikel lag bei 100  $\mu\text{m}$ , sodass eine Größeneinteilung von 100 – 500, 501 – 1000 und 1001 – 5000  $\mu\text{m}$  vorgenommen wurde (Dris et al. 2015).

Eine Kontrolle der chemischen Zusammensetzung der als Mikroplastik identifizierten Partikel erfolgte nicht.

### 3.1.1.2 Ergebnisse

Das nachgewiesene Mikroplastik in der atmosphärischen Deposition lag in einem Bereich von 29 bis 280 Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag, der Durchschnitt lag bei 118 Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag. Mit über 90 % waren Fasern die häufigste Partikelform des gefundenen Mikroplastiks. Davon waren circa 50 % länger als 1000  $\mu\text{m}$ . Die anderen 50 % der Fasern waren gleichmäßig auf die Größenklassen 100 – 500  $\mu\text{m}$  und 501 – 1000  $\mu\text{m}$  verteilt. Circa 10 % des Mikroplastiks waren 2D-Fragmente (Dris et al. 2015).

In dieser Studie wurden erste Hinweise darauf gegeben, dass Regenereignisse Einfluss auf die Deposition von Mikroplastik haben können. Während einer Trockenwetterperiode wurde die niedrigste Mikroplastik-Konzentration (29 Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag) gefunden, wohingegen in einer Periode mit fast täglichem Regenfall die höchste Anzahl an Mikroplastikteilen (280 Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag) festgestellt wurde (Dris et al. 2015).

### 3.1.2 Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany

In dieser Studie wurde die atmosphärische Deposition von Mikroplastik in und im Umfeld von Hamburg untersucht (Klein und Fischer 2019).

#### 3.1.2.1 Methoden

Es wurden insgesamt sechs Untersuchungsorte festgelegt. Drei dieser Orte befanden sich im ländlichen Raum (einer im offenen Feld, zwei unter Bäumen). Die drei anderen Untersuchungsorte befanden sich in der Stadt, dabei wurden diese so ausgewählt, dass sie

verschiedene Ausmaße der Populations-, Verkehrs- und Industriedichte vertraten. Die Proben wurden in einem Abstand von zwei Wochen eingeholt. Dies geschah über einen Zeitraum von zwölf Wochen (Dezember 2017 bis Februar 2018). Die Probenahme erfolgte mit einem Bulk-Sammler (Polyvinylchlorid (PVC)-Rohr/Gehäuse), der mit einer 2 L-PE-Flasche bestückt und circa 1 m über dem Boden installiert wurde. Pro Probenahmestelle wurden drei solcher Sammler installiert. An einem Ort wurde zur Untersuchung möglicher Kontaminationen ein Blindprobensammler, der durchgehend mit Alufolie bedeckt war, angebracht (Klein und Fischer 2019).

Mit einem Messzylinder wurden die Volumina der einzelnen Proben bestimmt und nachfolgend 200 ml der Proben in ein Becherglas überführt. Eine Behandlung der Proben mit 30 ml Natriumhypochlorid (NaClO)-Lösung diente zur Elimination der organischen Verunreinigungen. Die Proben standen für 24 Stunden unter einem Abzug. Nachfolgend wurden die Proben über einen Cellulosefilter mit einer Porenweite von 5 – 13 µm filtriert. Für die mikroskopische Auswertung wurden die Filter mit Nilrot eingefärbt (Klein und Fischer 2019).

Die behandelten Filter wurden unter dem Fluoreszenz-Mikroskop betrachtet. Die mittels Kamera aufgenommenen Fotos der Filter wurden mit einem Rastergrafik-Programm ausgewertet. Identifiziert wurden die Partikel als Mikroplastik, wenn folgende Kriterien zutrafen (nach Chubarenko et al. 2018; entnommen aus Klein und Fischer 2019):

1. Es gibt keine sichtbaren zellulären oder organischen Strukturen.
2. Fasern haben über die gesamte Länge den gleichen Durchmesser und laufen nicht am Ende spitz zu.
3. Gefärbte Partikel sind gleichmäßig gefärbt.
4. Fasern sind nicht geteilt oder erscheinen als verdrehte, flache Bänder.
5. Die Partikel glänzen nicht.

Nicht eindeutig identifizierbare Partikel wurden nicht als Mikroplastik eingestuft. Die gefundenen Partikel konnten in die Formklassen Fragment und Faser eingeteilt werden. Es erfolgte die Einteilung in drei Größenklassen: > 300 µm, 300 – 63 µm und < 63 µm. Die Einteilung dieser Größenklassen erfolgte anhand der Korngrößenfraktionen, sodass die „krumme“ Größengrenze von 63 µm entsteht (Klein 2021b).

Die Zuordnung der gefundenen Fragmente und Fasern zur jeweiligen Polymerart erfolgte mittels µ-Raman-Spektroskopie. Dafür wurden 53 Partikel mit einer Größe über 50 µm eines jeden Filters ausgewählt (Klein und Fischer 2019).

### 3.1.2.2 Ergebnisse

In den insgesamt 108 untersuchten Proben konnten in jeder einzelnen Mikroplastik-Partikel in unterschiedlichen Formen nachgewiesen werden. An den drei Untersuchungsorten in der Stadt betragen die berechneten Partikeldepositionsraten circa 261, 247 und 137 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag (gerundete Werte). In den ländlichen Gebieten wurden Depositionsraten von 331, 343 und 512 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag (gerundete Werte) erreicht. Der Median aller Untersuchungsorte und über den gesamten Untersuchungszeitraum betrug circa 275 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag.

Fragmente waren mit 95 % die am häufigsten identifizierte Partikelform. Fasern hatten lediglich einen Anteil von 5 %. Im gesamten Verlauf der Studie wurden 2.625 Mikroplastikteile gefunden. Die Mehrheit der Fragmente (76 %, insgesamt 1.911) fielen in die kleinste Größenklasse (< 63 µm). In die nächste Größenklasse (300 – 63 µm) konnten 564 Fragmente eingeordnet werden, was circa 23 % entspricht. 17 Fragmente (circa 1 %) waren größer als 300 µm (max. 5.000 µm). 90 der insgesamt 133 gefundenen Fasern befanden sich in der Größenklasse zwischen 5.000 – 300 µm (68 %). 34 Fasern konnten in die Größenklasse 300 – 63 µm eingeordnet werden (26 %). Lediglich 9 Fasern waren kleiner als 63 µm (7 %) (Klein und Fischer 2019).

Von den 53 für die Raman-Spektroskopie ausgewählten Partikeln wurden 41 als Kunststoffe identifiziert, wovon 5 Partikel als Hintergrundkontamination von der Sammeleinheit eingestuft wurden. 12 Partikel wurden als biologisches Material eingeordnet, die alle als organisches Material identifiziert wurden, davon vier als Cellulose-Fasern. 36 der ausgewählten Partikel konnten als Kunststoffe identifiziert werden, darunter 20 PE-Partikel (48,8 %) und 9 Ethylen-Vinylacetat (EVAC)-Partikel (22 %). Je ein Fragment konnte als Polytetrafluorethen (PTFE) oder als Polyvinylalkohol (PVA) bestimmt werden. Weitere 4 Partikel waren Fasern und wurden als Polyethylen (PET) identifiziert (9,8 %) (Klein und Fischer 2019). Das verbleibende Partikel wird in der Studie nicht weiter erwähnt.

Um einen Zusammenhang zwischen der Anzahl an Mikroplastik-Partikeln und Niederschlag zu überprüfen, wurde die jeweilige Partikelanzahl in einer Probe mit dem jeweiligen Volumen der Probe sowie mit Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) auf eine Korrelation untersucht. Dabei konnte kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden (Klein und Fischer 2019).

Für die Untersuchung des Einflusses von Windrichtung und -stärke wurden die gesammelten Mikroplastik-Daten mit Daten des DWDs verglichen. An sechs Tagen des gesamten Probenahmezeitraums wurden maximale Windgeschwindigkeiten von 18,3 bis 21,1 m/s

verzeichnet. In den Wochen mit diesen sturmartigen Winden lagen die höchsten Vorkommen von Mikroplastik in den Proben vor. Im gleichen Zeitraum wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Mikroplastikanzahl und der Windrichtung festgestellt. Die Windrichtung während des gesamten Sammelzeitraums war westlich geprägt. An Tagen, an denen der Wind aus Süden kam, wurden vermehrt Mikroplastik-Partikel gefunden. Klein und Fischer (2019) weisen darauf hin, dass dieses Ergebnis kritisch betrachtet werden sollte, da kleine Windfelder nicht betrachtet werden konnten.

In der Nähe der Untersuchungsstelle im offenen Feld, an der das zweithöchste Mikroplastik-Vorkommen festgestellt wurde, befindet sich eine Autobahn. Klein und Fischer (2019) vermuten, dass Partikel, beispielsweise aus Reifenabrieb, Straßenmarkierungsabrieb oder Straßenoberflächenabrieb, durch den Wind zu den Sammlern getragen wurden. Dies wird dadurch begründet, dass diese Partikel größer sind und nur einige Kilometer mit dem Wind getragen werden können (Klein und Fischer 2019).

Trockene Deposition aus der Atmosphäre kann sich an vielen Oberflächen ablagern. Lagert sie sich in den Blätterdächern von Wäldern ab, wird sie während Regenereignissen heruntergespült. Dieser Effekt wird „Comb-out-effect“ genannt und beeinflusst vor allem Staubbiederschlagsproben aus Wäldern. Im Douglasienwald (Nadelbaumwald) wurde die höchste Mikroplastik-Depositionsrate festgestellt, was durch diesen Effekt begründet wird (Klein und Fischer 2019).

Des Weiteren wurde ein möglicher Zusammenhang zwischen dem Silvesterfeuerwerk und erhöhter Mikroplastik-Konzentrationen in den Proben festgestellt, da eine deutlich erhöhte Anzahl an Mikroplastik-Partikeln in der Sammelperiode in Wohngebieten nach Silvester vorgefunden wurde (Klein und Fischer 2019).

### *3.1.2.3 Weiterführung der Untersuchungen*

Ausgehend von den Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit dem Luftmessnetz Hamburg weitere Standorte in das Messnetz aufgenommen, sodass insgesamt elf Standorte in Hamburg und um den Tollensesee monatlich beprobt werden. Die Methoden wurden anhand der Erkenntnisse aus der Studie weiter angepasst (Fischer 2020).

Ziel der Langzeitstudie ist, Verbindungen zwischen anthropogenen und meteorologischen Faktoren und der Verschmutzung der Atmosphäre mit Mikroplastik herzustellen. Die Nachweisgrenze konnte von 63 auf 10 µm abgesenkt werden. Die Bulk-Sammler wurden komplett plastik- und gummifrei gestaltet. Alle 15 Minuten werden meteorologische Daten erfasst. Die Proben werden über Polycarbonat (PC)-Filter mittels Vakuum-Filtration gefiltert

und, zusätzlich zur Behandlung mit NaClO, mit 30 %iger H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Lösung behandelt (Klein et al. 2020). Die weitere Behandlung erfolgt wie in Kapitel 3.1.2.1 beschrieben. Die Ergebnisse der Untersuchungen werden voraussichtlich Ende des Jahres 2021 veröffentlicht (Klein 2021a).

### 3.1.3 Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment

In dieser Studie von Allen et al. (2019), durchgeführt in den Pyrenäen, wurde atmosphärischer Niederschlag auf Mikroplastik untersucht. Ziel der Studie war es, zu untersuchen, ob Mikroplastik über atmosphärischen Transport in abgelegene Regionen gelangt. Das nächste Dorf ist circa 6 km entfernt. Eine größere Stadt befindet sich in circa 25 km Entfernung.

#### 3.1.3.1 Methoden

Die Dauer der Untersuchungen betrug fünf Monate, dabei wurden fünf Proben von nassem und trockenem Niederschlag untersucht. Aufgrund des Wetters kam es zu unregelmäßigen Probenintervallen. Die Proben wurden mittels Regensammler sowie mit einem Partikelsammler (ähnlich Bergerhoff-Sammler) gesammelt. Beide Sammler waren über die Dauer der Probenahme geöffnet, sodass die Proben beider Sammler trockene und nasse Deposition repräsentieren.

Nach dem Filtrieren der Proben über einen Polytetrafluorethylen (PTFE)-Filter mit einer Porenweite von 0,45 µm wurden die Filter mit Ethanol (96 Vol.%) Vakuum-getrocknet. Anschließend wurden die Filter unter einem Stereomikroskop, ausgestattet mit einer Kamera, optisch untersucht und fotografiert.

Im Anschluss daran wurden die Partikel von dem Filter mit 10 ml 30 %iger H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Lösung in ein Reagenzglas gespült. Dieses wurde verschlossen bei 55 °C für sieben Tage in einem Heizblock aufbewahrt. Weitere 5 ml der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Lösung wurden zu jeder Probe hinzugegeben. Diese wurden weitere sieben Tage im Heizblock gelagert. Nach 14 Tagen wurden die Proben erneut über einen PTFE-Filter mit destilliertem Wasser filtriert und mit Ethanol (96 Vol. %) getrocknet. Es folgte eine Dichteseperation mit einer Zinkchlorid-Lösung (Dichte 1,6 g/ml) über sieben Tage. Die daraus resultierenden Proben wurden über einen Aluminiumoxid-Filter mit einer Porenweite von 0,2 µm gefiltert. Diese wurden mit Ethanol Vakuum-getrocknet. Die Filter wurden erneut unter dem Mikroskop betrachtet, um Änderungen in der Partikelanzahl oder -art festzustellen.

Die Kriterien, nach denen die Partikel als Mikroplastik identifiziert wurden, entsprechen den in Kapitel 3.1.1.1 genannten Punkten nach Norén (2007).

Mittels µ-Raman-Konfokalmikroskop wurde die Partikelart analysiert. Es wurden drei Bereiche jedes Filters betrachtet. Die Laserstärke wurde auf 25 % festgelegt, da höhere Stärken die

Plastikpartikel zerstörten. Um die Partikelart zu bestätigen, wurde jedes Spektrum eines Partikels doppelt bestimmt.

Mit der Software HYSPLIT<sup>1</sup> (Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory) wurde die Herkunft von Luftfeldern und ihre Bewegungsrouten simuliert (Allen et al. 2019).

### 3.1.3.2 Ergebnisse

In allen Proben wurde Mikroplastik nachgewiesen. Die durchschnittliche Mikroplastik-Depositionsrate betrug  $365 \pm 69$  Partikel pro  $m^2$  und Tag. Die Mehrheit der gefundenen Mikroplastik-Fragmente waren kleiner oder gleich  $50 \mu m$ . Gefundene Fasern befanden sich vor allem in den Längenbereichen  $100 - 200 \mu m$  und  $200 - 300 \mu m$ . Dabei hatte die längste Faser eine Länge von  $3.000 \mu m$ . In dieser Studie wurden neben Fasern und Fragmenten auch folienartige Mikroplastik-Partikel betrachtet. Diese Partikel zeichnen sich durch ihre dünne und flache Form aus (Allen et al. 2019).

Die am häufigsten gefundene Polymerart war PS, gefolgt von PE. 18 % der analysierten Plastikpartikel, von denen die meisten Fasern waren, bestanden aus PP. Die gefundenen Partikelarten variierten über den Sammelzeitraum. Es konnte kein Zusammenhang zwischen Kunststoffsorte und Wetter hergestellt werden. Allen et al. (2019) vermuten, dass ein Zusammenhang zwischen Partikelherkunft und Windrichtung sowie –stärke besteht (Allen et al. 2019).

Windgeschwindigkeiten größer als 2 und 3 m/s zeigten eine positive Korrelation hinsichtlich der Mikroplastik-Deposition. In Zeiträumen mit mehreren Vorkommnissen von erhöhten Windgeschwindigkeiten wurden höhere Anzahlen von Mikroplastik-Partikeln in den Proben festgestellt. Ob diese Vorkommnisse windrichtungsunabhängig auftraten, wird nicht erwähnt. In dieser Studie wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen Regen- und Schneefall und gefundener Mikroplastikanzahl festgestellt. Dabei stellte sich der Zusammenhang zwischen Schneefall und Mikroplastik-Deposition im Vergleich zu Regen als stärker heraus.

Die Analysen mit dem HYSPLIT – Modell ergaben eine Transportdistanz von Mikroplastik von bis zu 95 km (Allen et al. 2019).

### 3.1.4 Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health

In der Studie von Liu et al. (2019b) wird das Vorkommen von schwebendem atmosphärischen Mikroplastik in der Stadt Shanghai in China untersucht.

---

<sup>1</sup> <https://www.arl.noaa.gov/hysplit/hysplit/>, aufgerufen am 11.05.2021

### 3.1.4.1 Methoden

Die Probenahme erfolgte mit einem Middle-Flow-Partikelsammler (Medium-Volume-Sampler) auf einem 38 m hohen Dach. In dem Sammler wurde ein Glasmikrofaserfilter mit einer Porenweite von 1,6 µm verwendet. Während des gesamten Untersuchungszeitraums wurden die Wetterdaten gesammelt.

Die Filterproben wurden unter einem Stereomikroskop, ausgestattet mit einer Kamera, betrachtet. Mit einem FTIR-Spektrometer, ausgestattet mit einem Quecksilber-Cadmium-Tellurid-Detektor, wurde die Partikelart bestimmt. Bei einer Übereinstimmung mit den Spektren aus der Datenbank von über 60 % wurden die Partikel als Mikroplastik deklariert.

Des Weiteren wurde in den Untersuchungen der Transportfluss von schwebenden atmosphärischem Mikroplastik-Partikeln untersucht (Liu et al. 2019b).

### 3.1.4.2 Ergebnisse

In jeder Probe konnte Mikroplastik nachgewiesen werden. Der Mittelwert betrug dabei 0,41 Partikel pro m<sup>3</sup>. Zwischen Probenvolumen und Partikelanzahl konnte ein logarithmischer Zusammenhang festgestellt werden. Mit zunehmendem Probenvolumen stabilisierte sich die Standardabweichung der Partikelkonzentration. Es wird ein Probenvolumen von mindestens 70 m<sup>3</sup> empfohlen, wobei der empfohlene Volumenstrom nicht angegeben wird (Liu et al. 2019b).

Die häufigsten Partikelformen waren Fragmente (48 %) und Fasern (43 %). Es wurden außerdem sogenannte Microbeads gefunden. Die Größen der Partikel variierten zwischen 12,35 und 2191,32 µm. Der Mittelwert lag bei 246,52 µm. Mit abnehmender Partikelgröße nahm die Anzahl an Partikeln zu. Bei einzelner Betrachtung der Partikelformen lag die durchschnittliche Länge der Fasern bei 428,81 µm, die Größe der Fragmente bei 121,44 µm und der Microbeads bei 36,59 µm. Von allen Partikeln waren 87 % kleiner als 500 µm und 80 % kleiner als 330 µm (Liu et al. 2019b).

In dieser Studie wurden die Farben der Partikel ausgewertet. Es wurden insgesamt elf verschiedene Farben identifiziert (Weiß, Pink, Schwarz, Rot, Gelb, Grau, Blau, Grün, Transparent, Violett und Braun). Mit 56 % wurden die Farben Weiß, Schwarz und Transparent am häufigsten festgestellt, wovon 48 % schwarze Partikel waren (Liu et al. 2019b).

Die Analyse mittel FTIR-Spektroskopie ermittelte die Polymerarten PET, EP, PE, ALK (Alkydharz), Viskose, PP, PA und PS. PET hatte mit 51 % den größten Anteil, gefolgt von EP (19 %), PE (12 %) und ALK (8 %). Fasern bestanden größtenteils aus PET (87 %). Fragmente bestanden zu 27 % aus EP, wohingegen Microbeads zu 69 % aus EP bestanden. Diese

Unterschiede werden auf die verschiedenen Herkünfte der Partikel zurückgeführt (Liu et al. 2019b).

Es wurde eine positive Korrelation zwischen der Windrichtung und der Partikelanzahl festgestellt. Außerdem wurde ein grober Zusammenhang zwischen Luftdruck und Partikelanzahl festgestellt. Dies wird als Hinweis gedeutet, dass einige Mikroplastik-Partikel neben dem lateralen Transport auch einem vertikalen Transport unterliegen (Liu et al. 2019b).

Die Stadtteile mit einer höheren Populationsdichte werden als potentielle Quellen für die Mikroplastik-Vorkommen eingeschätzt. Liu et al. (2019b) vermuten, dass höhere Windstärken mehr Partikel transportieren als schwache Winde. Ergebnisse der Untersuchungen unterstützen diese Aussage nicht vollkommen, da sich die Korrelation zwischen Windstärke und Partikelanzahl als leicht negativ erwies. Aufgrund der unregelmäßigen Verteilung zwischen Mikroplastik-Partikelanzahl und Windstärke aus einer bestimmten Windrichtung wird die Vermutung aufgestellt, dass weitere Parameter die Ausbreitung der Partikel bestimmen (z. B. Luftdruck) (Liu et al. 2019b).

Die unterschiedlichen Partikelformen wiesen unterschiedliche Transportverhalten hinsichtlich der Windrichtung auf. Fasern wiesen einen erhöhten Transport in Richtung Süden und Osten auf. In der südlichen Richtung wurden vermehrt Fragmente gefunden (Liu et al. 2019b).

Anhand der Mikroplastik-Konzentration, der horizontalen Windgeschwindigkeit in eine Richtung und der Probenahmehöhe wurde der Mikroplastiktransport berechnet. Der horizontale Fluss beziehungsweise Transport von Mikroplastik-Partikeln lag zwischen 1,15 und 7,54 Partikeln pro m·s. Der Mittelwert betrug  $3,47 \pm 1,83$  Partikel pro m·s. Für Fasern lag der mittlere Fluss bei  $1,62 \pm 0,72$  Partikel pro m·s. Der Transportfluss von Fragmenten betrug  $1,45 \pm 1,16$  Partikel pro m·s. Die Unterschiede zwischen Fasern und Fragmenten wurden als nicht signifikant eingestuft (Liu et al. 2019b).

Das Vorkommen von Fasern wird mit der Abnutzung von Textilien durch mechanische Beanspruchung, UV-Licht und das tägliche Tragen und das damit einhergehende Dehnen der Kleidung erklärt. Die Fragmente können von der Fragmentierung größerer Plastikteile stammen (Liu et al. 2019b).

### 3.1.5 Weitere Studien

Im Folgenden werden weitere Studien aufgeführt, die Untersuchungen hinsichtlich Mikroplastik in der Außenluft durchführten. Im Anhang (Kapitel 9.1.1) sind diese Studien näher beschrieben. Wesentliche Ergebnisse der Untersuchungen werden in Kapitel 3.1.6 dargestellt und verglichen.

#### **Europäische Studien**

- Bergmann et al. (2015) untersuchten Schneeproben von Eisschollen der Framstraße, der Alpen und bewohnten Gegenden (Bremen, Helgoland), anhand welcher sie den atmosphärischen Transport von Mikroplastik untersuchten und beurteilten.
- Dris et al. (2016a) untersuchten in einer Studie das Vorkommen von Fasern in Innenraum- und Außenluft in Paris.
- Dris et al. (2016b) führten eine weitere Untersuchung von atmosphärischem Niederschlag (Trocken- und Nassdeposition) durch, wobei Stadt- und Vorstadt-Gebiete in Paris untersucht wurden.
- Szewc et al. (2020) führten Untersuchungen von atmosphärischer Deposition auf Mikroplastik in einer Küstenzone an der polnischen Ostsee (Gdynia) durch.
- Roblin et al. (2020) erforschten das Vorkommen von Mikrofasern in Küstenregionen in Irland.

#### **Andere Kontinente**

- Dehghani et al. (2017) untersuchten das Vorkommen von Mikroplastik in Straßenstaub in der Stadt Teheran, Iran.
- Zhou et al. (2017) untersuchten in Yantai, China Depositionsproben auf Mikroplastik.
- Cai et al. (2017) beschäftigten sich in ihren Untersuchungen mit den Eigenschaften von Mikroplastik in atmosphärischem Niederschlag in der Stadt Dongguan in China.
- Liu et al. (2019a) erforschten den Mikroplastikgehalt in Staubproben aus Innenräumen und Ablagerungen an Fensterbänken sowie Balkonen im Außenbereich in 39 Städten in China.
- Liu et al. (2019c) betrachteten in ihren Untersuchungen das Auftreten und die Verteilung von suspendierten Mikroplastik-Partikeln im westlichen Pazifik.
- Syafei et al. (2019) beschäftigten sich in ihren Untersuchungen mit dem Mikroplastik-Vorkommen in der Nähe von drei unterschiedlich stark befahrenen Straßen.
- Brahney et al. (2020) untersuchten das Vorkommen von Mikroplastik in nasser und trockener Deposition in elf Naturschutzgebieten in Amerika.

### 3.1.6 Vergleich und Diskussion der Studien

Im Folgenden werden die vorgestellten Studien hinsichtlich der angewandten Methoden und ihrer Ergebnisse verglichen und diskutiert.

#### *3.1.6.1 Vergleich und Diskussion der angewandten Methoden*

In den nachfolgenden Tabellen sind die angewandten Methoden in den verschiedenen Untersuchungen dargestellt. Grundsätzlich zu unterscheiden sind dabei Untersuchungen mit dem Ziel, den Eintrag beziehungsweise die Deposition von Stoffen (in diesem Fall von Mikroplastik) auf einer bestimmten Oberfläche zu bestimmen (angegeben als Partikel pro Fläche und Zeit, Tabelle 2) und Untersuchungen zur Bestimmung der Konzentration in der Außenluft (angegeben als Partikel pro Volumen, Tabelle 3). Die Probenahme bei experimentellen Depositionsuntersuchungen erfolgt immer passiv, indem der Niederschlag in geeigneten Sammelgefäßen gesamt oder differenziert in trockene und nasse Anteile getrennt erfasst wird. Zur Bestimmung der Konzentration von Partikeln und deren Inhaltstoffen in der Außenluft hingegen bedarf es einer aktiven Probenahme, das heißt, die Partikel werden angesaugt und auf einem geeigneten Filtermedium abgeschieden. In Tabelle 4 sind die Untersuchungen dargestellt, die andere Probenahmetechniken angewandt haben.

Die Probenaufbereitung und insbesondere die labortechnische Analyse der Proben kann dagegen sehr viel ähnlicher sein. Aufgrund der unterschiedlichen Techniken der Probenahme erfolgt im Folgenden eine Differenzierung zwischen den Studien, die passive, aktive oder andere Probenahmetechniken angewandt haben.

## Ergebnisse bisheriger Untersuchungen

Tabelle 2: Angewandte Methoden in den Depositionsuntersuchungen

Depositionsuntersuchungen							
Studie	Ort	Probenart	Probenahme	Probenahmedauer	Probenaufbereitung	Analysemethode	Nachweisgrenze
<b>Dris et al. 2015</b>	Paris, Frankreich	trockene und nasse Deposition	Glasflasche und Trichter in blickdichter Box (Bulk-Sammler)	7 Tage (Regenperioden); 30 Tage (Trockenperioden); Gesamtdauer 3 Monate	Glasfaserfilter (1,6 µm)	Stereomikroskop + Software zur Bildanalyse	100 µm
<b>Dris et al. 2016b</b>	Paris, Frankreich	trockene und nasse Deposition	Glasflasche und Trichter in blickdichter Box (Bulk-Sammler)	unterschiedliche Zeiträume; Gesamtdauer: Stadtgebiet 1 Jahr; Vorstadtgebiet 6 Monate	Quarzfaserfilter (1,6 µm)	Stereomikroskop + Software zur Bildanalyse; µ-FTIR-Spektroskopie mit ATR-Zubehör	50 µm
<b>Cai et al. 2017</b>	Dongguan, China	trockene und nasse Deposition	Glasflasche in fixierter Halterung	circa 30 Tage; Gesamtdauer 3 Monate	Glasfaserfilter (1 µm); Trocknung bei 50 °C für 48 h	Digitalmikroskop; µ-FTIR-Spektroskopie; Rasterelektronenmikroskop	-
<b>Zhou et al. 2017</b>	Yantai, China	trockene und nasse Deposition	Sammelrohr und Auffangflasche	ca. 2 - 4 Monate; über einen Zeitraum von ca. 1 Jahr	Siebung durch 5 und 1 mm Stahlsiebe; Filtern Siebdurchlauf über Nitrocellulose-Filter (5 µm); Behandlung mit H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Stereomikroskop; FTIR-Spektroskopie	-
<b>Klein und Fischer 2019</b>	Hamburg, Deutschland	trockene und nasse Deposition	Halterung aus PVC-Rohr, darin installiert eine PE-Flasche mit einem PE-Trichter (Bulk-Sammler)	2 Wochen; Gesamtdauer 12 Wochen	Entfernung organischer Matrix mit NaClO-Lösung; Filtern über Cellulosefilter (5 - 13 µm); Färbung mit Nilrot	Fluoreszenzmikroskop mit Kamera + Rasterbildbearbeitungsprogramm; µ-Raman-Spektroskopie	63 µm

Depositionsuntersuchungen							
Studie	Ort	Probenart	Probenahme	Probenahmedauer	Probenaufbereitung	Analysemethode	Nachweisgrenze
<b>Allen et al. 2019</b>	Pyrenäen, Frankreich	trockene und nasse Deposition	Regensammler, Partikelsammler	unregelmäßige Probenintervalle; Gesamtdauer 5 Monate	PTFE-Filter (0,45 µm); Vakuum-Trocknung mit Ethanol; Aufbereitung mit H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ; PTFE-Filter (0,45 µm); Vakuum-Trocknung mit Ethanol; Dichteseparation mit Zinkchlorid-Lösung; Aluminiumoxidfilter (0,2 µm); Vakuum-Trocknung mit Ethanol	Stereomikroskop + Kamera; µ-Raman-Konfokalmikroskop	-
<b>Wright et al. 2020</b>	London, England	trockene und nasse Deposition	Aluminium-Regenmesser	zwei Mal wöchentlich; Gesamtdauer 4 Wochen	Aluminiumoxid-Membranfilter (0,2 µm); 4 h Trocknung bei 40 °C; Überführung auf Silbermembranfilter; Färbung mit Nilrot	Fluoreszenz-Stereomikroskop; FTIR-Spektroskopie	20 µm
<b>Brahney et al. 2020</b>	11 Naturschutzgebiete in Amerika	trockene und nasse Deposition (separat)	nass/trocken Sammler; Kombination Wet-Only-Sammler und Bulk-Sammler	trockene Deposition über 1 bis 2 Monate nasse Deposition über 1 Woche	Polyethersulfon - Filter (0,45 µm); Gefriertrocknung, Auswaage; Überführung auf goldüberzogene Objektträger nach Mikroskopie	Mikroskop; FTIR-Mikroskop	10 µm
<b>Szenc et al. 2020</b>	Gdynia, Polen	trockene und nasse Deposition (separat); Bulk-Deposition	Stahltonne, Stahltrichter und 20 L-Glasgefäß	1 bis 8 Tage (Insgesamt 286 Tage)	Glasfaserfilter (1,6 µm) (pro Probe 2-4 Filter)	Digitalmikroskop; µ-FTIR-Spektroskopie; ATR-Zubehör	-
<b>Roblin et al. 2020</b>	Küstenregionen, Irland	nasse Deposition und Bulk-Deposition	Wet-Only-Sammler; Bulk-Sammler	täglich, zusammengefügt zu Monatsproben	Glasfaserpapier (1,6 µm) Vakuum-filtriert; Färbung mit Bengalrosa	Stereomikroskop; Hot-Needle-Test; Raman-Spektroskopie	50 µm

Tabelle 3: Angewandte Methoden in den Konzentrationsuntersuchungen

Konzentrationsuntersuchungen							
Studie	Ort	Probenart	Probenahme	Probenahmedauer	Probenaufbereitung	Analysemethode	Nachweisgrenze
<b>Dris et al. 2016a</b>	Paris, Frankreich	schwebende Partikel	Pumpe und Quarzfaserfilter (1,6 µm)	10 - 40 h (5 – 20 m <sup>3</sup> )	-	Stereomikroskop + Kamera; FTIR-Spektroskopie mit ATR	50 µm
<b>Liu et al. 2019b</b>	Shanghai, China	schwebende Partikel	Medium - Volume - Sampler mit Glasfaserfilter (1,6 µm)	1, 2, 3, 5, 9, 14, 18, 30, 72, 100, 144 m <sup>3</sup> Gesamtdauer: zwei Monate	-	Stereomikroskop + Kamera; µ-FTIR-Spektrometer	-
<b>Liu et al. 2019c</b>	westlicher Pazifik	schwebende Partikel	Medium-Volume-Sampler mit Glasfaserfilter (1,6 µm)	100 L/min über 4 bis 24 h	-	Stereomikroskop; µ-FTIR-Spektrometer	-
<b>Syafei et al. 2019</b>	Surabaya, Indonesien	schwebende Partikel	Stahltrichter mit Filterhalterung, Vakuumpumpe	Zwischen 6 und 13 Stunden	-	Digitalmikroskop; FTIR-Spektroskopie	-

Tabelle 4: Angewandte Methoden der Depositionsuntersuchungen mit anderer Probenahmetechnik

Andere Probenahmetechniken (Depositionsuntersuchungen)							
Studie	Ort	Probenart	Probenahme	Probenahmedauer	Probenaufbereitung	Analysemethode	Nachweisgrenze
<b>Dehghani et al. 2017</b>	Teheran, Iran	Straßenstaub	Aufkehren des Straßenstaubs	-	Siebung durch 5 mm Sieb; Behandlung mit H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ; Papierfilter (2 µm); Trocknung in Sandbad bei 50 °C; Dichteseparation mit ZnCl <sub>2</sub> ; 24 h Lufttrocknung	Fluoreszenz-Mikroskopie; REM-EDX	50 µm
<b>Bergmann et al. 2019</b>	Eisschollen in der Framstraße, Schweizer Alpen, Bremen, Bayern	Schnee	mit Stahlöffel, -suppenkelle	-	Filtern über Aluminiumoxid-Filter (0,2 µm), Trocknung für zwei Tage	Fasern mittels Stereomikroskop; weitere Partikel mit FTIR - Mikroskop	11 µm
<b>Liu et al. 2019a</b>	39 Städte, China	an Balkonen und Fenstern abgesetzter Staub	mittels Schweineborstenbürste in Papiertüte mit Aluminiumauskleidung	-	Dichteseparation mit ZnCl <sub>2</sub> ; Filtern über Glasfaser-Mikrofilter (1,2 µm); Trocknung über 48 h bei 60 °C	Überstand aus Dichteseparation unter Lichtmikroskop; thermische Depolymerisations-Flüssigchromatografie Tandem-Massenspektroskopie (nur für PET und PC); µ-FTIR-Spektroskopie	Mikroskop: 50 µm; µ-FTIR: 10 µm; Depolymerisation: 27,7 µg/kg (PC) 178,3 µg/kg (PET)

### 3.1.6.1.1 Probenahme in den Depositionsuntersuchungen

Die Probenahme in den einzelnen Studien erfolgte in den meisten Fällen mittels passiver Probenahme (vgl. Tabelle 2), wobei Glas- oder Aluminiumgefäße, gegebenenfalls mit einem Trichter, exponiert wurden. Klein und Fischer (2019) verwendeten eine PE-Flasche sowie einen PE-Trichter, die jedoch aufgrund einer möglichen Kontamination in späteren Untersuchungen (s. Kap. 3.1.2.3) gegen eine Stahlflasche beziehungsweise einen Aluminium-Trichter ausgetauscht wurden. Brahney et al. (2020) nahmen getrennt trockene und nasse Depositionsproben (Bulk-Sammler und Wet-Only-Sammler) mit einem sensorgesteuerten Probenahmesystem. Ein Vorteil der Probenahme mittels passiver Probenahme ist die einfache Handhabung und die Funktion ohne Strom. Dies ist vor allem bei der Beprobung entlegener Regionen ein großer Vorteil (Zhang et al. 2020b).

In den Studien von Bergmann et al. (2019) wurden Schneeproben mittels Stahllöffeln und Suppenkellen genommen (vgl. Tabelle 4). Auch bei dieser Art der Probenahme handelt es sich um eine Untersuchung der Deposition, allerdings nicht standardisiert in Bezug auf die angebotene Oberfläche und den Probenahmezeitraum. Dies muss bei einer vergleichenden Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Liu et al. (2019a) und Dehghani et al. (2017) untersuchten bereits deponierten Staub auf Straßen oder an Fenstern, der mit Bürsten und Kehrblechen gesammelt wurde (vgl. Tabelle 4). Diese Art von Probenahme eignet sich nicht für die Implementierung in ein Luftmessnetz, da Partikel erfasst werden können, die nicht unbedingt Teil der atmosphärischen Deposition sind. Des Weiteren ist die Vergleichbarkeit mit Proben, die mit Bulk-Sammlern genommen wurden, schwierig, da mit dem Aufkehren nicht gewährleistet ist, dass das gesamte auf der Straße befindliche Mikroplastik aufgenommen wurde (Zhang et al. 2020b). Des Weiteren ist diese Art der Probenahme sehr anfällig für Kontaminationen. Auch hierbei handelt es sich um empirische und nicht standardisierte Untersuchungen.

Die Probenahmedauern der Untersuchungen (vgl. Tabelle 2, Probenahmedauern) bewegten sich zwischen wenigen Tagen (Wright et al. 2020) bis zu vier Monaten (Zhou et al. 2017).

### 3.1.6.1.2 Probenahme in den Konzentrationsuntersuchungen

In den Konzentrationsuntersuchungen wurden für die Probenahme Partikelsammler (aktive Probenahme) verwendet, die ein bestimmtes Luftvolumen über einen Filter (Quarz- bzw. Glasfaserfilter) leiten (z. B. High- bzw. Low-Volume-Sampler, vgl. Tabelle 3) (Liu et al. 2019a; Liu et al. 2019c; Dris et al. 2016a; Syafei et al. 2019). Der Nachteil dieser Probenahmemethode ist die Notwendigkeit von Strom an der Probenahmestelle. Von Vorteil ist die gute Replizierbarkeit dieser Methode. Des Weiteren werden Partikel erfasst, die nicht

sedimentieren, sodass die Konzentration von Mikroplastik-Partikeln in einem bestimmten Luftvolumen ermittelt werden kann.

Die Probenahmedauern (vgl. Tabelle 3, Probenahmedauern) bewegten sich in einem Bereich von wenigen Stunden (Liu et al. 2019c) bis zu circa zwei Tagen (Dris et al. 2016a).

### 3.1.6.1.3 Probenaufbereitung in den Depositionsuntersuchungen

In den Untersuchungen von Dris et al. (2015; 2016b; 2016a) wurden die Proben nach der Sammlung über Glas- beziehungsweise Quarzfaser-Filter gefiltert. Es folgten keine weiteren Aufbereitungsschritte. Auch in den meisten anderen Studien wurden Filter eingesetzt, wobei sich die Filtermaterialien unterschieden. Neben den bereits erwähnten Glas- und Quarzfaserfiltern wurden unter anderem (Nitro-)Cellulose-Filter (Zhou et al. 2017; Klein und Fischer 2019), PTFE-Filter (Allen et al. 2019) und Polyethersulfon-Filter (Brahney et al. 2020) eingesetzt. Die Porenweiten der eingesetzten Filter variierten zwischen 0,2 µm bis 13 µm. Zhou et al. (2017) siebten die Proben vor dem Filtern mit einem 5 mm- beziehungsweise 1 mm-Stahlsieb. Die Trocknung der Filter erfolgte einerseits bei Temperaturen von 40 bis 50 °C (Wright et al. 2020; Cai et al. 2017), mittels Gefriertrocknung (Brahney et al. 2020) oder mittels Vakuum-Trocknung mit Ethanol (Allen et al. 2019). Da die Analyse vor allem in dem Größenbereich unter 20 µm noch stark fehlerbehaftet ist (s. Kap. 2.5.3.1.2), sind die Porenweiten zunächst von minderer Wichtigkeit. Bei der fortschreitenden Entwicklung der Methodik im Nanometerbereich sollten jedoch einheitliche Porenweiten eingeführt werden.

In einigen Studien erfolgte zusätzlich zur Filtration eine Entfernung der organischen Matrix mit einer NaClO- (Klein und Fischer 2019) oder einer H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Lösung (Dehghani et al. 2017; Zhou et al. 2017; Allen et al. 2019). Die Behandlung mittels H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Lösung dauerte circa sieben bis acht Tage, wohingegen die Behandlung mit NaClO circa 24 Stunden dauerte. Zusätzlich zur Behandlung mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> bereiteten Allen et al. (2019) die Proben mittels Dichteseperation mit einer Zinkchlorid-Lösung auf. Wright et al. (2020) und Klein und Fischer (2019) färbten in einem letzten Schritt die Filter mittels Nilrot für die nachfolgende Betrachtung unter einem Fluoreszenzmikroskop. Während der Probenaufbereitung besteht in jedem Schritt die Gefahr eines möglichen Partikelverlustes, einer Kontamination oder einer Fragmentierung gealterter Partikel, weshalb die Anzahl der Schritte geringgehalten und schonend durchgeführt werden sollte. Ein Vorteil der Entfernung der organischen und anorganischen Matrix vor der Analyse mittels spektroskopischer Methoden ist die Verkürzung der Messzeit, da die Partikelanzahl verringert wird. Des Weiteren können störende Fluoreszenzen bei der Raman-Spektroskopie verringert werden (Braun 2020).

Die Depositionsuntersuchungen mit anderen Probenahmetechniken führten ähnliche Aufbereitungsschritte durch (vgl. Tabelle 4). Bergmann et al. (2019) filterten die Schneeproben lediglich über einen Aluminiumoxid-Filter und ließen diesen für zwei Tage in einem Exsikkator trocknen. Die Vorgehensweisen bei den Untersuchungen von Straßenstaub beziehungsweise an Balkonen und Fenstern abgesetztem Staub unterscheiden sich hinsichtlich der Anzahl der Aufbereitungsschritte. Dehghani et al. (2017) führten zunächst eine Siebung der Staubproben durch, behandelten diese mit  $H_2O_2$  und führten nach einer Filtrierung sowie Trocknung bei  $50\text{ }^{\circ}\text{C}$  eine Dichteseparation durch. Im Gegensatz dazu führten Liu et al. (2019a) direkt eine Dichteseparation mit Zinkchlorid-Lösung durch, filterten diese über einen Glasfaserfilter und trockneten diesen für 48 Stunden bei  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Liu et al. (2019a) untersuchten im Gegensatz zu anderen Studien die aus Dichteseparation gewonnene Lösung unter dem Lichtmikroskop. Die Filtration über einen Glasmikrofaserfilter und die Trocknung erfolgte im Anschluss.

### 3.1.6.1.4 Probenaufbereitung in den Konzentrationsuntersuchungen

Bei Betrachtung der Konzentrationsuntersuchungen fällt auf, dass in keiner der vier Studien weitere Aufbereitungsschritte durchgeführt wurden (vgl. Tabelle 3). Verschmutzungen (Insekten, Blätter etc.), wie sie beispielsweise bei der Sammlung mit einem Bulk-Sammler auftreten können, sind bei einer aktiven Probenahme selten, sodass häufig weitere Aufbereitungsschritte erspart bleiben.

### 3.1.6.1.5 Analysemethoden in den Depositions- und Konzentrationsuntersuchungen

Da sich die Analysemethoden der Konzentrations- sowie Depositionsuntersuchungen nicht bis kaum unterscheiden, wird auf einen getrennten Vergleich der Methoden verzichtet.

In allen Studien wurden Mikroskope zur Identifizierung von Mikroplastik-Partikeln verwendet. Eingesetzt wurden dabei Digital-, Stereo- und Fluoreszenzmikroskope, die in den meisten Fällen mit einer Kamera gekoppelt waren. Dris et al. (2015) führten keine chemische Analyse der als Mikroplastik identifizierten Partikel durch. Die Nachweisgrenze lag dabei bei  $100\text{ }\mu\text{m}$ . Wie in Kapitel 2.5.3.1 (Mikroskopische Verfahren) beschrieben, liegt die Empfehlung der Untersuchungsgrenze von Mikroplastik-Partikeln mit mikroskopischen Verfahren bei  $500\text{ }\mu\text{m}$ . Die Ergebnisse von Dris et al. (2015) sind deshalb kritisch zu betrachten, da nicht nachgewiesen ist, dass die identifizierten Mikroplastik-Partikel tatsächlich synthetisch sind. Klein und Fischer (2019) und Wright et al. (2020) färbten die Partikel vor Betrachtung unter dem Mikroskop mit Nilrot. Diese Methode liefert weniger verlässliche Ergebnisse hinsichtlich der Quantifizierung von Mikroplastik-Partikeln als die Raman-Spektroskopie oder die FTIR-Spektroskopie. Mit einer Wiederfindungsrate der Polymere HDPE (High-Density-Polyethylen),

LDPE (Low-Density-Polyethylen), PP und PVC von 83,3 % ist jedoch eine schnelle Auswertung einer großen Anzahl von Proben möglich. Des Weiteren werden keine teuren Gerätschaften benötigt (Tamminga et al. 2017). Die Färbung mit Bengalrosa wurde in nur einer der hier betrachteten Studien durchgeführt (Roblin et al. 2020). Lachenmeier et al. (2015) kritisieren diese Methode, da einige Partikel falsch-negativ beziehungsweise falsch-positiv eingeschätzt werden können.

Alle weiteren Studien führten weitergehende Untersuchungen durch, um die chemische Zusammensetzung der als Mikroplastik identifizierten Partikel zu beurteilen. Am häufigsten wurde die ( $\mu$ )-FTIR-Spektroskopie angewandt. Vorteile dieser Methode sind nach Zhang et al. (2020b) die Möglichkeit eines höheren Durchsatzes aufgrund von Automatisierung, die Analyse von Partikeln unter 500  $\mu\text{m}$  und eine gute Ausstattung der Spektren-Bibliotheken, da diese Methode schon länger für die Identifizierung von Kunststoffen in der Polymerindustrie angewandt wird. Ein Problem, das sich bei der Identifizierung von Plastikpartikeln aus der Umwelt ergibt, ist die Alterung und die Degradation. Diese Vorgänge beeinflussen die Spektren der zu untersuchenden Partikel, sodass die Zuordnung zu einer bestimmten Polymerart nicht immer eindeutig ist (Zhang et al. 2020b). Nach Zhang et al. (2020b) sind die Spektren unter einer Partikelgröße von 20  $\mu\text{m}$  nicht zuverlässig. Käßler et al. (2016) fanden in ihren Untersuchungen heraus, dass es zu einer Unterschätzung der Mikroplastik-Partikel unter einer Größe von 20  $\mu\text{m}$  von circa 35 % kommt. Wright et al. (2020) betonen die Notwendigkeit einer chemischen Identifikation der Partikel, da in ihren Untersuchungen trotz Färbung der Partikel mit Nilrot 33 % der als Mikroplastik eingestuft nicht-Fasern in der weitergehenden Analyse als Cellulose identifiziert wurden.

Szewc et al. (2020) untersuchten mittels FTIR-Spektroskopie Partikel bis zu einer Größe von 5  $\mu\text{m}$ . Liu et al. (2019a) und Brahney et al. (2020) geben Nachweisgrenzen von 10  $\mu\text{m}$  an. Bergmann et al. (2019) liegen mit 11  $\mu\text{m}$  knapp darüber. In allen drei Studien wurde die FTIR-Spektroskopie verwendet. Solche Angaben sind aufgrund der eingeschränkten Möglichkeiten mit FTIR-Spektroskopie noch kritisch zu betrachten.

Allen et al. (2019) und Klein und Fischer (2019) untersuchten Mikroplastik-Partikel mit ( $\mu$ )-Raman-Spektroskopie. Die Spektren-Bibliotheken sind bei dieser Methode aktuell schlechter ausgestattet als die Bibliotheken der FTIR-Spektroskopie (Zhang et al. 2020b). Mittels Raman-Spektroskopie können neben der Polymeridentifikation organische und anorganische Füllstoffe oder Pigmente identifiziert werden. Dies ist möglich, da die Raman-Spektroskopie in der Lage ist, im unteren Wellenlängenbereich (unter  $600\text{ cm}^{-1}$ ) zu messen, was mit ATR-FTIR-Spektroskopie nicht möglich ist (Käßler et al. 2016). Ein Problem der Raman-Spektroskopie mit kurzen Wellenlängen sind mögliche Fluoreszenzen (Käßler et al. 2016; Zhang et al.

2020b) aufgrund der Nähe dieser Wellenlängen zu maximalen Anregungswellenlängen, was dazu führt, dass die Partikel fluoreszieren. Dadurch wird das Signal getrübt und es ist keine eindeutige Auswertung der enthaltenen Spektren möglich (Zhang et al. 2020b). Um dies zu umgehen, kann ein Laser mit einer Wellenlänge von 785 nm verwendet werden (Käppler et al. 2016). Da dabei jedoch eine stärkere Leistung benötigt wird, um die Raman-Reaktion hervorzurufen, kann es zur Zerstörung von Partikeln kommen (Zhang et al. 2020b; Allen et al. 2019). Trotz dieser Nachteile vermuten Zhang et al. (2020b), dass die Raman-Spektroskopie mit einem Ausbau der Bibliotheken als Methode für die Mikroplastik-Analyse etabliert wird, da die Analyse sehr kleiner Partikel möglich ist. Sie bietet deshalb zurzeit die vielversprechendste Möglichkeit in Zukunft auch kleinere Partikel analysieren zu können.

Käppler et al. (2016) empfehlen die Untersuchung von Mikroplastikproben im Größenbereich 500 – 50 µm mit FTIR-Imaging und in dem Größenbereich 50 – 1 µm mit dem zeitaufwendigeren Raman-Imaging. In den Untersuchungen von Käppler et al. (2016) ergab sich eine Unterschätzung der Anzahl der Plastikpartikel mit FTIR-Imaging im Vergleich zum Raman-Imaging in der Größenklasse < 20 µm von circa 35 %, wobei die Messdauer des Raman-Imaging die des FTIR-Imaging um mehr als das 100-fache überstieg. Bei Einzelmessungen von Partikeln, wie sie auch in einigen Studien durchgeführt wurden, haben beide Methoden einen ähnlichen Zeitaufwand und in einem Vergleich erlangten beide Methoden in den meisten Fällen die gleichen Ergebnisse (Käppler et al. 2016).

Beim Vergleich der angewandten Methoden wird deutlich, dass sich die Vorgehensweisen teilweise stark unterscheiden, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Studien erschwert.

### *3.1.6.2 Vergleich und Diskussion der Ergebnisse*

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Studien gegenübergestellt und diskutiert. Die Studien werden abhängig von der Probenahmetechnik miteinander verglichen.

#### *3.1.6.2.1 Depositionsraten und Partikelkonzentrationen*

In Tabelle 11 im Anhang (Kapitel 9.1.2.1) sind die Depositionsraten und die Untersuchungsgebiete der unterschiedlichen Studien, in denen die Probenahme passiv erfolgte, dargestellt. Es fällt auf, dass sich die Ergebnisse teilweise stark voneinander unterscheiden. So beträgt die Spannweite über alle Studien zwischen 0 (Szewc et al. 2020) und 771 (Wright et al. 2020) Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag (vgl. Tabelle 12, Kapitel 9.1.2.1). Dris et al. (2016b) und Klein und Fischer (2019) untersuchten in ihren Studien unterschiedliche Gebiete (Stadt und Vorstadt beziehungsweise Stadt und ländliche Region) und berechneten

die jeweiligen Depositionsraten in den Gebieten. In anderen Studien wurde eine solche Unterscheidung nicht unternommen, da meist nur städtische Gebiete (z. B. Cai et al. (2017); Zhou et al. (2017); Wright et al. (2020)) oder abgelegene Regionen (z. B. Allen et al. (2019); Brahney et al. (2020)) untersucht wurden.

In Abbildung 5 sind die Mittelwerte beziehungsweise Mediane der Depositionsraten der Studien grafisch dargestellt. Es fällt auf, dass sich die Werte auch innerhalb der Regionen (Stadt, Vorstadt/Ländlicher Hintergrund, Entlegene Region) teilweise stark unterscheiden. Im Kapitel „Regionale Einflüsse und Unterschiede“ (s.u.) wird genauer auf die Unterschiede zwischen dem Partikelvorkommen in städtischen und ländlichen Gebieten sowie abgelegenen Regionen eingegangen.

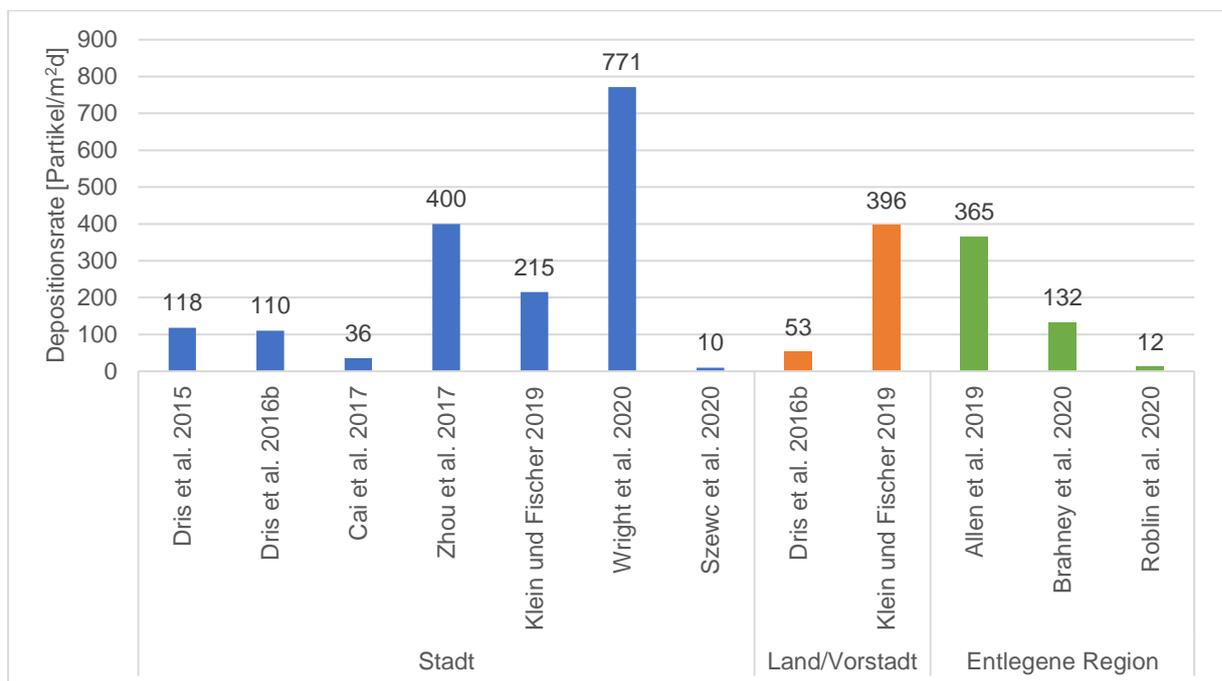


Abbildung 5: Vergleichende Darstellung der Mikroplastik-Depositionsraten der jeweiligen Depositionsuntersuchungen

Die Partikelkonzentrationen der Konzentrationsuntersuchungen können

Tabelle 13 im Anhang (Kapitel 9.1.2.1) entnommen werden. In Abbildung 6 sind die Partikelkonzentrationen der einzelnen Untersuchungen dargestellt. Auffällig ist, dass sich die Ergebnisse von Syafei et al. (2019) stark von den Ergebnissen der anderen Untersuchungen unterscheiden. Sie überschreiten diese teilweise um das Hundertfache. Die Unterschiede zu Liu et al. (2019c) könnten dadurch begründet werden, dass Liu et al. (2019c) eine abgelegene Region, den Pazifik, untersuchten, wohingegen Syafei et al. (2019) eine städtische Umgebung nahe Verkehrsschwerpunkten untersuchten. Liu et al. (2019b) und Dris et al. (2016a) untersuchten auch Stadtgebiete, sodass dies keine eindeutige Erklärung darstellt. Eine weitere Erklärung könnte die Probenahmehöhe darstellen. Während Liu et al. (2019b) und Dris et al. (2016a) ihre Probenahmegeräten auf Dächern installierten, wurde das Probenahmegerät in

den Untersuchungen von Syafei et al. (2019) in 1,2 m Höhe über dem Boden installiert. Dies könnte Hinweise darauf geben, dass die Partikelkonzentrationen in Bodennähe deutlich höher sind als in größeren Höhen. Eine eindeutige Erklärung für diesen großen Unterschied bietet dies jedoch nicht. Weitere Untersuchungen hinsichtlich der regionalen Unterschiede (asiatischer Raum, Europa etc.) sind deshalb notwendig.

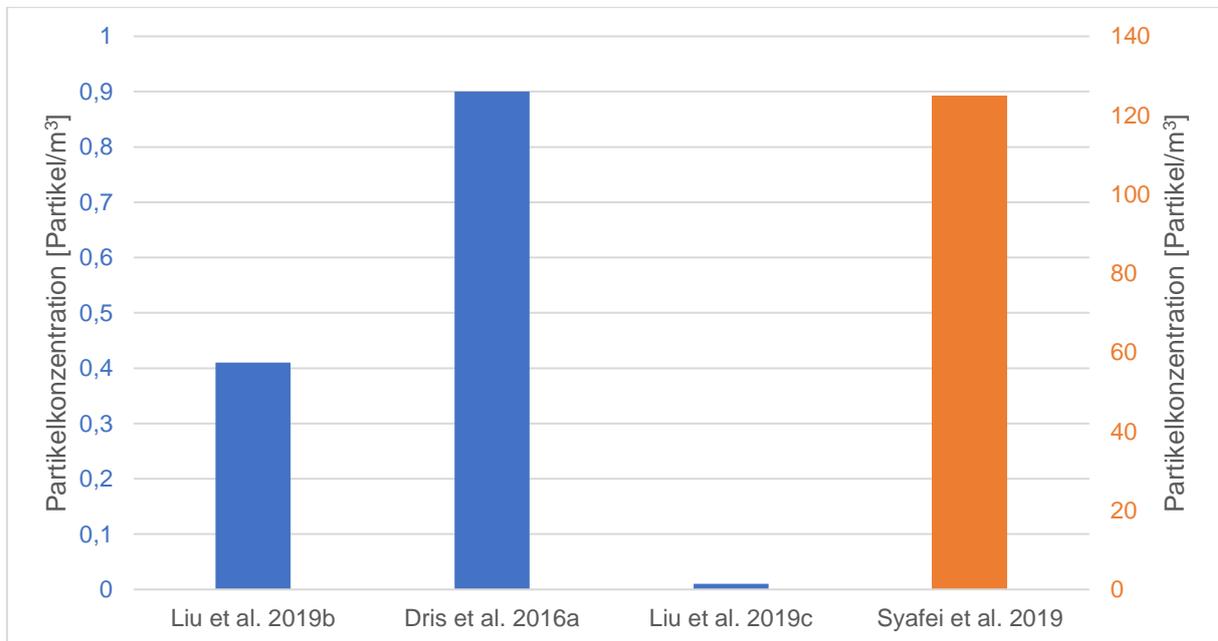


Abbildung 6: Vergleichende Darstellung der Mikroplastik-Konzentrationen der jeweiligen Konzentrationsuntersuchungen

In Tabelle 14 im Anhang (Kapitel 9.1.2.1) sind die Ergebnisse der Studien dargestellt, die andere Probenahmetechniken angewandt haben (vgl. Kap. 3.1.6.1, Tabelle 4 Spalte). Da die Ergebnisse in unterschiedlichen Einheiten angegeben wurden, ist eine grafische Darstellung sowie ein Vergleich der Werte nicht möglich.

### 3.1.6.2.2 Partikelform

In den Studien wurden die Partikelformen Fasern, Fragmente, Folien, Granulate beziehungsweise Microbeads und Schäume gefunden. Wright et al. (2020) definieren die von ihnen festgelegten Partikelformen genauer. Fragmente werden als „abgeflacht und Scherbenmäßig“, Folien als „transparent und dünn(-er als Fragmente)“ und Granulate als „gerundet“ beschrieben. Schäume haben nach ihrer Definition eine „schwammige Textur“ (Wright et al. 2020). Ein Vergleich der unterschiedlichen Partikelformen gestaltet sich hinsichtlich der in den Studien festgelegten Partikelformen für rundliche Partikel als schwieriger. So werden in den Untersuchungen von Liu et al. (2019c) zwischen Granulaten und Microbeads unterschieden, aber nicht klar definiert, worin dieser Unterschied besteht. Beide werden als kugelförmig beschrieben (Liu et al. 2019c). In Dris et al. (2015) werden 2D-Fragmente als „flache Partikel“ beschrieben, wobei nicht deutlich wird, ob dieser Begriff Fragmente als auch Folien umfasst

oder lediglich für eine dieser Partikelformen steht. Da in den meisten Studien die Partikelformen nicht genauer definiert wurden, werden in dieser Arbeit unter den Begriffen Granulate/Microbeads auch Begriffe wie Pellet und Kugel miteingeschlossen. Abbildung 7 stellt die in den Studien unterschiedenen Partikelformen vereinfacht dar.

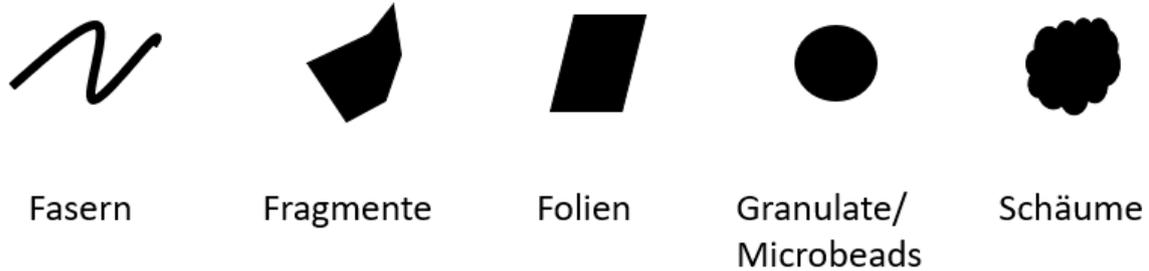


Abbildung 7: Partikelformen

Eine ausführliche tabellarische Darstellung der Partikelformen und ihre Häufigkeiten in den verschiedenen Untersuchungen sind im Anhang (Kapitel 9.1.2.2) in Tabelle 15, Tabelle 16 und Tabelle 17 dargestellt.

In den Depositionsuntersuchungen stellten Fasern bis auf zwei Ausnahmen die am häufigsten identifizierte Partikelform dar (vgl. Abbildung 8). Lediglich Klein und Fischer (2019) und Allen et al. (2019) fanden überwiegend Fragmente in ihren Proben. Klein und Fischer (2019) begründen das vermehrte Vorkommen von Fragmenten in ihren Untersuchungen im Vergleich zu anderen Studien mit der Färbung der Partikel mit Nilrot vor der Betrachtung unter dem Mikroskop. Eine Überschätzung von Fasern als Mikroplastik in den Proben lässt sich daraus herleiten, dass sich bei weitergehenden Untersuchungen der Fasern häufig ein Großteil als natürliche Fasern herausstellte (vgl. Kapitel 3.1.6.2.4).

Auch in den Konzentrationsuntersuchungen wurde in den meisten Fällen Fasern als häufigste Partikelform nachgewiesen (vgl. Abbildung 8). In den Untersuchungen von Liu et al. (2019b) wurden geringfügig mehr Fragmente (48 %) als Fasern (43 %) nachgewiesen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen mit anderen Probenahmetechniken variieren untereinander (vgl. Abbildung 8). Dehghani et al. (2017) identifizierten als häufigste Partikelform Granulate (65,9 %). Zu beachten ist, dass sie die Proben von der Straße aufkehrten und dieses Ergebnis somit nicht repräsentativ für atmosphärische Mikroplastik-Deposition ist. Im Gegensatz dazu identifizierten Liu et al. (2019a) überwiegend Fasern in den Staubproben (73,7 %). Bergmann et al. (2015) definieren neben Fasern keine weiteren Partikelformen sondern nennen lediglich „Partikel“.

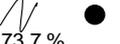
	 städtischer Hintergrund	 ländlicher Hintergrund	 entlegene Region	Referenz
Partikelformen Depositions- untersuchungen	 90 % 10 %			Dris et al. 2015
	 N	 N		Dris et al. 2016
	 N			Cai et al. 2017
	 95 % 4 % < 1 % < 1 %			Zhou et al. 2017
	 5 % 95 %	 5 % 95 %		Klein und Fischer 2019
			 N	Allen et al. 2019
	 92 % 8 %			Wright et al. 2020
			 N	Brahney et al. 2020
 60 % 26 % 14 %			Szewc et al. 2020	
		 N	Roblin et al. 2020	
Partikelformen Konzentrations- untersuchungen	 N			Dris et al. 2017
	 N			Syafei et al. 2019
	 43 % 48 % 9 %			Liu et al. 2019b
		 60 % 31 % 8 %	Liu et al. 2019c	
Partikelformen andere Probenahme- technik	 33,5 % 65,9 %			Dehghani et al. 2017
			 N	Bergmann et al. 2019
	 73,7 %			Liu et al. 2019a

Abbildung 8: Partikelformen und ihre Häufigkeiten in den Studien (rot umkreiste Partikelformen stellen die häufigste Form in der jeweiligen Studie dar, wenn keine Häufigkeiten angegeben wurden), angelehnt an Fig. 2 aus Zhang et al. (2020b)

### 3.1.6.2.3 Partikelgröße

In den Studien wurden Größenklassen festgelegt, in die identifizierte Partikel eingeordnet wurden. Häufig wurden in den verschiedenen Untersuchungen unterschiedliche Größenklassen festgelegt, was einen Vergleich schwierig macht.

In Tabelle 18 im Anhang (Kapitel 9.1.2.3) sind die Partikelgrößen und Häufigkeiten einzelner Größenklassen der Depositionsuntersuchungen zusammenfassend dargestellt. Abbildung 9 zeigt die relative Verteilung der identifizierten Fasern nach ihrer Größe in vier Depositionsuntersuchungen. Hierbei betrachteten Dris et al. (2016b) und Allen et al. (2019) explizit Plastikfasern, wohingegen Wright et al. (2020) und Roblin et al. (2020) nur Mikrofasern

betrachteten. Weiter ist zu beachten, dass einige Werte aus Diagrammen aus den jeweiligen Studien abgelesen wurden, sodass die richtigen Werte teilweise geringfügig abweichen können. Die Einteilung der kleinsten Größenklasse (hier: 200  $\mu\text{m}$ ) weicht in den dargestellten Untersuchungen teilweise ab. Beispielsweise liegt die untere Größenklasse bei Dris et al. (2016b) bei  $> 50 \mu\text{m}$ , wohingegen die anderen drei Untersuchungen Einteilungen wie  $< 100 \mu\text{m}$  (Allen et al. 2019),  $< 200 \mu\text{m}$  (Roblin et al. 2020) oder  $100 - 200 \mu\text{m}$  (Wright et al. 2020) vornehmen. Anhand von Abbildung 9 wird deutlich, dass die größten Unterschiede hinsichtlich der Verteilung der Partikel in der untersten beziehungsweise der obersten Größenklasse liegen. Während Wright et al. (2020) in die Größenklasse  $< 200 \mu\text{m}$  lediglich 1 % der Fasern einordneten, wurden in den Untersuchungen von Allen et al. (2019) 30 % aller Fasern in diese Größenklasse eingeordnet. Bei den in den Untersuchungen von Allen et al. (2019) festgestellten Verteilungen wird deutlich, dass die Faserhäufigkeit mit zunehmender Fasergröße abnimmt (vgl. orangene Balken, Abbildung 9). In allen vier Untersuchungen wurden die meisten Fasern unterhalb von 1000  $\mu\text{m}$  eingeordnet (Dris et al. 2016b: 69 %; Allen et al. 2019: 87 %; Roblin et al. 2020: 57 %; Wright et al. 2020: 70 %). Wright et al. (2020) deuten anhand ihrer Untersuchungen darauf hin, dass unter einer Partikelgröße von 20  $\mu\text{m}$  weitere Mikroplastik-Partikel und Fasern vorhanden sind.

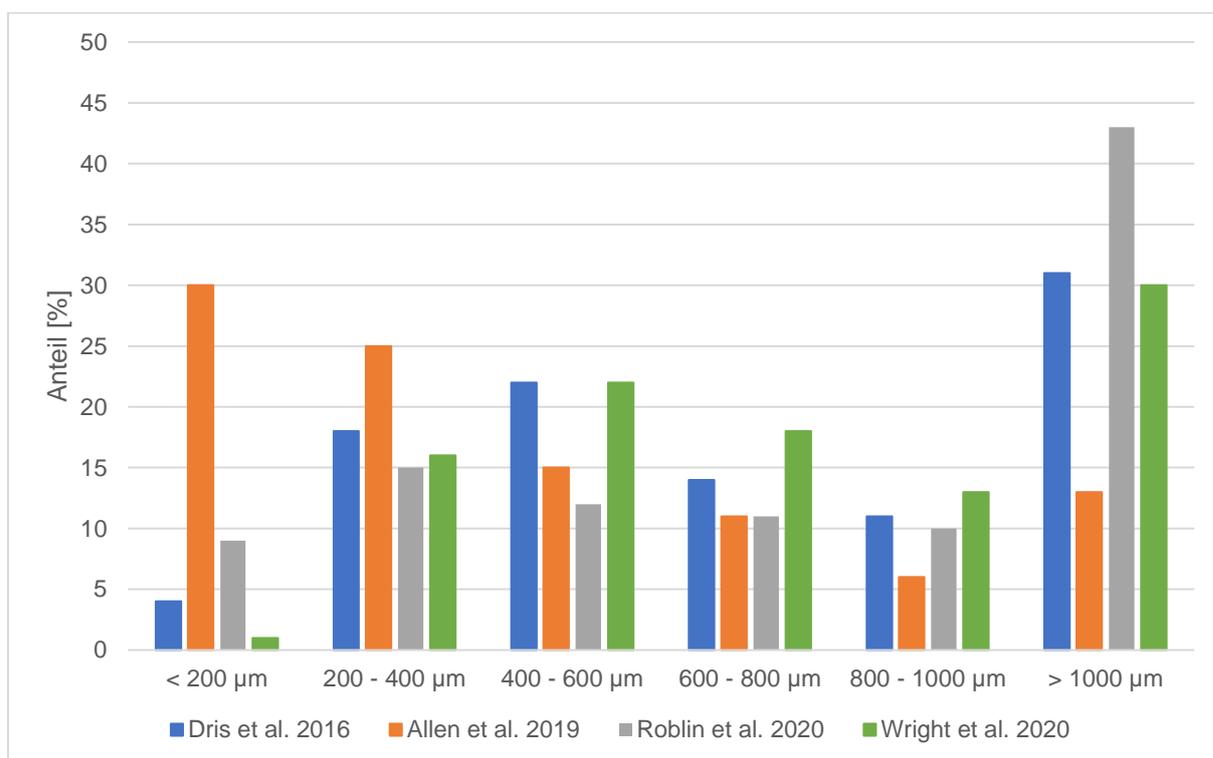


Abbildung 9: Relative Verteilung der (Mikroplastik-)Fasern in verschiedenen Größenklassen in vier Depositionsuntersuchungen

Die Partikelgrößen der Studien, die die Partikelkonzentrationen der Außenluft untersuchten und der Studien, die andere Probenahmetechniken verwendeten, können Tabelle 19 und Tabelle 20 aus dem Anhang (Kapitel 9.1.2.3) entnommen werden. Es lassen sich keine allgemeingültigen Aussagen bezüglich der Partikelgrößen aus diesen Untersuchungen treffen. Aufgrund der unterschiedlichen Festlegung von Größenklassen in den Studien sind die Ergebnisse auch unabhängig der unterschiedlichen Probenahmearten schwer zu vergleichen. Es kann keine allgemeine Aussage darüber gemacht werden, in welcher Größenklasse im Vergleich der Studien die größte Partikelanzahl gefunden wurde. Eine Aussage, die in mehreren Studien zu finden ist, ist, dass mit abnehmender Partikelgröße die Anzahl gefundener Partikel zunimmt (Dris et al. 2016a; Bergmann et al. 2019; Wright et al. 2020; Liu et al. 2019b). Deshalb wird vermutet, dass unterhalb der Detektionslimits eine größere Anzahl kleinerer Partikel vorhanden ist, die eventuell eingeatmet werden könnten (Wright et al. 2020).

#### 3.1.6.2.4 Polymerart

Die in den Studien identifizierten Polymerarten sind ausführlich in Tabelle 21, Tabelle 22 und Tabelle 23 im Anhang (Kapitel 9.1.2.4) dargestellt.

In einigen Studien stellten sich unter dem Mikroskop als Mikroplastik identifizierte Fasern bei weitergehender Untersuchung als natürliche Fasern heraus. Bei Dris et al. (2016b) waren 29 %, bei Wright et al. (2020) circa 17 %, bei Cai et al. (2017) 27 % und bei Roblin et al. (2020) circa 15 % der analysierten Fasern synthetisch (vgl. Abbildung 10). Wright et al. (2020) schließen daraus, dass die häufigsten Faserarten in der Luft Baumwoll- und Pflanzenfasern sind. Dies macht deutlich, dass eine weitergehende chemische Identifizierung der unter dem Mikroskop als Mikroplastik eingestuften Partikel notwendig ist. Dris et al. (2016b) schlagen vor, auch Fasern, die nur zu einem Teil synthetisch sind, in die Identifikation von Mikroplastik miteinzubeziehen.

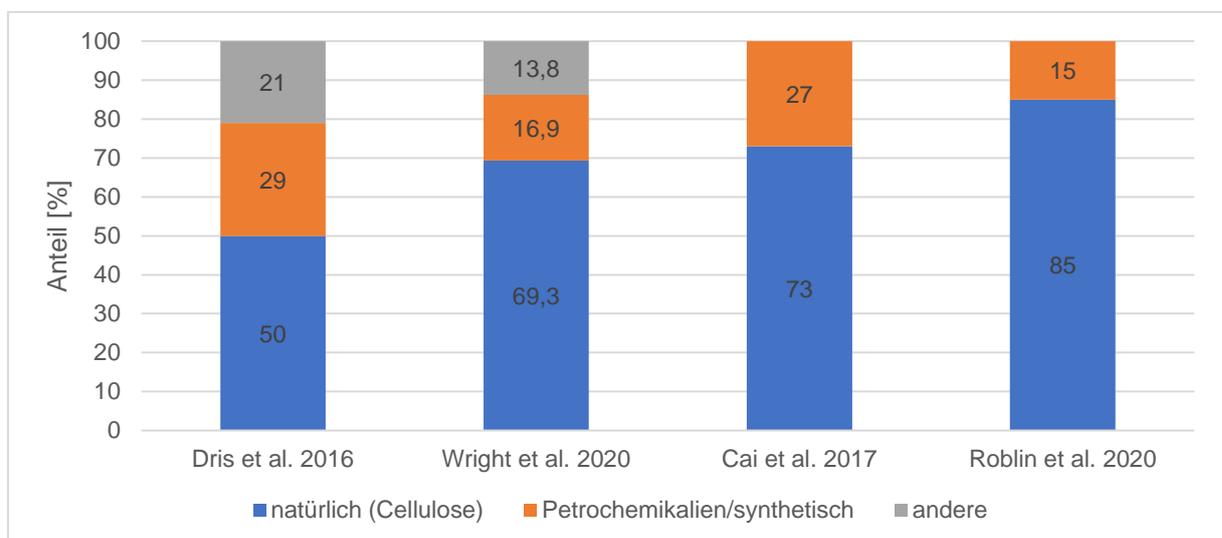


Abbildung 10: Chemische Zusammensetzung der identifizierten Fasern in Depositionsuntersuchungen

In Abbildung 11 sind die Häufigkeiten gängiger Polymerarten in den Depositionsuntersuchungen dargestellt. Zu beachten ist, dass in den Untersuchungen von Cai et al. (2017) und Klein und Fischer (2019) keine Differenzierung zwischen den Partikelformen vorgenommen wurde. Die Werte beziehen sich somit auf Fasern und andere Partikelformen. Die Untersuchungen von Wright et al. (2020), Szewc et al. (2020) und Roblin et al. (2020) stellten als häufigste Polymerart der Fasern PET fest (18,8 %; 41 %; 71%). Die Werte sind jedoch sehr unterschiedlich, sodass sich kein eindeutiger Trend erkennen lässt. Generell unterscheiden sich die nachgewiesenen Polymerarten unter den Depositionsuntersuchungen teilweise stark (vgl. Tabelle 21 im Anhang, Kapitel 9.1.2.4).

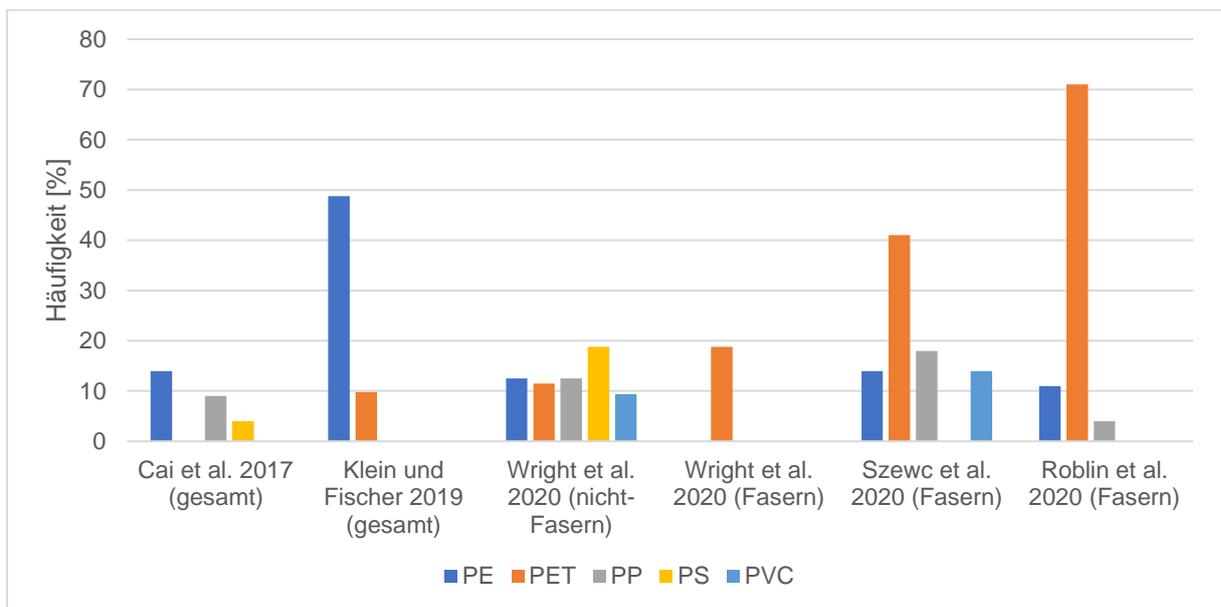


Abbildung 11: Häufigkeiten ausgewählter Polymerarten in Depositionsuntersuchungen

Die Polymerarten in den Konzentrationsuntersuchungen sind ähnlich zu denen der Depositionsuntersuchungen. Beispielsweise stellten sich bei den Untersuchungen von (Dris et al. 2016a) 67 % der Fasern als natürliches Material heraus (z. B. Cellulose). Bei Liu et al. 2019c stellten sich 24 % der Partikel als Cellulose heraus (vgl. Tabelle 22 und Tabelle 23 im Anhang, Kapitel 9.1.2.4).

Die ermittelte Polymerart wurde in den meisten Studien dazu verwendet, um Rückschlüsse auf mögliche Quellen zu erzielen. Beispielsweise schließen Wright et al. (2020) aufgrund des vermehrten Vorkommens von Polyacrylnitril (PAN)-Fasern in den Winterproben auf Textilquellen wie Kleidung (Socken, Hüte und Pullover). Szewc et al. (2020) nennen als mögliche Quellen einiger Fasern aus Polymeren wie PET, PP und PE die Textilindustrie. Des Weiteren könnten Fragmente und Folien aus beispielsweise PP oder PP aus Verpackungen und dem damit in Verbindung stehendem Littering stammen (Szewc et al. 2020). Allen et al. (2019) begründen das vermehrte Vorkommen von expandiertem PS in ihren Untersuchungen

mit der geringeren Dichte und der damit einhergehenden besseren Transportfähigkeit in entlegene Regionen wie den Pyrenäen.

### 3.1.6.2.5 Meteorologische und regionale Einflüsse

In einigen der vorgestellten Studien wurden Einflüsse von meteorologischen Ereignissen wie Regen, Schnee sowie Windstärke und -richtung auf das Mikroplastik-Vorkommen untersucht.

#### Windstärke und -richtung

In den Depositionsuntersuchungen fanden Klein und Fischer (2019), Wright et al. (2020), Roblin et al. (2020), Allen et al. (2019) und Szewc et al. (2020) Hinweise auf eine positive Korrelation zwischen der Deposition von Mikroplastik-Partikeln und der Windgeschwindigkeit. Es wird jedoch keine kausale Begründung für diesen Zusammenhang gegeben. Allen et al. (2019) konnten diese Korrelation oberhalb von Windgeschwindigkeiten von 2 bis 3 m/s feststellen. Bergmann et al. (2019) konnten in ihren Untersuchungen keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Mikroplastik-Häufigkeit in den Proben und der Windgeschwindigkeit feststellen. Da in dieser Studie Schneeproben und keine Depositionsproben wie in den anderen Studien genommen wurden, ist eine Vergleichbarkeit dieser konträren Ergebnisse schwierig.

Klein und Fischer (2019) geben an, dass der festgestellte signifikante Zusammenhang zwischen Windrichtung und Mikroplastik-Deposition kritisch betrachtet werden muss, da für eine genauere Auswertung dieses Einflusses kleinere Windfelder betrachtet werden müssten. Aus ihren Untersuchungen wird jedoch nicht genau deutlich, ob eine eindeutige Windrichtungsabhängigkeit besteht. Auch Wright et al. (2020), und Roblin et al. (2020) weisen auf eine positive Korrelation zwischen der Windrichtung und der Häufigkeit von Mikroplastik-Partikeln hin. Bergmann et al. (2019) schließen auf einen möglichen Einfluss der Windrichtung auf die Mikroplastik-Deposition.

Der Effekt der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung auf das Vorkommen von Mikroplastik-Partikeln in den Proben wird laut den Studien von Szewc et al. (2020) und Roblin et al. (2020) durch eine Zunahme der relativen Feuchtigkeit verstärkt. Szewc et al. (2020) begründen dies mit dem hygroskopischen Wachstum, was zu einer Vergrößerung der Partikelgröße und in der Folge auch zu einer höheren Depositionsrate führt.

Unter den Konzentrationsuntersuchungen wiesen Liu et al. (2019b) auf eine positive Korrelation zwischen der Windrichtung und der Häufigkeit von Mikroplastik-Partikeln hin. Des

Weiteren beschreiben sie, dass, aufgrund der unterschiedlichen Ergebnisse ihrer Untersuchungen hinsichtlich der Korrelation von Windgeschwindigkeiten aus bestimmten Windrichtungen und der Häufigkeit von Mikroplastik-Partikeln, weitere Faktoren wie beispielsweise der Luftdruck bei der Verteilung der Mikroplastik-Partikel eine Rolle spielen müssen. Sie begründen dies mit dem vermehrten Vorkommen von Mikroplastik-Partikeln bei höherem Luftdruck (Liu et al. 2019b). In den anderen Konzentrationsuntersuchungen werden keine Aussagen bezüglich des Zusammenhangs zwischen Mikroplastik-Vorkommen beziehungsweise -häufigkeit und Windstärke beziehungsweise -richtung getroffen.

### Regen und Schnee

Ergebnisse bezüglich des Einflusses von Regen und Schnee auf die Mikroplastik-Deposition variieren in den Studien. In der Theorie ist eine Zunahme der Partikelanzahl bei Regenereignissen in Depositionsuntersuchungen nachvollziehbar. Dies liegt daran, dass Regen die Eigenschaft hat, Stoffe und Partikel aus der Atmosphäre „auszuwaschen“. Vor allem zu Beginn von Regenereignissen werden in kurzer Zeit Partikel und andere Stoffe aus der Atmosphäre entfernt. Bei Konzentrationsuntersuchungen müssten Regenereignisse deshalb einen gegenteiligen Effekt hervorrufen. Da diese das Luftvolumen untersuchen und der Regen die Partikel entfernt, sollte die Partikelanzahl in den Proben abnehmen.

Unter den Depositionsuntersuchungen geben Dris et al. (2015) die erste Andeutung auf eine positive Korrelation zwischen Regen und der Mikroplastik-Partikelkonzentration. In ihren weiteren Untersuchungen konnte diese Annahme zunächst nicht bestätigt werden, da bei Regenereignissen stark variierende Partikelkonzentrationen vorgefunden wurden (Dris et al. 2016b). Auch Klein und Fischer (2019) und Wright et al. (2020) konnten keinen eindeutigen Einfluss von Regen auf die Depositionsraten feststellen. Klein und Fischer (2019) verglichen in ihren Untersuchungen ihre Ergebnisse mit Daten des DWDs. Dies kann problematisch sein, da Niederschlag extrem lokal auftreten kann. Sind die Messstationen in größerer Entfernung zu den Untersuchungsorten, können solche Vergleiche stark fehlerbehaftet sein. Im Gegensatz dazu konnten Allen et al. (2019) einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Mikroplastikanzahl und Regen- beziehungsweise Schneereignissen feststellen, wobei die Korrelation zwischen Schnee und Mikroplastik-Deposition größer war als die zwischen Regen und Mikroplastik-Deposition. Dies wird in den Untersuchungen von Bergmann et al. (2019) durch das sogenannte „Scavenging“ (Auswaschen) begründet. Schnee wird dabei die Eigenschaft zugeschrieben, Aerosole bis zu 50-mal besser als Regen aus der Atmosphäre zu spülen (Zhao et al. 2015). Bei den Untersuchungen der Küstenregionen in Irland konnte ein Zusammenhang zwischen Regen und den gefundenen Mikrofasern festgestellt werden, wobei jedoch ein größeres Regenvolumen nicht unbedingt mit einer höheren Partikelanzahl

verbunden war (Roblin et al. 2020). Da, wie bereits erwähnt, zu Beginn eines Regenereignisses ein Großteil der in der Luft vorhandenen Partikel aus der Atmosphäre entfernt wird, ist mit einem größeren Regenvolumen nicht gewährleistet, dass die Partikelanzahl proportional zur Regenmenge zunimmt. Die Depositionsraten in Polen waren in der nassen Deposition signifikant größer als in trockener Deposition (Szewc et al. 2020). Des Weiteren stellten Liu et al. (2019a) ein erhöhtes Vorkommen von PET in den Straßenstaub-Proben fest, die kurze Zeit nach einem Regenereignis gesammelt wurden.

In den Konzentrationsuntersuchungen stellten Dris et al. (2016a) bei einer Messung während eines Regenereignisses eine 5-mal größere Partikelkonzentration fest als in den anderen Messungen. Dies erscheint unplausibel, da in ihren Untersuchungen Luftvolumina beprobt wurden und die Konzentration der Partikel in der Luft während eines Regenereignisses aufgrund des Scavenging-Effekts üblicherweise niedriger ist. In den anderen Konzentrationsuntersuchungen wurde der Einfluss von Regen auf die Partikelkonzentration nicht näher untersucht.

Die Ergebnisse bezüglich des Einflusses von Regen und Schnee auf die Depositionsraten beziehungsweise Partikelkonzentrationen von Mikroplastik sind in den aufgeführten Studien nicht eindeutig, sodass weitere und spezifischere Untersuchungen notwendig sind. Zu beachten ist, dass die Ergebnisse nur auf kleinen Datensätzen basieren und keine allgemeingültigen Aussagen darstellen.

### Regionale Einflüsse und Unterschiede

In Abbildung 12 sind Box-Plots der Depositionsraten abhängig vom Untersuchungsgebiet dargestellt, die die jeweilige Verteilung in der Depositionsrate in den unterschiedlichen Gebieten darstellen. Zur Vereinfachung wurde keine Unterscheidung zwischen städtischem Hintergrund und Verkehrsschwerpunkten unternommen. Die Einteilung der Studien zu den jeweiligen Gebieten kann Tabelle 11 im Anhang (Kapitel 9.1.2.1) entnommen werden. Anhand Abbildung 12 wird deutlich, dass die Studien keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gebieten zu erkennen geben. Die Ergebnisse aus dem städtischen Hintergrund zeigen, dass hier eine größere Spannweite der Depositionsraten vorliegt. Der höchste Wert von 771 Partikeln pro  $\text{m}^2$  und Tag wurde in einem Stadtgebiet (London) gefunden (Wright et al. 2020). Die Werte in Stadtgebieten und entlegenen Regionen unterscheiden sich kaum. In entlegenen Regionen wurden teilweise ebenso hohe oder gar höhere Depositionsraten festgestellt als in Stadtgebieten (vgl. Klein und Fischer (2019): 215 Partikel/ $\text{m}^2\text{d}$  (Stadtgebiet); Allen et al. (2019): 365 Partikel/ $\text{m}^2\text{d}$  (abgelegene Region)). In ihren Untersuchungen in Hamburg und Umgebung erkannten Klein und Fischer (2019) einen Zusammenhang zwischen

der Nähe zur Autobahn und dem erhöhten Partikelvorkommen in ländlichen Gebieten, zu denen ein Wald und ein offenes Feld gezählt werden. Das erhöhte Vorkommen von Partikeln im Wald wurde mit dem Comb-Out-Effekt begründet, bei dem bei Regenereignissen auf Blättern abgelagerte Partikel heruntergespült werden (Klein und Fischer 2019). Im Gegensatz hierzu fanden Dris et al. (2016b) in den untersuchten Stadtgebieten (Paris) signifikant mehr Fasern als in den Vorstadtgebieten. Cai et al. (2017) begründen erhöhte Mikroplastik-Vorkommen in den Proben mit der höheren Populationsdichte in den jeweiligen Untersuchungsgebieten. Brahney et al. (2020) stellten in ihren Untersuchungen fest, dass eine erhöhte Depositionsrates vorlag, wenn ein Luftmassentransport aus bevölkerten Gegenden erfolgte.

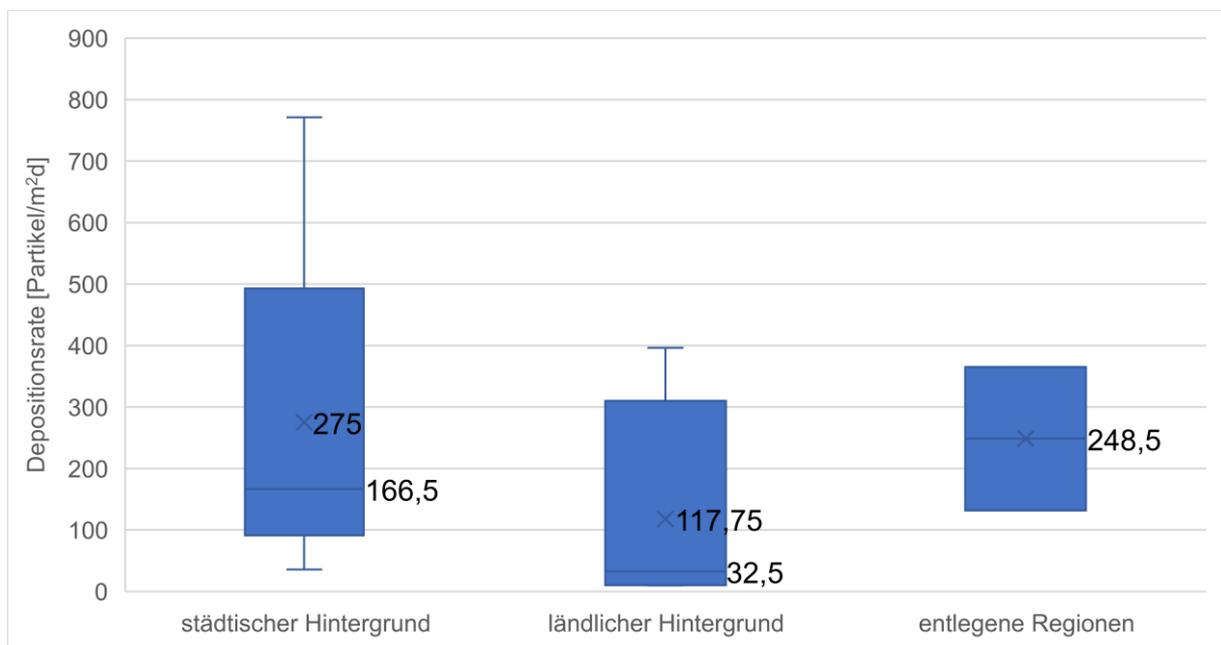


Abbildung 12: Box-Plots der in den Studien berichteten Mikroplastik-Depositionsrates der Depositionsuntersuchungen abhängig vom Untersuchungsgebiet. Mit x markierte Werte stellen den Mittelwert, die durchgezogenen Linien in den Boxen den Median der Verteilung dar.

Eindeutige Aussagen bezüglich der Depositionsrates in unterschiedlichen Gebieten sind angesichts der geringen Anzahl der Studien insgesamt und der ungleichen Anteile der untersuchten Regionen (städtisch: 6; ländlich: 4; abgelegen: 2) nicht möglich. Hier bedarf es weitergehender Untersuchungen, um die Depositionsrates und die Einflüsse der Regionen beurteilen zu können.

Bei den Konzentrationsuntersuchungen lassen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Regionen erkennen. Dies liegt in erster Linie an der geringen Anzahl an Studien (vier) und daran, dass lediglich die Studie von Liu et al. (2019c) eine entlegene Region untersuchte und die anderen drei Studien in Stadtgebieten durchgeführt wurden. Trotzdem geben Liu et al. (2019b) einen Hinweis darauf, dass die Populationsdichte in den jeweiligen Untersuchungsgebieten ausschlaggebend für erhöhtes Mikroplastik-Vorkommen ist. Syafei et

al. (2019) stellten bei ihren Untersuchungen in einer Stadt in Indonesien an Straßen mit höherer Verkehrslast eine höhere Mikroplastik-Konzentration als an Straßen mit einer geringeren Verkehrslast fest.

Die Untersuchungen mit anderer Probenahmetechnik stellen auch einen Bezug zwischen Populationsdichte und Mikroplastik-Vorkommen fest. Bergmann et al. (2019) fanden in den Schneeproben innerhalb Europas höhere Mikroplastik-Konzentrationen als in der Arktis, was mit der geringeren Populationsdichte dort begründet wird. Liu et al. (2019a) entdeckten in ihren Untersuchungen auch erhöhte Mikroplastik-Konzentrationen in Gebieten mit einer höheren Populationsdichte.

Auch bezüglich der regionalen Einflüsse auf das Vorkommen von Mikroplastik in der Luft können anhand der Studien noch keine einheitlichen Aussagen getroffen werden. Es werden jedoch Hinweise aufgezeigt, dass das Vorkommen in Korrelation mit der Populationsdichte stehen und vom Antransport aus Gebieten höherer Populationsdichte abhängen kann. Dies erscheint auch im Vergleich mit anderen Luftschadstoffen als logisch, da diese in dicht besiedelten Räumen in höheren Konzentrationen und Mengen vorkommen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass in einigen Studien Hinweise darauf gefunden wurden, dass meteorologische Parameter wie Windstärke und -geschwindigkeit, Regen, Schnee sowie regionale Einflüsse wie die Populationsdichte Auswirkungen auf das Vorkommen und die Ausbreitung von Mikroplastik haben können. Mikroplastik-Partikel unterliegen grundsätzlich den gleichen Transportprozessen wie andere Partikel, für die Abhängigkeiten von solchen Parametern wie zum Beispiel Windrichtung und -geschwindigkeit schon besser untersucht sind. Deshalb erscheinen die möglichen Zusammenhänge überwiegend plausibel.

### *3.1.6.3 Vermeidung von Kontaminationen in den Studien*

Wie bereits in Kapitel 2.5.4 erläutert, ist für die Probenahme bis hin zur Analyse von Mikroplastik in Umweltproben eine kunststofffreie Umgebung von großer Bedeutung, um Kontaminationen der Proben zu verhindern oder zumindest zu minimieren.

Bei den Besuchen an den Probenahmestellen wurde darauf geachtet, dass die Personen in Windrichtung stehen, sodass keine Kontaminationen in das Depositions-Probenahmegefäß gelangen können (Wright et al. 2020).

Während den Arbeiten im Labor wurden in den Studien Laborkittel, meist aus Baumwolle, (Dris et al. 2016b; Klein und Fischer 2019; Liu et al. 2019b) und teilweise Latex- beziehungsweise Nitrilhandschuhe (Klein und Fischer 2019) getragen. Die verwendeten

Gefäße und Filter wurden meist durch Erhitzung gereinigt, dabei variierten die Temperaturen von 200 °C (Cai et al. 2017) über 450 °C (Liu et al. 2019b) bis zu 500 °C (Dris et al. 2015; Dris et al. 2016b). In den meisten Fällen wurde dies 4 Stunden vor Benutzung durchgeführt (Dris et al. 2015; Liu et al. 2019b; Dris et al. 2016b). Des Weiteren wurden Glasgefäße mit Ethanol und Reinstwasser (Wright et al. 2020) oder in einem Ultraschallbad gereinigt (Wright et al. 2020; Cai et al. 2017).

Zur Überprüfung, ob Kontaminationen vorliegen, wurden Blindwerte ausgewertet. Dabei wurden Laborblindwerte (Brahney et al. 2020; Klein und Fischer 2019; Dris et al. 2016b) sowie Prozessblindwerte ausgewertet (Brahney et al. 2020; Cai et al. 2017; Dris et al. 2015; Klein und Fischer 2019). Die meisten Blindproben enthielten nur geringfügig Kontaminationen, die hauptsächlich aus Fasern bestanden. Die Anzahl gefundener Partikel zeigten Kontaminationen von 0 – 2 Fasern (Dris et al. 2015), 1 – 2 Fasern (Dris et al. 2016b) oder circa  $1 \pm 1$  Fasern (Brahney et al. 2020) pro Blindprobe. Lediglich Klein und Fischer (2019) fanden höhere Partikelkonzentrationen in ihren Blindproben (circa 9 Partikel pro Probe), von denen die Mehrzahl Fasern waren.

Die ausgewerteten Studien zeigen deutlich, dass mit den richtigen Maßnahmen Kontaminationen weitestgehend verhindert oder verringert werden können.

### 3.2 Bisherige Studien und Projekte zu Reifenabrieb in der Außenluft

Da Reifenabrieb, wie in Kapitel 2.2 beschrieben, die größte Eintragsquelle von Mikroplastik in die Umwelt darstellt, wird in diesem Kapitel zunächst näher auf die Entstehung und die Zusammensetzung von diesem eingegangen. Im Anschluss daran werden ausgewählte Projekte und Studien, die sich mit Reifenabrieb in der Luft beschäftigen, vorgestellt und die wesentlichen Ergebnisse verglichen und diskutiert.

#### 3.2.1 Zusammensetzung und Entstehung von Reifenabrieb

Die Zusammensetzung von Reifen kann variieren, jedoch sind die grundlegenden Bestandteile meist ähnlich. Sommer et al. (2018) geben für die Zusammensetzung von Reifen ungefähre Werte an. So bestehen 40 – 50 m% aus Naturkautschuk beziehungsweise synthetischem Kautschuk; 30 – 35 m% bestehen aus Füllmaterialien wie Ruß, Siliziumdioxid und Kalk; 15 m% des Reifens machen Weichmacher wie Öl und Harz aus; 2 – 5 m% sind Vulkanisationsmittel wie Schwefel oder Zinkoxid; und weitere 5 – 10 m% bestehen aus unbekanntem Additiven (Sommer et al. 2018). Aufgrund des hohen Anteils an Elastomeren (Kautschuk) werden die Abrieb-Partikel zur Kategorie Mikroplastik gezählt.

Reifen-, Brems- und Straßenabrieb sind verkehrsbedingte Emissionen, die nicht durch den Ausstoß von Abgasen verursacht werden. Sie entstehen durch mechanischen Abrieb und Korrosion. Auch wird bereits sedimentiertes Material durch Turbulenzen aufgrund des Straßenverkehrs resuspendiert, also wiederaufgewirbelt (Grigoratos und Martini 2014). Reifenabriebpartikel sind typischerweise länglich (Kreider et al. 2010). Diese Form ergibt sich durch das sich wiederholende Überrollen der Partikel von Fahrzeugen im Straßenverkehr, wobei weitere Partikel an ihnen haften bleiben. In Abbildung 13 sind beispielhaft Reifenabriebpartikel dargestellt, die in den Untersuchungen von Sommer et al. (2018) unter dem Rasterelektronenmikroskop aufgenommen wurden. Zu sehen sind auch Inkrustationen aus Brems- oder Straßenabriebpartikeln, die sich um den Gummi-Kern gebildet haben.

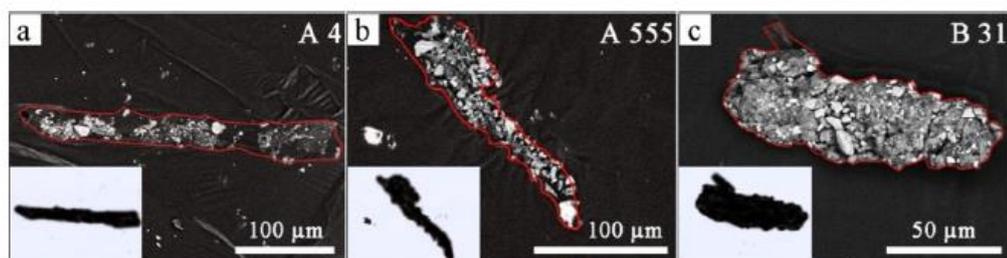


Fig. 2. Typical super-coarse tire-wear particles from motorways A 4 and A 555 and the federal highway B 31, exhibiting different extents and volumes of encrustment. The red line shows the outline of the particles as reconstructed from their appearance in TLM images (lower left insets). (a) The particle from motorway A 4 displays the typical long cylindrical form of a tire-core particle (darkest part within the red particle outline), partly contaminated and covered with smaller particles (encrustment < 50 vol%), (b) Tire-core particle from motorway A 555, partly covered with coarse particles (encrustment < 50 vol%), and (c) Tire-core particle from the B 31 highway, totally covered with particles (encrustment > 50 vol%) that range in  $d_{eq}$  from 0.5  $\mu\text{m}$  to 10  $\mu\text{m}$ .

Abbildung 13: Reifenabriebpartikel aus den Untersuchungen von Sommer et al. 2018, aufgenommen mit REM-EDX

Durch eine Verzahnung des Reifens und der Straßenoberfläche werden Partikel abgelöst. Es bildet sich ein Agglomerat, das aus Straßen- sowie Gummimaterial besteht (Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie, wdk 2020). Neben den bereits genannten drei Hauptkomponenten können die Partikel beispielsweise auch aus Kupplungs- und Motorverschleiß entstehen (Grigoratos und Martini 2014). Da von den genannten Partikelarten lediglich Reifenabrieb zu Mikroplastik-Emissionen beiträgt, wird im Weiteren nur auf diese Art von Partikeln eingegangen.

### 3.2.2 Projekte und Studien

Im Folgenden werden Projekte und Studien, die sich mit der Thematik Reifenabrieb in der Luft beschäftigen, kurz vorgestellt. Die Projekte werden vorgestellt, da sie in ihren Untersuchungen die Verbreitung von Reifenabrieb über den Luftweg miteinschließen. An der Hochschule RheinMain wurden in Kooperation mit dem HLNUG bereits Untersuchungen hinsichtlich Reifenabriebs in Feinstaub durchgeführt, weshalb diese hier vorgestellt werden.

Die Studien von Sommer et al. (2018) und Panko et al. (2019) werden vorgestellt, da erstere sich mit Partikeln größer als 10 µm beschäftigte, wohingegen in der zweiten Untersuchung Partikel in den Größenfraktionen PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> betrachtet wurden. In den Untersuchungen von Evangeliou et al. (2020) wurde mit Modellen die globale Ausbreitung und die Menge von Reifenabrieb im Feinstaub simuliert. Um die globalen Auswirkungen von Reifenabrieb abschätzen zu können, wird diese Studie vorgestellt.

### Projekte

- *TyreWearMapping*: In diesem Projekt des Fraunhofer Instituts UMSICHT wurde die Ausbreitung von Reifenabrieb in den Umweltkompartimenten Luft und Wasser im Zeitraum vom 01.11.2017 bis 31.07.2020 untersucht. Die Betrachtung erfolgte dabei für alle 16 Bundesländer. Ziel ist es, ein Modell für die räumliche Verteilung von Reifenabriebpartikeln (Tyre Wear Particles, kurz: TWP) zu entwickeln und mögliche Hotspots zu erkennen (Gehrke et al. 2020). Ein Teil des Projektes beschäftigte sich mit der Modellierung des atmosphärischen Transports von Reifenabriebpartikeln und der Berechnung der Deposition von Reifenabrieb.
- *RAU – Reifenabrieb in der Umwelt*: Das Projekt Reifenabrieb in der Umwelt (RAU) beschäftigt sich mit Identifizierung und Quantifizierung des Eintrages von Reifenpartikeln in die aquatische Umwelt. Ausgehend von den Ergebnissen sollen Maßnahmen entwickelt werden, mit denen eine Reduzierung des Eintrages möglich ist. Die Laufzeit des Projektes umfasste den Zeitrahmen August 2017 bis Januar 2021 (Guericke 2020). Ein Arbeitsschwerpunkt des Projektes ist die Untersuchung von Luft- und (Ab-)Wasserproben auf Reifenpartikel.

### Studien

- *Untersuchungen an der Hochschule RheinMain (HSRM) in Zusammenarbeit mit dem HLNUG*: Im Rahmen einer Kooperation wurden in unterschiedlichen Diplom-, Bachelor- und Masterarbeiten Untersuchungen bezüglich des Anteiles von Reifenabrieb in Feinstaub durchgeführt und Methoden zur Quantifizierung entwickelt (vgl. Nauke 2005; Pihan und Sprenger 2006; Stein et al. 2012).
- *Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment*: Sommer et al. (2018) untersuchten in dieser Studie nicht-Abgas bedingte Staubemissionen (Reifen-, Brems- und Straßenabrieb) in der Größenfraktion > 10 µm. Der Fokus lag nicht auf den emittierten Partikeln, die direkt auf der Straßenoberfläche sedimentieren, sondern auf den luftgetragenen Partikeln, nachdem diese durch Wind oder die Turbulenzen des Verkehrs (re-)suspendiert wurden.

- *Evaluation of Tire Wear Contribution to PM<sub>2.5</sub> in Urban Environments*: In dieser Studie von Panko et al. (2019) wurde der Anteil von Reifen-, Straßen- und Bremsabrieb (Tyre and Road Wear Particles, kurz: TRWP) in der Feinstaubfraktion PM<sub>2,5</sub> sowie PM<sub>10</sub> untersucht. Für die Untersuchungen wurden die Städte London, Tokio und Los Angeles ausgewählt.
- *Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions*: In dieser Studie von Evangeliou et al. (2020) wurde eine globale Simulation des atmosphärischen Transports und der Deposition von Reifen- und Bremsabrieb durchgeführt. Dabei wird zwischen TWP und Bremsabriebpartikeln (Break Wear Particles, kurz: BWP) unterschieden.

### 3.2.2.1 Methoden und Ergebnisse

In Tabelle 5 sind die angewandten Methoden und die wesentlichen Ergebnisse der Projekte und Studien dargestellt. Zu beachten ist, dass das Projekt TyreWearMapping und die Studie von Evangeliou et al. (2020) auf Modellrechnungen und nicht auf Analysedaten basieren.

Tabelle 5: Methoden und Ergebnisse der Projekte und Studien über Reifenabrieb in der Außenluft

Projekt/Studie	Methoden	Ergebnisse
TyreWearMapping (UMSICHT 2021)	Geoinformationssysteme und Datenbanken	Depositionsrates Reifenabrieb Hessen: 0,45 g/m <sup>2</sup> d  Partikel > 50 µm: bilden Großteil von Reifenabrieb, sedimentieren in Straßennähe  Partikel < 50 µm: 6,5 % Transport über längere Strecken
RAU – Reifenabrieb in der Umwelt (Guericke 2019)	Probenaufbereitung: chemisch-physikalisch sowie enzymatische Verfahren  Analyse: Pyrolyse-GC/MS; REM-EDX*	Detektion von SBR in Luft, Unterschiede im Tagesverlauf, keine eindeutige Korrelation zw. Fahrzeuganteil und SBR (Barjenbruch und Venghaus 2021)
Kooperation HSRM und HLNUG (Nauke 2005; Pihan und Sprenger 2006; Stein et al. 2012)	Probenahme: Low-Volume-Sampler (inkl. Vorabscheider PM <sub>10</sub> und PM <sub>2,5</sub> )  Analyse: Thermodesorption mit anschließender Pyrolyse-GC/MS	Reifenabrieb-Anteil TSP*: 3,5 % (bzw. 7 % unter Berücksichtigung der städtischen Hintergrundbelastung)  Reifenabrieb-Anteil PM <sub>10</sub> : 0,5 % bzw. 0,1– 0,3 µg/m <sup>3</sup>  Reifenabrieb-Anteil PM <sub>2,5</sub> : ≤ Nachweisgrenze

Projekt/Studie	Methoden	Ergebnisse
Evaluation of Tire Wear Contribution to PM <sub>2.5</sub> in Urban Environments (Panko et al. 2019)	Probenahme: Low-Volume-Sampler  Analyse: Pyrolyse-GC/MS	Beitrag TRWP* zu PM <sub>2.5</sub> : 0,1-0,68 % bzw. 0,004 - 0,28 µg/m <sup>3</sup>  Beitrag TRWP zu PM <sub>10</sub> : 1,9 % bzw. 0,095 – 1,91 µg/m <sup>3</sup>
Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions (Evangelidou et al. 2020)	Emissionsberechnungen: CO <sub>2</sub> -Verhältnis <sup>2</sup> ; GAINS-Model <sup>3</sup>  Transportsimulation: FLEXPART-Model <sup>4</sup>	PM <sub>2.5</sub> TWP-Konzentration: max. 0,4 µg/m <sup>3</sup>  PM <sub>10</sub> TWP-Konzentration: 1,8 µg/m <sup>3</sup>  ca. 34 % der emittierten TWP landen in den Weltmeeren
Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment (Sommer et al. 2018)	Probenahme: Passiv-Sammler (Sigma-2)  Analyse: Durchlichtmikroskop; REM-EDX	Untersuchte Partikel: 508, davon 171 Reifenabrieb (33 %) 194 Straßenabrieb (39 %) 86 Bremsabrieb (17 %)

\*Abkürzungen: TSP: Total Suspended Particulates; REM-EDX: Rasterelektronenmikroskopie-Energiedispersive Röntgenspektroskopie

### 3.2.3 Diskussion der Ergebnisse

In den hier vorgestellten Studien und Projekten wurden Low-Volume-Sampler oder ein spezieller Passiv-Sammler (Sigma 2) zur Probenahme verwendet. Für die chemische Identifizierung wurden Pyrolyse-Verfahren angewandt (vgl. Tabelle 5). Stein et al. (2012) kritisieren die Verwendung von Zink als Leitsubstanz für Reifenabrieb, wie es in einigen Untersuchungen verwendet wurde, da dieses nicht ausschließlich auf Reifen zurückzuführen ist. Deshalb legten sie für die unterschiedlichen Kautschukarten, die in Reifen verarbeitet werden, spezifische Leitparameter fest<sup>5</sup>. Die gleichen Leitsubstanzen wurden in den Untersuchungen von Panko et al. (2019) verwendet. Bestimmungen der Partikelgrößen und Oberflächeneigenschaften erfolgten mit REM-EDX (vgl. Tabelle 5). Nach Sommer et al. (2018) eignet sich diese Methode besser zur Identifizierung von Reifenabriebpartikeln, da die Form, Oberfläche und Struktur der Partikel erfasst werden kann.

<sup>2</sup> Für die Länder Norwegen, Schweden und Deutschland wurde anhand des Gewichtsverlusts zurückgegebener Reifen geschätzte Reifenabriebemissionen (TWP-Emissionen) ermittelt. Daraus wurde das Verhältnis von CO<sub>2</sub>-Emissionen zu TWP-Emissionen berechnet und der Mittelwert der drei Länder für weitere Berechnungen verwendet.

<sup>3</sup> Bewertungsmodell, in dem Emissionen von Luftschadstoffen und Kyoto-Gasen für 200 Regionen abgeschätzt werden. <http://gains.iiasa.ac.at>

<sup>4</sup> Model zur Simulation von lokalen und globalen atmosphärischen Transportprozessen <https://www.flexpart.eu/>

<sup>5</sup> Leitsubstanzen für Naturkautschuk ist Limonen, für Butadienkautschuk ist es 4-Vinylcyclohexan und für Styrol-Butadien-Kautschuk 4-Phenylcyclohexen. Stein et al. 2012.

Die Ergebnisse der Projekte und Studien zeigen, dass Reifenabrieb nur in geringem Umfang zur Massenkonzentration der Fraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  beiträgt. In Anbetracht des Grenzwertes für die  $PM_{10}$ -Fraktion von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei 35 zugelassenen Überschreitungen im Kalenderjahr (§ 4, 39. BImSchV) wird deutlich, dass die in den Studien nachgewiesenen Werte ( $0,3 - 1,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in einem sehr niedrigen Konzentrationsbereich liegen (Stein et al. 2012). Auch in dem Studienvergleich von Grigoratos und Martini (2014) wird Reifenabrieb in der  $PM_{10}$ -Fraktion maximal  $0,1 - 10 \text{ m}\%$  zugeschrieben. Nach Baensch-Baltruschat et al. (2020) sind die Emissionen von Reifenabrieb in die Umgebungsluft wesentlich geringer als die Emissionen, die in Böden oder Gewässer gelangen. Kreider et al. (2020) verglichen Literatur, die Gefahren die von TRWP ausgehen untersuchten, und berechneten einen ersten No-Observed-Adverse-Effect-Concentration (NOAEC)-Wert für einatembare TRWP. Dieser wurde auf circa  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$  geschätzt und liegt somit weit über den bisher festgestellten Konzentrationen dieser Partikel in der Außenluft. Deshalb schätzen Kreider et al. (2020) das Gesundheitsrisiko dieser Partikel sehr gering ein. Zu beachten dabei ist, dass dieser Wert mit Unsicherheiten behaftet ist. Aufgrund der weitgehend ungeklärten gesundheitlichen Auswirkungen dieser niedrigen Konzentrationsbereiche sind diese nicht allzu leichtfertig zu betrachten. Weitere Untersuchungen sind notwendig, um gesundheitliche Risiken sicher abschätzen zu können.

Reifenabrieb stellt insgesamt eine bedeutende Quelle für Mikroplastik-Emissionen in die Umwelt dar. Von diesen Emissionen sind jedoch hauptsächlich die Umweltkompartimente Boden und Wasser betroffen. Bisherige Untersuchungen zeigen, dass ein geringer Anteil des Reifenabriebs längere Zeit in der Luft verweilt oder weitere Strecken transportiert wird. Dies liegt hauptsächlich daran, dass Reifenabrieb eher in der gröberen Kornfraktion ( $> 10 \mu\text{m}$ ) zu finden ist. Von den nicht-Abgas Partikeln sind überwiegend Bremsabriebpartikel (bis zu  $50 \%$ ) in den kleineren Kornfraktionen ( $< 10 \mu\text{m}$ ) zu finden (Grigoratos und Martini 2014). Die Simulationen von Evangeliou et al. (2020) zeigen jedoch, dass circa  $34 \%$  der TWP in die Weltmeere gelangen. Sie deuten auch auf die Problematik hin, dass die Licht-absorbierenden Eigenschaften von TWP und BWP-Partikeln, die in die Arktis gelangen, das Aufwärmen und Schmelzen der Kryosphäre beschleunigen können (Evangeliou et al. 2020).

## 4 Untersuchung zur Belastung der Luft mit Mikroplastik in Wiesbaden und Umgebung

Für eine erste eigene Beurteilung des Vorkommens von Mikroplastik in der Außenluft in Wiesbaden und Umgebung wurde eine beispielhafte Untersuchung mittels Depositionsprobenahme durchgeführt. Bisher existieren keine veröffentlichten Untersuchungen über das Mikroplastik-Vorkommen in der Außenluft in diesem Gebiet.

### 4.1 Einleitung

Es wurden vier verschiedene Standorte ausgewählt, die unterschiedliche Belastungssituationen repräsentieren. Dazu wurden Standorte ausgesucht, an denen bereits Staubbiederschlagsproben für das Luftmessnetz des HLNUG gesammelt werden. Zwei dieser Standorte liegen im ländlichen Hintergrund (repräsentativ für die Belastung in etwas weiterer Entfernung von anthropogenen Quellen der Luftverschmutzung), einer im städtischen Hintergrund (repräsentativ für die mittlere Belastung einer Stadt) und einer an einem Verkehrsschwerpunkt.

Für die Auswertung der gesammelten Proben wurde ein mikroskopischer Ansatz gewählt, mit dem relativ vereinfacht die Partikel des gesammelten Staubbiederschlages identifiziert werden können.

### 4.2 Versuchsdurchführung

In Tabelle 6 sind die Messpunkte (MP), der Ort und der jeweilige Hintergrund der in diesem Versuch beprobten Messstellen dargestellt. Alle Messstellen befinden sich in Wiesbaden und Umgebung.

*Tabelle 6: Probestellen, Orte und Hintergründe*

<b>Messpunkt</b>	<b>Ort</b>	<b>Hintergrund</b>
1	Ringkirche	städtisch verkehrsnah
2	RheinMain CongressCenter	städtischer Hintergrund
3	Schiersteiner Hafen	ländlicher Hintergrund
4	Berstädter Weg	ländlicher Hintergrund

#### 4.2.1 Probenahme

Für die Sammlung der Staubbiederschlagsproben wurden Bergerhoff-Sammler verwendet (VDI 4320 Blatt 2). An den ausgewählten Probenahmeorten wurden Halterungen installiert, in die Topf-Sammler (Glasgefäße) senkrecht und mit der Öffnung nach oben platziert wurden. Bilder der Halterungen an den entsprechenden Probenahmeorten befinden sich im Anhang (Kapitel 9.2.1). Nach einer Expositionsdauer von 28 beziehungsweise 29 Tagen wurden die Gefäße aus den Halterungen entnommen und sicher verschlossen. Bis zur Weitergabe an das Labor lagerten die Proben kühl und lichtgeschützt. Bilder der gesammelten Proben sind dem Anhang (Kapitel 9.2.2 und 9.2.3) zu entnehmen.

In Tabelle 7 sind der Expositionszeitraum und die -dauern der Probenreihen dargestellt. Die Proben von MP 4 sind aufgrund von Vandalismus in beiden Probenreihen ausgefallen.

*Tabelle 7: Expositionszeitraum und -dauer der Probenreihen (Dezember 2020 und Januar 2021)*

Messpunkt	Start-Datum	End-Datum	Sammelzeit [d]	Probenreihe
1	02.12.2020	30.12.2020	28	1
2	02.12.2020	30.12.2020	28	
3	02.12.2020	30.12.2020	28	
4	02.12.2020	30.12.2020	Ausfall	
1	30.12.2020	28.01.2021	29	2
2	30.12.2020	28.01.2021	29	
3	30.12.2020	28.01.2021	29	
4	30.12.2020	28.01.2021	Ausfall	

#### 4.2.2 Aufbereitung der Staubbiederschlagsproben

Die Aufbereitung der Staubbiederschlagsproben erfolgte nach VDI 4320 Blatt 2 und wurde von der Umwelt Control Labor GmbH (UCL)<sup>6</sup> durchgeführt.

Zunächst wurde das Taragewicht (Leergewicht) der Abdampfgefäße bestimmt. Dazu trockneten die Gefäße eine Stunde lang im Trockenschrank bei einer Temperatur von 105 °C. Es folgte eine 30-minütige Abkühlung der Abdampfgefäße im Wägeraum bei konstanter Temperatur und Feuchte. Anschließend wurden die Abdampfgefäße gewogen, um das Leergewicht zu bestimmen. Dieses wurde notiert. Die Probengefäße wurden geöffnet und die Deckel mit destilliertem Wasser abgespült, um anhaftendes Material zu entfernen. Überstiegen die Wassermengen im Sammelgefäß das Fassungsvermögen der Abdampfschalen, wurden die Flüssigkeiten in den Sammelgefäßen im Trockenschrank auf circa 150 ml eingeeengt. Die

<sup>6</sup> UCL Umwelt Control Labor GmbH, Josef-Rethmann-Str. 5, 44510 Lünen, Deutschland, [www.ucl-labor.de](http://www.ucl-labor.de)

Flüssigkeit wurde durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 1,12 mm in das gewogene Abdampfgefäß überführt. Feststoffe an den Wandungen wurden mit einem Wischer gelöst. Die Wandungen des Sammelgefäßes wurden mit destilliertem Wasser gespült, welches ebenfalls durch das Sieb in das Sammelgefäß gegeben wurde. Der Rückstand im Sieb wurde verworfen. Die Abdampfschalen samt Flüssigkeit wurden in den Trockenschrank gegeben und bei 105 °C verdampft. Bei geöffneter Tür des ausgeschalteten Trockenschanks kühlten die Proben ab. Anschließend kühlten die Proben weitere 30 Minuten bei Raumtemperatur im Wägeraum ab. Nach der Abkühlung wurde das Gewicht der Abdampfschale ermittelt, welches ebenfalls notiert wurde. Die Differenz zwischen dem Gesamt- und Leergewicht ergibt die in dem Abdampfgefäß befindliche Staubmenge (VDI 4320 Blatt 2).

### 4.2.3 Mikroskopische Untersuchung

Die mikroskopische Untersuchung der Proben erfolgte in einem modifizierten Verfahren in Anlehnung an ISO 7404-2 und ISO 7404-3 (bzw. DIN 22020-2/-3) und wurde durchgeführt von dem Labor Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg<sup>7</sup>.

In einem ersten Schritt wurden die aufbereiteten Staubbiederschlagsproben in Kunstharz eingebettet. Aufgrund der geringen Probemenge wurde die Probe zunächst in eine kleine Menge Kunstharz „voreingebettet“. So hafteten die eingebetteten Partikel besser in der Silikonform und eine Dichttrennung im Kunstharz wurde verhindert. Nach der Aushärtung erfolgte das Aufgießen eines Sockels aus Kunstharz. Der ausgehärtete Sockel wurde im Folgenden parallel zur Schichtungsebene angeschliffen und poliert. Durch das Anschleifen wurde ein Querschnitt der Partikel erzeugt. Dieser ist, zumindest im Mittel der Partikel einer Partikelklasse, relativ zum Volumen der Partikel. Es folgte die Identifizierung und Quantifizierung der in der Probe vorhandenen Stoffe mit einem Polarisations-Auflichtmikroskop bei bis zu 700-facher Vergrößerung im Weißlicht und Blaulicht (Fluoreszenz). Dabei wurde die Probe in einem Raster abgefahren. Partikel mit einer größeren Oberfläche wurden häufiger „getroffen“ und gezählt. Dabei wurden die unterschiedlichen Partikelklassen unter Berücksichtigung von Parametern wie der Standardabweichung proportional zu ihrem Volumenanteil in der Probe gezählt. Dementsprechend ist die Anzahl, wie häufig eine Partikelklasse gezählt wurde, proportional zu ihrem Volumenanteil. Die Einteilung einzelner Partikel zu einer Partikelklasse erfolgte anhand von Referenzproben. Es wurden möglichst viele Punkte ausgezählt, jedoch konnte bei keiner Probe die in der ISO 7404-3 beziehungsweise DIN 22020-3 vorgeschriebenen 500 Punkte erfasst werden. Bei diesem Verfahren gibt es keine klar definierbare Nachweisgrenze. In den meisten Fällen sind Partikel unter einer Größe von 10 µm nicht identifizierbar.

---

<sup>7</sup> Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg, Greppstr. 64, 52159 Roetgen, Deutschland, [www.umwelt-mirkoskopie.de](http://www.umwelt-mirkoskopie.de)

In Abbildung 14 ist beispielhaft eine im Kunstharzsockel befindliche Probe dargestellt.

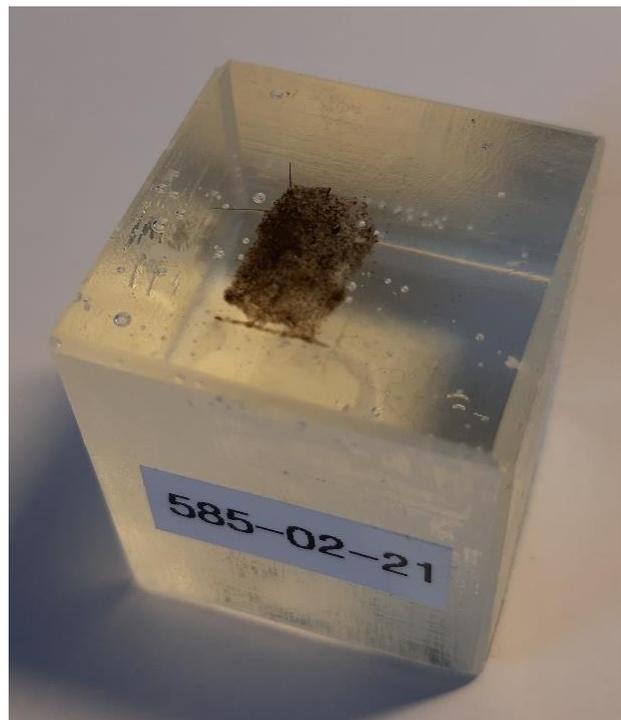


Abbildung 14: Kunstharzsockel der Probe aus Januar 2021 von MP 2 (Größe 30 x 30 x 30 mm), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

### 4.3 Auswertung der Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ermittlung der Staubniederschlagsmenge und die Ergebnisse der mikroskopischen Untersuchung dargestellt. Da keine Ergebnisse für MP 4 vorliegen, kann dieser im Folgenden nicht berücksichtigt werden.

#### 4.3.1 Ermittlung der Staubniederschlagsmenge

Die Staubniederschlagsmenge wird anhand folgender Gleichung<sup>8</sup> berechnet.

$$y = \frac{(m_{Brutto} - m_{Tara})}{A \cdot t} \quad (1)$$

Mit	$y$	Staubniederschlag $\left[\frac{g}{m^2 \cdot d}\right]$
	$m_{Brutto}$	Masse des Abdampfgefäßes mit Trockenrückstand [g]
	$m_{Tara}$	Leermasse des Abdampfgefäßes [g]
	$A$	Öffnungsfläche des Sammelgefäßes [ $m^2$ ]
	$t$	Expositionsdauer [d]

<sup>8</sup> Entnommen aus VDI 4320 Blatt 2.

In Tabelle 8 sind die berechneten Werte für den Staubbiederschlag dargestellt. Auffällig ist, dass die Werte der Staubbiederschlagsproben in Januar 2021 nur circa halb so groß sind wie die Werte aus Dezember 2020. An MP 3, der sich im ländlichen Hintergrund befindet, wurden in beiden Monaten die geringsten Staubbiederschlagswerte nachgewiesen ( $33$  und  $16 \frac{mg}{m^2d}$ ). Die Staubbiederschlagsmenge an MP 1 (Verkehrsschwerpunkt,  $90$  und  $44 \frac{mg}{m^2d}$ ) lag in beiden Monaten gering über der von MP 2 (städtischer Hintergrund,  $82$  und  $41 \frac{mg}{m^2d}$ ).

Tabelle 8: Staubbiederschlagsmengen für Dezember 2020 und Januar 2021

Monat Messpunkt	Dezember 2020	Januar 2021	Einheit
1	90	44	$\frac{mg}{m^2d}$
2	82	41	
3	33	16	

In Tabelle 9 sind Vergleichswerte der Monate Januar und Dezember aus den Jahren 2019 und 2020 dargestellt. Da an MP 1 (Ringkirche) nur für diese Untersuchung der Staubbiederschlag erfasst wurde, an diesem Standort jedoch keine regulären Staubbiederschlagsmessungen durchgeführt werden, wurden Staubbiederschlagswerte der Messstelle „Rüdesheimer Straße“ als Vergleichswerte herangezogen. Diese ist circa 170 m Luftlinie von MP 1 entfernt. Zu beachten ist, dass die Messstelle Rüdesheimer Straße eher den städtischen Hintergrund als einen Verkehrsschwerpunkt repräsentiert.

Tabelle 9: Vergleichswerte Staubbiederschlagsmengen aus 2019 und 2020, Quelle: HLNUG

Monat Messpunkt	Januar 2019	Dezember 2019	Januar 2020	Dezember 2020	Einheit
Rüdesheimer Str.	-	50	30*	74*	$\frac{mg}{m^2d}$
RheinMain CongressCenter	156	128	95*	66*	
Schiersteiner Hafen	44	24	282*	33*	

\*Werte aus 2020 noch nicht endgeprüft

Abbildung 15 stellt die Vergleichswerte und die im Rahmen dieses Versuchs gemessenen Werte dar. Die Werte aus Dezember 2020, die die Werte aus dem regulären Messnetz und die Versuchswerte darstellen, sind sehr ähnlich. Im Vergleich mit den Werten aus Januar 2019 und 2020 sind die im Januar 2021 gemessenen Werte niedriger, mit Ausnahme des

Messpunktes Rüdesheimer Straße. Dort wurde im Januar 2020 eine geringere Staubniederschlagsmenge festgestellt als bei diesem Versuch an der Ringkirche. Da an der Rüdesheimer Straße weniger Verkehr herrscht als an MP 1 (Ringkirche), sind die Werte nur eingeschränkt vergleichbar. Im Allgemeinen lässt sich keine eindeutige Tendenz der Staubniederschlagsmengen erkennen. Es ist aber zu erkennen, dass die Werte im ländlichen Hintergrund (MP 3, Schiersteiner Hafen) in der Regel deutlich unter den Werten der anderen Messpunkte liegen. Im Januar 2020 wurde an MP 3 (Schiersteiner Hafen) allerdings eine sehr große Staubniederschlagsmenge gemessen ( $282 \frac{mg}{m^2d}$ ). Bei Staubniederschlagsmessungen können Ausreißer auftreten, die nicht immer eindeutig nachvollziehbar sind. Da dieser Wert bereits endgeprüft ist, wird er als Ausreißer akzeptiert. Der Staubniederschlag kann sehr starken Schwankungen unterliegen, wie in Abbildung 31 (Anhang, Kapitel 9.2.4) zu sehen ist. Zum Beispiel können Baubewegungen, wie sie eine lange Zeit an der Schiersteiner Brücke in der Nähe von MP 3 (circa 650 m Luftlinie) stattgefunden haben, zur Staubdeposition beitragen und im Zusammenspiel mit meteorologischen Faktoren zu solchen Schwankungen führen.

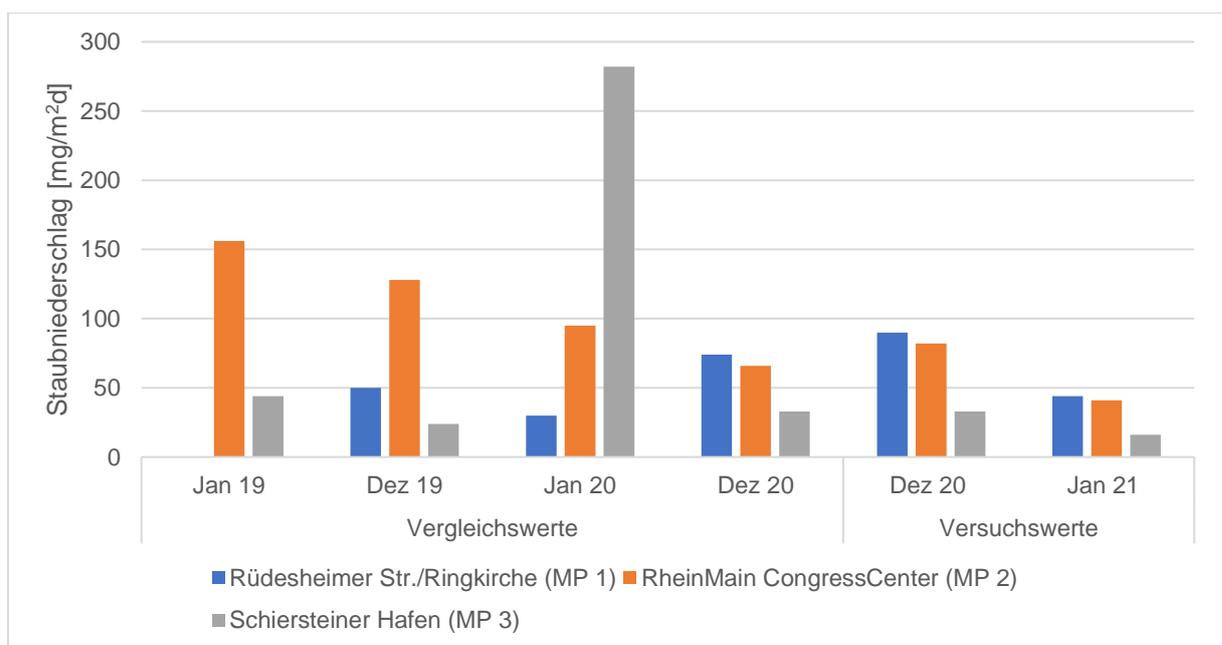


Abbildung 15: Vergleichswerte aus den Jahren 2019 und 2020 sowie Messwerte der Proben

#### 4.3.2 Ergebnisse der mikroskopischen Untersuchung

In Abbildung 16 ist eine Aufnahme unter dem Mikroskop der Dezemberprobe von MP 1 zu sehen. Es sind unter anderem Partikel der Kategorie Farb-/Lack- und Kunststoffreste und Gummireste/Reifenabrieb vorhanden. Weitere Aufnahmen der Proben unter dem Mikroskop befinden sich im Anhang (Kapitel 9.2.5).

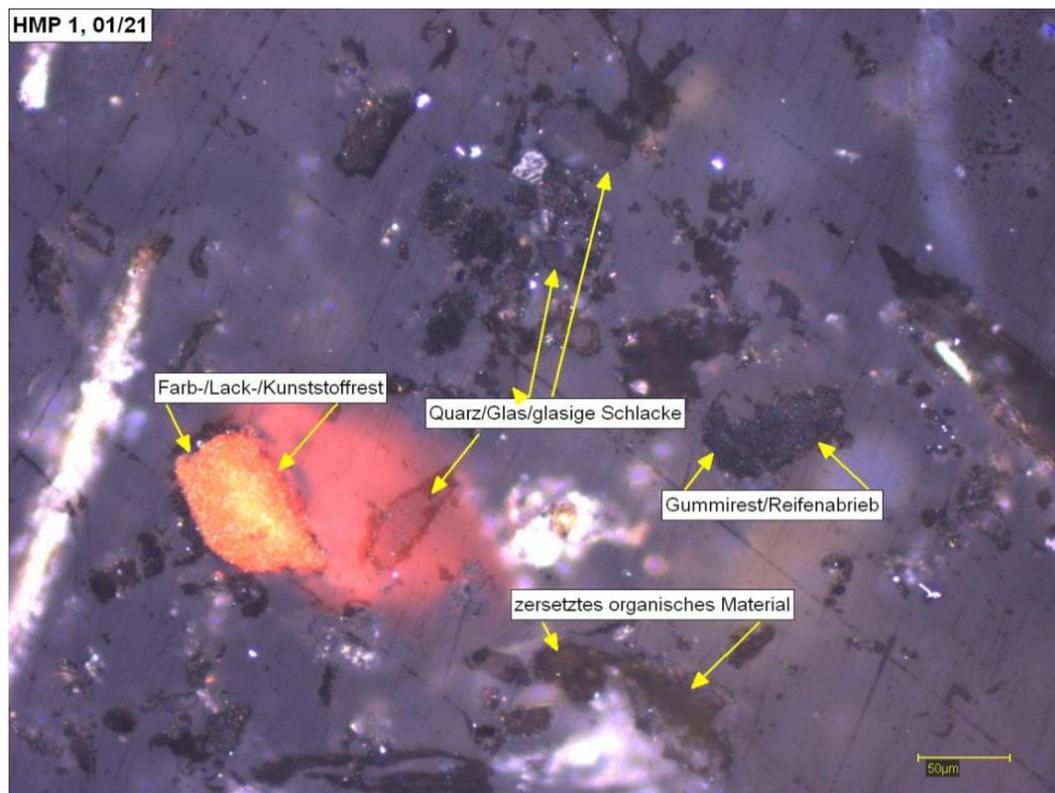


Abbildung 16: Aufnahme der Dezemberprobe von MP 1 unter dem Mikroskop, aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

Anhand der unter dem Mikroskop ausgezählten Punkte wurden die Volumenanteile der jeweiligen Partikelart berechnet. Die tabellarische Darstellung der absoluten Partikelanzahlen und Volumenanteile verschiedener Partikelarten in den Dezember- und Januarproben können Tabelle 24 bis Tabelle 27 im Anhang (Kapitel 9.2.6) entnommen werden. In Abbildung 17 sind die Volumenanteile ausgewählter Partikelarten in den Monatsproben dargestellt.

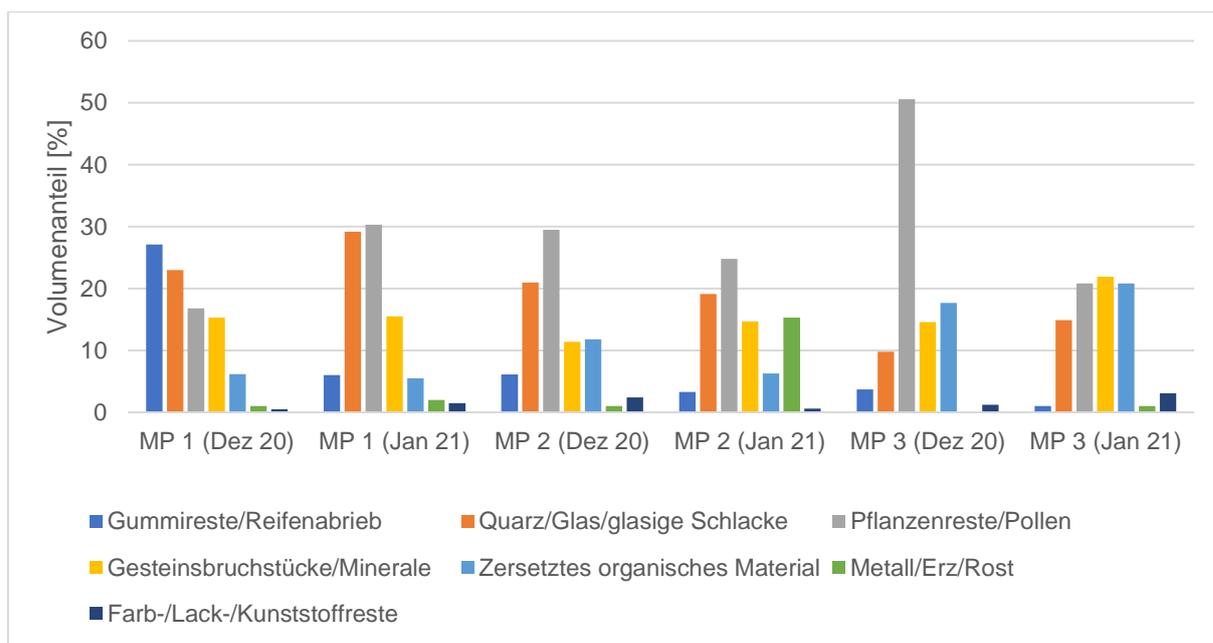


Abbildung 17: Volumenanteile unterschiedlicher Partikelarten in den jeweiligen Proben

In Abbildung 18 sind die Partikelanzahlen ausgewählter Partikelarten in den Monatsproben dargestellt.

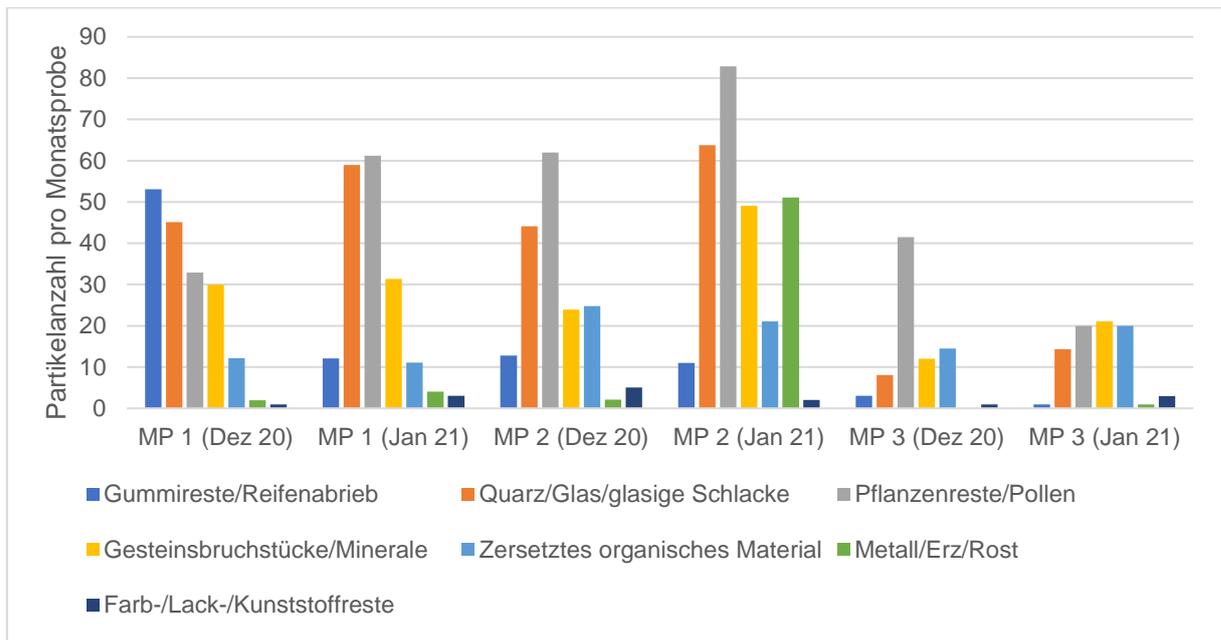


Abbildung 18: Partikelanzahlen verschiedener Partikelarten in den Proben

Die Abbildungen verdeutlichen, dass Partikel der Kategorie Reifenabrieb/Gummireste im Dezember 2020 an MP 1, die an einem Verkehrsschwerpunkt liegt, zu einem großen Teil (27,1 Vol. %, 53 Partikel absolut) in der Probe vorhanden waren. Auffällig an der Probe war außerdem, dass sehr feinkörnige Partikel vorhanden waren. Auch Gummireste/Reifenabriebs-Partikel waren teilweise sehr klein und zersetzt. Im Gegensatz dazu beträgt der Anteil an Reifenabrieb in der Januarprobe am gleichen Messpunkt lediglich 6 Vol. %. Auch an den anderen Messstellen wurden geringe Mengen Reifenabrieb in den Proben festgestellt (1 – 6 Vol. %). Farb-/Lack- und Kunststoffreste konnten nur in sehr geringen Mengen nachgewiesen werden. Der höchste Wert wurde an MP 3, der sich im ländlichen Hintergrund befindet, im Januar 2021 festgestellt (3,1 Vol. %; 3 Partikel absolut). Zu beachten ist jedoch, dass MP 3 im Dezember und im Januar die geringste Staubniederschlagsmenge aufweist und deshalb nur geringe Partikelanzahlen ausgezählt werden konnten (82 und 96 ausgezählte Punkte).

Die Hauptbestandteile in den Proben waren vor allem Quarz/Glas/glasige Schlacke, Pflanzenreste/Pollen, Gesteinsbruchstücke/Minerale und zersetztes organisches Material.

#### 4.3.3 Mikroplastik-Depositionsraten

Die Berechnung der Depositionsraten erfolgte anhand von Gleichung (2). Angenommen wurde eine Öffnungsfläche (A) von 0,00724 m<sup>2</sup>. Miteinbezogen wurden die Partikelkategorien Gummireste/Reifenabrieb sowie Farb-/Lack- und Kunststoffreste.

$$x = \frac{n}{A \cdot t} \quad (2)$$

Mit  $x$  Depositionsrate  $\left[ \frac{\text{Partikel}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}} \right]$   
 $n$  Partikelanzahl

In Abbildung 19 sind die Depositionsraten der Partikelarten Farb-/Lack- und Kunststoffreste sowie Gummireste/Reifenabrieb dargestellt. Die höchste Mikroplastik-Depositionsrate von 267 Partikeln pro m<sup>2</sup> und Tag wurde an MP 1 im Dezember 2020 festgestellt. Der größte Anteil hatte dabei die Kategorie Gummireste/Reifenabrieb. Im Januar 2021 lagen die Mikroplastik-Depositionsraten, genau wie die Staubdepositionsraten, an jedem Messpunkt jeweils unter den Werten vom Dezember 2020. Der größte Unterschied liegt an MP 1 vor. Die Gesamt-Mikroplastik-Depositionsrate sank von 267 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag auf 72 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag ab. An MP 2 verringert sich die Depositionsrate von 88 auf 62 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag, wobei sich die Menge der Farb-/Lack- und Kunststoffreste mehr als halbierte. An MP 3 blieben die Depositionsrate relativ konstant. Hier änderte sich jedoch der Anteil der Partikelarten. Im Dezember waren noch 15 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag der Partikelart Gummireste/Reifenabrieb zuzuordnen und lediglich 5 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag gehörten zur Kategorie Farb-/Lack- und Kunststoffreste. Im Januar änderte sich dies, wobei nur noch 5 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag der Kategorie Gummireste/Reifenabrieb und 14 Partikel der Farb-/Lack- und Kunststoffresten zugeordnet wurden. Generell wurde in beiden Monaten die höchste Mikroplastik-Depositionsrate an MP 1 festgestellt, wobei der Unterschied zu den anderen Messpunkten im Januar 2021 nicht so deutlich zu erkennen ist wie im Dezember 2020.

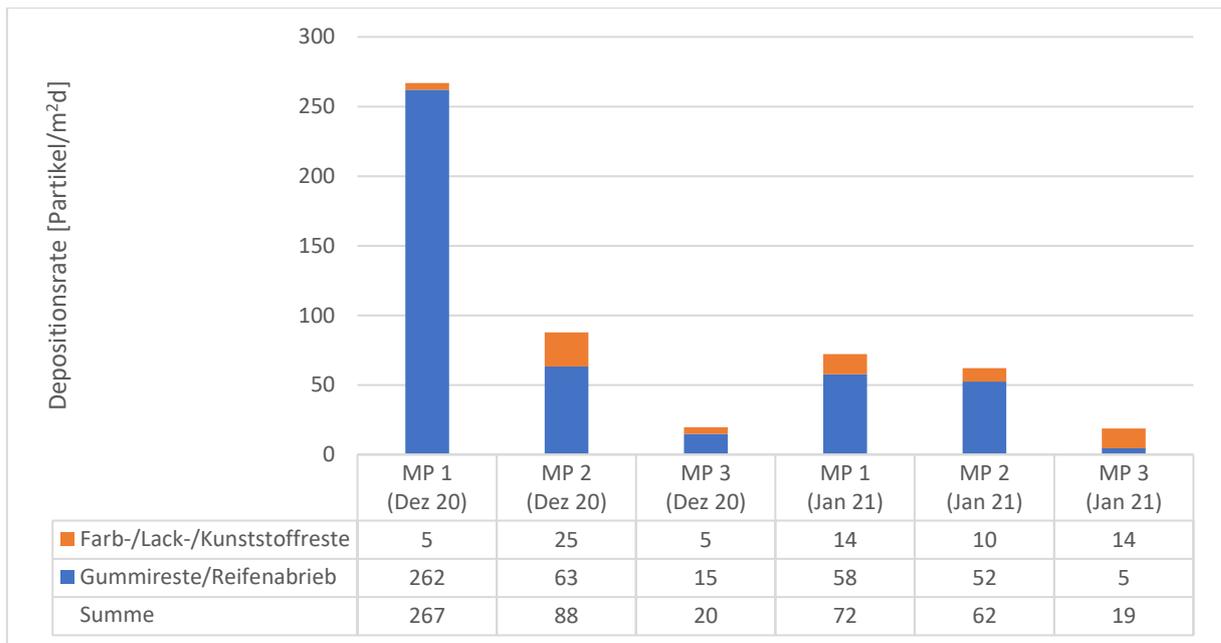


Abbildung 19: Mikroplastik-Depositionsraten der Messpunkte im Dezember 2020 und Januar 2021

#### 4.3.4 Einfluss der meteorologischen Faktoren

In Abbildung 20 sind die Windverteilungen in den Versuchsmonaten dargestellt. Im Dezember 2020 war die Windrichtung überwiegend östlich geprägt. Im Gegensatz dazu war die Windrichtung im Januar 2021 eher süd-westlich geprägt.

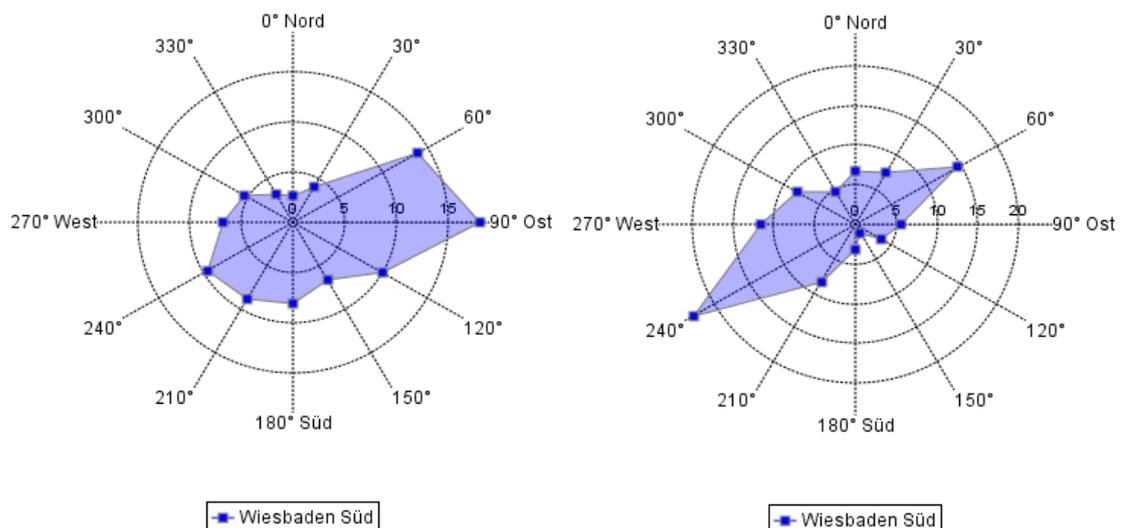


Abbildung 20: Verteilung der Windrichtung im Dezember 2020 (links) und Januar 2021 (rechts), Quelle: HLNUG

In Tabelle 10 sind die Parameter Windstärke, Niederschlagshöhe, Luftdruck, Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit für die Monate Januar und Dezember in den Jahren 2019 bis 2021 dargestellt. Im Dezember 2020 und Januar 2021 wurden höhere Niederschlagshöhen als in den Vorjahren festgestellt (85,6 und 76,8 mm). Die Monatsmittelwerte der Luftfeuchte sind in allen betrachteten Jahren und Monaten hoch und liegen in etwa in einem Bereich (81,6 –

89,5 %). Die Temperaturen liegen, mit Ausnahme von Januar 2019, bei 4,2 beziehungsweise 4,3 °C. Die Windgeschwindigkeit bewegte sich in den Vergleichs- und Versuchsmonaten zwischen 1,3 und 1,9 m/s und unterscheidet sich demnach nicht stark.

*Tabelle 10: Windgeschwindigkeit, Luftdruck, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit (jeweils Monatsmittelwerte, gemessen an der Messstation Wiesbaden-Süd, Quelle: HLNUG) und Niederschlagshöhe (Monatssumme, gemessen an der Messstation Wiesbaden Biebrich, Quelle: DWD) für die Monate Januar und Dezember aus den Jahren 2019 bis 2021*

<b>Monat</b>	<b>Windgeschwindigkeit [m/s]</b>	<b>Niederschlagshöhe<sup>9</sup> [mm]</b>	<b>Luftdruck [hPa]</b>	<b>Temperatur [°C]</b>	<b>Relative Luftfeuchte [%]</b>
<b>Jan 19</b>	1,9	49,5	1016	2,3	83,7
<b>Dez 19</b>	1,4	65,3	1014	4,3	89,5
<b>Jan 20</b>	1,3	22,1	1025	4,2	88,3
<b>Dez 20</b>	1,3	85,6	1009	4,2	89,2
<b>Jan 21</b>	1,6*	76,8	1011*	2,3*	81,6*

\* Werte nicht endgeprüft

In Abbildung 21 sind die Staubbiederschlagsmengen und die Niederschlagssummen dargestellt. In den Monaten, in denen mehr Niederschlag gemessen wurde, konnten keine erhöhten Staubbiederschlagsmengen erfasst werden. Somit ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen diesen beiden Parametern zu erkennen.

<sup>9</sup> Werte für Messstation Wiesbaden Biebrich, Daten extrahiert vom DWD Climate Data Center (CDC): Monatssumme der Stationsmessungen der Niederschlagshöhe in mm für Deutschland, Version v19.3, abgerufen am 07.04.2021, Qualitätskontrolle noch nicht abgeschlossen

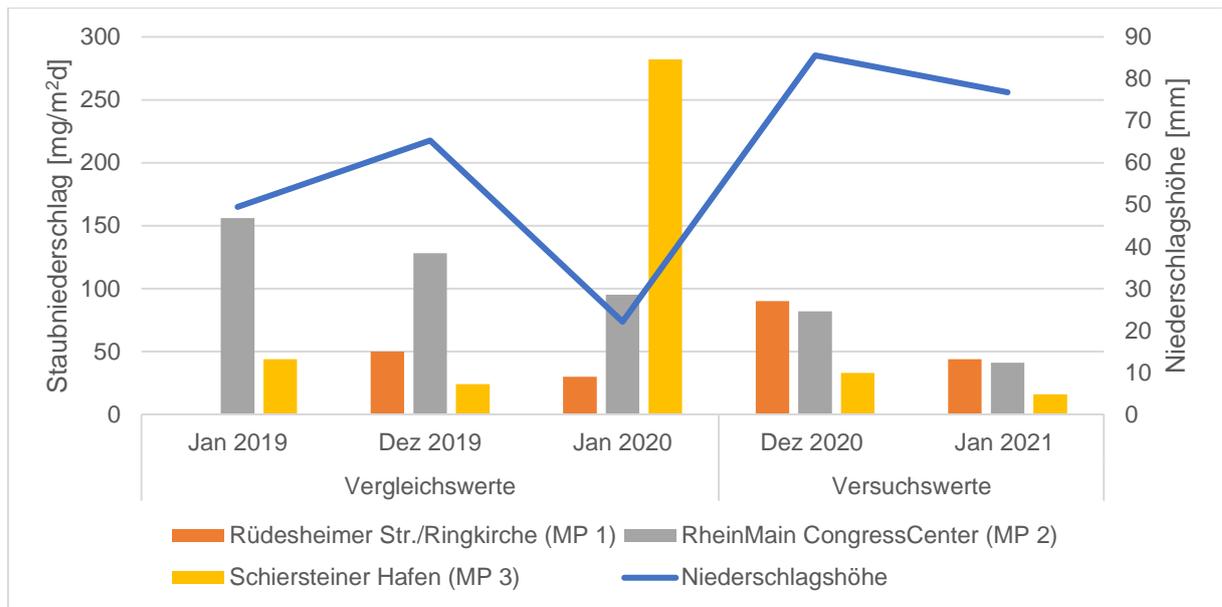


Abbildung 21: Staubniederschlagsmengen und Niederschlagssummen der Monate Januar und Dezember von 2019 bis 2021

#### 4.4 Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen geben einen ersten, beispielhaften Hinweis auf das Vorkommen von Mikroplastik in der Staubdeposition in Wiesbaden und Umgebung. Da nur zwei Messungen durchgeführt wurden, können keine allgemeinen Aussagen bezüglich des Vorkommens von Mikroplastik in der Luft in Wiesbaden und Umgebung getroffen werden. Die Untersuchung deutet jedoch darauf hin, dass Mikroplastik (abgesehen von Gummiresten/Reifenabrieb) nur einen sehr geringen Anteil an der Staubdeposition hat. Dabei machen Farb-, Lack- und Kunststoffreste 0,5 – 3,1 Vol. % der identifizierten Partikelarten aus. Der höchste Wert wurde an MP 3 (ländlicher Hintergrund) nachgewiesen. Da bei keiner Probe die geforderten 500 Punkte ausgezählt werden konnten, sind die Ergebnisse nur begrenzt aussagekräftig. Bezüglich des Vorkommens dieser Partikel (Farb-, Lack- und Kunststoffreste) lässt sich kein signifikanter Unterschied zwischen den Messpunkten in den unterschiedlichen Belastungssituationen feststellen. Im Gegensatz dazu lassen sich bei der Partikelart Gummireste/Reifenabrieb Unterschiede zwischen den charakteristischen Lagen erkennen. Hierbei wurden im Dezember 2020 deutlich höhere Volumenanteile und absolute Partikelanzahlen dieser Partikelart in der Probe an MP 1 (Ringkirche) festgestellt (27,1 Vol. %, 53 Partikel absolut) als in anderen Proben aus dem gleichen Monat. Dies kann mit der hohen Verkehrsdichte an MP 1 begründet werden. Aufgrund der hohen Anzahl an Ampeln muss an dieser Stelle oft angefahren beziehungsweise abgebremst werden. Vor allem bei diesen Vorgängen werden Reifen beansprucht und es entsteht Reifenabrieb. Die Messstelle befindet sich sehr nah an der Fahrbahn (s. Abbildung 23 im Anhang, Kapitel 9.2.1), sodass

Gummireste/Reifenabrieb leicht in das Probengefäß gelangen können. Die Probe aus Januar 2021 an MP 1 hingegen enthielt nicht mehr Partikel dieser Kategorie. In den Proben vom Januar 2021 wurde an jedem Messpunkt circa die Hälfte der Staubdeposition aus dem Vormonat festgestellt. Eine mögliche Erklärung könnten die unterschiedlichen Windverteilungen in den Monaten sein (vgl. Abbildung 20). Dadurch könnten aus verschiedenen Richtungen in dem jeweiligen Monat die in den Gefäßen gesammelten Staubproben herangetragen worden sein. Eine weitere Erklärung für diesen Unterschied könnte ein leichter Rückgang im Verkehr sein, der sich anhand eines leichten Rückgangs von verkehrsbedingten Schadstoffen wie Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) und PM<sub>10</sub> im Vergleich von Dezember 2020 und Januar 2021 (vgl. Abbildung 40 im Anhang, Kapitel 9.2.8) erkennen lässt.

Auch in dieser Untersuchung konnte wie zum Beispiel bei Klein und Fischer (2019) oder Wright et al. (2020) kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Niederschlagsmenge und der Mikroplastik-Deposition festgestellt werden. Zusammenhänge zwischen weiteren meteorologischen Parametern und der Mikroplastik- beziehungsweise Staubdeposition lassen sich aufgrund der geringen Probenanzahl anhand dieser kurzfristigen und beispielhaften Untersuchung nicht näher bestimmen.

Reifenabrieb machte in allen Proben bis auf die Januarprobe an Messstelle 3 den größten Anteil an der jeweiligen Mikroplastik-Depositionsraten aus. Da keine Größenuntersuchung der Partikel unternommen wurde, kann keine Aussage bezüglich der Größenfraktion dieser Partikel unternommen werden. Die mikroskopischen Aufnahmen (vgl. Abbildung 16 ff. im Anhang, Kapitel 9.2.5) deuten jedoch darauf hin, dass die Reifenpartikel eher in größeren Partikelgrößenklassen vorkamen und so die Ergebnisse aus Kapitel 3.2. bestätigen. Zur Bestätigung dieser Aussage sollten in weiteren Untersuchungen die Partikelgrößen und die -zusammensetzung bestimmt werden. Die Aufnahmen zeigen außerdem, dass die Form der Reifenabriebpartikel ähnlich den Aufnahmen der Reifenabriebpartikel von Sommer et al. (2018) sind. Zu beachten ist jedoch, dass die Aufnahmen von Sommer et al. (2018) mit einem REM und die Aufnahmen dieser Untersuchung mit einem Polarisations-Auflichtmikroskop aufgenommen wurden.

In Abbildung 22 sind die mittleren Mikroplastik-Depositionsraten der in Kapitel 3.1 behandelten Studien und dieser Untersuchung grafisch dargestellt. Im Vergleich mit den Studien liegen alle in dieser Untersuchung festgestellten Depositionsraten, abgesehen von der Dezemberprobe an MP 1 (Ringkirche), im unteren Wertebereich. Der Wert der Dezemberprobe an MP 1 (267 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag) ist vergleichbar mit dem Wert in der Stadt von Klein und Fischer

(2019) (215 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag). Der Wert von Dris et al. (2016b) aus der Vorstadt mit 53 Partikeln pro m<sup>2</sup> und Tag ist etwas geringer als die Werte aus dem städtischen Hintergrund (MP 2) in dieser Untersuchung (88 und 62 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag) und auch vergleichbar mit dem Januar-Wert des MP 1 von 72 Partikeln pro m<sup>2</sup> und Tag.

Die Depositionsraten der vorgestellten Studien variieren teilweise sehr stark, die Ergebnisse dieser Untersuchung sind jedoch vergleichbar mit einigen Ergebnissen aus anderen Untersuchungen. Des Weiteren ist zu beachten, dass die hier berechneten Depositionsraten nur Näherungswerte darstellen.

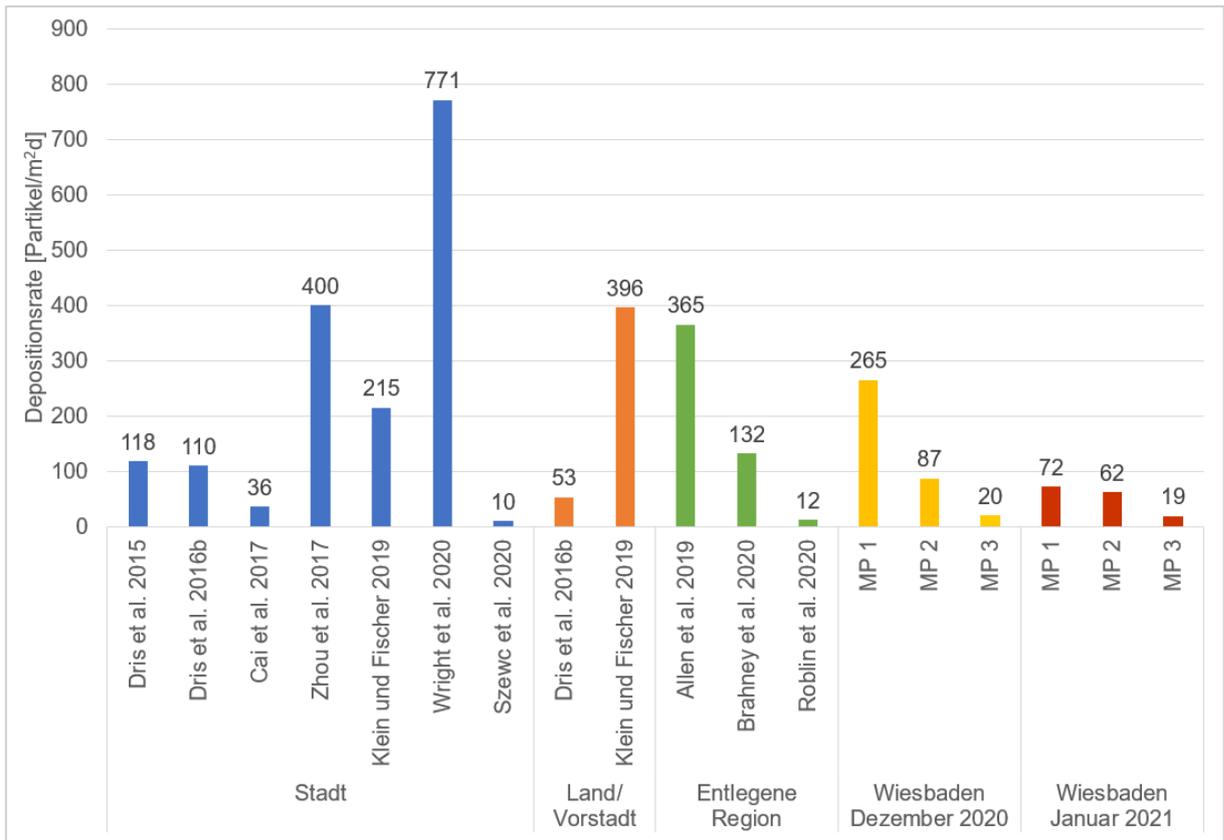


Abbildung 22: Mikroplastik-Depositionsraten der vorgestellten Studien und der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchung im Vergleich

Um die Ergebnisse zu bestätigen und weiter zu spezifizieren, sind weitere Untersuchungen über einen längeren Zeitraum notwendig. Dabei sollten Verfahren angewandt werden, die die Partikel chemisch identifizieren, wie die Raman- oder FTIR-Spektroskopie, um synthetische und natürliche Partikel besser unterscheiden zu können.

Die durchgeführte Untersuchung diene lediglich als orientierende Untersuchung und lässt aufgrund der geringen Probenanzahl noch keine genauen Aussagen zu.

## 5 Fazit

Es gibt viele Möglichkeiten, über die Mikroplastik in die Umwelt gelangen kann. Depositionsuntersuchungen zeigten, dass Mikroplastik von der Entstehungsquelle über den Luftpfad transportiert werden kann. In Konzentrationsuntersuchungen wurde gezeigt, dass sich Mikroplastik als schwebende Partikel in der Luft befinden können. Die Verteilung über die Luft stellt einen Transportpfad dar, über den die Mikroplastik-Partikel in entlegene Regionen transportiert werden können, wie beispielsweise die Pyrenäen oder die Arktis. Die Vergleichbarkeit der vorgestellten Studien ist jedoch aufgrund mangelnder Vorschriften bezüglich der Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse von Umwelt- beziehungsweise Luftproben auf Mikroplastik stark eingeschränkt. Auch die Einschränkung der analysierbaren Partikelgrößen stellt zurzeit noch eine wichtige Problematik in der Mikroplastik-Analytik dar. Mittels FTIR-Spektroskopie ist es zu Zeit nicht möglich, Partikel unter einer Größe von 20 µm verlässlich zu identifizieren. Mit der Raman-Spektroskopie ist es möglich, kleinere Partikel zu analysieren, wobei für die Analyse solch kleiner Partikel eine große Messdauer benötigt wird. Die Bedeutung von Mikroplastik als Luftschadstoff ist hinsichtlich der nicht eindeutigen gesundheitlichen Risiken und den Einschränkungen in der Analyse vor allem hinsichtlich der gesundheitlich relevanten Partikel noch nicht eindeutig geklärt. Viele der vorgestellten Studien beobachteten einen Anstieg der Partikelanzahl mit abnehmender Partikelgröße. Dies weist darauf hin, dass auch kleinere Partikel (circa < 20 µm) in der Luft vorkommen können.

Die meteorologischen Einflüsse, die eine Rolle beim Transport der Mikroplastik-Partikel spielen, konnten in den bisherigen Untersuchungen noch nicht bestimmt werden. Einige Studien liefern Hinweise darauf, dass mit Niederschlag Mikroplastik-Partikel aus der Atmosphäre herausgewaschen werden können und dass die Windrichtung sowie -stärke eine Rolle beim Transport der Partikel spielen. Dies erscheint plausibel, da Partikel aus Mikroplastik grundsätzlich den gleichen Transportprozessen unterliegen wie andere Partikel, für die die Abhängigkeit von Strömungsbedingungen (Windrichtung und -geschwindigkeit) besser untersucht ist. Die Ergebnisse hinsichtlich der meteorologischen Einflüsse auf den Transport und die Ausbreitung von Mikroplastik-Partikeln müssen daher in weiteren Untersuchungen näher erforscht werden. Modellierungen der Ausbreitung von Mikroplastik-Partikeln in verschiedenen Studien zeigen, dass sie nicht nur lokal vorkommen, sondern auch über längere Strecken transportiert werden können.

Nach dem Fraunhofer Institut UMSICHT stellt Reifenabrieb die größte Quelle für Mikroplastik in der Umwelt dar. Studien, die den Anteil von Reifenabrieb in der Staubfraktion untersuchten, kommen im Allgemeinen zu dem Ergebnis, dass ein Transport dieser Partikel über weitere Strecken durch die Luft unwahrscheinlich ist und sie sich in der Nähe der Straße ablagern.

Reifenabrieb befindet sich meist in der gröberen Kornfraktion und leistet einen geringen Beitrag zu den Fraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$ . Er wird hauptsächlich durch Regen von der Straße heruntergespült, gelangt über die Kanalisation in Kläranlagen oder direkt in umliegende Felder und wird so in die Umwelt getragen. Die gesundheitlichen Auswirkungen der Partikel sind noch nicht eindeutig bestimmt, weshalb der geringe Beitrag nicht zu leichtfertig betrachtet werden sollte.

Um das Vorkommen und die Ausbreitung von Mikroplastik-Partikeln in der Luft weiter untersuchen zu können, sollten einheitliche Vorgehensweisen etabliert werden, um eine Replizierbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Die Mikroskopie alleine eignet sich weniger als Standardverfahren, vor allem für Partikel kleiner als  $500\ \mu\text{m}$ , aufgrund der Unsicherheit hinsichtlich der Einordnung der Partikel als Mikroplastik und einer möglichen subjektiven Bewertung. Mikroskopische Verfahren erfordern ein hohes Maß an Erfahrung, um detektierte Partikel nach ihrer Art erkennen und unterscheiden zu können. Außerdem ist das Maß der Differenzierung stark eingeschränkt. Zum Beispiel kann mit diesem Verfahren nicht die Polymerart identifiziert werden, was aber für eine Bestimmung möglicher Quellen für Mikroplastik-Partikel notwendig ist. In den dargestellten Studien wurden am häufigsten die FTIR- oder Raman-Spektroskopie angewandt. Letztere bietet die Möglichkeit kleinere Partikel zu bestimmen, als mit der FTIR-Spektroskopie zurzeit möglich wäre, und könnte deshalb für ein Standardverfahren in Betracht gezogen werden. Falls rechtliche Regelungen hinsichtlich Mikroplastik getroffen werden müssen, kann die TED-GC/MS schnelle Ergebnisse liefern und deshalb als mögliches Standardverfahren angewandt werden. Mit einer vorhergehenden Fraktionierung mittels Impaktor oder ähnlichen Verfahren, könnten die Massengehalte einzelner Fraktionen, ähnlich wie bei Feinstaub, bestimmt werden.

Bei der Darstellung der Ergebnisse sollten einheitliche Größenklassen festgelegt werden, sodass ein Vergleich der gefundenen Partikel hinsichtlich der Größe unter den verschiedenen Untersuchungen besser möglich ist. Anhand dessen können die Partikelgrößen in unterschiedlichen Regionen (Stadt, Land, entlegene Regionen) besser miteinander verglichen werden. Außerdem sollten Partikelformen einheitlich definiert werden.

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Untersuchung zeigte, dass auch in Wiesbaden und Umgebung Mikroplastik-Partikel zu geringen Teilen in der Staubdeposition vorkommen. In einer Probe aus dem ersten Untersuchungsmonat wurde ein hoher Anteil an Reifenabrieb festgestellt, was mit der Nähe der betreffenden Probestelle zu einem Verkehrsschwerpunkt begründet werden kann. Im zweiten Untersuchungsmonat wurde an derselben Probestelle keine erhöhte Menge an Reifenabrieb festgestellt, was nicht eindeutig erklärbar ist, aber in

einem Zusammenhang mit meteorologischen Faktoren oder der Verkehrsdichte stehen kann. Im Vergleich mit den vorgestellten Depositionsuntersuchungen weichen die berechneten Mikroplastik-Depositionsraten dieser Untersuchung nicht deutlich von den Ergebnissen der anderen Studien ab. Trotzdem liegen alle Depositionsraten bis auf einen Wert im Dezember 2020 an MP 1 (265 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag) im unteren Wertebereich (19 – 87 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag). Es konnte kein Zusammenhang zwischen meteorologischen Parametern und dem Vorkommen von Mikroplastik-Partikeln festgestellt werden. Aufgrund der geringen Probenanzahl und der eingeschränkten mikroskopischen Auswertung sind die Ergebnisse mit Vorsicht zu betrachten. Hierbei bedarf es weiteren Untersuchungen, die die chemische Identifikation der Partikel beinhalten, um die Ergebnisse zu verifizieren.

Die Mikroplastik-Forschung gewann erst in den letzten Jahren an Bedeutung und steht deshalb vor allem im Luftbereich am Anfang. Weitere Untersuchungen sind notwendig, um mögliche Gefahren für Mensch und Ökosysteme abschätzen zu können.

## 6 Ausblick

Die Bachelorarbeit gibt einen ersten Überblick über Untersuchungen, die sich mit Mikroplastik-Partikeln in der Außenluft befassen. Die Ausarbeitung macht deutlich, dass einige Fragestellungen noch ungeklärt sind. Gesundheitliche Risiken von Mikroplastik-Partikeln, die über die Atemwege aufgenommen werden, sind schwer abzuschätzen und wurden noch nicht eindeutig wissenschaftlich belegt. Die Methodik, mit der Mikroplastik-Partikel identifiziert werden, bedarf weiterer Entwicklungen, um auch kleinere Partikel analysieren zu können. Diese können bei der Aufnahme über die Atemwege mögliche gesundheitliche Risiken bergen. Zurzeit bietet die Raman-Spektroskopie für die Analyse kleinerer Partikel die vielversprechendsten Möglichkeiten. Auch das Verhalten von Mikroplastik-Partikeln in der Außenluft und die Einflüsse verschiedener meteorologischer Parameter konnte in den vorhandenen Studien nicht eindeutig bestimmt werden. Dies ist vor allem wichtig, um das Ausbreitungsverhalten der Partikel beurteilen und mögliche Risiken für entlegene Regionen abschätzen zu können. Für eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Untersuchungen ist ein einheitliches Vorgehen hinsichtlich der Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse notwendig. Als Basis dafür sollten rechtliche und normative Regelungen eingeführt werden. Des Weiteren muss die Rolle von Mikroplastik als Schadstoff geklärt werden. Hierfür müssen Laborstudien unter genormten Bedingungen durchgeführt werden, die die Auswirkungen dieser Partikel auf Ökosysteme und Menschen untersuchen. Da Reifenabrieb einen erheblichen Teil der Mikroplastik-Emissionen darstellt, sollten hier Möglichkeiten untersucht werden, wie dieser Eintrag in die Umwelt verhindert werden kann. Die Umweltallianz Hessen des Hessischen Umweltministeriums hat hinsichtlich dieser Problematik zusammen mit dem wdk ein Dialogforum zur Vermeidung von Mikroplastik aus Reifenabrieb ins Leben gerufen. Dieses ermöglicht einen Austausch verschiedenster Vertreter der betreffenden Bereiche, wie beispielsweise der Reifenindustrie oder Straßenbautechnik (Umweltallianz Hessen 2020). Auch die in Kapitel 3.2 vorgestellten Projekte setzten sich mit dieser Problematik auseinander. Trotz des geringen Anteils von Reifenabrieb an den Feinstaubfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  sollten die gesundheitlichen Auswirkungen dieser Partikel untersucht werden. Auf dieser Basis kann eine verlässliche Risikoabschätzung erfolgen. In Zukunft wird es notwendig sein, weitere und umfangreichere Untersuchungen durchzuführen, um die Rolle von Mikroplastik als Luftschadstoff endgültig zu klären und möglicherweise gesetzliche Regelungen zu treffen.

## 7 Glossar

<b>Begriff</b>	<b>Definition</b>
Aerodynamischer Durchmesser	Durchmesser einer Kugel mit einer Dichte von $1 \text{ g/cm}^3$ , die die gleiche Sinkgeschwindigkeit aufweist wie das betrachtete Partikel.
Attenuated Total Reflection (ATR)	abgeschwächte Totalreflexion; Messverfahren zur Untersuchung der Oberflächenstruktur von Partikeln, kann z. B. in Kombination mit der FTIR-Spektroskopie angewandt werden.
Bengalrosa	Farbstoff, mit dem organische Bestandteile einer Probe eingefärbt werden können, sodass Mikroplastik-Partikel besser von dieser Partikelart zu unterscheiden sind.
Bergerhoff-/Bulk-Sammler	Sammelapparaturen für Depositionsproben, bestehend aus einem Gestänge, einem (Vogel-) Schutzkorb und einem Sammelgefäß, häufig aus Glas oder Kunststoff.
Bivariate Polar Plots (BPP)	Grafische Darstellung des Einflusses von Windgeschwindigkeit und -richtung auf die Luftschadstoffkonzentration, mit der mögliche Quellen identifiziert werden können.
Box-Plot	In einem Boxplot wird der Minimal- und Maximal-Wert, der Median sowie das 1. und 3. Quartil einer Verteilung dargestellt. Die Linien, die aus der Box ragen, stellen jeweils den Minimal- bzw. Maximalwert dar. Die obere und untere Grenze der Box repräsentieren jeweils das Ende des 1. bzw. 3. Quartils, sodass oberhalb und unterhalb der Grenzen jeweils 25 % der Werte liegen. Der Median wird durch die Linie in der Box dargestellt. Dieser teilt die Verteilung genau in 50/50 % ein. Innerhalb der Box befinden sich 50 % der dargestellten Werte (Kronthaler 2021).
Bulk-Deposition	Summe der nassen und trockenen Deposition.
Chemisches Imaging	Kopplung von mikroskopischen mit spektroskopischen Verfahren, wodurch das Abbilden einer räumlichen Verteilung der (Mikroplastik-)Partikel ermöglicht wird.

Comb-Out-Effekt	Abspülen von an Blätterdächern von Wäldern abgelagerter trockener Deposition während Regenereignissen. Dieser Effekt beeinflusst vor allem Staubniederschlagsproben aus Wäldern.
Desorption	Umkehrvorgang der Adsorption/Absorption, bei dem an einem Feststoff adsorbierte bzw. in einer Flüssigkeit absorbierte Moleküle (häufig unter Wärmeeinwirkung) in die Gasphase überführt werden.
Energiedispersive Röntgenspektroskopie (EDX)	Analysemethode, mit der die Probe mit Elektronen beschossen wird, woraufhin charakteristische Röntgenstrahlen emittiert werden, anhand derer Elemente bestimmt und quantifiziert werden können.
Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie (FTIR-Spektroskopie)	Analysemethode, die auf der Absorption eingestrahelter Energie in Form von mittlerer Infrarot Strahlung basiert. Dadurch werden kovalente Bindungen innerhalb eines Moleküls zu Schwingungen angeregt und ein Absorptionsspektrum erhalten, das stoffspezifisch ist.
Fragmentierung	Zerkleinerung von Kunststoffpartikeln aufgrund mechanischer oder chemischer Verwitterungsprozesse.
Framstraße	Seeweg zwischen Grönland und Spitzbergen
Gaschromatografie-Massenspektroskopie (GC/MS)	Verfahren zur Identifizierung und Quantifizierung von Stoffen. Die Gaschromatografie trennt die Bestandteile der Probe auf, mit der Massenspektroskopie werden die Bestandteile identifiziert und quantifiziert.
High-/Medium-/Low-Volume Sampler	Sammelapparaturen für Konzentrationsproben, bestehend aus einer Pumpe mit der das Luftvolumen über einen Filter geleitet wird.
Hot-Needle-Test	Test zur Identifikation von Kunststoffen, wobei eine heiße Nadel an ein Partikel gehalten wird. Schmilzt dieses Partikel, wird es als synthetisch eingestuft. Es ist keine Identifikation einzelner Kunststoffarten möglich.

Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory-Modell (HYSPLIT)	Modell zur Berechnung von Luftpaket-Trajektorien und komplexen Transport-, Ausbreitungs-, chemischen Umwandlungs- und Depositionssimulationen. <sup>10</sup>
Inductively Coupled Plasma – Massenspektrometrie (ICP-MS)	Analysemethode zur Spurenanalytik von (Schwer-)Metallen, bei der ein Plasma induziert wird, durch das ein feines Proben aerosol stark erhitzt wird. Dies führt zu einer Verdampfung der Probenbestandteile, sodass diese ionisiert werden. Dabei senden sie eine Strahlung aus, die atomspezifisch ist. Anhand der Intensität kann die Konzentration bestimmt werden.
Inkrustation	Hier: Straßen- und Bremsabriebpartikel, die sich um Gummipartikel (aus Reifenabrieb) anlagern und so eine „Kruste“ um diese Partikel bilden.
Konsortialstudie	Studie, die in Zusammenarbeit mehrerer Unternehmen und Fachleuten erstellt wurde.
Leaching	Mögliches Auslaugen gefährlicher Stoffe, die Kunststoffen bei der Herstellung beigemischt wurden.
Leitparameter	Chemische Verbindung, die stellvertretend für den Nachweis einer bestimmten Stoffgruppe gemessen wird, z. B. Limonen für Naturkautschuk.
Littering	Illegales und achtloses Wegwerfen von Abfällen in die Umwelt, ohne Nutzung der bereitstehenden Entsorgungsstellen
Microbeads	Kleine Kunststoffpartikel, die häufig in kosmetischen (Pflege-)Produkten eingesetzt werden.
Nilrot	Lipophiler, fluoreszierender Farbstoff, der für die Färbung von Mikroplastik-Partikeln eingesetzt werden kann, sodass ihre Sichtbarkeit unter einem Fluoreszenzmikroskop verbessert wird.
No observed adverse effect concentration (NOAEC)	Die Expositionskonzentration, bei der keine schädigende Wirkung eines Stoffes beobachtet wird.
Particulate Matter (PM <sub>10</sub> ; PM <sub>2,5</sub> )	Feinstaub; Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 10 bzw. 2,5 µm.

<sup>10</sup> Definition nach <https://www.arl.noaa.gov/hysplit/hysplit/>, aufgerufen am 11.05.2021

Pyrolyse	Thermischer Umwandlungsprozess, bei dem chemische Verbindungen bei hohen Temperaturen gespalten werden.
Raman-Spektroskopie	Analysemethode, bei der stoffspezifische Emissionsspektren durch Anregung der Moleküle erhalten werden. Diese Methode basiert auf dem sogenannten Raman-Effekt, der besagt, dass ein geringer Teil der Laser-Strahlung von den Molekülen aufgenommen wird. Abhängig von der Schwingungs- bzw. Rotationsanregung kommt es zu einer Absorption und Re-emission einer Teilstrahlung, welche mit einem photoelektrischen Detektor erfasst werden kann.
Rasterelektronenmikroskop (REM)	Mikroskop, mit dem Objekte mit einem Elektronenstrahl in einem Raster abgefahren werden. So kann die Oberfläche von Objekten aufgenommen werden.
Rayleigh-Streuung	Ein sehr geringer Teil des eingestrahnten Lichtes (z. B. bei der Raman-Spektroskopie), der in alle Raumrichtungen gestreut wird, dabei die gleiche Frequenz wie die des eintretenden Lichtes besitzt und auf elastischen Zusammenstößen mit der Probe beruht.
Reflexion	Zurückwerfen von Wellen an einem Objekt, z. B. in Form von Licht.
Scavenging	„Auswaschen“; bezeichnet die Eigenschaft von Regen und Schnee, Partikel aus der Atmosphäre „auswaschen“ zu können.
sorbieren	an einer Festphase oder in einer Flüssigkeit anreichern
Top-Down-Ansatz	„von oben nach unten“; in diesem Kontext wurden ausgehend von Produktions- und Verbrauchsdaten Mikroplastik-Emissionen quantifiziert
Trajektorie	Bewegungspfad, Flugbahn
Transmission	Durchgang von Strahlung durch ein Objekt ohne Veränderung der Frequenz

## 8 Literaturverzeichnis

Allen, Steve; Allen, Deonie; Phoenix, Vernon R.; Le Roux, Gaël; Duránte Jiméneez, Pilar; Simonneau, Anaëlle et al. (2019): Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. In: *Nat. Geosci.* 12 (5), S. 339–344. DOI: 10.1038/s41561-019-0335-5.

Baensch-Baltrusch, Beate; Kocher, Birgit; Stock, Friederike; Reifferscheid, Georg (2020): Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. In: *The Science of the total environment* 733, S. 137823. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137823.

Barjenbruch, Matthias; Venghaus, Daniel (2021): RAU - Reifenabrieb in der Umwelt. Präsentation im Rahmen der Abschlusskonferenz "Plastik in der Umwelt - Quellen, Senken, Lösungsansätze". Bundesministerium für Bildung und Forschung; Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; TU Berlin, FG Siedlungswasserwirtschaft; FONA Forschung für Nachhaltigkeit. Online verfügbar unter <https://bmbf-plastik.de/de/veranstaltung/abschlusskonferenz-plastik-der-umwelt-quellen-senken-loesungsansaetze>.

Bergmann, Melanie; Gutow, Lars; Klages, Michael (Hg.) (2015): Marine Anthropogenic Litter. Cham: Springer International Publishing.

Bergmann, Melanie; Mützel, Sophia; Primpke, Sebastian; Tekman, Mine B.; Trachsel, Jürg; Gerds, Gunnar (2019): White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. In: *Science advances*, eaax1157. DOI: 10.1126/sciadv.aax1157.

Bertling, Juergen; Hamann, Leandra; Bertling, Ralf (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Fraunhofer UMSICHT.

Bitter, Hajo (2020): Kalorimetrische Verfahren. In: Ulrike Braun (Hg.): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 26–27.

Bochow, Mathias (2020): Nahinfrarotspektroskopie. In: Ulrike Braun (Hg.): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 20–21.

Brahney, Janice; Hallerud, Margaret; Heim, Eric; Hahnenberger, Maura; Sukumaran, Suja (2020): Plastic rain in protected areas of the United States. In: *Science (New York, N.Y.)* 368 (6496), S. 1257–1260. DOI: 10.1126/science.aaz5819.

Braun, Ulrike (Hg.) (2020): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Braun, Ulrike; Eisentraut, Paul; Altmann, Korinna; Kittner, Maria; Dümichen, Erik; Thaxton, Kurt et al. (2020): Accelerated Determination of Microplastics in Environmental Samples Using Thermal Extraction Desorption-Gas Chromatography/Mass Spectrometry (TED-GC/MS). Hg. v. Agilent Technologies, Inc. Bundesanstalt für Materialforschung (BAM); GERSTEL Inc.; Agilent Technologies, Inc.

Cai, Liqi; Wang, Jundong; Peng, Jinping; Tan, Zhi; Zhan, Zhiwei; Tan, Xiangling; Chen, Qiuqiang (2017): Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. In: *Environmental science and pollution research international* 24 (32), S. 24928–24935. DOI: 10.1007/s11356-017-0116-x.

Chubarenko, I. P.; Esiukova, E. E.; Bagaev, A. V.; Bagaeva, M. A.; Grave, A. N. (2018): Three-dimensional distribution of anthropogenic microparticles in the body of sandy beaches. In: *The Science of the total environment* 628-629, S. 1340–1351. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.167.

Dehghani, Sharareh; Moore, Farid; Akhbarizadeh, Razegheh (2017): Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. In: *Environmental science and pollution research international* 24 (25), S. 20360–20371. DOI: 10.1007/s11356-017-9674-1.

Dris, Rachid; Gasperi, Johnny; Mirande, Cécile; Mandin, Corinne; Guerrouache, Mohamed; Langlois, Valérie; Tassin, Bruno (2016a): A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 221, S. 453–458. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.12.013.

Dris, Rachid; Gasperi, Johnny; Rocher, Vincent; Saad, Mohamed; Renault, Nicolas; Tassin, Bruno (2015): Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. In: *Environ. Chem.* 12, S. 592–599. DOI: 10.1071/EN14167.

Dris, Rachid; Gasperi, Johnny; Saad, Mohamed; Mirande, Cécile; Tassin, Bruno (2016b): Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? In: *Marine pollution bulletin*, S. 290–293. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.

Enders, Kristina; Klaeger, Franziska; Labrenz, Matthias; Stock, Friederike (2020): Elektrostatische Trennung. In: Ulrike Braun (Hg.): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 50–51.

Evangelidou, N.; Grythe, H.; Klimont, Z.; Heyes, C.; Eckhardt, S.; Lopez-Aparicio, S.; Stohl, A. (2020): Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. In: *Nature communications* 11 (1), S. 3381. DOI: 10.1038/s41467-020-17201-9.

Fath, Andreas (2019): Mikroplastik. Verbreitung, Vermeidung, Verwendung. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.

Fischer, Dieter; Fischer, Franziska; Brandt, Josef; Bittrich, Lars; Löder, Martin (2020): Mikroplastikanalyse in verschiedenen Medien - ein aktueller Überblick. In: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V. (Hg.): Mikroplastik - Herausforderungen und Perspektiven in der Abwasser- und Abfallbehandlung. 91. Darmstädter Seminar. Darmstadt, 23.01.2020 (Schriftenreihe IWAR 257), S. 24–29.

Fischer, Elke K. (2020): Mikroplastik in atmosphärischer Deposition. Hg. v. Martina Neuburger. Institut für Geographie, Universität Hamburg. Online verfügbar unter <https://www.geo.uni-hamburg.de/geographie/abteilungen/zentrale-einrichtungen/labor/forschung/mikroplastik/mp-in-atmosphaerischer-deposition.html>, zuletzt aktualisiert am 22.04.2020, zuletzt geprüft am 08.02.2021.

Földi, Corinna; Dierkes, Georg (2020): Chemische Extraktion. In: Ulrike Braun (Hg.): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 54.

Gehrke, Ilka; Dresen, Boris; Blömer, Jan (2020): Modelling Of The Distribution Of Tyre Wear Particles in Germany. Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology UMSICHT. Oberhausen.

Grigoratos, Theodoros; Martini, Giorgio (2014): Non-exhaust traffic related emissions - Brake and tyre wear PM. Literature review. Luxembourg: Publications Office of the European Union (EUR, Scientific and technical research series, 26648).

Guericke, Lukas (2019): Zahlen, Daten und Fakten zum Thema Reifenabrieb. Wie lässt sich Reifenabrieb in Umweltproben nachweisen? Hg. v. Stabsstelle Kommunikation, Events und Alumni. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft TU Berlin. Online verfügbar unter <https://www.rau.tu-berlin.de/menue/forum0/>, zuletzt aktualisiert am 21.02.2019, zuletzt geprüft am 25.02.2021.

Guericke, Lukas (2020): RAU - Reifenabrieb in der Umwelt. Hg. v. Stabsstelle Kommunikation, Events und Alumni. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft TU Berlin. Online verfügbar unter [https://www.rau.tu-berlin.de/menue/reifenabrieb\\_in\\_der\\_umwelt](https://www.rau.tu-berlin.de/menue/reifenabrieb_in_der_umwelt), zuletzt aktualisiert am 26.11.2020, zuletzt geprüft am 25.02.2021.

Hesse, Manfred; Meier, Herbert; Zeeh, Bernd (2005): *Spektroskopische Methoden in der organischen Chemie*. Stuttgart: Georg Thieme Verlag.

Hopmann, Christian; Michaeli, Walter (2017): *Einführung in die Kunststoffverarbeitung*. 8., aktualisierte Auflage. München: Hanser.

Ivleva, Natalia P.; Fischer, Dieter; Zumbülte, Nicole (2020): Raman-Spektroskopie. In: Ulrike Braun (Hg.): *Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren*, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 22–23.

Käppler, Andrea; Fischer, Dieter; Oberbeckmann, Sonja; Schernewski, Gerald; Labrenz, Matthias; Eichhorn, Klaus-Jochen; Voit, Brigitte (2016): Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 408 (29), S. 8377–8391. DOI: 10.1007/s00216-016-9956-3.

Kerpen, Jutta; Knoop, Oliver (2020): Chemische Behandlung. In: Ulrike Braun (Hg.): *Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren*, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Klaeger, Franziska; Labrenz, Matthias (2020): Mikroplastik in Umweltproben - Methoden zur Probenvorbereitung. In: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V. (Hg.): *Mikroplastik - Herausforderungen und Perspektiven in der Abwasser- und Abfallbehandlung*. 91. Darmstädter Seminar. Darmstadt, 23.01.2020 (Schriftenreihe IWAR 257), S. 18–23.

Klein, Malin (2021a): Mikroplastik in atmosphärischer Deposition, 07.02.2021. E-Mail an Anna Katharina Alde.

Klein, Malin (2021b): Mikroplastik in atmosphärischer Deposition, 03.03.2021. E-Mail an Anna Katharina Alde.

Klein, Malin; Brecht, Torben; Fischer, Elke K. (2020): Microplastic particles in atmospheric deposition of Northern Germany - An overview of the methodology of a one year study. Centre of Earth Systems and Sustainability, Microplastic Research at CEN (MRC), Universität Hamburg.

Klein, Malin; Fischer, Elke K. (2019): Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. In: *The Science of the total environment* 685, S. 96–103. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.405.

Kreider, Marisa L.; Panko, Julie M.; McAtee, Britt L.; Sweet, Leonard I.; Finley, Brent L. (2010): Physical and chemical characterization of tire-related particles: comparison of particles

generated using different methodologies. In: *The Science of the total environment* 408 (3), S. 652–659. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.016.

Kreider, Marisa L.; Unice, Ken M.; Panko, Julie M. (2020): Human health risk assessment of Tire and Road Wear Particles (TRWP) in air. In: *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 26 (10), S. 2567–2585. DOI: 10.1080/10807039.2019.1674633.

Kronthaler, Franz (2021): Statistik angewandt mit Excel. Datenanalyse ist (k)eine Kunst. 2., vollst. aktual. u. erg. Auflage 2021. Berlin: Springer Berlin; Springer Spektrum.

Lachenmeier, Dirk W.; Kocareva, Jelena; Noack, Daniela; Kuballa, Thomas (2015): Microplastic Identification In German Beer – An Artefact Of Laboratory Contamination? DOI: 10.5281/ZENODO.1250715.

Liebmann, Bettina; Brielmann, Heike; Heinfellner, Holger; Hohenblum, Philipp; Köppel, Sebastian; Schaden, Stefan; Uhl, Maria (2015): Mikroplastik in der Umwelt. Vorkommen, Nachweis und Handlungsbedarf. Wien: Umweltbundesamt (Report / Umweltbundesamt, REP-0550).

Lindner, Christoph; Schmitt, Jan; Hein, Julia (2020): Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2019. Kurzfassung der Conversio Studie. Hg. v. BKV GmbH, PlasticsEurope Deutschland e.V., AGPU Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V., BDE Bundesverband der Deutschen Entsorgungs- Wasser- und Rohstoffwirtschaft e.V., bvse Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e. V, IK Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V., et al. Conversio Market & Strategy GmbH.

Liu, Chunguang; Li, Jia; Zhang, Yilei; Wang, Lei; Deng, Jie; Gao, Yuan et al. (2019a): Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. In: *Environment international* 128, S. 116–124. DOI: 10.1016/j.envint.2019.04.024.

Liu, Kai; Wang, Xiaohui; Wei, Nian; Song, Zhangyu; Li, Daoji (2019b): Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. In: *Environment international* 132, S. 105127. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105127.

Liu, Kai; Wu, Tianning; Wang, Xiaohui; Song, Zhangyu; Zong, Changxing; Wei, Nian; Li, Daoji (2019c): Consistent Transport of Terrestrial Microplastics to the Ocean through Atmosphere. In: *Environmental science & technology* 53 (18), S. 10612–10619. DOI: 10.1021/acs.est.9b03427.

Löder, Martin G. J.; Gerds, Gunnar (2015): Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In: Melanie Bergmann, Lars Gutow und

Michael Klages (Hg.): Marine Anthropogenic Litter. Cham: Springer International Publishing, S. 201–227.

DIN EN 15841, April 2010: Luftbeschaffenheit - Messverfahren zur Bestimmung von Arsen, Cadmium, Blei und Nickel in atmosphärischer Deposition; Deutsche Fassung EN 15841:2009.

Maes, Thomas; Jessop, Rebecca; Wellner, Nikolaus; Haupt, Karsten; Mayes, Andrew G. (2017): A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. In: *Scientific reports* 7, S. 44501. DOI: 10.1038/srep44501.

VDI 2463 Blatt 8, Mai 2014: Messen von Partikeln Erfassung von Schwebstaub in Außenluft und Innenraumluft.

VDI 4320 Blatt 2, Januar 2012: Messung atmosphärischer Depositionen.

VDI 4320 Blatt 1, Januar 2010: Messung atmosphärischer Depositionen.

Mintinig, Svenja; Int-Veen, Ivo; Löder, Martin; Gerds, Gunnar (2014): Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie. Abschlussbericht. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Biologische Anstalt Helgoland. Helgoland.

Nauke, Yves (2005): Untersuchung der Zusammensetzung von Feinstaubproben mit dem Schwerpunkt Reifenabrieb. Diplomarbeit. früher: Fachhochschule Wiesbaden (heute: Hochschule RheinMain), Rüsselsheim. FB 08 - MND Umwelttechnik, Rüsselsheim.

39. BImSchV (02.08.2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV).

Norén, Frederik (2007): Small plastic particles in Coastal Swedish waters.

Panko, Julie; Hitchcock, Kristen; Fuller, Gary; Green, David (2019): Evaluation of Tire Wear Contribution to PM<sub>2.5</sub> in Urban Environments. In: *Atmosphere* 10 (2), S. 99. DOI: 10.3390/atmos10020099.

Pihan, Sascha; Sprenger, Roswitha (2006): Methodenentwicklung zur Quantifizierung des Reifenabriebs im Feinstaub. Diplomarbeit. früher: Fachhochschule Wiesbaden (heute: Hochschule RheinMain), Rüsselsheim. FB 08 - MND Umwelttechnik, Rüsselsheim.

ISO/TR 21960:2020: Plastics - Environmental aspects - State of knowledge and methodologies.

Primpke, Sebastian; Gerds, Gunnar (2020): Infrarotspektroskopie. In: Ulrike Braun (Hg.): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und

Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 17–19.

VDI 2119, Juni 2013: Probenahme von atmosphärischen Partikeln > 2,5 µm auf einer Akzeptorfläche mit dem Passivsammler Sigma-2 Lichtmikroskopische Charakterisierung sowie Berechnung der Anzahl sedimentationsrate und der Massenkonzentration.

Reiber, Jens (2020a): Atmosphärische Proben/Luftgetragene Partikel. In: Ulrike Braun (Hg.): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 40–43.

Reiber, Jens (2020b): Enzymatische Aufbereitung. In: Ulrike Braun (Hg.): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 53.

Roblin, Brett; Ryan, Margaret; Vreugdenhil, Andrew; Aherne, Julian (2020): Ambient Atmospheric Deposition of Anthropogenic Microfibers and Microplastics on the Western Periphery of Europe (Ireland). In: *Environmental science & technology* 54 (18), S. 11100–11108. DOI: 10.1021/acs.est.0c04000.

Scholz-Böttcher, Barbara; Dierkes, Georg; Braun, Ulrike (2020): Pyrolytische Verfahren. In: Ulrike Braun (Hg.): Statuspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren, November 2020. Forschungsprojekt Plastik in der Umwelt; Bundesministerium für Bildung und Forschung, S. 24–26.

Sommer, Frank; Dietze, Volker; Baum, Anja; Sauer, Jan; Gilge, Stefan; Maschowski, Christoph; Gieré, Reto (2018): Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment. In: *Aerosol Air Qual. Res.* 18 (8), S. 2014–2028. DOI: 10.4209/aaqr.2018.03.0099.

Stein, Günter; Wünstel, Erik; Travnicek-Pagaimo, Wilma (2012): Reifenabrieb in Feinstaub - kein Grund zur Panik! In: *GAK Gummi Fasern Kunststoffe* 65 (GAK 7/2012).

Sussarellu, Rossana; Suquet, Marc; Thomas, Yoann; Lambert, Christophe; Fabioux, Caroline; Pernet, Marie Eve Julie et al. (2016): Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113 (9), S. 2430–2435. DOI: 10.1073/pnas.1519019113.

Syafei, Arie Dipareza; Nurasrin, Nurul Rizki; Assomadi, Abdu Fadli; Boedisantoso, Rachmat (2019): Microplastic Pollution in the Ambient Air of Surabaya, Indonesia. In: *Curr. World Environ* 14 (2), S. 290–298. DOI: 10.12944/CWE.14.2.13.

Szewc, Karolina; Graca, Bożena; Dołęga, Anna (2020): Atmospheric deposition of microplastics in the coastal zone: Characteristics and relationship with meteorological factors. In: *The Science of the total environment* 761, S. 143272. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143272.

Tamminga, Matthias; Hengstmann, Elena; Fischer, Elke K. (2017): Nile Red Staining as a Subsidiary Method for Microplastic Quantification: A Comparison of Three Solvents and Factors Influencing Application Reliability. In: *JESSES 2* (2). DOI: 10.15436/JESSES.2.2.1.

UMSICHT (Hg.) (2021): TyreWearMapping. Reifenabrieb - ein unterschätztes Umweltproblem? Digitales Planungs- und Entscheidungsinstrument zur Verteilung, Ausbreitung und Quantifizierung von Reifenabrieb in Deutschland. Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (UMSICHT); iMA Richter & Röckle GmbH & Co.KG; Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. SIEKER mbH (Schlussbericht 19F2050A-C).

Umweltallianz Hessen (Hg.) (2020): Erstes Dialogforum zur Vermeidung von Mikroplastik aus Reifen- und Straßenabrieb. Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Online verfügbar unter <https://www.umweltallianz.de/aktuelle-themen-uebersichtsseite/erstes-dialogforum-zur-vermeidung-von-mikroplastik-aus-reifen-und-strassenabrieb-gestartet.html>.

Waldschläger, Kryss (2019): Mikroplastik in der aquatischen Umwelt. Quellen, Senken und Transportpfade. Wiesbaden: Springer Vieweg (essentials).

wdk (Hg.) (2020): Mikroplastik in der Umwelt - Reifen- und Straßenabrieb. wdk Position. Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V. Frankfurt am Main.

Wright, S. L.; Ulke, J.; Font, A.; Chan, K. L. A.; Kelly, F. J. (2020): Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. In: *Environment international*. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105411.

Wright, Stephanie L.; Kelly, Frank J. (2017): Plastic and Human Health: A Micro Issue? In: *Environmental science & technology* 51 (12), S. 6634–6647. DOI: 10.1021/acs.est.7b00423.

Zhang, Yulan; Gao, Tanguang; Kang, Shichang; Allen, Steve; Luo, Xi; Allen, Deonie (2020a): Microplastics in glaciers of the Tibetan Plateau: Evidence for the long-range transport of microplastics. In: *The Science of the total environment*. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143634.

Zhang, Yulan; Kang, Shichang; Allen, Steve; Allen, Deonie; Gao, Tanguang; Sillanpää, Mika (2020b): Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. In: *Earth-Science Reviews* 203. DOI: 10.1016/J.EARSCIREV.2020.103118.

Zhao, Suping; Yu, Ye; He, Jianjun; Yin, Daiying; Wang, Bo (2015): Below-cloud scavenging of aerosol particles by precipitation in a typical valley city, northwestern China. In: *Atmospheric Environment* 102, S. 70–78. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2014.11.051.

Zhou, Qian; Tian, ChongGuo; Luo, YongMing (2017): Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere. In: *Chin. Sci. Bull.* 62 (33), S. 3902–3909.

## 9 Anhang

### 9.1 Zusatzinformationen zu den Studien

In diesem Kapitel werden Zusatzinformationen zu den in Kapitel 3.1.5 kurz vorgestellten Studien wie ausführlichere Beschreibungen und tabellarische Zusammenstellungen der wesentlichen Ergebnisse dargestellt.

#### 9.1.1 Ausführlichere Beschreibungen weiterer Studien

Im Folgenden werden die Vorgehensweisen und Ergebnisse weiterer Studien vorgestellt. Die angewandten Methoden sind in Tabelle 2, Tabelle 3 und Tabelle 4 in Kapitel 3.1.6.1 und wesentliche Ergebnisse in Kapitel 9.1.2 zusammenfassend dargestellt.

##### 9.1.1.1 *Europa*

*A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments*  
Dris et al. (2016a) untersuchten in einer Studie das Vorkommen von Fasern in Innenraum- und Außenluft in Paris. Bei der Probenahme der Außenluft wurde ein Luftvolumenstrom mit einer Pumpe über einen Quarzfaserfilter (1,6  $\mu\text{m}$ ) geleitet. Die Filter wurden unter einem Stereomikroskop betrachtet, wobei die Beobachtungsgrenze bei 50  $\mu\text{m}$  lag. Fasern aus der Innenraumluft wurden mittels  $\mu$ -FTIR-Spektroskopie auf ihre chemische Zusammensetzung untersucht. Der Mittelwert der entdeckten Fasern in der Außenluft lag bei 0,9 Fasern/ $\text{m}^3$ . Die Werte der Außenluft lagen immer deutlich unter den Werten der Innenraumluft. Während eines Regenereignisses im Winter wurden 5-mal mehr Fasern in den Proben nachgewiesen (Dris et al. 2016a).

##### *Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?*

In einer weiteren Studie untersuchten Dris et al. (2016b) atmosphärischen Niederschlag (Trocken- und Nassdeposition) jeweils in einem Stadt- beziehungsweise Vorstadtgebiet in Paris. Die Probenahme erfolgte mittels Stahltrichter und Glasflasche in einer lichtundurchlässigen Box. Die Proben wurden über Quarzfaserfilter (Porenweite 1,6  $\mu\text{m}$ ) filtriert. Über eine weitere Behandlung der Filter ist nichts bekannt. Mit einem Stereomikroskop wurden Fasern größer 50  $\mu\text{m}$  anhand der in Kapitel 3.1.1.1 beschriebenen Kriterien ausgewertet. Eine Teilprobe von 24 einzelnen Fasern wurde mittels  $\mu$ -FTIR-Spektroskopie mit ATR-Zubehör auf die chemische Zusammensetzung untersucht. Im Stadtgebiet variierten die gefundenen Depositionsraten zwischen 2 und 355 Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag, im Durchschnitt lagen sie bei circa 96 Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag. Die größte Anzahl an Fasern konnte in den Größenklassen 200 – 400  $\mu\text{m}$  und 400 – 600  $\mu\text{m}$  festgestellt werden. Die FTIR-Analyse ergab,

dass 50 % der untersuchten Fasern natürlichen Ursprungs waren (z. B. Baumwolle). Weitere 21 % der Fasern bestanden aus synthetischen natürlichen Polymeren (z. B. Viskose) und 17 % der Fasern waren Synthefasern (hauptsächlich PET). 12 % der Fasern bestanden aus einer Mischung verschiedener Materialien (synthetische Fasern und Fasern, die eine Mischung aus natürlichen und synthetischen Fasern darstellen). Insgesamt wurden in 29 % der untersuchten Fasern Kunststoffe oder teilweise Kunststoffe festgestellt. Regen wurde als beeinflussender Faktor für die Deposition von Mikroplastik aus der Atmosphäre angesehen. Im Stadtgebiet wurden im Vergleich zum Vorstadtgebiet signifikant mehr Fasern gefunden. Begründet wird dies durch die unterschiedlich hohen Bevölkerungsanzahlen und den damit einhergehenden Aktivitäten im Umkreis der Untersuchungsorte (Dris et al. 2016b).

### White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic

In einer Studie von Bergmann et al. (2019) wurde der atmosphärische Transport von Mikroplastik anhand von Schneeproben von Eisschollen der Framstraße, den Alpen und bewohnten Gegenden (Bremen, Helgoland) untersucht und beurteilt. Die Probenahme erfolgte mit Löffeln oder Suppenkellen aus Stahl. Die Proben wurden über einen Aluminiumoxid-Filter (Porenweite 0,2 µm) gefiltert und mittels FTIR-Mikroskop analysiert. Aufgrund des Designs der automatisierten Methode konnten Fasern nicht analysiert werden. Sie wurden stattdessen unter einem Stereomikroskop betrachtet und nicht auf ihre chemische Zusammensetzung untersucht. Die Anzahl der gefundenen Partikel pro Probe variierten zwischen 0 und 14.400 Partikel pro Liter in arktischem Schnee beziehungsweise 190 und 154.000 Partikel pro Liter in europäischem Schnee. Es wurden 19 verschiedene Polymertypen gefunden, wobei einige vermehrt in Europa oder vermehrt beziehungsweise ausschließlich in der Arktis vorkamen. Die Forscher erklären das Vorkommen von Mikroplastik in den entlegeneren Regionen mit dem sogenannten „Scavenging“ („Auswaschen“), wobei Partikel aus der Atmosphäre mit Regen oder Schnee, welcher 50-mal besser Partikel aus der Atmosphäre entfernen kann, niedergeschlagen werden (Bergmann et al. 2019).

### Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport

Wright et al. (2020) untersuchten Mikroplastik in atmosphärischem Niederschlag in London. Die Probenahme erfolgte vom Dach eines circa 50 m hohen Gebäudes mit einem Aluminium-Regenmesser (ähnlich den Bergerhoff-Sammlern). Die Proben wurden über einen Aluminiumoxid-basierten Membranfilter (Porenweite 0,2 µm) gefiltert. Für die spektroskopische Analyse wurden die Proben aufgrund einer geringeren Beeinträchtigung des Signals auf Silbermembranfilter (Porenweite 1,2 µm) überführt. Die Mikroplastik-Partikel auf den Filtern wurden mit Nilrot angefärbt und unter einem Fluoreszenz-Stereomikroskop

untersucht. Die Identifikation der Partikel als Mikroplastik erfolgte anhand der in 3.1.1.1 erwähnten Kriterien. Die Bestimmung der Polymerart erfolgte mittels FTIR-Spektroskopie. Bivariate Polar Plots (BPP) wurden angewandt, um mögliche Quellbereiche abhängig von Windstärke und Windrichtung für Mikroplastik in der Luft zu erfassen. Des Weiteren wurde mit dem HYSPLIT-Modell eine Bewegungsrouten-Berechnung durchgeführt.

Unterschieden wurde zwischen Fasern und nicht-Fasern (Fragmente, Folien, Granulate, Schäume/Schwämme). Die Depositionsrate für Fasern lag in einem Bereich von 510 bis 925 Fasern pro m<sup>2</sup> und Tag. Die meisten Fasern wurden in der Größenklasse der Länge 400 – 500 µm gefunden. Die Anzahl der Fasern erhöhte sich mit abnehmender Länge, wobei Wright et al. (2020) auf das Vorkommen von Fasern unter der Nachweisgrenze von 100 µm schließen. 17 % der gefundenen Fasern waren synthetisch, davon 67 % PAN und 19 % PET. Bei den nicht-Fasern betrug die Niederschlagsrate zwischen 12 bis 99 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag. Der Durchschnitt aller Partikel insgesamt (Fasern und nicht-Fasern) lag bei 771 (± 167) Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag. Nicht-Fasern kamen häufig in einer Größenklasse von 75 – 100 µm vor, im Durchschnitt betrug die Größe 164 (± 167) µm. Unter den nicht-Fasern wurden unter anderem die Polymerarten PS, PP, PE, PET, Polyurethan (PUR) und PVC nachgewiesen. Der größte Anteil dabei hatte PS mit circa 19 %.

Mittels BPP wurden unterschiedliche Quellen für Fasern und nicht-Fasern festgestellt. Bei Winden aus unterschiedlichen Richtungen sowie bei erhöhten Windgeschwindigkeiten wurden jeweils erhöhte Faser- beziehungsweise nicht-Faser-Depositionsraten festgestellt.

Mit dem HYSPLIT-Modell wurde der weiträumige Transport von Mikroplastik ermittelt. Zwischen den unterschiedlichen Mikroplastik Depositionsraten der einzelnen Proben sowie der Herkunft von Luftmassen ließ sich kein klares Muster erkennen (Wright et al. 2020).

Des Weiteren wurden keine signifikanten Korrelationen zwischen meteorologischen Faktoren und der Mikroplastik-Deposition festgestellt. Wright et al. (2020) vermuten, dass meteorologische Parameter für entfernte Regionen eine größere Rolle spielen als für die städtische Umgebung.

### Atmospheric deposition of microplastics in the coastal zone: Characteristics and relationship with meteorological factors

Szewc et al. (2020) untersuchten in einer Küstenzone an der polnischen Ostsee (Gdynia) atmosphärische Deposition auf Mikroplastik. Die Studie sollte die Verbindungen zwischen meteorologischen Faktoren wie Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Niederschlagshöhe und Luftmassen-Trajektorien und der Mikroplastik-Deposition näher beleuchten. Die Probenahme erfolgte mittels Stahlfass, Stahltrichter und einem 20 L-Glasgefäß in 20 m Höhe. Die Entfernung der Probenahmestelle zur Küste betrug 600 m. Es wurden Proben von nasser, trockener und Bulk-Deposition gesammelt. Die Proben wurden über einen Glasfaserfilter

gefiltert (Porenweite 1,6 µm). Die Filter wurden unter dem Mikroskop betrachtet, gezählt und ausgemessen. Ausgewählte Partikel wurden mittels µ-ATR-FTIR-Spektroskopie chemisch analysiert. Die Depositionsraten reichten von 0 bis 30 Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag, wobei bei der nassen Deposition höhere Raten erfasst wurden als bei trockener Deposition. Fasern (60 %) stellten die häufigste Partikelform dar, gefolgt von Fragmenten (26 %) und anschließend Folien (14 %). Fasern waren mit 75 bis 5000 µm durchschnittlich am größten. Fragmente hatten Größen zwischen 5 und 750 µm und Folien zwischen 10 und 1.520 µm. Es wurden die Polymere Polyester (41 %), PP (18 %), PE (14 %), PVC (14 %), EPM (9 %) und PVA (9 %) identifiziert. Zwischen trockener Deposition und der durchschnittlichen Windgeschwindigkeit sowie der Luftfeuchtigkeit konnte eine positive Korrelation festgestellt werden. Die Erhöhung der Anzahl an Mikroplastik-Partikeln in trockener Deposition bei erhöhter Luftfeuchtigkeit wird mit hygrokopischem Wachstum durch die Anlagerung von Wasser an den Partikeln begründet (Szewc et al. 2020).

### Ambient Atmospheric Deposition of Anthropogenic Microfibers and Microplastics on the Western Periphery of Europe (Ireland)

In einer Studie in Irland von Roblin et al. (2020) wurde das Vorkommen von Mikrofasern in Küstenregionen untersucht. Alle vier Untersuchungsstandorte befanden sich entfernt von dicht besiedelten oder industrialisierten Regionen. Die Probenahme erfolgte an drei Standorten mit Wet-Only-Sammlern und an einem Standort mit einem Bulk-Sammler. Die Proben wurden täglich eingeholt und für jeden Monat eine Monatsprobe erstellt. Mittels Vakuum-Filtration über ein Glasfaserpapier (Porenweite 1,6 µm) und der Färbung mit Bengalrosa wurden die Proben aufbereitet. Bei der Betrachtung unter dem Mikroskop wurden die Kriterien von Norén (2007) angewandt (s. Kap. 3.1.1). Trafen 2 oder mehr Kriterien zu und zeigte die betrachtete Faser keine Färbung, wurde sie als anthropogen klassifiziert. Mit einem Hot-Needle-Test erfolgte die Einstufung als Kunststoff. Die weitere Identifizierung wurde mittels Raman-Spektroskopie durchgeführt. Es stellten sich 13 – 16 % der untersuchten Fasern als synthetisch heraus, wovon die meisten Polyester oder PET darstellten (71 %), gefolgt von PE (11 %) und PP (4 %). Alle anderen Fasern waren organisch. Es wurde ein Zusammenhang zwischen der Anzahl gefundener Mikrofasern und Regenereignissen festgestellt, wobei eine erhöhte Regenmenge nicht zwangsläufig zu einer erhöhten Faseranzahl führte. Die Depositionsraten anthropogener Fasern wurde auf 80 Fasern pro m<sup>2</sup> und Tag geschätzt, wohingegen die Depositionsrate von Plastikfasern auf 12 Fasern pro m<sup>2</sup> Tag geschätzt wurde. Der Median der Länge der Fasern betrug 880 µm. Kürzere Fasern (200 – 400 µm und 400 – 600 µm) wurden häufiger gefunden als Fasern in dem Größenbereich > 3 mm (Roblin et al. 2020).

### 9.1.1.2 *Andere Kontinente*

Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran

Eine Studie in Teheran (Dehghani et al. 2017) untersuchte das Vorkommen von Mikroplastik in Straßenstaub. Die Proben wurden mit einem Kehrblech und einer Holzbürste gesammelt. Die Aufbereitung erfolgte unter anderem mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> und einer Dichteseperation mit einer Zinkchlorid-Lösung. Analysiert wurden die Proben, ohne vorhergehende Färbung, unter einem Fluoreszenz-Mikroskop. Des Weiteren wurden die Partikel zur Untersuchung ihrer Oberflächenbeschaffenheit unter einem Rasterelektronenmikroskop, gekoppelt mit einer energiedispersiven Röntgenspektroskopie (REM-EDX), betrachtet, wobei das Detektionslimit bei 50 µm lag. Die Ergebnisse der Untersuchungen lagen in einem Bereich von 83 ± 10 Partikel pro 30 g trockenem Staub und 605 ± 10 Partikel pro 30 g trockenem Staub (Dehghani et al. 2017).

Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure

Die Untersuchungen von Liu et al. (2019a) in 39 Städten in China befassten sich mit dem Gehalt von Mikroplastik in Staubproben aus Innenräumen und aus Ablagerungen an Fensterbänken und Balkonen im Außenbereich. Daraus wurde eine Abschätzung der täglichen Mikroplastik-Aufnahme der Menschen (Estimated daily intake) entwickelt. Die Probenahme erfolgte mit einer Bürste aus Schweineborsten. Die so gewonnenen Proben wurden in Papiertüten mit einer Aluminiumauskleidung überführt. Aufbereitet wurden die Proben über eine Dichteseperation mit einer Zinkchlorid-Lösung, welche nach der Trennung unter dem Lichtmikroskop betrachtet wurde. Die chemische Identifikation der Proben erfolgte mittels µ-FTIR-Spektroskopie und mit einer eigens entwickelten Methode, der sogenannten alkalisch-unterstützten thermischen Depolymerisations-Flüssigchromatografie Tandem-Massenspektroskopie, mit der die Polymerarten PET und PC nachgewiesen wurden. Der Median der Konzentration von PET im Staub des Außenbereichs lag bei 2.780 mg/kg, wohingegen der Median von PC bei 2 mg/kg lag (Liu et al. 2019a).

Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere

Die Studie von Zhou et al. (2017) in Yantai, China, untersuchte Depositionsproben auf Mikroplastik. Die Proben wurden zunächst über Stahlsiebe mit einer Maschenweite 5 und 1 mm gesiebt und im Folgenden über Nitrocellulose-Filter (Porenweite 5 µm) gefiltert. Zur Entfernung der organischen Matrix wurden die Proben mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> aufbereitet. Die Identifizierung der Mikroplastik-Partikel erfolgte mit einem Mikroskop. Vermeintliche Mikroplastikteile wurden mittels FTIR-Spektroskopie analysiert. Die Deposition von Mikroplastik-Partikeln wurde auf

circa  $1,46 \cdot 10^5$  Partikel pro  $m^2$  und Jahr geschätzt. Am häufigsten wurden Fasern, die zu einem großen Teil aus PET bestanden, in den Proben gefunden (Zhou et al. 2017).

#### Consistent Transport of Terrestrial Microplastics to the Ocean through Atmosphere

Liu et al. (2019c) betrachteten in ihren Untersuchungen das Auftreten und die Verteilung von suspendierten Mikroplastik-Partikeln im westlichen Pazifik. Die Probenahmegeräte, Middle-Flow-Partikelsammler (Medium-Volume-Sampler), ausgestattet mit einem Glasmikrofaserfilter, wurden in dreifacher Ausführung auf einem Schiff installiert. In unterschiedlichen Abständen zur Küste wurden jeweils 4 bis 24 Stunden lang Proben der Meeresluft genommen. Zur Analyse wurden die Filter unter einem Stereomikroskop betrachtet. Die Untersuchung der chemischen Zusammensetzung erfolgte mit einem FTIR-Spektrometer. Für die Modellierung des Ausbreitungsverhaltens von Mikroplastik-Partikeln wurde ein HYSPLIT-Modell erstellt. Die höchste Partikelkonzentration ( $0,13 \pm 0,24$  Partikel pro  $m^3$ ) wurde in der Nähe der Küste verzeichnet. Mit zunehmendem Abstand zur Küstenregion nahmen die Partikelkonzentrationen ab (Liu et al. 2019c).

#### Microplastic Pollution in the Ambient Air of Surabaya, Indonesia

Die Untersuchungen von Syafei et al. (2019) in Surabaya, Indonesien, beschäftigten sich mit dem Mikroplastik-Vorkommen an drei unterschiedlich frequentierten Probenahmestellen in Straßennähe. Die Probenahme erfolgte mit einem Stahltrichter, einer Filtereinrichtung (Porenweite  $1,6 \mu m$ ) und einer Vakuumpumpe. Diese Probenahmeeinrichtung wurde auf  $1,2 m$  Höhe installiert, um die Atemhöhe eines erwachsenen Menschen zu simulieren. Mittels Digitalmikroskop wurden die Filter betrachtet. Ausgewählte, als Mikroplastik identifizierte Partikel wurden unter einem FTIR-Spektroskop auf ihre chemische Zusammensetzung untersucht. Es wurden Partikelkonzentrationen zwischen  $55,93$  Partikel pro  $m^3$  und  $174,97$  Partikel pro  $m^3$  festgestellt. Die dominierende Partikelform waren Fasern, gefolgt von Fragmenten und Folien. Am häufigsten wurden Partikel in den Größenbereichen von  $500 - 1000 \mu m$  und  $1000 - 1500 \mu m$  gefunden. Identifizierte Kunststoffarten waren Polyester, PET, Cellophan (auch: Cellulosehydrat, Zellglas), wovon letzteres am häufigsten nachgewiesen wurde (Syafei et al. 2019). Syafei et al. (2019) äußern die Vermutung, dass die meisten Partikel von synthetischen Textilien oder Reifenabrieb stammen (Syafei et al. 2019).

#### Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence

Die Studie von Cai et al. (2017) beschäftigte sich mit den Eigenschaften von Mikroplastik in atmosphärischem Niederschlag in der Stadt Dongguan in China. Die Probenahme erfolgte an

drei Standorten, an denen Glasflaschen in circa 15 m Höhe in einer entsprechenden Halterung fixiert wurden. Der Tausch der Glasflaschen erfolgte in einem Abstand von circa 30 Tagen. Die Proben wurden über einen Glasfaserfilter (Porenweite 1  $\mu\text{m}$ ) mit einer Vakuumpumpe gefiltert. Bei einer Temperatur von 50 °C wurden die Filter für 48 h getrocknet. Mit einem Digitalmikroskop wurden die Filter auf Mikroplastik-Partikel entsprechend den Kriterien aus Kapitel 3.1.1 untersucht. Für die Analyse der Polymerart der identifizierten Partikel wurde die  $\mu$ -FTIR-Spektroskopie verwendet. Die Bestimmung der Oberflächeneigenschaften und den daraus resultierenden möglichen Verwitterungsformen wurde mit einem Rasterelektronenmikroskop durchgeführt. Die Deposition von nicht-Fasern und Fasern betrug zwischen 198 ( $\pm 27$ ) und 277 ( $\pm 32$ ) Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag. Da ein Großteil der Fasern als nicht-synthetisch identifiziert wurde, wurde die Niederschlagsrate bei reiner Betrachtung der Mikroplastik-Partikel auf circa 31 ( $\pm 8$ ) bis 43 ( $\pm 4$ ) Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag korrigiert. Durchschnittlich konnte an den drei Probenahmeorten eine Niederschlagsrate von circa 36 ( $\pm 7$ ) Partikel pro  $\text{m}^2$  und Tag festgestellt werden. An dem Probenahmeort mit der größten Populationsdichte wurden die höchste Mikroplastik-Depositionsrare festgestellt. Die gefundenen Partikelformen umfassten Schäume/Schwämme, Fragmente, Folien und Fasern. Letztere waren die dominierende Form. Aufgrund der hohen Anzahl wurden lediglich 20 % der Fasern näher bestimmt. Mittels  $\mu$ -FTIR-Spektroskopie wurden die Polymerarten der gefundenen Partikel bestimmt. Zu 73 % bestanden die untersuchten Partikel aus Cellulose. Die Kunststoffart PE wurde zu 14 % nachgewiesen und PP zu 9 %. PS machte mit 4 % die kleinste Fraktion aus. Von den unter dem Mikroskop als Mikroplastik identifizierten Fasern bestanden 77 % nicht aus Kunststoff, ein großer Teil bestand aus Cellulose. Im Gegensatz dazu konnten 84,6 % aller anderen Partikelformen als Mikroplastik identifiziert werden. Die meisten Fasern befanden sich in der Größenklasse 200 – 700  $\mu\text{m}$  (circa 28 %). Anhand der Ergebnisse der Rasterelektronenmikroskopie wurde die Degradation der Partikel beurteilt. Die untersuchten Mikroplastik-Partikel wiesen jeweils unterschiedliche Stufen von mechanischer und chemischer Verwitterung wie anklebende Partikel, Rillen und Risse auf (Cai et al. 2017).

### Plastic rain in protected areas of the United States

Die Studie von Brahney et al. (2020) untersuchte das Verhalten von Mikroplastik in nasser und trockener Deposition in elf Naturschutzgebieten in Amerika. Die Probenahme erfolgte mit einem Nass- und Trockensammler. Diese Art von Sammlern ist mit einem Regensensor ausgestattet, welcher bei Niederschlag das Gefäß für die trockene Deposition schließt und das Gefäß für die nasse Deposition öffnet. Die Proben der nassen Deposition wurden über einen Polyethersulfon-Filter (Porenweite 0,45  $\mu\text{m}$ ) gefiltert. Die Filter wurden gefriergetrocknet, ausgewogen und unter 100-facher Vergrößerung ausgezählt. Es wurden nur klar gefärbte Partikel gezählt, die keine zelluläre oder organische Struktur aufwiesen. Fasern wurden als

Mikroplastik kategorisiert, wenn sie über die gesamte Länge den gleichen Durchmesser besaßen. Die Partikelart wurde mit einem FTIR-Mikroskop bestimmt. In 98 % der Proben konnte Mikroplastik nachgewiesen werden. Die Größe der gefundenen Partikel lag zwischen 4 und 188 µm, durchschnittliche bei 18 µm. Fasern hatten Längen zwischen 20 µm und 3 mm sowie einen durchschnittlichen Durchmesser von 6 µm. Sie stellten die am häufigsten nachgewiesene Partikelform dar. In nasser Deposition machten sie 66 % der Partikel aus, in trockener Deposition lag der Anteil bei 70 %. Die Zusammensetzung der Fasern entsprach in den meisten Fällen den Polymerarten, die in Textilien verwendet werden, beispielsweise Baumwolle und Polyester. Es wurden Depositionsraten von  $48 \pm 7$  bis  $435 \pm 9$  Partikel pro m<sup>2</sup> und Tag berechnet. Mikroplastik, das in der nassen Deposition gefunden wurde, war meist größer und in geringerer Anzahl vorhanden. Brahney et al. (2020) vermuten, dass sich Plastikpartikel, die in trockener Deposition gefunden wurden, über einen längeren Zeitraum in der Atmosphäre ansammeln und einem globalen Transport unterliegen. Bei bestimmten Bedingungen sedimentieren diese Partikel, beispielweise bei langsamen Windgeschwindigkeiten (Brahney et al. 2020).

## 9.1.2 Tabellarische Zusammenstellung der Ergebnisse der Studien

### 9.1.2.1 Depositionsraten, Konzentrationen und Ergebnisse der Untersuchungen mit anderer Probenahmetechnik

Tabelle 11: Mittlere Depositionsraten und Gebiete der Studien

Mittlere Depositionsrate [Partikel/m <sup>2</sup> d]	Gebiet	Referenz
118	städtischer Hintergrund	Dris et al. 2015
110	städtischer Hintergrund	Dris et al. 2016b
36	städtischer Hintergrund	Cai et al. 2017
400	städtischer Hintergrund	Zhou et al. 2017
215*	städtischer Hintergrund	Klein und Fischer 2019
771	städtischer Hintergrund	Wright et al. 2020
10	städtischer Hintergrund	Szewc et al. 2020
53	ländlicher Hintergrund	Dris et al. 2016b
396*	ländlicher Hintergrund	Klein und Fischer 2019
12	ländlicher Hintergrund	Roblin et al. 2020
365	abgelegene Regionen	Allen et al. 2019
132	abgelegene Regionen	Brahney et al. 2020

\*selbst berechnete Werte

Tabelle 12: Depositionsraten der Studien;  $\emptyset$  = Durchschnitt;  $\tilde{x}$  = Median

Studie	Depositionsraten [Partikel/m <sup>2</sup> d]	Untersuchungsgebiet
<b>Dris et al. 2015</b>	29 – 280 $\emptyset^*$ 118	Paris, Frankreich
<b>Dris et al. 2016b</b>	2 – 355 $\emptyset$ Stadt 110 ± 96 $\emptyset$ Vorstadt 53 ± 38	Paris, Frankreich
<b>Cai et al. 2017</b>	31 – 43 $\emptyset$ 36 ± 7	Dongguan, China
<b>Zhou et al. 2017</b>	gesamt: 400 Fasern: 378	Yantai, China
<b>Klein und Fischer 2019</b>	Stadt: 137 – 261 Land: 331 – 512 $\tilde{x}^*$ gesamt 275	Hamburg, Deutschland
<b>Allen et al. 2019</b>	365 ± 69	Pyrenäen, Frankreich
<b>Wright et al. 2020</b>	Fasern: 510 – 925 $\emptyset$ 712 ± 162 nicht-Fasern: 12 – 99 $\emptyset$ 59 ± 32 Fasern und nicht-Fasern: $\emptyset$ 771 ± 167	London, England
<b>Brahney et al. 2020</b>	48 ± 7 – 435 ± 9 $\emptyset$ 132	11 Naturschutzgebiete in Amerika
<b>Szewc et al. 2020</b>	0 – 30 $\emptyset$ 10 ± 8	Gdynia, Polen
<b>Roblin et al. 2020</b>	12	Küstenregionen, Irland

Tabelle 13: Partikelkonzentrationen der Studien

Studie	Partikelkonzentration [Partikel/m <sup>3</sup> ]	Untersuchungsgebiet
<b>Dris et al. 2016a</b>	0,3 – 1,5 $\tilde{x}$ 0,9	Paris, Frankreich
<b>Liu et al. 2019b</b>	0 – 2 $\tilde{x}$ 0,41	Shanghai, China
<b>Liu et al. 2019c</b>	0 – 1,37 $\tilde{x}$ 0,01	Westlicher Pazifik
<b>Syafei et al. 2019</b>	56 – 175 $\emptyset$ 125*	Surabaya, Indonesien

\*selbst berechneter Wert

Tabelle 14: Ergebnisse der Studien mit anderer Probenahmetechnik

Studie	Ergebnis	Einheit	Untersuchungsgebiet
Dehghani et al. 2017	83 – 605 ± 10	Partikel/30g TS	Teheran, Iran
Bergmann et al. 2019	20 – 154.000	Partikel/L	Eisschollen in der Framstraße, Schweizer Alpen, Bremen, Bayern
Liu et al. 2019a	7 – 431	Fasern/mg	39 Städte, China

## 9.1.2.2 Partikelform

Tabelle 15: Partikelformen in den Depositionsuntersuchungen

Studie	Partikelformen
Dris et al. 2015	Fasern (90 %), 2D-Fragmente (10 %)
Dris et al. 2016b	Fasern
Cai et al. 2017	Fasern (am häufigsten); Schäume; Fragmente; Folien
Zhou et al. 2017	Fasern (95 %); Fragmente (4 %); Folien (< 1 %); Schäume (< 1 %)
Klein und Fischer 2019	Fragmente (95 %); Fasern (5 %)
Allen et al. 2019	Fasern; Fragmente (am häufigsten); Folien
Wright et al. 2020	Fasern (92 %)  nicht-Fasern (8 %), davon: Fragmente (64 %); Folien (25 %); Granulate (7 %); Schaum (4 %)
Brahney et al. 2020	Fasern (nass: 66 %; trocken: 70 %); Microbeads
Szewc et al. 2020	Fasern (60 %); Fragmente (26 %); Folien (14 %)
Roblin et al. 2020	Fasern

Tabelle 16: Partikelformen in den Konzentrationsuntersuchungen

Studie	Partikelformen
Dris et al. 2016a	Fasern
Liu et al. 2019b	Fasern (43 %); Fragmente (48 %); Microbeads (9 %)
Liu et al. 2019c	Fasern (60 %); Fragmente (31 %); Granulate (8 %); Microbeads
Syafei et al. 2019	Fasern (am häufigsten); Fragmente; Folien

Tabelle 17: Partikelformen in den Studien mit anderer Probenahmetechnik

Studie	Partikelformen
Dehghani et al. 2017	Fasern (33,5 %); Granulate (65,9 %); Pellet/Kugel
Bergmann et al. 2019	Fasern; Partikel
Liu et al. 2019a	Fasern (73,7 %); Granulate

### 9.1.2.3 Partikelgröße

Tabelle 18: Partikelgrößen in den Depositionsuntersuchungen

Studie	Partikelgröße
Dris et al. 2015	> 1000 $\mu\text{m}$ (49 %); 501 – 1000 $\mu\text{m}$ (29 %); 100 – 500 $\mu\text{m}$ (22 %)
Dris et al. 2016b	überwiegend in den Partikelklassen 200 – 400 $\mu\text{m}$ und 400 – 600 $\mu\text{m}$ ;
Cai et al. 2017	Fasern: häufigste Größenklasse 200 – 700 $\mu\text{m}$ (ca. 28 %)  keine Angaben zu anderen Partikelformen
Zhou et al. 2017	< 500 $\mu\text{m}$ (50 %);  am häufigsten 100 – 300 $\mu\text{m}$  am geringsten < 50 $\mu\text{m}$
Klein und Fischer 2019	Fragmente (gesamt: 2.492): < 63 $\mu\text{m}$ (76 %);

Studie	Partikelgröße
	300 – 63 µm (23 %); 300 – 5.000 µm (1 %)  Fasern (gesamt: 133): < 63 µm (7 %); 300 – 63 µm (26 %); 5.000 – 300 µm (68 %)
Allen et al. 2019	Fragmente: am häufigsten ≤ 50 µm  Fasern: am häufigsten 100 – 200 µm und 200 – 300 µm
Wright et al. 2020	Durchmesser Fasern: 5 – 75 µm (Ø 20 – 25 µm)  Länge Fasern: 400 – 500 µm  nicht-Fasern: 75 – 100 µm (Ø 164 ± 167 µm) (die meisten Partikel unter 350 µm; kleinster Partikel 25 µm)
Brahney et al. 2020	Partikel: 4 – 188 µm (Ø 18 µm)  Faserlänge: 20 µm – 3 mm  Faserdurchmesser: 6 µm  ca. 70 % der Partikel < 25 µm  Microbeads: 5 – 30 µm
Szewc et al. 2020	5 – 5000 µm  Fasern: 75 – 5000 µm  Fragmente: 5 – 750 µm  Folien: 10 – 1520 µm
Roblin et al. 2020	am häufigsten 200 – 400 µm und 400 – 600 µm

Tabelle 19: Partikelgrößen in den Konzentrationsuntersuchungen

Studie	Partikelgröße
<b>Dris et al. 2016a</b>	< 1650 µm
<b>Liu et al. 2019b</b>	12,35 µm – 2191,32 µm (Ø 246,53 µm)  Fasern Länge: 428,81 µm  Fragmente: 121,44 µm  Microbeads: 36,59 µm  von allen Partikeln 80 % < 330 µm
<b>Liu et al. 2019c</b>	16,14 – 2086,69 µm (Ø 318,53 µm)  Fasern: 474,81 ± 416,14 µm  Fragmente: 142,16 ± 98,92 µm  Granulate: 93,65 ± 32,96 µm  Microbeads: 39,09 ± 21,70
<b>Syafei et al. 2019</b>	häufigste Größenklassen 500 – 1000 µm und 1000 – 1500 µm

Tabelle 20: Partikelgrößen in Studien mit anderer Probenahmetechnik

Studie	Partikelgröße
<b>Dehghani et al. 2017</b>	zwischen < 100 µm und 5 mm;  häufigste: 250 – 500 µm
<b>Bergmann et al. 2019</b>	Partikel: 11 – 475 µm; 80 % < 25 µm; 98 % < 100 µm  Fasern: 65 – 14.314 µm; 31 % < 500 µm

## 9.1.2.4 Polymerart

Tabelle 21: Identifizierte Polymerarten der Depositionsuntersuchungen

Studie	Polymerarten
<b>Dris et al. 2016b</b>	natürliche Materialien (50 %); synthetisiert aus natürlichen Polymeren (21 %); synthetisch (17%); Mischung synthetisch und natürlich (12 %); in insgesamt 29 % der Fasern Petrochemikalien
<b>Cai et al. 2017</b>	Fasern: PE (14 %); PP (9 %); PS (4 %); Cellulose (73 %)
<b>Zhou et al. 2017</b>	Folien: PET  Fasern und Folien: PVC  Fragmente und Schäume: PE; PS
<b>Klein und Fischer 2019</b>	PE (48,8 %); EVAC (22 %); PET (9,8 %); PTFE, PVA (je 2 %);
<b>Allen et al. 2019</b>	PS; PE; PP (18 %)
<b>Wright et al. 2020</b>	Fasern: 69 % aus Cellulose 17 % der Fasern synthetisch, davon PAN (66,7 %); PET (18,8 %); PA (9,4 %); synthetisierte natürliche Polymere u. a. (5 %)  nicht-Fasern: PS (18,8 %); PP (12,5 %); PE (12,5 %); PET (11,5 %); PUR (11,5 %); PVC (9,4 %); Acrylpolymer (5,2%); polymerisierter Kohlenwasserstoffharz (9,4 %)
<b>Szewc et al. 2020</b>	PEST (41 %); PP (18 %); PE (14 %); PVC (14 %); EPM (9 %); PVA (9 %)
<b>Roblin et al. 2020</b>	synthetisch (13 – 16 %, Ø 15%), davon: Polyester oder PET (71 %); PE (11 %); PP (4 %);  andere: Cellulose, (Baum-)wolle

Tabelle 22: Identifizierte Polymerarten der Konzentrationsuntersuchungen

Studie	Polymerart
<b>Dris et al. 2016a</b>	Fasern aus Innenraumluft: 67 % natürliches Material (z.B. Cellulose); 33 % aus Petrochemikalien wie PP, PA
<b>Liu et al. 2019b</b>	PET (51 %); EP (19 %); PE (12 %); ALK (8 %); Viskose; PP; PA; PS
<b>Liu et al. 2019c</b>	PET (57 %); EP (10 %); PE-PP (6 %); PS; PE; PVC; ALK; Viskose; PMA; PA; PVA; PAN; PP; Cellulose (24 %)
<b>Syafei et al. 2019</b>	Polyester; PET; Cellophan (Cellulosehydrat, Zellglas; 58,3 %)

Tabelle 23: Identifizierte Polymerarten der Studien mit anderer Probenahmetechnik

Studie	Polymerart
<b>Bergmann et al. 2019</b>	u.a. PA; Nitrilkautschuk; Ethylen-Vinyl-Acetat; PE; PS; PVC; Polycarbonat; Acrylat
<b>Liu et al. 2019a</b>	PET; PC

## 9.2 Anhang praktische Untersuchung

### 9.2.1 Messstellen



Abbildung 23: links Messpunkt 1 (Ringkirche), rechts Messpunkt 2 (RheinMain CongressCenter)



Abbildung 24: Messpunkt 3 (Schiersteiner Hafen)

9.2.2 Bilder Dezemberproben

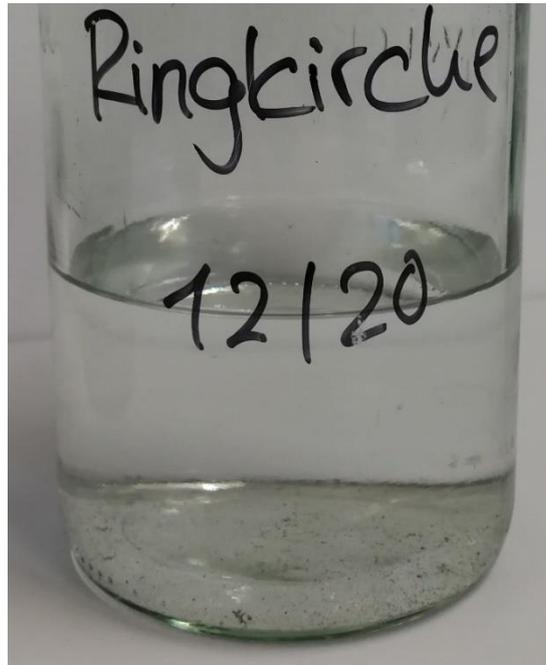
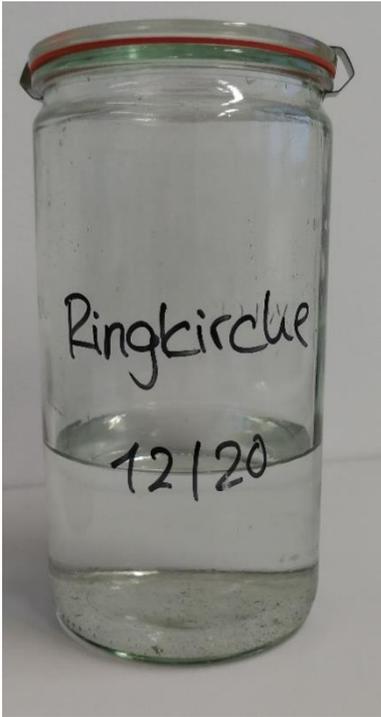


Abbildung 25: Dezemberprobe Ringkirche

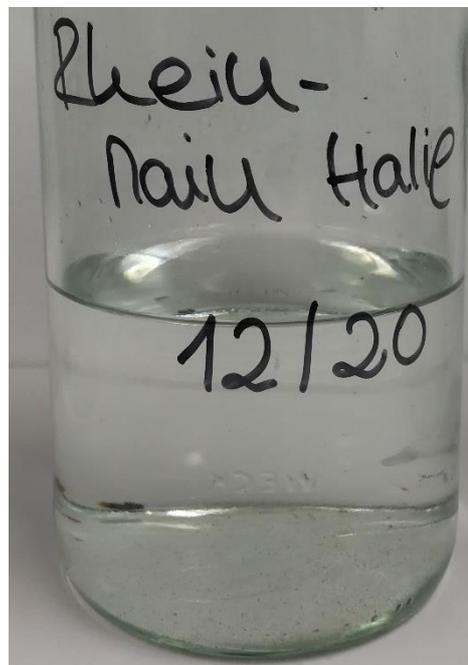
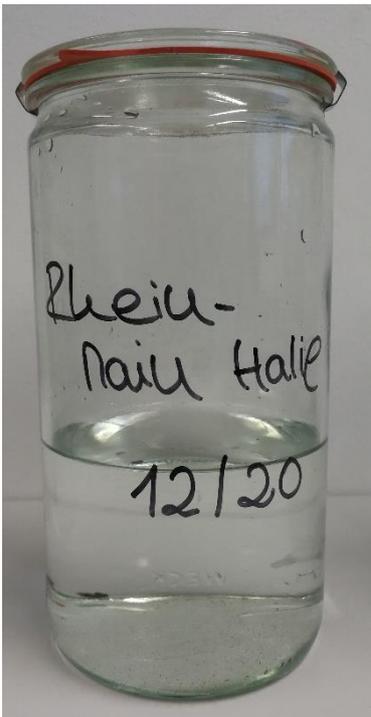


Abbildung 26: Dezemberprobe RheinMain CongressCenter

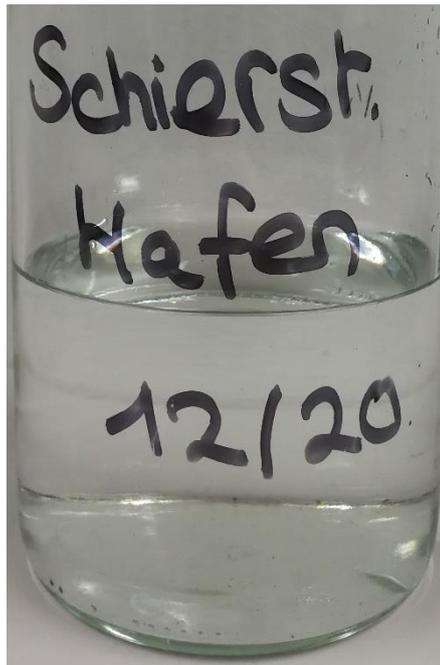
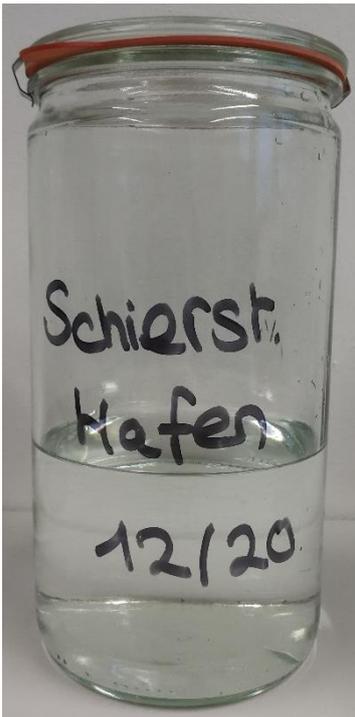


Abbildung 27: Dezemberprobe Schiersteiner Hafen

### 9.2.3 Bilder Januarproben

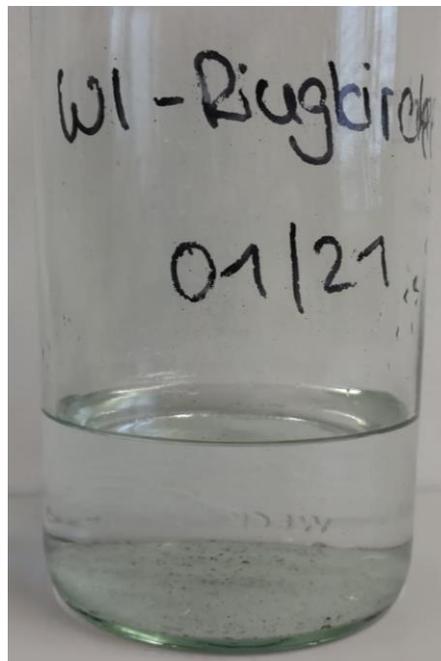
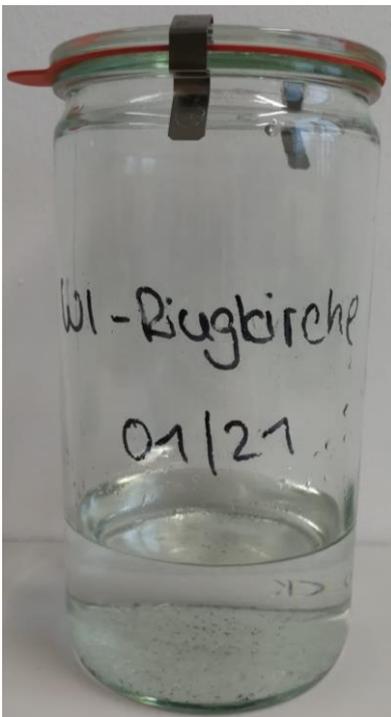


Abbildung 28: Januarprobe Ringkirche

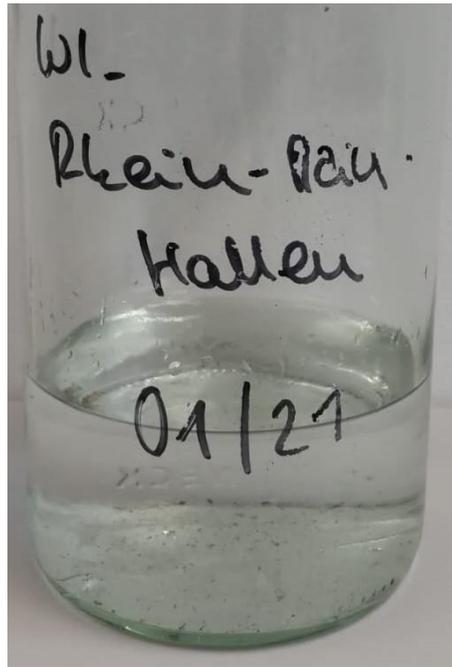
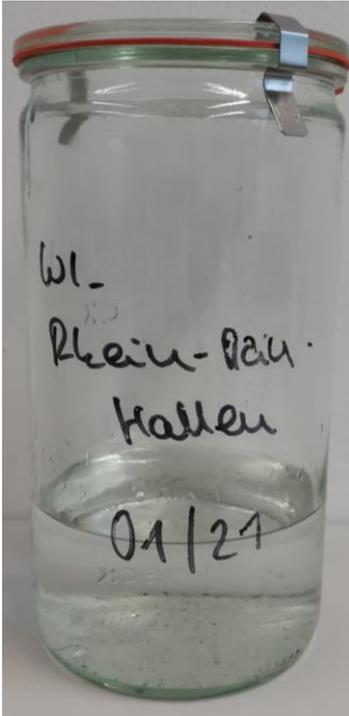


Abbildung 29: Januarprobe RheinMain CongressCenter

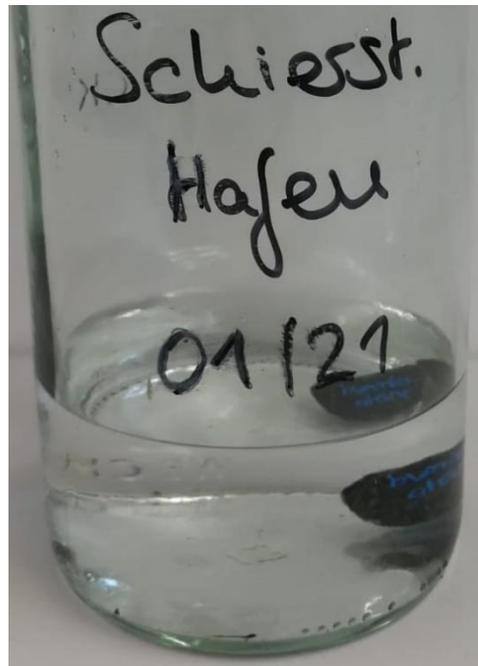
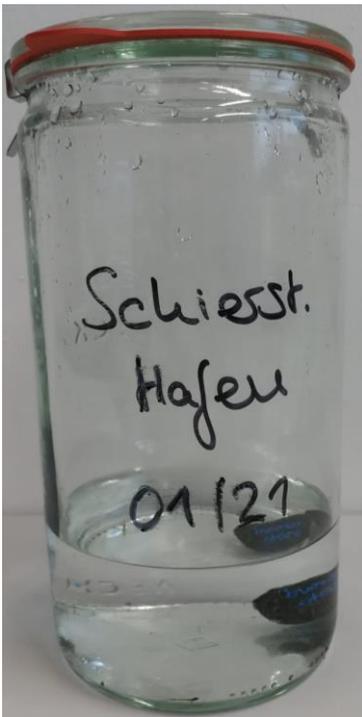


Abbildung 30: Januarprobe Schiersteiner Hafen

## 9.2.4 Vergleichswerte Staubniederschlag

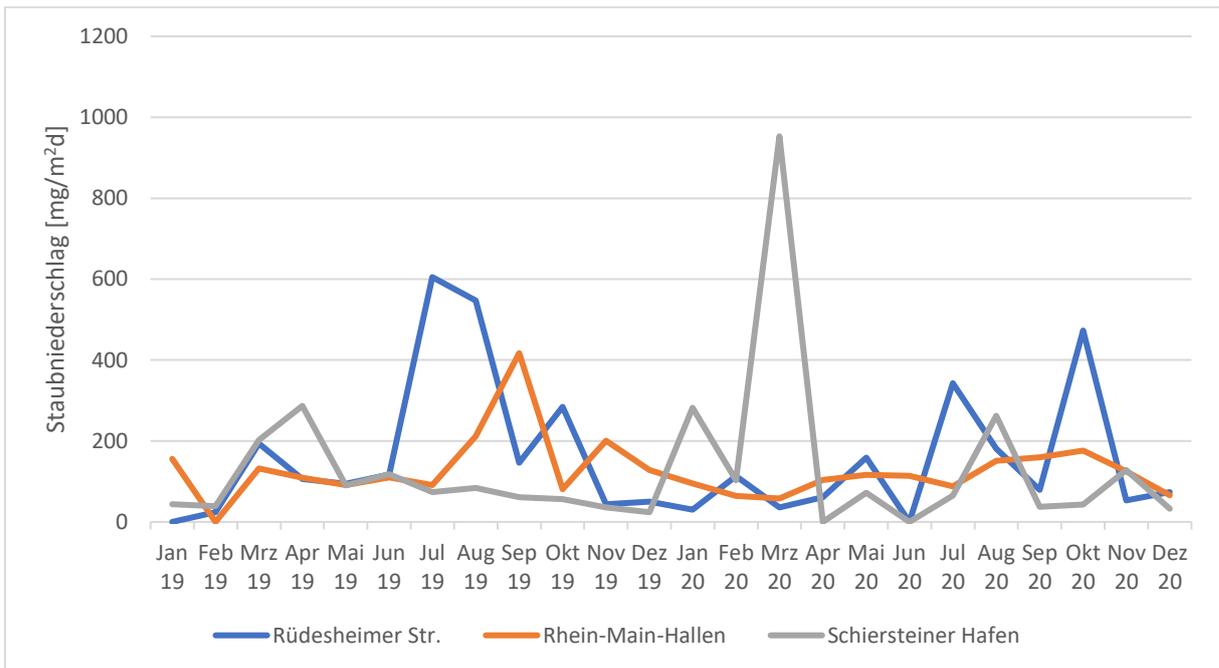


Abbildung 31: Verlauf der Staubniederschlagswerte an den drei Messpunkten in den Jahren 2019 und 2020

## 9.2.5 Bilder der mikroskopischen Untersuchung

### 9.2.5.1 Dezemberproben

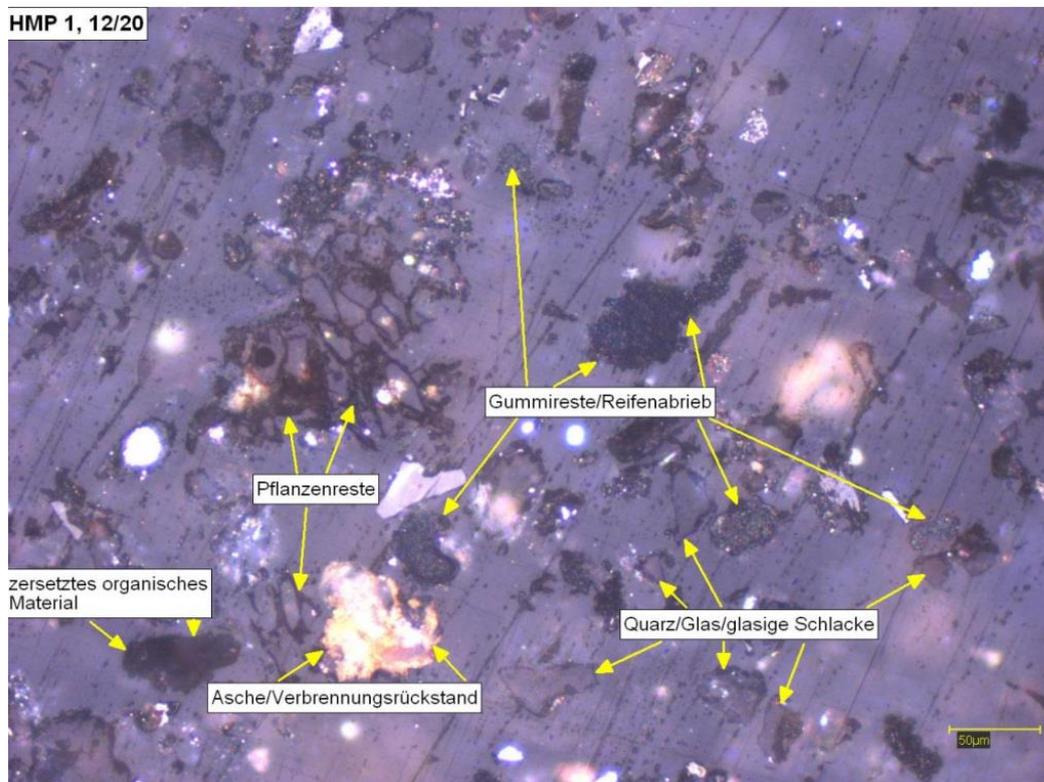


Abbildung 32: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe Ringkirche (MP 1), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

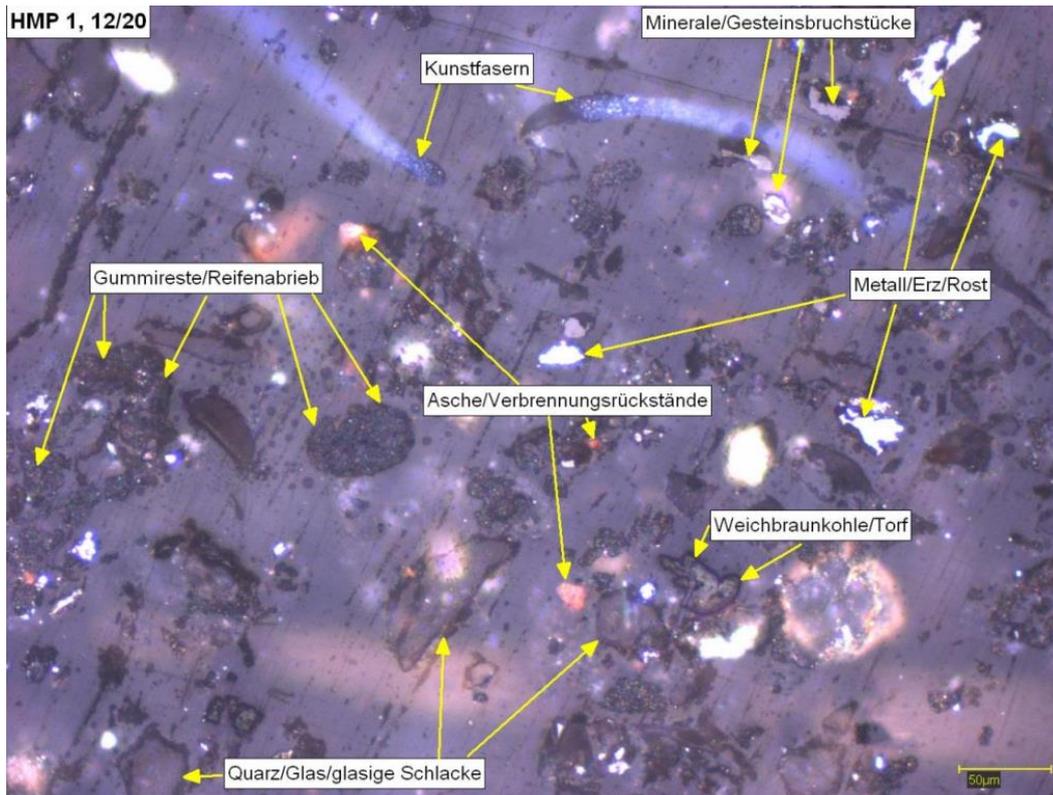


Abbildung 33: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe Ringkirche (MP 1), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

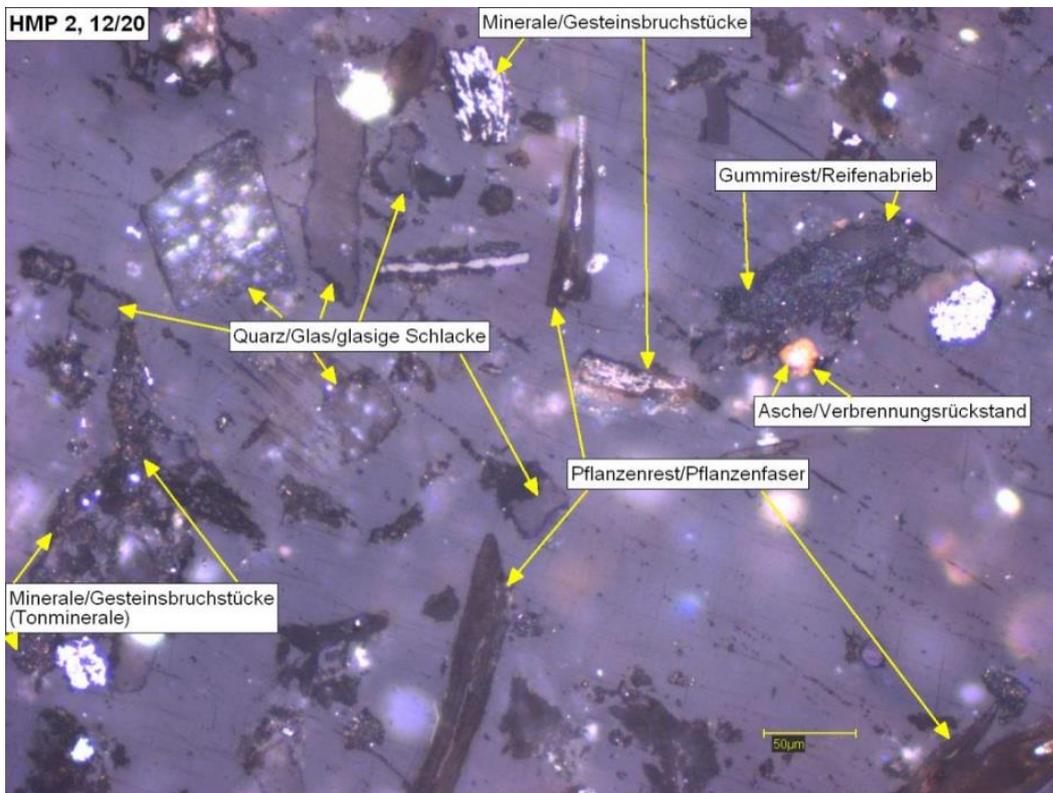


Abbildung 34: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe RheinMain CongressCenter (MP 2), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

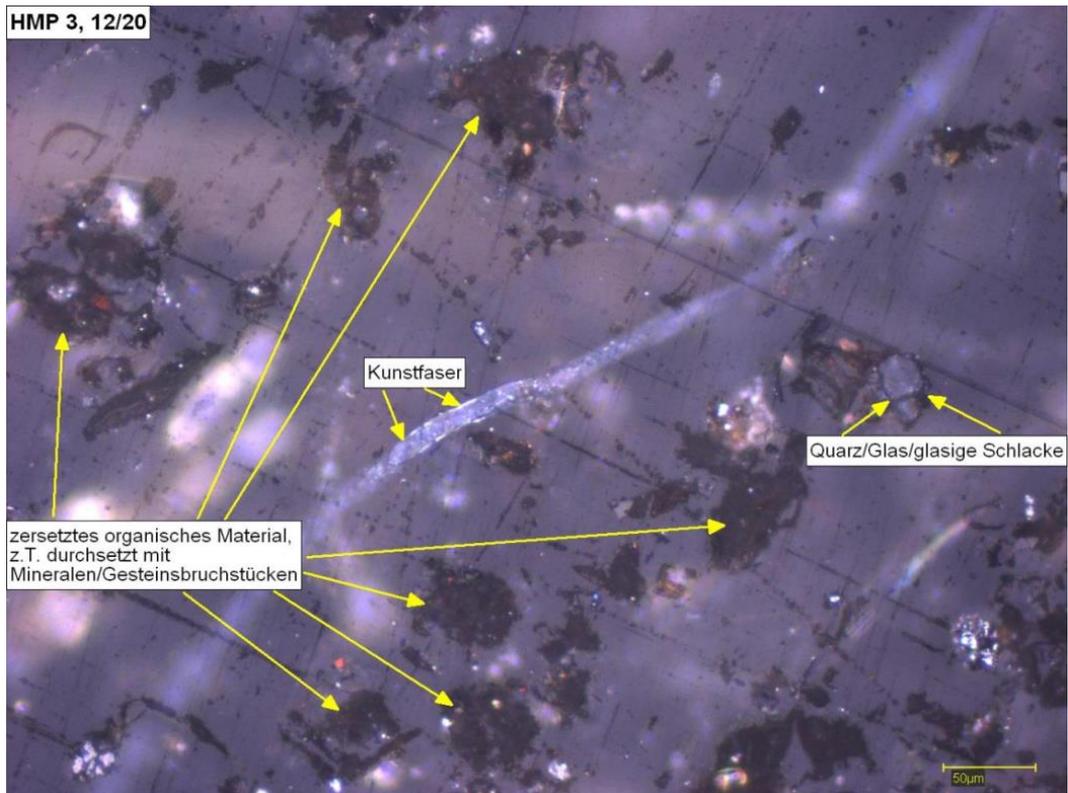


Abbildung 35: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe Schiersteiner Hafen (MP 3), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

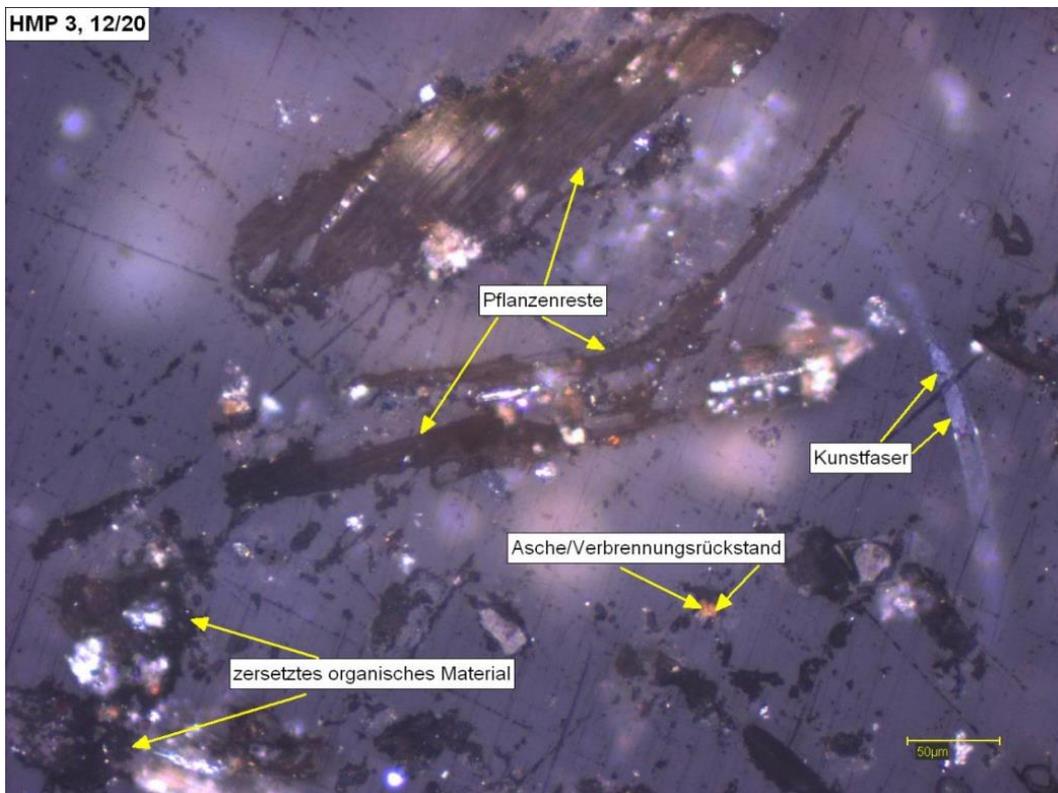


Abbildung 36: Mikroskopische Aufnahme der Dezemberprobe Schiersteiner Hafen (MP 3), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

9.2.5.2 Januarproben

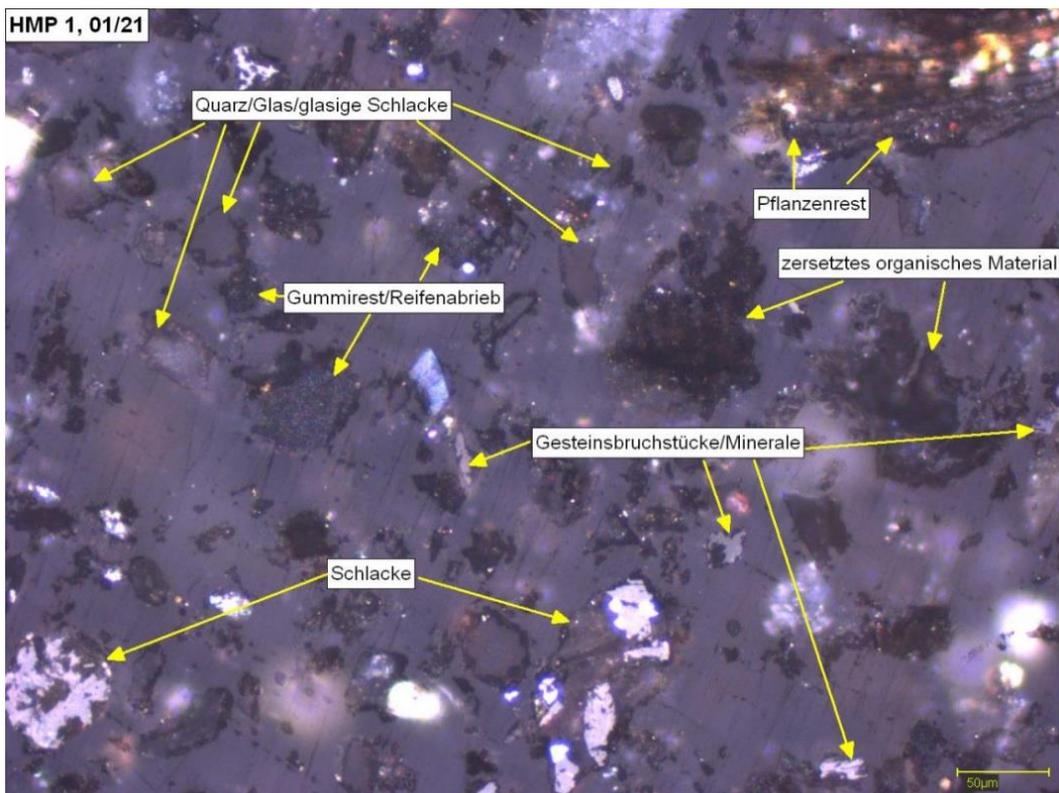


Abbildung 37: Mikroskopische Aufnahme der Januarprobe Ringkirche (MP 1), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

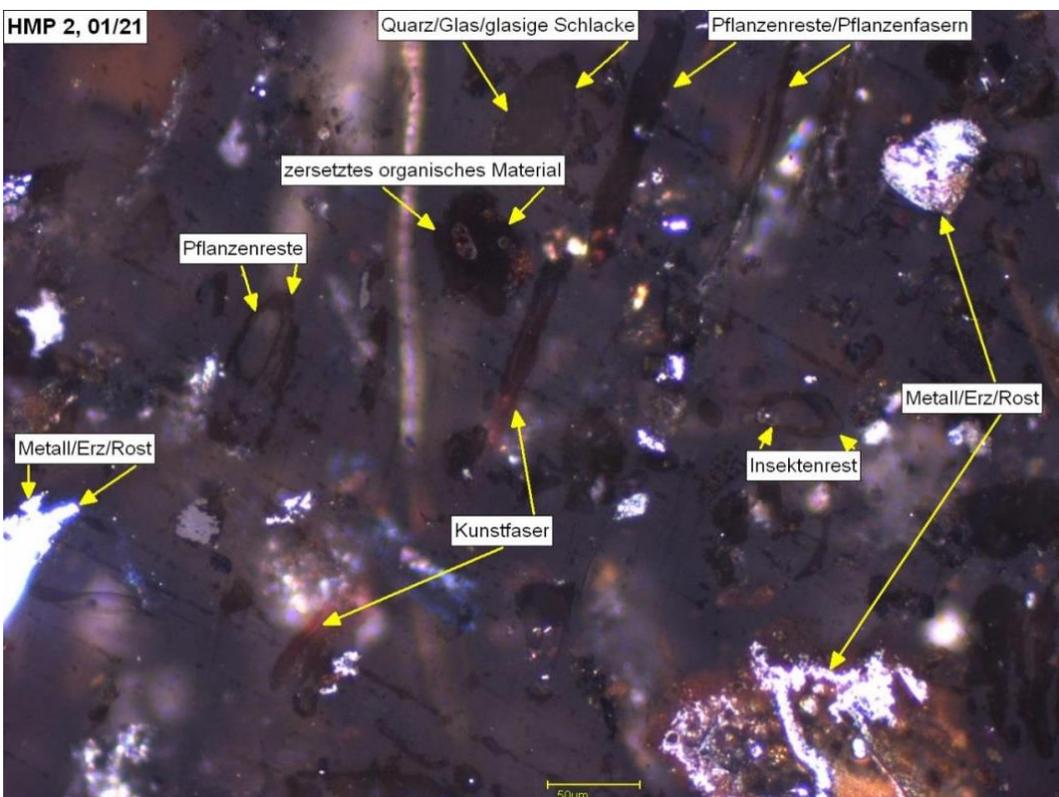


Abbildung 38: Mikroskopische Aufnahme der Januarprobe RheinMain CongressCenter (MP 2), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

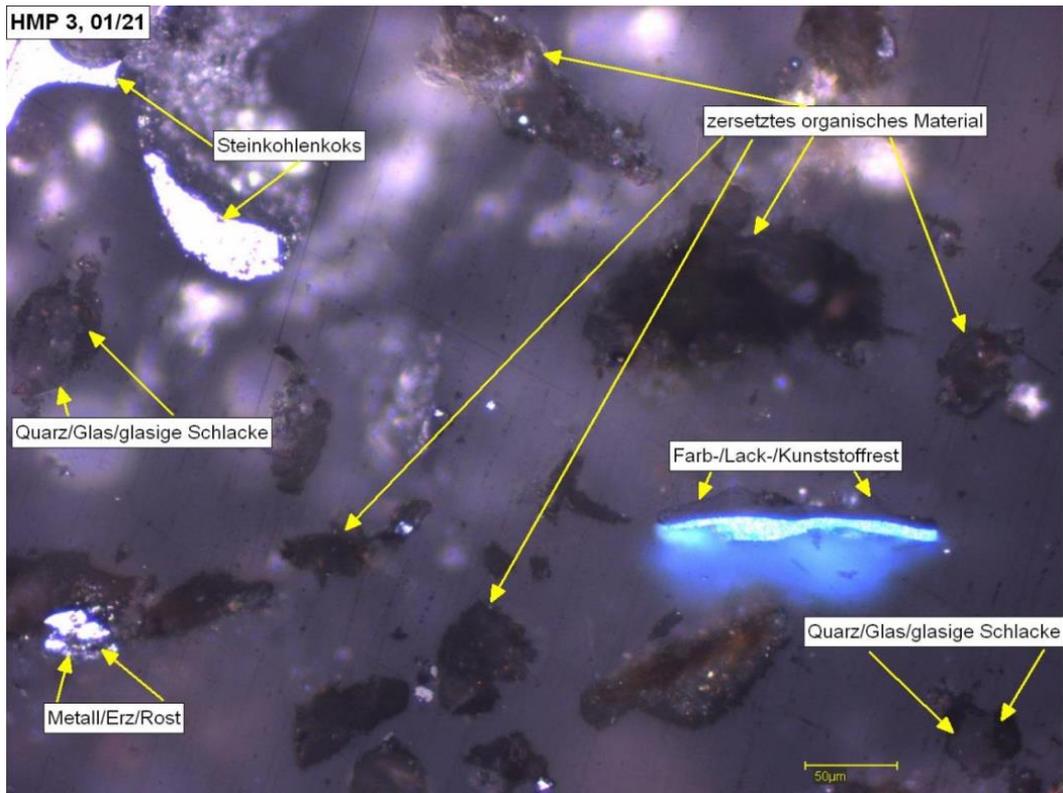


Abbildung 39: Mikroskopische Aufnahme der Januarprobe Schiersteiner Hafen (MP 3), aufgenommen von Umwelt-Mikroskopie Evelyn Bieg

## 9.2.6 Partikelanzahlen und Volumenanteile

## 9.2.6.1 Dezemberproben

Tabelle 24: Partikelanzahlen verschiedener Partikelarten in den Dezemberproben

<b>Messpunkt</b> <b>Partikelart</b>	<b>1</b> (196 Punkte)	<b>2</b> (210 Punkte)	<b>3</b> (82 Punkte)	<b>Einheit</b>
Gummireste/Reifenabrieb	53	13	3	Anzahl
Quarz/Glas/glasige Schlacke	45	44	8	
Pflanzenreste/Pollen	33	62	41	
Gesteinsbruchstücke/Minerale	30	24	12	
Zersetztes organisches Material	12	25	15	
Asche/Verbrennungsrückstände	5	5	1	
Torf/Weichbraunkohle	4	5	0	
Haare/Fasern	3	1	1	
Algen/Flechten/Pilze	2	1	0	
Metall/Erz/Rost	2	2	0	
Schlacke	2	3	0	
Steinkohlen-/Flugkoks	1	1	0	
Steinkohle	1	2	0	
Insektenreste	1	10	0	
Farb-/Lack-/Kunststoffreste	1	5	1	
Petrolkoks	0	1	0	
Stärkeähnliches Material	0	2	0	
Submikroskopische und nicht bestimmbare Partikel	1	4	0	
<b>Summe</b>	196	210	82	

Tabelle 25: Volumenanteile verschiedener Partikelarten in den Dezemberproben

<b>Messpunkt</b> <b>Partikelart</b>	<b>1</b> (196 Punkte)	<b>2</b> (210 Punkte)	<b>3</b> (82 Punkte)	<b>Einheit</b>
Gummireste/Reifenabrieb	27,1	6,1	3,7	Vol. %
Quarz/Glas/glasige Schlacke	23,0	21,0	9,8	
Pflanzenreste/Pollen	16,8	29,5	50,6	
Gesteinsbruchstücke/Minerale	15,3	11,4	14,6	
Zersetztes organisches Material	6,2	11,8	17,7	
Asche/Verbrennungsrückstände	2,6	2,4	1,2	
Torf/Weichbraunkohle	2,0	2,4	-	
Haare/Fasern	1,5	0,5	1,2	
Algen/Flechten/Pilze	1,0	0,5	-	
Metall/Erz/Rost	1,0	1,0	-	
Schlacke	1,0	1,4	-	
Steinkohlen-/Flugkoks	0,5	0,5	-	
Steinkohle	0,5	1,0	-	
Insektenreste	0,5	4,7	-	
Farb-/Lack-/Kunststoffreste	0,5	2,4	1,2	
Petrolkoks	-	0,5	-	
Stärkeähnliches Material		1,0	-	
Submikroskopische und nicht bestimmbare Partikel	0,5	1,9	-	

## 9.2.6.2 Januarproben

Tabelle 26: Partikelanzahlen verschiedener Partikelarten in den Januarproben

<b>Messpunkt</b> <b>Partikelart</b>	<b>1</b> (202 Punkte)	<b>2</b> (334 Punkte)	<b>3</b> (96 Punkte)	<b>Einheit</b>
Gummireste/Reifenabrieb	12	11	1	Anzahl
Quarz/Glas/glasige Schlacke	59	64	14	
Pflanzenreste/Pollen	61	83	20	
Gesteinsbruchstücke/Minerale	31	49	21	
Zersetztes organisches Material	11	21	20	
Asche/Verbrennungsrückstände	5	28	1	
Torf/Weichbraunkohle	4	9	1	
Haare/Fasern	1	1	5	
Algen/Flechten/Pilze	2	2	2	
Metall/Erz/Rost	4	51	1	
Schlacke	5	2	1	
Steinkohlen-/Flugkoks	1	2	4	
Steinkohle	0	0	0	
Insektenreste	0	1	0	
Farb-/Lack-/Kunststoffreste	3	2	3	
Petrolkoks	0	0	0	
Stärkeähnliches Material	0	0	0	
Ruß	0	1	0	
Submikroskopische und nicht bestimmbare Partikel	2	7	2	
<b>Summe</b>	<b>202</b>	<b>334</b>	<b>96</b>	

Tabelle 27: Volumenanteile verschiedener Partikelarten in den Januarproben

<b>Messpunkt</b> <b>Partikelart</b>	<b>1</b> (202 Punkte)	<b>2</b> (334 Punkte)	<b>3</b> (96 Punkte)	<b>Einheit</b>
Gummireste/Reifenabrieb	6,0	3,3	1,0	Vol. %
Quarz/Glas/glasige Schlacke	29,2	19,1	14,9	
Pflanzenreste/Pollen	30,3	24,8	20,8	
Gesteinsbruchstücke/Minerale	15,5	14,7	21,9	
Zersetztes organisches Material	5,5	6,3	20,8	
Asche/Verbrennungsrückstände	2,5	8,4	1,0	
Torf/Weichbraunkohle	2,0	2,7	1,0	
Haare/Fasern	0,5	0,3	5,2	
Algen/Flechten/Pilze	1,0	0,6	2,1	
Metall/Erz/Rost	2,0	15,3	1,0	
Schlacke	2,5	0,6	1,0	
Steinkohlen-/Flugkoks	0,5	0,6	4,1	
Steinkohle	-	-		
Insektenreste	-	0,3		
Farb-/Lack-/Kunststoffreste	1,5	0,6	3,1	
Petrolkoks	-	-		
Stärkeähnliches Material	-	-		
Ruß	-	0,3		
Submikroskopische und nicht bestimmbare Partikel	1,0	2,1	2,1	

## 9.2.7 Meteorologische Daten

Tabelle 28: Werte von Temperatur, Windgeschwindigkeit, Luftdruck, relative Feuchte in den Jahren 2019 bis Januar 2021, Quelle: HLNUG

Monat/Jahr	Temperatur (Monats- mittelwert)	Windgeschwin- digkeit (Monats- mittelwert)	Luftdruck (Monats- mittelwert)	Relative Luftfeuchte (Monats- mittelwert)
	[°C]	[m/s]	[hPa]	[%]
01.2019	2,3	1,9	1016	83,7
02.2019	5	1,3	1024	78,4
03.2019	8,4	2,1	1018	73,8
04.2019	11,9	1,7	1015	65,3
05.2019	13,3	1,6	1015	69,7
06.2019	21,9	1,6	1017	64
07.2019	21,9	1,4	1016	62,4
08.2019	21,2	1,2	1018	67,1
09.2019	15,9	1,3	1020	72,8
10.2019	11,7	1,3	1016	87,7
11.2019	6,1	1,4	1006	90,1
12.2019	4,3	1,4	1014	89,5
01.2020	4,2*	1,3*	1025*	88,3*
02.2020	6,3*	2,3*	1016*	79,4*
03.2020	7,7*	2,2*	1018*	68,1*
04.2020	13,6*	1,7*	1017*	58,8*
05.2020	14,7*	1,5*	1020*	63,9*
06.2020	18,9*	1,5*	1014*	68,1*
07.2020	20,9*	1,5*	1017*	57,2*
08.2020	22,5*	1,4*	1015*	62,8*
09.2020	17,4*	1,3*	1017*	66,2*
10.2020	11,2*	1,5*	1013*	80,5*
11.2020	6,7*	1,2*	1025*	85,2*
12.2020	4,2*	1,3*	1009*	89,2*
01.2021	2,3*	1,6*	1011*	81,6*

\*Daten aus 2020/2021 nicht endgeprüft

9.2.8 Schadstoffdaten zum Vergleich des Verkehrsaufkommens

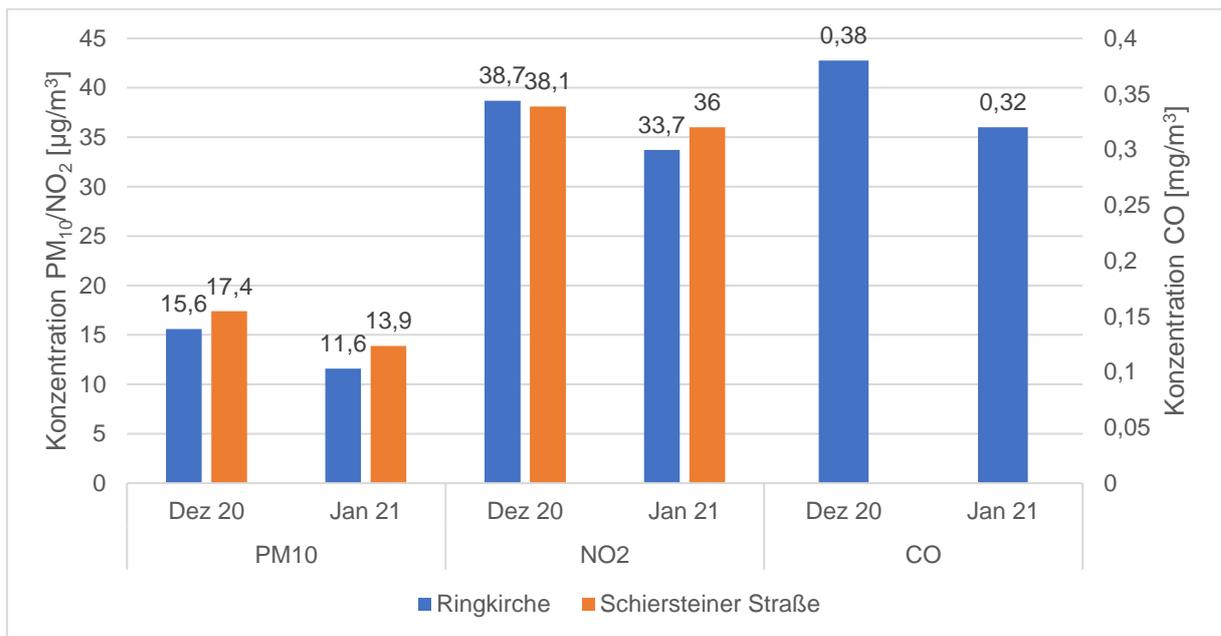


Abbildung 40: Verkehrsbedingte Schadstoffe (PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, CO) im Monatsvergleich Dezember 2020 und Januar 2021 an den Messstationen Ringkirche und Schiersteiner Straße, Quelle: HLNUG, nicht abschließend geprüfte Messdaten