

Schriftenreihe Band 8 | 2020

wasser infrastruktur ressourcen



Charakterisierung von Feststoffen auf urbanen Verkehrsflächen als potenzielle Schadstoff-träger im Niederschlagsabfluss -

Entwicklung einer Methode zur Messung der Sinkgeschwindigkeit und absetzrelevanter Kenngrößen

Laura Gelhardt

wasser infrastruktur ressourcen



Technische Universität Kaiserslautern

Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Zentrum für Innovative AbWassertechnologien

Paul-Ehrlich-Straße
67663 Kaiserslautern
☎ +49 631 205-3685
✉ +49 631 205-3905
www.bauing.uni-kl.de/wir



ISSN: 2570-1460 | ISBN: 978-3-95974-139-2

Charakterisierung von Feststoffen auf urbanen Verkehrsflächen als potenzielle Schadstoffträger im Niederschlagsabfluss - Entwicklung einer Methode zur Messung der Sinkgeschwindigkeit und absetzrelevanter Kenngrößen

8
wir

**Charakterisierung von Feststoffen auf urbanen Verkehrsflächen
als potenzielle Schadstoffträger im Niederschlagsabfluss -**

**Entwicklung einer Methode zur Messung der Sinkgeschwindigkeit
und absetzrelevanter Kenngrößen**

Laura Gelhardt

Kaiserslautern
2020

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen · Band 8

Herausgeber: Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen

Technische Universität Kaiserslautern
Paul-Ehrlich-Straße 14
67663 Kaiserslautern

Verfasser: Gelhardt, Laura

Verlag: Technische Universität Kaiserslautern

Druck: Technische Universität Kaiserslautern
Abteilung 5.6 Foto-Repro-Druck

D-386

© Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen · Kaiserslautern 2020



Dieses Werk und alle Einzelbeiträge sind unter einer Creative Commons Lizenz vom Typ Namensnennung 4.0 International (CC BY) zugänglich. Um eine Kopie dieser Lizenz einzusehen, konsultieren Sie <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/> oder wenden Sie sich brieflich an Creative Commons, Postfach 1866, Mountain View, California, 94042, USA.

Als Manuskript gedruckt. Printed in Germany.

ISSN 2570-1460

ISBN 978-3-95974-139-2

**Charakterisierung von Feststoffen auf urbanen Verkehrsflächen als
potenzielle Schadstoffträger im Niederschlagsabfluss -
Entwicklung einer Methode zur Messung der Sinkgeschwindigkeit und
absetzrelevanter Kenngrößen**

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)
genehmigte Dissertation

Vorgelegt von
Laura Gelhardt, M.Eng.

Dekan Prof. Dr.-Ing. Hamid Sadegh-Azar

Prüfungskommission

Vorsitzender Prof. Dr.-Ing. Wilko Manz
1. Berichterstatter Prof. Dr.-Ing. Ulrich Dittmer
2. Berichterstatterin Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz
3. Berichterstatterin Prof. Dr.-Ing. habil. Antje Welker

Datum der Prüfung 09.09.2020

Danksagung

Zunächst möchte ich mich bei meinem Doktorvater Prof. Dr.-Ing. Ulrich Dittmer für die Übernahme der Erstberichterstattung bedanken. Vielen Dank für dein entgegengebrachtes Vertrauen in meine Arbeit und dein konstruktives Feedback.

Bei Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz bedanke ich mich ganz herzlich für ihr Interesse an meiner Arbeit und ihre Bereitschaft zur Übernahme des Koreferats. Auch bei Prof. Dr.-Ing. Wilko Manz bedanke ich mich für die Übernahme der Leitung der Prüfungskommission.

Mein ganz besonderer Dank gilt Prof. Dr.-Ing. habil. Antje Welker, die mich an der Frankfurt University of Applied Sciences (UAS) für die Wissenschaft begeisterte. Danke für deine uneingeschränkte Unterstützung und enge Betreuung in Frankfurt auf dem Weg zur Promotion.

Außerdem danke ich meinen Kollegen an der Frankfurt UAS, insbesondere Dr.-Ing. Martina Dierschke und Hans-Joachim Plath für ihre Unterstützung und Rat in fachlichen und labortechnischen Fragen der Siedlungswasserwirtschaft. Prof. Dr.-Ing. Rolf-Rainer Schulz (i.R.) danke ich für sein Interesse an meinem Vorhaben und die Bereitstellung von Messtechnik und Auswertung von Oberflächenprofilen an meinen Untersuchungsstandorten. Prof. Dr. Kurt Kliesch und Prof. Dr.-Ing. Petra Rucker-Gramm und ihren Teams im Grundbau- und Baustoffkundelabor danke ich ebenfalls für die Bereitstellung von Messtechnik und Laborflächen für meine Untersuchungen. Weiter bedanke ich mich bei den studentischen Hilfskräften, Bacheloranden und Masteranden im Labor für ihren Beitrag zu dieser Arbeit. Allen Kollegen und Weggefährten danke ich für die gute Atmosphäre am Fachbereich.

Am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart danke ich Dr. rer. nat. Bertram Kuch und Carolin Feifel für den regelmäßigen konstruktiven Austausch zu meinen Forschungsergebnissen und die Schwermetallanalytik.

Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) danke ich für die finanzielle Förderung im Rahmen des Promotionsstipendiums. Ebenso danke ich der Frankfurt UAS für die Bereitstellung der Laborinfrastruktur und für die Förderung der Promotion im Rahmen eines Promotionsabschlussstipendiums.

Zuletzt danke ich von Herzen meinem Mann und meiner Familie für ihr Verständnis und ihre liebevolle Unterstützung und Geduld in dieser Zeit. Euer Rückhalt war grenzenlos, ohne euch wäre es nicht gegangen. Meinen Freunden danke ich für die Durchsicht meiner Arbeit sowie für die Aufmunterung und Zerstreuung, wenn sie am dringendsten benötigt wurde.

Zusammenfassung

Verkehrsflächenbürtige Feststoffe enthalten Schadstoffe wie Schwermetalle, die im Regenereignis abfließen und in Gewässern toxisch wirken können. Da ein großer Teil vieler Schwermetalle partikulär vorliegt, können diese durch eine Behandlung mittels Sedimentation zurückgehalten werden. Zur Optimierung des Feststoff- und damit Schadstoffrückhaltes ist eine Erweiterung des Kenntnisstandes zum Absetzverhalten schadstofftragender Feststoffe nötig. Es ist bekannt, dass das Schadstoffaufkommen standortspezifisch variiert. Bezüglich der für die Sedimentation absetzrelevanten Kenngrößen wie Partikelgröße und Dichte wurde der Einfluss standortspezifischer Randbedingungen auf die Zusammensetzung noch nicht umfassend untersucht. Weiter mangelt es an einer Methode zur Messung des Absetzverhaltens unter kontrollierten Bedingungen. Diese Arbeit liefert hierzu einen Beitrag.

Anhand einer Literaturstudie zu Feststoffdepositionen und -abflüssen von Verkehrsflächen wurde für die absetzrelevanten Kenngrößen Partikelgröße, -form, -dichte und organischer Anteil eine Metadatenauswertung hinsichtlich methoden- und standortspezifischen Randbedingungen durchgeführt. Für organische Anteile in Abflüssen konnte eine gesicherte Datengrundlage und Durchschnittswerte ermittelt werden. Die Datengrundlage für die weiteren Kenngrößen ist bislang gering. Der Mangel an Befunden zu absetzrelevanten Kenngrößen unterstreicht die Notwendigkeit vertiefter Untersuchungen zur Charakterisierung verkehrsflächenbürtiger Feststoffe.

In einem umfangreichen Messprogramm wurden an zehn Standorten in Frankfurt am Main von 2016 bis 2018 Feststoffe in der Trockenperiode auf der Verkehrsfläche gewonnen und hinsichtlich der genannten absetzrelevanten Kenngrößen untersucht. Standortspezifische Einflüsse wurden statistisch nachgewiesen. Feststoffaufkommen und deren Partikelgröße liegen unabhängig vom Standort nur mit geringer Variabilität vor. Es besteht ein positiver Zusammenhang zwischen der Verkehrsstärke und dem Feststoffaufkommen. Organische Anteile sind eine Funktion der vorherrschenden Vegetation am Standort. Sie variieren saisonal. Es konnte ein negativ linearer Zusammenhang zwischen der Dichte und den organischen Anteilen nachgewiesen werden. Diese Arbeit liefert damit eine neue Datengrundlage für die Modellierung von Transportprozessen von Feststoffen und ihren absetzrelevanten Kenngrößen von unterschiedlichen Verkehrsflächen.

Weiter wurde ein Laborverfahren zur Bestimmung des Absetzverhaltens verkehrsflächenbürtiger Feststoffe in konstanter Zusammensetzung (Partikelgrößenverteilung und Feststoffkonzentration) entwickelt und mit der geschaffenen Datengrundlage validiert. Es wurden erste Erkenntnisse zum Absetzverhalten von Feststoffen, organischen Anteilen und Schwermetallen gewonnen. Im untersuchten Szenario sedimentieren die Partikel diskret bedingt durch die Partikelgröße und organischen Anteile. Das Absetzverhalten der Schwermetalle korreliert mit den Feststoffen. Überproportional hohe Schwermetallkonzentrationen in feinen Partikelanteilen bedeuten jedoch eine verringerte Absetzbarkeit der jeweiligen Schwermetallanteile.

Für die Behandlung von Abflüssen aus Verkehrsflächen mit viel Vegetation am Standort legen diese Ergebnisse nahe, dass mit reduzierten Feststoffwirkungsgraden aufgrund verminderter Absetzbarkeit leichterer Bestandteile mit geringer Dichte zu rechnen ist. Mit den Laborergebnissen konnte ein starker positiver Zusammenhang zwischen dem Feststoff- und Schadstoffwirkungsgrad bestätigt werden. Die Verteilung der Schwermetalle in Partikelgrößenklassen einer Feststoffprobe ist neben den organischen Anteilen und der Dichte ein wichtiger Parameter zur Einschätzung der Absetzbarkeit bei diskretem Absetzverhalten.

Abstract

Road-deposited sediments (RDS) contain pollutants such as heavy metals that can be washed-off during rain events and can have toxic effects in bodies of water. Since a large portion of many heavy metals are present in particulate form, they can be retained by treatment using sedimentation. In order to optimize the retention of solids and thus pollutants, an expansion of knowledge about the settling behavior of pollutant-bearing solids is necessary. It is already known that the amount of pollutants varies depending on the site. With regard to the parameters relevant to settling, such as particle size and density, the influence of site-specific boundary conditions on the composition has not yet been thoroughly investigated. There is also a lack of a method for measuring settling behavior of key parameters of solids and pollutants under controlled conditions. This work provides a contribution to the state of knowledge of parameters relevant to the settling of the solids under varying site-specific boundary conditions and their settling behavior.

A literature review was conducted referring to the influence of method- and site-specific boundary conditions on road-deposited sediments and solids in road runoff. It was attempted to conduct a metadata evaluation for the parameters relevant for the settling as of particle size, shape, density and organic content. A secure data basis and average values were determined for organic content in road runoff. The data basis for the other parameters has been limited so far. The lack of findings on these parameters underlines the need for in-depth studies to characterize solids from road surfaces accordingly.

In an extensive measurement program in Frankfurt am Main from 2016 to 2018, RDS were obtained during dry periods at ten locations on the road surface. The solids were examined with regard to the above-mentioned parameters relevant to settling. Site-specific influences have been statistically proven. It was shown among other things, that the solid load and the particle size distribution of RDS show little variability regardless of the site. There is however a positive correlation between the volume of traffic and the solid load. Organic contents in RDS are a function of the prevailing vegetation on the site. They vary seasonally. A negative linear relationship between the density and the organic contents in RDS was demonstrated. This work thus provides a new data basis for the modeling of transport processes of solids and their parameters relevant to settling from different traffic areas.

Furthermore, a laboratory method was developed to measure the settling behavior of road-borne solids in constant compositions (particle size distribution and solids concentration). The method was successfully validated and initial findings on the settling behavior of solids, organic contents and heavy metals were obtained for one runoff scenario. In the scenario examined, discrete settling behavior was demonstrated. The settling behavior of the heavy metals correlates with the solids. However, disproportionately high heavy metal concentrations in fine particle fractions mean a reduced sedimentation rate of the respective heavy metal fractions.

For the treatment of runoff, the results suggest that with regard to site-specific vegetation and season, different degrees of efficiency due to higher proportions of solids with low density can be expected for the solid retention efficiency. With regard to heavy metals, the laboratory results showed that with increasing solid retention efficiency in observed discrete settling regimes, the efficiency of pollutant retention also increases, but to different degrees depending on the distribution of heavy metals. The distribution of heavy metals, density and organic content within the particle size classes of a solid sample is therefore an important parameter for assessing settleability in discrete settling.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	IV
Tabellenverzeichnis.....	VII
Abkürzungsverzeichnis.....	IX
1 Einleitung	1
1.1 Ausgangslage und Veranlassung	1
1.2 Forschungsfragen und Vorgehensweise	4
1.3 Aufbau der Arbeit	5
2 Grundlagen zur Sinkgeschwindigkeit von Feststoffen	7
3 Kritische Auswertung der Literatur	10
3.1 Methodenspezifische Randbedingungen.....	10
3.1.1 Feststoffe auf Verkehrsflächen – Feststoffdepositionen (FD)	11
3.1.1.1 Probenahme	11
3.1.1.2 Probenaufbereitung	13
3.1.1.3 Auswertungsmethoden.....	14
3.1.2 Feststoffe im Verkehrsflächenabfluss (FA)	14
3.1.2.1 Probenahme	14
3.1.2.2 Probenaufbereitung	15
3.1.2.3 Analysemethoden	16
3.1.3 Absetzrelevante Kenngrößen.....	17
3.1.3.1 Partikelgrößenverteilung	17
3.1.3.2 Partikelform.....	22
3.1.3.3 Dichte	23
3.1.3.4 Organischer Anteil.....	25
3.1.4 Absetzverhalten von Feststoffen im Verkehrsflächenabfluss (FA)	26
3.1.4.1 Berechnung der Sinkgeschwindigkeit	27
3.1.4.2 Messung der Sinkgeschwindigkeit	28
3.1.4.3 Zusammenfassung - Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit	32
3.1.5 Fazit	33
3.2 Messprogramme zu Feststoffen, absetzrelevanten Kenngrößen und Absetzverhalten	35
3.2.1 Verkehrsflächenbürtige Feststoffe.....	35
3.2.1.1 Standortspezifische Feststoff- und Schwermetallquellen	35
3.2.1.2 Standortspezifische Prozesse	41
3.2.1.3 Aufkommen – Feststoffdepositionen (FD).....	43
3.2.1.4 Aufkommen – Feststoffe im Abfluss (FA).....	44
3.2.2 Absetzrelevante Kenngrößen.....	45
3.2.2.1 Partikelgrößenverteilung	45
3.2.2.2 Partikelform.....	49
3.2.2.3 Dichte	50
3.2.2.4 Organischer Anteil.....	52

3.2.3	Absetzverhalten von Verkehrsflächenabflüssen (FA)	57
3.2.4	Fazit	58
4	Material und Methoden	61
4.1	Untersuchungskonzept	61
4.2	Untersuchungsstandorte	62
4.2.1	Auswahlkriterien	62
4.2.2	Beschreibung der Untersuchungsstandorte	65
4.2.3	Probenahmeort auf der Verkehrsfläche	71
4.3	Probenahme und -aufbereitung	72
4.4	Analyse physikalischer und chemischer Kenngrößen	73
4.4.1	Siebung	73
4.4.2	Partikelform und -größenbestimmung mittels digitaler Bildanalyse	76
4.4.3	Dichte	77
4.4.4	Organischer Anteil	78
4.4.5	Schwermetalle	79
4.5	Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit	80
4.5.1	Herstellung von Untersuchungsmaterial	80
4.5.2	Beschreibung der Labormethode	81
4.5.3	Methodenvalidierung	85
4.6	Auswertung der Ergebnisse	90
4.6.1	Statistische Auswertung	90
4.6.2	Berechnung von massengewichteten Konzentrationen und Substanz(en)anteilen	92
5	Ergebnisse und Diskussion	94
5.1	Feststoffdepositionen und standortspezifische Randbedingungen	94
5.1.1	Untersuchungen im Bereich 0 bis 0,5 m ab Bordsteinkante (2016 bis 2018)	97
5.1.2	Untersuchungen zur Verteilung über den Straßenquerschnitt (2018)	103
5.1.3	Zusammenfassung	106
5.2	Absetzrelevante Kenngrößen der Feststoffdepositionen < 2 mm	107
5.2.1	Partikelgrößenverteilung	109
5.2.2	Partikelform	114
5.2.3	Dichte und organischer Anteil	117
5.2.4	Zusammenfassung	121
5.3	Absetzverhalten von verkehrsflächenbürtigen Feststoffen	123
5.3.1	Qualitätssicherung	124
5.3.2	Erläuterung der Auswertungen	125
5.3.3	Feststoffe und organische Feststoffanteile	131
5.3.4	Schwermetalle	136
5.3.5	Zusammenfassung	143
6	Fazit	147

Anhangsverzeichnis.....	154
Anhang	156
Literaturverzeichnis	292
Lebenslauf	321

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1: Übersicht der Kompartimente und relevanter Untersuchungskenngrößen (oben) und Vorgehensweise in dieser Arbeit (unten).....	2
Abbildung 3.1: Bezeichnungen gelöster und ungelöster Anteile in Abwasser; TR (Trockenrückstand); TS (Total Solids), TDS (Total Dissolved Solids), AFS (abfiltrierbare Stoffe), GUS (gesamte ungelöste Stoffe), TSS (Total Suspended Solids), SS (Suspended Sediments), AFS63 (abfiltrierbare Stoffe $\leq 63 \mu\text{m}$) (Dierschke und Welker 2015)	16
Abbildung 3.2: Beispiel für Partikelgrößenverteilungen mit und ohne Gesamtprobenverkleinerung durch Siebschnitt	21
Abbildung 3.3: Sedimentationsapparaturen im Überschichtungsverfahren – links: UFT-Säulen, rechts: Aston-Säulen (Michelbach und Wöhrle 1993; Tyack et al. 1996)	29
Abbildung 3.4: Sedimentationsapparaturen im Suspensionsverfahren – oben: aufwärts durchströmte Säulen, unten links: VICAS-Säulen, unten rechts: Multiport-Säulen (Chebbo und Gromaire 2009; Piro et al. 2011a; Walling und Woodward 1993)	30
Abbildung 3.5: Quellen der Feststoffdeposition (in Anlehnung an Loganathan et al. 2013) ..	37
Abbildung 3.6: Partikelgrößenbereiche von Feststoffeinträgen auf die Verkehrsfläche (angepasst aus Dierschke 2014).....	45
Abbildung 3.7: Vergleich der Partikelgrößenverteilung in a) FD und b) FA (UR = Urban Road, durchgezogene Linie, P = Parkplatz, fein gestrichelte Linie, A = Autobahn, grob gestrichelte Linie, * Mittelwerte/Mischproben).....	47
Abbildung 3.8: Boxplot – Glühverlust (% GV) in den FA, Literaturlauswertung berechnet als VSS-Anteil an AFS, gesamt (n = 151), (Einschränkung: AFS > 40 mg/l, VSS > 20 mg/l) (Barrett et al. 1995; Horwath und Bannerman 2012; Kobriger und Geinopolos 1984; Lygren et al. 1984; Sansalone et al. 1998; Steinman 2017; Ying und Sansalone 2008)	53
Abbildung 3.9: Boxplots – Glühverlust (% GV) in den FA nach DTV auf Autobahnen (n = 144) und Messmonat (n = 151) (Barrett et al. 1995; Horwath und Bannerman 2012; Kobriger und Geinopolos 1984; Lygren et al. 1984; Sansalone et al. 1998; Steinman 2017; Ying und Sansalone 2008).	54
Abbildung 3.10: Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm^3) in Kanalsedimenten nach Siebfraktionen (Roger et al. 1998)	56
Abbildung 4.1: Karte der Untersuchungsstandorte in Frankfurt (Eigene Darstellung, Karte: Baumkataster, Stadtvermessungsamt Frankfurt, 2019, https://geoinfo.frankfurt.de/)	66
Abbildung 4.2: Schematische Darstellung der Probenahmeflächen auf der Verkehrsfläche..	72

Abbildung 4.3: Schematischer Ablauf des Siebverfahrens (< 2.000 μm).....	75
Abbildung 4.4: Schematische Darstellung der Sedimentationsapparatur (übersetzt nach Gelhardt et al. (2017)).....	82
Abbildung 4.5: Beispiel eines Boxplots mit Whiskerbalken.....	91
Abbildung 5.1: Schematische Darstellung der Probenahme­flächen im Straßenquerschnitt.....	95
Abbildung 5.2: Boxplots – spezifische Massen (g/m^2) im Bereich 0 bis 0,5 m ab Bordsteinkante (links: alle Daten, $n = 393$, rechts: ausreißer­bereinigt, $n = 355$).....	97
Abbildung 5.3: Boxplots – Massenanteile (%) (links) und Glühverlust (% GV) (rechts) in den Siebfraktionen < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm in 0 bis 0,5 m ab BK (Massenanteile: $n = 355$, GV: < 2 mm: $n = 343$, 2-4 mm: $n = 347$, 4-8 mm: $n = 346$, ≥ 8 mm: $n = 16$).....	98
Abbildung 5.4: Boxplots – spezifische Massen (g/m^2) und Glühverlust (% GV) in der Siebfraktion < 2 mm für 1. DTV, 2. Vegetation am Standort, 3. Jahreszeit.....	101
Abbildung 5.5: Boxplots – Verteilung der spezifischen Massen (g/m^2) über den Straßenquerschnitt (Rinne = 0 bis 0,25 m ($n = 126$), Fahrbahnrand = 0,25-0,5 m ($n = 138$) und Fahrbahnmitte ca. 2 m ab Bordsteinkante ($n = 50$)).....	104
Abbildung 5.6: Boxplots – Massenanteile (%) und Glühverlust (% GV) in den Siebfraktionen < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm je Fläche auf dem Straßenquerschnitt (Rinne = 0-0,25 m, Fahrbahnrad = 0,25-0,5 m und Fahrbahnmitte ca. 2 m ab Bordsteinkante).....	105
Abbildung 5.7: Übersicht der gemessenen Kenngrößen in Siebfraktionen der Feststoffdepositionen.....	108
Abbildung 5.8: Partikelgrößenverteilung als Boxplots akkumulierter Massenanteile – Feststoffdepositionen, 2016 bis 2018 ($n = 74$).....	109
Abbildung 5.9: Partikelgrößenverteilungen – Feststoffdepositionen in Frankfurt ($n = 74$, Mittelwertkurve, schwarz gestrichelt) im Vergleich zu Literaturstudien (Wiederholung von Abbildung 3.7).....	110
Abbildung 5.10: Boxplots – Partikelgrößenparameter d_{90} (links) und d_{50} , d_{10} (rechts) in μm (oben Jahreszeiten: Frühjahr: $n = 29$, Sommer: $n = 19$, Herbst: $n = 14$, Winter: $n = 12$; unten: Standorte und DTV: FRS/STS: $n = 13$, NES: $n = 6$, BRS: $n = 4$, GBS: $n = 5$, ECL: $n = 8$, RBS: $n = 7$; NIB: $n = 11$).....	112
Abbildung 5.11: Häufigkeitsverteilung – Formfaktor Zirkularität für Millisil W4 und sieben Proben in $\text{FD}_{\text{FA-PSD}}$ (< 250 μm).....	116

Abbildung 5.12: Boxplots – Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm ³) in zehn Siebfraktionen, 2017 und 2018 (pro Fraktion: GV: n = 73, Dichte: n = 72/73, genaue Häufigkeiten in Anhang 25).....	118
Abbildung 5.13: Streudiagramm, lineare Regressionsgerade und 95 % Vertrauensbereiche – Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm ³) (Siebfraktionen < 40 bis 1.000-2.000 µm, n = 729).	119
Abbildung 5.14: Streudiagramm – Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm ³) in Siebfraktionen < 40 bis 1.000-2.000 µm nach Jahreszeiten (a), Vegetation (b), Siebfraktion (c) und DTV (d).....	120
Abbildung 5.15: Streudiagramm – Feststoffanteile d < 63 µm und Vs < 11 m/h in % (n = 11).....	128
Abbildung 5.16: Beispielauswertung für Absetzversuche (oben: Verhältnis der Feststoffanteile zu Substanz(en)anteilen Vs < 11 m/h, unten links: Substanz(en)anteile in der Messprobe FD _{FA-PSD} , unten rechts: Verhältnis der Substanz(en)anteile d < 63 µm zu Vs < 11 m/h).....	129
Abbildung 5.17: Streudiagramm – Feststoffanteile d < 63 µm und Vs < 11 m/h in % (links); Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm ³) in Messproben (FD _{FA-PSD}) (n = 11) rechts)....	131
Abbildung 5.18: Streudiagramm – Glühverlust (% GV) in Messprobe (FD _{FA-PSD}) zu Feststoffanteil Vs < 11 m/h (%).....	132
Abbildung 5.19: Absetzverhalten – organische Feststoffanteile (oben: Verhältnis der Feststoffanteils zu org. Feststoffanteilen Vs < 11 m/h, unten links: org. Feststoffanteile in der Messprobe: FD _{FA-PSD} , unten rechts: Verhältnis der org. Feststoffanteil d < 63 µm zu Vs < 11 m/h).....	133
Abbildung 5.20: Absetzverhalten – Cu, Zn, Pb (links: Verhältnis der Feststoffanteile zu Substanz(en)anteilen Vs < 11 m/h (1); rechts: Substanz(en)anteile in der Inputprobe FD _{FA-PSD} (2).....	139
Abbildung 5.21: Absetzverhalten – Cu, Zn, Pb (links: Verhältnis der Substanzanteile d < 63 µm zu Vs < 11 m/h; rechts: Verhältnis der Substanz(en)anteile org. Feststoffanteile zu Cu, Zn und Pb Vs < 11 m/h).....	142

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1: Quellen von Schwermetallen in verkehrsflächenbürtigen Feststoffen (Adachi und Tainosho 2004; Adamiec et al. 2016; Davis et al. 2001; Gan et al. 2008; Hillenbrand et al. 2005; Hwang et al. 2016; Kadioğlu et al. 2010; Lindgren 1996; Quass et al. 2008; Thorpe und Harrison 2008; Zannoni et al. 2016).....	38
Tabelle 3.2: Dichte in Bestandteilen verkehrsflächenbürtiger Feststoffe (GESTIS Stoffdatenbank 2019).....	50
Tabelle 3.3: Rohdichte und Porenanteil verschiedener Holzarten (modifiziert nach Niemz und Sonderegger (2017)).....	51
Tabelle 4.1: Untersuchungskonzept.....	61
Tabelle 4.2: Charakterisierung der standortspezifischen Randbedingungen für die zehn Untersuchungsstandorte.....	67
Tabelle 4.3: Messprobenzusammensetzung für Absetzversuche – Feststoffanteile nach Siebfractionen	81
Tabelle 4.4: Untersuchungsvarianten für Absetzversuche	84
Tabelle 4.5: Mess- und Methodenpräzision der Absetzversuche Variante 1 mit Millisil W4 (2 g-Messprobe in FD_{FA-PSD}) als 95 %-Vertrauensbereich.....	88
Tabelle 5.1: Probenahmehäufigkeit nach Standorten und Jahreszeiten – Gesamtzahl der Probenahmen je Straßenrandbereich 0 bis 0,5 m ab Bordsteinkante, n = 393 (Anzahl der Probenahmen von der Fahrbahnmitte).....	96
Tabelle 5.2: Korrelationskoeffizient (r) nach Pearson – spezifische Massen (g/m^2) und Glühverlust (% GV) in der Siebfraction < 2 mm und standortspezifische Randbedingungen (DTV, Vegetation, BKÜ).....	100
Tabelle 5.3: Statistische Auswertung – Partikelgrößenparameter d_{10} , d_{50} , d_{90} (μm).....	110
Tabelle 5.4: Korrelationskoeffizient (r) nach Pearson – Partikelgrößenparameter d_{10} , d_{50} und d_{90} (μm) und standortspezifische Randbedingungen (DTV, Vegetation, BKÜ).....	111
Tabelle 5.5: Mikroskopaufnahmen von Feststoffdepositionen – Siebfractionen < 40 bis 1.000-2.000 μm , Material: ECL Q1/17 (Vergrößerung).....	114
Tabelle 5.6: Korrelationskoeffizient nach Pearson (r) – Glühverlust (% GV), Dichte (g/cm^3) und standortspezifische Randbedingungen (DTV, Vegetation und BKÜ).....	118
Tabelle 5.7: Standortübersicht – Absetzversuche (n = 11).....	123

Tabelle 5.8: Beispiel zur Zusammensetzung einer Messprobe (Feststoffe und Substanzen) – Vergleich Input- zu Outputverteilungen (Messprobe: NIB Q1/17).....	126
Tabelle 5.9: Theoretische Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) – Cu, Zn und Pb in Abflussproben aus einer $\text{FD}_{\text{FA-PSD}}$ Probe in 200 mg/l AFS (n = 11)	137
Tabelle 5.10: Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) in Verkehrsflächenabflüssen urbaner Straßen verschiedener DTV (Daten aus Metastudie nach Huber et al. 2016)	137

Abkürzungsverzeichnis

A	Autobahn
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFS63	Abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen 0,45 µm bis 63 µm
Al	Aluminium
As	Arsen
ASS	Absetzbare Stoffe
BK	Bordsteinkante
BKÜ	Baumkronenüberdeckungsgrad
BRS	Brahmsstraße
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
c _i	Schwermetallkonzentration in der Fraktion i
c _W	Widerstandsbeiwert
D	Feret-Durchmesser (Breite)
d	Durchmesser
d ₁₀	Äquivalentdurchmesser mit ≤ 10 % der Partikelanteile
d ₅₀	(Mittlerer) Äquivalentdurchmesser mit ≤ 50 % der Partikelanteile
d ₉₀	Äquivalentdurchmesser mit ≤ 90 % der Partikelanteile
DIA	Digital Image Analysis (digitale Bildanalyse)
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (Kraftfahrzeuge pro 24 Stunden)
η	Dynamische Viskosität
ECL	Eckenheimer Landstraße
ETD	Estimated Texture Depth
FA	Feststoffe im Abfluss von Verkehrsflächen
FA-PSD	Partikelgrößenverteilung der Feststoffe im Abfluss von Verkehrsflächen
FD	Feststoffe in Deposition auf Verkehrsflächen
FD _{FA-PSD}	Eingestellte Zusammensetzung von Feststoffen der Deposition in einer Partikelgrößenverteilung von Feststoffen im Abfluss bis 250 µm
Fe	Eisen
FES	Frankfurter Entsorgungs- und Service GmbH – Stadtreinigung
FRA-UAS	Frankfurt University of Applied Sciences
FRS	Frauensteinstraße

g	Schwerebeschleunigung
GBS	Glauburgstraße
GKM	Großkehrmaschine
GP	Gaspyknometrie
GUS	Gesamte ungelöste Stoffe
GV	Glühverlust
Hg	Quecksilber
IQA	Interquartilsabstand
KKM	Kompaktkehrmaschine
KP	Kapillarpyknometrie
KS	Kanalsediment
L	Feret-Durchmesser (Länge)
LID	Parkplatz des Supermarktes „Lidl“
LOI	Loss on Ignition (Glühverlust)
MA _i	Massenanteil in der Fraktion i
MCS	Parkplatz des Schnellrestaurants „McDonald’s“
Mn	Mangan
MPD	Mean Profile Depth
MW	Mittelwert
n	Häufigkeit
NaCl	Natriumchlorid
Ni	Nickel
NES	Nordendstraße
NIB	Nibelungenallee
v	Kinematische Viskosität
oTS	organische Trockensubstanz
p	Signifikanzniveau
P	Parkplatz
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PM	Particulate Matter
Pb	Blei
PSD	Particle-size distribution (Partikelgrößenverteilung)
ψ_c	Zirkularität
ρ_F	Dichte des Fluids
ρ_K	Dichte des Körpers
R ²	Bestimmtheitsmaß
r	Korrelationskoeffizient

RBS	Rat-Beil-Straße
RDS	Road-deposited sediments (Feststoffdepositionen auf Verkehrsflächen)
Re	Reynoldszahl
Sb	Antimon
SD	Standard Deviation (Standardabweichung)
s_{Meth}	Standardabweichung der Methodenpräzision
s_t	Standardabweichung der Messpräzision
SM	Schwermetalle
STS	Stettenstraße
SS	Suspended Sediments
TDS	Total Dissolved Solids
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TR	Trockenrückstand
TS	Total Solids
TSS	Total Suspended Solids
UFT	Umwelt- und Fluid-Technik
UR	Urban Roads
VICAS	Vitesse de Chute en Assainissement
V_s	Sinkgeschwindigkeit
V_{s50}	(Mittlere) Sinkgeschwindigkeit mit < 50 % der Feststoffanteile
VSS	Volatile Suspended Solids (Glühverlust in abfiltrierbaren Stoffen)
WFR	Wiederfindungsraten
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
x_A	Flächenäquivalentdurchmesser eines projektionsgleichen Kreises
Zn	Zink

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage und Veranlassung

Niederschlagsabflüsse aus urbanen Gebieten haben trotz einem gesamten Rückgang an Schad- und Nährstoffeinträgen einen erheblichen Anteil an den Emissionen in die Gewässer (Umweltbundesamt 2017). Gerade bei bestimmten Stoffgruppen wie Schwermetallen und organischen Schadstoffen (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), u. a.) können Niederschlagsabflüsse entscheidend zur Gewässerbelastung beitragen (Schmitt et al. 2010). Dabei spielt vor allem der zunehmende Straßenverkehr, insbesondere durch Abgase und Abrieb von Reifen, Bremsen und Fahrbahnen eine bedeutende Rolle (Councell et al. 2004; Whiley 2011; McKenzie et al. 2009; Ozaki et al. 2004). So korrelieren z.B. die Schwermetallemissionen von Kupfer und Zink mit der jährlichen Fahrleistung in Deutschland (Umweltbundesamt 2019). Schwermetalle und PAK sind aufgrund ihrer hohen Persistenz problematisch und können je nach Verfügbarkeit öko- und humantoxische Wirkungen haben (Welker 2004; Bayer et al. 2017; Brandt und Einhenkel-Arle 2016). Aufgrund von weiterhin steigenden Fahrleistungen im Straßenverkehr in Deutschland ist eine Zunahme der Relevanz gewässerschutztechnischer Maßnahmen zur Schadstoffreduktion aus urbanen Verkehrsflächenabflüssen zu erwarten (Umweltbundesamt 2020).

Richtlinien zum Schutz der Gewässer vor schädlichen Einleitungen werden in der Europäischen Union durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (2000/60/EG 2000) und ihren Erweiterungen (2008/105/EG 2008; 2013/39/EU 2013) vorgegeben. Es wurden Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe festgelegt, die in Gewässern nicht überschritten werden dürfen (OGewV 2016). Die WRRL sieht ein Verschlechterungsverbot und eine gleichzeitige Verpflichtung zur Verbesserung der Gewässersituation hin zu einem guten chemischen Zustand vor. Sie fordert hierzu unter anderem eine emissionsseitige Bewertung des Behandlungserfordernisses vor Einleitung in ein Gewässer. Der Behandlungsbedarf von Niederschlagsabflüssen wird in Deutschland künftig nach belasteten Herkunftsflächen bewertet (DWA-A 102 - Entwurf 2016). Da viele Schadstoffe wie Schwermetalle oder PAK überwiegend partikulär und insbesondere gebunden an feine Feststoffe vorliegen, werden für die Bewertung als Referenzparameter die abfiltrierbaren Stoffe < 63 µm (AFS63) eingeführt. Der Rückhalt von Feststoffen aus Verkehrsflächenabflüssen leistet daher einen wesentlichen Beitrag zum Gewässerschutz. Die zu erwartende Feststoff- und damit Schadstoffbelastung von Verkehrsflächenabflüssen unterschiedlicher Herkunftsflächen wird u. a. nach der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV) der Verkehrsflächen eingestuft.

Als Behandlungsprinzip zum Rückhalt von Feststoffen stehen die Sedimentation oder Filtration zur Verfügung. Das Prinzip der Dichtentrennung über eine Sedimentation ist oft die erste oder einzige Behandlungsstufe. Zur Dimensionierung einer Behandlungsanlage und zur Bewertung des erfolgreichen Feststoffrückhalts ist es wichtig, das Absetzverhalten, gemessen als Sinkgeschwindigkeit, oder die absetzrelevanten Kenngrößen zu kennen. Für die Sinkgeschwindigkeit von Partikeln ist nach der Formel von Stokes der Partikeldurchmesser, die Dichte und bei nicht-sphärischen Partikeln die

Form relevant. Hinsichtlich des Absetzverhaltens von Feststoffen und deren partikulären Schadstoffen bestehen noch große Erkenntnislücken. Diese umfassen die Kenntnisse zu absetzrelevanten Kenngrößen (Partikelgröße, Dichte, organischer Anteil und Form) sowie dem Absetzverhalten verkehrsflächenbürtiger Feststoffe.

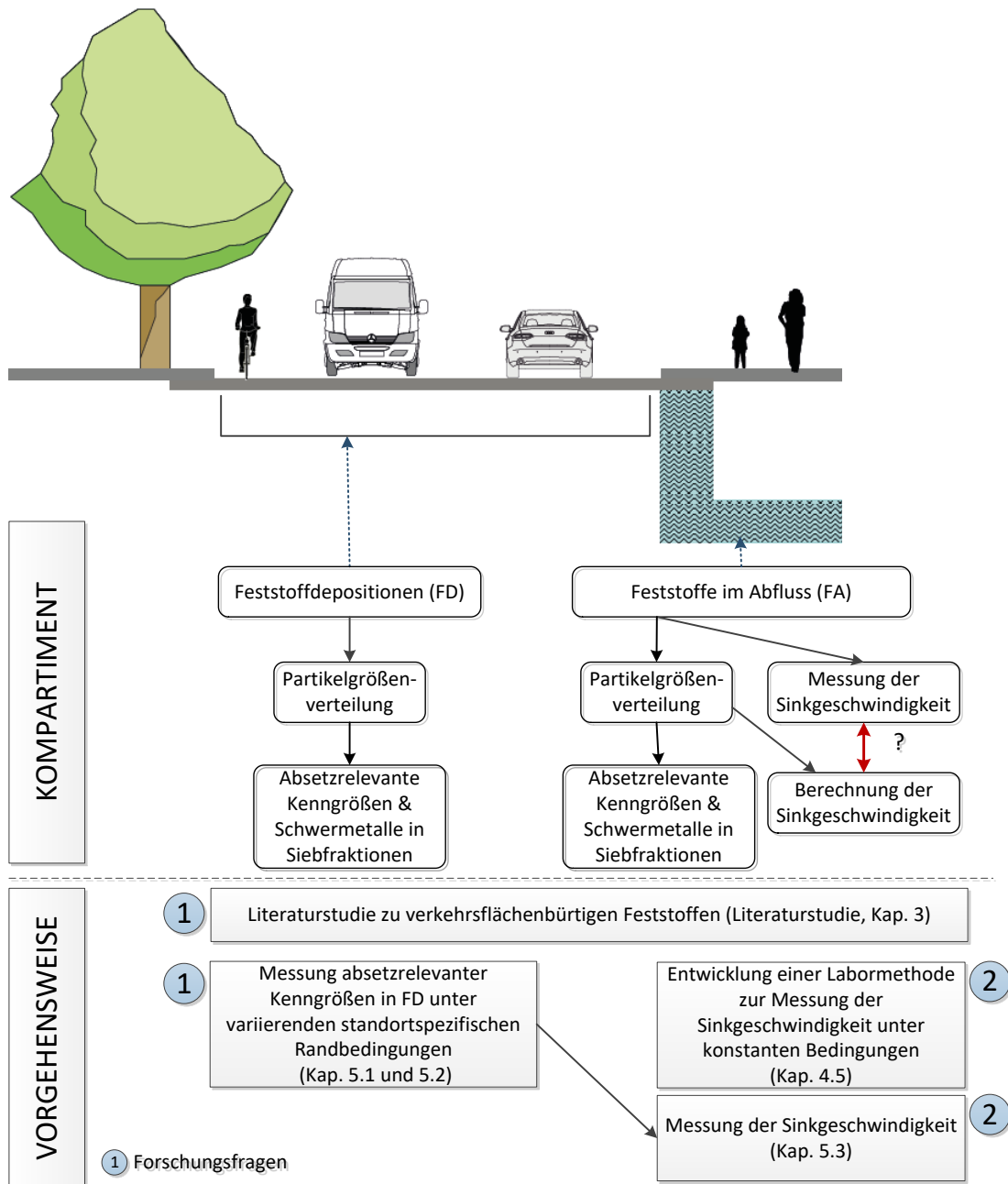


Abbildung 1.1: Übersicht der Kompartimente und relevanter Untersuchungskenngrößen (oben) und Vorgehensweise in dieser Arbeit (unten)

Verkehrsflächenbürtige Feststoffe wurden bislang insbesondere in zwei Kompartimenten betrachtet (Abbildung 1.1): zum einen als Feststoffe deponiert auf der Verkehrsfläche und zum anderen im Verkehrsflächenabfluss. Die Feststoffdepositionen (FD)

können im Niederschlagsereignis anteilig abflusswirksam werden und zusammen mit der Primärbelastung des Niederschlags als Feststoffe in den Abfluss (FA) gelangen (Welker und Dittmer 2005). Beide Matrices wurden hinsichtlich ihrer Schadstoffe wie Schwermetalle intensiv untersucht (Hwang et al. 2016; Huber et al. 2016; Loganathan et al. 2013). Es wurden standortspezifische Einflussfaktoren für die Belastung identifiziert, aber auch methodenspezifische Beeinträchtigungen in der Vergleichbarkeit von Messdaten benannt (Huber et al. 2016; Welker und Dittmer 2005).

Zur weiteren Beschreibung der Feststoffeigenschaften wurden schwerpunktmäßig die Partikelgrößenverteilungen gemessen und als Grundlage für die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit verwendet. Die Bestimmung der Eigenschaften jeder einzelnen Partikelgröße eines großen Partikelkollektivs ist technisch aufwendig und nicht für jeden Parameter möglich. Daher werden weitere Kenngrößen üblicherweise in Siebfraktionen nach Partikelgrößenklassen der Feststoffe wie insbesondere Schadstoffe aber auch absetzrelevante Kenngrößen, wie Dichten bestimmt. Verkehrsflächenbürtige Feststoffe sind Vielstoffgemische nicht nur variierender Partikelgrößen, sondern auch unterschiedlicher Materialien, Formen und Dichten. Sie bestehen u. a. aus Abrieben von Fahrbahndecken, Reifen und Karosserien, aus Vegetationsbestandteilen und Staubschlag (Wagner et al. 2018; Ozaki et al. 2004; Thorpe und Harrison 2008; Mummullage et al. 2016). Es gibt folglich organische und anorganische Anteile verkehrsflächenbürtiger Feststoffe. Umfassende Untersuchungen bezüglich des Einflusses methoden- und standortspezifischer Randbedingungen auf absetzrelevante Kenngrößen verkehrsflächenbürtiger Feststoffe fehlen bisher. Dieser Mangel an Befunden unterstreicht die Notwendigkeit der Durchführung umfassender Vergleichsuntersuchungen. Diese sind wichtig, um einerseits den Einfluss standortspezifischer Randbedingungen auf die für die Sedimentation relevante Zusammensetzung der Feststoffe zu bewerten, aber auch um eine Datengrundlage für die optimierte Simulation von Transportprozessen der Feststoffe und die Bemessung von Behandlungsanlagen der Sedimentation von unterschiedlichen Herkunftsflächen zu schaffen.

Weiter fehlt es an Erkenntnissen zum Absetzverhalten von Fest- und Schadstoffen in Verkehrsflächenabflüssen. Kenntnisse zur Sinkgeschwindigkeit der Feststoffe sind für die Dimensionierung und den Behandlungserfolg einer Anlage wichtig.

Es gibt zwei wesentlich genutzte Verfahren zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit von Partikelkollektiven. Zum einen die Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit von Feststoffen durch Messung mittels Laborverfahren und zum anderen durch die Berechnung anhand von Partikelgrößenverteilungen ohne Berücksichtigung anderer absetzrelevanter Kenngrößen (Abbildung 1.1). Beide Herangehensweisen haben Limitierungen, die in dieser Arbeit näher beleuchtet und zu denen Maßnahmen zur Steigerung des Erkenntnisgewinns aus Absetzversuchen vorgelegt werden sollen.

Bislang wurde überwiegend die Sinkgeschwindigkeit von Feststoffen als Stellvertreter für Schadstoffe bestimmt. Das Absetzverhalten der partikulär assoziierten Schadstoffe wurde nicht betrachtet. Um den Zusammenhang zwischen dem Absetzverhalten von Fest- und partikulären Schadstoffen zu untersuchen, ist die Entwicklung einer neuen

Messmethode erforderlich. Die vorliegende Arbeit soll durch die Entwicklung und Erprobung eines neuartigen Verfahrens diese Forschungslücke schließen. Kenntnisse zum Absetzverhalten von verkehrsflächenbürtigen Feststoffen und assoziierten Schwermetallen, als Stellvertreter partikulärer Schadstoffe, können dann zur Optimierung von Behandlungsanlagen beitragen.

1.2 Forschungsfragen und Vorgehensweise

Diese Arbeit wird von zwei Zielen motiviert. Zum einen sollen Erkenntnisse zur Feststoffzusammensetzung bezüglich absetzrelevanter Kenngrößen unter variierenden standortspezifischen Randbedingungen gewonnen werden. Diese können künftig dabei helfen Transportprozesse von Feststoffen auf Verkehrsflächen zu simulieren und Behandlungsanlagen anhand eines besseren Verständnisses über die potentielle Zusammensetzung von Verkehrsflächenabflüssen von verschiedenen Herkunftsflächen zu optimieren. Zum anderen soll ein neuer Kenntnisstand über das Absetzverhalten von Fest- und assoziierten Schadstoffen geschaffen werden. Es soll untersucht werden, ob es einen positiven Zusammenhang zwischen Fest- und partikulärem Schadstoffabsetzverhalten gibt. Diese Erkenntnisse können zur Optimierung der Behandlungsanlagen beitragen. Es werden zwei Forschungsfragen betrachtet.

1. Wie sind verkehrsflächenbürtige Feststoffe hinsichtlich ihrer absetzrelevanten Kenngrößen zusammengesetzt und wie wird die Zusammensetzung durch standortspezifische Randbedingungen beeinflusst?

Erkenntnisse zu absetzrelevanten Feststoffeigenschaften bilden eine wichtige Grundlage für die Bewertung des Absetzverhaltens und für die Ableitung von für die Behandlung relevanter Maßnahmen. Für die Entwicklung einer Methode zur Messung des Absetzverhaltens von Fest- und Schadstoffen ist ebenfalls eine Einschätzung des Aufkommens, der absetzrelevanten Kenngrößen und möglicher Randbedingungen zu erfassen. Zur Beantwortung der Forschungsfrage werden eine umfangreiche Literaturstudie und ein eigenes Messprogramm in Frankfurt durchgeführt.

Bei der Auswertung der Literatur wird auf die beiden Kompartimente Feststoffdepositionen (FD) und Feststoffe im Abfluss (FA) von Verkehrsflächen eingegangen. Da die Ergebnisse von Messungen durch die Probenahme, -aufbereitung und -analytik beeinflusst oder überprägt werden können, werden zunächst methodenspezifische Randbedingungen untersucht. Methodenspezifisch werden die Messverfahren für die Bestimmung des Aufkommens, absetzrelevanten Kenngrößen (Partikelgröße, Dichte, organischer Anteil, Form) und Absetzverhalten (Kapitel 3.1) beschrieben. Dabei wird sowohl auf Schwachstellen einiger Verfahren, als auch auf die Vergleichbarkeit von Messwerten unterschiedlicher Verfahren eingegangen. Damit sollen die Rahmenbedingungen für die Vergleichbarkeit von Messdaten für die nachfolgende Auswertung von Metadaten geschaffen werden.

Im zweiten Teil der Literaturstudie (Kapitel 3.2) werden basierend auf vergleichbaren, validen Messergebnissen Metadaten zu FD und FA ausgewertet. Es wird versucht mittlere Konzentrationen bezogen auf absetzrelevante Kenngrößen der Feststoffe zu ermitteln und den Einfluss standortspezifischer Randbedingungen zu bewerten.

Zur Erweiterung des Kenntnisstandes werden in einem umfangreichen Messprogramm Feststoffdepositionen beprobt und untersucht. Es soll eine neue Datengrundlage an Feststoffeigenschaften bezüglich absetzrelevanter Kenngrößen (Partikelgröße, Dichte, organischer Anteil, Form) geschaffen werden. Der Einfluss unterschiedlicher standortspezifischer Randbedingungen auf die Zusammensetzung, wie Verkehrsstärke oder Vegetation, soll statistisch bewertet werden.

2. Wie ist der Zusammenhang zwischen dem Absetzverhalten von Feststoffen und an ihnen assoziierten partikulären Schwermetallen?

Zur Beantwortung der Forschungsfrage wird zunächst eine neuartige Methode zur Bestimmung des Absetzverhaltens von Fest- und partikulären Schadstoffen unter konstanten Bedingungen entwickelt. Die Methode wird anhand der gewonnenen Datengrundlage zur Zusammensetzung von verkehrsflächenbürtigen Feststoffen ausgelegt und validiert (Kapitel 4.5). Die Zusammensetzung der untersuchten Feststoffe ist hinsichtlich ihrer Partikelgrößenverteilung und Feststoffkonzentrationen konstant und hinsichtlich der Dichte, organischen Anteilen und Schwermetallkonzentrationen nach Siebfraktionen bekannt. Dadurch können Partikelgrößenäquivalente (Siebung) bekannter Zusammensetzung ihren rechnerischen Sinkgeschwindigkeitsäquivalenten gegenübergestellt werden. Es kann u. a. verglichen werden, inwiefern die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit von der Messung abweicht und aufgrund welcher Kenngrößen. Mit der entwickelten Methode soll zum einen untersucht werden, wie sich bei konstanter Partikelgrößenverteilung die Dichte bzw. der organische Anteil auf das Absetzverhalten der Feststoffe auswirkt. Außerdem wird der Verbleib der partikulären Schwermetallanteile untersucht (Kapitel 5.3). Damit soll geklärt werden, ob es einen Zusammenhang zwischen dem Absetzverhalten von Feststoffen und Schwermetallen gibt und ob die Feststoffe und ihre Partikelgrößenverteilung als Stellvertreter für den Schadstoffrückhalt bei einer Behandlung mit Sedimentation wesentlich sind.

1.3 Aufbau der Arbeit

In Kapitel 2 werden zunächst die theoretischen Grundlagen zur Sinkgeschwindigkeit von Feststoffen vorgestellt. Für die Beantwortung der Forschungsfragen wird in Kapitel 3 eine kritische Literaturstudie durchgeführt, in Kapitel 4 werden Material und Methoden für das Untersuchungsprogramm vorgestellt und in Kapitel 5 folgen die Ergebnisse und Diskussion sowie das Fazit in Kapitel 6.

Die kritische Betrachtung der Literatur in Kapitel 3 wurde in zwei Abschnitte unterteilt. In Kapitel 3.1 werden der Forschungsstand zu Probenahme und -aufbereitung sowie Messmethoden für FA und FD dargestellt und diskutiert. Daraus werden die Einschränkungen der Vergleichbarkeit von Messdaten erläutert. Auf Grundlage dieser Einschränkungen werden in Kapitel 3.2 Messdaten aus internationalen Studien ausgewertet.

In Kapitel 4 werden die untersuchten Standorte und die methodische Vorgehensweise vorgestellt (Kapitel 4.1–4.4). Dieses Kapitel beinhaltet auch Ergebnisse der Methodenvalidierungen für die Bestimmung von absetzrelevanten Kenngrößen in verkehrsflächenbürtigen Feststoffen. Außerdem werden die Ergebnisse der Methodenentwicklung und -validierung der entwickelten Labormethode zur Messung

des Absetzverhaltens erläutert (Kapitel 4.5). Für die Auswertung der Ergebnisse werden die gewählten statistischen Tests und Berechnungsgrundlagen vorgestellt (Kapitel 4.6).

In Kapitel 5 werden die Ergebnisse des Messprogramms vorgestellt und diskutiert. Zur Bewertung des Einflusses standortspezifischer Randbedingungen auf die Zusammensetzung von FD werden zunächst das Aufkommen und die vorfraktionierten Verteilungen (< 2 , 2-4, 4-8, ≥ 8 mm) hinsichtlich Massen- und organischer Anteile unter Berücksichtigung variierender standortspezifischer Randbedingungen (Vegetation, Jahreszeit, Verkehrsstärke, u. a.) untersucht (Kapitel 5.1). Die Feststoffanteile < 2 mm werden weiter mittels Siebung unterfraktioniert und in den Siebfraktionen die absetzrelevanten Kenngrößen (Dichte, Glühverlust, Form) analysiert (Kapitel 5.2). Die geschaffene Datengrundlage und die fraktionierten Feststoffe werden für die Messung des Absetzverhaltens unter bekannten Bedingungen verwendet (Kapitel 5.3). Hierzu werden FD-Materialien in einer Partikelgrößenverteilung der FA anteilig ihrer Siebfraktion eingewogen. Bei der Auswertung wird neben Feststoffen zwischen dem Absetzverhalten organischer Anteile und von Schwermetallen unterschieden. In Kapitel 6 folgt das Fazit der Arbeit.

2 Grundlagen zur Sinkgeschwindigkeit von Feststoffen

An dieser Stelle werden die theoretischen Grundlagen zur Sinkgeschwindigkeit von Feststoffen, genauer Partikeln und Partikelkollektiven, vorgestellt. Dabei werden absetzrelevante Kenngrößen benannt.

Die stationäre Sinkgeschwindigkeit v_s (m/s) einer sich in einem ruhendem Fluid bewegendes Kugel bekannter Dichte kann u. a. berechnet werden nach der Formel von Stokes (Formel 2-1).

$$v_{\text{Stokes}} = \frac{g \cdot d_K^2}{18 \cdot \eta} \cdot (\rho_K - \rho_F) \quad 2-1$$

Dabei ist g die Schwerebeschleunigung ($9,81 \text{ m/s}^2$), d_K der Durchmesser der Kugel, ρ_K die Dichte des Körpers (kg/m^3), ρ_F die Dichte des Fluids (kg/m^3) und η die dynamische Viskosität ($\text{kg/m} \cdot \text{s}$). Diese Formel hat nur Gültigkeit bei geringen Reynoldszahlen $\text{ca.} < 0,25$. Die Reynoldszahl ist eine dimensionslose Strömungskenngröße (Aigner und Bollrich 2012) (Formel 2-2).

$$\text{Re} = \frac{v_{\text{Stokes}} \cdot d_K}{\nu} \quad 2-2$$

Dabei ist ν die kinematische Viskosität (m^2/s). Die kinematische Viskosität hängt von der Temperatur des Fluids ab. Die Reynoldszahl stellt die Trägheitskräfte in Relation zu Zähigkeitskräften. Der Widerstandsbeiwert c_w ist eine Funktion der Reynoldszahl ($c_w = f(\text{Re})$). Die Sinkgeschwindigkeit wird auf iterative Weise ermittelt, bis sich c_w nicht mehr über Re verändert. Im Bereich laminarer Strömungen bis zu einer Reynoldszahl $< 0,25$ findet die Formel 2-1 nach Stokes Anwendung. Es gilt $c_w = 24/\text{Re}$. Für Sinkgeschwindigkeiten im Übergangsbereich und im Bereich turbulenter Strömung gelten entsprechend der Reynoldszahlen abweichende c_w Werte und Formeln für die Sinkgeschwindigkeit (Aigner und Bollrich 2012).

Bei amorphen Strukturen, wie sie bei Feststoffen auf Verkehrsflächen vorkommen, ändert sich bei gleicher Dichte und Volumen das Sinkverhalten im Vergleich zur Kugel. Die Partikel sedimentieren vergleichsweise langsamer. Als messbare absetzrelevante Kenngrößen der Feststoffe spielen also die Partikelgröße, -form und -dichte eine Rolle. Für natürliche Partikel wie Sand ($\rho_N = 2,65 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$), die von der Kugelform abweichen, kann die stationäre Sinkgeschwindigkeit der Partikel mit einem Durchmesser d_N durch semiempirische Formeln angenähert werden (Dietrich 1982; Hallermeier 1981; Zhiyao et al. 2008). Jiménez und Madsen (2003) haben eine semiempirische Formel von Dietrich (1982) für Sandpartikel optimiert nach folgenden dimensionslosen Formeln 2-3 und 2-4.

$$W_* = \frac{v_s}{\sqrt{\left(\frac{\rho_N}{\rho_F} - 1\right)g \cdot d_N}} = \left(A + \frac{B}{S_*}\right)^{-1} \quad 2-3$$

mit

$$S_* = \frac{d_N}{4\nu} \sqrt{\left(\frac{\rho_N}{\rho_F} - 1\right) g \cdot d_N} \quad 2-4$$

Die natürlich entstandenen Sandpartikel werden über die Koeffizienten A und B bezogen auf die Form und Rundheit der Partikel anhand empirischer Messwerte beschrieben ($A=0,954$, $B=5,121$ für $0,5 < S_* < 30$).

Es gilt:

$$Re = \frac{v_s \cdot d_N}{\nu} = 4W_* S_* \quad 2-5$$

Zunächst werden W_* und S_* für den Gültigkeitsbereich ermittelt. Die Sinkgeschwindigkeit v_s kann dann berechnet werden durch Umstellung der Formel 2-3 nach:

$$v_s = W_* \sqrt{\left(\frac{\rho_N}{\rho_F} - 1\right) g \cdot d_N} \cdot 10^{-6} \left(\text{in } \frac{\text{m}}{\text{s}}\right) \quad 2-6$$

Mit den genannten Formeln wird die Sinkgeschwindigkeit von Einzelpartikeln berechnet. Diese sedimentieren ungehindert. Das Absetzverhalten von Partikelkollektiven, wie sie in Verkehrsflächenabflüssen vorliegen, ist komplexer und unterliegt Wechselwirkungen. Die Partikelkollektive in Verkehrsflächenabflüssen sind Vielstoffgemische unterschiedlicher Materialien, Formen, Dichten, Partikelgrößen und Feststoffkonzentrationen. Dabei sind sowohl organische Bestandteile aus Vegetation und Abrieben von Reifen und Bitumen als auch mineralische und metallische Bestandteile aus Abrieben von Fahrbahnen und Fahrzeugen in den Vielstoffgemischen enthalten (siehe Kapitel 3.2.1.1).

Die Anwesenheit vieler Partikel verändert das Geschwindigkeitsfeld (Kaskas 1970). Es kann zu Impulsen durch Stöße der Partikel untereinander kommen. Größere Feststoffkonzentrationen können sowohl beschleunigende als auch bremsende Wirkung auf die Sinkgeschwindigkeit haben. Bei Volumenkonzentrationen von 1 bis 2 Vol.-% steigt die Sinkgeschwindigkeit (Koglin 1971), bei Volumenkonzentrationen $> 2\%$ nimmt sie grundsätzlich ab (Hindered Settling) (Brauer und Thiele 1973). Bei unterschiedlichen Partikelgrößen im Partikelkollektiv sedimentieren die Partikelkollektive mit steigender Abweichung zwischen kleinster und größter Fraktion unterschiedlich. Feine Fraktionen werden durch die erzeugte Gegenströmung der großen Partikel verlangsamt (Brauer und Thiele 1973). Die Schwarmsinkgeschwindigkeit erreicht nur bei Feststoffkonzentrationen $c \rightarrow 0$ den Bereich der Geschwindigkeit von Einzelpartikeln. Für zunehmende Feststoffkonzentrationen ist mit steigenden Sinkgeschwindigkeiten zu rechnen. Das bedeutet, dass zunehmende Konzentrationen gleicher Dichte und Form potenziell schneller sedimentieren können, als geringe. Eine Zunahme der Sinkgeschwindigkeit von realen Abflüssen höherer Konzentration stellten auch Aiguier et al. (1996) in ihren Versuchen zur Absetzbarkeit von FA fest. Der Verkehrsflächenabfluss liegt im Bereich

von Volumenkonzentrationen deutlich unterhalb von 2 %¹, sodass bei steigenden Feststoffkonzentrationen in FA tendenziell mit zunehmenden Sinkgeschwindigkeiten zu rechnen ist.

Unter Anwesenheit hoher kohäsiver und Feinanteile (z. B. Ton < 2 µm) kann es aufgrund von chemischen, biologischen oder physikalischen Wechselwirkungen zu Flockung kommen. Durch eine erhöhte Feststoffkonzentration, Intensität und Dauer an Partikelinteraktion nimmt die Flockungstendenz zu (Sansalone et al. 2009; Droppo et al. 1997; Hillebrand 2008).

In der Abwasserforschung werden die beschriebenen Absetzeigenschaften von Partikelkollektiven häufig als Absetztypen (Settling Regimes) zusammengefasst. Es wird unterschieden zwischen Sinkgeschwindigkeiten von diskreten, einzelnen Partikeln (Typ I, diskretes Absetzverhalten), Agglomeration und Flockung bei höheren Feststoffkonzentrationen (Typ II, flockendes Absetzverhalten) und – bei besonders hohen Feststoffkonzentrationen – gebremstem oder komprimierendem Absetzverhalten (Typ III und IV) (Torfs et al. 2016). Für Verkehrsflächenabflüsse gelten aufgrund der geringen Feststoffkonzentrationen die beiden Typen I und II (Sansalone et al. 2009). Das Absetzverhalten nach Typ III/IV kommt nur in Schlämmen von Behandlungsanlagen vor und wird hier nicht untersucht.

¹ Erst ab einer Konzentration von 35 g/l werden bei Feststoffdichten von 2,65 2,0 respektive 1,5 g/cm³ Volumenkonzentrationen von 1,0, 1,3 respektive 1,8 Vol.-% erreicht. Für Verkehrsflächenabflüsse liegen die Konzentrationen bei weniger als 1 g/l.

3 Kritische Auswertung der Literatur

Die kritische Auswertung der Literatur zu verkehrsflächenbürtigen Feststoffen bezüglich absetzrelevanter Kenngrößen stellt eine wichtige Datengrundlage für die Bewertung des Absetzverhaltens von Feststoffströmen unterschiedlicher Verkehrsflächen und die Auslegung von Sinkgeschwindigkeitsmessmethoden dar.

Dabei wird in der nachfolgenden kritischen Auswertung der Literatur zwischen methodenspezifischen und standortspezifischen Randbedingungen unterschieden.

Methodenspezifisch werden die Messverfahren für die Ermittlung des Aufkommens, absetzrelevanten Kenngrößen (Partikelgröße, Dichte, organischer Anteil, Form) und Absetzverhalten (Kapitel 3.1) beschrieben. Dabei wird sowohl auf Schwachstellen einzelner Verfahren, als auch auf die Vergleichbarkeit von Messwerten unterschiedlicher Verfahren eingegangen. Die Anwendungshäufigkeit der verschiedenen Methoden wird in der Literatur ausgewertet. Es sollen die Rahmenbedingungen für die Vergleichbarkeit von Messdaten für die nachfolgende Auswertung von Metadaten geschaffen werden.

In Kapitel 3.2 werden basierend auf vergleichbaren, validen Messergebnissen Metadaten zu verkehrsflächenbürtigen Feststoffen ausgewertet. Es wird versucht mittlere Konzentrationen bezogen auf absetzrelevante Kenngrößen der Feststoffe zu ermitteln und anhand standortspezifischer Randbedingungen zu quantifizieren.

3.1 Methodenspezifische Randbedingungen

In Untersuchungen zu Fest- und Schadstoffen in den Feststoffdepositionen (FD) und Feststoffen im Abfluss (FA) von Verkehrsflächen wird häufig versucht, den Einfluss standortspezifischer Randbedingungen (örtlich und saisonal) auf deren Zusammensetzung zu bewerten (Gustafsson et al. 2019; Hilliges et al. 2017; Zhang et al. 2017a). Die Ergebnisse von Messungen können jedoch durch die Probenahme, -aufbereitung und -analytik beeinflusst oder überprägt werden. Unterschiedliche Messprogramme sind dann nicht vergleichbar und tragen nicht zu einem allgemeingültigen Erkenntnisgewinn bei (Welker und Dittmer 2005).

Der Einfluss der methodischen Vorgehensweisen auf die Messergebnisse zum Aufkommen, absetzrelevanten Kenngrößen und Absetzverhalten wird nachfolgend durch eine Literaturstudie bewertet, um die Vergleichbarkeit von Messdaten zu gewährleisten.

Für die Matrix der FD und FA werden jeweils die Arten der Probenahme und –aufbereitung zur Aufkommensbestimmung beschrieben (Kapitel 3.1.1 und 3.1.2). Für die Matrix der FA gibt es bereits einen hohen Kenntnisstand sowie Normen für die Probenahme und -aufbereitung von Abwässern. Diese werden daher nur kurz zusammengefasst. Für die Matrix der FD gibt es bislang keine Normen für die Probenahme und Analytik. Sie werden daher ausführlicher betrachtet. Für die in dieser Arbeit im Vordergrund stehende Untersuchung absetzrelevanter Kenngrößen und des Absetzverhaltens werden die Messmethoden und ihre Anwendungshäufigkeiten in den Kapiteln

3.1.3 und 3.1.4 vorgestellt. Aus den Erkenntnissen werden im Fazit Einschränkungen der Vergleichbarkeit zusammengefasst (Kapitel 3.1.5).

3.1.1 Feststoffe auf Verkehrsflächen – Feststoffdepositionen (FD)

3.1.1.1 Probenahme

Es wurden 49 Studien zu Feststoffdepositionen auf Verkehrsflächen ausgewertet (Anhang 1). Die Probenahme von Feststoffdepositionen (FD) findet während der Trockenperiode eines jeweiligen Standortes statt. Bei der Probenahme von Feststoffen auf Verkehrsflächen sind der Probenahmeort und die -methode zu unterscheiden.

Probenahmeort

Feststoffe auf Verkehrsflächen verteilen sich nicht gleichförmig über den Straßenquerschnitt. Das liegt zum einen an divergierenden Feststoffquellen, aber auch an der für die Entwässerung notwendigen Querneigung (i. d. R. $\geq 2,5\%$) von Verkehrsflächen in Richtung Fahrbahnrand (RAS EW 2005). Die Feststoffe können durch Wind oder Regen an den Straßenrand oder in den Verkehrsflächenabfluss verfrachtet werden. Je nach Standort stellen Bordsteine insbesondere im innerörtlichen Bereich zunächst Barrieren für die Feststoffe dar.

In einer der ersten umfänglichen Studien zu Feststoffdepositionen von Sartor und Boyd (1972) wurde herausgefunden, dass über den Straßenquerschnitt etwa 80 % der Feststoffe innerhalb von 15 cm ab Bordsteinkante (BK) akkumulieren und mehr als 95 % innerhalb von etwa einem Meter ab BK. Grottker (1987) stellte in Hildesheim 96 % der Feststoffe in 0,5 m ab BK fest; Deletic und Orr (2005) fanden mit 66 % Feststoffen im Bereich bis 0,5 m ab BK immer noch einen Großteil der Feststoffe am Straßenrand, aber deutlich weniger als ihre Vorgänger. Diese Erkenntnisse zum Verbleib der Feststoffe auf Verkehrsflächen bilden die Grundlage für die Auswahl der Probenahmefläche vieler nachfolgender Studien.

In 23 von 49 Studien wurde die Probenahme am Fahrbahnrand oder der Rinne durchgeführt. Davon wurden in 14 Studien Probenahmebereiche ab Bordsteinkante von 0,15 bis 1,5 m dokumentiert, in 9 Studien wurde kein genauer Bereich genannt. Für die Probenahme über die gesamte Fahrbahnbreite sind i. d. R. Straßensperrungen notwendig, weshalb diese nur in 9 von 49 Studien durchgeführt wurden (Sansalone und Tribouillard 1999). In 5 von 49 Studien wurde nur auf der Fahrbahnmitte beprobt. Vaze und Chiew (2002) führten ihre Probenahmen auf Parkstreifen zwischen zwei Fahrbahnen durch. Weitere dokumentierte Probenahmebereiche sind Parkplätze (3), Autobahnen (2), Gehwege (1). In 5 Studien wurde der Probenahmeort gar nicht dokumentiert. Die Messergebnisse sind aufgrund der variierenden Verteilung der Feststoffe über den Straßenquerschnitt schwer vergleichbar.

Probenahmemethoden

Als Probenahmeprinzip kann zwischen trockener und nasser Probenahme unterschieden werden. Bei trockener Probenahme wird die Probe händisch mit Kehrblech und

Bürste gewonnen, mit einem portablen Vakuumsauger oder einer Mischung aus beiden Varianten. Bei nasser Probenahme wird die Fläche entweder abgespült oder befeuchtet und abgesaugt. Hierfür kommen industrielle Nasssauger zum Einsatz.

Von 49 verglichenen Studien wurden die Probenahmen in 38 Studien trocken und in 8 nass durchgeführt. In 3 Studien wurde sie nicht spezifiziert. Die trockene Probenahme wurde 14-mal mit Kehrblech und Bürste und 24-mal mit Vakuumsauger vorgenommen. Die trockene Probenahme mit einem Vakuumsauger stellt die am häufigsten verwendete Probenahmemethode dar. Vaze und Chiew (2002) fanden in ihrer Studie zur trockenen Probenahme heraus, dass es einen fixierten Anteil an Feststoffen auf Verkehrsflächen gibt, der nur mit einer Bürste gelöst werden kann. Dieser ist in ihrer Studie relativ konstant unabhängig vom Anteil loser Feststoffe (etwa 10 g/m^2). Darauf basierend wurden in 8 von 24 Studien mit Vakuumsauger eine Bürste zum Lösen fixierter Anteile dokumentiert. Außerdem wurden Probenahmen mit Kehrmaschinen (2), einem Unterdrucksammler (1) oder ohne Dokumentation (2) durchgeführt.

Grundsätzlich wurden die Methoden in wenigen Studien miteinander verglichen oder durch Wiederfindungsuntersuchungen bekannter Massen kalibriert. Studien zur optimalen Probenahme auf Verkehrsflächen gibt es nur wenige (Herngren et al. 2006; Ball et al. 1998; Bris et al. 1999). Bris et al. (1999) verglichen Trocken- mit Nasssaugen. Sie erachteten die Nasssauger gegenüber Trockensaugern insbesondere bei der Entnahme feiner Anteile als vorteilhaft. Ball et al. (1998) fanden mit dem Trockensauger 82 % bekannter Massen $< 75 \mu\text{m}$ und 95 % $\geq 75 \mu\text{m}$ wieder. Der Vergleich zwischen Trockensauger und Kehrblech/Bürste brachte bei Tanner et al. (2008) wiederum keinen Unterschied. Zhao et al. (2018b) führten einen Vergleich zwischen dem Trockensauger und Kehrblech und Bürste auf Beton- und Asphaltflächen durch. Mit Kehrblech und Pinsel konnten 51 respektive 78 % für Asphalt und Beton einer bekannten Feststoffmischung wiedergefunden werden. Mit dem Vakuumsauger wurden Wiederfindungsraten von 66 respektive 83 % für Asphalt und Beton dokumentiert. Diese Messung bestätigte die Messmethode, aber auch die Effektivität von Straßenkehrmaschinen. Im Feinanteil $< 63 \mu\text{m}$ wurden mit Pinsel und Kehrblech 28 % (Asphalt) und 52 % (Beton) gefunden, mit dem Vakuumsauger waren es 49 % (Asphalt) und 84 % (Beton). Die Rauheit der Oberflächen scheint ebenso eine Rolle bei der Probenahme zu spielen wie die Partikelgrößenanteile. Feinere Anteile lassen sich schlechter applizieren und/oder auch schlechter entnehmen als grobe Anteile. Ein ähnlicher Prozess ist bei der Entnahme von Feststoffen durch Kehrmaschinen zu beobachten. Diese weisen ebenfalls in der Reinigungsleistung feiner Anteile Defizite auf (Amato et al. 2010; Kim und Jeong 2014). Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen. Zur Bewertung der Messgüte der Probenahme wurden in wenigen Studien mit trockenen und nassen Verfahren Wiederfindungsversuche bekannter Gesamtmasse mit über 90 % Wiederfindungsraten dokumentiert (Klees et al. 2015; Deletic und Orr 2005; Gunawardana et al. 2012; Aryal et al. 2014).

Zusammenfassung: Nur Messwerte vom gleichen Straßenquerschnittsabschnitt sind miteinander vergleichbar. Im Vergleich unterschiedlicher Studien hat sich kein Straßenquerschnittsbereich durchgesetzt, sodass Messwerte unterschiedlicher Studien nicht vergleichbar sind. Bei trockenen Probenahmenverfahren scheint es bei der Messung feiner Anteile zu Minderbefunden zu kommen. Die nasse Probenahme ist nach ersten Erkenntnissen dafür besser geeignet. Sie kommt jedoch aufgrund möglicher Agglomerationen oder Elutionen von Schwermetallen aus der FD nicht für jede Untersuchung infrage. Am häufigsten werden Proben trocken mit einem Vakuumsauger gewonnen.

3.1.1.2 Probenaufbereitung

Je nach Fragestellung gibt es variierende Aufbereitungsarten und Trocknungen für die Untersuchung von Feststoffen im Allgemeinen (DIN 19747 2009; DIN EN 16179 2012; DIN 51701-3 2006; ISO 14488 2007). Die wichtigsten Aspekte zur Behandlung von Schüttgut, wie es auf die FD zutrifft, ist die Homogenisierung, Probenteilung und -trocknung.

Homogenisierung und Probenteilung bzw. -reduzierung großer Sammelproben können mittels fraktionierenden Teilens, Kegeln und Vierteln, Riffelteilens oder mechanischer Probenteilung durchgeführt werden.

Fraktionierendes Teilen (auch alternierendes Schaufeln) ist insbesondere zur Reduzierung besonders großer Probenmassen geeignet. Die Probe wird nach vorherigem Durchmischen portionsweise auf gleich große Massen aufgeteilt. Eine weitere einfache Methode ist das Kegeln und Vierteln. Die Probe wird zu einem Kegel aufgehäuft und geviertelt. Das Riffelteilen funktioniert mit einem Probenteiler mit einer Aufgaböffnung mit alternierenden Durchlässen in entgegengesetzter Richtung (Riffeln) in zwei Auffangschalen. Die Probe wird so lange halbiert, bis die gewünschte Teilprobe erreicht ist. Außerdem gibt es mechanische Probenteiler verschiedener Hersteller (z. B. Rotationsprobenteiler, Drehrohrprobenteiler). Für kleine Probenmassen und homogene, feine Materialien kann man auch nach Schütteln und Rollen einer Probenflasche aus der Mitte Probengut entnehmen (Horiba Scientific Inc. 2012).

Für die weitere Analytik ist die Trocknung der Proben notwendig. Nach Norm werden insbesondere Lufttrocknung (bei 40 °C), Trocknung bei 105 °C und Gefriertrocknung für die Feststoffaufbereitung zur Schwermetallanalytik vorgeschlagen (DIN 19747 2009).

Die Literaturlauswertung ergab, dass eine Dokumentation der Probenteilung nur in 8 von 49 Studien erfolgte (Anhang 1). Dokumentierte Methoden waren Kegeln und Vierteln (Robertson und Taylor 2007; Stone und Marsalek 1996; Yu et al. 2015), Entnahme nach Homogenisierung durch Schütteln (Zhang et al. 2016; Aryal et al. 2014) und nicht näher spezifizierte Probenteilung (Lau und Stenstrom 2005; Sansalone und Tribouillard 1999; Butler et al. 1992). Unabhängig vom analytischen Forschungsziel, ist die Probenteilung entscheidend für die repräsentative Messung in einer Teilprobe. Die Literaturlauswertung zeigt, dass diesem Schritt noch nicht ausreichend Aufmerksamkeit geschenkt wird.

Die Trocknungstemperatur wird weitaus häufiger dokumentiert (36 von 49 Studien). Die häufigsten Trocknungsarten sind Lufttrocknung bei Raumtemperatur (21), 100/105 °C (9), 40 ± 10 °C (3), Gefriertrocknung (1), Einfrieren – 20 °C (1). In 13 von 49 Studien wurden Trocknungstemperatur und -art nicht dokumentiert. Die Trocknungstemperatur wird durch das Forschungsdesign festgelegt. Unterschiedliche Auswirkungen der Trocknung auf die Proben sind möglich und könnten einen Einfluss auf die Vergleichbarkeit von Messdaten haben.

Zusammenfassung: Die Probenaufbereitung wird in der bisherigen Literatur oft nicht oder unzureichend dokumentiert. Aufgrund der inhomogenen Verteilung innerhalb der Feststoffgemische ist aber eine repräsentative Probenteilung (auch unterschiedlicher Partikelgrößen) besonders wichtig. Diese wurde bislang nur selten beschrieben. Die Probentrocknung wurde überwiegend dokumentiert, variiert jedoch je nach Fragestellung der Analytik. Somit ist die Vergleichbarkeit von Messergebnissen aus Untersuchungen der FD bereits aufgrund der fehlenden dokumentierten Probenaufbereitung eingeschränkt. Die Auswirkung der Trocknungsart und -intensität auf die Partikeleigenschaften ist ebenso unklar.

3.1.1.3 Auswertungsmethoden

Für die Auswertung und Dokumentation der Feststoffdepositionen ist kein weiterer Analyseschritt erforderlich. Ihr Aufkommen wird überwiegend als spezifische Masse pro Fläche (g/m^2), selten auch als spezifische Masse pro Straßenrandkilometer (g/km) dokumentiert (Sartor und Boyd 1972). Für einige Fragestellungen zu Akkumulation (build-up) und Reduktion (wash-off) von verkehrsflächenbürtigen Feststoffen werden spezifische Massen dokumentiert. In vielen Studien wird lediglich die Zusammensetzung der FD untersucht. Das Aufkommen wird nicht dokumentiert. Wie in Kapitel 3.1.1.1 beschrieben, ist die Dokumentation des Probenahmebereichs im Straßenquerschnitt entscheidend für die Vergleichbarkeit von Messwerten.

3.1.2 Feststoffe im Verkehrsflächenabfluss (FA)

3.1.2.1 Probenahme

Für die Probenahme von Abwasser gilt grundsätzlich die Norm DIN 38402-11 (2009). Je nach Fragestellung werden unterschiedliche Probenahmeorte, -technik, -art und -strategien genutzt. Die Probenahmen von Verkehrsflächenabflüssen finden während Regenereignissen statt.

Für die Bewertung von Verkehrsflächenabflüssen ist zunächst der Ort der Probenahme wichtig: direkt am Ablauf von der Verkehrsfläche, im Kanal oder im Zu- oder Ablauf einer Behandlungsanlage. Insbesondere grobe Feststoffe mit hoher Dichte können auf diesem Weg bereits voredimentieren. Messwerte partikulärer Kenngrößen unterschiedlicher Probenahmeorte sind aus diesem Grund nicht miteinander vergleichbar. In der Literaturstudie wird sich weiterhin auf die Abflüsse direkt von der Verkehrsfläche und insbesondere der Feststoffe darin (FA) bezogen, wenn nicht anders angegeben.

Proben können manuell oder durch automatische Probenehmer gewonnen werden. Letztere können aktiv mittels Pumpen oder passiv bspw. durch Feststoffsammler betrieben werden. Insbesondere bei aktiven automatischen Probenehmern kann es aufgrund von Saughöhe und -intensität der Pumpen oder durch Vorsedimentieren in Probenahmeleitungen mitunter zu Minderbefunden von groben, schweren Bestandteilen kommen (Selbig und Bannerman 2011b; Legret und Pagotto 1999). Huber et al. (2016) fanden in einem umfangreichen Literaturreview in Studien zu Schwermetallbelastung in Verkehrsflächenabflüssen, die die Probenahme dokumentierten, eine Verteilung von 13 % manueller, 38 % passiver und 49 % aktiver automatischer Probenahme. Letztere ist insbesondere anfällig für mögliche Verluste von groben Feststoffen.

Weiterhin beeinflusst auch die Art der Probenahme die Zusammensetzung von Proben. Es kann volumen-, zeit- oder durchflussabhängig beprobt werden. Der für Verkehrsflächenabflüsse typische „First Flush“ von erhöhten Feststoffanteilen zu Beginn eines Regenereignisses lässt sich mit angepassten zeitproportionalen Messungen erfassen. Huber et al. (2016) dokumentieren in ihrem Literaturreview Anwendungshäufigkeiten von 38 % durchflussproportionalen, 24 % zeitproportionalen, 21 % First-Flush-zeitproportionalen Erfassungen, sowie 12 % Erfassungen des Gesamt ereignisses und 5 % Ereignisse mit manueller Entnahme. In etwa 20 % der genannten Studien wurde keine Dokumentation der Probenahmetechnik oder -strategie verzeichnet. Weitere Kenngrößen können in Einzel- oder Mischproben gemessen werden.

3.1.2.2 Probenaufbereitung

Für die Probenaufbereitung müssen vor der Messung verschiedener Parameter unter Umständen eine Homogenisierung und Probenteilung durchgeführt werden (DIN 38402-30 1998). Eine repräsentative Probenteilung ist für die Messung der Partikeleigenschaften von höchster Relevanz. Für die Homogenisierung der Probe vor der Probenteilung sind laut Norm z.B. Schütteln, Rühren oder Behandlung mit Ultraschall möglich. Erste Untersuchungen ergaben, dass es für die weitere Untersuchung von Partikelgrößenanteilen mitunter nicht ausreichend ist, eine Probe nur durch Schütteln oder Rühren zu homogenisieren, um Agglomerate aufzulösen (Welker et al. 2019; Li et al. 2005). Teilproben werden während der Homogenisierung durch eine Pipette oder einen Saugheber entnommen (DIN 38402-30 1998). Sand oder Kies können in diesem Fall möglicherweise nicht erfasst werden. In den USA werden außerdem „Churn Splitter“ ähnlich einem Butterfass mit unten liegendem Auslauf und Kegelsplitter mit unten liegenden multiplen Schläuchen eingesetzt (Capel und Larson 1996). Dadurch können auch grobe Probenanteile repräsentativ aufgeteilt werden. In der Literaturstudie von Huber et al. (2016) wurden nur in 36 % der Studien Angaben zur Probenteilung und Homogenisierung gemacht.

Weiter kann die Lagerdauer bis zur Untersuchung die Probenzusammensetzung beeinflussen. Dies trifft sowohl auf die Verteilung gelöster zu gesamter Schadstoffe, als auch auf die Partikelgrößenverteilung einer Probe zu (Kayhanian et al. 2008). Abflussproben sollten innerhalb von sechs Stunden nach Probenahme untersucht werden (Li et al.

2005). Huber et al. (2016) fanden in ihrem Literaturreview allerdings nur in 19 % der untersuchten Studien die Dokumentation der Lagerdauer bis zur Messung (1-24 Stunden).

3.1.2.3 Analysemethoden

Feststoffe im Abwasser sind ein etablierter Summenparameter aller ungelösten Inhaltsstoffe (u. a. partikulärer Schadstoffe) der Matrix und werden in Deutschland standardmäßig als abfiltrierbare Stoffe (AFS) gemessen (DIN 38409-2 1987; DIN EN 872 2005). In englischsprachigen Veröffentlichungen gilt hierfür die Bezeichnung Total Suspended Solids oder Suspended Solids (TSS/SS), in der Schweiz gesamte ungelöste Stoffe (GUS) (Dierschke und Welker 2015) (Abbildung 3.1).

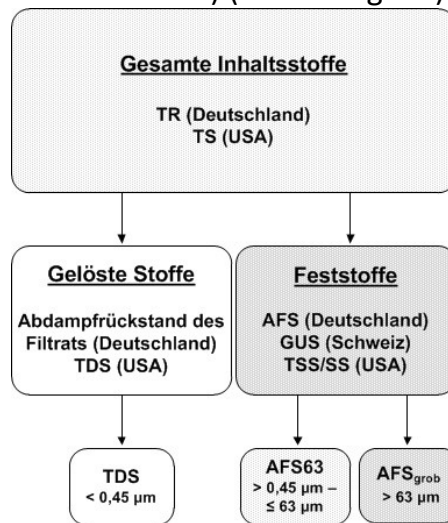


Abbildung 3.1: Bezeichnungen gelöster und ungelöster Anteile in Abwasser; TR (Trockenrückstand); TS (Total Solids), TDS (Total Dissolved Solids), AFS (abfiltrierbare Stoffe), GUS (gesamte ungelöste Stoffe), TSS (Total Suspended Solids), SS (Suspended Sediments), AFS63 (abfiltrierbare Stoffe $\leq 63 \mu\text{m}$) (Dierschke und Welker 2015)

Der Anteil $\leq 0,45 \mu\text{m}$ wird konventionell als gelöster Anteil (Total Dissolved Solids, TDS) und der Anteil $> 0,45 \mu\text{m}$ als partikulärer Anteil definiert. In Deutschland wird außerdem aufgrund der hohen Schadstoffkonzentrationen in feinen Feststoffen der AFS63 mit Unterteilung in die Anteile $\leq 63 \mu\text{m}$ (AFS63) und $> 63 \mu\text{m}$ (AFS_{grob}) eingeführt (DWA-A 102 - Entwurf 2016).

Zur Bestimmung der AFS wird eine Probe mittels Überdruck oder Vakuumfiltration über einen definierten Membran- (i. d. R. $0,45 \mu\text{m}$), Papier- oder einen Glasfaserfilter mit definiertem Rückhalt filtriert und getrocknet (DIN 38409-2 1987; DIN EN 872 2005). Das Ergebnis wird auf das Probenvolumen bezogen und in mg/l angegeben. Die Ergebnisse unterschiedlicher Filterarten sind mitunter nicht vergleichbar (DIN EN 872 2005). Die Bestimmungsgrenze ist durch die Trockenmasse auf dem Filter vorgegeben. Nach DIN 38409-2 (1987) sind dies 20 mg, nach DIN EN 872 (2005) 5 bis 50 mg. Ein Zusammenschluss deutschsprachiger Arbeitsgruppen schlägt für die Bestimmung des AFS63 und AFS_{grob} 10 mg pro Filter als Bestimmungsgrenze vor; diese kann durch Nachweis

bis zu 5 mg reduziert werden (Baum et al. 2018). Die labortechnische Bestimmung des neuen Parameters AFS63 wird derzeit noch untersucht (Baum et al. 2018; Welker et al. 2019). Insbesondere das Agglomerationsverhalten der Feststoffe stellt ein Problem in der vergleichbaren Trennung der Anteile \leq und $> 63 \mu\text{m}$ dar. Eine vergleichbare Dispergierung der Suspension ist hierzu notwendig.

Zur Trennung zwischen gelösten und partikulären Anteilen wird überwiegend ein Membranfilter mit $0,45 \mu\text{m}$ Porendurchmesser genutzt, aber auch Filter mit Porendurchmesser von $0,1$ bis $0,8 \mu\text{m}$ sowie Zentrifugieren oder Dekantieren der Probe vor Filtration kommen vor (Huber et al. 2016). Diese Variabilität in der Bestimmungsmethode ist ein Problem in der Vergleichbarkeit, deren Relevanz nicht abgeschätzt werden kann. Auf die messtechnische Bestimmung des AFS und AFS63 wird in dieser Studie nicht weiter eingegangen.

Zusammenfassung: Die Probenahme von Abflüssen wird häufig durch passive und noch öfter durch aktive automatische Probenehmer durchgeführt. Letztere bergen die Gefahr, grobe Bestandteile nicht zu erfassen. Bei der repräsentativen Probenteilung ist ebenfalls auf eine homogene Aufteilung der Proben zu achten. Weiter kann die Lagerdauer die Probe verändern. Insbesondere hinsichtlich der für diese Arbeit relevanten Partikelgrößenverteilungen ist mit hohen Unsicherheiten durch die Probenahme und -aufbereitung zu rechnen. Bei der Bestimmung der Abfiltrierbaren Feststoffe ist insbesondere auf eine auswägbare Mindestmasse pro Filter zu achten.

3.1.3 Absetzrelevante Kenngrößen

Für die Absetzbarkeit von Partikeln sind nach Stokes bezogen auf den Feststoff die Partikelgröße, die Dichte und bei nicht-sphärischen Partikeln die Form absetzrelevant (siehe Kapitel 2). Der organische Anteil in einer Probe gibt ebenfalls Hinweise über die Verteilung von dichten und weniger dichten Bestandteilen in den Vielstoffgemischen verkehrsflächenbürtiger Feststoffe. Aus diesem Grund werden nachfolgend die vier als absetzrelevant eingestuften Kenngrößen Partikelgröße, Partikelform, Dichte und organischer Anteil hinsichtlich ihrer Messmethoden in den FD und FA ausgewertet (Kapitel 3.1.3.1–3.1.3.4). Hierbei gelten die Methoden für beide Kompartimente, wenn nicht anders angegeben. Bei abweichenden Verfahren, werden diese für die FD und FA vergleichend beschrieben.

3.1.3.1 Partikelgrößenverteilung

Die Betrachtung von Körnern oder Partikeln als dispersen Elementen in Partikelkollektiven und ihren Feinheitsmerkmalen ist eine etablierte Praxis in der Verfahrenstechnik. Als dispers werden Partikel definiert, „die kein einheitliches Ganzes“ bilden, sondern voneinander abgrenzbar sind (DIN 66160 2017). Ein disperses System ist demzufolge eine „Anordnung von Materie, die aus wenigstens einer dispersen Phase und einem umgebenden Medium [z. B. Gas oder Fluid] besteht“ (DIN 66160 2017). Die Feinheit von dispersen Phasen wird über die Durchmesser d von Partikeln beschrieben. Da in dispersen Systemen die Partikel in der Regel keine perfekten Kugeln sind, werden

geometrische Abmessungen und Äquivalentdurchmesser messbarer Kenngrößen im Verhältnis zur Kugel herangezogen.

Partikelgrößendefinitionen

Die Partikel- oder Korngrößenanalyse (auch Dispersitätsanalyse, Granulometrie, Korn-/Teilchengrößenanalyse, Feinheits-/Kornmessung) dient der Feinheitsmessung von Partikelkollektiven (DIN 66160 2017). Je nach Definition einer geometrischen Abmessung oder eines Äquivalentdurchmessers stehen unterschiedliche Messmethoden zur Verfügung, die untereinander nur bedingt vergleichbar sind.

Eine geometrische Abmessung kann beispielhaft durch eine digitale Bildanalyse des Feret-Durchmessers bestimmt werden. Dies ist der Durchmesser zwischen zwei Tangenten, angelegt an der maximalen und minimalen Ausdehnung eines Partikels (Schieblehrenprinzip).

Der Äquivalentdurchmesser eines in der Regel unregelmäßig geformten Partikels ist derjenige, der bei einer Kugel/einem Kreis „unter gleichen physikalischen Bedingungen denselben Wert des jeweiligen Feinheitsmerkmals ergibt“ (DIN 66160 2017). Es wird also eine messbare Kenngröße für das Partikelkollektiv bestimmt, beispielhaft der Siebdurchgang durch eine Siebmasche und auf eine volumengleiche Kugel respektive einen flächengleichen Kreis bezogen. Typische Äquivalentdurchmesser sind u. a. siebmaschen-, projektionsflächen-, sinkgeschwindigkeits- und streulichtgleiche Kugeln respektive Kreise (Stieß 2009).

Je nach Definition der Partikelgröße, festgelegt durch das gewählte Messverfahren und die gewählte Darstellungsform, ist der Vergleich von Ergebnissen unterschiedlicher Verfahren eingeschränkt (Raatz 2017; Horiba Scientific Inc. 2017).

Darstellung der PSD

Die Partikelgrößenverteilung (eng. Particle-size distribution, PSD) eines Partikelkollektivs wird meistens als Durchgangssummenkurve der prozentualen Anteile größer bzw. kleiner einer Partikelgröße dargestellt (Abbildung 3.2). Die PSD kann je nach Messverfahren als Volumen- bzw. Massen- oder seltener als Anzahlverteilung dargestellt werden. Für die Bewertung der Absetzbarkeit von Partikelkollektiven ist die Anzahlverteilung nicht sinnvoll. Der Grund dafür ist, dass eine hohe Anzahl feinster Partikel bei gleichzeitig geringem anteiligem Gewicht in der Massenverteilung nicht hervortreten und auch für die massenanteilige Absetzbarkeit nicht relevant wird. Anzahlverteilungen werden jedoch in der Bewertung der zeitlichen Veränderung von Proben durch Agglomeration feinster Anteile und dadurch bedingte reduzierte Anzahl oder zur Darstellung kleinteiliger Veränderungen in der Zusammensetzung während des First Flush zu Beginn und im Verlauf eines Niederschlagsereignisses benutzt (Kayhanian et al. 2008; Li et al. 2006a; Sansalone et al. 1998) und sind an dieser Stelle sehr aussagekräftig. Weiterhin werden nur Massen- bzw. Volumenverteilungen betrachtet. Statistische Kenngrößen zur Bewertung der PSD sind der Äquivalentdurchmesser d_x eines definierten Massenanteils $\leq x\%$. Die häufigsten

Partikelgrößenparameter sind der d_{10} , d_{50} und d_{90} . Der d_{50} entspricht jeweils dem Äquivalentdurchmesser mit $\leq 50\%$ der Massenanteile kleiner dem Äquivalentdurchmesser in μm , also dem Median.

Messmethoden

Die typischen Messmethoden zur Bestimmung der PSD, die in Untersuchungen der FD und FA Anwendung finden, werden folgend kurz vorgestellt und verglichen.

Als Trennverfahren zur Bestimmung der PSD und Klassierung der Partikelkollektive in diskrete Partikelgrößenfraktionen wird klassischerweise die Siebung genutzt (DIN 18123 2011; DIN EN ISO 17892-4 2017). Der Messbereich liegt zwischen $20\ \mu\text{m}$ und mehreren Zentimetern. Hierfür werden Siebe mit aufsteigenden Maschenweiten gestapelt und die Probe wird von oben beispielhaft mittels Vibration durch den Siebturm befördert. Dadurch entstehen diskrete Partikelgrößenfraktionen. In der Regel reicht eine Trockensiebung aus. Bei hohen Feinanteilen $d < 63\ \mu\text{m}$ ($> 10\%$ der Probenmasse) ist eine Luftstrahl- oder Nasssiebung durchzuführen (DIN EN ISO 17892-4 2017). Die Verteilung innerhalb der Siebfraktion $d < 63\ \mu\text{m}$ kann mit einer Schlämmanalyse bspw. durch ein Aräometer bestimmt werden. Hier wird die Partikelgröße einer sinkgeschwindigkeitsgleichen Kugel nach Stokes ermittelt. Die Ergebnisse der Siebung (Siebmaschenäquivalent) und ggf. der Schlämmung (Sinkgeschwindigkeitsäquivalent) werden als Partikelgrößenverteilung der Massenanteile dargestellt. Die Darstellung der PSD ist begrenzt durch die Datenpunkte, erzeugt durch die Anzahl verwendeter Siebe. Informationen zur Verteilung innerhalb der Siebfraktionen fehlen.

Bei der Laserbeugung werden die Partikelkollektive in Suspension an einem Laserlicht vorbeigeleitet (ISO 13320 2009). Durch das charakteristische Streulicht, das die Partikel abgeben, wird eine Beugungsverteilung erstellt, anhand derer die Partikelgrößenverteilung durch Streulichtäquivalente als Anzahl- oder Volumenverteilung dargestellt werden kann. Es handelt sich dabei um streulichtgleiche Äquivalentdurchmesser. Der Messbereich liegt häufig zwischen $10\ \text{nm}$ und 1 bis $2\ \text{mm}$. Die Laserbeugung hat insbesondere im Nanometerbereich eine sehr hohe Auflösung.

Die digitale Bildanalyse (Digital Image Analysis, DIA) gewinnt zunehmend an Bedeutung, da durch sie sowohl Partikelgrößen- als auch Formverteilungen gemessen werden können. Es wird zwischen statischer und dynamischer Bildanalyse unterschieden (ISO 13322-1 2014; ISO 13322-2 2006). In beiden Verfahren werden die Partikel zweidimensional durch Kameras aufgenommen, verpixelt und die Flächenpixel und der Umfang mittels Software gezählt und analysiert. Dabei werden insbesondere Breiten, Längen und der Durchmesser des flächengleichen Kreises bestimmt. Der typische Messbereich liegt zwischen $1\ \mu\text{m}$ und $3\ \text{mm}$.

Weitere Zählverfahren wie der Coulter Counter finden nur selten Anwendung. Er basiert auf dem elektrischen Feldstörverfahren (ISO 13319 2007). Partikel werden durch zwei Elektroden geleitet und ihr Volumen anhand der Änderung der mittleren elektrischen Leitfähigkeit bestimmt. Sosnoskie et al. (2009) haben für die Messung von Polendurchmessern ($< 250\ \mu\text{m}$) mit dem Lichtmikroskop (Olympus BH2) und Coulter Counter (Beckmann Coulter LS13320) abweichende Durchmesser von $30,7 \pm 2,3\ \mu\text{m}$

respektive $26,8 \pm 4,3 \mu\text{m}$ gemessen. Der Coulter Counter misst tendenziell kleinere Durchmesser, basierend auf dem störfeldgleichen Äquivalentdurchmesser.

Vergleichbarkeit von Messmethoden

Die Vergleichbarkeit der gängigsten Partikelanalyseverfahren Siebung, Laserbeugung und digitale Bildanalyse (DIA) wird nachfolgend kurz erläutert. Bei Siebungen orientieren sich die Partikel tendenziell in ihrer Vorzugsorientierung an ihren Breiten (Raatz 2017). Bei einer Siebmasche von beispielhaft $63 \mu\text{m}$ können elliptische Partikel diagonal bis zu einer Länge von $89 \mu\text{m}$ passieren. Die PSD ist daher tendenziell feiner als beispielsweise bei Laserbeugungen, die die Partikelgrößen anhand der streulichtgleichen Äquivalentdurchmesser der Kugel bewerten. Die Ergebnisse aus den beiden Verfahren sind daher nur bedingt vergleichbar. Die DIA hingegen erlaubt die Auswertung der PSD anhand unterschiedlicher Kenngrößen der Partikel. Bei einer Auswertung nach Partikelbreite ist hier ein Vergleich mit den Datenpunkten der Siebung näherungsweise möglich.

Beim Vergleich von PSDs aus unterschiedlichen Messverfahren und -programmen ist darauf zu achten, dass die Grundgesamtheit der Probe nicht verkleinert wurde. Durch eine Siebanalyse kann die Probe auch noch im Zentimeterbereich klassiert werden. Partikelanalysen mit Laserbeugung oder DIA sind in der Regel nach oben auf wenige Millimeter limitiert. Das bedeutet, für diese Messungen muss die Gesamtprobe unter Umständen auf den Messbereich der Geräte durch einen Siebschnitt abgesiebt werden. Der abgetrennte Grobanteil sollte für die Ermittlung der PSD berücksichtigt werden, sonst verschiebt sich durch die Verkleinerung der Grundgesamtheit die Siebkurve nach links und suggeriert eine feinere Zusammensetzung. Abbildung 3.2 zeigt diesen Unterschied beispielhaft.

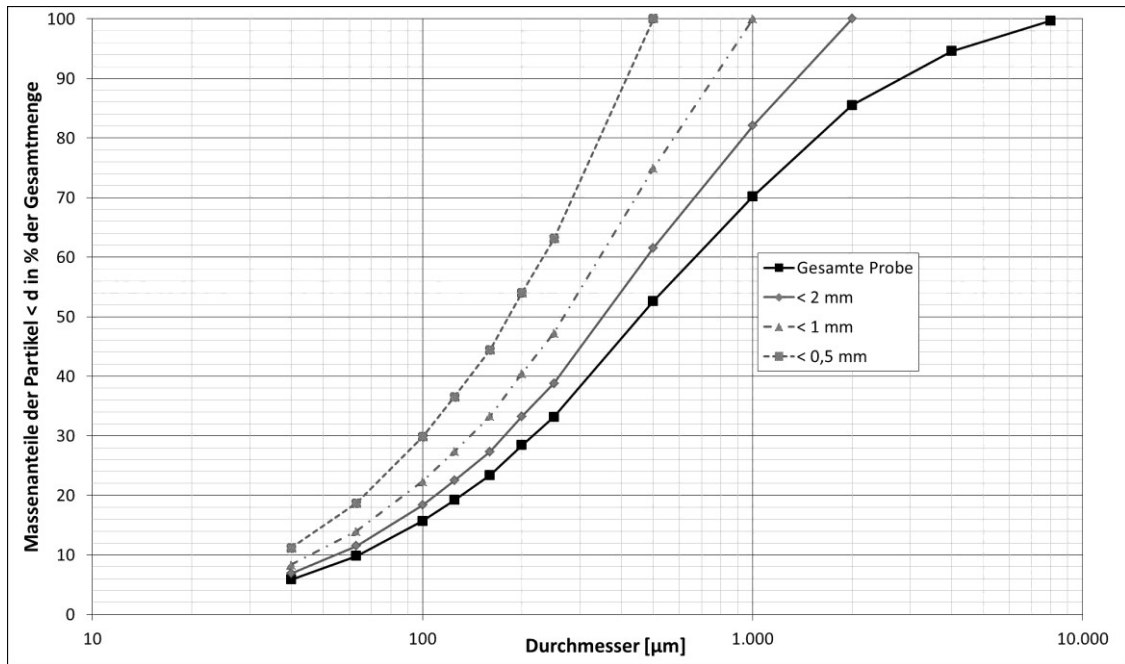


Abbildung 3.2: Beispiel für Partikelgrößenverteilungen mit und ohne Gesamtprobenverkleinerung durch Siebschnitt

Wenn eine Gesamtprobenverkleinerung durch einen Siebschnitt vorgenommen wurde (graue Kurven in Abbildung 2.2, jeweils < 2 mm, < 1 mm und < 0,5 mm = 100 %), dann ist sie nur vergleichbar mit gleichen Gesamtprobenbereichen oder wenn der Anteil der übrigen, durch Siebung abgetrennten groben Bestandteile mitangegeben wird (schwarze Kurve). Letztere ist die umfassendere Variante, da sie Informationen über die Gesamtprobe enthält. Sollten die Informationen der gesamten Probe nicht zur Verfügung stehen, müssen die zu vergleichenden PSDs auf die kleinste gemeinsame Partikelgröße interpoliert werden, um die Vergleichbarkeit der Kurven zu gewährleisten. Dies wurde in der Vergangenheit beim Vergleich von PSDs durch andere Studien oft nicht berücksichtigt (Walker und Wong 1999; Boogaard et al. 2014) und führte auch zur Annahme, dass Feststoffeinträge in australische Abflüsse feiner seien als im internationalen Vergleich. Diese Annahme wurde später widerlegt (Drapper 2014). Gesamtprobenverkleinerungen werden insbesondere durchgeführt, um die Messbereiche von automatischen Partikelgrößenanalysen wie Laserbeugung oder DIA einzuhalten (meist < 1-3 mm).

Die Anwendungshäufigkeit von Messverfahren der Partikelgrößenanalyse in den FD und FA ist sehr unterschiedlich. In dieser Arbeit wurden nur Studien, die Volumen- bzw. Massenverteilungen angegeben haben, ausgewertet.

In 48 der 49 untersuchten Studien der FD wurden Siebungen als Partikelgrößenanalyse durchgeführt (Trockensiebung: 39, Nasssiebung: 6, Kombination Trocken-/Nasssiebung: 3, Zentrifugieren: 1, Anhang 1). In je zwei Studien wurde nach der Siebung im feinsten Anteil (Durchgang durch das kleinste Sieb) eine Laserbeugung oder Schlämmanalyse, in einer Studie eine DIA zur Bestimmung der Zusammensetzung der feinsten

Anteile durchgeführt. In 35 von 49 Studien wurde ein Siebschnitt zur Gesamtprobenverkleinerung ohne Angabe der Grobanteile vorgenommen. Die PSD sind in diesen Fällen nicht miteinander vergleichbar, da nicht klar ist, wie groß der jeweils abgeseibte, grobe Massenanteil war.

Die PSD in den FA wurde bislang nicht in der Häufigkeit wie in den FD gemessen (in Kapitel 3.2.2.1 zum Vergleich herangezogen: $n = 6$). Häufig wurden sehr unterschiedliche Messverfahren wie Laserbeugung, Nasssiebung, Coulter Counter oder DIA verwendet (Selbig 2015; Kim und Sansalone 2008b; Badin et al. 2008; Goncalves und van Seters 2012). Bei geringen Feststoffkonzentrationen in der Flüssigprobe bieten sich eher Zählverfahren wie eine Laserbeugung oder DIA an. Diese wurden sowohl als Anzahlverteilung (Li et al. 2006a) als auch als Volumenverteilung (Selbig und Bannerman 2011a) ausgewertet. Sansalone und Buchberger (1997) erstellten PSDs durch Trockensiebung aus FA-Proben, die mit einer passiven Probenahme gewonnen wurden. Aufgrund möglicher unkontrollierter Agglomerationen durch die Trocknung der nassen Proben ist von einer eher groben Zusammensetzung auszugehen. In der Dokumentation der Messverfahren fehlt häufig die Information, ob ein Siebschnitt zum Erreichen des Messbereiches durchgeführt wurde. Goncalves und van Seters (2012) haben in einem Vergleich der Probenahmemethode auf die PSD keinen wesentlichen Unterschied zwischen manueller und automatischer Probenahme bei relativ feinen Abflüssen $< 200 \mu\text{m}$ festgestellt. Lediglich die Positionierung des Probenehmers wirkte sich auf die PSD aus.

Zusammenfassung: Für die Bewertung der Feinheit von Partikelkollektiven wird in der Regel die Partikelgrößenverteilung (PSD) betrachtet. Unterschiedliche Messverfahren (z. B. Siebung im Vergleich zu Laserbeugung) sind aufgrund von Partikelgrößendefinitionen oder Darstellungsarten (Anzahl- im Vergleich zu Volumen-/oder Massenverteilungen) nicht immer miteinander vergleichbar. Dies gilt insbesondere, wenn für die Messbereiche der Verfahren der grobe Anteil mit einem Sieb abgetrennt und so die Grundgesamtheit verkleinert wurde. Die PSD in den Feststoffdepositionen (FD) wurde bislang überwiegend mittels Siebung bestimmt und als Massenverteilung dargestellt. In den Feststoffen im Abfluss (FA) wurden sehr unterschiedliche Messverfahren und Darstellungsformen gewählt, die die Vergleichbarkeit der PSDs aus verschiedenen Studien erschweren.

3.1.3.2 Partikelform

Die Form von Partikeln lässt sich über messbare geometrische Eigenschaften der Partikel beschreiben. Regelmäßig geformte Partikel wie Kugeln können beispielhaft durch ihren Durchmesser beschrieben werden (Stieß 2009). Unregelmäßig geformte Partikel werden im Allgemeinen über das Verhältnis von definierten Größen des Partikels als Formfaktoren im Verhältnis zur Kugel (Sphärizität) oder im zweidimensionalen Raum im Verhältnis zum Kreis (Zirkularität) beschrieben. Die DIA erlaubt es, neben PSDs auch Formverteilungen darzustellen (ISO 13322-2 2006). Es lässt sich beispielsweise der Formfaktor Zirkularität ψ_c als Ähnlichkeit eines Partikels mit einem Kreis auswerten

(DIN ISO 9276-6 2012). Er bildet das Analogon zur Sphärizität und erlaubt eine Formcharakterisierung hinsichtlich eines möglichen Einflusses auf die Sedimentation. Weiter ist es möglich, die Partikelform als Verhältnis der minimalen und maximalen Ausdehnung (Feret-Durchmesser) oder über die Rundheit zu beschreiben (ISO 13322-2 2006).

Eine systematische Betrachtung von Formfaktoren verkehrsflächenbürtiger Feststoffe fehlt bislang. Es wurden lediglich Stichproben unter Licht- oder Elektronenmikroskopie betrachtet und amorphe Formen identifiziert (Adachi und Tainosho 2005; Valotto et al. 2019; Aryal et al. 2017). Das verhältnismäßig neue Verfahren der DIA wurde bislang kaum hierfür genutzt.

3.1.3.3 Dichte

Die Dichte ρ eines Körpers wird definiert als Masse pro Volumen (in g/cm^3 oder kg/m^3), also dem Raumbedarf eines Materials bei gegebener Masse. Die Dichte ist bezüglich des Absetzverhaltens eine wichtige Kenngröße, da sie die Gewichtskraft des jeweiligen Körpers und dessen Sinkeigenschaften direkt beeinflusst. Bei der Definition von Dichten in Pulvern und porösen Stoffen ist zu beachten, dass zwischen der Reindichte (auch Skelett- oder Heliumdichte) und der Rohdichte (auch scheinbare Dichte) inklusive Porenvolumen zu unterscheiden ist. Die Rohdichte ist gleich der Reindichte, sofern die Probe kein Porenvolumen aufweist. Das offene Porenvolumen eines Stoffs kann über das Verfahren der Quecksilberporosimetrie ermittelt werden. Die Existenz geschlossener Poren (Vakuolen) kann nur durch Aufbrechen des Materials (z. B. durch Mahlen) vor der Messung ermittelt werden. Beide Porenarten verringern die tatsächliche Reindichte (Reichenbach 2015; DIN 66137-1 2019). In der Bodenkunde wird die Kornroh-dichte gemessen. Das zugrunde liegende Volumen beinhaltet etwaige Vakuolen, aber keine offenen Porenvolumen (DIN EN ISO 11508 2018). In dieser Arbeit wird der Begriff Dichte für die Reindichte verwendet. Wenn die Rohdichte gemeint ist, wird sie so benannt.

Die Bestimmung der Dichte ist im Wesentlichen eine Volumenbestimmung einer Probe bekannter Masse und basiert auf der Volumenverdrängung. Die üblichsten Messverfahren in feinen Feststoffen und Bodenproben sind dafür die Kapillar- und die Gaspyknometrie. Bei der Kapillarpyknometrie (KP) wird das Volumen einer Probe bekannter Masse über die Verdrängung eines Fluids bekannter Dichte (i. d. R. Wasser) in einem bekannten Messvolumen (Kapillarpyknometer) ermittelt (ASTM D854-14 2014; DIN 18124 2011; DIN EN ISO 11508 2018; DIN EN ISO 17892-3 2016). Bei der Gaspyknometrie (GP) wird das Volumen einer Probe bekannter Masse über die Verdrängung eines Messgases (i. d. R. Helium) in einer Messzelle bekannten Volumens und Gleichgewichtsdrucks ermittelt (ASTM D5550-14 2014; DIN 18124 2011; DIN 66137-2 2019; ISO 12154 2014). Über die Zustandsgleichung idealer Gase nach dem Boyle-Marriott-Gesetz kann bei konstanter Temperatur anhand der Druckveränderungen bei Entlastung der Messzelle das Feststoffvolumen ermittelt werden. Eine Messkammer wird hierfür mit und ohne Probe mit einem Messgas mit definiertem Druck beaufschlagt und entlastet (DIN 66137-2 2019). Der Vorteil von GP gegenüber KP ist die zerstörungsfreie

und schnellere Messung des Volumens durch das Verfahren. Bei organikreichen Materialien ist die KP außerdem sehr fehleranfällig, da diese aufgrund der geringen Dichte in Wasser flotieren. Allen Verfahren gemein ist, dass für die Messung ein ausreichendes Probenvolumen im Verhältnis zum Messvolumen vorliegen muss, um eine ausreichende Präzision und Vergleichbarkeit zu erreichen. Für GP und organisches Material in KP sollte das Messvolumen zu 75 % ausgefüllt sein. Für normale Böden ist bei KP eine Füllung von 20 % des Messvolumens ausreichend (DIN EN ISO 17892-3 2016). Außerdem sind alle Messverfahren unter konstanten Temperaturbedingungen durchzuführen.

Zur Bewertung der eingesetzten Methoden der Dichtemessung in den FD und FA wurden 14 Literaturstudien von 10 Arbeitsgruppen hinsichtlich des Messverfahrens und der Durchführungsdokumentation (Norm, Präzision, o. Ä.) verglichen (Anhang 2). Die geringe verfügbare Studienanzahl zeigt bereits, dass die Dichtemessung im Vergleich zur Partikelgrößenverteilung eine noch wenig untersuchte Kenngröße in den FD und FA ist.

Messprogramme mit Dichtemessungen in den FD wurden in 8 Studien von 6 Arbeitsgruppen gefunden (Bäckström 2002; Butler et al. 1992; Cristina et al. 2002; Glenn und Sansalone 2002; Kayhanian et al. 2012; Sansalone und Tribouillard 1999; Zanders 2005; Zhao et al. 2009). Messprogramme mit Dichtemessungen in den FA gab es in 6 Studien von 4 Arbeitsgruppen (Andral et al. 1999; Roger et al. 1998; Kayhanian et al. 2008; Kayhanian et al. 2012; Jacopin et al. 1999; Karamalegos et al. 2005). Die vornehmliche Methode in den FD und FA war Kapillarpyknometrie mit Wasser. Kayhanian et al. (2008) stellten bereits Probleme bei der Messung mit Wasser an organikreichem Material bei der KP fest. Aus diesem Grund benutzten sie Diesel als Messmedium, begründeten dies mit der geringeren Dichte ($0,824 \text{ g/cm}^3$) des Fluids und konnten dadurch die Handhabung mit organikreichem Material verbessern. In ihrer Dokumentation sticht dennoch geringes Proben- zu Messvolumen von nur 4 bis 8 % heraus. Messwerte könnten erhöhten Abweichungen unterliegen. Die Messwerte aus GP sind i. d. R. deutlich höher als diejenigen aus KP. Ob dies an den unterschiedlichen Messmethoden liegt oder die Proben der Studien eine höhere Dichte auswiesen, ist unklar. Einen Vergleich der beiden Messverfahren gibt es bislang nicht. Karamalegos et al. (2005) berechneten die Dichten in den FA indirekt anhand von AFS-Massen und den dazugehörigen Partikelvolumen gemessen durch eine Partikelzählung und -vermessung mit einem Coulter Counter. Die Spannweiten der so gewonnenen Werte sind sehr groß ($0,67\text{-}2,80 \text{ g/cm}^3$) und aufgrund der vielen Rechen- und Messschritte fehleranfällig (Karamalegos et al. 2005).

Zusammenfassung: Es gibt nur wenige Messprogramme zur Dichte. Messungen mit Wasser in Kapillarpyknometern scheinen in organikreichen Materialien problematisch zu sein. Messwerte, die mit dem Gaspyknometer erzeugt wurden, scheinen vergleichsweise höher zu sein. Ob dies an der Messmethode liegt oder die Proben der Studien eine höhere Dichte auswiesen, ist unklar.

3.1.3.4 Organischer Anteil

Der organische Anteil einer Probe stellt einen Summenparameter dar, da einzelne organische Bestandteile in Proben nur mit großem Aufwand gemessen werden können. Diese Parameter lassen sich relativ einfach messen und dienen primär der Bewertung der organischen Belastung und der Abbaubarkeit von Stoffen. Sie sind etablierte Verfahren in der Abwasseruntersuchung. Für die Bewertung der Absetzbarkeit rückt der Parameter insbesondere hinsichtlich der Dichteunterschiede mineralischer und organischer Bestandteile in den Fokus dieser Arbeit.

Zur Bestimmung des organischen Anteils gibt es zwei wesentliche Verfahren: zum einen die Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs und des Glühverlusts, zum anderen weitere übliche Summenparameter zur Bewertung des organischen Anteils über den Sauerstoffbedarf für die biologische Abbaubarkeit (Biochemischer Sauerstoffbedarf an fünf Tagen (BSB₅)) und chemische Oxidierbarkeit (Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)) von Kohlenstoffverbindungen. Letztere stehen nicht im Fokus der Arbeit.

Für organische Kohlenstoffverbindungen in Abwasserproben können der gesamte organische Kohlenstoff (Total Organic Carbon – TOC) und der gelöste organische Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon – DOC) durch Oxidation (nasschemisch/thermisch) und Messung des freigesetzten Kohlendioxids bestimmt werden zum Beispiel mit Infrarotspektrometrie (DIN EN 1484 1997). In Bodenproben ohne gelöste Anteile wird nur der TOC bestimmt (DIN EN 15936 2012).

Der Summenparameter Glühverlust (GV) oder die organische Trockensubstanz (oTS) (Loss on Ignition (LOI) oder Volatile Solids) bilden ebenfalls den Anteil organischer Kohlenstoffverbindungen ab, die bei einer bestimmten Temperatur flüchtig werden. Nachfolgend wird die Bezeichnung GV fortgeführt. Dieses Verfahren gehört zu den einfach durchzuführenden Standards in der Abwasser- und Bodenanalytik und basiert auf einem thermogravimetrischen Messprinzip. Zur Bestimmung des GV werden die organischen, kohlenstoffhaltigen Anteile einer bekannten Trockenmasse durch Glühen in einem Muffelofen unter Sauerstoffeinfluss bei definierter Temperatur (häufig 550 °C) verflüchtigt. Aus Subtraktion des mineralischen Glührückstands von der Trockenmasse wird der GV als organischer Anteil in Prozent der Gesamtprobe ermittelt. Hierbei ist zu beachten, dass mit dieser Methode u. a. eingeschlossenes Hydratwasser oder Karbonate, die bei bestimmten Temperaturen mitverglühen, im Vergleich zum TOC zu Überbefunden in der Bestimmung des organischen Anteils führen können. Die Normen zur Messung des Glühverlusts in Abwasser- und Bodenproben sind im Wesentlichen vergleichbar (u. a. DIN 38409-2 (1987), DIN 18128 (2002)). Grundsätzlich kann der GV im Trockenrückstand einer Probe und im Filterrückstand (AFS) einer Abwasserprobe gemessen werden. Letzterer wird in der englischsprachigen Literatur als Volatile Suspended Solids (VSS) in mg/l beschrieben. Er kann aber auch prozentual als Organikanteil VSS an AFS angegeben werden.

TOC und GV bilden die organischen Anteile natürlicher und anthropogener Bestandteile ab. Eine Unterscheidung nach Materialart ist mit diesen Verfahren nicht möglich,

da sie Summenparameter darstellen. In Bodenproben korreliert der TOC gut mit dem GV (Bojko und Kabala 2014; Howard und Howard 1990). Aus diesem Grund und wegen der einfachen und kostengünstigen Messbarkeit wird in dieser Arbeit der GV weiter untersucht.

Es wurden 32 Studien zur Messung des GV in unterschiedlichen Matrices (Kanalsedimente (2), FA (16) FD (14)) hinsichtlich Glühtemperatur, -dauer und zugrunde liegender Norm ausgewertet (Anhang 3).

In 5 der 32 Studien gab es keine Angaben zur Messmethode. Nur 13 Studien bezogen sich bei ihrer Messung auf eine Norm.

Glühtemperatur

In den Messprogrammen in den FA, also dem Standardparameter VSS, und in Kanalsedimenten ist die Normtemperatur 550 °C in 9 von 18 Studien dokumentiert. In 3 weiteren Studien wird die Glühtemperatur 550 °C ohne Nennung der Norm angewendet. Die Berücksichtigung der Normen zur Messung der VSS in den FA mit einer Glühtemperatur von 550 °C kann als etabliert angesehen werden. In den Messprogrammen der FD ist die einheitliche Nutzung von Normen und Glühtemperaturen nicht in diesem Maße verankert. In diesen wurden neben 550 °C vermehrt Glühtemperaturen von 375, 450, 500 und 600 °C dokumentiert. Hoogsteen et al. (2015) haben in Böden vergleichende Untersuchungen für Glühtemperaturen von 350 bis 650 °C durchgeführt und signifikante Unterschiede in den Glühverlusten insbesondere für lehmhaltige Bestandteile festgestellt. Ob es diese Unterschiede für Messungen in den FD gibt, ist unklar.

Glühdauer

Die Glühdauern sind oft nicht dokumentiert oder schwanken stark. Da die Dauer nach Erreichen der Massenkonstanz keinen Einfluss hat, ist sie häufig nur ein Richtwert für die durchschnittliche Dauer bis zur vollständigen Verflüchtigung bei einer bestimmten Temperatur. Auf Filtern mit i. d. R. maximal 200 mg Filterrückstand von FA-Proben sind erfahrungsgemäß kürzere Glühdauern bis zur Massenkonstanz nötig als bei Feststoffproben von mehreren Gramm.

Zusammenfassung: In den FA wird der GV überwiegend mit etablierten Normen und der Glühtemperatur 550 °C gemessen. Für die Matrix der FD gibt es keine Normen, sodass mit Glühtemperaturen zwischen 375 und 600 °C in Anlehnung an Normen der Abwasser- und Bodenanalytik oder anderen Studien gemessen wird. Systematische Untersuchungen der Matrix FD und des Einflusses der Glühtemperatur und -dauer fehlen.

3.1.4 Absetzverhalten von Feststoffen im Verkehrsflächenabfluss (FA)

Kenntnisse zu Sinkgeschwindigkeiten der Partikelkollektive in den FA sind wichtig, um den Feststoff- und damit assoziierten Schadstoffrückhalt durch Behandlungsanlagen mit Sedimentationsprinzip zu bewerten. Zum Feststoffrückhalt gibt es konkrete Vorgaben der technischen Regelwerke für dezentrale und zentrale Anlagen (DWA-A 102 - Entwurf 2016).

Der Feststoffrückhalt der Feststoffe in dezentralen Behandlungsanlagen wird beispielhaft durch Labor- oder Feldverfahren überprüft. Eine Gegenüberstellung der internationalen Prüfverfahren ist in der Dissertation von Huber (2016) nachzulesen. Zur wiederholbaren Messbarkeit werden die Anlagen mit Standardmaterialien aus Quarz (Dichte: $2,65 \text{ g/cm}^3$) in der PSD von typischen Abflüssen und variierenden Regenspenden beschickt. Aufgrund der vereinfachten Annahme einer Monodichte bewerten diese Verfahren die Anlagen möglicherweise zu positiv. Aus diesem Grund sind auch Kenntnisse zum Absetzverhalten verkehrsflächenbürtiger Feststoffe wichtig. Für eine optimale Dimensionierung von zentralen Sedimentationsanlagen wie Regenklärbecken werden ebenfalls Kenntnisse zu PSD, Dichte und Form sowie Absetzverhalten der Partikel benötigt (Selbig et al. 2016).

Zur Bestimmung des Absetzverhaltens von Feststoffen werden im Wesentlichen zwei Herangehensweisen verfolgt: zum einen die Berechnung (Kapitel 3.1.4.1) und zum anderen die Messung (Kapitel 3.1.4.2) der Sinkgeschwindigkeit. Die Limitierungen der Verfahren und der Vergleichbarkeit von Messdaten sowie der Forschungsbedarf werden in Kapitel 3.1.4.3 zusammengefasst.

3.1.4.1 Berechnung der Sinkgeschwindigkeit

Die absetzrelevanten Kenngrößen von Einzelpartikeln können innerhalb von Partikelkollektiven in der Regel nicht bestimmt werden. Die Umrechnung von Partikelgröße zu Sinkgeschwindigkeit ist nur zulässig, wenn ein linearer Zusammenhang beider Kenngrößen sowie Dichte und Form bekannt sind (Stieß 2009). Für Partikelkollektive gelten aufgrund variierender Feststoffkonzentrationen, Partikelgrößen, -formen und -dichten bei der Berechnung von Sinkgeschwindigkeiten hohe Unsicherheiten.

Die Sinkgeschwindigkeiten der Feststoffe im Verkehrsflächenabfluss (FA) wurden ungeachtet der in Kapitel 2 beschriebenen Grundlagen bisher nur anhand bekannter Partikelgrößenverteilungen nach der Formel von Stokes berechnet (Ferreira und Stenstrom 2013; Winston et al. 2015; Li et al. 2006b; Hettler 2010; Rommel und Helmreich 2018). Dabei wird angenommen, dass diskretes Absetzverhalten von Einzelpartikeln (Typ I) vorliegt. Auch die potenzielle Absetzbarkeit von Schwermetallen wurde anhand der Stoffmengenkonzentrationen in Partikelgrößenfraktionen mittels dieser Rechenbasis geschätzt (Hettler 2010). Ob Partikelkollektive und assoziierte Schwermetalle maßgeblich anhand ihrer Partikelgröße diskret sedimentieren, wurde noch nicht untersucht. Bei dieser Vorgehensweise der Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit gibt es im Wesentlichen drei Einschränkungen.

Erstens wurden u. a. Dichten und Formfaktoren bei diesen Berechnungen nicht berücksichtigt. Dies liegt daran, dass weitere Kenntnisse zu absetzrelevanten Kenngrößen abseits von Partikelgrößen bislang schlicht fehlen (Selbig et al. 2016).

Zweitens basiert die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit V_s mathematisch auf Kugeläquivalenten. Die zugrundeliegenden Kenngrößen zu PSDs in den FA basieren auf messbaren Äquivalentdurchmessern (i. d. R. Laserbeugungs- oder Siebmaschenäqui-

valenten) der Feststoffe. Wie in Kapitel 3.1.3.1 erläutert, sind die PSDs unterschiedlicher Messverfahren nur bedingt miteinander vergleichbar und führen zu abweichenden berechneten Sinkgeschwindigkeiten. Es ist insgesamt unklar, ob eine rechnerische Übertragbarkeit von einem Partikelgrößen- auf ein Sinkgeschwindigkeitsäquivalent auf diese Weise möglich ist (Selbig et al. 2016).

Drittens werden der mögliche Einfluss variierender Feststoffkonzentrationen und das Schwarmverhalten von Partikelkollektiven missachtet. Unter sonst konstanten Bedingungen kann die Sinkgeschwindigkeit nur berechnet werden, wenn diskretes Absetzverhalten (Typ I) vorliegt.

Bei der Berechnung der Sinkgeschwindigkeit wurden bislang außer der Partikelgröße, die im Quadrat in die Formel der Sinkgeschwindigkeit eingeht, wesentliche weitere Kenngrößen der Absetzbarkeit vernachlässigt. Das Ausmaß dieser Faktoren für das Absetzverhalten von Verkehrsflächenabflüssen ist nicht bekannt.

3.1.4.2 Messung der Sinkgeschwindigkeit

Für die Bestimmung der Sinkgeschwindigkeiten von Einzelpartikeln wurden zum einen genormte Laborverfahren entwickelt. Aus diesen können unter Annahme diskreten Absetzverhaltens (Typ I) Partikelgrößenäquivalente der sinkgeschwindigkeitgleichen Kugel berechnet werden (siehe Kapitel 3.1.4.1). Dies gelingt nur, wenn eine Agglomeration der Partikel durch Dispersionsmittel verhindert wird (DIN 66111 1989). Die Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit entspricht also auch einer Bestimmung der Partikelgrößenverteilung mit Einschränkungen aufgrund unbekannter Dichte, Form und Agglomerationsneigung der Partikelkollektive.

Des Weiteren wurden zur Bestimmung des Volumenanteils absetzbarer Stoffe (ASS) in einer homogenen Abwasserprobe Imhoff-Trichter verwendet (DIN 38409-9 1980). Diese Versuche geben Informationen über die absetzbaren Stoffe von Messproben pro Zeit in ml/l im relativen Vergleich. Die Methode kann aber nicht angewendet werden, um Sinkgeschwindigkeiten zu bestimmen.

Für die Bestimmung der Sinkgeschwindigkeiten von Feststoffen im Abwasser wurden Sedimentationsapparaturen im Überschiebungs- und Suspensionsverfahren entwickelt. Im Überschiebungsverfahren werden die Partikelkollektive zu Versuchsbeginn zum Zeitpunkt t_0 oben über eine Wassersäule gegeben, im Suspensionsverfahren werden sie homogen in der Wasserphase suspendiert. Messungen werden bei beiden Verfahren entweder inkrementell über die Konzentrationsmessung im zeitlichen Verlauf, optisch mit Kameras, mit der Andreasen-Pipette oder kumulativ durch die gravimetrische Bestimmung abgesetzter Feststoffmassen bestimmt (Müller 2014).

Für Abwässer wurden unterschiedliche Sedimentationsapparaturen und Verfahren entwickelt (Brombach et al. 1992; Camp 1945; Chebbo und Gromaire 2009; Tyack et al. 1996; Walling und Woodward 1993). Diese wurden in diversen Studien gegenübergestellt (Ashley 2004; Aslam 2013; Hasler 2007; Hettler 2010) und in Laborversuchen miteinander verglichen (EPA 2002; Lucas-Aiguier et al. 1998; Aiguier et al. 1996; Krishnappan et al. 2012).

Weiter zu nennen sind optische Methoden zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit von Partikeln. Hier wurde u. a. die digitale Bildanalyse genutzt, um die Sinkgeschwindigkeit homogener Suspensionen in Zylindern zu berechnen (Faltermaier 2018). In der Meeresforschung wurden spezielle Laserbeugungsverfahren (LISST-ST Analyser von Sequoia Scientific Inc. (2013)) zur Bewertung der Sinkgeschwindigkeit von Sedimenten anhand der sich verändernden PSD in der Suspension verwendet (Ahn 2012).

Nachfolgend werden die Sedimentationsapparaturen kurz vorgestellt und dabei insbesondere die Messbarkeit von diskreten Sinkgeschwindigkeitsfraktionen bewertet. In diesen können potenziell weitere Kenngrößen gemessen werden, die Aufschlüsse über das Absetzverhalten schadstofftragender Feststoffe liefern können. Außerdem werden in der Literaturstudie die Anwendungshäufigkeiten der Studien sowie die untersuchte Abwassermatrix dokumentiert (Anhang 4).

Im Überschichtungsverfahren wurden Sedimentationsäulen von UFT (Umwelt- und Fluid-Technik GmbH) aus Deutschland (Brombach et al. 1992; Michelbach und Wöhrle 1993) sowie Säulen der Aston-Universität aus Großbritannien (Tyack et al. 1996) entwickelt (Abbildung 3.3).

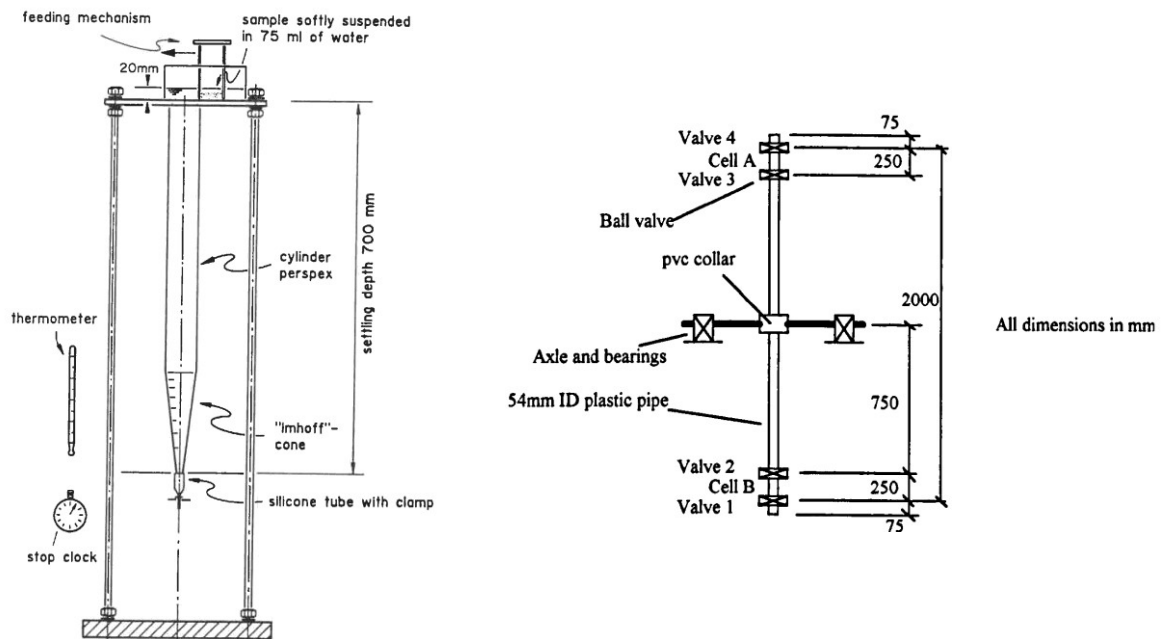


Abbildung 3.3: Sedimentationsapparaturen im Überschichtungsverfahren – links: UFT-Säulen, rechts: Aston-Säulen (Michelbach und Wöhrle 1993; Tyack et al. 1996)

UFT-Säulen bestehen aus einem Plexiglasrohr, das am unteren Ende an einem Imhoff-Trichter fixiert ist (Durchmesser: 5 cm, Sinkhöhe: 70 cm) (Abbildung 3.3, links). Die Säulen werden mit Partikelkollektiven über einen Schiebemechanismus in die Säule gebracht oder in einem Imhoff-Trichter voredimentiert und dann oben in die Säule entlassen. Nach Versuchsstart können am unteren Ende der Säule diskrete Sinkgeschwindigkeitsfraktionen über die Klemme entnommen werden. Diese entsprechen einer Sinkgeschwindigkeit über die lineare Funktion der Strecke pro Zeit.

Die von der Aston-Universität entwickelten Säulen sind an der Mittelachse an einem Drehpunkt fixiert und können wie eine Sanduhr gedreht werden (Durchmesser: 5,4 cm,

Sinkhöhe: 150 cm) (Abbildung 3.3, rechts). Die homogene Abwasserprobe wird in die gesamte Säule gegeben und beispielhaft in Zelle B voredimentiert. Nach einer definierten Sedimentationszeit (z. B. 3 Std.) werden die Kugelhähne 2 und 3 geschlossen und die Säule wird umgedreht. Nun können die Feststoffe zum Absetzen gebracht werden. Zum Startzeitpunkt wird der Kugelhahn 2 geöffnet und die in Zelle B (jetzt oben) voredimentierten Partikel werden in die Säule entlassen. Über die Strecke und Zeit werden auch hier über Kugelhahn 3 die Sinkgeschwindigkeitsfraktionen entnommen.

Im Suspensionsverfahren wurden deutlich mehr Verfahren entwickelt (Hasler 2007). Es werden beispielhaft drei Verfahren vorgestellt. In Frankreich wurde in Erweiterung zu zwei Vorgängerverfahren das VICAS-Verfahren (Vitesse de Chute en Assainissement) entwickelt (Chebbo und Gromaire 2009). In den USA wurden die Sichtungsmethode nach Walling und Woodward (1993) und das Multiport-Säulen-Verfahren nach Camp (1945) mit unterschiedlichen Probenahmehöhen entwickelt (Abbildung 3.4).

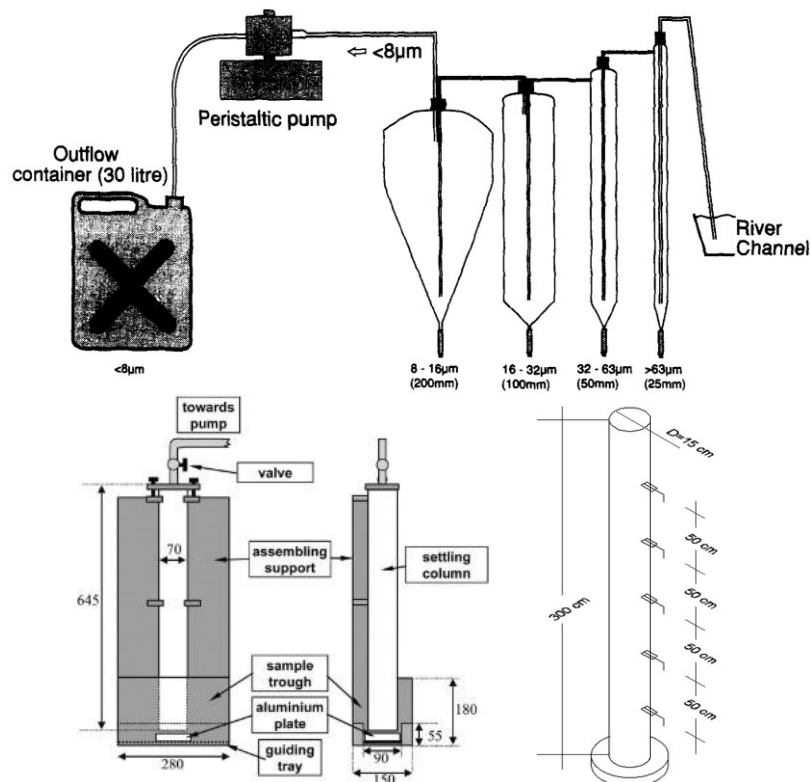


Abbildung 3.4: Sedimentationsapparaturen im Suspensionsverfahren – oben: aufwärts durchströmte Säulen, unten links: VICAS-Säulen, unten rechts: Multiport-Säulen (Walling und Woodward 1993; Chebbo und Gromaire 2009; Piro et al. 2011a)

Die Sichtungsmethode (Elutriation Method) basiert auf einem Sichtungsverfahren in aufwärts durchflossenen Säulen variierendem Durchmesser (Abbildung 3.4, oben). Sie wurde entwickelt, um die Sinkgeschwindigkeit von Flussbettsedimenten zu messen, und für die Messung von Straßen- und Mischwasserabflüssen modifiziert und weiterentwickelt (Maus et al. 2008; Hettler et al. 2011; Krishnappan et al. 2004).

Das VICAS-Verfahren aus Frankreich basiert auf einem Suspensionsverfahren mit kumulativer Messung der Feststoffmassen (Abbildung 3.4, unten links). Die suspendierte Probe (4,5 l) wird mittels Vakuumpumpe in eine Sedimentationssäule gesaugt und verschlossen. Unterhalb der Säule werden nach zunehmenden Messzeiten die sedimentierten Feststoffe aufgefangen, filtriert und nach dem Trocknen ausgewogen. Bei diesem Verfahren sedimentiert lediglich ein geringer Anteil der Feststoffe über die gesamte Sinkhöhe. Die restlichen Partikel sedimentieren in der homogenen Suspension aus variierenden Höhen. Mittels Differenzialrechnungen wurde aus den Anteilen eine Funktion der Sinkgeschwindigkeiten V_s ermittelt (Chebbo und Gromaire 2009). Da keine diskreten Sinkgeschwindigkeitsfraktionen gewonnen werden, ist die Analytik weiterer Kenngrößen in den Feststoffen mit diesem Verfahren nicht möglich. Die gleiche Arbeitsgruppe aus Frankreich entwickelte außerdem zwei weitere Verfahren. Zunächst das durch Chebbo in seiner Doktorarbeit am CERGRENE Institut entwickelte CERGRENE-Verfahren. Dieses basiert auf einer getrennten Messung der Sinkgeschwindigkeit in Überschichtungsverfahren für Partikel $> 50 \mu\text{m}$ und einem Suspensionsverfahren mit Andreasen-Pipette für Partikel $< 50 \mu\text{m}$ (Chebbo 1992). Weiter wurde das VICPOL-Verfahren entwickelt (Akronym nicht bekannt) (Gromaire et al. 2008). Hierbei werden diskrete Absetzfraktionen aus zeitlich versetzt entnommenen Zylindern aus einem Vorlagebehälter (20 l) entnommen. Mit diesem Verfahren sind Messungen weiterer Kenngrößen in den Sinkgeschwindigkeitsfraktionen möglich

Mit dem durch Camp (1945) entwickelten Verfahren zur Messung von Sinkgeschwindigkeiten wurden in einer Säule mit Suspension zu variierenden Zeitpunkten und Messhöhen Proben entnommen und die abnehmenden Konzentrationen auf den Messhöhen verglichen (Abbildung 3.4, unten rechts). Dieses Verfahren wird in der Literatur aufgrund der vielen Probenahmehöhe als Multiport-Säulen-Verfahren bezeichnet. Da keine diskreten Sinkgeschwindigkeitsfraktionen gewonnen werden, ist die Analyse weiterer Kenngrößen in den Feststoffen mit diesem Verfahren nicht möglich.

Vergleichsuntersuchungen haben gezeigt, dass die Verfahren aufgrund unterschiedlicher Feststoffkonzentrationen, hydraulischer Begebenheiten, u. a. zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können (EPA 2002; Lucas-Aiguier et al. 1998; Aiguier et al. 1996; Krishnappan et al. 2012). Insbesondere Überschichtungsverfahren liefern aufgrund der hohen Feststoffkonzentration zu Versuchsbeginn erhöhte Sinkgeschwindigkeiten im Vergleich zu Suspensionsverfahren (Aiguier et al. 1996). In Überschichtungsverfahren liegt zu Beginn des Versuchs eine stark erhöhte Feststoffkonzentration im Partikelschwarm vor, die zunächst die Sinkgeschwindigkeiten bis zur kompletten Verteilung der Partikel in der Wassersäule beschleunigt (Adachi et al. 1978; Ayeni 2013). Vergleiche des Absetzverhaltens aus Messprogrammen unterschiedlicher Messapparaturen sind daher nur bedingt möglich.

Zur Bewertung der Anwendungshäufigkeiten wurden 26 Studien zur Messung der Sinkgeschwindigkeit von Feststoffen in Abwässern einbezogen (Anhang 4). Diese nutzten die sieben beschriebenen Sinkgeschwindigkeitsapparaturen für Abwässer (zwei im Überschichtungsverfahren, vier im Suspensionsverfahren, ein Verfahren nutzt beide

Prinzipien). Jedes Verfahren wurde in bis zu fünf anderen Studien genutzt, am häufigsten durch die eigene Fachgruppe verwendet, seltener durch andere übernommen. Die am häufigsten verwendeten und modifizierten Verfahren sind das UFT-, Aston-, VICAS, Multiport-Säulen- und das Sichtungsverfahren. Die Verfahren VICAS und Multiport-Säulen sind dabei nicht geeignet für die Messung weiterer Kenngrößen, da keine diskreten Sinkgeschwindigkeitsfraktionen gemessen werden.

In 13 von 26 Studien wurden Mischwasser oder Mischwasserentlastungen untersucht, außerdem Oberflächenabflüsse (7), Schmutzwasserabflüsse (5) und FA (3). Untersuchungen zur Sinkgeschwindigkeit der Matrix FA sind bislang selten.

Insgesamt zeigt die Auswertung der Messverfahren und ihrer Anwendungshäufigkeiten, dass es zwar eine solide Grundlage an Studien gibt, in denen Sinkgeschwindigkeiten gemessen wurden. Da diese jedoch verschiedene, eigens entwickelte Apparaturen nutzen, ist ein Vergleich der Ergebnisse schwierig. Für die für diese Arbeit relevante Matrix FA ist die Datengrundlage weiterhin gering. Außerdem unterliegen die Ergebnisse den zuvor beschriebenen Unwägbarkeiten in der reproduzierbaren Messbarkeit von Abwässern (Probenahme, -teilung, unkontrollierte Alterung, u. a.). Rückschlüsse auf das Absetzverhalten von FA aus unterschiedlichen Herkunftsflächen sind aus diesen Versuchen also voraussichtlich nur mit großen Unsicherheiten möglich.

Zusammenfassung: Es gibt sieben häufig zitierte eigens entwickelte Apparaturen zur Messung von Sinkgeschwindigkeiten von Abwässern. Die Vergleichbarkeit von Messergebnissen aus unterschiedlichen Messverfahren ist mit Unsicherheiten behaftet. Nur mit vier Verfahren sind Messungen von diskreten Sinkgeschwindigkeitsfraktionen möglich (UFT, Aston, Sichtung, VICPOL). Eine Methode zur Messung der Sinkgeschwindigkeit verkehrsflächenbürtiger Feststoffe und ihrer assoziierten Schadstoffe unter konstanten Bedingungen fehlt bislang.

3.1.4.3 Zusammenfassung - Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit

In den beiden vorangegangenen Kapiteln wurden die beiden Herangehensweisen für Berechnung und Messung der Sinkgeschwindigkeit von Partikelkollektiven kritisch bewertet. Bei der Berechnung der Sinkgeschwindigkeiten werden lediglich die Sinkgeschwindigkeiten anhand einer PSD von Abflüssen berechnet. Es werden konstante Dichten und Kugelformen der Partikel angenommen. Außerdem wird in den Berechnungen von diskretem Absetzverhalten ausgegangen. Möglicherweise absetzrelevante Kenngrößen wie Dichte und Form oder andere Prozesse wie Flockung bleiben hier unbeachtet.

Um die Erkenntnislücken zu berechneten Sinkgeschwindigkeiten zu schließen, wurden Sinkgeschwindigkeitsapparaturen entwickelt. In diesen wurden reale Abwässer unbekannter Zusammensetzung hinsichtlich absetzrelevanter Kenngrößen und Schadstoffe gemessen. Die jeweilige Zusammensetzung der Probe rührt entweder von unterschiedlichen Herkunftsflächen her oder ist durch die Probenahme, -teilung oder -alterung bedingt. Messergebnisse sind nur eingeschränkt vergleichbar.

Sowohl bei Berechnungen als auch bei Messungen der Sinkgeschwindigkeiten wurden Dichten und Formen der Partikel vernachlässigt. Außerdem können im Schwarmabsetzverhalten der Partikel noch weitere Randbedingungen wie beispielsweise Agglomeration, Flockung, u. a. vorliegen. Neben der Untersuchung des Absetzverhaltens der Referenzgröße Feststoffe wurde das Absetzverhalten der assoziierten Schadstoffe für verkehrsflächenbürtige Feststoffe bislang nicht untersucht. Ob das Absetzverhalten der Feststoffe (bei der Berechnung angenommen über die Partikelgrößenverteilung) auch dem Absetzverhalten der partikulären Schadstoffe entspricht, blieb bislang offen.

Eine Methode zur Messung der Sinkgeschwindigkeiten unter konstanten, kontrollierten Bedingungen absetzrelevanter Kenngrößen und Schadstoffe gibt es bislang nicht. Diese soll in dieser Arbeit entwickelt werden.

3.1.5 Fazit

Ziel dieser kritischen Auswertung der Literatur zu Messmethoden war es, die Einschränkungen der Vergleichbarkeit von Messdaten zu benennen und Randbedingungen der Vergleichbarkeit von Metadaten zu definieren. Hierzu wurden zunächst die Grundlagen der Messmethoden vorgestellt und mithilfe einer Auswertung der Anwendungshäufigkeiten in der Literatur bewertet.

Die Erkenntnisse der Literaturlauswertung bezüglich Probenahme, -aufbereitung, Analytik absetzrelevanter Kenngrößen und Messung des Absetzverhaltens wird nachfolgend zusammengefasst.

Probenahme und -aufbereitung

- Die Probenahme von den FD wird im Wesentlichen trocken oder nass mit einem Vakuumsauger oder trocken mit Kehrblech und Pinsel durchgeführt. Als wesentliche Einschränkungen bisheriger Studien wurden insbesondere fehlende Dokumentationen der Messgüte durch geeignete Wiederfindungsversuche festgestellt.
- Der Probenahmeort auf dem Straßenquerschnitt ist für die Vergleichbarkeit der spezifischen Massen pro Fläche wesentlich. Am Fahrbahnrand akkumulieren mehr Feststoffe als auf der Fahrbahn. Die Auswertung der Studien zeigte, dass sich bezüglich des gewählten Straßenquerschnitts keine Untersuchungsbreite durchgesetzt hat.
- Die Probenteilung zur Erzeugung repräsentativer Teilproben ist für die Untersuchung von Partikelkollektiven entscheidend. In Studien zu FD wird in weniger als 10 % eine Probenteilung dokumentiert. In Studien zu FA sind es weniger als 40 % der Studien.
- Die Probenahme in den FA wird insbesondere durch aktive automatische und passive Probenehmer vorgenommen. Aktive automatische Probenehmer sind hinsichtlich der Aufnahme großer, schwerer Partikel im Nachteil. Minderbefunde sind hier möglich.
- Die FA können durch unkontrollierte Probenalterung verändert werden. Dies führt ebenfalls zu Messunsicherheiten im Vergleich von FA-Messdaten.

Partikelgrößenverteilungen

- Partikelgrößenanalysen basieren auf unterschiedlichen Messprinzipien aufgrund des zugrundeliegenden Partikelgrößenäquivalentdurchmessers (u. a. Siebung, Laserbeugung, digitale Bildanalyse). Als wesentliche Einschränkungen der Vergleichbarkeit wurden variierende Messmethoden und eine Reduzierung der Gesamtprobe um Grobanteile ohne Angabe des abgetrennten Anteils identifiziert.
- In den FD wurden nahezu ausschließlich Siebungen durchgeführt, in den FA wurden unterschiedliche Messmethoden verwendet. Nur ein geringer Teil an verfügbaren Messdaten ist direkt vergleichbar.

Partikelform

- Die Partikelform verkehrsflächenbürtiger Feststoffe (FD und FA) wurde bislang insbesondere stichprobenartig mit dem Mikroskop dargestellt und beschrieben. Zu mittels digitaler Bildanalyseverfahren messbaren Formverteilungen gibt es bisher keine Erkenntnisse.

Dichte

- Die Dichte wurde sowohl in den FD als auch FA selten gemessen und die Methoden nicht oder nur schlecht dokumentiert.
- Es wurden Einschränkungen in der dokumentierten Dichtemessung mit Fluidpyknometer insbesondere hinsichtlich des ausreichenden Verhältnisses von Proben- zu Pyknometervolumen und der Messung flotierender Bestandteile aufgezeigt.
- Die Dichtemessung mit Gaspyknometer scheint deshalb und aufgrund der zerstörungsfreien Messbarkeit für verkehrsflächenbürtige Feststoffe überlegen.

Organischer Anteil

- Der organische Anteil gemessen als Glühverlust wird normgerecht bei einer Glüh-temperatur von 550 °C gemessen. In Studien zu den FA wird diese Vorgabe weitgehend eingehalten und dokumentiert. In Studien zu den FD wurden Glüh-temperaturen von 375 bis 600 °C dokumentiert. Es ist unklar, ob die Messwerte unterschiedlicher Glüh-temperaturen und -dauern vergleichbar sind.

Absetzverhalten

- Die Sinkgeschwindigkeiten von Feststoffen im Abfluss (FA) wurden bislang entweder rechnerisch anhand der Partikelgrößenverteilung oder empirisch untersucht.
- Die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit basiert nach Stokes auf Partikelgrößen angenommen als Kugel, sowie der Dichte. Als Einschränkungen bisheriger Studien sind insbesondere fehlende Grundlagen und Berücksichtigung zu Dichten, Formen und des Schwarmverhaltens der Partikelkollektive zu nennen.
- Für die empirische Bestimmung der Sinkgeschwindigkeiten von Abwässern wurden durch Forschungsinstitute eigens entwickelte Apparaturen genutzt. Einschränkungen dieser Verfahren sind die mangelnde Vergleichbarkeit von Ergebnissen unterschiedlicher Verfahren, die unbekannte Zusammensetzung und unkontrollierte Alterung der Proben.
- Beide Herangehensweisen setzen weitere absetzrelevante Kenngrößen wie Dichte und Form sowie das tatsächliche Absetzverhalten der Schadstoffe pauschal als

konstant an. Der Einfluss dieser Kenngrößen und der Schadstoffe wurde bisher nicht in ausreichender Form berücksichtigt. Um den Einfluss absetzrelevanter Kenngrößen bewerten zu können, wird als Forschungsbedarf die Entwicklung und Validierung eines Verfahrens zur Messung der Sinkgeschwindigkeit variabler Kenngrößen (Dichte, Schwermetalle, u. a.) unter konstanten Bedingungen abgeleitet.

3.2 Messprogramme zu Feststoffen, absetzrelevanten Kenngrößen und Absetzverhalten

In Kapitel 3.1 wurden die methodenspezifischen Randbedingungen zur Probenahme und -aufbereitung für die absetzrelevanten Kenngrößen und das Absetzverhalten vorgestellt und kritisch bewertet. In diesem Kapitel wird anhand vergleichbarer Messdaten der Stand der Forschung zu verkehrsflächenbürtigen Feststoffen im Allgemeinen sowie dem Aufkommen in den FD und FA (Kapitel 3.2.1), zu absetzrelevanten Kenngrößen (Kapitel 3.2.2) und zum Absetzverhalten (Kapitel 3.2.3) vorgestellt. Absetzrelevante Kenngrößen und Absetzverhalten werden nach Möglichkeit anhand von Metadatenauswertungen variierender standortspezifischer Randbedingungen bewertet. Im Fazit werden die Erkenntnisse der Literaturstudie zusammengefasst und bewertet (Kapitel 3.2.4).

3.2.1 Verkehrsflächenbürtige Feststoffe

Verkehrsflächenbürtige Feststoffe sind Träger von Schwermetallen und verschiedenen organischen Schadstoffen. Zu den organischen Schadstoffen zählen insbesondere polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) aus unvollständigen Verbrennungsprozessen sowie u. a. polychlorierte Biphenyle (PCB) (Klees et al. 2015) oder Bisphenol A als Antioxidans in Reifen (Grotehusmann et al. 2017; Lau und Stenstrom 2005). In dieser Arbeit werden als Stellvertreter für partikuläre Schadstoffe Schwermetalle vertieft behandelt. Schwermetalle zählen zu den „non-exhaust“-Belastungen, also den Einträgen, die nicht aus Verbrennungsprozessen entstehen. Dazu gehören insbesondere Abriebe von Bremsen, Reifen und weiteren Verschleißteilen (Thorpe und Harrison 2008). Diese werden mit zunehmender Umstellung auf Elektromobilität zukünftig an Bedeutung zunehmen, da Elektroautos bis zu 30 % schwerer sind als Fahrzeuge mit Verbrennungsmotor gleicher Klasse. Dadurch ist ein noch höherer Abrieb von Reifen und Bremsen zu erwarten (Faria et al. 2012; Berjoza und Jurgena 2017).

Schwermetalle sind für die Umwelt problematisch, da sie nicht biologisch abgebaut werden, sondern sich beispielhaft in Gewässerorganismen anreichern und potenziell toxisch wirken (Stachel et al. 2007; Welker 2004).

Nachfolgend werden die bekannten Feststoff- und Schwermetallquellen (Kapitel 3.2.1.1) sowie Prozesse der Akkumulation und des Abflusses von Feststoffen und deren Aufkommen in den FD und FA (Kapitel 3.2.1.2) vorgestellt.

3.2.1.1 Standortspezifische Feststoff- und Schwermetallquellen

Akkumulierte Feststoffe auf Verkehrsflächen sind Vielstoffgemische aus geogenen und anthropogenen Quellen. Sie enthalten Schwermetalle aus unterschiedlichen Quellen

(Chen et al. 2007). Sie sind standortbezogen sehr unterschiedlich zusammengesetzt und die enthaltenen Verbindungen unterliegen zeitlichen Veränderungsprozessen durch beispielsweise Verwitterung (Jayarathne et al. 2019a).

Die Hauptkomponenten von den FD werden unter anderem durch die vorherrschenden geologischen Verhältnisse am Standort und die eingesetzten Mineralien auf der Fahrbahn beeinflusst (Thorpe und Harrison 2008; Gunawardana et al. 2012). Hildemann et al. (1991) haben als Hauptkomponenten in Pasadena (USA) Siliziumdioxid (27 %), organische Anteile (17 %), Aluminiumoxid (11 %), Eisenoxid (9 %) und Calcium (4 %) identifiziert, wobei organische Anteile nicht näher spezifiziert wurden. Gunawardana et al. (2012) fanden etwa 40 bis 50 % Siliziumdioxid, 20 % tonbildende Mineralien (Albit, Mikroklin, Chlorit, u. a.) und bis zu 40 % amorphe Bestandteile, wobei letztere nicht näher spezifiziert wurden. FD bestehen also zu einem großen Anteil aus mineralischen, insbesondere quarzhaltigen Komponenten. Da Schwermetalle geogenen und anthropogenen Ursprungs in vielen Feststoffeinträgen enthalten sind, ist eine Identifizierung der jeweiligen Quelle mitunter schwierig (Loganathan et al. 2013). Als im Straßenstaub anthropogen angereicherte Elemente wurden insbesondere Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Nickel (Ni), Chrom (Cr) und Blei (Pb) identifiziert; Eisen (Fe), Mangan (Mn) und Aluminium (Al) sind überwiegend geogenen Ursprungs (Gunawardana et al. 2012; McKenzie et al. 2008). Valotto et al. (2019) haben Eisen aber auch als metallische Abriebe von Fahrzeugen identifiziert. Weitere Schwermetalle wie Arsen (As), Cobalt (Co), Quecksilber (Hg), Antimon (Sb) u. a. wurden bisher nur in wenigen Studien untersucht (Lanzerstorfer 2018). Die drei am häufigsten untersuchten Schwermetalle sind Pb, Cu und Zn, sie liegen in besonders hohen Konzentrationen vor (Zafra et al. 2017). Sie werden daher nachfolgend weiter betrachtet. Als prioritärer Stoff wurde durch die WRRL EU-weit nur Pb aufgrund seiner human- und ökotoxischen Wirkung eingestuft. Zn und Cu sind als Spurenstoffe zwar teilweise essenziell für den Menschen und die Umwelt, ab gewissen Konzentrationen jedoch ebenso toxisch (Welker 2004; Hillenbrand et al. 2005). Sie werden aufgrund der steigenden Einträge durch den Verkehr zunehmend relevant (Umweltbundesamt 2019). In Deutschland gelten daher ebenso Umweltqualitätsnormen für Zn und Cu in der Schwebstoffphase für Gewässer (OGewV 2016).

Es kann zwischen intrinsischen und extrinsischen Feststoffquellen für die FD unterschieden werden (Loganathan et al. 2013). Intrinsische Einträge entstehen auf der Verkehrsfläche selbst, extrinsische werden von außen eingetragen (Abbildung 3.5).

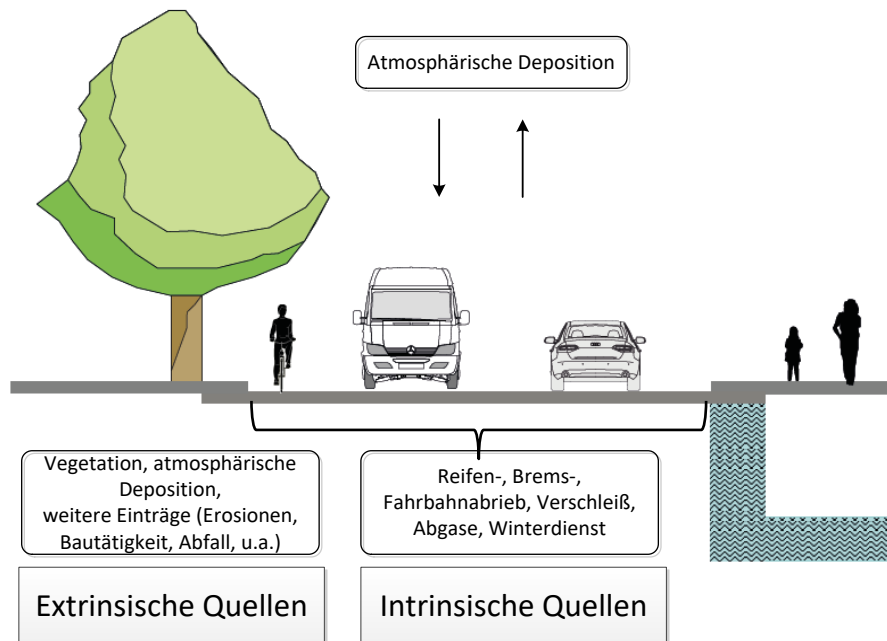


Abbildung 3.5: Quellen der Feststoffdeposition (in Anlehnung an Loganathan et al. 2013)

Intrinsische Quellen für Fest- und Schadstoffe auf der Verkehrsfläche sind vor allem Rückstände des Verkehrs (Fahrbahn-, Brems- und Reifenabriebe, Verschleiß, Abgase) (Thorpe und Harrison 2008).

In Deutschland sind zu 95 % Asphaltfahrbahnen verbaut (Kern und Mayländer 2005). Diese sind preiswerter als Betonfahrbahnen, aber auch anfälliger gegen Wirkungen von außen. Asphalt besteht etwa zu 95 % aus Gesteinsmischungen und zu etwa 5 % aus Bitumen als Bindemittel (Lindgren 1996; Quass et al. 2008). Bitumen ist ein Mineralölprodukt mit viskoelastischen Eigenschaften. Dieses wird zunehmend mit Polymeren modifiziert und kommt insbesondere auf hoch beanspruchten Fahrbahnen zum Einsatz (Arbeitsgemeinschaft der Bitumen-Industrie e.V. o.J.; Awwad und Shbeeb 2007; Hınıslioglu und Agar 2004). Schwermetalleinträge (Fe, Cr, Ni, Zn, Pb, Cu, u. a.) stammen insbesondere aus den gewählten Gesteinsmischungen, geringfügig aber auch aus dem Bitumen (Lindgren 1996; Legret et al. 2005). Feststoffabriebe von Fahrbahnen werden auf 4 bis 1540 mg pro gefahrenen Kilometer beziffert (Quass et al. 2008). Aufgrund des Klimawandels werden Fahrbahnen in Deutschland zunehmenden Extremwetterbedingungen ausgesetzt. Es werden häufiger extreme Niederschläge, Hitzeperioden, aber auch stärkere Schneefälle und ein vermehrter Tausalzeinsatz bis 2030 erwartet (Auerbach et al. 2014). Die Entwässerung der Verkehrsflächen, aber insbesondere die Oberflächen müssen an diese Bedingungen angepasst werden. Starke Hitze führt bei Asphaltflächen zu Verformungen; im Winter können durch eindringendes Wasser in die Oberflächen und Frost Teile der Fahrbahndecke weggesprengt werden, was die Feststoffeinträge erhöht (Landesbetrieb Straßenbau Nordrhein-Westfalen 2019). Weiterhin kommt es im Winter durch den Einsatz von Schneeketten oder Spikereifen und Tausalz- und Splittstreu regional zu erhöhten Feststoffeinträgen (Siebert 2017; Sansalone und Glenn 2002). In Deutschland wird insbesondere Natriumchlorid, bei starkem

Gefälle oder auf Brücken häufig Calcium- oder Magnesiumchlorid als Tausalz eingesetzt (Huber et al. 2015). Salzlösungen intensivieren die Auslösung von Feststoffen bei Frostwechsel (Shi et al. 2009). Außerdem sind sie schädlich für die angrenzende Vegetation, sie wirken korrosiv auf Fahrzeugbauteile und erhöhen die Mobilität von Schwermetallen (Glenn und Sansalone 2002; Bäckström et al. 2004). Aufgrund der klimatischen Extreme ist zukünftig mit zunehmenden Fahrbahnauslösungen oder -abrieben zu rechnen.

Durch Korrosion und Abrieb von Fahrzeugen können Bestandteile der Karosserie auf die Verkehrsfläche gelangen (Quass et al. 2008; Ozaki et al. 2004; Kole et al. 2017; Councell et al. 2004). Insbesondere die Abriebe der Reifen und Bremsen wurden als kontinuierliche Eintragspfade von Schwermetallen identifiziert (Zafra et al. 2017). Reifenabrieb enthält je nach Reifenmischung natürlichen und künstlichen Kautschuk, Polymere, Ruß oder alternativ zunehmend Silikate und Mineralöle sowie u. a. Zinkoxide für die Vulkanisierung und weitere Füllstoffe (Krömer et al. 1999; Kole et al. 2017). Bremsabriebe enthalten Mischungen aus Metallen (insbesondere Eisen, Kupfer, Barium und Antimon), Fasern, Binde- und Reibemitteln (u. a. Graphit) (Thorpe und Harrison 2008). Reifen- und Bremsabrieb werden insbesondere Einträge von Zink (Councell et al. 2004; Rhodes et al. 2012) respektive Kupfer (Hulskotte et al. 2006; Adamiec et al. 2016) zugesprochen.

In aktuellen Studien sind u. a. Reifen- und Bitumenabriebe im Kontext der weltweiten Mikroplastikdebatte in den Fokus gerückt (Boucher und Friot 2017; Sundt et al. 2014; Bertling et al. 2018) und werden als eine der größten primären Mikroplastikquellen für die Gewässerkontamination eingestuft (Bertling et al. 2018).

Abgase von Fahrzeugen tragen durch Ruß, bestehend aus Kohlenstoff und weiteren Metallen, zur Feinstaubbelastung bei (HLNUG 2017). Diese kann sowohl luftgänglich sein als sich auch agglomeriert in Staubniederschlag auf den Boden ablagern. Das bis in die 1990er Jahre als Antiklopfmittel in Benzin verwendete Blei wird zunehmend weniger emittiert (Hillenbrand et al. 2005; Umweltbundesamt 2019).

Typische weitere Quellen für identifizierte anthropogene Schwermetalle aus dem Verkehr können aus den aufgeführten Bestandteilen stammen (Tabelle 3.1)

Tabelle 3.1: Quellen von Schwermetallen in verkehrsflächenbürtigen Feststoffen (Kadioğlu et al. 2010; Gan et al. 2008; Davis et al. 2001; Hillenbrand et al. 2005; Thorpe und Harrison 2008; Zannoni et al. 2016; Lindgren 1996; Adamiec et al. 2016; Quass et al. 2008; Adachi und Tainosho 2004; Hwang et al. 2016)

Element	Herkunft
Cu	Bremsbeläge, Reifenabrieb, Öl
Pb	Diesel, LPG-Abgase, Reifenabrieb, Bremsbeläge, Auswuchtgewichte, Hintergrundkonzentrationen
Zn	Reifenabrieb, Beschilderung, Lichtsignale, Leitplanken, Bremsbeläge

Außerdem sind Auswuchtgewichte an Fahrzeugen aus Blei erst seit 2005 an Neuwagen verboten (2000/53/EG 2000). Es ist noch von einem großen Bestand an Auswuchtgewichten auszugehen.

Extrinsische Quellen sind Einträge zum Beispiel aus Landwirtschaft und Bautätigkeit im Einzugsgebiet oder rühren von Bodenerosion her. Blei ist durch Anreicherung in Böden aufgrund der extensiven Nutzung im vergangenen Jahrhundert immer noch durch Erosion verfügbar (Padoan et al. 2017). Außerdem ist die Vegetation als saisonale und die atmosphärische Deposition als kontinuierliche Feststoffquelle zu nennen. Die Vegetation am Standort liefert insbesondere saisonale Feststoffe in Form von Pollen, Laub und Ästen (Dierschke 2014). Sie enthalten je nach Zusammensetzung sowohl Zehrstoffe, Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor als auch Spurenstoffe von Metallen (Bartsch und Röhrig 2016). Weiterhin bilden sie eine bedeutende Depositionsfläche für Staubbiederschlag (siehe die folgenden Ausführungen zu Staubbiederschlag).

Exkurs: Staubbiederschlag

Staubbiederschlag aus der atmosphärischen Deposition luftgängiger Feststoffe ist eine kontinuierliche Feststoffquelle. Er ist ein Standardparameter von Luftqualitätsmessungen. Aus diesem Grund wird Staubbiederschlag an dieser Stelle ausführlicher behandelt. Er besteht aus Fein- oder Schwebstaub (Particulate Matter, PM) mit einem aerodynamischen Durchmesser von wenigen Nanometern bis zu über 100 Mikrometern, die unterschiedlich lange in der Atmosphäre verweilen (Umweltbundesamt 2009). Ab einer Partikel- oder Agglomeratgröße von etwa 30 µm sedimentieren luftgängige Feststoffe als Staubbiederschlag (trockene Deposition) (HLNUG 2017). Partikel > 200 µm werden in Staubbiederschlag üblicherweise nicht gefunden (Lundgren und Paulus 2012; Gruber 1985). Im Regenereignis können außerdem gelöste und ungelöste Feinstaubbestandteile aus der Luft herausgewaschen werden (nasse Deposition). Aufgrund der enthaltenen Schadstoffe (Schwermetalle, u. a.) wird Staubbiederschlag bereits seit einigen Jahren als wichtiger Parameter zur Bewertung boden- und gewässerschädigender Inhaltsstoffe genannt (LAWA 1993). Für die Bewertung der Luftqualität werden außerdem insbesondere die atemwegsgängigen Anteile PM₁₀ (Feinstaub < 10 µm) und PM_{2,5} (Feinstaub < 2,5 µm) ermittelt (39. BImSchV 02.08.2010). In dieser Arbeit wird nachfolgend nur der Staubbiederschlag betrachtet.

Der Staubbiederschlag wird mit einem passiven Sammelgefäß (z. B. Bergerhoff-Gefäß) auf definierter Höhe (i. d. R. 1 bis 2 m) über dem Grund und mit definierter Expositionszeit (i. d. R. 30 ± 2 Tage) aufgefangen und eingedampft. Die Massen werden ermittelt und als spezifische Kenngröße in Milligramm pro Quadratmeter und Tag (mg/m²*d) angegeben (VDI 4320 Blatt 2 2012).

Als Feinstaubquellen sind als primäre Aerosole neben natürlichen Quellen (Flugasche, Saharasand, Pollen, u. a.) insbesondere anthropogene Quellen wie zum Beispiel aus dem Straßenverkehr selbst (Abriebe, Dieselrußpartikel, u. a.) oder Emittenten der Industrie (Verbrennung, u. a.) zu nennen. Sekundäre Aerosole werden durch chemische

Reaktionen aus Vorläufersubstanzen in Gasform (Schwefeldioxid, Stickoxide, Kohlenmonoxid, u. a.) aus anthropogenen Aktivitäten in der Atmosphäre gebildet (Umweltbundesamt 2009).

Die atmosphärische Deposition wird von unterschiedlichen Randbedingungen beeinflusst (u. a. Wind, Klima, Oberflächen) (Jeanjean et al. 2017; Bottalico et al. 2016). Bäume und insbesondere Stadtwälder können aufgrund ihrer großen Oberfläche Feinstäube förmlich aus der Luft „kämmen“; auf ihnen setzt sich mehr Staubbiederschlag ab als auf verhältnismäßig glatten, versiegelten Flächen (Bottalico et al. 2016; Janhäll 2015). Beispielhaft wurden auf Blattflächen unterschiedlicher Bäume 95 bis 271 mg/m²*d Staubbiederschlag gemessen (Gupta et al. 2016), auf exponierten Modellplatten für Verkehrsflächen (Beton und Asphalt) 18 bis 49 mg/m²*d (Wicke et al. 2012b). Insbesondere bei parallel strömenden Winden in kanalartigen urbanen Straßen wurde eine Feinstaubreduzierung durch Bäume registriert (Jeanjean et al. 2017). Auf Verkehrsflächen in einem Einzugsgebiet mit hohem Vegetationsanteil kann von einer geringeren Staubbilastung durch trockene Deposition ausgegangen werden als auf Verkehrsflächen ohne Vegetation. Im Regenereignis wird die sogenannte Interzeptionsdeposition jedoch von Vegetationsdecken ausgewaschen und liefert dann einen zusätzlichen Beitrag in den FD und FA (Bartsch und Röhrig 2016).

Der Immissionsgrenzwert für Staubbiederschlag liegt bei 350 mg/m²*d für die Feststoffe und für die Schwermetalle As, Pb, Cd, Ni, Hg und Th bei 4, 100, 2, 15, 1 respektive 2 µg/m²*d (TA Luft 2002). Die Belastung an luftgängigen Feststoffen ist im Vergleich zu ländlichen Gebieten insbesondere in urbanen, verkehrbelasteten Gebieten dauerhaft und zu Spitzenzeiten besonders erhöht (Umweltbundesamt 2009). Der aus dem Straßenverkehr stammende Partikelanteil am Feinstaub liegt zwischen 25 und 50 % (Umweltbundesamt 2009; Trimbacher und Neinavaie 2002). Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaubemissionen (Rußpartikelfilter, Vorgaben für die Industrie (TA Luft 2002)) führten zu einer Abnahme der Staub- und einer noch stärkeren Abnahme der Schadstoffbelastung in Staubbiederschlag. In der Schweiz reduzierte sich von 1988 bis 2017 der Staubbiederschlag um 48 % und jener der Schwermetalle Pb, Cd und Zn um 92 %, 80 % respektive 65 % (Hrsg. (BAFU) 2018). In Deutschland ging die Gesamtstaubemission von 1990 bis 2003 insgesamt um 86 % zurück. Seit 1995 stagniert die jährliche Emission jedoch, Einträge aus dem Straßenverkehr werden trotz verbesserter Technologie aufgrund steigender Verkehrsteilnehmer eher mehr (Umweltbundesamt 2009).

Zhang et al. (2017b) haben in westchinesischen Städten in der Nähe von Wüsten Staubbiederschläge zwischen 222 und 3.820 mg/m²*d gemessen. Ginoux et al. (2001) haben mittels Simulationen für den westchinesischen Raum weltweit die höchsten Staubbiederschlagsmengen ermittelt. In einer Studie in Spanien wurden Staubbiederschläge von 47 bis 216 g/m²*d gemessen (Menéndez et al. 2007). In Hessen wurden in 2017 durchschnittlich Staubbiederschläge von 74 mg/m²*d gemessen (Föll et al. 2018).

Zusammenfassung: Es gibt vielfältige Feststoffquellen für verkehrsflächenbürtige Feststoffe. Zur Bewertung der durch den Standort beeinflussten Feststoffeinträge auf die Verkehrsfläche sind insbesondere die Verkehrstätigkeit (intrinsisch) und der urbanen

Vegetation (extrinsisch) zu nennen. Beides sind lokal variierende, messbare Quellen für Feststoffeinträge.

3.2.1.2 Standortspezifische Prozesse

Die im vorangegangenen Kapitel beschriebenen Quellen für Feststoffe und Schwermetalle stellen keine statischen Eintragspfade auf die Verkehrsfläche dar. Die Zusammensetzung kann örtlich z. B. durch die Verkehrsstärke (DTV) und Vegetation oder temporär z. B. durch Jahreszeiten, Wind oder Winterdienst abweichen. Die Feststoffe und Schwermetalle unterliegen dynamischen Prozessen auf der Verkehrsfläche. Diese werden zunächst beschrieben, bevor der Forschungsstand zum Aufkommen von den FD und FA zusammengefasst wird.

Feststoffe

In dieser und weiteren Studien wird zwischen den beiden Kompartimenten der Feststoffe in Deposition (FD) und im Abfluss (FA) unterschieden (Chow et al. 2015; Murphy et al. 2015; Vaze und Chiew 2002). Diese bilden jedoch nur Momentaufnahmen in einem dynamischen System ab. In neuesten Untersuchungen werden die Prozesse ergänzt zu Akkumulation, Resuspension, Interzeption und Reduktion (Zafra et al. 2017).

Während Trockenperioden akkumulieren Feststoffe auf der Verkehrsfläche. Eine Deposition (definiert als FD) baut sich auf (build-up). Bereits deponierte Feinstäube können durch Wind und Verkehrstätigkeit wieder in die Luft resuspendiert werden (Zafra et al. 2017; Amato et al. 2013b). Resuspendierte Feinstäube können auf Zwischenebenen wie Baumkronen akkumulieren und bilden dort eine Interzeptionsdeposition (siehe Exkurs: Staubbiederschlag, Kapitel 3.2.1.1). Die zwischendeponierten Feststoffe stehen dann bei Wind und Niederschlag unmittelbar wieder zur Verfügung. Es kommt außerdem zu Reduktionen der Feststoffe u. a. durch Entnahmen der Straßenreinigung (Ball et al. 1998; Kim und Jeong 2014; Vaze und Chiew 2002) und letztlich im Regenergeignis zu einem Abfluss der Feststoffe (wash-off).

Zu den beschriebenen Prozessen gibt es einige Untersuchungen zu Feststoff- und Schwermetallverhalten (Murphy et al. 2015; Wicke et al. 2012a; Wijesiri et al. 2015; Egodawatta und Goonetilleke 2006). Erkenntnisse aus diesen Studien sind, dass sich mit zunehmender Dauer der Trockenperioden mehr Feststoffe und Schwermetalle auf der Verkehrsfläche akkumulieren. Das Feststoff- und Schwermetallaufkommen korreliert miteinander (Aryal et al. 2015). Die Zunahme an Feststoffen und Schwermetallen stagniert nach 5 bis 14 Trockentagen (Chow et al. 2015; Wicke et al. 2012a; Egodawatta und Goonetilleke 2006; Li und Barrett 2008). Mit zunehmenden Trockentagen nehmen außerdem feine Feststoffanteile zu (Hichri et al. 2019; Zafra et al. 2008; Chow et al. 2015). Aufgrund der geringeren Reibung zwischen der Fahrbahn und dem Reifen erhöht sich dadurch die Unfallgefahr (Hichri et al. 2019). Weitere Faktoren können die Akkumulation und Reduktion an Feststoffen begünstigen bzw. reduzieren. So stellen Randbebauungen wie Bordsteine, Lärmschutzwände, u. a. Barrieren für Feststoffe dar (Trocmé et al. 2013; Sartor und Boyd 1972; Dierschke 2014). Die Querneigung beeinflusst zusammen mit Bordsteinkanten die Verteilung der Feststoffe über den Straßenquerschnitt (Zafra et al. 2008; Muthusamy et al. 2018). Am Fahrbahnrand

akkumulieren deutlich mehr Feststoffe durch Wind- und Regenverfrachtungen als in der Fahrbahnmitte (Sartor und Boyd 1972; Deletic und Orr 2005; Zafra et al. 2008). Der Fahrbahnbelag selbst kann je nach Oberflächenrauheit als Rückhalteraum für Feststoffe dienen. Asphaltflächen bilden in der Regel durch die grobporigen Gesteinsmischungen tiefere Profile als Betonfahrbahnen. In ihnen können daher mehr Feststoffe deponiert und je nach Niederschlagsvariabilität mehr Feststoffe zurückgehalten werden (Wicke et al. 2012a; Zhao et al. 2018b; Mahbub et al. 2011). Auf Asphaltfahrbahnen mit stark ausgefahrenen Spurrinnen und dadurch bedingt geringeren Profiltiefen sammeln sich ebenfalls weniger Feststoffe als in den unbefahrenen Zwischenräumen (Gustafsson et al. 2019). Die Straßenreinigung ist als reduzierender Faktor insbesondere bei der Entnahme gröberer Feststoffe besonders effizient (Zhao et al. 2018b; Walker und Wong 1999; Kim und Jeong 2014). Gustafsson et al. (2019) stellten in Schweden außerdem saisonale Tendenzen in der Deposition fest. Über den Winter deponierten mehr mineralische Feststoffe als über den Sommer. Dies kann an den erhöhten Abrieben durch Spikereifen, Einträgen durch Winterdienste oder Auslösungen der Fahrbahn durch Frostwechsel liegen. In genannter Studie gibt es außerdem eine hohe örtliche Variabilität. An einigen Standorten mit hoher DTV wurden mehr Feststoffe gefunden.

Bezogen auf den Prozess der Reduktion von Feststoffen durch Niederschlagsabfluss wurden insbesondere die Niederschlagsmenge, -dauer und -intensität sowie die vorangegangene Trockenperiode als Randbedingungen untersucht (Zuo et al. 2011; Muthusamy et al. 2018; Liu et al. 2013). Je nach Niederschlagsvariabilität und den auf der Fläche verfügbaren Feststoffen ist der Abfluss der Feststoffe (FA) entweder transport- oder ressourcenlimitiert. Die Feststoffe können also entweder durch den Niederschlag nicht bewegt werden (Limitierung durch den Transport) oder stehen nicht zur Verfügung (Limitierung durch die Ressource). Zhao et al. (2016) fanden heraus, dass es für feine Feststoffe ($< 150 \mu\text{m}$) zu ressourcenlimitierten und für gröbere Anteile ($\geq 150 \mu\text{m}$) zu transportlimitierten Abflüssen kommt. Dabei sind insbesondere schwache bis mäßige Regenereignisse transportlimitierend. Zafra et al. (2008) konnten in ihren Untersuchungen lediglich ressourcenlimitierten Abfluss feststellen. Der Abfluss von Feststoffen und ihren Anteilen ist komplex und hängt sowohl von den zur Verfügung stehenden Feststoffen als auch von der Niederschlagsvariabilität sowie der Standorttopographie ab.

Schwermetalle

Bei der Bewertung der Schwermetalle wird in der Regel ihr Gesamtgehalt in einer Probe betrachtet. Schwermetalle liegen in verkehrsflächenbürtigen Feststoffen sowohl gebunden an Feststoffe als auch als Abriebe vor (Valotto et al. 2019; Adamiec et al. 2016; Gunawardana et al. 2013). Da Schwermetalle sowohl in Böden und natürlichen Sedimenten als auch in verkehrsflächenbürtigen Feststoffen in variierenden Bindungsformen vorliegen, wird zur Bewertung der Mobilisierbarkeit zunehmend auch die Auftretensform der Metalle untersucht (Zhao et al. 2017; Jayarathne et al. 2019b). Schwermetalle können mittels Sorption oder Fällung an unterschiedliche Bindungspartner wie beispielhaft Organik, Karbonate, Eisen-/Manganoxide und Tone gebunden

sein (Jayarathne et al. 2019a; Djukić et al. 2016). Die Auftretensform hängt u. a. von der örtlichen Zusammensetzung, zeitlichen Verwitterungsprozessen, pH-Wert und Oberflächen ab (Jayarathne et al. 2019a, 2018b). Je nach Bindungsstärke kann es zu einer leichten oder weniger leichten Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in die gelöste Phase kommen. Zn gehört generell zu den leichter mobilisierbaren Metallen, Cu und Pb sind schwerer zu mobilisieren (Loganathan et al. 2013; Gnecco et al. 2019). Je länger die Akkumulationsdauer auf der Verkehrsfläche andauert, umso höher wird der residuale, nicht mobilisierbare Anteil der Metalle. Die Mobilisierbarkeit nimmt also mit zunehmender Trockenperiode ab (Jayarathne et al. 2018b).

Im Niederschlagsereignis hängt die Mobilisierbarkeit in die gelöste Phase auch von der Zusammensetzung des Niederschlags (u. a. pH-Wert) ab (Zhao et al. 2017). In Verkehrsflächenabflüssen liegen Schwermetalle gelöst oder partikulär vor (Gnecco et al. 2019; Huber et al. 2016). Insbesondere für Pb und Cu, aber auch für Zn, ist der partikuläre Anteil häufig höher als der gelöste Anteil im Verkehrsflächenabfluss (Huber et al. 2016; Schmitt et al. 2010). Diese Unterscheidung ist für die Behandlung wichtig, da gelöste und partikuläre Schadstoffe mit unterschiedlichen Behandlungsprinzipien behandelt werden (Schmitt et al. 2010). Die Schwermetalle im Verkehrsflächenabfluss stammen u. a. aus den FD, nasser Deposition und Auswaschungen wie zum Beispiel Spritzwasser von Fahrzeugen, Leitplanken oder Leuchtsignalen (Zink, u. a.) (Huber et al. 2016; Gunawardana et al. 2018; Rhodes et al. 2012). Generell ist der Anteil partikulär gebundener Schwermetalle insbesondere von Cu und Pb, aber auch von Zn im Verkehrsflächenabfluss hoch. Aus diesem Grund werden häufig Feststoffe als Stellvertreter für partikuläre Verschmutzung zur Bewertung herangezogen werden. Als Reinigungsprinzip ist dann z.B. die Sedimentation oder Filtration relevant.

3.2.1.3 Aufkommen – Feststoffdepositionen (FD)

Es gibt eine Vielzahl an Untersuchungen zu den FD (u. a. Anhang 1). Je nach Fragestellung werden das Aufkommen als spezifische Massen pro Quadratmeter sowie der untersuchte Straßenquerschnitt oft nicht dokumentiert. Aufgrund der zunehmenden Akkumulation von Feststoffen in Richtung des Straßenrandbereichs sind Messwerte variierender Probenahmebereiche auf dem Straßenquerschnitt nicht miteinander vergleichbar.

Internationale Studien zu spezifischen Massen der FD wiesen ein sehr breites Band an Messwerten von < 1 g bis 15 kg pro Quadratmeter aus (Anhang 5). Mehr als 1 bis 15 kg/m² wurden nur in der Pionierstudie zum Thema von Sartor und Boyd (1972) in Rinnen (0-0,15 m ab BK) dokumentiert. In aktuelleren Studien ab 1990 wurden spezifische Massen zwischen 0,1 und 800 g/m² abhängig vom Betrachtungsraum im Straßenquerschnitt gemessen. Die spezifischen Massen in der Fahrbahnmitte sind deutlich geringer als am Fahrbahnrand. Sansalone und Tribouillard (1999) dokumentierten 0,3 g/m² auf Autobahnfahrbahnen im Vergleich zu 4 bzw. 90 g/m² am Fahrbahnrand ohne BK. Aufgrund fehlender Barrieren ist auf Autobahnen mit höheren Reduktionen aufgrund von Windverfrachtungen feiner Anteile auszugehen. Auf urbanen Fahrbahnen wurden spezifische Massen von 7 bis 64 g/m² (Zhao et al. 2016; Zhao et al. 2017)

und 5 bis 70 g/m² (Vaze und Chiew 2002) dokumentiert. Am Fahrbahnrand wurden im Straßenquerschnitt ab BK zwischen 0,15 und 1,5 m ab BK spezifische Massen von 8 bis 800 g/m², schwerpunktmäßig jedoch unter 100 g/m² gemessen (Yuen et al. 2012; Robertson und Taylor 2007).

Bezogen auf das Einzugsgebiet fanden Zhao et al. (2017) und Yuen et al. (2012) in Einzeluntersuchungen mehr Feststoffe in Industriegebieten als in Gewerbe- und Wohngebieten. Amato et al. (2013a) stellten einen positiv linearen Zusammenhang zwischen der DTV und den Feinstaubanteilen < 10 µm (PM10) in den FD fest. Standortsspezifische Vergleiche zum Einfluss der gesamten FD aus Metadaten verschiedener Studien sind aufgrund der unterschiedlichen Probenahmeorte auf dem Straßenquerschnitt nicht möglich.

Die Schwermetallkonzentration in den FD korreliert negativ mit der Partikelgröße. Mit zunehmender Partikelgröße sinkt die Schwermetallkonzentration (Loganathan et al. 2013; Zafra et al. 2017; Lanzerstorfer 2018; Borris et al. 2016; Ma et al. 2018). In feinen Fraktionen liegt zwar eine erhöhte Schwermetallkonzentration vor; die Schwermetallfracht der FD liegt bezogen auf die Partikelgrößenverteilung eher im mittleren Partikelgrößenbereich (100-800 µm) (Sansalone und Tribouillard 1999). Der feinere bis mittlere Massenanteil der FD < 250 µm enthält bis zu 60 % der Schwermetallfracht auf der Verkehrsfläche (Zhao et al. 2009; Zafra-Mejía et al. 2018). Zafra-Mejía et al. (2019) fanden für Cu und Pb einen leichten linearen Zusammenhang zur DTV. Für Zn konnten sie diesen nicht feststellen.

3.2.1.4 Aufkommen – Feststoffe im Abfluss (FA)

Das Aufkommen von FA wird über den etablierten Parameter AFS in mg/l bestimmt. Die abflusswirksamen Feststoffe sind wie beschrieben über den Verlauf eines Regenereignisses nicht konstant. Insbesondere zu Beginn eines Regenereignisses kann es ressourcenbedingt zu erhöhten Feststoffabflüssen kommen (First Flush) (Li et al. 2006a; Morgan et al. 2017). Niederschlagsvolumen und -intensität korrelieren positiv mit dem AFS (Brezonik und Stadelmann 2002). Typische Aufkommensgrößen liegen zwischen 20 und 1.925 mg/l (Vertrauensbereich von 60- 400 mg/l) (Schmitt et al. 2010; Welker 2004). Als Orientierungswerte für das Stoffaufkommen werden im technischen Regelwerk zur Bewertung von Emissionen in die Oberflächengewässer 200 mg/l in Verkehrsflächenabflüssen angesetzt. Gnecco et al. (2019) geben in einem aktuellen internationalen Review mit einem Median von 90 bis 400 mg/l ähnliche Größenordnungen von Feststoffkonzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen an. Brezonik und Stadelmann (2002) fanden saisonal insbesondere im Winter erhöhte AFS-Werte.

Mit zunehmender Partikelgröße nimmt auch in den FA die Schwermetallkonzentration ab (Xanthopoulos und Hahn 1990; Baum und Dittmer 2019). Die Feststoffkonzentration korreliert mit der partikulären Schwermetallkonzentration (Davis und Birch 2010). Aryal und Lee (2009) fanden heraus, dass die Schwermetallkonzentration insbesondere in geringen Feststoffkonzentrationen im Abfluss hoch ist. Sie vermuten, dass es im Niederschlagsereignis zunächst zu einem Abfluss feiner, hoch belasteter Anteile kommt (Aryal et al. 2005). An Autobahnen werden aufgrund der möglichen Windverfrachtung

der Schadstoffe i. d. R. geringere Feststoff- und Schadstoffkonzentrationen gemessen als auf Stadtstraßen (Davis und Birch 2010; Huber et al. 2016). Zum Einfluss der DTV auf die Schwermetallkonzentration in den FA gibt es unterschiedliche Erkenntnisse. Drapper et al. (2000) fanden im Verkehrsflächenabfluss einen leicht positiv linearen Zusammenhang zwischen AFS und DTV ($R^2 = 0,378$). Die DTV wurde von Davis und Birch (2010) nicht als Faktor für die Schwermetallbelastung in den FA identifiziert. Es ist anzunehmen, dass andere Faktoren wie Niederschlags- und Windverfrachtungen die Verteilung im Abfluss beeinflussen (Dierschke 2014).

3.2.2 Absetzrelevante Kenngrößen

Folgend werden Messprogramme zu den absetzrelevanten Kenngrößen Partikelgrößenverteilung (Kapitel 3.2.2.1), Partikelform (Kapitel 3.2.2.2), Dichte (Kapitel 3.2.2.3) und organischer Anteil (Kapitel 3.2.2.4) in den FD und den FA ausgewertet. Dabei liegt ein besonderer Fokus auf der Vergleichbarkeit verwendeter Untersuchungsmethoden. Ergebnisse aus den Methodenvergleichen aus Kapitel 3.1 werden in der Auswahl und Bewertung der Messgüte von Messprogrammen zu Grunde gelegt.

3.2.2.1 Partikelgrößenverteilung

Der Vergleich der PSD in den FD und FA ist sinnvoll, um das Abflusspotenzial der Feststoffe von der Verkehrsfläche hinsichtlich ihrer Partikelgrößen zu bewerten. In der Behandlung des Abflusses mit einer Sedimentationsstufe sind insbesondere hohe Feinanteile aufgrund ihrer reduzierten Absetzbarkeit besonders schwer zurückzuhalten.

Zur Einordnung der Partikelgrößenzusammensetzung in Partikelkollektiven wurden die Partikelgrößen der Hauptkomponenten verkehrsflächenbürtiger Feststoffe hinsichtlich ihrer Partikelgrößen bereits in der Dissertation von Dierschke (2014) zusammengefasst (Abbildung 3.6).

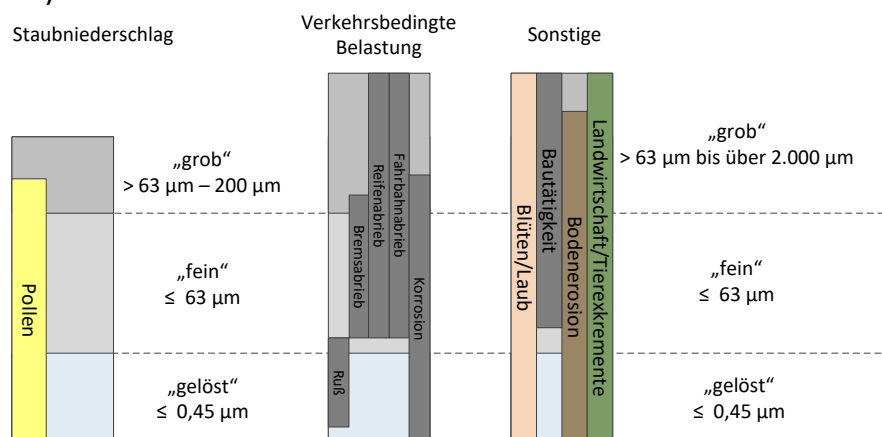


Abbildung 3.6: Partikelgrößenbereiche von Feststoffeinträgen auf die Verkehrsfläche (angepasst aus Dierschke 2014)

Größere Bestandteile $\geq 63 \mu\text{m}$ stammen insbesondere aus Fahrbahn- und Reifenabrieben, aber auch aus diffusen Einträgen aus Bautätigkeit, Landwirtschaft oder Vegetation. Im Bereich feiner Feststoffe $\leq 63 \mu\text{m}$ sind neben Staubniederschlag auch die

Abriebe von Bremsen, Reifen und Fahrbahn sowie Korrosion zu nennen. Ruße aus Verbrennung sind besonders fein und können teilweise auch den gelösten Anteilen $\leq 0,45 \mu\text{m}$ zugeordnet werden. Bestandteile der Vegetation (Pollen, Blüten, Laub) sind für jede Partikelgröße zu erwarten. Diese Komponenten zusammen ergeben eine PSD, die bereits in vielen Studien untersucht wurde.

Beim Vergleich von PSDs in den FD, aber insbesondere den FA, wurden häufig Literaturvergleiche unabhängig der Messmethode durchgeführt (Charters et al. 2015; Goncalves und van Seters 2012). Dies führt wie in Kapitel 3.1.3.1 gezeigt aufgrund unterschiedlicher Durchmesseräquivalente zu abweichenden Ergebnissen. Da die Siebung mit Abstand am häufigsten für die Untersuchung der FD verwendet wird, werden in dieser Arbeit nur Studien mit Siebungen (nass und trocken) ohne Gesamtprobenverkleinerung miteinander verglichen.

Es wurden insgesamt PSDs aus 19 Studien verglichen, davon 13 in den FD und 6 in den FA (siehe Literaturtabelle in Anhang 6). Aufgrund der hohen Anzahl an Studien, in denen die Gesamtprobe durch einen Siebschnitt verkleinert wurde, fällt die zum Vergleich zur Verfügung stehende Grundgesamtheit gering aus. Die Probenahme der FD wurde in aller Regel trocken mit Vakuumsauger oder Kehrblech und Bürste vorgenommen. Die häufigsten Trocknungsarten waren Lufttrocknung oder bei $105 \text{ }^\circ\text{C}$. Es wurden überwiegend Trockensiebungen durchgeführt. Die Herkunftsflächen in den FD-Studien sind fast ausschließlich städtische Straßen (Urban Roads), daneben gibt es je eine Studie auf einer Autobahn und einem Parkplatz. Die Studien wurden in vier Kontinenten durchgeführt (Amerika (3), Asien (3), Europa (5) und Ozeanien (2)). Die Probenahme der FA ist deutlich variabler. In zwei Studien wurden Abflüsse passiv in Feststoffsammlern gewonnen, in den weiteren vier Studien wurden aktive automatische Probenehmer verwendet, um zeit- (1), volumen- (1) und durchflussproportionale (2) Proben zu gewinnen.

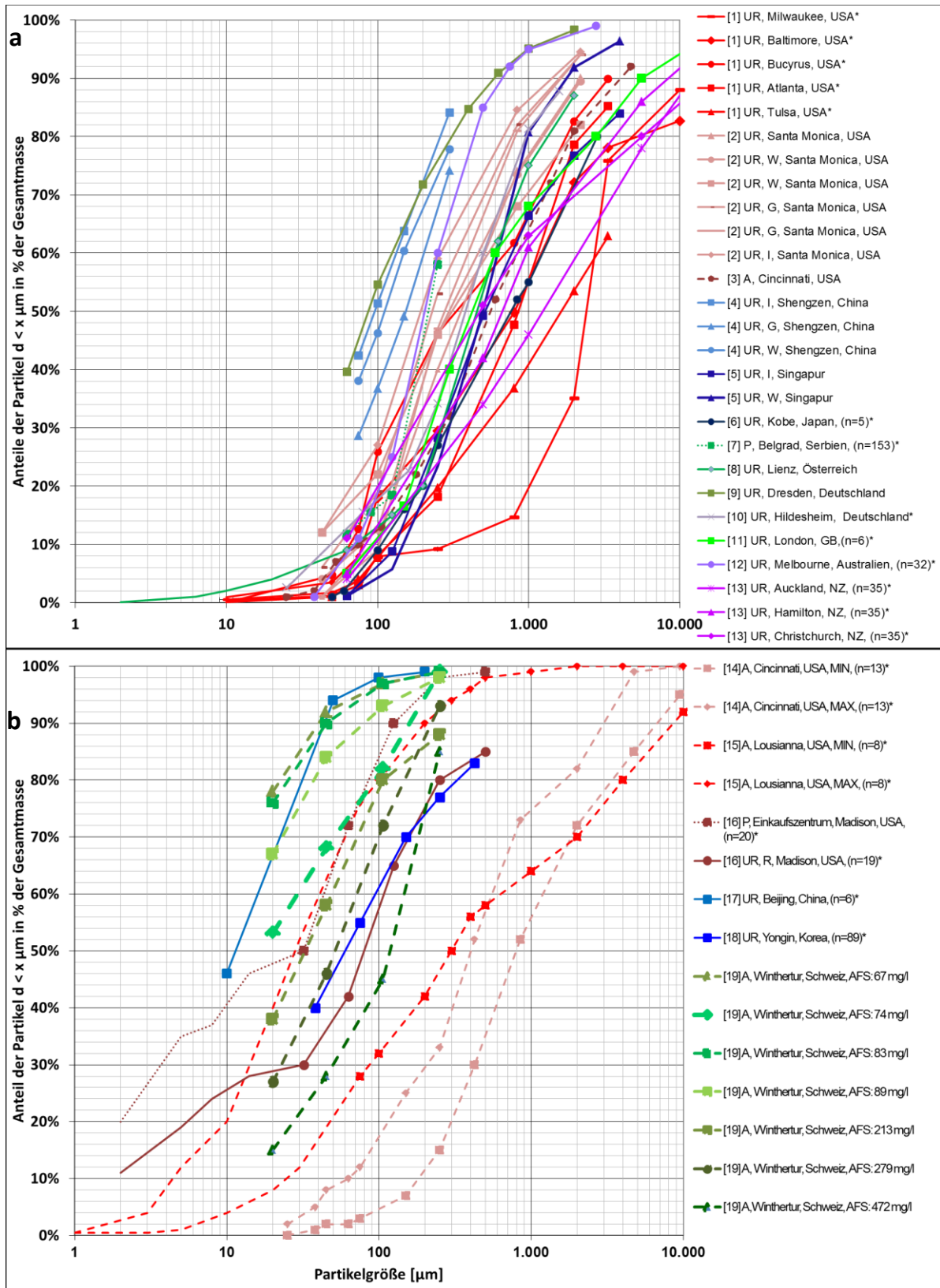


Abbildung 3.7: Vergleich der Partikelgrößenverteilung in a) FD und b) FA (UR = Urban Road, durchgezogene Linie, P = Parkplatz, fein gestrichelte Linie, A = Autobahn, grob gestrichelte Linie, * Mittelwerte/Mischproben, vgl. Anhang 6)

Die Herkunftsflächen der FA-Studien sind Autobahnen (3), Stadtstraßen (2) und ein Parkplatz. Die Studien stammen von drei Kontinenten (Amerika (3), Asien (2), Europa (1)).

Die PSDs aus den Studien wurden als Durchgangssummenkurven der Massenanteile kleiner des Durchmesser d abgelesen und farblich nach Kontinenten aufgetragen (Amerika = rot, Asien = blau, Europa = grün, Ozeanien = pink). Urbane Straßen (UR = Urban Roads) werden mit durchgezogener Linie, Parkplätze (P) mit fein gestrichelter Linie und Autobahnen (A) mit grob gestrichelter Linie dargestellt (Abbildung 3.7). Die in den Studien verwendeten Siebweiten sind mit Datenpunkten in den PSDs markiert. Feinere Anteile (ohne Datenpunkte) wurden durch Laserbeugung, Filtration, Coulter Counter oder Schlämmlung ermittelt und liefern als Volumenanteile zusätzliche Informationen in feinsten Messbereichen $d \leq 63 \mu\text{m}$.

Die PSDs in den FD (oben) basieren auf einer größeren Datengrundlage als in den FA. Die Kurvenschar liegt vergleichsweise nah zusammen und ist gleichförmig. Die mittlere Partikelgröße d_{50} beträgt zwischen 90 und 2.000 μm , schwerpunktmäßig zwischen 100 und 1.000 μm . Bezogen auf Kontinente wurden die feinsten Verteilungen in Europa und Asien gefunden. Hinsichtlich der Herkunftsflächen oder Indikatoren wie der DTV sind keine Tendenzen erkennbar. Verallgemeinerungen zur PSD variierender örtlicher oder saisonaler Einflüsse sind aufgrund der geringen Datengrundlage nicht möglich.

Die PSDs in den FA (unten) sind deutlich heterogener verteilt. Die mittlere Partikelgröße d_{50} liegt zwischen 10 und 800 μm . Die PSDs der FA sind also tendenziell feiner als die der FD. Auffällig ist, dass insbesondere die Studien 14 und 15, in denen mit passiven Feststoffsammlern beprobt wurde, besonders hohe mittlere Partikelgrößen $d_{50} > 100 \mu\text{m}$ aufweisen (Kim und Sansalone 2008a; Sansalone et al. 1998). In beiden Studien der gleichen Arbeitsgruppe wurden die Proben komplett getrocknet, gemörstert und dann trockengesiebt. Es ist nicht auszuschließen, dass dadurch größere Agglomerate entstanden sind, die die PSD beeinflussen. Automatische Probenehmer weisen eher feinere Verteilungen aus. Ob größere Bestandteile in der Probe enthalten waren oder nur nicht angesaugt wurden, ist unklar. Drapper (2014) zeigte in einer statistischen Auswertung des d_{50} von internationalen Messreihen mit automatischen Probenehmern in den FA, dass die Verteilung der PSD nicht statistisch signifikant voneinander abweicht. Schwerpunktmäßig lag der d_{50} in den FA hier zwischen 50 und 120 μm . Für eine tendenziell feinere Verteilung in Abflüssen spricht, dass viele Studien Maximalpartikelgrößen von 200 μm (Goncalves und van Seters 2012) oder 1 mm (Furumai et al. 2002) dokumentieren. Über den standortbezogenen Einfluss auf die Partikelgrößenakkumulation (FD) und den -abfluss (FA) lässt sich aufgrund der unterschiedlichen Herkunftsflächen keine Aussagen treffen. In Studien der FD sind überwiegend urbane Straßen, der FA überwiegend Autobahnen dokumentiert. Aufgrund der unterschiedlichen Randbebauungen sind die Randbedingungen andere.

Neben den allgemeinen Vergleichen von PSDs wurden auch die Randbedingungen der Messungen der FA bewertet. Furumai et al. (2002) zeigten in ihrer Studie über Auto-

bahnabflüsse in der Schweiz (19), dass mit zunehmender AFS-Konzentration beispielhaft während des First Flush eines Ereignisses die PSD gröber werden. Diese Beobachtung machten auch Li et al. (2006a) und konnten einen positiven Zusammenhang zwischen der Niederschlagsvariabilität und der PSD nachweisen. Charters et al. (2015) fanden heraus, dass die PSD in den FA zwar mit der Niederschlagsdauer und -intensität variierender Regenereignisse korreliert. Einen Effekt auf die PSD durch den First Flush innerhalb eines Regenereignisses konnten sie aber nicht bestätigen. Muthusamy et al. (2018) berichten, dass unabhängig von den zur Verfügung stehenden FD-Massen die Niederschlagsintensität und die Querneigung limitierende Faktoren für den Partikelgrößentransport bilden.

Einen weiteren Einfluss auf die Partikelgrößenakkumulation (FD) und -transport (FA) haben die Oberflächenrauheit und Querneigung der Verkehrsfläche. Asphaltfahrbahnen weisen in der Regel tiefere Profiltiefen auf als Betonfahrbahnen. Auf Betonfahrbahnen wurden tendenziell feinere PSDs in den FD gefunden als auf Asphaltfahrbahnen (Zhao et al. 2018a; Zhao et al. 2018b). Während eines Niederschlagsereignisses werden Feststoffe von Betonfahrbahnen tendenziell schneller bewegt als von Asphaltfahrbahnen (Zhao et al. 2018b). In Flächenberegnungsversuchen im Labor wurde gezeigt, dass je nach Regenintensität und Dauer die Partikel $< 105 \mu\text{m}$ ressourcenlimitiert und $> 105 \mu\text{m}$ transportlimitiert bewegt werden konnten (Zhao et al. 2018b; Zhao und Li 2013). Das bedeutet, grobe Partikel werden nur durch entsprechenden Energieeintrag, feine Partikel nach ihrer Verfügbarkeit auf der Fläche bewegt.

Zusammenfassung: Es wurde gezeigt, dass die PSD in den FD relativ konstant ist und sie sich in den FA eher heterogen verteilt; ferner, dass die FD tendenziell gröber sind als die FA. Es werden also zunächst feine Anteile abflusswirksam unter anderem beeinflusst von Niederschlagsvariabilität und Straßenaufbau. Der Einfluss der Probenahme ist für den relativen Vergleich unterschiedlicher Studien ebenfalls zu beachten. Anhand der Ergebnisse ist dennoch davon auszugehen, dass die PSD in den FA insbesondere bei geringen AFS-Konzentrationen deutlich feiner ist als in den FD. Insbesondere zum Partikelgrößentransport im Niederschlagsereignis sind noch weitere Untersuchungen nötig. Um weitere Erkenntnisse zu dem Einfluss der Herkunftsflächen auf die PSD zu erlangen, sind umfassendere Untersuchungen über längere Zeiträume nötig. Hierzu ist es zunächst sinnvoll, die FD-Materialien als Feststoffpotenzial für den Abfluss zu charakterisieren.

3.2.2.2 Partikelform

Amorphe Formen der Partikel bewirken eine Abweichung vom Absetzverhalten, wie es durch eine Kugel gegeben ist. Die beobachteten Partikelformen verkehrsflächenbürtiger Feststoffe sind rund, kantig und faserig (Adachi und Tainosho 2005; Kreider et al. 2010; Valotto et al. 2019; Ying und Sansalone 2011). Die Bewertung von Formen mittels digitaler Bildanalyse hat sich noch nicht etabliert. Lediglich Valotto et al. (2019) haben die Abweichungen der Partikelform vom Kreis als Rundheit für eine Auswahl ähnlicher Partikel aus resuspendierten Feststoffen bewertet. Ying und Sansalone (2011) haben

für Partikel in Oberflächenabflüssen durch die Bewertung des Verhältnisses von Flächeninhalten zu Durchmessern eine Ähnlichkeit der Partikel zueinander nachweisen können. Weitere systematische Untersuchungen zu Formfaktoren in verkehrsflächenbürtigen Feststoffen gibt es bislang nicht.

3.2.2.3 Dichte

Verkehrsflächenbürtige Feststoffe sind Vielstoffgemische aus unterschiedlichen Materialien variierender Dichte. Sie bestehen aus metallischen, mineralischen und organischen Anteilen, u. a. aus Vegetation oder Abrieben (Reifen- und Fahrbahnabriebe aus bitumenhaltigen Fahrbahnen) (Kapitel 3.2.1.1).

Zur Einordnung der Dichtezusammensetzung in Partikelkollektiven werden zunächst die Dichten der Bestandteile verkehrsflächenbürtiger Feststoffe zusammengestellt (Tabelle 3.2).

Tabelle 3.2: Dichte in Bestandteilen verkehrsflächenbürtiger Feststoffe (GESTIS Stoffdatenbank 2019)

	Material	Dichte/ Rohdichte (g/cm ³)	Studien
Metalle	Eisen	7,86	Čabanová et al. 2019; Valotto et al. 2019
	Eisen(II, III)-oxid	5,2	
	Eisen(III)-oxid	5,25	
Mineralien	Quarz	2,65	Gunawardana et al. 2012; Roger et al. 1998
	Albit	2,62	
	Muskovit	2,82	
	Mikroklin	2,56	
	Chlorit	2,5-3,3	
	Calciumcarbonat (Calcit)	2,73	
Organik	Bitumen (pur)	1,0-1,1	Bertling et al. 2018
	Reifen (zerschnitten)	1,13-1,17	Banerjee et al. 2016; Rhodes et al. 2012
	Reifen- & Fahrbahnabrieb	1,90	Klöckner et al. 2019
	Holz (Rohdichte)	0,2-1,2	Swenson und Enquist 2008; Raczkowski und Stempień 1967; Niemz und Sonderegger 2017
	Holz	1,50	
	Blätter (Rohdichte)	0,4-0,6	Witkowski und Lamont 1991
	Pollen	1,44	Sosnoskie et al. 2009
	Weizen	1,53/1,34	Foqué et al. 2017
	Rapssamen	2,46/1,93	
	Erbsen	1,68/0,81	
	Staubniederschlag		
Vielstoffgemisch		2,04-2,94	

Von metallischen Abrieben bzw. Inhaltsstoffen wird nur bei Eisen mit einem maßgeblichen Anteil an der Zusammensetzung in den FD ausgegangen. Es wurden Konzentrationen bis 50.000 mg/kg Fe gemessen, das entspricht bis zu 5 % der Massenanteile

elementaren Eisens (Padoan et al. 2017; Shen et al. 2016). Eisen liegt überwiegend in oxidierter Form vor, sodass mit einer ungefähren Dichte des Bestandteils von 5,25 statt 7,86 g/cm³ ausgegangen wird (Čabanová et al. 2019).

Mineralische Anteile in den FD bestehen zu 40 bis 50 % aus Quarz, bis zu weiteren 20 % aus tonbildenden Mineralien wie Albit oder Chlorit (Gunawardana et al. 2012).

Organische Bestandteile sind sowohl aus dem Verkehrsaufkommen als auch der Vegetation zu erwarten. Reifenabriebe haben in Rohform eine Dichte von etwa 1,15 g/cm³ (Banerjee et al. 2016) und liegen aufgrund der Reibungsprozesse in der Regel als gemeinsames Abriebprodukt mit mineralischen und bituminösen Straßenabrieben vor. Für vereinigte Partikel aus Reifen- und Fahrbahnabrieb auf Verkehrsflächen konnte eine Dichte von etwa 1,90 g/cm³ nachgewiesen werden (Klößner et al. 2019). Bitumen hat eine Dichte von 1,0 g/cm³. Er wird für Asphaltfahrbahnen zunehmend mit Polyethylenen gemischt (Awwad und Shbeeb 2007; Vargas et al. 2013; Hınıslıoglu und Agar 2004). Die Dichte Holz ist unabhängig von der Pflanzenart sehr konstant und liegt bei 1,50 g/cm³ (Raczkowski und Stempień 1967; Niemz und Sonderegger 2017). Die Dichte von Pollen liegt auf einem ähnlichen Niveau. Die Rohdichte inklusive Porensystem unterliegt baumartenbezogen sehr starken Schwankungen zwischen 0,20 und 1,20 g/cm³ (Raczkowski und Stempień 1967; Niemz und Sonderegger 2017). Die Rohdichte typischer Holzarten in mittleren Breitengraden befindet sich im Bereich zwischen 0,40 und 0,80 g/cm³ (Tabelle 3.3).

Tabelle 3.3: Rohdichte und Porenanteil verschiedener Holzarten (modifiziert nach Niemz und Sonderegger (2017))

Holzart	Rohdichte (g/cm ³) / Porenanteil (%)
Nadelhölzer (Fichte, Tanne, Kiefer), weiche Laubhölzer (Pappel, Erle, Espe)	0,40-0,50 g/cm ³ / 67 %
Lärche, Edelkastanie, Linde, Kirsche	0,51-0,60 g/cm ³ / 61 %
Typische heimische Hölzer (Ahorn, Birke, Ulme, Rotbuche, Esche, Eiche)	0,61-0,70 g/cm ³ / 55 %
Schwere heimische Hölzer (Robinie, Weißbuche)	0,71-0,80 g/cm ³ / 49 %

Die Dichte im Vielstoffgemisch Staubbiederschlag wurde durch Gruber (1985) im Bereich von 2,04 bis 2,94 g/cm³ dokumentiert. In dieser Studie wurde die Messmethode nicht dokumentiert, der Wertebereich dient dennoch als Hinweis zum möglichen Eintrag in die Feststoffdeposition.

Eigene Hochrechnungen für Dichten

An dieser Stelle wird bezogen auf die möglichen Sedimentationseigenschaften anhand der Zusammensetzung mineralischer und organischer Anteil in FD und FA versucht die Dichte hochzurechnen. Unter der Annahme, dass in den FD durchschnittlich 15 % und in den FA 27 % organische Anteile zu erwarten sind (Kapitel 3.2.2.4), wäre rechnerisch bei einer Dichte für mineralische Anteile von 2,65 g/cm³ und einer mittleren Rohdichte von organischen Anteilen von 0,70 g/cm³ eine Mischdichte von 2,36 respektive 2,12 g/cm³ für FD- respektive FA-Proben zu erwarten. In einem Worst-Case-Szenario

von 50 % organischen Anteilen mit einer Rohdichte von $0,40 \text{ g/cm}^3$ würde eine Mischdichte von $1,53 \text{ g/cm}^3$ nicht unterschritten. In einer Hochrechnung von besonders anorganischer Zusammensetzung mit 90 % mineralischen Anteilen einer Dichte von $2,65 \text{ g/cm}^3$ und 10 % metallischen Anteilen von $5,5 \text{ g/cm}^3$ kann eine Dichte von $2,94 \text{ g/cm}^3$ erreicht werden. Der Messbereich für Dichtewerte liegt also voraussichtlich im Bereich zwischen $1,5$ und $2,9 \text{ g/cm}^3$.

Dichtewerte in Partikelkollektiven von FD- oder FA-Proben mit vergleichbarer Messmethode gibt es nur wenige (Anhang 2). Aus diesem Grund ist auch keine statistische Auswertung von Messdaten möglich. Messprogramme mit Dichtemessungen in den FD wurden in 9 Studien aus 6 Arbeitsgruppen gefunden (Bäckström 2002; Butler et al. 1992; Cristina et al. 2002; Glenn und Sansalone 2002; Kayhanian et al. 2012; McKenzie et al. 2008; Sansalone und Tribouillard 1999; Zanders 2005; Zhao et al. 2009). Messprogramme mit Dichtemessungen in den FA fanden in 6 Studien aus 4 Arbeitsgruppen statt (Andral et al. 1999; Roger et al. 1998; Kayhanian et al. 2008; Kayhanian et al. 2012; Jacopin et al. 1999; Karamalegos et al. 2005). Die vornehmliche Methode in den FD und FA war Kapillarpyknometrie mit Wasser.

In FD-Proben wurden Dichten von $1,55$ bis $3,10 \text{ g/cm}^3$ gemessen. Insbesondere geringe Dichten von $1,55$ bis $1,90 \text{ g/cm}^3$ im Verhältnis zum Pyknometervolumen wurden durch Kayhanian et al. (2012) mit einer vergleichsweise sehr geringen Probenmenge gemessen. Es wird daher von Schwankungen in den Messwerten ausgegangen. Schwerpunktmäßig sind Werte zwischen $1,65$ und $2,80 \text{ g/cm}^3$ für FD anzunehmen.

In den FA wurden direkt keine Dichten gemessen, es wurden behelfsmäßig Feststoffe aus Kanälen oder Regenrückhaltebecken genutzt oder Hochrechnungen vorgenommen. In Kanalsedimenten direkt nach dem Straßeneinlauf kam es zu Dichten von $2,36$ bis $2,86 \text{ g/cm}^3$ (Andral et al. 1999), in Regenrückhaltebecken zu Dichten zwischen $1,55$ und $2,27 \text{ g/cm}^3$ (Jacopin et al. 1999; Kayhanian et al. 2012). Karamalegos et al. (2005) haben die Dichten für Autobahnabflüsse durch eine Annäherung über die AFS-Massen mit Partikelvolumen aus Coulter-Counter-Messungen bestimmt ($0,67$ - $2,80 \text{ g/cm}^3$). Da diese Vorgehensweise für die Dichtebestimmung nicht genormt ist, kann sie nur als Richtwert dienen.

Zusammenfassung: Es gibt nur wenige belastbare Messwerte zu Dichten in den FD und FA. Systematische Untersuchungen der Dichte fehlen sowohl in unterschiedlichen Größenfraktionen als auch im Hinblick auf den Einfluss standortspezifischer Randbedingungen.

3.2.2.4 Organischer Anteil

In den FD und FA besteht der organische Anteil aus vegetations- und verkehrsbedingten (Reifen- und Fahrbahnabriebe aus bitumenhaltigen Fahrbahnen und Fahrbahnmarkierungen) sowie anderen Akkumulationen aus anthropogenen Aktivitäten (z. B. Abfall) sowie Staubbiederschlag (Kapitel 3.2.1.1). Der in der Abwasseranalytik etablierte Summenparameter Glühverlust wird zur Einordnung der organischen Anteile und als Indikator für die Dichte für FD und FA ausgewertet.

Die Auswahl von Messprogrammen, in denen der GV gemessen wurde, wurde beschränkt auf Studien, die nach einer der in Kapitel 3.1.3.4 vorgestellten Normen oder in Anlehnung an diese gemessen haben. Im Wesentlichen sind für die Auswahl einer Studie die Glühtemperatur von 550 °C und eine Glühdauer bis zur Massenkonstanz entscheidend. Messkampagnen mit abweichenden Glühtemperaturen oder nicht ausreichend dokumentiertem Verfahren wurden nicht mitaufgenommen.

GV in Verkehrsflächenabflüssen (FA)

16 Studien, in denen AFS und VSS gemessen wurden, wurden betrachtet (Aryal et al. 2015; Barrett et al. 1995; Brezonik und Stadelmann 2002; Driscoll et al. 1990; Glenn et al. 2002; Gromaire et al. 2001; Grotehusmann et al. 2017; Horwath und Bannerman 2012; Karamalegos et al. 2005; Kobriger und Geinopolos 1984; Lygren et al. 1984; Sansalone et al. 1998; Steinman 2017; Wu und Ahlert 1978; Ying und Sansalone 2008). Nur Studien, die auch Einzelmesswerte angeben, wurden inkludiert, wodurch sie sich auf sieben reduzierten (Barrett et al. 1995; Horwath und Bannerman 2012; Kobriger und Geinopolos 1984; Lygren et al. 1984; Sansalone et al. 1998; Steinman 2017; Ying und Sansalone 2008). Es handelte sich um 235 Einzelmessdaten ($n = 235$) zu FA von elf Autobahnen und einem Parkplatz. Messwerte zu urbanen Verkehrsflächenabflüssen wurden keine gefunden. Einschränkungen wurden außerdem gemacht bei der Bestimmungsgrenze von AFS und VSS. Aufgrund der häufig geringen Probenvolumina und der geringen absoluten Massen auf dem Filter und den noch auswägbaren Glührückständen wurden Messwerte ausgeschlossen, die eine vertretbare Bestimmungsgrenze von AFS: 40 mg/l und VSS: 20 mg/l unterschritten.

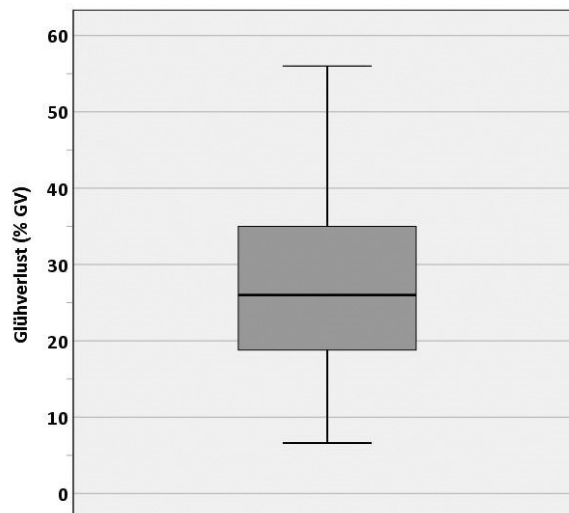


Abbildung 3.8: Boxplot – Glühverlust (% GV) in den FA, Literaturoauswertung berechnet als VSS-Anteil an AFS, gesamt ($n = 151$), (Einschränkung: AFS > 40 mg/l, VSS > 20 mg/l) (Barrett et al. 1995; Horwath und Bannerman 2012; Kobriger und Geinopolos 1984; Lygren et al. 1984; Sansalone et al. 1998; Steinman 2017; Ying und Sansalone 2008)

Aus dem resultierenden Datensatz ($n = 151$) wurde der GV in % GV des Massenanteils VSS an AFS berechnet und als Boxplot ausgewertet (Abbildung 3.8).

Der durchschnittliche Glühverlust in den FA liegt bei 27 % GV (Median: 26 % GV) mit einer Standardabweichung von 12 % GV. Es wurden minimal 6 % GV und maximal 56 % GV gemessen. Der schwerpunktmäßig zu erwartende GV in den FA liegt zwischen 19 und 35 % GV. An anderen Messpunkten (Trenngebietsabfluss, Zulauf einer Behandlungsanlage) ist aufgrund von Sedimentationsprozessen mineralischer Anteile im Kanal von höheren GV auszugehen (Baum und Dittmer 2017; Gromaire et al. 2001; Sansalone et al. 2009).

Es ist gelungen, Auswertungen hinsichtlich der standortspezifischen Randbedingungen DTV und Saison für die Datengrundlage durchzuführen (Abbildung 3.9).

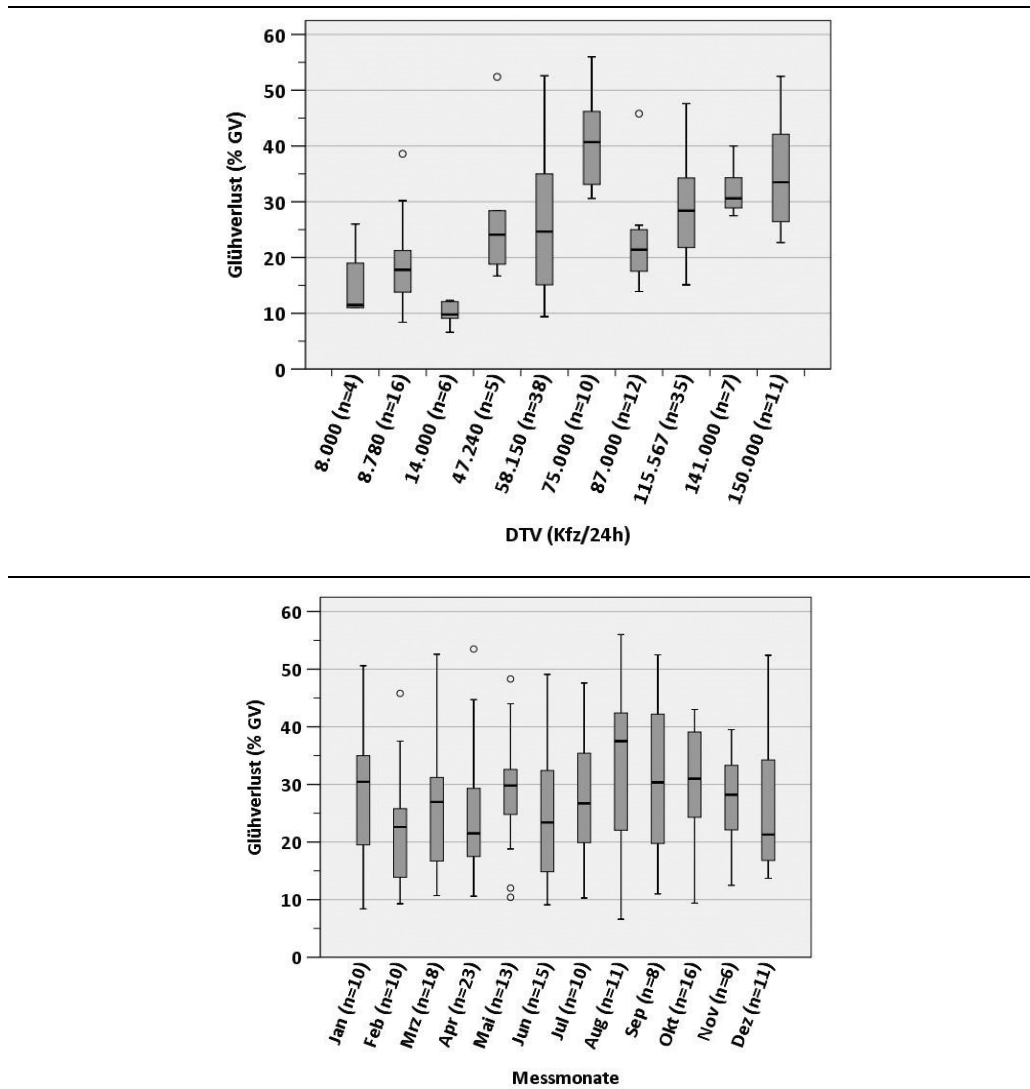


Abbildung 3.9: Boxplots – Glühverlust (% GV) in den FA nach DTV auf Autobahnen (n = 144) und Messmonat (n = 151) (Barrett et al. 1995; Horwath und Bannerman 2012; Kobriger und Geinopolos 1984; Lygren et al. 1984; Sansalone et al. 1998; Steinman 2017; Ying und Sansalone 2008).

Für weitere Faktoren für Feststoffeinträge mit hohen organischen Anteilen wie der Vegetationsbelastung am Standort fehlten die Dokumentationen in den Studien. Mit zunehmender DTV nimmt der dokumentierte GV in Autobahnabflüssen in den USA und

Norwegen tendenziell zu. Die Anzahl an Messwerten pro DTV-Kategorie schwankt jedoch von 4 bis 38. Aus diesen Werten kann kein statistisch signifikanter Zusammenhang ermittelt werden. Weiter ist unklar, ob die Vegetation an den jeweiligen Standorten die Glühverluste beeinflusst oder ob diese beispielhaft Reifen- und Bitumenabrieben zuzuordnen sind. Ähnliche Vergleiche gibt es bisher nicht.

Bei der Betrachtung der Messmonate ist ein direkter Zusammenhang zwischen Jahreszeiten und organischem Anteil aus den Studien (alle auf der Nordhalbkugel) nicht ablesbar. Im Winter ist zwar im Median der geringste GV dokumentiert, im April liegt dieser jedoch im gleichen Bereich. Dies kann aber auch daran liegen, dass es sich um einen geringen Datenumfang an verschiedenen Standorten handelt. Anhand dieser Auswertung kann also kein jahreszeitlicher Einfluss abgeleitet werden. An Autobahnen ist zur Wahrung der Verkehrssicherheit jedoch auch eher wenig Vegetation durch Bäume in direkter Umgebung zu erwarten. Brezonik und Stadelmann (2002) konnten ihrerseits bei ihren Messungen in Verkehrsflächenabflüssen an einem Standort in Minneapolis ($n = 170$) einen saisonalen Einfluss feststellen. Im Winter wurden dort die geringsten GV-Werte mit einem Median von 15 % GV gemessen, im Frühjahr, Sommer und Herbst deutlich höhere Werte von 30 % GV, 24 % GV respektive 29 % GV. Insgesamt liegen die Messwerte dieser Studie auch im Bereich der hier ausgewerteten Größenordnungen mit einem Median von 26 % GV.

An dieser Stelle wird deutlich, dass die Datenlage für die Bewertung des Einflusses standortspezifischer Randbedingungen auf organische Anteile in den FA noch gering ist. Insbesondere die Dokumentation standortspezifischer Randbedingungen (wie Vegetation) sollte in Zukunft verbessert werden. Ob und inwiefern sich die Vegetation örtlich und zeitlich sowie die DTV auf die organischen Anteile auswirken, muss noch weiter untersucht werden.

GV in Kanalsediment

Der Glühverlust in Kanalsedimenten ist nicht Teil dieser Arbeit. Die gefundenen Messwerte geben jedoch einen Hinweis über die Verteilung organischer Anteile auf dem Weg zur Behandlungsanlage. Andral et al. (1999) und Roger et al. (1998) haben in ihren Untersuchungen zu Kanalsedimenten aus einem Autobahnabfluss Glühverluste im Bereich zwischen 2 und 18 % GV und Dichten zwischen 2,35 und 2,85 g/cm³ gemessen (Abbildung 3.10). Die Messwerte korrelieren negativ linear. Vergleichbare Messwerte zum Zusammenhang zwischen Dichte und GV in den FD und FA gibt es bislang nicht.

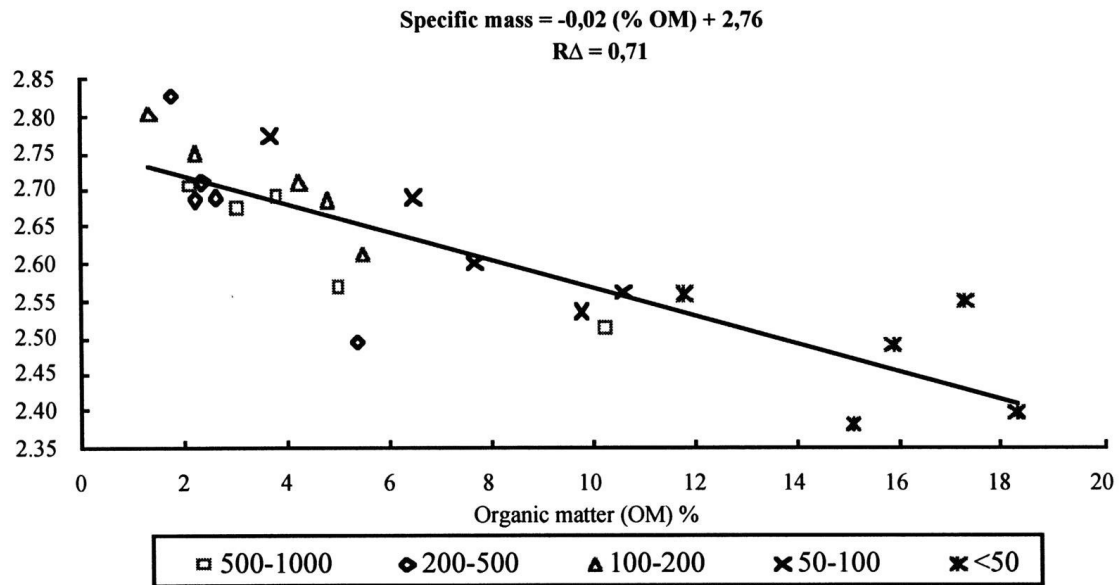


Abbildung 3.10: Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm^3) in Kanalsedimenten nach Siebfraktionen, $n = 25$ (Roger et al. 1998)

Aufgeteilt nach Fraktionen ist im Kanalsediment für diese beiden Untersuchungen ein deutlich höherer GV im Feinanteil zu erkennen. Im Vergleich zum GV in den FA zeigen diese beiden Untersuchungen einen geringeren GV. Organische Anteile flotieren eher und haben die Chance, weitertransportiert zu werden. Mineralische Anteile mit geringerem GV bleiben eher im Kanalsediment zurück.

GV in den FD

Der GV in den FD wurde in 14 Studien ausgewertet (Anhang 7). Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs und der Messung in unterschiedlichen Partikelgrößenfraktionen ist eine statistische Auswertung nicht möglich. Außerdem wurden Proben auf variierenden Abschnitten auf dem Straßenquerschnitt gewonnen. Es ist nicht klar, ob die organischen Anteile in den unterschiedlichen Bereichen vergleichbar sind.

Die gewählten Glühtemperaturen schwanken zwischen 375 und 600 °C, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse erschwert. Außerdem wurden in den Untersuchungen sehr unterschiedliche Fraktionen der FD gemessen. Zum einen wurde der GV in Monofractionen bereinigt, um Grobanteile ($< 600 \mu\text{m}$, $< 630 \mu\text{m}$, $< 983 \mu\text{m}$, $< 1.000 \mu\text{m}$, $< 2.000 \mu\text{m}$) gemessen (Ferguson und Ryan 1984; Al-Chalabi und Hawker 1996; Herath et al. 2013; Rijkenberg und Depree 2010; Robertson und Taylor 2007; Sartor und Boyd 1972). In diesen Untersuchungen wurden in Monofractionen durchschnittlich 2 bis 29 % GV dokumentiert. Maximalwerte von 48 % GV in der Fraktion $< 2.000 \mu\text{m}$ wurden von Sutherland (2003) gemessen. Des Weiteren wurde in Unterfraktionen desselben Materials Glühverluste zwischen 2 bis 64 % GV gemessen und mit abnehmender Partikelgrößenfraktion leicht zunehmende GVs dokumentiert (Xie et al. 1999; Aryal et al. 2014; Ma et al. 2018; Zhao et al. 2009). Barjenbruch et al. (2018) und Yuen et al. (2012) beobachteten außerdem eine starke Zunahme der organischen Anteile in den groben

Fraktionen ≥ 500 und $\geq 1.000 \mu\text{m}$ auf bis zu 66 % GV. Robertson und Taylor (2007) fanden keinen Zusammenhang zwischen Jahreszeiten und dem GV in den FD in Manchester.

Neben den methodischen Unterschieden der Glüheinstellungen und Fraktionierung wurden die Randbedingungen der jeweiligen Einzugsgebiete unterschiedlich ausführlich dokumentiert. Zusammenhänge des GV mit DTV oder Vegetation lassen sich anhand der vorliegenden Metadaten statistisch nicht auswerten. Insbesondere der Einfluss des Probenahmebereichs auf der Verkehrsfläche auf den organischen Anteil muss weiterhin untersucht werden.

Zusammenfassung: In den FA ist es anhand des großen Umfangs vergleichbarer Daten ($n = 151$) gelungen, einen durchschnittlichen organischen Anteil von 27 % GV zu berechnen. Schwerpunktmäßig sind Glühverluste zwischen 19 und 35 % GV zu erwarten. Zusammenhänge zwischen standortspezifischen Randbedingungen und organischen Anteilen deuten sich an. Für die Matrix FD gibt es methodisch starke Abweichungen bei der Glühtemperatur und der Unterscheidung nach Fraktionen. Eine Auswertung hinsichtlich standortspezifischer Randbedingungen ist nicht möglich. Schwerpunktmäßig werden jedoch Glühverluste unter 20 % GV dokumentiert. Systematische Untersuchungen des GV in den FD und FA fehlen sowohl in unterschiedlichen Größenfraktionen als auch im Hinblick auf den Einfluss standortspezifischer Randbedingungen.

3.2.3 Absetzverhalten von Verkehrsflächenabflüssen (FA)

Zur Bewertung des Feststoffrückhaltes von Behandlungsanlagen wurden die Sinkgeschwindigkeiten der Partikelkollektive in Verkehrsflächenabflüssen (FA) häufig anhand der PSD nach Stokes berechnet (Ferreira und Stenstrom 2013; Winston et al. 2015; Li et al. 2006b; Hettler 2010; Rommel und Helmreich 2018). Die Partikelgröße geht nach der Formel Stokes quadratisch in die Formel der Sinkgeschwindigkeit mit ein, die Dichte einfach. Die absetzrelevanten Kenngrößen wie Dichte und Form wurden bei der Berechnung bislang weitgehend außen vorgelassen. Die Datengrundlage vergleichbarer PSDs, aber insbesondere weiterer Kenngrößen wie Dichte und Form ist außerdem noch gering (u. a. Selbig et al. 2016 und eigene Auswertung Kapitel 3.2.2).

Es gibt nur wenige vergleichende Laboruntersuchungen des Absetzverhaltens von FA (Yun et al. 2010; Andral et al. 1999). In diesen Studien wurden mittlere Sinkgeschwindigkeiten V_{s50} (Sinkgeschwindigkeit mit < 50 % der Feststoffanteile) von 3 bis 12 m/h in den FA von Stadtstraßen und Autobahnen dokumentiert. Das entspricht rechnerisch einem Partikelgrößenanteil d_{50} von 28 bis 68 μm , wenn von diskretem Absetzverhalten für sandförmige Partikel nach Jiménez und Madsen (2003) ausgegangen wird. Die Werte decken sich mit den Bereichen der ausgewerteten PSDs für FA (Kapitel 3.2.2.1). Andral et al. (1999) bestätigten außerdem einen positiven Zusammenhang zwischen Dichten in Partikelkollektiven aus Kanalsedimenten von Autobahnabflüssen und deren Sinkgeschwindigkeit.

Ying und Sansalone (2011) haben phänomenologisch Absetztypen von Feststoffkonzentrationen untersucht. Sie fanden heraus, dass für geringe Feststoffkonzentrationen ($< 0,1 \text{ g/l}$) ohne kolloidale Anteile $< 1 \mu\text{m}$ und Partikelinteraktion diskretes Absetzverhalten (Typ I) gemäß Theorie angenommen werden kann. Die Partikelgröße überprägt dann die anderen absetzrelevanten Kenngrößen wie Feststoff- oder Fluidichte. Bei hohen Feststoffkonzentrationen (1-3 g/l) ist die Sinkgeschwindigkeit eine Funktion von Strecke, Zeit und Feststoffkonzentration. Da reale Abflüsse in ihren Feststoffkonzentrationen variieren, ist eine pauschale Aussage zum Absetzverhalten von FA nicht sinnvoll. Carbone et al. (2015) haben mit Sand und FD-Material (35-233 mg/l) gezeigt, dass das Absetzverhalten sowohl von der PSD als auch von der Feststoffkonzentration abhängt.

Das Absetzverhalten von Feststoffen und ihren assoziierten Schwermetallen wurde in Mischwasserentlastungen (Exall et al. 2009; Michelbach und Wöhrle 1993; Gromaire et al. 2008; Benoist und Lijklema 1990) und Schlamm von Regenrückhaltebecken (Graaf et al. 2008) gemessen. Für alle Untersuchungen wurde eine anteilig höhere Absetzbarkeit der Feststoffanteile im Vergleich zu Schwermetallen gemessen. Es wird vermutet, dass dies an den besonders hohen Stoffkonzentrationen in den feinen, potenziell schlechter absetzbaren Feststoffanteilen liegt. Untersuchungen zu den maßgeblichen Einflussfaktoren auf das Absetzverhalten schadstofftragender Feststoffe aus Verkehrsflächenabflüssen liegen nicht vor.

Zusammenfassung: Der aktuelle Stand der Forschung zum Absetzverhalten der FA ist noch nicht sehr umfassend. Welchen Einfluss die Zusammensetzung der Partikelkollektive auf deren Absetzverhalten hat, wurde noch nicht untersucht. Dies war bisher aufgrund der unbekanntem Zusammensetzung realer Proben auch nicht möglich. Insbesondere fehlt ein Verfahren zur Bewertung des Absetzverhaltens von Schadstoffen.

3.2.4 Fazit

Feststoffe auf Verkehrsflächen sind Vielstoffgemische aus Abrieben und Verbrennung aus der Verkehrstätigkeit, Vegetation, atmosphärischer Deposition (trocken/nass), natürlichen und weiteren Quellen. Diese enthalten Schadstoffe (u. a. Schwermetalle), die sich in hohen Konzentrationen im Staub anreichern und im Regenereignis abgespült werden können. Ziel der Literaturstudie war es, eine vergleichbare Datengrundlage absetzrelevanter Kenngrößen zu sammeln und den Einfluss standortspezifischer Randbedingungen auf die Zusammensetzung aufzuzeigen. Standortspezifisch wurden für Verkehrsflächen als lokal variierende, messbare Feststoffquelle insbesondere die Verkehrstätigkeit (DTV) durch Verbrennungs- und Abriebprozesse von Fahrzeug und Fahrbahn sowie die urbane Vegetation identifiziert.

Die Forschungen zu absetzrelevanten Kenngrößen und dem Absetzverhalten verkehrsflächenbürtiger Feststoffe sind unterschiedlich weit fortgeschritten. Nicht für jede Kenngröße ist eine Datenauswertung möglich. In bisherigen Untersuchungen wurde der Zusammenhang zwischen absetzrelevanten Kenngrößen und den beiden Feststoff-

quellen der Vegetation und der Verkehrstätigkeit (DTV) nicht untersucht. Mit einer Metadatenauswertung konnte eine erste Auswertung für den organischen Anteil in FA durchgeführt werden. Der Mangel an Befunden zu absetzrelevanten Kenngrößen unterstreicht die Notwendigkeit vertiefter Untersuchungen zur Charakterisierung verkehrsflächenbürtiger Feststoffe.

Die Erkenntnisse der Literaturstudie werden nachfolgend zusammengefasst.

Partikelgrößenverteilungen

- Bedingt durch die Auswahl unterschiedlicher Methoden und die häufige Gesamtprobenverkleinerung der Proben, ist der vergleichbare Stichprobenumfang der PSDs aus bisheriger Forschung gering.
- Für die vergleichbaren Studien der FD liegt der d_{50} zwischen 100 und 1.000 μm . Die Kurven sind alle gleichförmig, was auf eine ähnliche PSD hindeutet. Ob die beobachtete Gleichförmigkeit der PSDs verallgemeinert werden kann, muss noch überprüft werden.
- In den FA sind bereits die Probenahme- und Messmethoden der PSD so vielfältig, dass die Vergleichbarkeit deutlich beeinträchtigt ist. Partikelgrößenverteilungen aus Studien mit automatischen Probenehmern (d_{50} : < 10-100 μm) sind feiner als aus Studien, die alle Feststoffe eines Regenereignisses fassen konnten (d_{50} : 30-800 μm) (Kim und Sansalone 2008a). Es ist aufgrund der geringen Anzahl an Vergleichswerten nicht klar, ob diese groben Anteile in den meisten Abflüssen nicht enthalten sind oder mit automatischen Probenehmern nicht erfasst werden können (DeGroot und Weiss 2008).

Partikelform

- Die Untersuchungen zu Partikelformen verkehrsflächenbürtiger Feststoffe entstammen FD-Studien. Die Formen sind kantig bis faserig. Nur wenige Studien beschreiben die Partikelformen über Formfaktoren. I. d. R. werden optische Bilder zur qualitativen Bewertung einer Probe genutzt. Der Einfluss standortspezifischer Randbedingungen wurde nicht bewertet. Es bedarf noch weiterer Forschung.

Dichte

- Viele Messwerte zur Dichte sind aufgrund schlechter Methodendokumentation oder Durchführung nicht vergleichbar. Es wurden vertrauenswürdige Messwerte für FD von 1,6 bis 2,8 g/cm^3 respektive Kanalsediment zwischen 2,4 und 2,8 g/cm^3 gefunden. In den FA wurden Dichten nicht gemessen.
- Anhand der eigenen Hochrechnung der Dichten von Einzelkomponenten wurden Dichtebereiche von 1,5 bis 3,0 g/cm^3 für FD abgeschätzt.
- Aufgrund der geringen Anzahl an Messwerten ist der Einfluss standortspezifischer Randbedingungen auf die Dichte nicht nachvollziehbar.

Organischer Anteil

- Studien zum organischen Anteil (Glühverlust in %) gibt es in großem Umfang in den FA und in mäßigem Umfang in den FD.

- Für die FA konnte anhand einer Metadatenauswertung ein Mittelwert von 27 % GV für organische Anteile (SD: 12 % GV) (n = 151) berechnet werden. Schwerpunktartig ist mit Messwerten zwischen 19 und 35 % GV zu rechnen. Aufgrund mangelnder Dokumentation der Einzugsgebiete konnten keine standortspezifischen Einflüsse mittels statistischer Auswertung belegt werden. Es wurde eine Zunahme des organischen Anteils mit zunehmender DTV beobachtet, saisonal konnten aus dem Datensatz keine Unterschiede festgestellt werden. Die fehlende Dokumentation der vorherrschenden Vegetation am Standort als Feststoffquelle für organische Bestandteile wird als Mangel bewertet.
- Die Vergleichbarkeit von GV in den FD variiert aufgrund der Ergebnisse in unterschiedlichen Fraktionen. In den Fraktionen < 2 mm wurden organische Anteile zwischen 2 und 64 % GV, schwerpunktmäßig aber unter 20 % GV dokumentiert.
- Studien zur Zusammensetzung und zu den Quellen organischer Anteile aus variierenden Herkunftsflächen gibt es über einen längeren Untersuchungszeitraum mehrerer Vegetationsperioden bislang nicht. Obwohl auch der Zusammenhang zwischen Dichte und dem GV bereits in einer Studie zu Kanalsedimenten gezeigt wurde, fehlt eine solche Datengrundlage für verkehrsflächenbürtige Feststoffe. Diese ist wichtig für die Optimierung der Berechnungen zu Sinkgeschwindigkeiten in Behandlungsanlagen.

Absetzverhalten

- Das Absetzverhalten für Fest- und assoziierte Schadstoffe wurden für FA bislang nicht untersucht.
- Insbesondere der Einfluss der absetzrelevanten Kenngrößen auf das tatsächliche Absetzverhalten wurde nicht bewertet. Ob die in der Theorie im Quadrat eingehende Partikelgröße wirklich wesentlich für das Absetzverhalten ist, oder ob andere absetzrelevante Kenngrößen wie die Dichte, die Feststoffkonzentration oder auch Prozesse wie Flockung einen Einfluss haben wurde nicht bewertet.

Zu absetzrelevanten Kenngrößen und dem Absetzverhalten von verkehrsflächenbürtigen Feststoffen gibt es weiteren Forschungsbedarf. Insbesondere fehlen Rückschlüsse zu absetzrelevanten Kenngrößen von Feststoffen aus unterschiedlichen Herkunftsflächen über einen langen Beobachtungszeitraum. Diese Messwerte können eine wichtige Grundlage für die optimierte Bemessung von Anlagen in verschiedenen Verkehrsflächen liefern. Weiter fehlt eine Methode zum relativen Vergleich des Absetzverhaltens von Feststoffen bekannter Zusammensetzung unter konstanten Laborbedingungen.

4 Material und Methoden

4.1 Untersuchungskonzept

Nach Auswertung der Literatur zu Methoden und Messprogrammen in den FD und FA (Kapitel 3) wurden methoden- und anwendungsspezifische Schwerpunkte für diese Arbeit in einem Untersuchungskonzept in Tabelle 4.1 zusammengefasst.

Tabelle 4.1: Untersuchungskonzept

		Thema	Ziel	Kapitel
1	Material und Methoden (Kapitel 4)	Untersuchungsstandorte	Auswahl nach objektiven Kriterien	4.2
		Matrixangepasste Kalibrierung bestehender Methoden (PSD, Dichte, GV)	Bestimmung der Messpräzision/Wiederfindungsraten für die Probenahme, -aufbereitung, Messung absetzrelevanter Kenngrößen	4.3–4.4 (Anhang 9–Anhang 11)
		Messung des Absetzverhaltens verkehrsflächenbürtiger Feststoffe	Entwicklung und Validierung einer Labormethode	4.5 (Anhang 12)
2	Ergebnisse Messprogramm (Kapitel 5)	Aufkommen und organische Anteile	Aufkommen und Kenngrößen der FD	5.1
		Absetzrelevante Kenngrößen	Kenngrößen in Siebfraktionen < 2 mm der FD (PSD, Form, Dichte, GV)	5.2
		Absetzverhalten	Feststoffe in konstanter PSD, Bewertung der Kenngrößen Dichte, Schadstoffe, u. a.	5.3

Im Kapitel 4 Material und Methoden werden neben bestehenden Methoden auch die methodenspezifischen Untersuchungen und Ergebnisse im Sinne von Methodenvvalidierungen und -entwicklungen vorgestellt. Diese sind als Teilergebnisse für die Beantwortung der Forschungsfragen innerhalb des Messprogramms in Kapitel 5 zu sehen. Zunächst werden in Kapitel 4.2 Bewertungskriterien zur Standortauswahl und die gewählten Untersuchungsstandorte beschrieben. Darauf folgend werden für die FD Methoden zur Probenahme, -aufbereitung und -analytik kalibriert (Kapitel 4.3–4.4). Die Absetzbarkeit von partikulären Abwasserinhaltsstoffen ist ein für die Behandlung wesentlicher Faktor. Bisher wurde hinsichtlich der Bewertung der Absetzbarkeit von Verkehrsflächenabflüssen häufig die Partikelgrößenverteilung betrachtet oder es wurden Absetzversuche mit realen Abwasserproben durchgeführt. Um unkontrollierte Bedingungen bei Absetzversuchen, wie sie mit Abwasserproben unterschiedliche Feststoffkonzentrationen, PSD, Alterung vorkommen können, auszuschließen, wurde eine Methode entwickelt, die es ermöglicht, das Absetzverhalten bei konstanter PSD und

Feststoffkonzentration hinsichtlich weiterer absetzrelevanter Kenngrößen und Schadstoffe in relativen Vergleichsversuchen zu untersuchen. Die entwickelte Methode und Ergebnisse methodischer Untersuchungen sind in Kapitel 4.5 respektive Anhang 12 zu finden.

In Kapitel 5 werden die Ergebnisse des Messprogramms vorgestellt. Für das Messprogramm wurden von 2016 bis 2018 regelmäßig Proben an zehn Standorten mit variierender DTV und Vegetation genommen und das Aufkommen und fraktionierte Feststoffanteile und Glühverluste (< 2 , $2-4$, $4-8$, ≥ 8 mm) ermittelt. Die Ergebnisse werden in Kapitel 5.1 statistisch hinsichtlich des Einflusses standortspezifischer Randbedingungen ausgewertet. In der für den Abfluss besonders relevanten Fraktion < 2 mm werden in weiteren Unterfraktionen absetzrelevante Kenngrößen gemessen (Kapitel 5.2). Ergebnisse zum Absetzverhalten mit der entwickelten Methode folgen in Kapitel 5.3.

4.2 Untersuchungsstandorte

4.2.1 Auswahlkriterien

Ziel war die Auswahl von Flächen, die für unterschiedliche Belastungsszenarien hinsichtlich der absetzrelevanten Zusammensetzung repräsentativ sein können. Es wurden als lokal variierende Feststoffquellen die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) und die Vegetation bewertet, aber auch der Straßenaufbau, Randbebauung und das Einzugsgebiet betrachtet. Neben quantifizierbaren Kenngrößen (u. a. DTV, Oberflächenrauheit, Baumkronenüberdeckungsgrad) wurden u. a. auch der Flächenzustand und die gewährleistete Sicherheit bei der Probenahme durch Begehungen bewertet.

Die einzelnen Auswahlkriterien und verwendeten Methoden werden nachfolgend zusammengefasst.

Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV)

Die DTV, gemessen als Anzahl der Kraftfahrzeuge in 24 Stunden (Kfz/24 h), stellt aufgrund der diversen Eintragspfade unterschiedlicher Stoffe (Reifen-, Fahrbahnabriebe, u. a.) durch die Verkehrstätigkeit eine wesentliche Bewertungsgrundlage für Schad- und organische Stoffe dar. Der Zusammenhang zwischen Verkehrs- und Schadstoffbelastung in verkehrsflächenbürtigen Feststoffen im Abfluss von Verkehrsflächen wurde durch einige Studien bestätigt und durch andere infrage gestellt. Die Verkehrsbelastung einer Verkehrsfläche – damit einhergehend das steigende Havarierisiko – dient dennoch als Bewertungsgrundlage der Behandlungsbedürftigkeit der Niederschlagsabflüsse von unterschiedlichen Herkunftsflächen nach DWA-A 102 - Entwurf (2016) und wird auch in dieser Arbeit als notwendiges Kriterium für die Standortauswahl eingesetzt.

Zur Bewertung wurden DTV-Messwerte der Stadt Frankfurt am Main herangezogen (nachfolgend verkürzt Frankfurt geschrieben). Das Dezernat Verkehr der Stadt Frankfurt stellte hierfür wiederholt aktuelle Daten ihrer Verkehrszählungen zur Verfügung (Gehring 2017; Preising 2018). Für Parkplätze wurden anhand von eigenen Zählungen

(je 4 mal 15 Minuten) und Bewertungen der Stoßzeiten auf Google Maps eigene Hochrechnungen getätigt.

Vegetation

Neben anthropogenen Einflussfaktoren wie der Infrastruktur spielt die Vegetation als Quelle von Feststoffen auf Verkehrsflächen eine Rolle. Bislang wurden im urbanen Raum die Vegetation und der Baumkronenüberdeckungsgrad über der Verkehrsfläche insbesondere hinsichtlich der Niederschlagsreduktion durch Interzeption in der Baumkrone untersucht (National Research Council 2009). Sie spielt aber auch eine Rolle beim Aufkommen möglicher aufgrund der geringen Dichte schlechter absetzbarer Bestandteile im Niederschlagsabfluss (Brodie 2007). In dieser Arbeit wird der direkte Vegetationsanteil am Standort als Baumkronenüberdeckungsgrad (BKÜ) für den Anteil einer Baumfläche über der Probenahme fläche quantifiziert. Dafür wurde mittels Geoinformationssystemen der Stadt Frankfurt der prozentuale Anteil der Baumkronen über der Verkehrsfläche im Bereich der Probenahme und einem Abstand von 5 m rechts und links der Probenahme fläche beschrieben (Baumkataster-Frankfurt 2019). Flächen ohne direkte Baumkronenüberdeckung unterliegen dennoch vegetationsbedingten Einflüssen aufgrund von Windverfrachtungen von Laub oder Pollen, u. a. durch die Vegetation aus der Umgebung. Aus diesem Grund wurde auch die indirekte Vegetations situation im Bereich von 50 m im Umkreis des Probenahmeortes kategorial bewertet (Kategorie: keine, wenig, mäßig, viel Vegetation).

Straßendienst

Die Frankfurter Entsorgungs- und Service GmbH (FES) und ihre Tochter FFR GmbH sind für die Straßenreinigung und den Winterdienst der Verkehrsflächen zuständig.

Die Stadt Frankfurt legt in ihrer Satzung Reinigungsklassen für die Reinigungshäufigkeiten ihrer Straßen fest (1 bis 5 Mal pro Woche) (Stadt Frankfurt 2016a, 2016b). Die genauen Reinigungstage pro Verkehrsfläche wurden durch die FES zur Verfügung gestellt (Mieseler 2015, 2017, 2017, 2018). Hierbei wird unterschieden in Reinigungen mit kleineren Kompaktkehrmaschinen (KKM), die sowohl Fahrbahnen und Gehwege reinigen, und mit Großkehrmaschinen (GKM), die nur auf der Fahrbahn reinigen. Bei Reinigungstagen mit der KKM kommt es in aller der Regel nicht zu Abweichungen; Reinigungstage mit GKM können betriebsbedingt verschoben werden. Die eingesetzte KKM (Hako Citymaster 2.000, Euro 5, 1480, Kehrgutbehälter: 1,48 m³, nasssaugend, Frischwassertank: 0,33 m³) wird mit einem 2-Besensystem in Mischbeborstung betrieben (Flachdraht- und flexible Kunststoffborsten, Weber Bürstensysteme). Die Drehzahl des Gebläses und der Kehrbesen wird vom Hersteller mit 1500 bis 3000 respektive 120 ± 10 Umdrehungen pro Minute angegeben (Hako GmbH 2010). Die GKM (Faun Viajet 6 R+L/H, Kehrgutbehälter: 6 m³, nasssaugend, Wassertank: 1,9 m³) wird mit einer Hochdruckheckabsaugung von 200 Bar Hochdruckleistung bei max. 140 l/min und (Seiten-) Tellerbesen in Stahl und einer Mittelkehrwalze in Mischbeborstung (Kunststoff/Stahl) betrieben (Faun Umwelttechnik GmbH & Co. KG 2017; FFR GmbH 2019; Mieseler 2015, 2017, 2017, 2018). Kehreffizienzen für beide Kehrmaschinenarten liegen über 80 %,

getestet unter Laborbedingungen mit eingestellter Quarzsandmischung (0-4 mm, d10: 30 µm, d50: 650 µm, d90: 2.000 µm) (Renschen 2010).

Der Winterdienst wird bedarfsorientiert bei Schnee- und Eisglätte auf priorisierten Hauptverkehrsstraßen und Zubringerstraßen zu Institutionen der Daseinsvorsorge (u. a. Krankenhäusern) durchgeführt. Ab + 2 °C werden Kontrollfahrten durchgeführt. In Frankfurt kommt nur Natriumchlorid (NaCl) als Trockensalz oder Salzsole (22 %ig) zum Einsatz (Mieseler 2015, 2017, 2017, 2018). Auf Gehwegen wird außerdem Splitt oder ein Splitt-Salz-Gemisch (8 : 1) eingesetzt. In der Saison 2017/18 wurden in Frankfurt insgesamt 2.326 t Salz, 942.700 l Salzsole, 468 t Splitt und 576 t Splitt-Salz-Gemisch (8 : 1) verteilt (FES GmbH 2018). Für die Dokumentation der Probenahme konnten genaue Tage und Standorte der Streuung nicht durch die FES zur Verfügung gestellt werden.

Straßeninfrastruktur

Alle Standorte befinden sich in Wohn- oder Mischgebieten im Norden Frankfurts (Abbildung 4.1). Die Belastungen durch atmosphärische Deposition werden im Untersuchungsgebiet als konstant angesehen. Für die Standorte wurden Quer- und Längsneigungen, Straßenbreiten und Gebäudehöhen sowie Oberflächenprofiltiefen der Fahrbahnflächen bestimmt. Letztere wurden bereits als mögliche Rückhalteräume für die FD bestätigt (Zhao et al. 2018b; Gilbert und Clausen 2006; Liu et al. 2014).

Quer- und Längsneigungen wurden mit einem Neigungsmesser auf jeder Probenahme-fläche sowie Gebäudehöhen und Straßenbreiten mit einem Lasermessgerät gemessen. Das Verhältnis von Gebäudehöhe zu Querschnittsbreite (h/b) wird ermittelt, um mögliche Windeffekte an Standorten bewerten zu können. Mit zunehmenden Gebäudehöhen mit geschlossener Kante bei gleicher Straßenbreite erhöhen sich die Windgeschwindigkeiten innerhalb einer Straße („Kanaleffekt“). Dies ist ab einem Höhen- zu Breitenverhältnis $> 0,33$ möglich (Wensauer 2002).

Rauheitsparameter der Fahrbahnbeläge wurden nach DIN EN ISO 13473-1 (Entwurf) (2017) als mittlere Profiltiefen gemessen. Hierfür stand ein Laser-Profilometer (ELATextur®, IWS Messtechnik) zur Verfügung. Pro Probenfläche wurden fünf Wiederholungsmessungen in gleichem örtlichen Abstand durchgeführt. Das Gerät wertet mit der integrierten Software die mittlere Profiltiefe (Mean Profile Depth, MPD) in mm direkt aus. Über den Umrechnungsfaktor $1,1 \cdot \text{MPD}$ (mm) kann die geschätzte Texturtiefe (Estimated Texture Depth, ETD) ermittelt werden (zulässig für $0,3 \text{ mm} < \text{MPD} < 3,0 \text{ mm}$) (DIN EN ISO 13473-1 (Entwurf) 2017). Diese ist mit den Werten des volumetrischen Messverfahrens der Oberflächentexturtiefe („Sandflächenverfahren“) nach DIN EN 13036-1 (2010) vergleichbar. Weiterhin können mit den Rohdaten der Lasermessung auch Profiltiefen, -spitzen und Gesamthöhendifferenzen errechnet werden (DIN EN ISO 4287 2010). Aufgrund der vielen anderen Randbedingungen aus dem Einzugsgebiet wurde weiterhin nur der MPD als mittlere Profiltiefe dokumentiert.

Sicherheit

Eine dauerhafte Sperrung der Verkehrsflächen war aufgrund des großen Messzeitraumes nicht möglich. Eine für den Probennehmer sichere Probenahme muss an jedem

Standort gewährleistet sein. Standorte ohne Möglichkeiten zur sicheren Probenahme (u. a. Parkbuchten) wurden daher ausgeschlossen.

4.2.2 Beschreibung der Untersuchungsstandorte

Die Stadt Frankfurt liegt im Zentrum des Ballungsraumes des Rhein-Main-Gebiets. Sie ist größte Stadt des Bundeslandes Hessen mit über 750.000 Einwohnern und stark geprägt vom Pendlerverkehr, der die Stadt täglich um etwa 275.000 Personen anwachsen lässt (IHK Frankfurt 2018). Dabei entfallen im Verkehrsmix täglich etwa 35 % des Verkehrs auf den motorisierten Individualverkehr, also das Auto (Gerike 2016).

Die Region wird wirtschaftlich dominiert vom Dienstleistungssektor, insbesondere von Finanzdienstleistungen, sowie Luftfahrt und Logistik (Gutberlet 2015). Der Frankfurter Flughafen ist der größte Flughafen Deutschlands und bildet ein internationales Verkehrsdrehkreuz südwestlich der Stadt. Industriesektoren sind nicht stark ausgeprägt. Der Industriepark der Pharmaindustrie in Höchst ist als größte Industrie westlich von Frankfurt zu nennen.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Norden Frankfurts im Stadtviertel Nordend im Umkreis bis 1,5 Kilometern um die Frankfurt University of Applied Sciences (FRA-UAS). Das Gebiet ist geprägt durch Wohn- und Mischgebiete, durchzogen von Hauptverkehrsstraßen (u. a. Ein- und Ausfallstraßen der Pendlerverkehre) und Erschließungsstraßen in die Wohngebiete.

Es wurden zehn Standorte nach den in Kapitel 4.2.1 beschriebenen Auswahlkriterien ausgewählt (Abbildung 4.1) und dabei auf eine hohe Bandbreite an DTV-Klassen geachtet. Es wurden immer zwei Standorte mit ähnlicher DTV, aber variierenden Vegetationsanteilen am Standort mit dem Ziel ausgewählt, Unterschiede zwischen den Quellen organischer Feststoffe auf der Verkehrsfläche (Vegetation und Straßenverkehr) zu erfassen. Als Standortkarte wurde die Baumkatasterkarte des Stadtvermessungsamtes ausgewählt. Die grünen Punkte stellen Baumkronen dar. Die gewählten Standorte sind mit Buchstaben in der Karte eingezeichnet. Die gewählten Straßen sind nach RAS 06 (2006) angebaute Hauptverkehrs- und Erschließungsstraßen. Die Standorte A bis D sind Erschließungsstraßen in Wohngebiete; auf ihnen findet kein öffentlicher Nahverkehr statt. Die Standorte E, G und H sind Hauptverkehrsstraßen und Verbindungsstraßen im Nordend, der Standort F stellt eine bedeutende Ein- und Ausfallstraße in die Stadt dar. Die Standorte I und J sind Parkplätze an einer weiteren Ein- und Ausfallstraße gelegen. Die standortspezifischen Randbedingungen der jeweiligen Standorte sind in Tabelle 4.2 zusammengefasst.

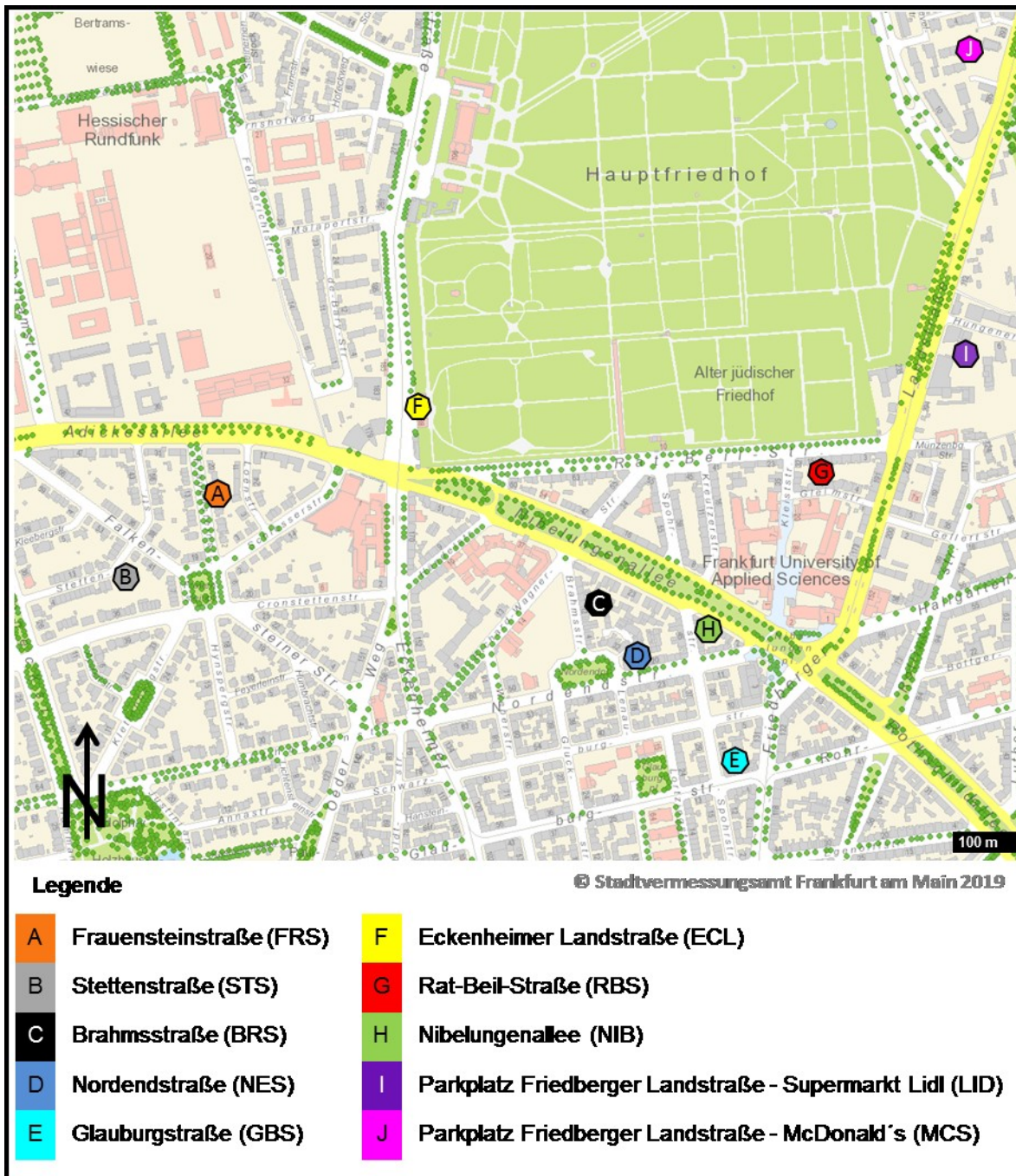


Abbildung 4.1: Karte der Untersuchungsstandorte in Frankfurt (Eigene Darstellung, Karte: Baumkataster, Stadtvermessungsamt Frankfurt, 2019, <https://geoinfo.frankfurt.de/>)

Tabelle 4.2: Charakterisierung der standortspezifischen Randbedingungen für die zehn Untersuchungsstandorte

Standort		Straße und Verkehr					Einzugsgebiet				Vegetation		Reinigung	
ID	Standort	DTV* (Kfz/ 24 h)	Tempo- limit (km/h)	Flächen- belag Fahr- bahn	Flächen- belag Rinne	BK* (cm)	Höhe* h (m)	Breite* b (m)	Ver- hält- nis h/b	Bebau- ung	Anteil	BKÜ* (%)	GKM *	KKM *
FRS	Frauenstein- straße	150	30	Asphalt	Guss- asphalt	10	7,5	28,7	0,26	Wohn-ge- biet	hoch	50 %	---	Mi
STS	Stettenstraße	150	30	Asphalt	Guss- asphalt	12	7,5	17,3	0,43	Wohn-ge- biet	wenig	0 %	---	Mi
BRS	Brahmsstraße	700	30	Asphalt	Guss- asphalt	3	7,0	11,1	0,63	Wohn-ge- biet	keine	0 %	----	Mo
NES	Nordendstraße	900	30	Asphalt	Asphalt	2	9,0	26,4	0,34	Wohn-ge- biet	mäßig	30 %	Mi, Fr	Mo, Do
GBS	Glauburgstraße	8.000	50	Asphalt	Asphalt	4	12,0	17,5	0,69	Misch-ge- biet	wenig	0 %	---	Mo- Fr
ECL	Eckenheimer Landstraße	13.700	50	Asphalt	Guss- asphalt	2	12,1	> 50	--	Misch-ge- biet	wenig	15 %	Sa	Mo, Do
RBS	Rat-Beil-Straße	16.600	50	Asphalt	Guss- asphalt	10	12,0	26,4	--	Misch-ge- biet	mäßig	5 %	Do	Do
NIB	Nibelungenallee	27.000	50	Asphalt	Guss- asphalt	7	10,6	> 50	--	Misch-ge- biet	viel	30 %	Di, Do	Mo, Do
LID	Parkplatz Super- markt (Lidl)	2.500**	< 15	Beton- pflaster	Beton- pflaster	8	--	--	--	Misch-ge- biet	wenig	0 %		
MCS	Parkplatz Restau- rant (McDo- nald`s)	1.000**	< 15	Asphalt	Beton- pflaster	12	--	--	--	Misch-ge- biet	mäßig	15 %		

* Abkürzungen: DTV = Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (** = Schätzung), Höhe des kleinsten Gebäudes, Breite = Querschnittsbreite von Gebäude zu Gebäude, BK = Bordsteinkante, BKÜ = Baumkronenüberdeckungsgrad, GKM = Großkehrmaschine, KKM = Kompaktkehrmaschine

Die wichtigsten Standorteigenschaften der zehn Standorte werden hier in Kurzform zusammengefasst. Weitere Kenngrößen, Bilder, Draufsichten und Querschnitte können den Standortdatenblättern in Anhang 8 entnommen werden. Die gemessenen mittleren Profiltiefen (MPD) sind insbesondere nach Flächenart gut vergleichbar. Asphaltflächen der Fahrbahn haben im Mittel eine MPD von 0,97 mm (SD: 0,40 mm, Median: 1,07 mm, n = 18), Rinnen aus Gussasphalt im Mittel von 0,44 mm (SD: 0,13 mm, Median: 0,47 mm, n = 6) und Betonpflastersteine im Mittel von 0,50 mm (SD: 0,12 mm, Median: 0,50 mm, n = 4). Feinporige Materialien wie Gussasphalt und Betonpflastersteine zeichnen sich durch in etwa um die Hälfte geringere mittlere Profiltiefen aus als grobporigere Fahrbahnflächen aus Asphalt.

Die Frauensteinstraße (FRS) ist eine in südlicher Richtung verlaufende Erschließungsstraße und gleichzeitig Einbahnstraße in einem Wohngebiet (Standort A). Der Standort liegt zwischen Adickesallee und Frauensteinplatz. Die Probenahmen wurden am westlichen Fahrbahnrand durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt hier 30 km/h, die DTV liegt bei 150. Die Verkehrsfläche ist aus Asphalt, die Rinne aus Gussasphalt. Die Bordsteinhöhe misst 8 cm. Die Umgebungsbebauung ist durch Ein- und Zweifamilienhäuser mit Vorgärten gekennzeichnet. Das Verhältnis von Gebäudehöhe zur Querschnittsbreite (h/b) ist mit 0,26 vergleichsweise gering. Windkanaleffekte sind hier nicht zu erwarten. Die Straße ist als Allee auf beiden Seiten von Rosskastanien gesäumt. Der Vegetationsanteil wird als hoch eingestuft, der BKÜ liegt bei 50 %. Die Straßenreinigung mit KKM findet einmal wöchentlich statt.

Die Stettenstraße (STS) ist eine Erschließungsstraße in Westostrichtung in einem Wohngebiet (Standort B). Der Standort liegt zwischen Eysseneck- und Falkensteinerstraße. Die Probenahmen wurden am südlichen Fahrbahnrand in Höhe einer Kurve durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt 30 km/h, die DTV liegt bei 150. Die Verkehrsfläche ist aus Asphalt, die Rinne aus Gussasphalt. Die Bordsteinhöhe misst 12 cm. Die Umgebungsbebauung ist durch Ein- und Zweifamilienhäuser mit Vorgärten gekennzeichnet. Das Verhältnis von Gebäudehöhe zur Querschnittsbreite (h/b) ist mit 0,43 mäßig. Windkanaleffekte sind möglich, aber aufgrund der Unterbrechungen zwischen den Gebäuden eher nicht zu erwarten. Es gibt keine öffentlichen Flächen mit Vegetation. Der Vegetationsanteil wird als gering eingestuft, der BKÜ liegt entsprechend bei 0 %. Die Straßenreinigung mit KKM findet einmal wöchentlich statt.

Die Brahmsstraße (BRS) ist eine Erschließungsstraße in Nordsüdrichtung in einem Wohngebiet (Standort C). Der Standort liegt zwischen Nibelungenallee und Nordendstraße. Die Probenahmen wurden am östlichen Fahrbahnrand in Höhe eines Behindertenparkplatzes durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt 30 km/h, die DTV liegt bei 700. Die Verkehrsfläche ist aus Asphalt, die Rinne aus Gussasphalt. Die Bordsteinhöhe misst 3 cm. Die Umgebungsbebauung ist auf der nordöstlichen Seite durch fünfstöckige Reihenwohnhäuser gekennzeichnet. Seit Anfang 2018 wurde auf der südwestlichen Straßenseite der etwa gleich hohe Gebäudekomplex abgerissen und durch eine durchgehende sieben Meter hohe Wand aus Magazincontainern als Abgrenzung zu einer Baustelle ersetzt. Die zugehörige Baustellenausfahrt führt am

Nordende der Straße auf die Nibelungenallee. Es konnte keine Beeinflussung auf den südlich gelegenen Probenahmestandort beobachtet werden. Das Verhältnis von Gebäudehöhe zur Querschnittsbreite (h/b) ist mit 0,63 hoch. Aufgrund der ununterbrochenen Gebäudekante sind Windkanaleffekte möglich. Es gibt keine Vegetation am Standort, der BKÜ liegt entsprechend bei 0 %. Die Straßenreinigung mit KKM findet montags statt.

Die Nordendstraße (NES) ist eine Erschließungsstraße in Westostrichtung in einem Wohngebiet (Standort D). Der Standort liegt zwischen Lenau- und Spohrstraße. Die Probenahmen wurden am nördlichen Fahrbahnrand durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt 30 km/h, die DTV liegt bei 900. Sowohl Verkehrsfläche als auch Rinne sind durchgängig aus Asphalt. Die Bordsteinhöhe misst 2 cm. Die Umgebungsbebauung ist durch durchgängige Reihenwohnhäuser gekennzeichnet (nordwestlich: vierstöckig, südöstlich: fünfstöckig). Das Verhältnis von Gebäudehöhe zur Querschnittsbreite (h/b) ist mit 0,34 eher gering. Windkanaleffekte sind möglich, aber aufgrund der einseitigen Baumbepflanzung eher unwahrscheinlich. Die Straße ist einseitig an der Nordseite mit Rosskastanien bepflanzt. Der Vegetationsanteil wird als mäßig eingestuft, der BKÜ liegt bei 30 %. Die Straßenreinigung mit KKM und GKM findet je zweimal wöchentlich statt.

Die Glauburgstraße (GBS) ist eine Verbindungsstraße in Westostrichtung in einem Mischgebiet (Standort E). Der Standort liegt an der Kreuzung zur Spohrstraße. Die Probenahmen wurden an der nordöstlichen Kreuzungsecke durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt 50 km/h, die DTV liegt bei 8.000. Sowohl Verkehrsfläche als auch Rinne sind durchgängig aus Asphalt. Die Bordsteinhöhe misst 8 cm. Die Umgebungsbebauung ist durch durchgängige Reihenwohnhäuser gekennzeichnet (nordwestlich: fünfstöckig, südöstlich: vierstöckig). Das Verhältnis von Gebäudehöhe zur Querschnittsbreite (h/b) ist mit 0,69 hoch. Windkanaleffekte sind möglich. Es gibt keine Vegetation auf öffentlichen Flächen, sondern nur einen Baum in einem Vorgarten. Der Vegetationsanteil wird als gering eingestuft, der BKÜ liegt bei 0 %. Die Straßenreinigung mit KKM findet fünfmal wöchentlich statt.

Die Eckenheimer Landstraße (ECL) ist eine Hauptverkehrsstraße und Ein- und Ausfallstraße in einem Mischgebiet (Standort F). Sie verläuft in Nordsüdrichtung. Der Standort liegt an der Kreuzung zur Nibelungenallee. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt 50 km/h, die DTV liegt bei 13.700. Die Verkehrsfläche ist aus Asphalt, die Rinne aus Gussasphalt. Die Bordsteinhöhe misst 2 cm. Die beiden Fahrstreifen sind baulich durch die Stadtbahnlinie U5 getrennt. In diesem Straßenabschnitt gibt es nur wenig Bebauung. An der nordöstlichen Straßenseite der Probenahme gibt es das Gebäude der Städtischen Pietät sowie zurückgesetzt eine Mauer zum Hauptfriedhof, an der gegenüberliegenden Kreuzungsseite eine Tankstelle und einen Supermarkt. Da es keine durchgängigen Gebäudekanten gibt, ist ein Windkanaleffekt auszuschließen. Oberhalb der Höhe der Probenahmestelle beginnt eine Bepflanzung mit Gewöhnlichen Platanen und Berg-Ahorn auf beiden Fahrbahnseiten. Der Vegetationsanteil ist gering, der BKÜ

liegt aufgrund einer einzelnen besonders ausgeprägten Baumkrone bei 15 %. Die Straßenreinigung mit KKM und GKM findet zweimal respektive einmal wöchentlich statt.

Die Rat-Beil-Straße (RBS) ist eine Hauptverkehrsstraße und Verbindungsstraße in Westostrichtung in einem Mischgebiet (Standort G). Der Standort liegt zwischen der Kleiststraße und der Friedberger Landstraße. Die Probenahme wurde am südlichen Fahrbahnrand im Längsparkstand durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt 50 km/h, die DTV liegt bei 16.600. Die Verkehrsfläche ist aus Asphalt, die Rinne aus Gussasphalt. Die Bordsteinhöhe misst 12 cm. An der Straßenseite der Probenahme gibt es durchgängig vierstöckige Reihenwohnhäuser, an der Nordseite liegt der Alte Jüdische Friedhof, dieser wird mit einer durchgängigen Friedhofsmauer begrenzt. Davon wird in Schrägaufstellung zwischen einer Lindenallee geparkt. Da es auf beiden Seiten keine durchgängige Gebäudekante gibt, ist ein Windkanaleffekt auszuschließen. Der Vegetationsanteil wird als mäßig eingestuft, der BKÜ liegt aufgrund einer einzelnen besonders ausgeprägten Baumkrone der gegenüberliegenden Allee bei 5 %. Die Straßenreinigung mit KKM und GKM findet je einmal wöchentlich statt.

Die Nibelungenallee (NIB) ist eine Hauptverkehrs- und Verbindungsstraße in südöstlicher Richtung in einem Mischgebiet (Standort H). Der Standort liegt zwischen der Nordendstraße und der Friedberger Landstraße. Die Probenahme wurde am südlichen Fahrbahnrand im Längsparkstand durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt 50 km/h, die DTV liegt bei 27.000. Die Verkehrsfläche ist aus Asphalt, die Rinne aus Gussasphalt. Die Bordsteinhöhe misst 8 cm. Die Nibelungenallee ist in beide Fahrtrichtungen zweispurig und baulich durch eine etwa 20 Meter breite Grüntrasse mit großem Baumbestand (insbesondere Gewöhnlichen Platanen) getrennt. An der Straßenseite der Probenahme gibt es durchgängig vierstöckige Reihenwohnhäuser mit bepflanzten Vorgärten, an der Nordseite der Allee liegt die FRA-UAS. Aufgrund der enormen Querschnittsbreite ist ein Windkanaleffekt auszuschließen. Der Vegetationsanteil ist hoch, der BKÜ liegt aufgrund einer besonders ausgeprägten Baumkrone der gegenüberliegenden Allee bei 30 %. Die Straßenreinigung mit KKM und GKM findet je zweimal wöchentlich statt.

Der Parkplatz des Supermarktes Lidl (LID) liegt auf östlicher Seite der Ein- und Ausfallstraße Friedberger Landstraße in einem Mischgebiet (Standort I). Die Probenahme wurde an der Parkplatzbegrenzung mittig auf dem Gelände durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt Schrittempo (< 15 km/h), die DTV liegt schätzungsweise bei 2.500. Der Parkplatz und die Rinnen sind gepflastert. Die Bordsteinhöhe misst 8 cm. Da es keine durchgängigen Gebäudekanten gibt, ist ein Windkanaleffekt auszuschließen. Der Vegetationsanteil ist gering, der BKÜ liegt bei 0 %. Reinigungsintervalle sind nicht bekannt.

Der Parkplatz des Schnellrestaurants McDonald's (MCS) liegt auf westlicher Seite der Ein- und Ausfallstraße Friedberger Landstraße in einem Mischgebiet (Standort J). Die Probenahme wurde an der Parkplatzbegrenzung in Ausfahrtnähe durchgeführt. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit beträgt Schrittempo (< 15 km/h), die DTV liegt schätzungsweise bei 1.000. Der Parkplatz ist asphaltiert und die Rinnen sind gepflastert. Die

Bordsteinhöhe misst 8 cm. Da es keine durchgängigen Gebäudekanten gibt, ist ein Windkanaleffekt auszuschließen. Der Vegetationsanteil ist mäßig, der BKÜ liegt bei 15 %. Reinigungsintervalle sind nicht bekannt.

4.2.3 Probenahmeort auf der Verkehrsfläche

Über den Straßenquerschnitt wurden die höchsten Massenanteile am Fahrbahnrand gemessen (Deletic und Orr 2005; Grottker 1987; Sartor und Boyd 1972). Deshalb wurde ab Sommer 2016 eine fester Probenahmebreite von 0,5 m ab Bordsteinkante (BK) definiert. Hierzu wurde der Straßenrandabschnitt auf einer Breite von 0,5 Metern ab BK und auf einer Länge von einem bis sechs Metern ($0,5\text{-}3\text{ m}^2$) markiert und die Fläche dokumentiert (Abbildung 4.2). Es wurde vorzugsweise die gleiche Stelle beprobt, maximal in einem Messbereich von 10 m entlang der BK. Ab Frühjahr 2018 wurde das Messprogramm vertieft und zusätzlich wurden die Flächen nach ihren Fahrbahnbelägen unterschieden. Die Oberflächenprofiltiefe unterschiedlicher Fahrbahnbeläge wird als Hinweisgeber für die Feststoffakkumulationen vermutet (Zhao et al. 2018b; Wicke et al. 2012b). Aufgrund der typischerweise unterschiedlichen Materialien wurden die Flächen unterteilt in Rinne (0-0,25 m ab BK) (i. d. R. Beton oder Gussasphalt) und angrenzenden Fahrbahnrand (0,25-0,5 m ab BK) (i. d. R. Asphalt). Außerdem wurden an Standorten mit geringer Verkehrsstärke Proben von der Fahrbahnmitte entnommen (Fläche C). Ab diesem Zeitpunkt wurden immer dieselben Flächen beprobt.

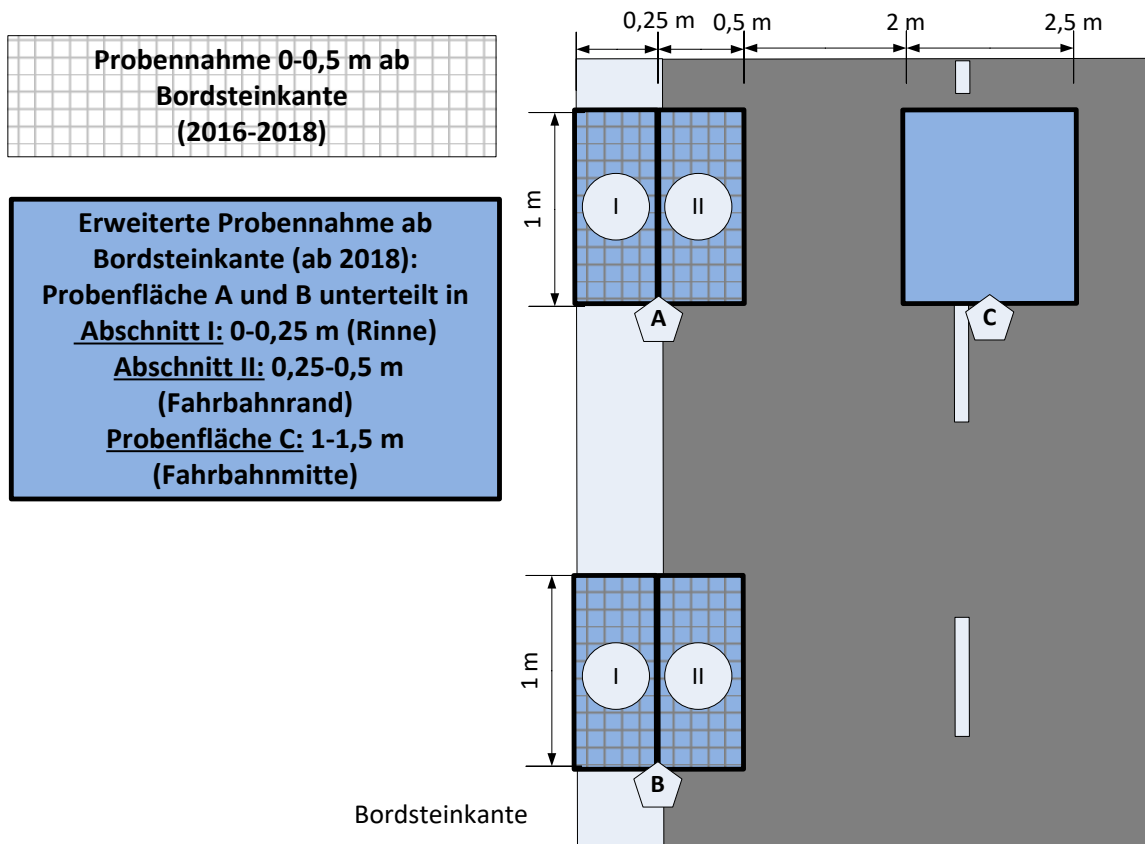


Abbildung 4.2: Schematische Darstellung der Probenahmeeflächen auf der Verkehrsfläche

Die Probenahmen wurden zu jeder der vier Jahreszeiten (mit Ausnahmen), angelehnt an die meteorologischen Jahreszeiten (Q1 = Frühjahr (März bis Mai), Q2 = Sommer (Juni bis August), Q3 = Herbst (September bis November), Q4 = Winter (Dezember bis Februar)) durchgeführt, bis eine kritische Masse von ca. 500 g pro Standort und Jahreszeit für weitere Untersuchungen erreicht wurde. Diese wurde dann nach Dokumentation der Trockenmassen sowie der Grobfraktionierung (< 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm) und Messung der Glühverluste als jahreszeitbezogenes Material vereinigt und ein Staubdepot angelegt. Dieses folgt der Beschriftungslogik Standort – Vegetationsquartal/Jahr (z. B. NES – Q2/2016).

4.3 Probenahme und -aufbereitung

Die Probenahmen wurden nur auf trockener Fahrbahn nach mindestens einem Trockentag durchgeführt. Die Probenflächen wurden abgemessen und mit Ölkreide markiert. Die markierten Flächen blieben in aller Regel auch nach Regenereignissen weiterhin sichtbar. Zur Feststoffgewinnung wurden mit einem Pinsel fixierte Partikel gelockert und mit dem portablen Trockensauger (Dewalt DCV582, 18V Akku) abgesaugt (Kayhanian et al. 2012). Die Wiederfindung bekannter Massen wurde unter Laborbedingungen überprüft und lag bei 93 % (Anhang 9). Die Probe wurde noch vor Ort

in einen PE-Beutel überführt und innerhalb von zwei Stunden ins Labor gebracht. Aufgehäuftes Laub (Herbst) wurde separat händisch entnommen, die Masse wurde erfasst, aber nicht rechnerisch berücksichtigt, um eine Vergleichbarkeit der Massen aus anderen Jahreszeiten zu gewährleisten. Die Probenahmefläche, Datum, vorherige Trockenperiode (Tage seit letztem Regenereignis $> 1 \text{ l/m}^2$), Tage seit letzter Straßenreinigung mit KKM und GKM und besondere Auffälligkeiten wurden dokumentiert. Aus der absoluten Masse und der Fläche wird die spezifische Masse in g/m^2 ermittelt.

Nach der Probenahme wurde die Probe unmittelbar im Labor bei $105 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ (Trockenofen, Memmert UM 500) bis zur Massenkonstanz getrocknet und im Exsikkator (Trocknungsmittel: Silicakugeln mit Farbumschlag) abgekühlt. Die Masse wurde mit einer Laborwaage (Kern EMB 2.000-2, $d = 0,01 \text{ g}$) auf $0,1 \text{ g}$ dokumentiert. Als Trocknungstemperatur wurde $105 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ gewählt (DIN 19747 2009), da keine organischen Schadstoffe gemessen wurden und ein Einfluss auf die Beschaffenheit der Partikel hinsichtlich ihrer Größe und Absetzverhalten nicht beobachtet werden konnte (Anhang 12).

Um repräsentative Teilproben bis $\geq 2 \text{ g}$ zu entnehmen, wurde ein Riffelteiler (Retsch RT 6.5) genutzt. Die gesamte Probe wird hierfür unter einem Abzug so lange über dem Teiler halbiert, bis die geeignete Teilprobenmasse erreicht wurde. Für die Entnahme von Teilproben $< 2 \text{ g}$ aus homogenen Fraktionen ($< 250 \mu\text{m}$) wurde nach Rollen und Aufschütteln der Probe das Material mit einem Löffel aus der Mitte des seitlich liegenden Probenröhrchens entnommen (Horiba Scientific Inc. 2012).

4.4 Analyse physikalischer und chemischer Kenngrößen

4.4.1 Siebung

Zur Messung der Partikelgrößenverteilung und Erzeugung diskreter Partikelgrößenfraktionen wurde die Siebung als Methode gewählt. Die in den Normen zur Siebung von Böden beschriebenen Optionen der Trocken- oder Nasssiebung (DIN EN ISO 17892-4 2017) konnten für die Fragestellung dieser Arbeit nicht genutzt werden. Ziel der hier verwendeten Siebung war es, neben der Bestimmung der Partikelgrößenverteilung disperse Siebfraktionen für weitere Untersuchungen zum Absetzverhalten zu erzeugen. Mit einer trockenen Siebung bewegten sich die hohen Feinanteile nicht durch die Siebe. In den oberen Siebfraktionen blieb also ein Feinanteil zurück, der feiner ist, als die Siebfraktion und nicht durch die Siebung abgetrennt werden konnte. Eine wie in der Norm vorgeschlagene komplette Nasssiebung (erforderlich ab $> 10 \%$ Massenanteil $< 63 \mu\text{m}$) führt dazu, dass die in der Schale aufgefangenen feinsten Anteile im Wasser eingedampft werden müssen und damit ihre disperse Struktur verlieren. Der Eindampfdruck wird keksartig und kann nicht ohne Veränderung der Probe in die Ausgangsstruktur gebracht werden. Aus diesem Grund wurde eine kombinierte Trocken- und Nasssiebung für FD entwickelt. Die entwickelte Methode wurde im Rahmen der zu diesem Thema vorangegangenen Masterarbeit (Gelhardt 2016) und dem Promotionsvorhaben jeweils teilveröffentlicht in Gelhardt et al. (2017) und auch in Anlehnung an die neu erschienene DIN EN ISO 17892-4 (2017) nachmodifiziert. Die

modifizierte Siebung führt zu einem reduzierten Arbeitsaufwand ohne Veränderung der validierten Trenngüte. Sie wird nachfolgend beschrieben.

Alle Siebschritte werden auf einer mechanischen Siebmaschine (Retsch AS 200 control mit Trocken- respektive Nasssiebdeckel und -boden) vorgenommen. Die verwendeten Siebe sind aus Edelstahl und haben einen Durchmesser von 200 mm mit variierenden Maschenweiten (vwr-Collection, nach DIN ISO 3310-2 (2015)). Diese werden jeweils leer vor und beladen nach der Siebung auf 0,1 g (Laborwaage, Kern EMB 2000-2, $d = 0,01$ g) gewogen. Für die Siebung wurden gemeinsam mit dem Gerätehersteller im Anwendungslabor optimale Siebdauern und -einstellungen für FD-Proben ermittelt (Beckers 2017). Für beide Siebschritte (trocken/nass) wurde eine Intervallsiebung (Intervall: 10 Sekunden mit anschließender Pause zwischen den Intervallen) mit einer Amplitude von 1,2 mm festgelegt. Für die Trockensiebung wurde eine Siebdauer von 5 Minuten gewählt, für die Nasssiebung eine Siebdauer von 10 Minuten mit gleichzeitiger Beschickung mit 1 l/Min. entionisiertem Wasser über den Nasssiebdeckel. Diese Einstellungen gewährleisteten eine optimale Trenngüte, ohne die Erzeugung künstlicher Feinanteile durch übermäßiges Sieben. Trockensiebungen werden ab einem Gesamtverlust von mehr als 1 % der Gesamtmasse verworfen (DIN EN ISO 17892-4 2017). Aufgrund löslicher Bestandteile in den FD wurden Nasssiebungen bis zu einem Verlust von 10 % nicht verworfen, wenn sie über die Betrachtung gelöster Bestandteile wie Salzen über die Leitfähigkeit oder Chloridbestimmung (z. B. im Winter) plausibilisiert werden konnten.

Die verwendeten Siebe wurden nach jeder Siebung im Ultraschallbad (Retsch UR 3) gereinigt und bei 80 °C im Trockenofen getrocknet (Memmert UF 260). Laut Hersteller dürfen Siebe aufgrund des empfindlichen Siebgewebes nicht heißer getrocknet werden.

Vorfractionierung

Alle pro Messtag und -fläche gewonnenen Einzelproben wurden zunächst trocken in die Siebfractionen < 2, 2-4, 4-8 und ≥ 8 mm vorgesiebt. Die fraktionierten Massen (g/m^2 und Massenanteil in %) werden dokumentiert und ein Aliquot jeder Fraktion für die Bestimmung des organischen Anteils entnommen. Pro Jahreszeit und Standort werden die Massen < 2 mm dann zu einer Mischprobe vereinigt. Aus der Mischprobe wird die Unterfraktionierung zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung vorgenommen. Zur Unterscheidung der beiden Verfahren werden die Siebfractionen nachfolgend in Mikrometern (μm) angegeben. Die prozentualen Massenanteile ≥ 2 mm werden für die Berechnung der Partikelgrößenverteilung dokumentiert und massenanteilig für die Berechnung der Sieblinie berücksichtigt.

Unterfraktionierung (< 2.000 μm)

Die Unterfraktionierung der Mischprobe (< 2.000 μm) wird in zwei Schritten mit einer Teilprobe aus der Mischprobe von ca. 80 bis 120 g durchgeführt (Abbildung 4.3).

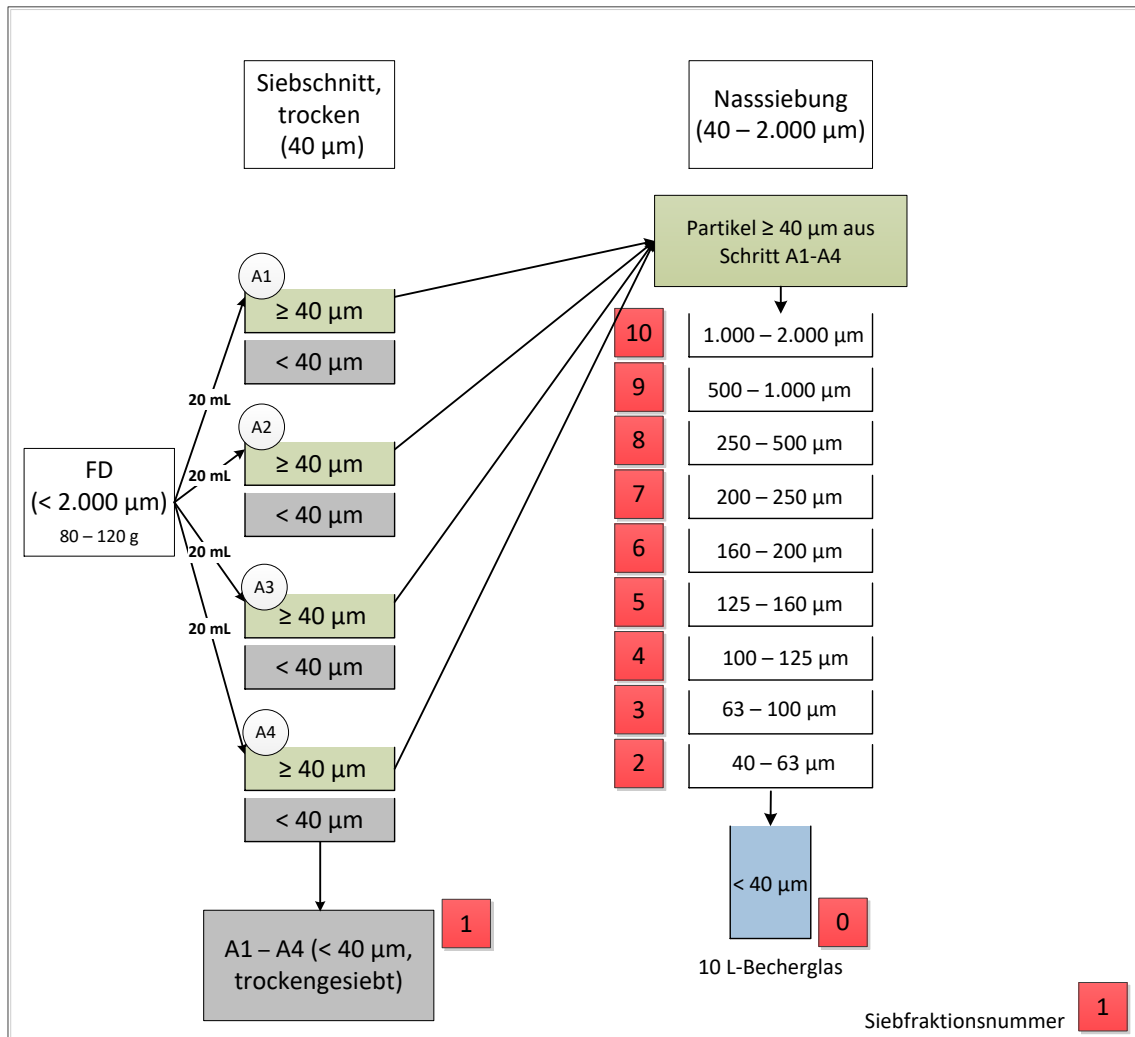


Abbildung 4.3: Schematischer Ablauf des Siebverfahrens (< 2.000 µm)

Zunächst wird mit einer Trockensiebung ein Siebschnitt über das kleinste Sieb (40 µm) zur Trennung der Massenanteile kleiner und größer 40 µm durchgeführt. Dadurch kann der Großteil der Partikel < 40 µm trocken und dispers separiert werden. Hierfür werden in mehreren Siebschritten jeweils Teilmengen von etwa 20 ml (maximale Aufgabemenge für Siebgewebe) auf dem 40 µm-Sieb mit Siebhilfen (10 Steatitkugeln) trockengesiebt. Die Massen werden dokumentiert und die Anteile von 40 bis 2.000 µm werden für eine Nasssiebung in einem Becher mit dicht schließendem Deckel und etwa 300 ml entionisiertem Wasser mittels Schütteln (ca. 30 Sekunden) zu einer Suspension aufgeschlämmt. Die Suspension wird nun auf das oberste Sieb im Siebturm mit den aufsteigenden Siebmaschen 40, 63, 100, 125, 160, 200, 250, 500 und 1.000 µm gegeben und mit einem Nasssiebdeckel fixiert. Dieser wird über einen Schlauch an den Wasserhahn (entionisiertes Wasser) angeschlossen. Zwischen den Sieben 40 und 63 µm, 63 und 100 µm und 100 und 125 µm werden während der Nasssiebung Entlüftungsrings platziert. Der Auslauf auf dem Siebboden wird in einem 10-Liter-Becherglas gefasst, um alle Partikel aufzufangen, die durch die Nasssiebung durch die Siebe gelangen. Der Siebturm wird nach den genannten Einstellungen für die Nasssiebung

betrieben und zeitgleich mit Wasser beschickt. Die Siebe werden nach der Siebung mit der Probe bei 80 °C bis zur Massenkonstanz getrocknet. In der 10-Liter-Probe werden die Leitfähigkeit (WTW, LF91) und der pH-Wert (Hach Lange HQ440d multi) dokumentiert. Diese wird nach wenigstens 24 Stunden auf ca. 1 l dekantiert und eingedampft. Die Masse (< 40 µm, nassgesiebt) wird für die Massenbilanz mitberücksichtigt.

Die Partikelgrößenverteilung wird als akkumulierte Durchgangssummenkurve der Massenanteile pro Siebfraction auf einer logarithmisch skalierten Abszisse dargestellt. Die diskreten Siebfractionen werden von 0 bis 10 nummeriert (rote Kästchen) und verwahrt. Die nass eingedampfte Siebfraction < 40 µm (0) wird standardmäßig nicht für weitere Untersuchungen verwendet. In der trockengesiebten Fraction < 40 µm (1) und den nassgesiebten Fractionen ≥ 40 µm (2 bis 10) werden weitere Kenngrößen gemessen (Dichte und Glühverlust). Die Siebfractionen 1 bis 7 werden für die Herstellung von Messproben in der PSD von Straßenabfluss für die Absetzversuche verwendet (siehe Kapitel 4.5.1). In diesen Siebfractionen werden außerdem Partikelformen und Schwermetalle bestimmt.

4.4.2 Partikelform und -größenbestimmung mittels digitaler Bildanalyse

Zur Bewertung der Güte der Siebung und Erfassung von Formfaktoren wurde mittels dynamischer Bildanalyse nach ISO 13322-2 (2006) an ausgewählten Materialien eine Partikelgrößen- und -formuntersuchung vorgenommen (Messung durch Auftragslabor LabSPA, 3 P Instruments GmbH & Co. KG). Bei diesem Verfahren werden Aufnahmen von Partikelkollektiven in Bewegung relativ zu einer Kamera gemacht. Die Partikelabbildungen werden gezählt und Kenngrößen wie der maximale Feret-Durchmesser (L), der minimale Feret-Durchmesser (D) und der Flächenäquivalentdurchmesser eines projektionsgleichen Kreises x_A gemessen. Aus den erfassten Werten können unterschiedliche Größen- und Formparameter berechnet werden. Abweichungen zur Siebanalyse können sich durch die unterschiedliche Definition des Äquivalentdurchmessers ergeben. Die Ergebnisse können als Volumen- und mit Kenntnis der Dichte als Massenverteilung dargestellt werden.

Außerdem lässt sich beispielsweise der Formfaktor Zirkularität ψ_c als Ähnlichkeit eines Partikels zu einem Kreis in 2D ausweisen (DIN ISO 9276-6 2012). Er wird definiert als:

$$\psi_c = \frac{\text{Umfang des projektionsflächengleichen Kreises}}{\text{tatsächlicher Umfang der Partikelprojektion}}$$

Dabei gilt $\psi_c \leq 1$, $\psi_c = 1$ entspricht einem Kreis (Stieß 2009). Für die Sedimentation ist jedoch die Sphärizität des Partikels in 3D relevant. Diese kann per Konvention rechnerisch aus 2D übernommen werden und erlaubt eine Formcharakterisierung hinsichtlich eines möglichen Einflusses auf die Sedimentation.

Weiter gibt das Verhältnis des minimalen zum maximalen Feret-Durchmesser (D/L) – der sogenannte Aspekt Ratio – Informationen über die Ausdehnung eines Partikels. Ist das Verhältnis nahe 1, ist das Partikel sehr gleichförmig.

Für die Messung wurde ein repräsentativer Probenanteil in 750 ml Isopropanol in eine Dispergiereinheit mit Rührer (BT800) in Suspension gebracht und in das Messgerät (Bevision D2) gepumpt. Die Messungen wurden in Doppelbestimmung durchgeführt. Je Messung wurde rund 1 Million Partikel analysiert. Die Ergebnisse wurden durch das Auftragslabor ausgewertet. Messwerte von 100.000 gezählten Partikeln wurden als Datensatz zur Verfügung gestellt.

Die Mikroskopaufnahmen von Partikeln wurden mit einem Durchlichtmikroskop (Olympus CX41) in angegebener Vergrößerung gemacht.

4.4.3 Dichte

Ferner wurde in dieser Arbeit die Kornrohndichte gemessen. Diese ist per Definition das „Verhältnis der Gesamtmasse ofentrockener partikulärer Feststoffe (Minerale, organische Substanz) zum Volumen dieser Partikel“ und enthält auch geschlossene Poren (DIN EN ISO 11508 2018). In methodischen Untersuchungen wurde gezeigt, dass die Materialien keine nennenswerten geschlossenen Poren aufweisen (Anhang 10), weshalb auch von einer näherungsweisen Reindichte ausgegangen werden kann. Die Dichte (g/cm^3) wurde zerstörungsfrei mit einem Gaspyknometer (Quantachrome Microultrapyc 1200 eT) gemessen (DIN 66137-2 2019; DIN EN ISO 11508 2018). Bei der Gaspyknometrie wird das Volumen einer Probe bekannter Masse über die Verdrängung eines Messgases in einer Messzelle bekannten Volumens und Gleichgewichtsdrucks ermittelt. Über die Zustandsgleichung idealer Gase nach dem Boyle-Marriott-Gesetz kann bei konstanter Temperatur anhand der Druckveränderungen bei Entgasung der Messzelle das Feststoffvolumen ermittelt werden. Eine Messkammer wird hierfür mit und ohne Probe mit einem Messgas mit definiertem Druck beaufschlagt und entlastet (DIN 66137-2 2019). Als Messgas wurde Helium (5.0, Air Liquide, Reinheit: $\geq 99,999\%$) verwendet. Helium ist als Edelgas zur Messung ideal, da es aus den kleinsten Atomen besteht und damit das Porenvolumen optimal ausfüllt. Um Temperaturunterschiede zu vermeiden, wurde das Gaspyknometer mit gleichzeitiger Temperierung über einen Thermostat (Julabo CD 200F) auf $25,0^\circ\text{C}$ betrieben und währenddessen darauf geachtet, Druckänderungen und Luftzirkulation während der Messungen im Labor zu vermeiden. Zur Messung standen drei Messzellengrößen zur Verfügung ($4,5\text{ cm}^3$, $1,8\text{ cm}^3$, $0,25\text{ cm}^3$). Eigene Testmessungen führten aufgrund extremer Abweichungen von Referenzmaterialien zum Ausschluss der kleinsten Messzelle (Anhang 10). Die genutzten Messzellen ($4,5\text{ cm}^3$, $1,8\text{ cm}^3$) wurden an jedem Messtag mit einer Edelstahlkugel bekannten Volumens im Messbereich des Erwartungsvolumens der Probe kalibriert. Die Kalibrierung sollte eine Volumenmessung mit einer Messpräzision von $\pm 1\text{ mm}^3$ ermöglichen. Die Kalibrierkugel wurde vor und nach der Messreihe als Standard mitgemessen. Die Probe wurde vor der Messung getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und kurz vor der Messung an der Feinwaage auf $0,001\text{ g}$ gewogen. Die Auswahl der Messzellengröße wurde an das verfügbare Probenvolumen angepasst. Die Probe sollte die Messzelle, wenn möglich zu zwei Dritteln ausfüllen. Bei geringem Probenvolumen wurde das Volumen durch eine Edelstahlkugel bekannten Volumens aufgestockt. Standardmäßig wurden maximal 20 Wiederholungsmessungen

durchgeführt. Das Gerät beendet die Messungen, wenn der Mittelwert der letzten drei Messungen eine Standardabweichung von $\leq 0,01\%$ ($\leq 0,003\%$ bei Kalibrierung) erreicht. Die gemessene Messpräzision für die FD-Proben $< 2\text{ mm}$ lag bei $\pm 0,03\text{ g/cm}^3$ (95 %-Konfidenzintervall) (Anhang 10).

In weiteren methodischen Untersuchungen wurde gezeigt, dass die Dichtebestimmung mit einem anderen Messgas (Stickstoff) und in variierenden Feinheitsgraden der Materialien (roh, gemörsert, gemahlen) keine Unterschiede aufweist (Anhang 10). Das bedeutet, dass in FD-Materialien keine geschlossenen Poren, die bezogen auf die Absetzbarkeit einen Auftrieb begünstigen würden, zu erwarten sind. Bei Vergleichsmessungen zur Bestimmung der Wiederholpräzision der Dichtebestimmung von FD-Materialien in Gas- und Fluidpyknometern mit Wasser und Isopropanol war ersteres Verfahren klar überlegen.

4.4.4 Organischer Anteil

Für die Messung des organischen Anteils wurde der Glühverlust (GV) bestimmt. Da Boden- und Sedimentproben in ihrer Struktur denen von Straßenstäuben (FD) ähneln, wurden die Normen der Bodenkunde (DIN 18128 2002) und Sedimente (DIN EN 15169 2007) zur Bestimmung des GV berücksichtigt.

Eine repräsentative Teilprobe (Riffelteilung) wird an der Feinwaage (Kern ABJ 220-4NM (d: 0,1 mg) in einen zuvor leer gewogenen Schmelztiegel m_T auf 0,001 g eingewogen. Die Masse des Tiegels mit Probe m_{NT} wird nach dem Trocknen bei $105 \pm 2\text{ °C}$ (Memmert UM 500) dokumentiert. Die Proben werden im Muffelofen (Nabertherm L15/11 B410) über 30 Minuten langsam auf 550 °C erhitzt und dann 2 Stunden geglüht. Nach dem Glühen werden die Proben zunächst im Trockenschrank bei $105 \pm 2\text{ °C}$ aufbewahrt und dann zum Abkühlen in den Exsikkator gestellt. Die Masse des Tiegels mit Glührückstand m_{GR} wird dokumentiert. Der Glühverlust errechnet sich als Massenanteil der Gesamtmasse in Prozent (Formel 4-1)

$$GV = \left(\frac{\text{Masse Glühverlust}}{\text{Gesamtmasse}} \times 100 \right) = \left(\frac{m_{NT} - m_{GR}}{m_{NT} - m_T} \times 100 \right) \% \text{ GV} \quad \mathbf{4-1}$$

m_T	Masse des leeren Tiegels (g)
m_{NT}	Masse des Tiegels mit Probe nach Trocknen bei 105 °C (g)
m_{GR}	Masse des Tiegels mit Probe nach Glühen bei 550 °C (g)

Der Glühverlust sollte bei abweichenden Temperaturen immer mit dem Index der Glühtemperatur (z. B. $GV_{550\text{ °C}}$) angegeben werden. Abweichungen von der Glühtemperatur 550 °C von $\pm 100\text{ °C}$ führen für FD-Proben unterschiedlicher Organikanteile aus Frankfurt nicht zu signifikanten Abweichungen der Messergebnisse (Wiederfindungen zwischen 80 und 120 %) (Anhang 11).

Die Messpräzision lag für FD-Proben in den Siebfraktionen $< 2, 2-4, 4-8\text{ mm}$ relativ bei $\pm 4\%$, $\pm 20\%$ respektive $\pm 30\%$ (absolut: $\pm 0,4\%$ GV, $\pm 3\%$ GV respektive $\pm 7\%$ GV). Die Präzision der GV-Messung nimmt größeren Siebfraktionen aufgrund steigender Inhomogenität der Proben deutlich ab. Proben $\geq 2\text{ mm}$ sollten demnach entweder komplett verglüht oder mit einem Mörser zerkleinert werden, damit repräsentative

Teilproben mit höherer Präzision entnommen werden können. Für Proben < 2 mm ist eine Probenteilung mit Riffelteiler ausreichend.

4.4.5 Schwermetalle

Die Analytik der Schwermetalle Pb, Cu und Zn in Sieb- und Sinkgeschwindigkeitsfraktionen (< 40 bis 200-250 μm (Siebfraktion 1 bis 7) und $V_s \geq$ und < 11 m/h) wurde durch das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart durchgeführt. Glühreste der Glühverlustbestimmung (0,2 bis 0,5 g) wurden als Doppelbestimmungen in je zwei Durchgängen mit 7 ml Salpetersäure (HNO_3) und 2 ml Wasserstoffperoxid (H_2O_2) im Mikrowellenprogramm (MLS Ethos, 1600W, 10 Min. Aufheizen, 20 Min. Temperatur halten bei 210 °C) in Anlehnung an DIN EN 16173 (2012) aufgeschlossen. Der Aufschluss wurde filtriert (2-4 μm , Macherey-Nagel MN 640 d, aschefrei) und in einem induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometer (ICP-MS, Perkin Elmer Nexion 2000) als Konzentration in mg/kg gemessen (DIN EN ISO 17294-2 2017). Das Gerät wurde vor jeder Messung matrixangepasst kalibriert und ein zertifiziertes Referenzmaterial (CRM BCR-723 „Road Dust“ und NIST 1640a) vermessen. Die Wiederfindungsrate für Cu, Zn und Pb beträgt 99, 111 respektive 92 %. Die Standardabweichungen bei Wiederholmessungen ($n = 16$) betragen $\pm 4 \%$, $\pm 4 \%$ respektive $\pm 2 \%$. Die Schwermetallkonzentrationen in Glühresten wurden bezogen auf den jeweiligen Organikanteil in der Originalprobe hochgerechnet. Die Vergleichbarkeit der Messung der Schwermetalle im Glührest einer Probe und der nachträglichen Hochrechnung der Konzentration bezogen auf den organischen Anteil (GV) im Vergleich zur Messung in Originalproben wurde überprüft (Wiederfindungsraten in Vergleichsprobe (NES Q1/17) zwischen Messung im Glührest zu Originalprobe: Cu: 93 %, Zn: 84 %, Pb: 92 %). Diese Vorgehensweise ermöglichte es, sowohl die Dichte als auch nachfolgend den GV und dann die Schwermetalle in derselben Probe zu messen.

4.5 Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit

In der Literaturlauswertung wurden zwei Herangehensweisen zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit von verkehrsfliichenburtigen Feststoffen identifiziert.

Die hdufigste Methode sind Absetzversuche mit realen Abflussproben (FA). Aufgrund unbekannter Probenzusammensetzung (Einfluss der Lagerdauer, PSD, Feststoffkonzentration) sind Riickschlusse auf das Absetzverhalten unterschiedlicher Standorte schwierig. Ergebnisse unterschiedlicher Messmethoden zur Sinkgeschwindigkeitsbestimmung variieren auBerdem stark.

Die zweite Herangehensweise zur Ermittlung der Sinkgeschwindigkeiten ist die Nutzung des Wissens um die PartikelgruBenverteilung von FA. Dabei werden die weiteren fur die Sinkgeschwindigkeit relevanten Parameter Dichte und Form von Partikeln als konstant angenommen und die Sinkgeschwindigkeit nach Formeln von Stokes berechnet. Es wird also je nach zugrundeliegender Definition der PartikelgruBe (z. B. Siebmaschenaquivalent, Laserbeugungsaquivalent, u. a.) auf ein Sinkgeschwindigkeitsaquivalent von Partikeln geschlossen. Obwohl der Parameter PartikelgruBe in der Formel der Sinkgeschwindigkeit von Partikeln nach Stokes und anderen semiempirischen Formeln quadratisch eingeht, ist unklar, ob die Kenntnis der PartikelgruBenverteilung ausreicht, um die Sinkgeschwindigkeit von FA rechnerisch zu ermitteln.

Die Limitierungen dieser beiden Methoden zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit soll mit einem neu entwickelten Verfahren iiberwunden werden. Mit der Entwicklung einer Labormethode zur Messung der Sinkgeschwindigkeit soll die Bewertung der iibertragbarkeit der PartikelgruBenaquivalente auf Sinkgeschwindigkeitsaquivalente ermoglicht werden. AuBerdem sollen weitere KenngruBen wie Dichte, GV oder Schwermetalle im Hinblick auf das Absetzverhalten bewertet werden.

Hierzu wurde zunachst ein Verfahren zur Herstellung konstanter Messproben demonstriert (Kapitel 4.5.1) und die entwickelte Labormethode beschrieben (Kapitel 4.5.2). Der untersuchte Einfluss methoden- und anwendungsspezifischer Randbedingungen auf das Laborverfahren wird in Anhang 12 beschrieben und in Kapitel 4.5.3 in der Methodenvalidierung zusammengefasst.

4.5.1 Herstellung von Untersuchungsmaterial

Um das Absetzverhalten verschiedener Materialien und absetzrelevante KenngruBen (Organik, Dichte) vergleichen zu konnen, wird die massenanteilige PartikelgruBenverteilung fur alle Versuche konstant gesetzt. Um zu Aussagen des Absetzverhaltens von FA zu gelangen, wurden deshalb FD-Siebfraktionen in Feststoffanteilen einer moglichen FA-PSD zusammengesetzt. Die so erzeugte Messprobe wird FD_{FA-PSD} genannt. Die prozentualen Feststoffanteile der gewahlten FD_{FA-PSD} -Zusammensetzung sind in Tabelle 4.3 aufgefuhrt.

Tabelle 4.3: Messprobenzusammensetzung für Absetzversuche – Feststoffanteile nach Siebfraktionen

Siebfraktionsnummer	Siebfraktion (μm)	Feststoffanteil (%)
7	200-250	4
6	160-200	6
5	125-160	12
4	100-125	8
3	63-100	21
2	40-63	15
1	< 40	34

Die Auswahl einer repräsentativen PSD wird anhand der Literaturstudie begründet (Kapitel 3.2.2.1). Es wurde gezeigt, dass die PSD in den FA tendenziell feiner ist als in den FD. Die gewählte PSD für Absetzversuche liegt im mittleren Bereich (< 250 μm , < 63 μm = 49 % Feststoffanteil) der in der Literatur gefundenen PSDs von FA. Für die FD_{FA-PSD} -Zusammensetzung wurde eine eher feine PSD ausgewählt, da diese hinsichtlich ihrer langsameren Absetzbarkeit für die Behandlungsanlagen die größte Herausforderung darstellt. Größere Partikelgrößenanteile wurden seltener in den FA gefunden. Dies könnte zum einen daran liegen, dass sie tatsächlich nicht zum Abfluss kommen (Zhao et al. 2018b), zum anderen daran, dass sie möglicherweise durch Probenehmer nicht erfasst werden können (Selbig et al. 2012) oder bereits durch die Straßenreinigung beseitigt werden konnten (Stone und Marsalek 1996; Sartor und Boyd 1972; Amato et al. 2010). Die Feststoffe < 250 μm sind außerdem prominent, da sie mehr als 60 % der potenziellen Schwermetallfracht von FD auf der Straße enthalten (Zhao et al. 2009; Zafra-Mejía et al. 2018). Daher sind sie auch bezogen auf die enthaltenen Schadstoffe besonders relevant. Weiterhin entspricht die Zusammensetzung auch dem in Deutschland für die Prüfung der Leistungsfähigkeit dezentraler Behandlungsanlagen eingesetzten Quarzmehl Millisil® W4 mit einer Dichte von 2,65 g/cm^3 (Hersteller: Quarzwerke GmbH, Haltern; eingetragene Marke, nachfolgend zur verbesserten Lesbarkeit Millisil W4 bezeichnet). Millisil W4 wurde für die methodischen Untersuchungen als Referenzmaterial verwendet.

Zur Herstellung einer Messprobe werden die durch Siebung hergestellten Siebfraktionen der Materialien an der Feinwaage nach den definierten Feststoffanteilen eingewogen. Die gewählten Untersuchungsvarianten mit variierenden Feststoffmassen werden weiter unten beschrieben.

4.5.2 Beschreibung der Labormethode

Für die Absetzversuche wurde eine Messapparatur ausgewählt, bei der eine Bilanzierung der eingesetzten Feststoffmassen möglich ist und als Messwerte diskrete Sinkgeschwindigkeitsfraktionen erzeugt werden. In den Sinkgeschwindigkeitsfraktionen werden dann weitere Kenngrößen (Dichte, GV, Schwermetalle) gemessen. Aus diesem Grund wurde ein Überschichtungsverfahren nach Brombach et al. (1992) in Absetzsäulen gewählt und für die Anforderungen der Messungen modifiziert.

Die eingesetzten Säulen wurden aus Glas in einem Stück mit Börtelrand gefertigt und in ein Gestell eingehängt (Abbildung 4.4). Die Abmessungen der Glassäule entsprechen einem Innendurchmesser von 50 mm, einer Höhe von 800 mm, davon trichterförmig 200 mm bis zu einem Durchmesser von 10 mm. Die Säulen fassen entsprechend ein Füllvolumen von 1300 ± 50 ml bis 20 mm unterhalb des Börtelrandes. Im ursprünglichen Versuchsaufbau wurden die Feststoffe in einem Imhoff-Trichter vorsedimentiert oder über einen Schiebemechanismus in die Säule überführt. Auf diese Weise ist es nicht möglich, die Partikelkollektive ohne hohe Verluste in die Säule zu überführen, da viele Feststoffe in der Vorlagekammer zurückbleiben. Aus diesem Grund wurde ein Trichter (Material: Polytetrafluorethylen) mit einem Stopfen als Vorkammer implementiert (Wong und Piedrahita 2000). Die Trichterspitze liegt etwa 20 mm unter der Wasseroberfläche. Das entspricht im Versuchsablauf einer Sinkhöhe von 760 mm.

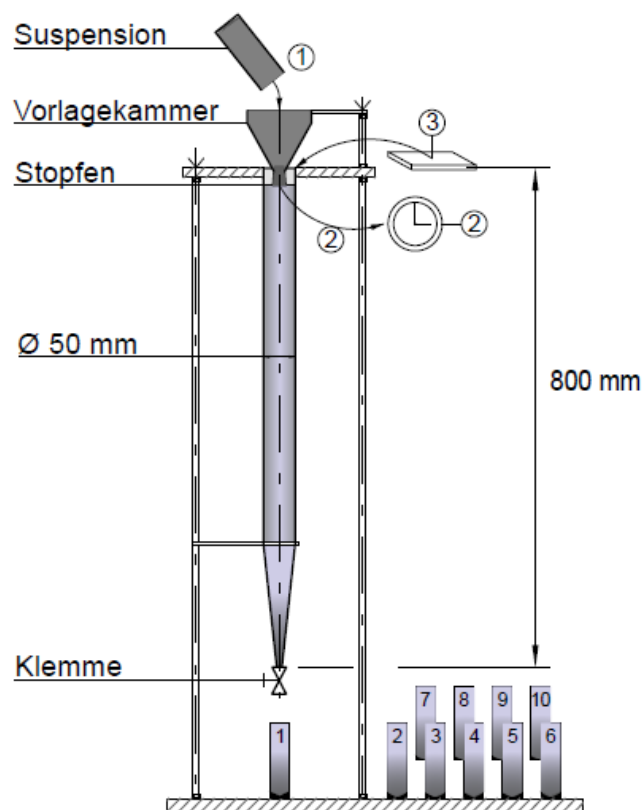


Abbildung 4.4: Schematische Darstellung der Sedimentationsapparatur (übersetzt nach Gelhardt et al. (2017))

Nach Versuchsstart werden die Sinkgeschwindigkeitsfraktionen am Säulenende zu bestimmten Messzeitpunkten über die Klemme entnommen. Durch den gewählten Messzeitpunkt wird die Sinkgeschwindigkeit ($V_s \geq x$ m/h) der Sinkgeschwindigkeitsfraktion als lineare Funktion des Verhältnisses der Sinkhöhe zur Zeit (m/h) ermittelt. Der Messzeitpunkt nach einer Stunde entspricht beispielhaft einer Sinkgeschwindigkeit von 0,76 m/h. Der Wasserpegelabfall nach jeder Probenahme und damit der reduzierte Absetzweg wird nach der Formel von Wong und Piedrahita (2000) bei der Berechnung der Sinkgeschwindigkeit berücksichtigt und beträgt für dieses Beispiel

0,74 m/h. Die gewählten Messzeiten werden weiter unten unter Untersuchungsvarianten vorgestellt.

Messdurchführung

Die Absetzsäulen wurden zur Temperierung am Vortag der Messung mit entionisiertem Wasser bis 20 mm unterhalb des Börtelrandes gefüllt (Temperatur: Methodenvvalidierung Variante 1, $21\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$, Messkampagne Variante 2 Temperierung in Klimakammer $21\text{ °C} \pm 0,1\text{ °C}$). Am Messtag wird die Masse des Säuleninhalts, Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert vor und nach der Versuchsdurchführung dokumentiert. Zu Messbeginn wird die eingewogene Messprobe in einem Reagenzglas mit ca. 10 ml entionisiertem Wasser aufgeschüttelt und 30 Sekunden auf einem Vortexrührer (Phoenix Instrument RS-VA 10) in homogene Suspension gebracht. Die Suspension wird ohne Zeitverzug in den Vorlagetrichter gefüllt. Rückstände werden mit einer Spritzflasche überführt. Die Trichterspitze liegt unterhalb des Wasserspiegels (ca. 20 mm). Der Versuch wird umgehend (innerhalb von zwei Minuten) gestartet, indem der Stopfen gezogen und zeitgleich ein Timer gestartet wird (2). Am Trichterrand haftende Partikel werden sofort mit einer Spritzflasche abgespült. Um eine Kontamination von außen zu verhindern, wird die Säule mit einem Deckel (3) abgedeckt. Je Messzeitpunkt wird eine Sinkgeschwindigkeitsfraktionsprobe (etwa 10 ml) durch Öffnen der Klemme in ein Probenröhrchen aufgenommen.

Die jeweiligen Messzeitpunkte der beiden Untersuchungsvarianten werden unten beschrieben. Am Ende des Versuchs werden der Säulenrückstand gewogen und die Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert dokumentiert. Die gewonnenen Sinkgeschwindigkeitsfraktionen in den Probenröhrchen und die verbleibenden Feststoffe in der Säule werden analog zur AFS-Bestimmung mit Cellulosenitratfiltern (Sartorius, Typ: 113, Partikelrückhalt: $0,45\text{ }\mu\text{m}$) filtriert. Für Messungen in entionisiertem Wasser werden die entnommenen Proben direkt im Probenröhrchen eingedampft. Die Vergleichbarkeit der Messergebnisse zwischen Filtration und Eindampfen wurde überprüft. Aufgrund der besonders niedrigen Leitfähigkeiten in den Säulen nach Versuchsende ist der Einfluss gelöster Bestandteile als sehr gering einzustufen.

Untersuchungsvarianten

Für die Versuche wurden zwei Untersuchungsvarianten verfolgt (Tabelle 4.4).

Tabelle 4.4: Untersuchungsvarianten für Absetzversuche

	Variante 1 (Methodenvalidierung, Kap. 4.5.3)	Variante 2 (Messprogramm, Kap. 5.3)
Versuchsparameter	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 2 g-Messprobe FD_{FA-PSD} ▪ 10 Messzeiten (30 Sek. – 4 Std. $\approx V_s$ 90,9-0,2 m/h) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 0,5 g-Messprobe FD_{FA-PSD} ▪ Sinkgeschwindigkeitsschnitt bei V_s 11 m/h (4 Min)
Darstellung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Akkumulierte Durchgangssummenkurve abgesetzter Feststoffanteile $\geq x$ m/h (%) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Messwerte Feststoffanteile $V_s \geq$ und < 11 m/h (%)
Vorteil	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Größere Bandbreite an Sinkgeschwindigkeiten abbildbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Absetzverhalten im Bereich realer FA-Konzentrationen (0,385 g/l) ▪ Untersuchung von weiteren Kenngrößen möglich (Schwermetalle u.a.) ▪ Vergleichbarkeit mit Partikelgrößenäquivalent ($d < 63 \mu\text{m}$)
Nachteil	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hohe Inputmassen notwendig, entspricht nicht realem Konzentrationsbereich von FA ▪ Geringe Massen in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen erschweren Messung von Kenngrößen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Weniger Messpunkte im Vergleich zu Variante 1

Für die Methodenvalidierung wurden Absetzversuche nach Variante 1 mit zehn Messzeitpunkten und 2 g-Messproben in FD_{FA-PSD} -Zusammensetzung durchgeführt. Es wurden zunächst analog zu Brombach et al. (1992) zehn Messzeitpunkte anhand der zu erwarteten Sinkgeschwindigkeitsbereiche für die eingesetzten Partikelgrößenverteilung ($< 250 \mu\text{m}$) von 30 Sekunden, 1, 2, 4, 8, 16, 32 Minuten, 1, 2 und 4 Stunden gewählt. Diese Messzeitpunkte entsprechen Sinkgeschwindigkeiten V_s von $\geq 90,9$, $\geq 45,3$, $\geq 22,6$, $\geq 11,3$, $\geq 5,6$, $\geq 2,8$, $\geq 1,4$, $\geq 0,7$, $\geq 0,4$ und $\geq 0,2$ m/h. Der Vorteil dieses Messschemas ist die Möglichkeit, die Ergebnisse als akkumulierte Durchgangssummenkurve abgesetzter Massen mit einer großen Bandbreite an Sinkgeschwindigkeiten darzustellen. Die Inputmasse von 2 g ist notwendig, damit für die einzelnen Sinkgeschwindigkeitsfraktionen eine auswägbare Masse von mindestens 10 mg erreicht wird. Die dadurch entstehende hohe Feststoffkonzentration von 1,54 g/l in der Säule reduziert jedoch die Vergleichbarkeit mit Feststoffkonzentrationen in realen Abflüssen (AFS-Erwartungswerte: 0,2 g/l, (DWA-A 102 - Entwurf 2016)). Aufgrund der geringen Feststoffmassen pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion können außerdem keine weiteren Kenngrößen (Dichte, GV, u. a.) darin gemessen werden.

Aus diesem Grund wurde das Verfahren für Vergleichsversuche modifiziert (Variante 2). Die Messprobe wurde von 2 auf 0,5 g in FD_{FA-PSD} -Zusammensetzung reduziert. Die Feststoffkonzentration in der Säule liegt dann mit 0,385 g/l im Bereich möglicher Feststoffkonzentrationen in FA. Der Versuch bildet ein mögliches Szenario

ab. Weiter wurden die Messhäufigkeiten reduziert auf einen Messzeitpunkt bei 4 Minuten. Dieser Messzeitpunkt entspricht einem Sinkgeschwindigkeitsschnitt der Feststoffanteile in $V_s \geq 11$ m/h und < 11 m/h. Die so gewonnenen Feststoffmassen sind für die Messung weiterer Kenngrößen (mind. 170 mg je Sinkgeschwindigkeitsfraktion) ausreichend. Die Sinkgeschwindigkeitsfraktion $V_s < 11$ m/h entspricht rechnerisch in etwa einem Partikelgrößenäquivalent von $d < 63$ μm (nach der Formel für Sinkgeschwindigkeiten in Sedimenten, 2,65 g/cm³ bei 21 °C (Jiménez und Madsen 2003)). Da der Feststoffanteil je Siebfraktion in jeder Probe konstant ist, kann der Anteil $d < 63$ μm dem theoretischen Sinkgeschwindigkeitsäquivalent $V_s < 11$ m/h gegenübergestellt werden. Durch den Vergleich dieser beiden Größen kann nachgewiesen werden, in welchem Ausmaß die Partikelgröße für die Absetzbarkeit entscheidend ist. Bei konstanter Partikelgröße kann außerdem der Einfluss weiterer absetzrelevanter Kenngrößen und der Verbleib der Schwermetalle untersucht werden. In den beiden gewonnenen Sinkgeschwindigkeitsfraktionen werden neben der Ermittlung der Feststoffanteile weitere Kenngrößen wie Dichte, GV und die Schwermetalle Pb, Cu und Zn gemessen.

Qualitätssicherung

Die Massenbilanz wird für jeden Versuch dokumentiert. Hierfür wird die eingewogene Probenmasse M_0 (z. B. 2 g) mit der wiedergefundenen akkumulierten Masse der Sinkgeschwindigkeitsfraktionen $M_{SV} = \sum_i^n m_i$ und der Masse der Feststoffe in der Säule nach Versuchsende M_e verglichen. Versuche mit Wiederfindungsraten von $\frac{(M_{SV} + M_e)}{M_0} \times 100 < 90$ % entsprechend Verlusten ≥ 10 % werden verworfen. Verluste gehen nicht in die Berechnung der prozentualen Feststoffanteile mit ein. Um die statistischen Unsicherheiten zu reduzieren, wurden die Versuche möglichst in Dreifachbestimmung durchgeführt. Ergebnisse werden als Mittelwerte und als 1,96-fache Standardabweichung (95 %-Vertrauensintervall) als Whiskerbalken dargestellt. Die Messunsicherheiten der Methode liegen bei $\pm 3,6$ % Feststoffanteil. Bekannte systematische Unsicherheiten (bspw. der Wasserpegelabfall bei Probenahme) wurden direkt als Korrekturfaktor in die Versuchsauswertung integriert (JCGM 2008; Wellnitz und Gluscke 2005).

Der prozentuale Feststoffanteil wurde für Versuche der Variante 1 als akkumulierte Durchgangssummenkurve abgesetzter Feststoffanteile (%) V_s von $\geq 90,9$ bis 0,2 m/h auf einer logarithmisch skalierten Abszisse aufgetragen. Für Versuche der Variante 2 werden die Feststoffanteile (%) $V_s \geq$ und < 11 m/h als gepaarte Balkendiagramme oder bivariate Streudiagramme der Feststoffanteile $V_s < 11$ m/h und $d < 63$ μm im Vergleich zu variierenden gemessenen Kenngrößen (Dichte, GV, Schwermetalle) dargestellt. Das entwickelte Auswertungsschema wird in Kapitel 5.3.2 vorgestellt.

4.5.3 Methodvalidierung

An dieser Stelle werden die Ergebnisse der Methodvalidierung zusammengefasst. Die detaillierten Ergebnisse der methodischen Untersuchungen sind in Anhang 12 nachzulesen. Zur Methodvalidierung wurden Versuche unter Wiederholbedingungen an verschiedenen Labortagen mit dem Referenzmaterial Millisil W4 (Quarzmehl,

Dichte: 2,65 g/cm³) nach Variante 1 durchgeführt. Die Ergebnisse werden anhand der Leitlinien zur Methodvalidierung des Umweltbundesamtes bewertet (Wellnitz und Gluschke 2005). Außerdem wurden weitere physikalische, methoden- und anwendungsspezifische Randbedingungen auf das Absetzverhalten untersucht.

Einfluss physikalischer Randbedingungen

- Fluidtemperatur
- Feststoffkonzentration

Einfluss methoden- und anwendungsspezifischer Randbedingungen

- Säulenmaterial und -geometrie
- Rückstoß in die Säule durch die Probenentnahme
- Trocknungsart und -intensität der Feststoffe
- Kontaktzeit mit dem Fluid
- Variierende Fluide (entionisiertes Wasser zu synthetischem Verkehrsflächenabfluss)
- Absetzverhalten von einzelnen Siebfractionen

Das Absetzverhalten kann in empirischen Vergleichsversuchen sowohl von den physikalischen Randbedingungen (Fluidtemperatur, Feststoffkonzentration) als auch von methoden- und anwendungsspezifischen Randbedingungen (Säulenmaterial und -geometrie, Rückstoß in die Säule durch die Probenentnahme, Probentrocknung, Kontaktzeit und Fluidart) beeinflusst werden. Der Einfluss dieser Randbedingungen wurde untersucht. Die Erkenntnisse sind in der Labormethode integriert (Kapitel 4.5.2).

Zur Validierung einer Methode sollten die Kenngrößen Nachweis- und Bestimmungsgrenze, Richtigkeit, Mess- und Methodenpräzision, Messunsicherheit, Linearität und Robustheit überprüft werden (Wellnitz und Gluschke 2005).

Die Nachweis- und Bestimmungsgrenze wird für dieses Verfahren aus den Normen der AFS-Bestimmung entnommen, da für diesen Versuchsaufbau ebenfalls die Feststoffbestimmung im Zentrum des Messablaufs steht (DIN 38409-2 1987; DIN EN 872 2005). Nach DIN EN 872 (2005) wird von einer Nachweisgrenze von 2 mg ausgegangen. Der optimale Messbereich wird zwischen 5 und 50 mg angegeben. Nach DIN 38409-2 (1987) wird eine Bestimmungsgrenze von 20 mg pro Filter festgelegt. Baum et al. (2018) schlagen eine Bestimmungsgrenze von 10 mg pro Filter vor. Diese wird für diese Arbeit als Bestimmungsgrenze pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion festgelegt. Um die minimale Masse pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion zu bestimmen, wurden die Versuche in Messproben zu je 0,15, 0,25, 0,5, 1, 2, 4, 6 und 8 g in FD_{FA-PSD}-Zusammensetzung durchgeführt. Der Versuch mit 2 g-Messproben lieferte mind. 20 mg pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion mit entsprechend geringen Standardabweichungen bei Messwiederholungen (Tabelle 4.5).

Der gleiche Versuch mit 0,5 g- und 1 g-Messproben lieferten vergleichbar geringe Standardabweichungen mit mindestens 5 mg für jede Sinkgeschwindigkeitsfraktion. Für die Versuche mit 0,15 g- und 0,25 g-Proben konnten die konstant niedrigen Standardabweichungen unter Wiederholbedingungen nicht eingehalten werden. Messproben mit

4,0, 6,0 und 8,0 g wiesen ebenfalls eine ausreichende Probenmasse aus. Versuche mit Probenmengen $< 0,5$ g sollten für Versuche der Variante 1 ausgeschlossen werden. Für Versuche der Variante 2 mit 0,5 g-Proben und einer Messzeit nach 4 Minuten (V_s 11 m/h) ist die Bestimmungsgrenze unkritisch, da mindestens 170 mg pro Filter gemessen wurden. Die nach DIN EN 872 (2005) vorgeschlagene Nachweisgrenze von 2 mg wurde in jedem Versuchsetup erreicht.

Die Richtigkeit einer Methode wird üblicherweise durch die Verwendung von Referenzmaterialien mit bekannten Messbereichen oder dem Vergleich mit einer anderen validierten Methode bestimmt (Wellmitz und Gluschke 2005). Ein Vergleich mit einer anderen validierten Methode führt aufgrund unterschiedlicher hydraulischer Gegebenheiten, Messprinzipien (Homogenes Suspensions-/Überschichtungsverfahren) aber nicht zu vergleichbaren Ergebnissen (Aiguier et al. 1996). Da dieses Verfahren gewählt wurde, um Vergleichsversuche unterschiedlicher Materialien durchzuführen, erscheint die Bewertung von Referenzmaterialien zielführender. Aufgrund der starken Beeinflussung von Absetzversuchen durch Schwarm- und Konzentrationsunterschiede gibt es kein Referenzmaterial, das die theoretischen Sinkgeschwindigkeiten von Einzelpartikeln abbilden kann. Durch die Versuche mit zunehmenden Feststoffkonzentrationen wurde gezeigt, dass im Bereich geringer Konzentrationen (0,15-0,5 g-Messproben in FD_{FA-PSD} -Zusammensetzung) der erwartete Messbereich theoretischer Sinkgeschwindigkeiten angenähert wird. Insbesondere zum Start des Versuchs sind außerdem aufgrund der hohen Feststoffkonzentration der Suspension am Säuleneingang (etwa 40 g/l bei 2 g-Messproben) im Überschichtungsverfahren eine hohe Turbulenz und Dichteströmungen mit beschleunigender Wirkung zu beobachten. Der Partikelschwarm verteilt sich innerhalb von ein bis zwei Minuten über die Säule. Man geht dann von laminarem Absetzverhalten aus. Die Beobachtung dieser starken Beschleunigung zu Versuchsbeginn konnte auch durch die Ergebnisse der Versuche zu variierenden Feststoffkonzentrationen gezeigt werden. Mit zunehmender Messprobenmasse von 0,15 bis 8,0 g steigt die Absetzkurve zu Versuchsbeginn zunehmend steiler an. Mit zunehmender Versuchsdauer gleichen sich die abgesetzten Massen wieder an und nähern sich zu Versuchsende asymptotisch. Die Abweichung der Sinkgeschwindigkeiten bei zunehmender Feststoffkonzentration sonst gleicher Bedingungen beim Vergleich von Versuchen ist zu beachten.

Die Mess- und Methodenpräzision wurde durch Wiederholungsmessungen (je $n = 3$) an drei verschiedenen Tagen durch denselben Anwender im selben Labor bewertet. Sie wird als empirische Standardabweichung für die Messpräzision s_t zwischen Messserien und Methodenpräzision s_{Meth} über die gesamte Messreihe angegeben (Wellmitz und Gluschke 2005) (Tabelle 4.5). Die Berechnung ist Anhang 14 zu entnehmen.

Tabelle 4.5: Mess- und Methodenpräzision der Absetzversuche Variante 1 mit Millisil W4 (2 g-Messprobe in FD_{FA-PSD}) als 95 %-Vertrauensbereich ($1,96*SD$)

Messzeit	Vs (m/h)	Messpräzision $1,96*s_t$ (%)	Messpräzision $1,96*s_t$ (% , relativ)	Methodenpräzision $1,96*s_{Meth}$ (%)	Methodenpräzision $1,96*s_{Meth}$ (% , relativ)
30 Sek.	90,90	3,2	24,6	2,7	21,4
1 Min.	45,30	2,9	8,7	2,9	8,7
2 Min.	22,58	3,6	7,1	3,4	6,8
4 Min.	11,25	3,4	5,3	3,2	5,1
8 Min.	5,61	2,6	3,6	2,4	3,3
16 Min.	2,79	2,2	2,7	2,1	2,6
32 Min.	1,39	1,9	2,2	1,7	2,0
1 Std.	0,74	1,9	2,1	1,5	1,7
2 Std.	0,37	2,1	2,3	1,6	1,7
4 Std.	0,18	1,7	1,8	1,5	1,6

Die absolute Mess- und Methodenpräzision entspricht derselben Einheit wie der Messwert und kann somit als 95 %-Vertrauensbereich ($1,96$ -fache Standardabweichung) auf Messwerte übertragen werden. Die absoluten Messwertabweichungen schwanken zwischen $\pm 1,7$ und $\pm 3,6$ % für die Messpräzision und zwischen $\pm 1,5$ und $\pm 3,4$ % für die Methodenpräzision. Die relative Mess- und Methodenpräzision ist der relative Anteil vom Messwert. Insbesondere der Messwert nach 30 Sek. (90,9 m/h) unterliegt besonders hohen Streuungen bis zu 25 % um den Mittelwert der Mehrfachbestimmungen. Das liegt daran, dass der Versuchstart und die nachfolgende Messung innerhalb kürzester Zeit erfolgen müssen. Dieser Zeitpunkt der Versuchsdurchführung ist sehr fehleranfällig. Der Versuch sollte anhand dieser Erkenntnisse für den Versuchsaufbau auf Sinkgeschwindigkeiten $V_s < 45,3$ m/h beschränkt werden, was einem Messzeitpunkt nach frühestens einer Minute entspricht. Dies würde die vergleichsweise hohen Abweichungen reduzieren. Für die Messbereiche der Probenmassen konnte zwischen 0,5 und 2,0 g eine vergleichbare Präzision erreicht werden.

Die kombinierte Messunsicherheit besteht nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz aus der Messpräzision und der Wiederfindung (Richtigkeit) der Methode (Wellnitz und Gluschke 2005). Da für diese Methode die Richtigkeit aufgrund des Schwarmverhaltens der Partikel nur angenähert werden kann, wird die Messpräzision s_t als Messunsicherheit angenommen – mit der Einschränkung, dass die Absetzversuche nur im relativen Vergleich bei kleiner Massenkonzentration und Partikelgrößenanteile vergleichbar sind. Unter Wiederholbedingungen wird von einer maximalen Messunsicherheit von $\pm 3,6$ % abgesetztem Massenanteil ausgegangen (95 %-Vertrauensbereich). In diesem Zusammenhang wurde auch der Einfluss abweichender Fluidtemperatur auf das Absetzverhalten berechnet. Temperaturabweichungen von 1 bis 2 °C ziehen nach theoretischen Überlegungen maximale Massenabweichungen von weniger als einem Prozent der Feststoffanteile nach sich. Diese liegen innerhalb der 95 %-Vertrauensbereiche der Messunsicherheit und sind daher nicht messbar.

Die Robustheit wurde durch die Wiederholbarkeit über längere Zeiträume (siehe Präzision) gezeigt. Die Linearität des Verfahrens wurde mit zunehmender Feststoffkonzentration von 0,15- bis 8,0 g-Messproben überprüft. Aufgrund des Einflusses der Feststoffkonzentration auf das Absetzverhalten ist eine Linearität nicht gegeben. Vielmehr ist das Verfahren auf Vergleiche gleicher Feststoffkonzentration vorzugsweise im Messbereich zwischen 0,5 und 2,0 g eingeschränkt.

Weitere methodenbezogene Randbedingungen wurden für den Versuchsaufbau und die Feststoff- und Fluideigenschaften untersucht.

Bezogen auf den Versuchsaufbau konnte gezeigt werden, dass die Säulengeometrie mit unterschiedlichen Trichtergeometrien leicht abweichendes Absetzverhalten zeigt. Der Unterschied ist aber im Bereich der 95 %-Vertrauensbereiche statistisch nicht signifikant. Bei höheren Trichterstrecken wurde leicht höheres Absetzverhalten beobachtet. Weiterhin wurden die Versuchsvarianten 1 (10 Messzeiten) und 2 (nur eine Messzeit) hinsichtlich des Einflusses der Probenahme (Wasserpegelabfall und Rückstoß in die Säule) geprüft. Es konnte keine systematische Auswirkung auf die abgesetzte Masse auf Basis eines Probenentnahmeeffektes durch Rückstoß beobachtet werden. Durch die Reduzierung des Standardversuches von 2 g-Messproben über einen Messzeitraum von vier Stunden auf den Versuch Variante 2 mit 0,5 g-Messproben und einer Messzeit bei 4 Minuten stellten sich keine systematischen Messfehler ein. Der Sieberfolg wurde mit Sedimentationsversuchen mit den jeweiligen Einzelfraktionen überprüft. Sowohl das Referenzmaterial Millisil W4 als auch ein reales Material sedimentierten als einzelne Siebfraktionen (< 40, 40-63, 63-100, 100-125, 125-160, 160-200, 200-250 μm) überschneidungsfrei. Das bedeutet, dass keine signifikanten Über- oder Unterkornanteile in den Siebfraktionen zu erwarten sind. Für die Herstellung der Messprobe aus den Einzelfraktionen in die FD_{FA-PSD} -Zusammensetzung ist hinsichtlich der Siebfraktionen mit konstanten Partikelgrößenverteilungen zu rechnen. Aufgrund des Schwarmverhaltens von Partikelkollektiven im Absetzprozess, insbesondere des variierenden Verhältnisses zwischen dem Kleinst- zum Größtkorn, kann aus dem Absetzverhalten von Einzelfraktionen nicht auf das Verhalten einer Mischung der Siebfraktionen geschlossen werden.

Bezogen auf die Untersuchungsmatrix wurde außerdem der Einfluss der Trocknungstemperatur der Messproben, der Kontaktzeit mit dem Fluid sowie des Fluids selbst untersucht.

An zwei Materialien wurde gezeigt, dass die Trocknung der Feststoffe vor dem Versuch unter atmosphärischen Standardbedingungen (Lufttrocknung, 40 °C, 70 °C, 105 °C) keinen Unterschied auf die Zusammensetzung und das Absetzverhalten der Proben hat. Die Trocknung mittels Gefriertrocknung führte für ein Material zu abweichendem Absetzverhalten. Dieser Unterschied war statistisch signifikant. Diese Trocknungsart entspricht nicht normalen atmosphärischen Bedingungen, daher wurden die Feststoffe aufgrund der Vergleichbarkeit aller anderen Trockenbedingungen bei 105 °C getrocknet.

Für ein Material wurde der Einfluss der Kontaktzeit (2 Minuten und 24 Stunden) auf das Absetzverhalten überprüft. Die Probe, die 24 Stunden im Wasser eingeweicht wurde, sedimentierte schneller als die Probe, die direkt nach dem Aufschlännen abgesetzt wurde. Im Bereich von Absetzzeiten bis $V_s \geq 1,4$ m/h ist dieser Unterschied nicht statistisch signifikant. Für die langsameren Anteile $V_s < 1,4$ m/h bis 0,2 m/h ist der Unterschied statistisch signifikant. Dies entspricht rechnerisch Sedimentpartikeln $< 25 \mu\text{m}$. Der geringe Effekt wird für die weiter genutzte Variante 2 mit einem Sinkgeschwindigkeitsschnitt $V_s \geq$ und < 11 m/h als nicht relevant eingestuft.

Der Unterschied des Absetzverhaltens in destilliertem Wasser und synthetischem Verkehrsflächenabfluss (pH 7) war ebenfalls bis $V_s \geq 1,4$ m/h (Millisil W4) respektive $V_s \geq 2,8$ m/h (FD-Material) nicht statistisch signifikant. Für den Bereich langsamer Sinkgeschwindigkeiten setzt sich sowohl Millisil W4 als auch das reale Material schneller im synthetischen Abfluss ab.

Ebenso wie für die Kontaktzeit werden diese Unterschiede für den wesentlichen Messbereich als vernachlässigbar eingestuft. Denn anhand dieser Erkenntnisse stellen die Versuche unter Laborbedingungen in langsamen Sinkgeschwindigkeiten ohne Kontaktzeit und in destilliertem Wasser den Worst Case dar, da sie unter realen Bedingungen (beispielhaft in Behandlungsanlagen) bei höherer Kontaktzeit und in Verkehrsflächenabfluss nach diesen Erkenntnissen gegebenenfalls schneller sedimentieren.

4.6 Auswertung der Ergebnisse

4.6.1 Statistische Auswertung

Die Ergebnisse werden statistisch mit der Software SPSS Statistics 26 von IBM ausgewertet und dargestellt, jene von Untersuchungen mit großen Stichprobenumfängen (i. d. R. $n \geq 30$) mit Boxplots (Abbildung 4.5).

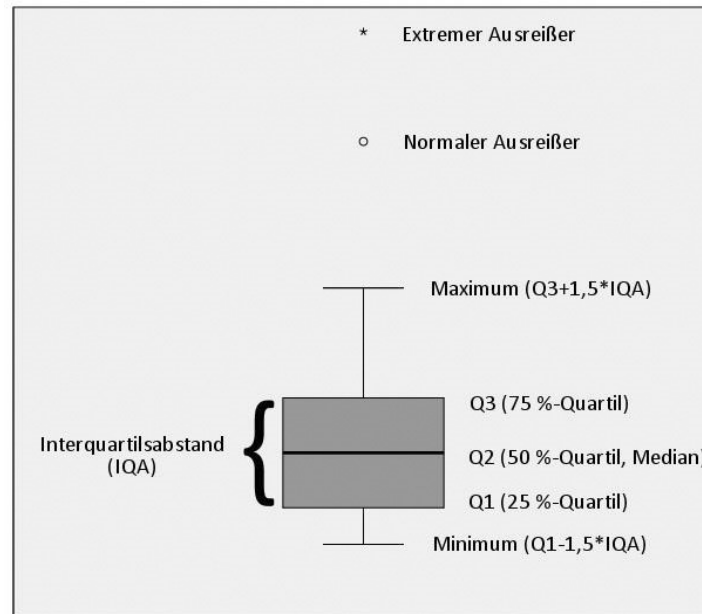


Abbildung 4.5: Beispiel eines Boxplots mit Whiskerbalken

Die Darstellung der Ergebnisse als Boxplot-Diagramm ermöglicht eine Einordnung der Werte nach robusten Lage- und Streuungsmaßen. Die Box stellt das 25 %-Quartil (Beginn der Box) und 75 %-Quartil (Ende der Box) dar. Der fett gezeichnete Balken innerhalb der Box ist das 50 %-Quartil (Median). Der Interquartilsabstand (IQA) der Box stellt alle Werte dar, in dem sich die mittleren 50 % der Daten befinden. Dabei bedeuten die Antennen („Whisker“) die Werte im 1,5-fachen Interquartilsabstand und somit den Bereich, in dem die meisten Daten liegen. Ausreißer darüber hinaus werden als einzelne Punkte dargestellt. Normale Ausreißer sind mit Kreisen (zwischen 1,5- und 2,5-fachem IQA) und extreme Ausreißer mit Sternen ($> 2,5$ -facher IQA) markiert.

Die Daten wurden grafisch (Histogramm, Q-Q-Diagramme) und analytisch (Shapiro-Wilk-Test) auf Normalverteilung überprüft. Die Daten sind überwiegend nicht normalverteilt, dies trifft in der Regel auch auf Daten aus Abfluss- (Mosley und Peake 2001) und Bodenuntersuchungen (Horstmeyer et al. 2016) zu. Stichproben mit kleinerem Umfang ($n < 30$) werden daher mit nicht parametrischen Tests untersucht. Für Stichproben mit $n \geq 30$ kann mit parametrischen Tests gerechnet werden, da basierend auf den Annahmen des zentralen Grenzwertsatzes unabhängig von der Verteilung der Daten die Mittelwerte der Daten einer Stichprobenverteilung annähernd normalverteilt sind (Field 2013).

Für die Darstellung von Zusammenhängen bivariater, mindestens intervallskalierter Kenngrößen wird sowohl der parametrische Test nach Pearson als auch der nicht parametrische Test nach Spearman (Rangorderkorrelation) verwendet. Es wird der Korrelationskoeffizient r als Maß für den Grad des linearen Zusammenhangs angegeben. Die Überschreitungswahrscheinlichkeit (p -Wert) muss das Signifikanzniveau α bei 0,05 unterschreiten, um als statistisch signifikant eingestuft zu werden.

Um die Art des bivariaten Zusammenhangs zu bewerten, werden Streudiagramme und lineare Regressionsanalysen genutzt. Hier wird überprüft, ob eine abhängige Variable

y durch eine unabhängige Variable x in einem linearen Modell in Form einer Regressionsgerade $\hat{y} = a + bx$ vorhergesagt werden kann. Die Gerade, die die Daten am besten abbildet, wird über die Methode der kleinsten Quadrate ermittelt. Das Bestimmtheitsmaß R^2 (zwischen 0 und 1) gibt als Kennzahl der Anpassungsgüte an, welcher Anteil der Streuung durch die Regressionsgerade erklärt werden kann. Die Voraussetzungen für das Modell wurden über die Regressionsdiagnostik der Residuen überprüft (Eid et al. 2017).

Mittelwertunterschiede unabhängiger Variablen zu kategorialen Faktoren (bspw. Jahreszeit) werden mit dem Kruskal-Wallis-Test ausgewertet. Der Globaltest gibt an, ob innerhalb einer Gruppe statistisch signifikante Unterschiede bestehen. Für die Bewertung, welche Gruppen sich unterscheiden, wird ein Post-hoc-Test (Dunn-Bonferroni-Test) durchgeführt (Eid et al. 2017). Die Effektstärke zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse errechnet sich aus den standardisierten z-Werten (Erwartungswert 0, Varianz 1) aus der Teststatistik und der Anzahl in den verglichenen Gruppen als $r = \frac{|z|}{\sqrt{n}}$ (Field 2013). Die Standardisierung der Stichproben macht unterschiedlich verteilte Zufallsvariablen vergleichbar.

4.6.2 Berechnung von massengewichteten Konzentrationen und Substanz(en)anteilen

Nachfolgend werden Berechnungen für die Ermittlung von Substanz(en)anteilen und Abflusskonzentrationen bekannter Massenanteile aus Partikelgrößenverteilungen und Stoffmengenkonzentrationen aus Siebfraktionen vorgestellt.

Berechnung der massengewichteten Substanz(en)anteile (%)

Die Stoffmengenkonzentration einer Substanz (Schwermetalle, Organik, u. a.) pro Siebfraktion allein liefert keine Aussage über die massengewichteten Substanz(en)anteile (%) je Gesamtfracht der Messprobe. Der massengewichtete Substanz(en)anteil pro Siebfraktion wird nach Formel 4-2 berechnet (Sutherland 2003):

$$\text{Substanzenanteil} = \left[\frac{c_i \cdot \text{MA}_i}{\sum_{i=1}^n (c_i \cdot \text{MA}_i)} \right] * 100 \text{ [\%]} \quad 4-2$$

Dabei ist c_i die Schwermetallkonzentration in $\mu\text{g/g}$ und MA_i der prozentuale Massenanteil der Fraktion i innerhalb der Messprobe $< 250 \mu\text{m}$ (Summe = 100 %) und n die Anzahl Fraktionen (hier sieben Fraktionen $< 250 \mu\text{m}$). Ist also beispielsweise die Schwermetallkonzentration einer Siebfraktion sehr hoch, ihr Massenanteil an der Gesamtmasse aber gering, wird der prozentuale Substanz(en)anteil an der Gesamtfracht dennoch gering sein. Die massengewichteten Substanz(en)anteile in der Messprobe $\text{FD}_{\text{FA-PSD}} (< 250 \mu\text{m})$ sowie in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen ($V_s \geq$ und $< 11 \text{ m/h}$) werden auf diese Weise berechnet.

Berechnung der Stoffmengenkonzentration im Abfluss ($\mu\text{g/L}$)

Zur Bewertung der Vergleichbarkeit von Schwermetallkonzentrationen in realen Abflussproben mit den hergestellten Messproben $\text{FD}_{\text{FA-PSD}}$ wird anhand der Stoffmengenkonzentrationen und dem Massenanteil pro Siebfraktion, sowie einer

durchschnittlichen angenommenen AFS-Konzentration von 0,2 g/l (DWA-A 102 - Entwurf 2016) aus den sieben eingesetzten Siebfraktionen eine Abflusskonzentration nach Formel 4-3 berechnet:

$$\text{Abflusskonzentration} = \sum_{i=1}^n (c_i * MA_i) * 0,2 \text{ g/l } [\mu\text{g/l}] \quad 4-3$$

Dabei ist c_i die jeweilige Schwermetallkonzentration in $\mu\text{g/g}$ und MA_i der prozentuale Anteil innerhalb der Probe $< 250 \mu\text{m}$ (Summe = 100 %). Die berechnete Konzentration in der Testprobe wird dann mit der erwarteten Feststoffkonzentration im Abfluss multipliziert und ergibt die erwartete Konzentration ($\mu\text{g/l}$) in einem Verkehrsflächenabfluss in der hier eingesetzten Partikelgrößenverteilung aus den FD-Materialien.

5 Ergebnisse und Diskussion

Die Darstellung der Ergebnisse und die Diskussion sind zur Beantwortung der Forschungsfragen in drei Unterkapitel gegliedert.

1. Wie sind verkehrsflächenbürtige Feststoffe hinsichtlich ihrer absetzrelevanten Kenngrößen zusammengesetzt und wie wird die Zusammensetzung durch standortspezifische Randbedingungen beeinflusst?
 - Aufkommen, Feststoff- und organische Anteile in den FD (< 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm) und standortspezifische Randbedingungen (Kapitel 5.1)
 - absetzrelevanten Kenngrößen (Partikelgröße, -form, -dichte und organischer Anteil) in den Anteilen < 2 mm (Kapitel 5.2)
2. Wie ist der Zusammenhang zwischen dem Absetzverhalten von Feststoffen und an ihnen assoziierten partikulären Schwermetallen? (Kapitel 5.3)

Die Zusammenfassung der Ergebnisse ist am Ende jedes Kapitels zu finden.

5.1 Feststoffdepositionen und standortspezifische Randbedingungen

Bislang gibt es kein vergleichbares Messprogramm, das in den FD über mehrere Jahreszeiten hinweg und von verschiedenen Herkunftsflächen das Aufkommen und die absetzrelevanten Kenngrößen untersucht hat. Zur Bewertung des Einflusses standortspezifischer Randbedingungen (Vegetation, Jahreszeit, Verkehr, u. a.) auf Feststoffeinträge und ihre Zusammensetzung wurde zunächst das Aufkommen und die vorfraktionierten Verteilungen (< 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm) hinsichtlich Massen- und organischen Anteilen gemessen und statistisch bewertet (dieses Kapitel). Der besonders dominierende Massenanteil < 2 mm wurde dann hinsichtlich absetzrelevanter Kenngrößen wie Dichte und Form vertiefter untersucht (Kapitel 5.2).

Die Probenahme von Feststoffen unterteilt sich in zwei Phasen (Abbildung 5.1). Die Untersuchungsstandorte wurden seit Sommer 2016 in unterschiedlichen Zeiträumen und Intensitäten beprobt. Zunächst wurden Probenahmen bis 0,5 m ab BK durchgeführt (2016 bis 2017, karierte Flächen), wobei darauf geachtet wurde, im gleichen Bereich der Fahrbahnhöhe zu bleiben (± 5 m). Ab Frühjahr 2018 wurden die zwei Flächen A und B im Straßenquerschnitt unterschieden in Rinne (0 bis 0,25 m ab BK) und Fahrbahnrand (0,25 bis 0,5 m ab BK) sowie eine Fläche C in Fahrbahnmitte (ca. 2-3 m ab BK) (blaue Flächen). Ab diesem Zeitpunkt wurden immer die gleichen Flächen beprobt. Zu jeder Probenahme wurden Datum, Trockenperiode, letzte Straßenreinigung, Probenahme-fläche, Trockenmasse, spezifische Massen (g/m^2), Massenanteile (< 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm) und organische Anteile (< 2, 2-4, 4-8 mm) dokumentiert (Anhang 16). Die Messwerte von Rinne und Fahrbahnrand (ab 2018, Fläche I + II) ergeben summiert (spezifische Massen) bzw. gewichtet (Massen- und organische Anteile) die Vergleichswerte für die karierte Fläche 0 bis 0,5 m ab BK der Vorjahre 2016 und 2017.

Kapitel 5.1.1

Probennahme 0-0,5 m ab
Bordsteinkante
(2016-2018), n=393

Kapitel 5.1.2

Erweiterte Probennahme ab
Bordsteinkante (ab 2018):
Probenfläche A und B unterteilt in
Abschnitt I: 0-0,25 m (Rinne, n=155)
Abschnitt II: 0,25-0,5 m
(Fahrbahnrand, n=154)
Probenfläche C: 1-1,5 m
(Fahrbahnmitte, n=52)

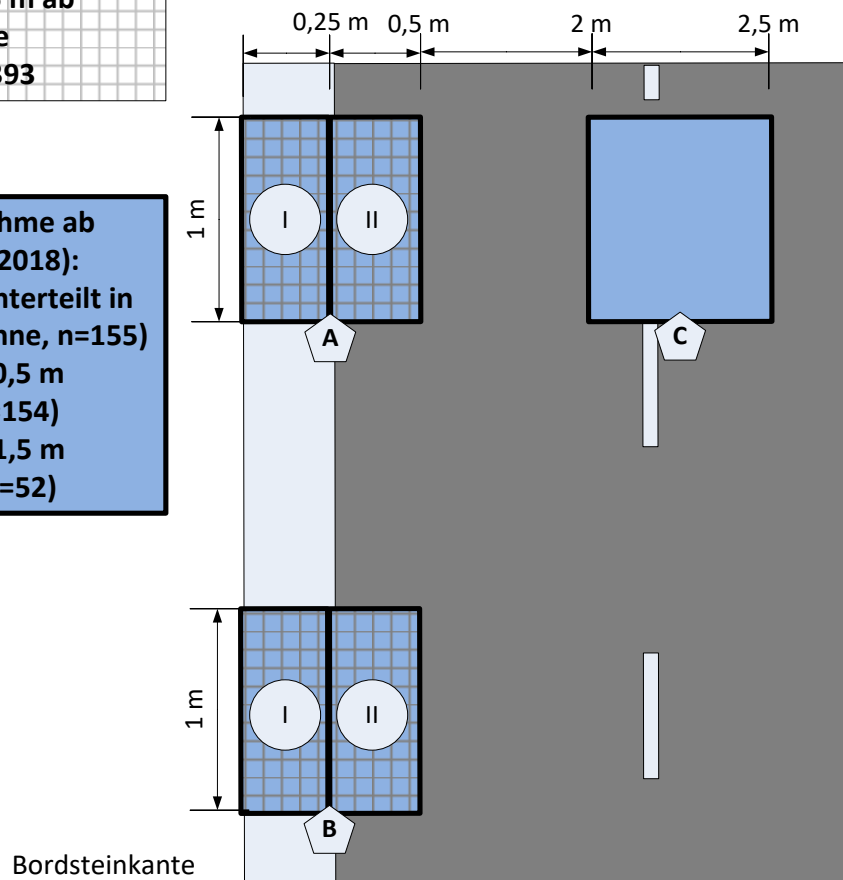


Abbildung 5.1: Schematische Darstellung der Probenahmeeflächen im Straßenquerschnitt

In Tabelle 5.1 wird analog zu den in Abbildung 5.1 dargestellten Flächen eine Übersicht über die Häufigkeit der Probenahmen im Abschnitt 0 bis 0,5 m ab BK pro Standort und Jahreszeit angegeben. Bis einschließlich des Winters 2017 bedeutet jeder Messwert eine Probenahme. Ab 2018 wurden die jeweiligen Messwerte aus den Anteilen in Rinne (I) und am Fahrbahnrand (II) aufsummiert. In Klammern sind die Häufigkeiten für Probenahmen auf der Fahrbahnmitte dokumentiert. Die Standorte RBS und NIB boten keine Möglichkeit zur sicheren Probenahme auf der Fahrbahnmitte.

Von 2016 bis 2018 wurden 393 Messwerte (entspricht einzelnen Probenahmen pro Messtag) in elf Jahreszeiten an zehn Standorten für den Messbereich 0 bis 0,5 m ab BK erzeugt. Die Anzahl an Probenahmen pro Jahreszeit ist nicht konstant, da das Messziel eine kritische Masse (300 bis 500 g) für weitere Untersuchungen darstellte. Die Messdaten aus elf Jahreszeiten (2016 bis 2018) werden in Kapitel 5.1.1 ausgewertet und die Messdaten zum Vergleich über den Straßenquerschnitt (2018) in Kapitel 5.1.2.

Tabelle 5.1: Probenahmehäufigkeit nach Standorten und Jahreszeiten – Gesamtzahl der Probenahmen je Straßenrandbereich 0 bis 0,5 m ab Bordsteinkante, n = 393 (Anzahl der Probenahmen von der Fahrbahnmitte)

ID	Jahreszeit und Jahr	Monat(e)	Anzahl Probenahmen im Bereich 0 bis 0,5 m ab BK (Anzahl Probenahmen C-Fläche)										
			FRS	STS	NES	BRS	GBS	ECL	RBS	NIB	LID	MCS	
Q2/2016	Sommer 2016	Aug			2					1	1		
Q3/2016	Herbst 2016	Okt/Nov			3					2	3		
Q4/2016	Winter 2016	Nov/Dez			4					3	3		
Q1/2017	Frühjahr 2017	Mrz-Mai	5	6	7	2	3	3	4	5	6	6	
Q2/2017	Sommer 2017	Juli	2	1	2	1	2	1	1	1	1	1	2
Q3/2017	Herbst 2017	Okt/Nov	1	2	4	1	2	1	1	3	1	1	3
Q4/2017	Winter 2017/18	Dez-Feb	6	3	6	4	3	3	4	3	3	3	6
Q1/2018	Frühjahr 2018*	Apr-Jun	10* (5)	10* (5)	10 (5)	10* (5)	10 (5)	10* (5)	10* (5)	10* (5)	10 (5)	10 (5)	10* (5)
Q2/2018	Sommer 2018*	Aug	4*	10* (1)	12	10*	10 (3)	10*	8*	4*	9 (4)	11* (4)	
Q3/2018	Herbst 2018	Okt/Nov	5**	6**	6**	5**	4**	4**	5**	3**	1	1**	
Q4/2018	Winter 2018/19	Jan/Feb	2*	2*	2	2*	2	4*	2*	2*	2	2*	
Σ = 393			35	40	58	35	36	36	41	38	33	41	

* A und B Fläche (unterteilt in Rinne und Fahrbahnrand, Messwerte für 0-0,5 m sind Rechenwerte)

** A Fläche (unterteilt in Rinne und Fahrbahnrand, Messwerte für 0-0,5 m sind Rechenwerte)

5.1.1 Untersuchungen im Bereich 0 bis 0,5 m ab Bordsteinkante (2016 bis 2018)

Für die Bewertung der Aufkommensdaten wurden zunächst Lage- und Streuparameter der spezifische Massen g/m^2 (0-0,5 m ab BK) in Boxplots betrachtet (Abbildung 5.2).

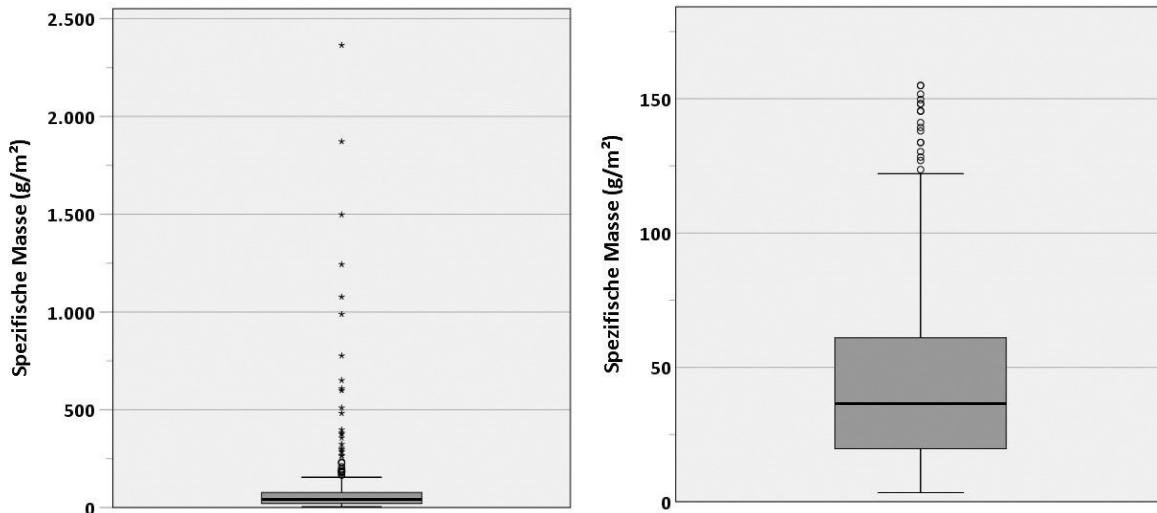


Abbildung 5.2: Boxplots – spezifische Massen (g/m^2) im Bereich 0 bis 0,5 m ab Bordsteinkante (links: alle Daten, $n = 393$, rechts: ausreißerbereinigt, $n = 355$)

In der linken Abbildung sind alle Messwerte abgebildet ($n = 393$). Sie streuen von 0,1 bis 2.365 g/m^2 . Der Schwerpunkt der Messwerte liegt deutlich unterhalb von 200 g/m^2 . Die Messwerte sind nicht normalverteilt. Im Mittel wurden 90 g/m^2 mit einer Standardabweichung von 208 g/m^2 gefunden (Median: $41,6 \text{ g/m}^2$). Es gibt wenige extreme Ausreißer bis 2.365 g/m^2 , die die starke Streuung um den Mittelwert erklären. Diese stammen insbesondere von Sandeinträgen aus einer Baustellentätigkeit in der Nähe des Standortes Nibelungenallee (NIB) ab Frühjahr 2018. Aufgrund dieser Verzerrung durch diffuse Einträge wurde eine Reduzierung der Daten um extreme Ausreißer vorgenommen. Daten außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstand des oberen Whiskerendes (163 g/m^2) wurden aus dem Datensatz herausgenommen und dieser erneut dargestellt (Abbildung 5.2, rechts). Dadurch wird der Stichprobenumfang um weniger als zehn Prozent von 393 auf 355 Messwerte um begründete Ausreißer reduziert. Die bereinigten Daten sind weiterhin nach dem Shapiro-Wilk-Test nicht normalverteilt, aber jetzt deutlich homogener verteilt (Mittelwert, MW: 46 g/m^2 , SD: 35 g/m^2 , Median: 37 g/m^2) (siehe Lageparameter, Anhang 17). 50 % der Messwerte liegen zwischen 25 und 60 g/m^2 im Straßenrandbereich bis 0,5 m ab BK. Die Studie zeigte abzüglich der Ausreißer in den Messjahren eine sehr homogene Verteilung der spezifischen Massen in Frankfurt. Es gibt auch von Jahr zu Jahr keinen statistisch signifikanten Unterschied (Anhang 17). Es wurde kein Einfluss von Windkanaleffekten aufgrund der umliegenden weiten Architektur angenommen.

Die meisten Vergleichsstudien der Literatur haben einen deutlich geringeren Stichprobenumfang von häufig $n < 20$ mit variierenden Probenahmemethoden und -bereichen im Straßenquerschnitt. Die Vergleichbarkeit ist dadurch stark eingeschränkt. In Literaturstudien wurden gehäuft ähnliche Messwerte im Bereich von Mittelwerten zwischen

8 und 289 g/m² dokumentiert (Kapitel 3.2.1.3), aber auch deutlich größere Massen bis 15 kg/m² (Sartor und Boyd 1972). Die Messwerte aus letztgenannter Studie liegen sehr lange zurück und bilden ggf. nicht mehr den Standard von Straßenreinigungen der heutigen Zeit ab. Fuchs et al. (2019) fanden in ihrer Studie an verschiedenen Messstellen in Rastatt ebenfalls ähnliche Massen mit einem Median von 55 g/m².

Zusammenfassend können die spezifischen Massen durch diffuse Einträge kurzzeitig stark erhöht sein. Diese Untersuchung zeigt in Frankfurt über mehr als zwei Jahre, dass unter normalen Bedingungen im Mittel 46 g/m² (Median: 37 g/m²) im Straßenrandbereich (0-0,5 m ab BK) erwartet werden. Ob die Erkenntnisse auf andere Städte übertragbar sind, muss noch untersucht werden.

Die prozentuale Verteilung (< 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm) der Massen- und organischen Anteile ist in Abbildung 5.3 dargestellt.

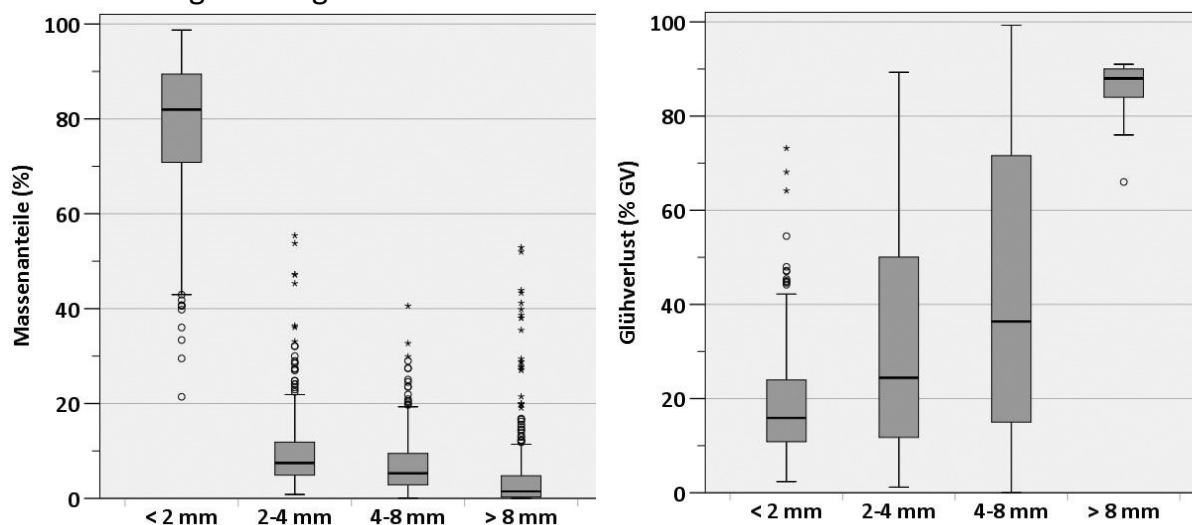


Abbildung 5.3: Boxplots – Massenanteile (%) (links) und Glühverlust (% GV) (rechts) in den Siebfraktionen < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm in 0 bis 0,5 m ab BK (Massenanteile: n = 355, GV: < 2 mm: n = 343, 2-4 mm: n = 347, 4-8 mm: n = 346, ≥ 8 mm: n = 16)

Die Massenanteile der Siebfraktion < 2 mm sind mit im Mittel 79 % (SD: 14 %, Median 82 %) am höchsten (Abbildung 5.3, links). 50 % der Messwerte liegen zwischen 71 und 90 %. Es gibt nur wenige normale Ausreißer bis 20 % Massenanteil. Die Massenanteile der Siebfraktionen 2-4, 4-8, ≥ 8 mm liegen bei weniger als 10 % Massenanteil pro Siebfraktion und nehmen mit zunehmender Partikelgröße leicht ab (MW: 10 %, 7 % respektive 5 %). In den Siebfraktionen ≥ 2 mm gibt es nur wenige normale und extreme Ausreißer mit bis zu 60 % Massenanteilen. Insgesamt ist die Siebfraktion < 2 mm die dominierende Fraktion in den FD. Die spezifischen Massen korrelieren mit der vorfraktionierten Massenverteilung. Insbesondere für den Massenanteil der Siebfraktion < 2 mm gibt es einen besonders starken linearen Zusammenhang mit der spezifischen Masse ($r = 0,959$, $p < 0,01$) (siehe Korrelationsmatrix, Anhang 17).

In internationalen Studien wurden in Siebfraktionen < 2 mm ebenfalls Massenanteile zwischen 60 und 99 % dokumentiert, der Schwerpunkt der wenigen belastbaren Vergleichswerte liegt auch hier zwischen 70 und 90 % (Kapitel 3.2.2.1). Fuchs et al. (2019)

dokumentierten für ein Industrie- und Gewerbegebiet in Rastatt ebenfalls nur etwa 10 % Grobanteile ≥ 2 mm. Die Feststoffe < 2 mm stehen für den Niederschlagsabfluss in hohem Maße zur Verfügung. Aufgrund der Vergleichbarkeit der Ergebnisse und des großen Stichprobenumfangs der vorliegenden Arbeit wird davon ausgegangen, dass die Ergebnisse auch auf andere Standorte übertragbar sind.

Der Glühverlust (Abbildung 5.3, rechts) nimmt tendenziell mit zunehmenden Partikelgrößen zu. Der Mittelwert der Glühverluste für die Siebfractionen < 2 , 2-4, 4-8 und ≥ 8 mm bei 18, 32, 42 respektive 86 % GV. Der GV in der Siebfraction ≥ 8 mm wurde aufgrund der besonders überprägenden Vegetationsbestandteile nur in 16 Proben gemessen. Der GV in Proben < 8 mm wurde, wenn möglich, für alle Messproben gemessen. Der GV in den Siebfractionen 2-4 und 4-8 mm streut sehr stark, 50 % der Messwerte liegen zwischen 12 und 50 % GV (Median: 24 % GV) respektive zwischen 15 und 72 % GV (Median: 36 % GV). In der massenanteilig als dominant identifizierten Fraktion < 2 mm liegen 50 % der GV-Werte zwischen 11 und 24 % GV (Median: 16 % GV). Die GV-Werte korrelieren in allen Siebfractionen statistisch signifikant miteinander (siehe Korrelationsmatrix, Anhang 17). Der optisch sichtbare Hauptbestandteil organischen Materials insbesondere in groben Anteilen sind Vegetationsbestandteile. Die Vegetation korreliert anders als die DTV stark mit dem GV. Die Vegetation überprägt als Organikquelle also Anteile aus Reifenabrieb bedingt durch die DTV.

Ähnliche GV-Messwerte von im Mittel 17 % GV in der Siebfraction < 2 mm wurden auch von Sutherland et al. (2003) auf Hawaii gemessen. Barjenbruch et al. (2018) dokumentierten in Berlin für Feststoffe < 2 mm 3 bis 11 % GV und Fuchs et al. (2019) in Rastatt 7 % GV (eigene Hochrechnung). In den groben Siebfractionen von 1,0 bis 5,6 mm hat Depree (2008) in Neuseeland etwa 20 bis 60 % GV gemessen. Barjenbruch et al. (2018) dokumentierten im Mittel 45 % GV (2-4 mm) und 57 % GV (≥ 4 mm). Diese Werte decken ebenfalls die Messwerte im größeren Bereich aus diesen Untersuchungen ab. Fuchs et al. (2019) wiederum fanden in $FD \geq 2$ mm in einem Gewerbe- und Industriegebiet mit wenig Vegetation einen GV von nur 11 %.

Aufgrund der besonderen Relevanz für den Verkehrsflächenabfluss werden in Tabelle 5.2 die beiden Kenngrößen spezifische Masse und GV der Siebfraction < 2 mm mit den standortspezifischen Randbedingungen DTV (Quelle von Reifen-, Brems-, Fahrbahnabrieb), Vegetationsklasse und Baumkronenüberdeckungsgrad (BKÜ) (Quelle von Vegetationsbestandteilen; standortweise beschrieben in Kapitel 4.2.2) mithilfe einer Pearson-Korrelation verglichen. In diese Bewertung wurden die weiteren erfassten Kenngrößen wie bspw. Trockenperiode u. a. nicht mitaufgenommen, weil sie nur innerhalb eines Standortes auf der gleichen Fläche relevante Hinweise geben können. Oberflächenrauheiten, Bordsteinkantenhöhen sowie Windkanaleffekte wiesen ebenfalls keine nennenswerten Zusammenhänge auf. Dies liegt möglicherweise an variierenden Probenahmeflächen.

Tabelle 5.2: Korrelationskoeffizient (r) nach Pearson – spezifische Massen (g/m²) und Glühverlust (% GV) in der Siebfraction < 2 mm und standortsspezifische Randbedingungen (DTV, Vegetation, BKÜ)

		DTV _c (Kfz/24 h)	Vegetations- klassen _a	BKÜ _b (%)	Spezifische Masse (g/m ²) < 2 mm	Glühverlust (% GV) < 2 mm
DTV (Kfz/24 h)						
Vegetationsklassen		--				
	r	--	0,810**			
BKÜ (%)	n		355			
Spezifische Masse (g/m ²) < 2 mm	r	0,418**	-0,025	-0,048		
	n	284	355	355		
Glühverlust (% GV) < 2 mm	r	-0,024	0,405**	0,423**	-0,081	
	n	272	343	343		

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

_a Vegetation im erweiterten Einzugsgebiet: keine, wenig, mäßig, viel.

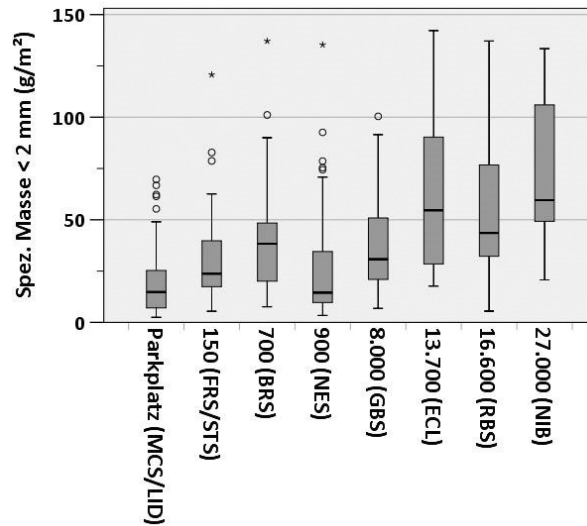
_b Baumkronenüberdeckungsgrad im Bereich über der Probenahme­fläche.

_c ohne Parkplätze

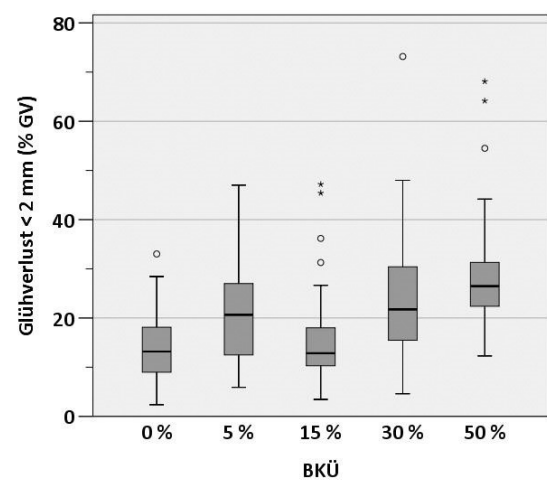
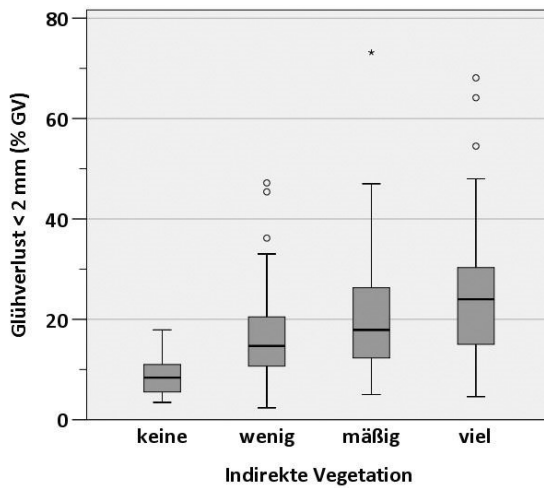
Innerhalb der standortsspezifischen Randbedingungen können nur Vegetationsklassen der Vegetation im Umkreis und der direkten Vegetation an der Probenahmestelle (BKÜ) sinnvoll miteinander verglichen werden, da Vegetation und Verkehrsstärke nicht miteinander in Zusammenhang stehen. Es gibt einen starken linearen Zusammenhang zwischen Standorten mit viel Vegetation im Einzugsgebiet und dem Baumkronenüberdeckungsgrad ($r = 0,810$, $p < 0,01$). Im Allgemeinen handelt es sich um Vegetation auf öffentlichen Flächen, häufig im Straßenrandbereich angesiedelt. Vegetation aus privaten Gärten spielt eine untergeordnete Rolle, sodass ein Standort mit einem hohen BKÜ in der Regel auch einen relativ hohen Anteil an indirekter Vegetation im Umkreis aufweist, was die hohe Korrelation erklärt. Die spezifische Masse (< 2 mm) korreliert mäßig signifikant mit der DTV ($r = 0,418$, $p < 0,01$). Mit zunehmender DTV ist mit einem Anstieg der deponierten Masse zu rechnen. Die direkte (BKÜ) und indirekte Vegetation im Einzugsgebiet zeigt keinen Zusammenhang mit der spezifischen Masse (< 2 mm). Dies kann daran liegen, dass die Vegetationsbestandteile aufgrund ihrer geringeren Massendichte im Vergleich zu mineralischen Anteilen nicht zu einer signifikanten Massenzunahme der Feststoffmassen beitragen. Der GV (< 2 mm) korreliert sowohl mit dem BKÜ als auch mit den Vegetationsklassen mäßig signifikant. Mit zunehmender Vegetation nimmt der organische Anteil zu. Anders als es sich in der Literaturlauswertung zu GV in FA andeutete (Kapitel 3.2.2.4), besteht kein positiver Zusammenhang zwischen dem GV (< 2 mm) und der DTV unterschiedlicher urbaner Verkehrsflächen (Anhang 17). Möglicherweise können organische Anteile des Reifen- und Bitumenabriebs nicht über den Summenparameter GV abgebildet werden.

Nur bivariat korrelierende Kenngrößen werden nachfolgend in Boxplots dargestellt (Abbildung 5.4).

1. DTV



2. Vegetation



3. Jahreszeit

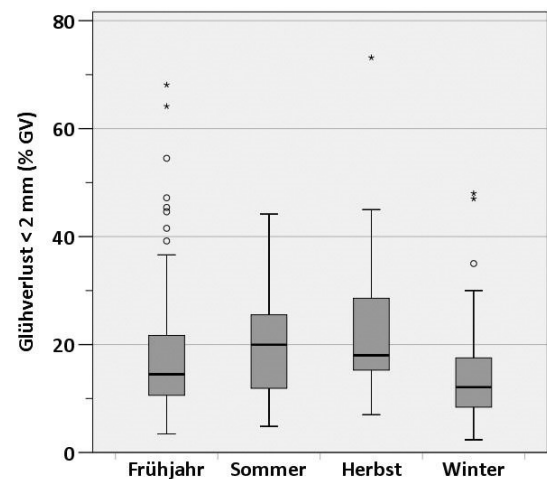
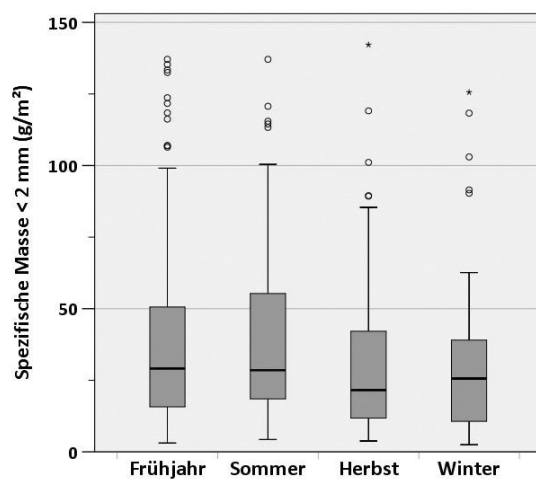


Abbildung 5.4: Boxplots – spezifische Massen (g/m^2) und Glühverlust ($\% \text{GV}$) in der Siebfraktion $< 2 \text{ mm}$ für 1. DTV, 2. Vegetation am Standort, 3. Jahreszeit

Außerdem werden die Jahreszeiten für beide Kenngrößen spezifische Massen und $\text{GV} < 2 \text{ mm}$ abgebildet. Jahreszeiten sind kategoriale Kenngrößen, die nicht in einer Korrelationsmatrix bewertet werden können, da sie in keine Rangfolge gebracht werden können. Die Unterschiede innerhalb der Kategorien werden mit dem Kruskal-Wallis-

Test statistisch bewertet. Die jeweiligen Häufigkeiten pro Kategorie können Anhang 17 entnommen werden. Sie liegen bis auf den Boxplot 27.000 (NIB) ($n = 15$) alle bei $n \geq 30$.

Die spezifische Masse (< 2 mm) steigt mit zunehmender DTV an (Abbildung oben). Dieser Zusammenhang ist statistisch signifikant, es kann jedoch nur ein geringer Anteil der Varianz erklärt werden ($R^2 = 0,175$) (Tabelle 5.2). Der Zusammenhang ist schwach. Es wird für Verkehrsflächen angenommen, dass es durch die Abriebe der Fahrtätigkeit zu einer über die DTV erklärbaren Zunahme an Feststoffen < 2 mm kommt. Diese Untersuchungen zeigen, dass die DTV als Quelle von Feststoffen nur zu einem geringen Anteil das Feststoffaufkommen erklären kann. Andere mögliche Faktoren wie die Reduzierung von Feststoffen durch Straßenreinigung, Wind, Niederschlagsvariabilität, u. a. wurden hier nicht bewertet. Der Forschungsstand zum Zusammenhang zwischen dem Feststoffaufkommen und der DTV ist noch nicht sehr weit fortgeschritten. Die Ergebnisse in verschiedenen Matrizes sind unterschiedlich. Fuchs et al. (2019) fanden keinen starken Zusammenhang zwischen dem Feststoffaufkommen FD und der DTV ($R^2 = 0,31$). Amato et al. (2013a) fanden einen negativ linearen Zusammenhang zwischen der DTV und Staubbiederschlag $< 10 \mu\text{m}$ ($R^2 = 0,574$). Feinste Anteile werden bei hoher Fahrtätigkeit eher in die Luft resuspendiert. Drapper et al. (2000) fanden in Verkehrsflächenabfluss einen leicht positiv linearen Zusammenhang zwischen AFS und DTV ($R^2 = 0,378$). Diese Arbeit liefert neue Erkenntnisse für die Bewertung der Herkunftsf lächen in der Praxis. Im technischen Regelwerk zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen (DWA-A 102 - Entwurf 2016) wird auf Grundlage von Stoffdaten aus Abflussmessungen angenommen, dass von Verkehrsflächen mit zunehmender DTV ein höherer AFS63 Stoffabtrag pro Hektar zu erwarten ist. Die Ergebnisse aus Frankfurt deuten an, dass auf urbanen Verkehrsflächen mit zunehmender DTV tendenziell mehr feinere Feststoffe für den Abfluss zur Verfügung stehen. Die Verteilung der Massenanteile $< 63 \mu\text{m}$ sowie andere Einflussfaktoren müssen noch weiter untersucht werden.

Der GV (< 2 mm) steigt wiederum mit zunehmender direkter (BKÜ) und indirekter Vegetation am Standort statistisch signifikant (mittlere Abbildungen). Für die Kenngröße indirekte Vegetation steigt der GV stetig vom Median 8 bis 24 % GV mit zunehmender indirekter Vegetation an. Für die Kenngröße BKÜ steigt der GV ebenfalls mit zunehmendem BKÜ-Anteil. Standorte ohne BKÜ und mit 15 % BKÜ weisen jedoch einen ähnlichen GV auf. Es ist davon auszugehen, dass aufgrund von Windverfrachtungen leichte organische Anteile auch vom Ort der Entstehung wegtransportiert werden, deshalb scheint der BKÜ alleine keine ausreichende Erklärung für den GV am Standort zu liefern.

Saisonal liegen die spezifischen Massen (< 2 mm) im Frühjahr und Sommer mit einem Median von je 29 g/m^2 im gleichen Bereich (Abbildung unten links). Im Herbst und Winter liegen die Werte mit einem Median von 22 respektive 26 g/m^2 darunter. Die Ergebnisse sind statistisch nicht signifikant (Anhang 17) und stehen auch in Widerspruch zu saisonalen Vergleichen aus anderen Studien. Sowohl in der FD (Gustafsson et al. 2019) als auch FA (Brezonik und Stadelmann 2002) wurden insbesondere im Winter die höchsten Feststoffaufkommen dokumentiert. Die Studien stammen aus Stockholm,

Schweden und Minneapolis, USA. Es handelt sich um Städte mit starken Wintern und potenziell hohen Frostausswirkungen auf die Fahrbahn. In zunehmend gemäßigten Wintern wie in Frankfurt kann diese Auswirkung geringer ausfallen.

Saisonale Unterschiede wurden auch für den GV (< 2 mm) beobachtet. Insbesondere im Winter wurden mit einem Median von 12 % GV die geringsten Werte ermittelt (Abbildung unten links). Im Frühjahr wurden ebenfalls vergleichsweise geringe Werte von 15 % GV gemessen. Sommer und Herbst waren vergleichsweise hoch mit einem Median von 20 respektive 18 % GV. Die hier beobachteten Unterschiede sind statistisch signifikant zwischen Winter zu Frühling und Herbst sowie Frühjahr zu Herbst (Anhang 17). In den Proben aus dem Sommer und Herbst respektive Frühjahr und Winter weichen die GV-Werte nicht statistisch signifikant voneinander ab. In den Auswertungen des GV in den FA haben Brezonik und Stadelmann (2002) ebenfalls einen signifikant geringeren GV im Winter festgestellt. Robertson und Taylor (2007) und fanden wiederum keinen signifikanten saisonalen Unterschied im GV < 2 mm. Der Einfluss der Saison auf den GV scheint insbesondere in den Vegetationsphasen Frühjahr bis Herbst besonders volatil und lokal stark unterschiedlich zu sein. Hier kommt es natürlich auch darauf an, ob gerade zu einer Zeit beprobt wurde, an der Pollen oder Laub der Pflanzen abgegeben werden.

Zusammenfassung: Mit diesem Messprogramm von mehr als 350 Messwerten über mehr als zwei Jahre an zehn Standorten wurde eine neue Datengrundlage für das Aufkommen und die Zusammensetzung von FD (0 bis 0,5 m ab BK) geschaffen. Zusammengefasst ist das Aufkommen von Feststoffen abzüglich bekannter Ausreißer konstant mit einem Median von 37 g/m^2 . Insbesondere der Anteil < 2 mm ist maßgeblich (70 bis 90 %) enthalten. Bezüglich äußerer Randbedingungen zeigte sich ein leicht positiver Zusammenhang zwischen DTV und der spezifischen Masse (< 2 mm). Saisonal wurden im Winter weniger Aufkommen gemessen, dies war jedoch nicht statistisch signifikant zu anderen Jahreszeiten. Der GV (< 2 mm) weist einen positiv linearen Zusammenhang zur Vegetation am Standort auf. Saisonal ist der GV (< 2 mm) insbesondere im Winter (vegetationsfreie Phase) statistisch signifikant geringer als in den anderen Jahreszeiten. Aufgrund der starken Abhängigkeit von der lokalen Vegetation ist eine Übertragbarkeit auf andere Standorte zu überprüfen.

5.1.2 Untersuchungen zur Verteilung über den Straßenquerschnitt (2018)

Im letzten Untersuchungsjahr 2018 wurden die Flächen auf dem Straßenquerschnitt differenziert. Abbildung 5.5 zeigt die spezifischen Massen (g/m^2) für die Rinne, den Fahrbahnrand angrenzend an die Rinne und die Fahrbahnmitte (ca. 2 m entfernt von der Bordsteinkante) auf dem Straßenquerschnitt.

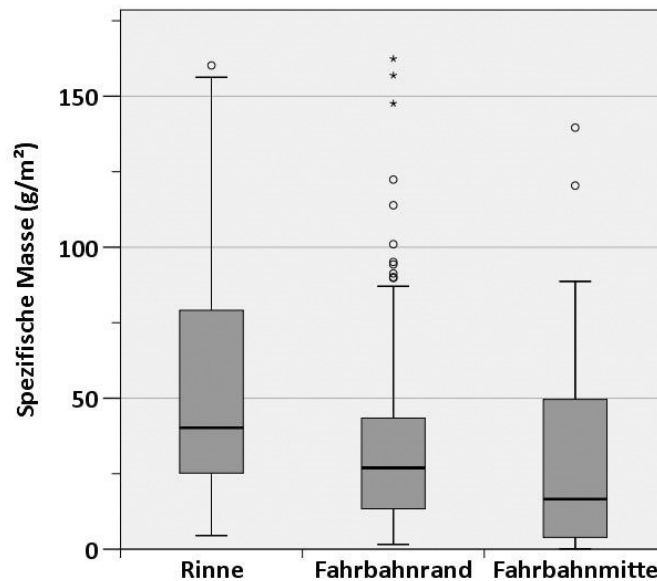


Abbildung 5.5: Boxplots – Verteilung der spezifischen Massen (g/m^2) über den Straßenquerschnitt (Rinne = 0 bis 0,25 m ($n = 126$), Fahrbahnrand = 0,25-0,5 m ($n = 138$) und Fahrbahnmitte ca. 2 m ab Bordsteinkante ($n = 50$))

Die spezifische Masse nimmt in Richtung der Rinne zu. In Rinne, Fahrbahnrand und -mitte wurden Medianwerte von 40, 27 respektive 17 g/m^2 gefunden. Messwerte im Bereich der Rinne haben außerdem eine große Spannweite von 5 bis 160 g/m^2 . Auch am Fahrbahnrand wurden als Ausreißer erhöhte spezifische Massen gefunden. Messwerte an Fahrbahnrand und -mitte liegen in einem ähnlichen Bereich. Ausreißer gibt es in der Straßenmitte jedoch nur zwei, am Fahrbahnrand ist die Ausreißerhäufigkeit deutlich höher. Die Verteilung der Massen ist über den Straßenquerschnitt statistisch signifikant unterschiedlich (Anhang 18). Im Post-hoc-Test wurde ermittelt, dass sich nur die Rinne statistisch signifikant von Fahrbahnrand und -mitte unterscheidet. Spezifische Massen von Fahrbahnrand zu -mitte sind nicht statistisch signifikant unterschiedlich. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass es einen Massengradienten hinsichtlich der Massenverteilung über den Straßenquerschnitt gibt. Es wird vermutet, dass die zunehmende Masse zur Rinne hin sowohl an der Straßenquerschnittsneigung liegt, durch die die Feststoffe im Regenereignis in Richtung Rinne bewegt werden, als auch an der Bordsteinkante als einer Art von Barriere für Wind- und Regenverfrachtungen. Dies wurde in unterschiedlichem Ausmaß auch in anderen Untersuchungen bestätigt (Sartor und Boyd 1972; Deletic und Orr 2005; Grottker 1987; Adachi und Tainosho 2005; Bris et al. 1999; Zafra et al. 2008). Für die in der Literatur als bedeutsam identifizierten Profiltiefen der Fahrbahn als Akkumulationsraum für Feststoffe wurde an den Standorten in Frankfurt kein Einfluss ermittelt. Grund könnten die variierenden Oberflächenmaterialien auf der Fahrbahn und der Rinne sein. Auf Asphaltflächen der Fahrbahn wurden durchschnittlich Profiltiefen von 0,97 mm ermittelt. Auf den Rinnen aus Gussasphalt und Beton 0,44 mm respektive 0,50 mm. Feinporige Materialien wie Gussasphalt und Betonpflastersteine zeichnen sich durch in etwa um die Hälfte geringere mittlere Profiltiefen aus als grobporigere Fahrbahnflächen aus Asphalt. Da die Rinnen jedoch die Fahrbahnen am Ende der Querneigung mit dem Bordstein begrenzen,

scheint der Effekt der Akkumulation eher der Querneigung und dem Bordstein als der Profiltiefen der Oberflächen zuzuordnen zu sein. Das kann bei anderen Fahrbahnaufbauten anders sein.

Die prozentuale Verteilung der Massen- und organischen Anteile für den Bereich Rinne, Fahrbahnrand und -mitte ist in Abbildung 5.6 dargestellt. Die jeweiligen Häufigkeiten pro Kategorie können Anhang 18 entnommen werden.

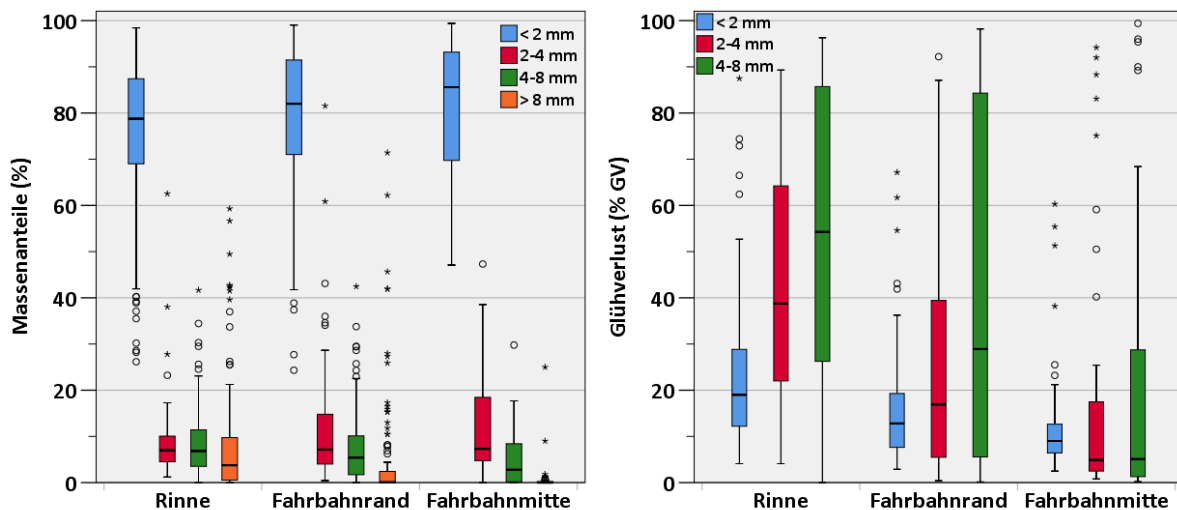


Abbildung 5.6: Boxplots – Massenanteile (%) und Glühverlust (% GV) in den Siebfraktionen < 2, 2-4, 4-8, \geq 8 mm je Fläche auf dem Straßenquerschnitt (Rinne = 0-0,25 m, Fahrbahnrand = 0,25-0,5 m und Fahrbahnmitte ca. 2 m ab Bordsteinkante)

Links in der Abbildung werden die Massenanteile < 2, 2-4, 4-8 und \geq 8 mm von unterschiedlichen Flächen auf dem Straßenquerschnitt dargestellt. Der Massenanteil der Siebfraktion < 2 mm liegt weiterhin im Bereich 70 bis 90 %, nimmt jedoch in Richtung Fahrbahnmitte leicht zu. Dies gilt auch für die Massenanteile der Siebfraktion 2 bis 4 mm. Die größeren Massenanteile \geq 4 mm werden in Richtung Fahrbahnmitte weniger. Es wird vermutet, dass dies an der Zerreißung von groben Feststoffen durch die Fahrtätigkeit in der Fahrbahnmitte liegt. Mit dem Kruskal-Wallis-Test konnte gezeigt werden, dass die beobachteten Unterschiede auf dem Straßenquerschnitt zwischen Rinne und Fahrbahnmitte nur für Massenanteile von 4 bis 8 und \geq 8 mm statistisch signifikant sind (Anhang 18). Zusammengefasst sind die beobachteten Unterschiede nur hinsichtlich der beiden größten Anteile statistisch signifikant. Für die besonders abflussrelevanten Massenanteile < 2 mm sind die Unterschiede jedoch nicht bedeutsam.

Rechts in der Abbildung sind die Glühverluste in < 2, 2-4 und 4-8 mm von unterschiedlichen Flächen auf dem Straßenquerschnitt dargestellt. Die Glühverluste nehmen in allen Siebfraktionen in Richtung Rinne zu. Beispielhaft steigt der GV in der Siebfraktion < 2 mm von 13 % GV (Fahrbahnmitte), 18 % GV (Fahrbahnrand) zu 22 % GV (Rinne) an. Organische, leichtere Bestandteile der FD werden über alle Siebfraktionen hinweg vorrangig in Richtung der Bordsteinkante bewegt. Mit dem Kruskal-Wallis-Test wurde gezeigt, dass die Unterschiede der Glühverluste < 2, 2-4 und 4-8 mm auf dem Straßen-

querschnitt statistisch signifikant sind (Anhang 18). Durch den Post-hoc-Test wurde ermittelt, dass mit einer Ausnahme ($GV < 2$ mm zwischen Fahrbahnrand und -mitte) die beobachteten Unterschiede untereinander alle statistisch signifikant sind.

Zusammengefasst wurden in der Rinne statistisch signifikant mehr spezifische Massen gefunden. Die Rinne ist als Barriere für die Akkumulation von Feststoffen bedeutsam. Die Glühverluste nehmen außerdem in nahezu allen Siebfraktionen in Richtung Rinne statistisch signifikant zu. Es gibt eine leichte Zunahme der abflussrelevanten Anteile < 2 mm in Richtung Fahrbahnmitte, der jedoch nicht statistisch signifikant ist.

5.1.3 Zusammenfassung

Ziel dieser Untersuchung war es, zunächst eine neue Datengrundlage für Feststoffdepositionen zu schaffen. Hierzu wurden Feststoffe in der Trockenperiode auf der Verkehrsfläche gewonnen und hinsichtlich ihres Aufkommens, Massen- und organischer Anteile (< 2 , 2-4, 4-8, ≥ 8 mm) untersucht. Diese Ergebnisse ermöglichen eine erste Einschätzung der verfügbaren Zusammensetzung von FD hinsichtlich Partikelgrößen und organischer Anteile. Weiter wurde der Einfluss der standortspezifischen Randbedingungen wie DTV, Vegetation und Jahreszeit statistisch bewertet.

Dieses Messprogramm ist momentan das über mehrere Jahre und Standorte am umfassendsten und liefert eine neue Datenbasis für die absetzrelevanten Kenngrößen von Feststoffen auf der Verkehrsfläche. Das Messprogramm umfasste ursprünglich 393 Messwerte im Bereich von 0 bis 0,5 m ab Bordsteinkante (BK) von 2016 bis 2018. Der Messbereich dieser Daten von 0,1 bis 2.365 g/m² wurde aufgrund von Baustellentätigkeiten stark von Ausreißern beeinflusst. Die Daten wurden daher um weniger als 10 % der Messwerte auf < 163 g/m² ($n = 355$) bereinigt.

Die Kernergebnisse werden nachfolgend zusammengefasst. Aufgrund der Neuartigkeit einiger Ergebnisse ist die Herstellung eines Bezugs zur Literatur nicht immer möglich.

- Das zu erwartende Aufkommen an Feststoffen im Bereich 0 bis 0,5 m ab BK liegt bei durchschnittlich 46 g/m² (Median: 37 g/m²). Die Variabilität zwischen zehn Standorten war gering. Aufgrund der oft variierenden Untersuchungsräume auf dem Straßenquerschnitt und der geringen Stichprobenumfänge anderer Studien ist ein direkter Vergleich mit der Literatur nicht möglich.
- Bezogen auf die massenanteilige Verteilung (< 2 , 2-4, 4-8, ≥ 8 mm) wurden konstante Massenanteile < 2 mm mit einem Median von 82 % gemessen (Schwerpunktbereich: 70 bis 90 % Massenanteil). Dies wurde auch durch die wenigen belastbaren Vergleichswerte aus der Literatur bestätigt. Da die Anteile < 2 mm für den Niederschlagsabfluss maßgeblich verfügbar sind, wird dieser Anteil in Kapitel 5.2 detaillierter hinsichtlich absetzrelevanter Kenngrößen untersucht.
- Der organische Anteil nimmt mit zunehmender Partikelgröße zu. Im massenanteilig besonders verfügbaren Anteil < 2 mm ist dieser deutlich geringer als in den größeren Siebfraktionen (Schwerpunktbereich 10-25 % GV). Die gefundenen Werte liegen auch im Bereich der in der Literatur gemessenen GV-Werte.

- Die DTV korreliert positiv mit dem Feststoffaufkommen (< 2 mm). Mit zunehmender DTV wurden erhöhte spezifische Massen dokumentiert. Die Vegetation oder Jahreszeit hatte keinen statistisch signifikanten Einfluss auf die spezifischen Massen.
- Die vorherrschende Vegetation am Standort korreliert positiv mit dem organischen Anteil (< 2 mm) in den Feststoffdepositionen. Je mehr Vegetation am Standort, umso höher wird der GV. Weiter ist auch die Jahreszeit ein Indikator für die Entwicklung von GV-Werten. Insbesondere die Winterperiode unterscheidet sich hier von den anderen, vegetationsgeprägten Jahreszeiten mit geringeren Werten. Innerhalb der relativ gleich verteilten GV-Werte von Frühjahr bis Herbst unterschieden sich lediglich die Werte von Frühjahr zu Herbst mit einem leichten Anstieg statistisch signifikant.
- Über den Straßenquerschnitt gesehen wurde eine Aufkommenszunahme von der Fahrbahnmitte zur Rinne festgestellt. Der Zusammenhang ist statistisch signifikant. Die Rinne ist als Barriere bedeutsam für die Akkumulation von Feststoffen. Es gibt eine leichte Zunahme der abflussrelevanten Anteile < 2 mm in Richtung Fahrbahnmitte. Diese ist jedoch nicht statistisch signifikant.
- Die Glühverluste nehmen in allen Siebfraktionen in Richtung Rinne zu. Der Zusammenhang ist statistisch signifikant. Es ist anzunehmen, dass organische Anteile vergleichsweise leicht durch Wind- und Regenereignisse dorthin bewegt werden.

5.2 Absetzrelevante Kenngrößen der Feststoffdepositionen < 2 mm

Für die weiterführende Untersuchung der FD-Proben wurden die Fraktionen ≥ 2 mm nicht weiter berücksichtigt, da dieser Anteil potenziell für FA nur eine geringe Relevanz hat. In FD-Proben wurden standortunabhängig über mehr als zwei Jahre konstant geringe Massenanteile ≥ 2 mm gemessen (i. d. R. < 20 %, siehe Kapitel 5.1). In FA-Studien wurden Anteile ≥ 2 mm ebenfalls nur selten dokumentiert (Kapitel 3.2.2.1). Dies kann daran liegen, dass der Niederschlag die Partikel mit zunehmender Größe und Masse nicht in den Abfluss bewegen kann (Zhao et al. 2016) oder sie aufgrund effektiver Straßenreinigung in diesem Partikelgrößenbereich bereits entfernt wurden (Amato et al. 2010; Walker und Wong 1999). Es besteht zwar für die Probenahme von FA die Gefahr, dass unter Umständen grobe Anteile in den Abfluss gelangen, aber aufgrund bspw. der Saughöhe und -stärke automatischer Probenehmer nicht erfasst werden können (Selbig und Bannerman 2011b, 2012).

In diesem Kapitel wird die Siebfraktion < 2 mm detaillierter untersucht. Insbesondere soll der Kenntnisstand zur Partikelgrößenverteilung erweitert werden. Außerdem werden bislang vernachlässigte absetzrelevante Kenngrößen der Feststoffe wie Dichte, organische Anteile und Formen untersucht. Die Erkenntnisse bilden die Grundlage für die Absetzuntersuchungen in Kapitel 5.3.

Für die folgenden Untersuchungen wurden Mischproben pro Standort und Jahreszeit gemäß den Angaben in Tabelle 5.1 erzeugt. Die Bezeichnung der Mischproben wird

jeweils nach den zehn Untersuchungsstandorte mit der Zusatzbezeichnung Q1 bis Q4 (Q1 = Quartal 1 (Frühjahr) bis Q4 (Winter)) und dem Jahr geführt (z. B. BRS Q3/17 entspricht einer Mischprobe am Standort Brahmsstraße aus den Probenahmen im Herbst 2017). In den Proben wurden die folgenden Kenngrößen gemessen (Abbildung 5.7).

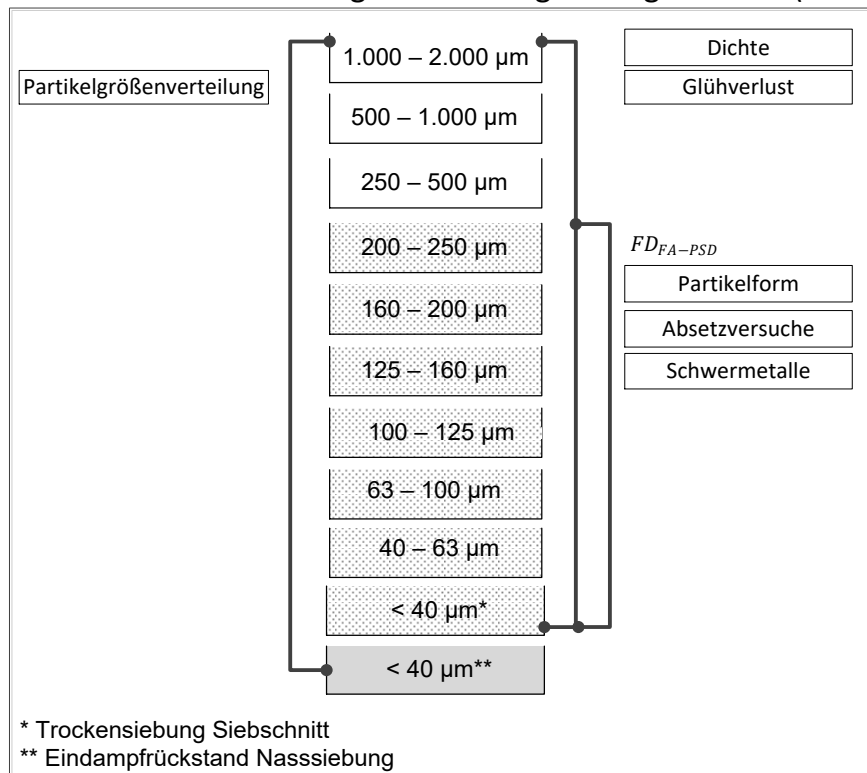


Abbildung 5.7: Übersicht der gemessenen Kenngrößen in Siebfractionen der Feststoffdepositionen

Die Mischproben wurden zunächst in zehn Siebfractionen gesiebt und aus den Siebrückständen aus Trocken- und Nasssiebung mit Berücksichtigung der Anteile ≥ 2 mm die massengewichtete Partikelgrößenverteilung ermittelt (Kapitel 5.2.1). In den dispersen Siebfractionen < 40 µm (trockengesiebt) und 40 bis 2.000 µm (je nassgesiebt) wurden Dichte und Glühverlust gemessen (Kapitel 5.2.3). In der Messprobe für die Absetzversuche FD_{FA-PSD} aus der Siebfraction < 40 µm (trockengesiebt) und 40 bis 250 µm (je nassgesiebt) wurden Partikelformen (Kapitel 5.2.2) und das Absetzverhalten (Kapitel 5.3) vergleichend gemessen. In den genannten Siebfractionen < 250 µm sowie den Sinkgeschwindigkeitsfraktionen wurden für elf Materialien die Schwermetalle Cu, Zn und Pb bestimmt. Die in Kapitel 5.1 als für das Aufkommen und die Zusammensetzung der FD statistisch signifikant bewerteten standortspezifischen Randbedingungen DTV, Vegetation und Jahreszeit werden weiterhin, wenn sinnvoll, mitbewertet. Nachfolgend wird für Siebfractionen zur Unterscheidung der vorangegangenen Untersuchungen die Einheit µm verwendet. Die Siebfractionen < 2.000 µm meinen die in Abbildung 4.7 genannten zehn Siebfractionen. Die Siebfraction < 2 mm ist ein Bulkmaterial, das nicht nach unten weiterklassiert wurde.

5.2.1 Partikelgrößenverteilung

Die Partikelgrößenverteilungen wurden in 74 Mischproben (< 2 mm) je Standort und Jahreszeit durch Siebung ermittelt. Die Massenanteile ≥ 2 mm der Mischproben wurden rechnerisch aus den massengewichteten Anteilen der Einzelsiebungen aus Kapitel 5.1 ermittelt.

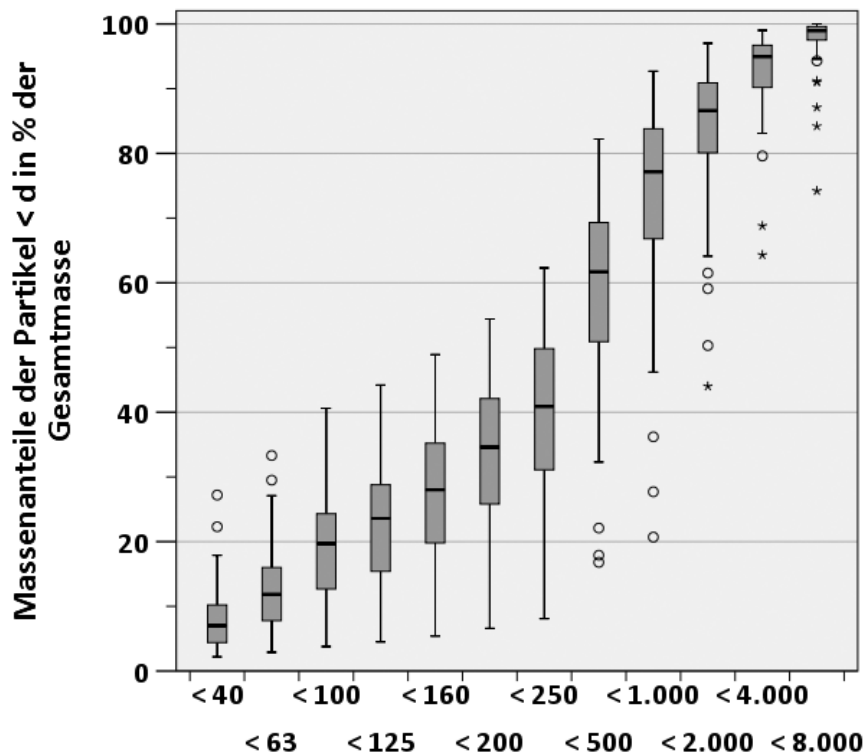


Abbildung 5.8: Partikelgrößenverteilung als Boxplots akkumulierter Massenanteile – Feststoffdepositionen, 2016 bis 2018 (n = 74)

Abbildung 5.8 zeigt die PSD als akkumulierte prozentuale Massenanteile der Siebanalysen als Boxplots für alle FD-Mischproben (Durchgangssummenkurven und Messwerte, Anhang 19). Der Kurvenverlauf der PSD von FD-Proben ist bis auf wenige Ausreißer mit hohem Anteil an groben Feststoffen ähnlich und die Partikelgrößenverteilung aller Straßenstäube ist in Frankfurt unabhängig vom Einzugsgebiet als gleichförmig zu werten. Ausreißer sind selten und die große Stichprobe bildet eine vertrauenswürdige Datenbasis. Anteile größer 8 mm wurden mit wenigen Ausnahmen in deutlich weniger als 10 % der Massen gefunden. Es konnten keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen Stäuben aus unterschiedlichen Standorten oder Jahreszeiten ermittelt werden. Einzelne Besonderheiten in groben Anteilen wurden in Form von Splittstreu im Winter und groben Vegetationsbestandteilen erfasst.

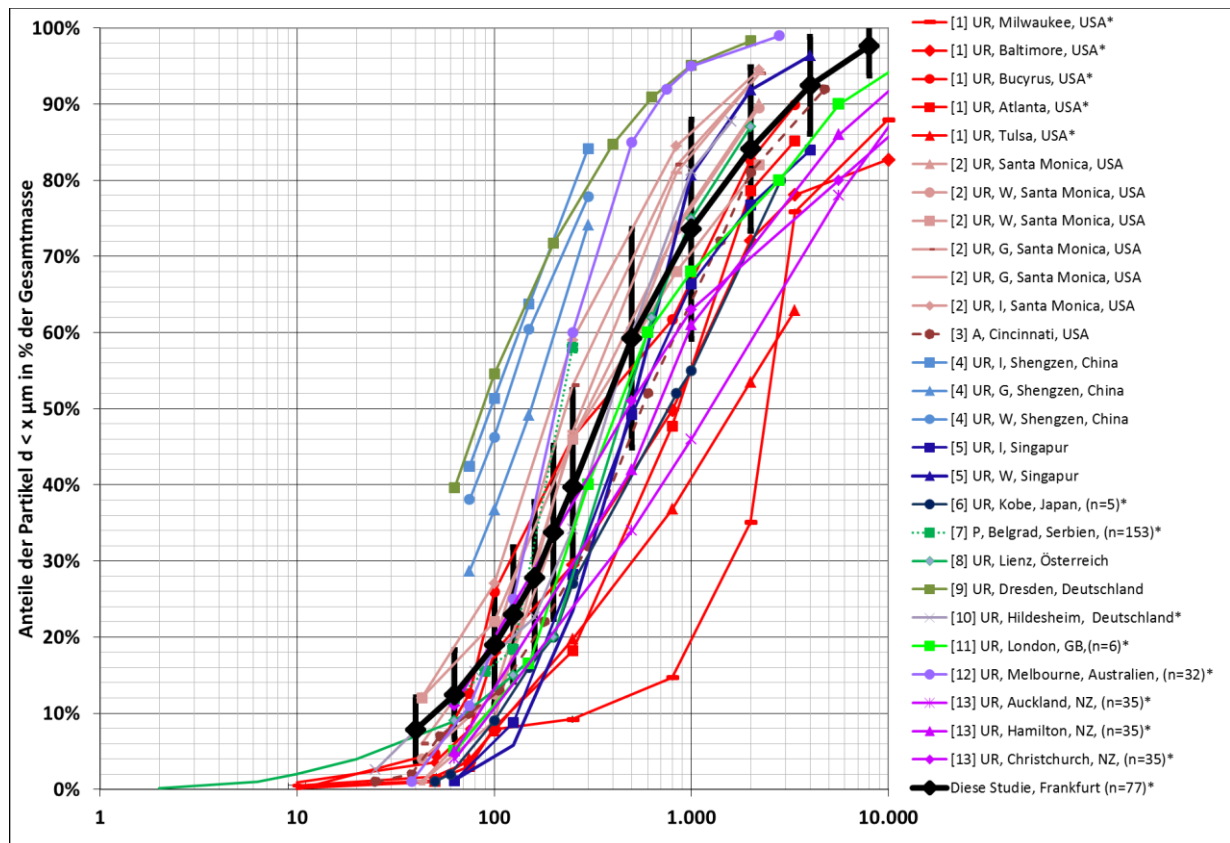


Abbildung 5.9: Partikelgrößenverteilungen – Feststoffdepositionen in Frankfurt (n = 74, Mittelwertkurve, schwarz gestrichelt) im Vergleich zu Literaturstudien (Wiederholung von Abbildung 3.7, Details Anhang 6)

Zur Einordnung in internationale Vergleichsmessungen wurden die Mittelwertkurven der Messungen in Frankfurt in die Partikelgrößenverteilungen aus Literaturstudien gelegt (Abbildung 5.9). Die Mittelwertkurve (schwarz gestrichelt, mit Standardabweichung) aus Partikelgrößenverteilungen in Frankfurt (n = 74) bestätigt die in der Literatur gefundenen Werte. Alle Kurven haben allerdings die Einschränkung, dass unabhängig von der Probenahmemethode insbesondere Feinanteile unterschätzt werden wie in Anhang 9 und in der Literatur gezeigt (Ball et al. 1998; Zhao et al. 2018b). FD ist also i. d. R. feiner, als durch die Messungen angegeben.

Tabelle 5.3 zeigt die statistische Auswertung für die abgelesenen Parameter d_{10} , d_{50} , d_{90} (d_x entspricht dem Äquivalentdurchmesser in μm mit $\leq x$ % der Gesamtmasseanteile) (Anhang 20).

Tabelle 5.3: Statistische Auswertung – Partikelgrößenparameter d_{10} , d_{50} , d_{90} (μm)

	d_{10}	d_{50}	d_{90}
Mittelwert	73	459	2.970
Median	56	350	2.600
Standardabweichung	49	364	1.678

Der Mittelwert und Median für die Parameter d_{10} , d_{50} , d_{90} liegen bei 73, 459 und 2.970 μm respektive 56, 350 und 2.600 μm . Literaturwerte für diese Parameter wur-

den bereits grafisch weitestgehend bestätigt (Literaturwerte aus Abbildung 5.9 abgelesen: d_{10} : 25-160 μm , d_{50} : 130-1.200 μm , d_{90} : 400-3.900 μm). Der Mittelwert und der Median liegt für die Werte aus Frankfurt im Bereich der Werte aus internationalen Vergleichsstudien.

Zur Bewertung des Einflusses standortspezifischer Randbedingungen auf die Partikelgrößenverteilung von FD wird analog zu Kapitel 5.1.1 der Zusammenhang zwischen den Partikelgrößenparametern d_{10} , d_{50} und d_{90} und der DTV, Vegetation und BKÜ in Form einer Korrelationsmatrix betrachtet (Tabelle 5.4).

Tabelle 5.4: Korrelationskoeffizient (r) nach Pearson – Partikelgrößenparameter d_{10} , d_{50} und d_{90} (μm) und standortspezifische Randbedingungen (DTV, Vegetation, BKÜ)

		DTV _c	Vegetations- klassen _a	BKÜ _b (%)	d_{10}	d_{50}	d_{90}
DTV (Kfz/24 h)							
Vegetationsklassen		--					
BKÜ (%)	r	--	0,824**				
	n		74				
d_{10}	r	-0,394**	0,072	0,069			
	n	56	67	67			
d_{50}	r	-0,224	0,010	-0,020	0,787**		
	n	63	74	74	67		
d_{90}	r	-0,395**	-0,195	-0,086	0,446**	0,595**	
	n	61	72	72	65	72	

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

_a Vegetation im erweiterten Einzugsgebiet: keine, wenig, mäßig, viel.

_b Baumkronenüberdeckungsgrad im Bereich über der Probenahme­fläche.

_c ohne Parkplätze

Der Stichprobenumfang ist im Vergleich zu Kapitel 5.1.1 deutlich reduziert (von 355 auf 74), da die Siebungen wie beschrieben aus Mischproben pro Jahreszeit und Standort erzeugt wurden. Erneut korrelieren die Vegetation im Umkreis und die direkte Vegetation an der Probenahmestelle (BKÜ) statistisch signifikant. Die Ursache für die Korrelation wurde in Kapitel 5.1.1 erklärt. Die Partikelgrößenparameter d_{10} , d_{50} und d_{90} korrelieren statistisch signifikant untereinander. Insbesondere zwischen dem Parameter d_{10} und d_{50} besteht ein besonders starker positiv linearer Zusammenhang ($r = 0,787$, $p < 0,01$, $n = 67$). Dies bestätigt die Beobachtung, dass insbesondere im Bereich der Siebfraktionen bis 500 μm das Verhältnis feiner zu mittlerer Partikelgrößenbereiche sehr konstant ist. Mit verhältnismäßig höheren Schwankungen ist für die groben Anteile d_{90} zu rechnen. Bezüglich der standortspezifischen Unterschiede besteht lediglich für die DTV und die Parameter d_{10} und d_{90} ein statistisch signifikant negativ linearer Zusammenhang. Mit zunehmender DTV nimmt die Partikelgröße hier also ab. Zwischen der vorherrschenden Vegetation und den Parametern d_{10} , d_{50} und d_{90} bestehen keine Zusammenhänge.

In Abbildung 5.10 sind die Boxplots der Partikelgrößenparameter (d_{10} , d_{50} , d_{90}) für die korrelierte DTV und die kategoriale Kenngröße Jahreszeit aufgetragen. Die Verteilung

bezüglich der Vegetation am Standort und dem Straßenquerschnitt sowie Auswertung der statistischen Tests nach Kruskal-Wallis sind in Anhang 20 zu finden. Zur Veranschaulichung wurden wenige extreme Ausreißer bis 9.000 μm (links) und 2.000 μm (rechts) nicht dargestellt.

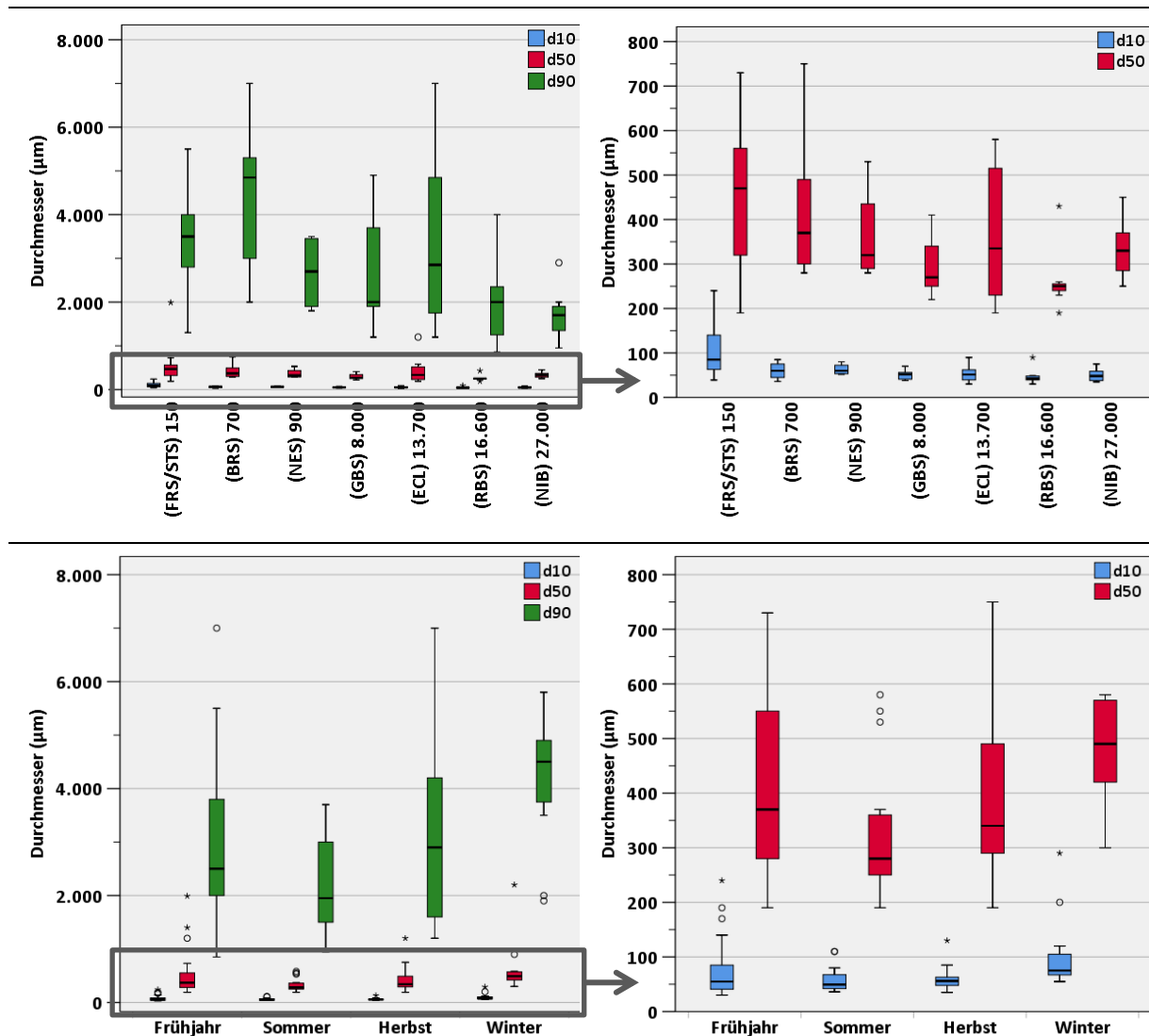


Abbildung 5.10: Boxplots – Partikelgrößenparameter d_{90} (links) und d_{50} , d_{10} (rechts) in μm (unten Jahreszeiten: Frühjahr: $n = 29$, Sommer: $n = 19$, Herbst: $n = 14$, Winter: $n = 12$; oben: Standorte und DTV: FRS/STS: $n = 13$, NES: $n = 6$, BRS: $n = 4$, GBS: $n = 5$, ECL: $n = 8$, RBS: $n = 7$; NIB: $n = 11$)

Die oberen Abbildungen stellen die Verteilung gemäß der DTV am Standort dar. Es ist für alle drei Partikelgrößenparameter eine tendenzielle Abnahme des Durchmessers mit zunehmender DTV zu verzeichnen. Zur Bewertung der Unterschiede wurde der Kruskal-Wallis-Test über alle Partikelgrößenparameter (d_{10} , d_{50} , d_{90}) und DTV ($n = 7$) durchgeführt. Dieser zeigte, dass für alle Partikelgrößenparameter statistisch signifikante Unterschiede zwischen den DTV-Gruppen bestehen. Durch den Post-hoc-Test wurde für den d_{10} ermittelt, dass sich die Werte für 150 DTV und 16.600 DTV sowie

150 DTV und 27.000 DTV statistisch signifikant unterscheiden. Für den d_{50} wurde ermittelt, dass sich die Werte für 150 DTV und 16.600 DTV ($p = 0,039$, $r = 0,680$) unterscheiden. Die Effektstärken sind für alle drei Fälle hoch. Mögliche Erklärungsansätze für den statistisch signifikanten Partikelgrößenunterschied zwischen besonders wenig befahrenen und den beiden am stärksten befahrenen Standorten könnten sein, dass grobe Feststoffe durch die Fahrtätigkeit zerrieben werden oder auch durch häufigere Straßenreinigung entnommen werden. An allen Standorten ab 8.000 DTV wird je einmal wöchentlich mit Groß- und Kleinkehrmaschine gereinigt, an den Standorten mit geringerer DTV nur einmal wöchentlich mit der Kleinkehrmaschine. Da die Großkehrmaschine nur für die Reinigung der Verkehrsflächen ausgelegt ist, dürfte dadurch auch ein großer Anteil an insbesondere groben Feststoffen entnommen werden. Bezogen auf die Bewertung des Einflusses der DTV wurde in Kapitel 5.1.1 gezeigt, dass es einen positiven Zusammenhang zum Feststoffaufkommen gibt. Hier wurde ein negativer Zusammenhang zur Partikelgröße beobachtet. Dies bedeutet an Standorten mit mehr Verkehr stehen mehr Feststoffe mit höheren Anteilen feiner Feststoffe zur Verfügung. Für den Regenabfluss steht also, falls es nicht zu Resuspensionen in die Luft oder Entnahmen der Straßenreinigung kommt, ein höherer Anteil und Fracht an feinen besonders, häufig hoch belasteten Feststoffen zur Verfügung. Diese Ergebnisse unterstützen die Annahmen im technischen Regelwerk zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen DWA-A 102 - Entwurf (2016), in dem von einer Zunahme an AFS63 an Standorten mit höherer DTV ausgegangen wird.

In den unteren Abbildungen sind die Verteilungen nach Jahreszeiten dargestellt. Der Median des d_{90} -Werts liegt von Frühjahr bis Herbst im Bereich zwischen 2.000 und 3.000 μm . Winterproben sind tendenziell gröber mit einem Median von 4.600 μm . Für den d_{10} und d_{50} wurde ebenfalls eine Zunahme im Winter dokumentiert im Vergleich zu anderen Jahreszeiten. Zur Bewertung, ob die beobachteten Unterschiede auch statistisch signifikant sind, wurde der Kruskal-Wallis-Test über alle Partikelgrößenparameter (d_{10} , d_{50} , d_{90}) und Jahreszeiten durchgeführt. Dieser zeigte, dass sich nur der d_{90} statistisch signifikant unterscheidet. Durch den Post-hoc-Test wurde für den d_{90} ermittelt, dass sich lediglich die Jahreszeiten Winter und Sommer statistisch signifikant unterscheiden. Für die als abflussrelevant eingestuften feineren Anteile ($< 2.000 \mu\text{m}$) konnten keine statistisch signifikanten saisonalen Unterschiede in der Partikelgrößenverteilung festgestellt werden. Deletic und Orr (2005) haben feinere Partikelgrößenverteilungen ($< 2.000 \mu\text{m}$) in einer Winterperiode unter Salzeinfluss festgestellt. Diese Beobachtung konnte in dieser Studie mit vergleichsweise größerem Stichprobenumfang nicht gemacht werden. Vielmehr wird vermutet, dass aufgrund der geringen organischen Anteile im Winter die Massenanteile grober Bestandteile stärker gewichtet werden, was die erhöhten Partikelgrößen im Winter erklären kann. Außerdem können in Jahreszeiten mit hohen organischen Anteilen von Frühjahr bis Herbst die Bestandteile eher feiner gerieben werden als mineralische Anteile.

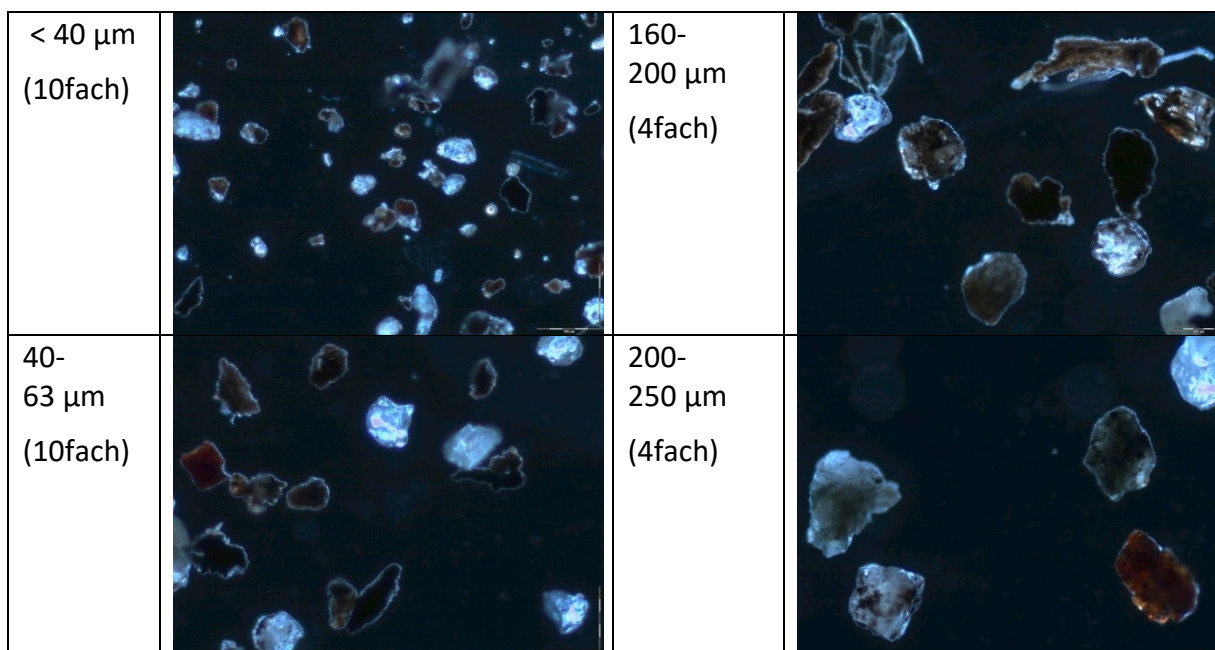
Weiter wurden für die Verteilung über den Straßenquerschnitt Auswertungen durchgeführt. Die Stichprobe über den Straßenquerschnitt ist deutlich kleiner und eine statistische Auswertung daher nicht sinnvoll (Rinne: $n = 10$, Fahrbahnrand: $n = 7$,

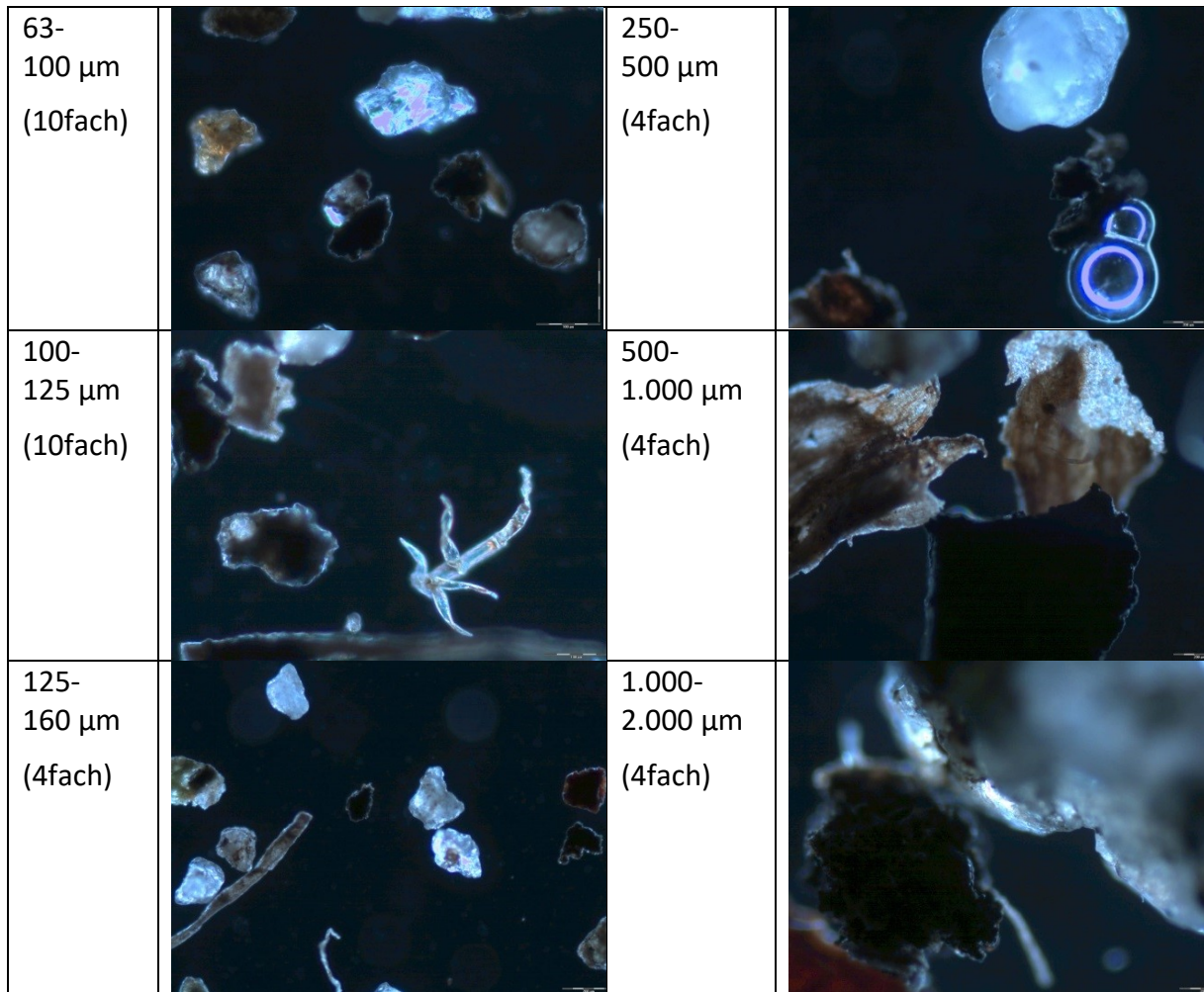
Fahrbahnmitte: $n = 4$). Ein Trend im Bereich der Partikelgrößenanteile $< 2.000 \mu\text{m}$ ist hinsichtlich feinerer Zusammensetzungen in Richtung Fahrbahnmitte nicht erkennbar. Am Fahrbahnrand wurden die geringsten Partikelgrößen für d_{10} , d_{50} und d_{90} gemessen. In der Fahrbahnmitte ($n = 4$) wurden deutlich größere Partikelgrößen für den d_{10} und d_{50} gemessen als in der Rinne oder am Fahrbahnrand. Adachi und Tainosho (2005) und Zafra et al. (2008) fanden in ihren Untersuchungen der Partikelgrößenverteilungen im Bereich $< 2.000 \mu\text{m}$ von FD über den Straßenquerschnitt ebenfalls keine statistisch signifikanten Unterschiede. Deletic und Orr (2005) konnten in Untersuchungen mit jeweils drei Probenahmen über den Straßenquerschnitt (0,25, 0,75, 2,85 und 4,45 m) eine Zunahme insbesondere der feinen Anteile (2-63 μm) in Richtung Fahrbahnmitte feststellen. Die Anzahl an Messdaten in dieser und anderen Studien ist zu gering für statistisch valide Aussagen zur Partikelgrößenverteilung $< 2.000 \mu\text{m}$ über den Straßenquerschnitt.

5.2.2 Partikelform

Neben der Dichte und Partikelgröße eines Feststoffes ist die Partikelform eine wesentliche Kenngröße, die sich auf die Absetzbarkeit von Partikeln auswirkt. Partikelkollektive in den FD sind weder sphärisch noch bestehen sie aus einem Material. Die Form einzelner Partikel wurde optisch im Mikroskop bewertet (Tabelle 5.5). Der Formparameter Zirkularität wurde mithilfe einer digitalen Bildanalyse über 100.000 Partikel in sieben Materialien untersucht (Abbildung 5.11).

Tabelle 5.5: Mikroskopaufnahmen von Feststoffdepositionen – Siebfraktionen < 40 bis $1.000\text{-}2.000 \mu\text{m}$, Material: ECL Q1/17 (Vergrößerung)





Anhand der Mikroskopaufnahmen der Siebfractionen von < 40 bis $1.000-2.000 \mu\text{m}$ des Materials ECL Q1/17 (Eckenheimer Landstraße, Frühjahr 2017) wird die Heterogenität des Staubmaterials deutlich. Insgesamt sind eher kantig bis rundliche und auch faserige Partikel zu erkennen. Mineralische sowie Vegetations- und weitere amorphe Bestandteile sind erkennbar. In der Siebfraction 100 bis $125 \mu\text{m}$ sind beispielhaft vermutlich Anteile von Samenschalen einer Frucht enthalten. In der Siebfraction $250-500 \mu\text{m}$ wurden außerdem runde Glasperlen aus Fahrbahnmarkierungen gefunden.² Diese wurden in vielen Proben gesichtet und sind sehr leicht anhand ihrer Reflexion im Staub erkennbar.

² Feste Korngrößen von Reflexglasperlen für Fahrbahnmarkierungen sind nach Norm nicht vorgegeben. Sie werden den unterschiedlichen Markierungsprodukten wie Thermoplastiken oder Anstrichstoffen in unterschiedlich definierter Korngrößenverteilung beigemischt und sorgen für erhöhte Sichtbarkeit der Markierungen durch Retroreflexion (DIN EN 1423 2013; DIN EN 1424 2003).

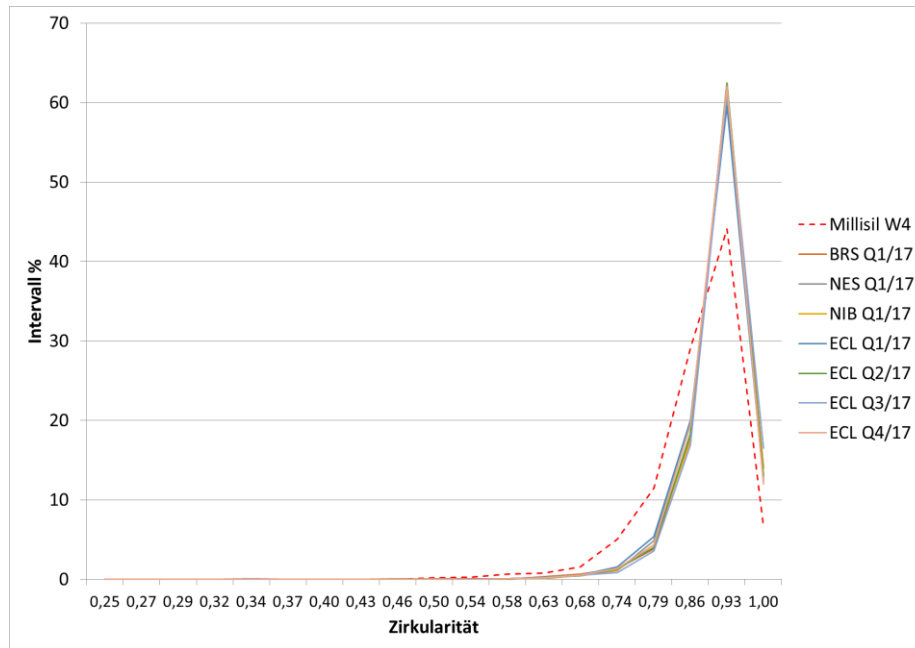


Abbildung 5.11: Häufigkeitsverteilung – Formfaktor Zirkularität für Millisil W4 und sieben Proben in FD_{FA-PSD} ($< 250 \mu\text{m}$)

Für die vergleichende Bewertung der Partikelgröße und -form wurden mittels digitaler Bildanalyse Äquivalentdurchmesser und Formfaktoren (u. a. Zirkularität) in sieben Materialien und dem Quarzmehl Millisil W4 in gleicher Partikelgrößenzusammensetzung ($< 250 \mu\text{m}$, FD_{FA-PSD}) gemessen. Bei einer Zirkularität von 1 sind die Partikel rund. Je geringer die Zirkularität in der Verteilung der Probe ist, umso „unrunder“ ist das Partikelgemisch. Die Auswertung der statistischen Lageparameter in ca. 100.000 gemessenen Partikeln zeigte, dass die Partikel sowie das Quarzmehl statistisch signifikant ähnliche Mittelwerte in Partikeldurchmessern und -formen aufweisen (Anhang 21). Hinsichtlich der Anteile unterschiedlicher Formen hebt sich das Quarzmehl durch höhere Anteile kantigerer Partikel von realen FD-Proben ab. In Abbildung 5.11 wird dieser Zusammenhang anhand einer prozentualen Häufigkeitsverteilung grafisch dargestellt. Die prozentuale Häufigkeitsverteilung des Aspekt Ratio zeigt einen ähnlichen Verlauf und ist in Anhang 22 abgebildet.

Die Häufigkeitsverteilungen der Zirkularität in den sieben FD-Mischungen verlaufen sehr ähnlich. Sie scheinen im Schnitt unabhängig von ihrer Herkunft vergleichbare Formen aufzuweisen. Es wird also davon ausgegangen, dass bei konstanter Partikelgröße die Partikelform im Mittel konstant und gleichförmig ist. Im Vergleich zu kantigem Quarzmehl (Millisil W4, rot) ist ein deutlich höherer Anteil runderer Formen in realem Material erkennbar. Hinsichtlich des Absetzverhaltens natürlicher Partikel der FD und kantiger Quarzmehle ist hier ein verlangsamer Effekt bei Quarzmehlen hinsichtlich der Form zu erwarten. Die Untersuchung von sieben FD-Materialien ($< 250 \mu\text{m}$) aus Frankfurt deutet für diesen Partikelgrößenbereich bei konstanter Partikelgröße auf ähnliche Formen hin. Der Einfluss der Form auf das Absetzverhalten wird aufgrund der gleichförmigen Formverteilungen der Partikelkollektive bei konstanter PSD als gering bewertet.

5.2.3 Dichte und organischer Anteil

Die Dichte ist ein wesentlicher Bestandteil der theoretischen Grundlagen zur Absetzbarkeit von Partikeln. Der in der Wasseranalytik etablierte Parameter Glühverlust gibt analog dazu ebenfalls einen Hinweis über die Verteilung mineralischer zu organischer Anteile in Feststoffproben, also genauer über die Verteilung besonders dichter zu weniger dichten Stoffen. Der Zusammenhang dieser beiden Parameter wurde bereits für Kanalsedimente eines Autobahnabflusses gezeigt (Roger et al. 1998). Anhand der vorliegenden Arbeit soll dieser Zusammenhang auch für die FD untersucht werden.

Zunächst wurden im Jahr 2017 in 40 Mischproben der Siebfraktion < 2 mm (10 Standorte à 4 Jahreszeiten) Dichte und GV gemessen (Anhang 23). Der GV und die Dichte lagen im Mittel bei 14 % GV (SD: 7 % GV, Median: 13 % GV) respektive 2,38 g/cm³ (SD: 0,16 g/cm³, Median: 2,40 g/cm³). Die Annahmen zum mittleren GV und Dichte in den FD von 15 % respektive 2,36 g/cm³ anhand von Literaturlauswertungen und Hochrechnungen in Kapitel 3.2.2.3 konnten hiermit bestätigt werden. Die Dichte wurde außerdem im Glührest, also dem von Organik befreiten Anteil der 40 Proben < 2 mm, bestimmt. Dieser ist im Mittel 2,78 g/cm³ (SD: 0,04 g/cm³, Median: 2,77 g/cm³) sehr konstant mit sehr geringen Standardabweichungen. Die Streuung der Messwerte zu Dichte und GV in Rohproben kann also mit den organischen Anteilen erklärt werden. Der Dichtewert im Glührest liegt außerdem leicht über dem Wert von mineralischen Komponenten (Kapitel 3.2.2.3). Der leicht höhere Wert hängt möglicherweise mit nicht unerheblichen Eisenanteilen in den FD von bis zu 5 % zusammen.

Weiter wurden in den zehn Siebfraktionen < 40 µm bis 1.000-2.000 µm aus 73 von 74 Siebungen (Kapitel 5.2.1) in einem sehr umfangreichen Messprogramm die Dichte (n = 728) und der Glühverlust (n = 730) gemessen (Messdaten: Anhang 24; statistische Auswertung: Anhang 25). Die Messwerte für Dichte und Glühverlust wurden je Siebfraktion in Boxplots einander gegenübergestellt (Abbildung 5.12).

Insgesamt wurden Glühverluste von < 1 bis 88 % GV respektive Dichten von 1,19 bis 2,85 g/cm³ dokumentiert. Die Messwerte für den Glühverlust respektive die Dichte liegen in den Siebfraktionen < 1.000 µm mit wenigen Ausreißern zu 75 % unter 18 % GV respektive über 2,33 g/cm³ Dichte. Der Median der Glühverluste respektive Dichte nimmt bis 1.000 µm tendenziell leicht ab bzw. zu, es gibt nur wenige Ausreißer. Zhao et al. (2009) haben in Siebfraktionen < 900 µm ebenfalls leicht zunehmende GV-Werte in Richtung der feinen Anteile gemessen.

Insbesondere in der Siebfraktion 1.000-2.000 µm wurden deutlich höhere und stärker schwankende Glühverluste und Dichten von 3 bis 88 % GV respektive 1,19 bis 2,81 g/cm³ gemessen. Die Siebfraktion 1.000-2.000 µm ist stärker durch vegetationsbedingte Organik geprägt. Die deutliche Zunahme an Organik wurde auch in den Siebfraktionen > 2 mm in Kapitel 5.1.1 bereits gezeigt. Auch Barjenbruch et al. (2018) und Yuen et al. (2012) dokumentierten einen ähnlichen Verlauf der leichten Abnahme des Glühverlusts < 63 µm bis etwa 500 µm respektive 1.000 µm und einem starken Anstieg ≥ 500 und ≥ 1.000 µm für FD-Siebfraktionen in Berlin und Singapur. Sartor und Boyd (1972) wiederum fanden in den FD aus Kehrmaschinen in den USA keine zunehmenden

organischen Anteile in groben Siebfraktionen $\geq 2.000 \mu\text{m}$. Die hier vorliegende Studie liefert neue Grundlagen zur Dichte in den FD mit einem besonders großen Stichprobenumfang.

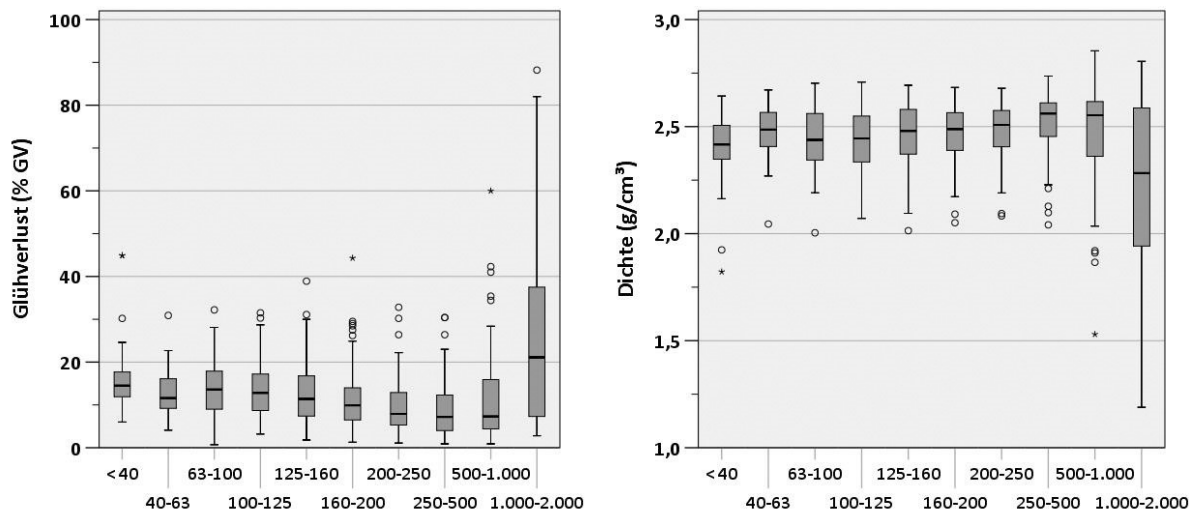


Abbildung 5.12: Boxplots – Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm^3) in zehn Siebfraktionen, 2017 und 2018 (pro Fraktion: GV: $n = 73$, Dichte: $n = 72/73$, genaue Häufigkeiten in Anhang 25)

Weiter wurden die Korrelationen nach Pearson für die beiden Parameter Dichte und GV zueinander sowie für die standortspezifischen Randbedingungen untersucht (Tabelle 5.6).

Tabelle 5.6: Korrelationskoeffizient nach Pearson (r) – Glühverlust (% GV), Dichte (g/cm^3) und standortspezifische Randbedingungen (DTV, Vegetation und BKÜ)

		DTV _c	Vegetations- klassen _a	BKÜ _b (%)	Dichte (g/cm^3)	GV (%)
DTV (Kfz/24 h)						
Vegetationsklassen		--				
BKÜ (%)	r	--	0,817**			
	n		710			
Dichte (g/cm^3)	r	0,227**	-0,199**	-0,203**		
	n	598	708	708		
GV (%)	r	-0,221**	0,199**	0,190**	-0,933**	
	n	600	710	710	728	

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

_a Vegetation im erweiterten Einzugsgebiet: keine, wenig, mäßig, viel.

_b Baumkronenüberdeckungsgrad im Bereich über der Probenahme fläche.

_c ohne Parkplätze

Erneut korrelieren die Vegetation im Umkreis und die direkte Vegetation an der Probenahmestelle (BKÜ). Die Ursache für die Korrelation wurde in Kapitel 5.1.1 erläutert. Dichte und GV korrelieren mit hoher Effektstärke ($r = -0,933$, $p < 0,01$). Das Streudiagramm der beiden Parameter Dichte und GV bestätigt diesen negativ linearen Zusammenhang (Abbildung 5.13).

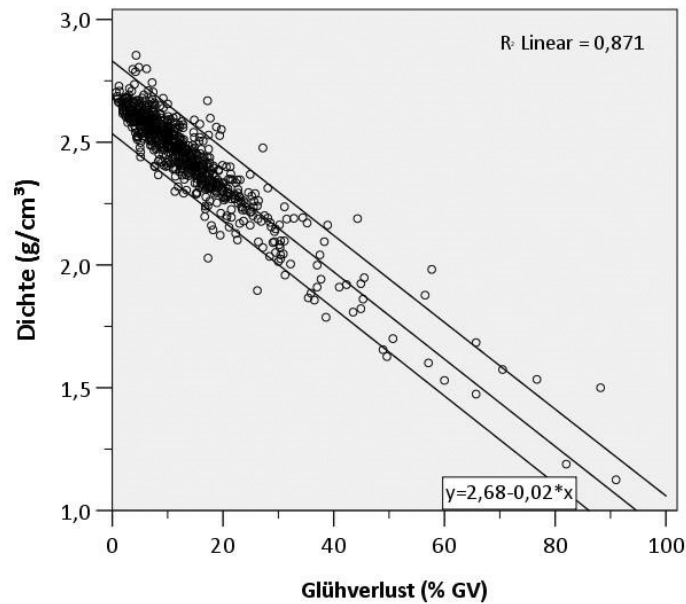


Abbildung 5.13: Streudiagramm, lineare Regressionsgerade und 95 % Vertrauensbereiche – Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm^3) (Siebfraktionen < 40 bis 1.000-2.000 μm , $n = 728$)

Mit zunehmendem organischem Anteil in den FD nimmt die Dichte linear ab. Schwerpunktartig sind Messwerte von Dichten und GV größer 2,00 g/cm^3 respektive kleiner 30 % GV gemessen worden. Weiterhin gibt es wenige Messwerte bis 50 % GV (1,75 g/cm^3) und sehr wenige Werte bis 100 % GV (1 g/cm^3). Mit der Regressionsfunktion: [Dichte = $2,68 - 0,02 \cdot \text{GV}$] ($R^2 = 0,871$) kann die Dichte für die Proben aus Frankfurt anhand des Glühverlustes geschätzt werden (Regressionsdiagnostik, Anhang 25). Einzelne Ausreißer außerhalb des 95 %-Vertrauensbereichs können möglicherweise durch leichte Abweichungen in der Zusammensetzung erklärt werden. Berücksichtigt man die Vielzahl an möglichen Komponenten in den FD (Mineralien, Reifenabrieb, Karosserieabrieb, Vegetationsabfälle, u. a.), ist die Anzahl an Ausreißern vergleichsweise gering. Ob das Verhältnis zwischen Dichte und GV auch auf andere Standorte und FA-Proben übertragbar ist, muss noch überprüft werden. Der Einsatz des einfach zu messenden Parameters Glühverlust als Surrogatparameter für die Dichte erscheint anhand dieser Ergebnisse jedoch sinnvoll. Es konnte auch gezeigt werden, dass die vermuteten Messbereiche für Dichten anhand Hochrechnungen von Hauptkomponenten von 1,53 g/cm^3 für Proben mit 50 % organischen Anteilen und 2,94 g/cm^3 für Proben ohne organische Anteile mit 10 % Eisenanteil (Kapitel 3.2.2.3) realistisch sind. Die hier gefundenen Glühverluste größer 50 % sind besonders stark durch Vegetationsbestandteile geprägt. Messpunkte über 60 % GV weisen kaum bis keine visuell erkennbaren mineralischen Anteile auf und stammen nahezu alle aus der Siebfraktion 1.000-2.000 μm (Abbildung 5.12).

Bezogen auf standortspezifische Randbedingungen wurden schwach signifikante Korrelationen zwischen Dichte respektive GV und DTV, Vegetation und BKÜ gefunden (Tabelle 5.6). Dabei sind die Korrelationen jeweils zu GV und Dichte positiv und negativ invers signifikant. Dies liegt an der negativen Korrelation der beiden Variablen GV und

Dichte untereinander. Mit zunehmender Vegetation nimmt der GV zu und die Dichte ab. Dieser Zusammenhang wurde bereits in Kapitel 5.1.1 für den GV < 2 mm bestätigt.

Zur besseren Bewertung von Ausreißern ist die Darstellung in gruppierten Streudiagrammen besonders vorteilhaft. Diese wurden für die Kategorien Jahreszeit (a), Vegetation (b), Siebfraktion (c) und DTV (d) abgebildet (Abbildung 5.14).

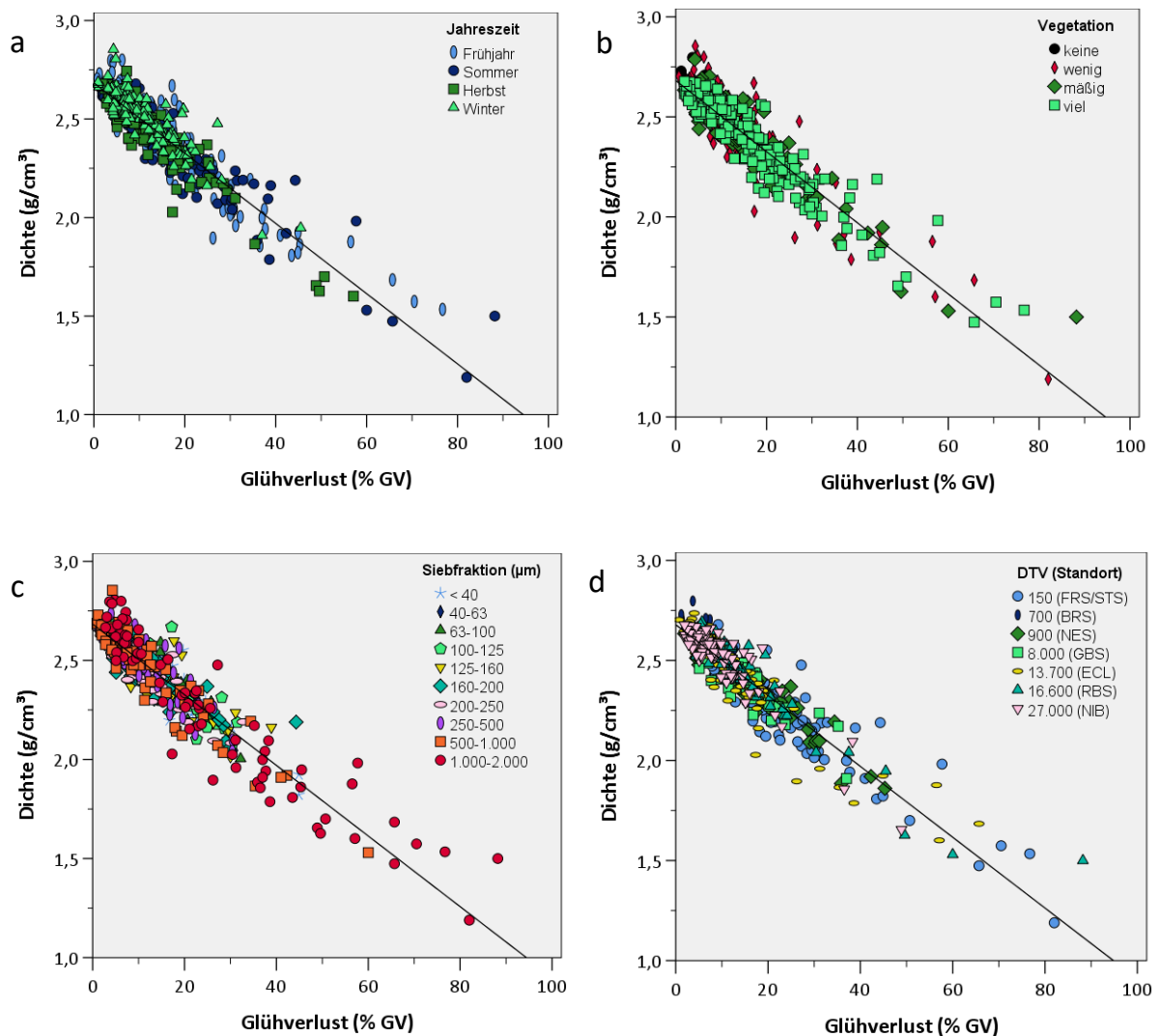


Abbildung 5.14: Streudiagramm – Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm^3) in Siebfraktionen < 40 bis 1.000-2.000 μm nach Jahreszeiten (a), Vegetation (b), Siebfraktion (c) und DTV (d)

Dargestellt nach Jahreszeiten (a) liegen insbesondere Winterproben (hellgrün) aufgrund der nicht mehr vorhandenen Vegetationsbestandteile schwerpunktmäßig im Bereich geringer Glühverluste (< 20 % GV) bzw. hoher Dichte (> 2,25 g/cm^3). Alle anderen Messwerte aus den Jahreszeiten Frühjahr bis Herbst weisen eine sehr heterogene Verteilung über die gesamte Breite auf. Für die Kenngröße Vegetation am Standort (b) liegen insbesondere Messwerte von Standorten mit nennenswerter Vegetation über die gesamte Bandbreite der Stichprobe vor. Standorte ohne Vegetation (schwarz) sind

nur im Bereich geringer GV bzw. hoher Dichten zu finden. Nach Siebfraktionen (c) abgebildet wird deutlich, dass die Messwerte aller Siebfraktionen $< 2.000 \mu\text{m}$ mit einer Regression dargestellt werden können. Besonders dominant sind hier die beiden Siebfraktionen $500\text{-}1.000$ und $1.000\text{-}2.000 \mu\text{m}$, die über die gesamte Bandbreite gemessen wurden. Insbesondere Messwerte ab 50 % GV wurden nur noch in den beiden größten Siebfraktionen gefunden. Zusammengefasst wurden bezogen auf den GV (analog invers der Dichte) im Winter und Siebfraktionen $< 500 \mu\text{m}$ respektive an Standorten ohne Vegetation nur Werte im Schwerpunktbereich bis maximal 50 % GV respektive 30 % GV gefunden.

Umfangreiche Vergleichswerte aus der Literatur gibt es nicht, da eine Studie zu GV und Dichte in den FD in diesem Umfang von unterschiedlichen Verkehrsflächen erstmalig durchgeführt wurde.

5.2.4 Zusammenfassung

Nachfolgend werden die Kernerkenntnisse zu absetzrelevanten Kenngrößen von FD $< 2.000 \mu\text{m}$ zusammengefasst.

Partikelgrößenverteilung

- Die Summenkurven der PSD von FD-Proben weisen eine ähnliche Form auf wie PSDs aus der Literatur. Der d_{50} -Wert liegt bei einem Mittelwert von $459 \mu\text{m}$ und einem Median von $350 \mu\text{m}$. Saisonal wurden nur im Winter Unterschiede aufgrund größerer Anteile gefunden. Weiterhin wurde ein negativer Zusammenhang der Partikelgrößen d_{10} und d_{90} und der DTV festgestellt. Dies könnte daran liegen, dass die Partikel durch mehr Fahrzeuge feiner zerrieben werden können. Ein statistisch signifikanter Unterschied der PSD an Standorten variierender Vegetation und verteilt über den Straßenquerschnitt konnte nicht festgestellt werden.
- Die Bestätigung der Gleichartigkeit der PSDs von FD-Proben kann helfen, die Wash-off-Prozesse von FA künftig besser nachzuvollziehen. Hierzu lieferte diese Arbeit eine statistisch solide Datengrundlage.

Partikelform

- In Mikroskopaufnahmen von FD-Proben konnten diverse Formen (rund, kantig, faserig) und Bestandteile (Sand, Vegetation, Reflexperlen, u. a.) identifiziert werden. Die Auswertung nach den Durchmessern und Formfaktoren von Mischproben konstanter Partikelgrößenzusammensetzung (FD_{FA-PSD}) zeigt, dass die FD-Proben in ihrer mittleren Verteilung gleiche Partikelformen aufweisen.

Dichte und organischer Anteil

- Dichte und GV lagen in der Siebfraktion $< 2 \text{ mm}$ im Mittel bei 14 % GV respektive $2,38 \text{ g/cm}^3$. Mit zunehmendem GV sinkt die Dichte in gleichem Maße. Es wurde erstmalig gezeigt, dass die absetzrelevante Kenngröße Dichte eine Funktion des organischen Anteils (GV) in den FD ist. Die Erkenntnisse dieser Arbeit deuten darauf hin, dass der Standardparameter Glühverlust künftig als Surro-

gatparameter für die Dichte eingesetzt werden kann. Hierfür sind weitere Untersuchungen in FA-Proben nötig, um die Erkenntnisse für die Matrix zu verifizieren.

5.3 Absetzverhalten von verkehrsflächenbürtigen Feststoffen

Anhand der Literaturstudie wurde gezeigt, dass sowohl die Messung der Sinkgeschwindigkeit realer Abflüsse als auch die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit anhand der PSD Unsicherheiten aufweisen. Als Gründe können insbesondere unbekannte oder nicht vergleichbare Feststoffkonzentrationen, Partikelgrößenverteilung oder Probenalterung in den realen FA respektive die fehlende Kenntnis zum Einfluss von Form und Dichte bei der Berechnung der Sinkgeschwindigkeit anhand der PSD genannt werden.

Vorteil der neu entwickelten Methode ist es, Absetzversuche unter konstanten Bedingungen (Partikelgröße, -form, Feststoffkonzentration, Probenalterung) durchzuführen und dadurch im relativen Vergleich Rückschlüsse auf andere Substanzen (Dichte, GV, Schwermetalle) ziehen zu können. Mit dieser Methode können vergleichende Versuche mit gezielt variierenden Randbedingungen durchgeführt werden, und damit Aussagen zum Absetzverhalten getroffen werden. Dazu werden Messproben konstanter Zusammensetzung (Feststoffkonzentration, PSD, Form) sowie bekannter Zusammensetzung hinsichtlich ihrer Substanzen (Organik, Dichte, Schwermetalle) eingesetzt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse von Absetzversuchen mit elf Materialien gezeigt. In Tabelle 5.7 ist eine kurze Standortübersicht gegeben. Detaillierte Beschreibungen zu den Standorteigenschaften sind in Kapitel 4.2.2 zu finden. Es wurden fünf Standorte mit variierenden standortspezifischen Randbedingungen hinsichtlich der DTV, Vegetation und Jahreszeit ausgewählt.

Tabelle 5.7: Standortübersicht – Absetzversuche (n = 11)

Standort	Jahreszeit	DTV (Kfz/24 h)	Vegetation	Besonderheiten
Nibelungenallee (NIB)	Frühjahr (Q1/17) Sommer (Q2/17) Herbst (Q3/17) Winter (Q4/17)	27.000	mäßig	Zubringerstraße
Eckenheimer Landstraße (ECL)	Frühjahr (Q1/17) Sommer (Q2/17) Herbst (Q3/17) Winter (Q4/17)	13.700	wenig	Kreuzung für Straßen- und Tramverkehr
Nordendstraße (NES)	Frühjahr (Q1/17)	900	mäßig	Wohngebiet
Brahmsstraße (BRS)	Frühjahr (Q1/17)	700	keine	Wohngebiet
Frauensteinstraße (FRS)	Herbst (Q3/17)	150	hoch	Einbahnstraße, Wohngebiet, Allee

Die Güte der Messergebnisse wird nachfolgend zunächst durch eine Qualitätssicherung bewertet (Kapitel 5.3.1). In Kapitel 5.3.2 wird ein Auswertungsschema für die Absetzversuche vorgestellt und in Kapitel 5.3.3 und 5.3.4 für die absetzrelevante Kenngröße organischer Anteil (als Surrogatparameter für die Dichte) und die Substanzen Cu, Zn und Pb dargestellt und diskutiert. In Kapitel 5.3.5 werden die Ergebnisse zusammengefasst.

5.3.1 Qualitätssicherung

Für die Untersuchung des Absetzverhaltens von verkehrsflächenbürtigen Feststoffen wurden Versuche der Variante 2 (0,5 g-Messprobe FD_{FA-PSD}) mit einem Sinkgeschwindigkeitsschnitt bei 11 m/h (Messzeitpunkt nach 4 Minuten) durchgeführt. Die abgesetzte Feststoffmasse ist schneller als 11 m/h und die Feststoffmasse, die in der Säule zurückbleibt, langsamer als 11 m/h. Es werden also zwei Sinkgeschwindigkeitsfraktionen $V_s \geq$ und < 11 m/h gemessen. Im Versuchsssetup ist die Feststoffkonzentration, Partikelgrößen- und Partikelformzusammensetzung als konstant anzunehmen. Der organische Anteil und die Schwermetallkonzentration in der Inputprobe sind bekannt (Anhang 26), weshalb im Versuchsssetup die Wiederfindung der Feststoffe und der Substanzen (organischer Anteil und Schwermetalle) zur Qualitätssicherung dokumentiert wurde (Anhang 27).

Die Wiederfindungsraten (WFR) für die eingesetzte Feststoffmasse (0,5 g) lagen bei 92 bis 96 % ($n = 11$, MW = 95 %, SD = 1 %). Die WFR dokumentieren die Verluste durch die Summe der analytischen Arbeitsschritte. Da keine Mehrbefunde bei den Wiederfindungen der Feststoffmassen detektiert wurden, können Fremdeinträge oder Verschmutzungen im Versuchsaufbau ausgeschlossen werden. Durch die stichprobenartige Messung des CSB im Filtrat des Säulenrestes, der deutlich unter 1 % der eingesetzten Masse (< 5 mg) lag, wurde gezeigt, dass die gemessenen Verluste nur zu einem geringen Anteil den gelösten organischen Anteilen zugeordnet werden können.

In Mischproben aus Dreifachbestimmungen der beiden Sinkgeschwindigkeitsfraktionen $V_s \geq$ und < 11 m/h wurde der GV als Surrogatparameter für die Dichte gemessen (siehe Korrelation der beiden Kenngrößen in Kapitel 5.2.3). Im Glührest der Proben $V_s \geq$ und < 11 m/h wurde die partikulären Schwermetallkonzentrationen von Cu, Zn und Pb bestimmt und bezogen auf die Gesamtprobe mit organischem Anteil hochgerechnet. Um die WFR für Schwermetalle zu ermitteln, wurden außerdem im Filtrat des Säulenrestes die Schwermetallkonzentrationen in der gelösten Phase gemessen.

Die WFR für den GV liegen zwischen 90 und 116 % ($n = 11$, MW = 100 %, SD = 11 %). Die WFR für die Schwermetalle Cu, Zn und Pb liegen bei 77 bis 134 % ($n = 11$, MW = 101 %, SD = 20 %), 62 bis 140 % ($n = 11$, MW = 100 %, SD = 21 %), respektive 55 bis 152 % ($n = 11$, MW = 101 %, SD = 24 %). Gelöste Anteile an Cu, Zn und Pb sind im Durchschnitt deutlich unter 5 % des Gesamtgehalts. Die Schwermetalle liegen also in diesem Versuchsschema überwiegend partikulär vor. Die WFR liegen für alle Substanzen im Mittel bei etwa 100 %. Die WFR der Schwermetalle streuen jedoch stärker, als die des GV und liegen vereinzelt außerhalb geläufiger WFR zwischen 70 und 120 % (Wellnitz und Gluschke 2005). Dies kann mit den zusätzlichen analytischen Bearbeitungsschritten zur Messung der Schwermetallkonzentration aus dem Glührest nach der GV-Bestimmung begründet werden. Besonders hohe Abweichungen in der Schwermetallwiederfindung wurden immer dort gemessen, wo auch hohe Abweichungen an GV-Wiederfindung verzeichnet wurden (Anhang 27). Es handelt sich hier um eine Fortpflanzung der Wiederfindungsabweichung aus der GV-Bestimmung. Da die

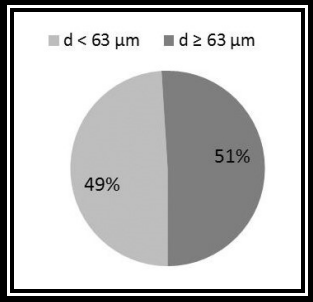
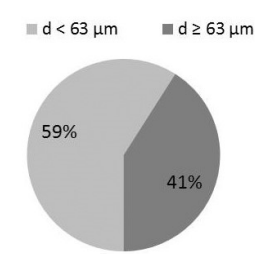
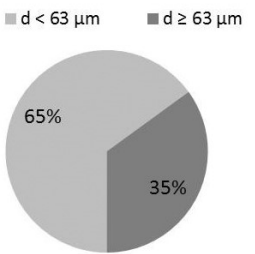
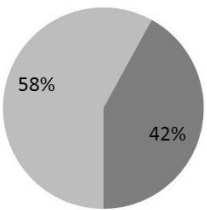
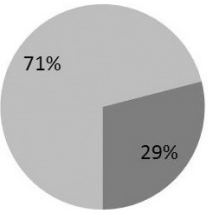
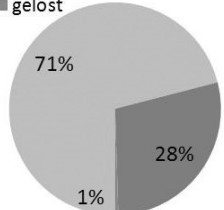
Wiederfindungen in beide Richtungen gleichermaßen streuen, ist nicht von einem systematischen Messfehler auszugehen. Die Messgüte der Schwermetallmessung des Messlabors wurde außerdem mit Kalibrierstandards bestätigt (Kapitel 4.4.5).

5.3.2 Erläuterung der Auswertungen

Die nachfolgende Beschreibung dient als Einführung in das Auswertungsschema der Absetzversuche nach der neu entwickelten Methode. Dieses wird genutzt um das Absetzverhalten der Feststoffe und organischen Anteile (Kapitel 5.3.3) sowie der Schwermetalle (Kapitel 5.3.4) zu bewerten. Wie in Kapitel 5.3.1 wiederholt wurde, ergeben sich aus dem Sinkgeschwindigkeitsschnitt im Absetzversuch je ein Feststoffanteil schneller und ein Feststoffanteil langsamer als 11 m/h. Feststoffe, die in der Säule verbleiben, entsprechen der Sinkgeschwindigkeitsfraktion $V_s < 11$ m/h. Nach der semiempirischen Formel für die Sinkgeschwindigkeit von dispersen Sedimentpartikeln entsprechen sie etwa den Partikelgrößen $d < 63$ μm (Formel nach Jimenez und Madsen, 2003). Die beiden Parameter Sinkgeschwindigkeitsäquivalent $V_s < 11$ m/h und Partikelgrößenäquivalent $d < 63$ μm werden für einen bivariaten Vergleich in Streudiagrammen gegenübergestellt. Dadurch kann bewertet werden, ob, wie in anderen Studien geschehen, anhand eines Partikelgrößenäquivalents (hier Siebfraktion) auf ein Sinkgeschwindigkeitsäquivalent geschlossen werden kann. Außerdem können bei bekannter Inputzusammensetzung weiterer Substanzen wie den organischen Anteilen deren Einfluss auf das Absetzverhalten betrachtet werden.

In Tabelle 5.8 werden die bekannten Kenngrößen der Input- (Partikelgrößenäquivalent) und Outputgrößen (Sinkgeschwindigkeitsäquivalent) beispielhaft für die Messprobe NIB Q1/17 gezeigt. Hellgrau ist jeweils der Anteil des Partikelgrößenäquivalents $d < 63$ μm respektive des Sinkgeschwindigkeitsäquivalents $V_s < 11$ m/h dargestellt, der weiterhin statistisch untersucht wird.

Tabelle 5.8: Beispiel zur Zusammensetzung einer Messprobe (Feststoffe und Substanzen) – Vergleich Input- zu Outputverteilungen (Messprobe: NIB Q1/17)

	Feststoff	Organik	Schwermetall
Masse/ Konzentration/ Fracht in der Messprobe	0,5 g FD_{FA-PSD} (NIB Q1/17)	16 % GV entspricht 0,08 g organischen Feststoffen	158 $\mu\text{g/g}$ entspricht 79 μg Pb Fracht
Verteilung inner- halb der Sub- stanz(en)	Feststoffanteile (%)	Organische Feststoffan- teile (%)	Pb-Anteile (%)
Partikelgrößen- äquivalent (Input):			
Sinkgeschwindig- keitsäquivalent (Output):			

Die Messprobe NIB Q1/17 hat eine Feststoffmasse von 0,5 g in konstanter Feststoffverteilung (FD_{FA-PSD} -Zusammensetzung). Die Partikelgrößenäquivalente $d \geq$ und $< 63 \mu\text{m}$ der Feststoffe sind in allen Messproben neben der konstanten Feststoffkonzentration und Formverteilung der Partikel die einzige Konstante im Versuchsaufbau (schwarz umrandeter Kasten). Bezogen auf die Substanzen GV oder Schwermetalle enthält diese Probe in 0,5 g eine bestimmte Konzentration und Fracht. Bei einem GV in der Messprobe von 16 % GV sind das 0,08 g organische Feststoffe. Bei einer Bleikonzentration von $158 \mu\text{g/g}$ beträgt die Fracht $79 \mu\text{g}$ Pb in 0,5 g-Feststoffmasse. Die partikelgrößenbezogene Verteilung der Substanzen in der Inputprobe weicht aufgrund variierender Konzentrationen je Siebfraktion von der konstanten Feststoffzusammensetzung ab. Um das Absetzverhalten dieser Substanzen zu bewerten, ist es dennoch wichtig, ihre partikelgrößenbezogene Inputverteilung zu kennen. Diese Verteilung wurde als Substanz(en)anteil innerhalb der Substanz nach Formel 4-2 (Kapitel 4.6.2) und Stoffmengenkonzentrationen aus Anhang 26 berechnet.

Im gezeigten Beispiel (1. Zeile, Inputverteilungen) liegt der Feststoffanteil $d < 63 \mu\text{m}$ bekanntermaßen konstant bei 49 %, der organische Feststoffanteil respektive Pb-Anteil $d < 63 \mu\text{m}$ jedoch bei 59 respektive 65 %. Das bedeutet für die Messprobe NIB Q1/17, dass bezogen auf die Substanzen Organik oder Blei anteilig deutlich mehr

Substanz(en)- als Feststoffanteile im Partikelgrößenäquivalent enthalten sind. Der Substanz(en)anteil $d < 63 \mu\text{m}$ überprägt den Feststoffanteil $d < 63 \mu\text{m}$.

Die Sinkgeschwindigkeitsäquivalente $V_s < 11\text{m/h}$ (2. Zeile, Outputverteilungen) der Feststoffanteile müssten nach der Theorie zur Sinkgeschwindigkeit von dispersen Partikeln den Partikelgrößenäquivalenten $d < 63 \mu\text{m}$ entsprechen. In diesem Beispiel ist der Feststoffanteil $V_s < 11 \text{ m/h}$ jedoch mit 58 % deutlich höher als die partikelgrößenäquivalenten Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ 49 %. Das bedeutet zunächst, dass die Feststoffe nicht (nur) entsprechend ihres Partikelgrößenäquivalents sedimentiert sind. Bezogen auf die organischen Feststoff- und Pb-Anteile ist im Vergleich zum Feststoffanteil (58 %) ein deutlich höherer Anteil in der Outputprobe $V_s < 11 \text{ m/h}$ von jeweils 71 % zu sehen. Der gelöste Anteil Pb von knapp 1 % kann hinsichtlich des Absetzverhaltens vernachlässigt werden. Es bleiben also anteilig mehr Organik und Schwermetalle als Feststoffe in der Säule zurück. Der hohe Anteil an Organik in $V_s < 11 \text{ m/h}$ könnte die schlechte Absetzbarkeit erklären. Für den hohen Schwermetallanteil lässt sich ein Erklärungsansatz in den Substanz(en)anteilen der Partikelgrößenäquivalente $d < 63 \mu\text{m}$ finden. Denn auch diese sind mit 65 % höher als der eingesetzte Feststoffanteil $d < 63 \mu\text{m}$ von 49 %. Es bleiben also anteilig mehr Substanzen in der Säule zurück ($V_s < 11 \text{ m/h}$).

Um zu bewerten, ob es einen statistisch signifikanten Zusammenhang des Absetzverhaltens innerhalb der untersuchten elf Materialien gibt, werden Auswertungen in bivariaten Streudiagrammen durchgeführt. Die Messwerte der Feststoff- und Substanz(en)anteile (GV, Schwermetalle) $V_s < 11 \text{ m/h}$ respektive $d < 63 \mu\text{m}$ (in Tabelle 5.8, hellgrau) werden daher als Punkte im Streudiagramm einander gegenübergestellt. Die Messergebnisse sind Anhang 27 zu entnehmen.

Die Feststoffanteile $V_s < 11 \text{ m/h}$ (y-Achse) der elf Absetzversuche werden hierfür zunächst den konstanten Feststoffanteilen $d < 63 \mu\text{m}$ von 49 % (x-Achse) gegenübergestellt (Abbildung 5.15). Die Feststoffanteile $V_s < 11\text{m/h}$ wurden in abnehmender Reihenfolge von 1 bis 11 durchnummeriert. Auf die jeweiligen Materialien wird in der Auswertung Kapitel 5.3.3 im Detail eingegangen. Sie dient hier nur der Verdeutlichung der Vorgehensweise. Probe 1 ist besonders langsam sedimentiert und Probe 11 besonders schnell. Diese Nummerierung wird weiterhin beibehalten.

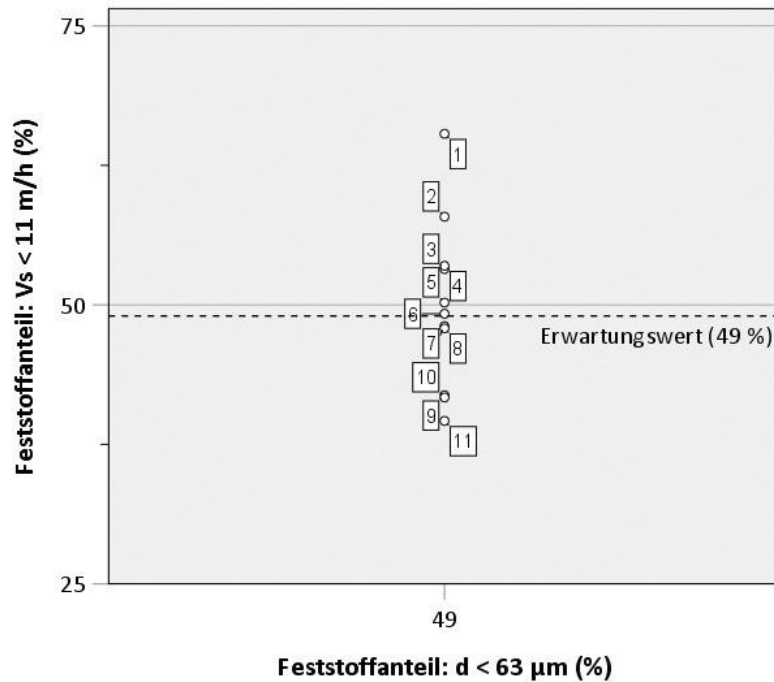


Abbildung 5.15: Streudiagramm – Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ und $V_s < 11 \text{ m/h}$ in % ($n = 11$)

Wenn alle Messproben analog ihren Feststoffanteilen $d < 63 \mu\text{m}$ sedimentieren, dann ist als Erwartungswert für die Sinkgeschwindigkeit $V_s < 11 \text{ m/h}$ der Feststoffanteil ebenfalls 49 % (gestrichelte Linie). Damit wäre für Partikelkollektive gleicher Dichte und Form diskretes Absetzverhalten nachgewiesen. Das tatsächliche Absetzverhalten weicht davon ab. Mit dieser Gegenüberstellung kann zunächst einmal gezeigt werden, dass es nicht ausreicht, die Sinkgeschwindigkeit der FA nur anhand ihrer Partikelgrößenverteilung zu berechnen, da das Partikelgrößenäquivalent $d < 63 \mu\text{m}$ nicht dem Sinkgeschwindigkeitsäquivalent $V_s < 11 \text{ m/h}$ entspricht.

Zur Bewertung des Einflusses anderer Kenngrößen werden die Input- und Outputverteilungen ($d < 63 \mu\text{m}$ respektive $V_s < 11 \text{ m/h}$) betrachtet. Die Ergebnisse werden als Streudiagramm der Feststoff- und Substanz(en)anteile (organische Feststoffe, Schwermetalle) $V_s < 11 \text{ m/h}$ respektive $d < 63 \mu\text{m}$ dargestellt. Die Feststoff- und Substanz(en)anteile $V_s \geq 11 \text{ m/h}$ respektive $d \geq 63 \mu\text{m}$ verhalten sich analog hierzu und werden nicht betrachtet. Es werden beispielhaft drei Auswertungsvarianten vorgestellt (Abbildung 5.16).

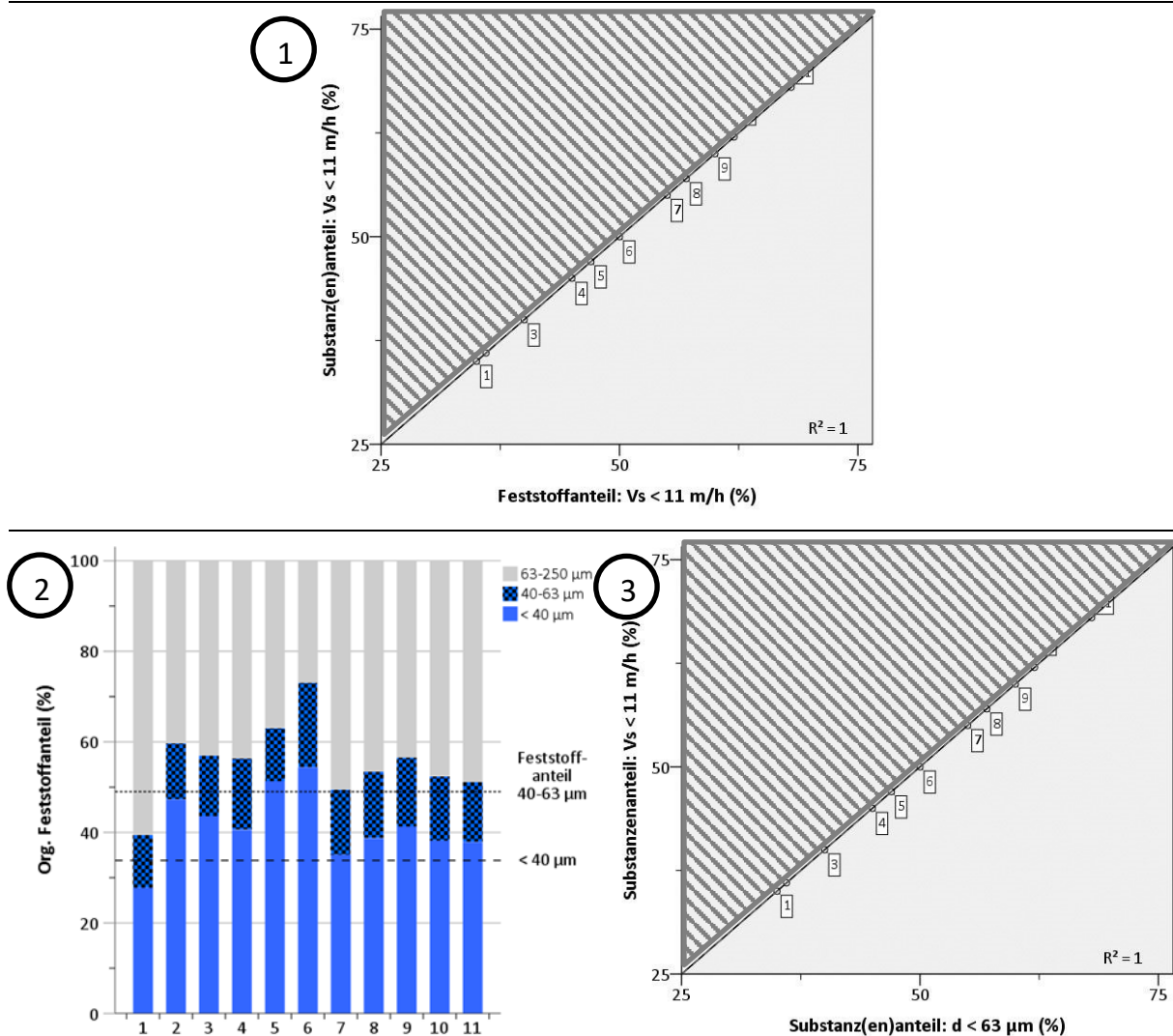


Abbildung 5.16: Beispielauswertung für Absetzversuche (oben: Verhältnis der Feststoffanteile zu Substanz(en)anteilen Vs < 11 m/h, unten links: Substanz(en)anteile in der Messprobe FD_{FA-PSD}, unten rechts: Verhältnis der Substanz(en)anteile d < 63 µm zu Vs < 11 m/h)

In Streudiagramm 1 werden nur die Sinkgeschwindigkeitsfraktionen Vs < 11 m/h der Feststoffe jeweils den Substanz(en)anteilen gegenübergestellt. Dieser Vergleich entspricht einem horizontalen Vergleich der Sinkgeschwindigkeitsäquivalente (2. Zeile, Tabelle 5.8). Auf der x-Achse sind hier die prozentualen Feststoffanteile Vs < 11 m/h abgebildet, auf der y-Achse die prozentualen Substanz(en)anteile in der Sinkgeschwindigkeitsfraktion Vs < 11 m/h nach Formel 4-2 (Kapitel 4.6.2). Liegen die Messwerte wie in der Grafik auf der Winkelhalbierenden, dann sedimentieren die enthaltenen Substanz(en)anteile in gleichem Ausmaß wie die Feststoffanteile. Es besteht in diesem Fall ein perfekt linearer Zusammenhang ($R^2 = 1$). In diesem Modell bedeuten Messwerte im schraffierten Bereich, dass mehr Substanz(en)anteile (beispielhaft org. Feststoffanteile) als Feststoffanteile in der Säule zurückbleiben. Die Substanz(en)anteile sind langsamer abgesetzt als die Feststoffanteile. Die jeweiligen Substanz(en) sind demnach schlechter absetzbar als der Feststoff.

Für organische Feststoffanteile wird, wie auch im Beispiel der Messprobe NIB Q1/17 gezeigt, erwartet, dass die Messwerte aufgrund der geringeren Dichte einiger Bestandteile im schraffierten Bereich liegen und damit schlechter sedimentieren. Die beschriebenen Versuche und die Auswertung nach Streudiagramm 1 können auf diese Art auch mit realen FA-Proben durchgeführt werden, sofern die Substanz(en)konzentration eines Inputaliquots vorher bestimmt wird. Mit dieser Auswertung werden nur die Sinkgeschwindigkeitsäquivalente miteinander verglichen. Dadurch können Zusammenhänge des Absetzens nachgewiesen werden. Typische Beschreibungen der Ergebnisse lauten dann: Wenn mehr Feststoffe sedimentieren, sedimentiert auch mehr Substanz. Kausalitäten zu anderen absetzrelevanten Kenngrößen können mit diesem Vergleich allerdings nicht nachgewiesen werden.

Das hier entwickelte Verfahren hebt sich von anderen Verfahren ab, da auch die partikelgrößenbezogenen Substanz(en)anteile der Inputgrößen bekannt sind (Grafik 2, unten links, Abbildung 5.16). In dem Balkendiagramm werden die konstanten Feststoffanteile mit den variablen Substanz(en)anteilen $< 40 \mu\text{m}$, $40\text{-}63 \mu\text{m}$ und $63\text{-}250 \mu\text{m}$ verglichen. Dieser Vergleich entspricht einem horizontalen Vergleich der Partikelgrößenäquivalente (1. Zeile, Tabelle 5.8). Die Feststoffanteile sind zwar konstant ($< 40 \mu\text{m}$: 34 %, $< 63 \mu\text{m}$: 49 %), aber die Substanz(en)anteile schwanken aufgrund variierender Substanz(en)konzentrationen in den Siebfraktionen mitunter stark. Für das aufgeführte Beispiel des organischen Feststoffanteils wurde gezeigt, dass bei einem konstanten Feststoffanteil $d < 63 \mu\text{m}$ von 49 % (fein gestrichelte Linie) bspw. die Probe 1 40 % organischen Feststoffanteil (Summe der blauen Anteile) aus der Siebfraktion $d < 63 \mu\text{m}$ einbringt, die Probe 6 über 73 %. Der Feststoffanteil $d < 63 \mu\text{m}$ ist also nicht gleichzusetzen mit dem jeweils enthaltenen Substanz(en)anteil. Die Darstellung der partikelgrößenbezogenen Substanz(en)verteilung liefert zusätzliche Informationen für die Bewertung des Absetzverhaltens. Wie sich die Substanz(en)verteilung auf das Absetzverhalten auswirkt, soll mit der nächsten Darstellung gezeigt werden.

Die Feststoffanteile $V_s < 11 \text{ m/h}$ wichen in ihrem Absetzverhalten vom Erwartungswert basierend auf dem konstanten Feststoffanteil $d < 63 \mu\text{m}$ (49 %) ab (Abbildung 5.15). Mit Streudiagramm 3 sollen die Substanz(en)anteile $d < 63 \mu\text{m}$ mit den Substanz(en)anteilen $V_s < 11 \text{ m/h}$ verglichen werden (Streudiagramm 3, rechts unten, Abbildung 5.16). Dieser Vergleich entspricht einem vertikalen Vergleich zwischen Partikelgrößen- und Sinkgeschwindigkeitsäquivalenten (Spaltenweise, Tabelle 5.8). Auf der x-Achse sind hier die Substanz(en)anteile $d < 63 \mu\text{m}$ abgebildet, auf der y-Achse die Substanz(en)anteile $V_s < 11 \text{ m/h}$. Liegen die Messwerte wie im Streudiagramm auf der Winkelhalbierenden, dann sedimentieren die enthaltenen Substanz(en)anteile $V_s < 11 \text{ m/h}$ entsprechend ihren Substanz(en)anteilen $d < 63 \mu\text{m}$ und es besteht ein perfekt linearer Zusammenhang ($R^2 = 1$). Liegen die Messwerte alle im schraffierten Bereich, dann sind die Substanz(en)anteile $V_s < 11 \text{ m/h}$ schlechter sedimentiert als ihre sinkgeschwindigkeitsäquivalenten Substanz(en)anteile $d < 63 \mu\text{m}$. Für organische Feststoffanteile bspw. wird vermutet, dass die Messpunkte wieder im schraffierten Bereich liegen, da organische Anteile in den größeren Fraktionen $63\text{-}250 \mu\text{m}$ enthalten sind, die aufgrund ihrer geringen Dichte einen absetzhemmenden Einfluss haben.

Die dargestellten bivariaten Streudiagramme werden zur Übersicht auch als Spearman-Rangorderkorrelation der Feststoff- und Substanz(en)anteile $d < 63 \mu\text{m}$ und $V_s < 11 \text{ m/h}$ ausgewertet ($n = 11$, Anhang 28).

5.3.3 Feststoffe und organische Feststoffanteile

Feststoffkonzentration, Partikelgröße und -form in Messproben ($FD_{\text{FA-PSD}}$) werden basierend auf den Voruntersuchungen als konstant angenommen (Kapitel 5.2.2). Daher kann der Einfluss der Organik respektive der Dichte auf das Absetzverhalten im relativen Vergleich untersucht werden. Da für diese Versuche nur die Partikelgrößen und Formen von Siebfractionen als konstant anzunehmen und nicht für jedes Einzelpartikel bekannt sind, sind leichte Streuungen aufgrund individueller Zusammensetzungen im Partikelkollektiv anzunehmen.

In Abbildung 5.17 wird erneut das Streudiagramm der Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ (Erwartungswert) zu tatsächlichen Sinkgeschwindigkeitsanteilen $V_s < 11 \text{ m/h}$ dargestellt. Die Absetzbarkeit nimmt von Probe 1 zu Probe 11 zu. Trotz konstanter Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ (49 %) streuen die Feststoffanteile $V_s < 11 \text{ m/h}$ von 40 bis 65 % (Mittelwert: 50 %, SD: 8 %). Die Partikelkollektive sedimentieren also nur annähernd im Mittel der eingesetzten Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$, also gemäß der Partikelgröße bei diskretem Absetzverhalten. Es gibt eine Streuung von 8 % die nicht anhand der Partikelgröße erklärt werden kann. Die durch Selbig et al. (2016) beobachteten Abweichungen zwischen der Berechnung und Messung von Sinkgeschwindigkeiten konnten mit diesen Versuchen zunächst bereits bestätigt werden.

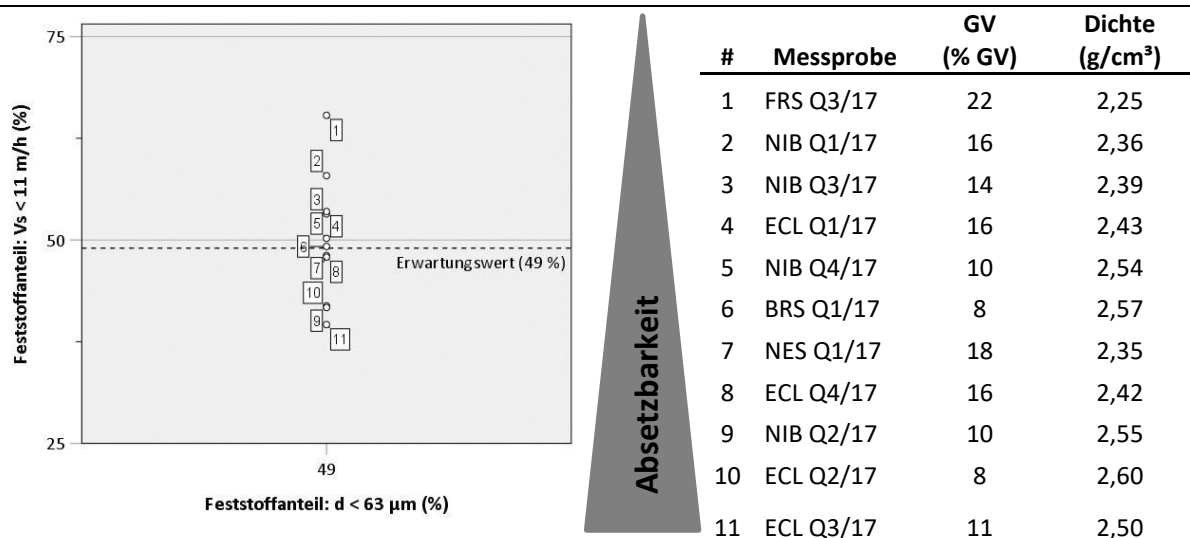


Abbildung 5.17: Streudiagramm – Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ und $V_s < 11 \text{ m/h}$ in % (links); Glühverlust (% GV) und Dichte (g/cm^3) in Messproben ($FD_{\text{FA-PSD}}$, $n = 11$) (rechts)

Um das vom Erwartungswert abweichende Absetzverhalten der Feststoffe mithilfe des GV oder der Dichte in der Messprobe zu bewerten, sind in der Tabelle rechts die Probenbezeichnung, GV und Dichte der zugehörigen Messprobe ($FD_{\text{FA-PSD}}$) gelistet. Die Bandbreite an GV und Dichte, die mit den Messproben ($FD_{\text{FA-PSD}}$) abgedeckt werden kann, liegt zwischen 8 bis 22 % GV respektive 2,60 bis 2,25 g/cm^3 . Höhere organische

Anteile respektive geringere Dichten sind mit dem gegebenen Material aufgrund der relativ homogenen Verteilung von Dichte und GV in den Siebfractionen < 250 µm nicht abbildbar (Kapitel 5.2.3). Die in der Literaturstudie gefundenen Schwerpunktwerte des GV in Abflüssen von 19 bis 35 % GV kann mit Messproben aus FD-Material aus Frankfurt nicht vollständig abgebildet werden. Dies ist für die Einordnung der Ergebnisse zu berücksichtigen. Aufgrund des bestätigten linearen Zusammenhangs zwischen dem GV und der Dichte wird nachfolgend nur noch auf den GV Bezug genommen. Für die Dichte gilt der Zusammenhang jeweils invers.

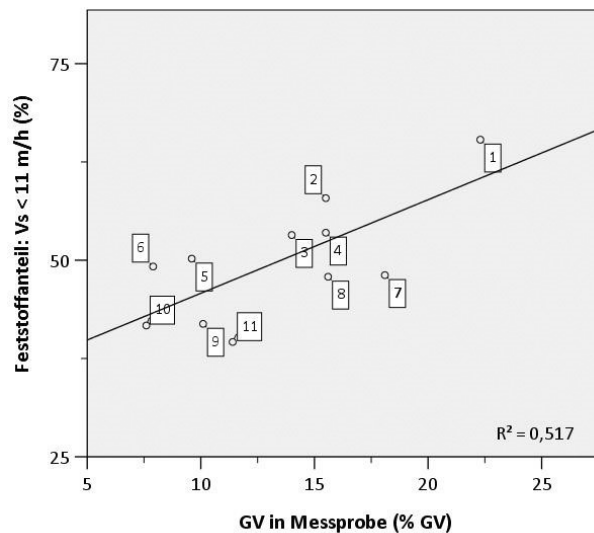


Abbildung 5.18: Streudiagramm – Glühverlust (% GV) in Messprobe (FD_{FA-PSD}) zu Feststoffanteil Vs < 11 m/h (%)

In Abbildung 5.18 wird der Zusammenhang zwischen dem Glühverlust in der Messprobe (% GV) und der Sinkgeschwindigkeitsfraktion Feststoffanteile Vs < 11 m/h (%) als Streudiagramm dargestellt. Es besteht ein positiver Zusammenhang ($R^2 = 0,517$). Mit zunehmendem GV in der Messprobe sinkt die Absetzbarkeit tendenziell. Mit dem Glühverlust als Surrogatparameter für die Dichte können knapp 52 % der Varianz erklärt werden. Der organische Anteil respektive die Dichte konnten als wesentliche Kenngrößen des Absetzverhaltens bestätigt werden. Tendenziell ist also bei zunehmenden organischen Anteilen eine reduzierte Absetzbarkeit der Feststoffe anzunehmen. Dennoch gibt es Messproben (bspw. Probe 6: 8 % GV oder Probe 7: 18 % GV), die trotz geringem respektive hohem Glühverlust eher eine mittlere Absetzbarkeit aufweisen und nicht, wie es zu erwarten wäre, besonders schnell respektive langsam sedimentieren.

Anhand der absoluten GV-Werte der Messprobe ist das beobachtete Absetzverhalten nur bedingt zu erklären. Die Messwerte der Absetzversuche werden daher nach dem beschriebenen Auswertungsschema hinsichtlich ihrer prozentualen Feststoff- und organischen Feststoffanteile betrachtet (Abbildung 5.19).

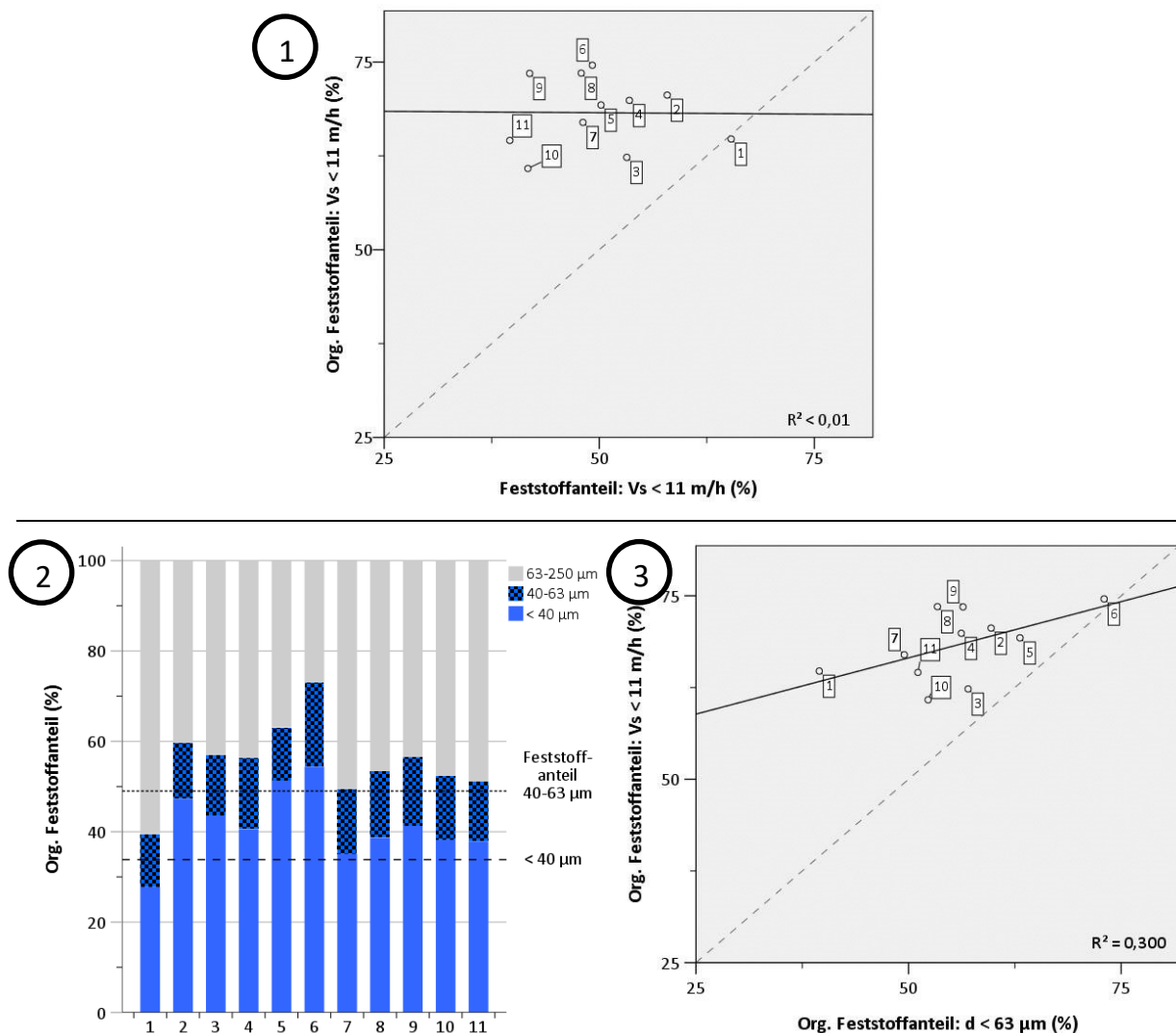


Abbildung 5.19: Absetzverhalten – organische Feststoffanteile (oben: Verhältnis der Feststoffanteile zu org. Feststoffanteilen Vs < 11 m/h, unten links: org. Feststoffanteile in der Messprobe: FD_{FA-PSD} , unten rechts: Verhältnis der org. Feststoffanteil d < 63 μm zu Vs < 11 m/h)

In Streudiagramm 1 wird das Verhältnis der Feststoffanteile zu den organischen Feststoffanteilen Vs < 11 m/h dargestellt. Es gibt keinen linearen Zusammenhang zwischen den Feststoff- und den organischen Feststoffanteilen der Sinkgeschwindigkeitsfraktion Vs < 11 m/h ($R^2 < 0,01$). Mit zunehmenden Feststoffanteilen Vs < 11 m/h bleibt der organische Feststoffanteil Vs < 11 m/h sogar relativ konstant (MW: 68 %, SD: 5 %, n = 11). Alle Messpunkte liegen auf bzw. über der Winkelhalbierenden. Es bleiben also wie erwartet mehr organische Feststoffanteile als Feststoffanteile in der Säule. Die Annahmen zum Absetzverhalten organischer Feststoffanteile aus Kapitel 5.3.2 konnten bestätigt werden. Unabhängig vom GV in der Messprobe sind die organischen Feststoffanteile Vs < 11 m/h zu etwa zwei Dritteln in der Säule verblieben. Umgekehrt ist etwa ein Drittel der organischen Feststoffanteile schneller als 11 m/h sedimentiert. Es wird vermutet, dass diese konstante Verteilung der Feststoff- zu organischen Feststoff-

anteilen an der ähnlichen Dichte der beiden Feststoffgruppen mineralische und organische Anteile liegt. Im mineralischen Glührest der FD wurden Dichten mit sehr geringer Variabilität von $2,78 \pm 0,04 \text{ g/cm}^3$ gemessen, der Anteil organischer Bestandteile „verdünnt“ diese Mischung entsprechend und führt dann zu größerer Variabilität der Dichte in den FD von $2,38 \pm 0,16 \text{ g/cm}^3$ (siehe Kapitel 5.2.3). Das Verhältnis von Feststoffanteilen zu organischen Feststoffanteilen $V_s < 11 \text{ m/h}$ nimmt von Probe 1 zu Probe 11 tendenziell ab. Das bedeutet, es sind zunehmend anteilig mehr Feststoffe als organische Feststoffe sedimentiert.

Ergänzende Informationen zum Absetzverhalten liefern die partikelgrößenbezogenen Substanz(en)anteile, also der prozentualen Frachtverteilung, innerhalb der Messprobe (Abbildung 5.19, Grafik 2). In Grafik 2 wird die Verteilung der org. Feststoffanteile in den elf Inputproben als Balkendiagramme dargestellt. Die Feststoffanteile (gestrichelte Linien) sind je Probe konstant. Die Verteilung organischer Feststoffanteile schwankt. Insbesondere Probe 1 und 6 zeigen die größte Abweichung. Probe 1 enthält 40 % org. Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ (Summe der blauen Anteile), Probe 6 über 73 %. Die Proben 2 bis 5 haben wie Probe 6 einen leicht höheren Anteil organischer Feststoffe $d < 63 \mu\text{m}$. Die Proben 7 bis 11 sind hinsichtlich der organischen Feststoffverteilung relativ ähnlich wie die Feststoffverteilung. Bei konstanter Feststoffverteilung variiert die Verteilung der organischen Feststoffe. Der Einfluss dieser Verteilung wird im nächsten Streudiagramm untersucht.

Im Streudiagramm 3 sind der organische Feststoffanteil $d < 63 \mu\text{m}$ und $V_s < 11 \text{ m/h}$ dargestellt (Abbildung 5.19). Die Messwerte liegen alle auf oder über der Winkelhalbierenden. Es ist auch im Bereich der partikelgrößenbezogenen Organikanteile mehr Organik in der Säule verblieben, als im Partikelgrößenäquivalent $d < 63 \mu\text{m}$ enthalten waren. Es ist ein geringer positiv linearer Zusammenhang der Messwerte zu erkennen ($R^2 = 0,300$). Dieser ist statistisch knapp nicht signifikant ($p = 0,07$). Dennoch gibt es einen Trend: Mit zunehmendem organischem Feststoffanteil im feinen Bereich $d < 63 \mu\text{m}$ steigt der organische Feststoffanteil $V_s < 11 \text{ m/h}$ in der Säule tendenziell an. Das bedeutet umgekehrt, dass die Absetzbarkeit der Messprobe sinkt. Die beiden Proben mit extremen organischen Feststoffanteilen $d < 63 \mu\text{m}$ (Probe 1 und 6) von 40 und 73 % markieren jeweils die Enden der Punkteschar. Die überprägenden organischen Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ in Probe 6 bewirken, dass die Probe eher im gleichen Ausmaß wie ihre organischen Feststoffanteile $V_s < 11 \text{ m/h}$ sedimentiert. Es gibt praktisch nur sehr wenige grobe organische Feststoffanteile, die aufgrund ihrer Dichte absetzhemmend wirken und deshalb die Absetzbarkeit der organischen Anteile stärker reduzieren. Die Proben 2 bis 5 haben ebenfalls eher überprägende organische Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ und liegen tendenziell auch nahe der Winkelhalbierenden. Probe 1 hingegen bringt insbesondere viele organische Feststoffe aus der groben Fraktion $63\text{-}250 \mu\text{m}$ mit ein. Diese sollten bei gleicher Dichte und Form nach Stokes schneller sinken als 11 m/h . Aufgrund der geringeren Dichte der Anteile wirken sie absetzhemmend. Dies erklärt den hohen Abstand zur Winkelhalbierenden. Die Proben, die ebenfalls einen deutlich erhöhten Anteil grober organische Feststoffanteile aufwei-

sen (Proben 7-11) liegen ebenfalls deutlich entfernt zur Winkelhalbierenden. Die Messwerte außerhalb der Proben 1 und 6 weisen jedoch eher Gruppierungen als lineare Zusammenhänge auf. Dies könnte an den variierenden GV-Werten in den Messproben liegen, die wie oben gezeigt ebenfalls das Absetzverhalten beeinflussen. Für die Messproben 2 bis 5 und 7 bis 11 sind die Abweichungen der Substanz(en)verteilungen von der Feststoffverteilung außerdem nicht so ausgeprägt wie für die jeweiligen Endpunkte mit den Proben 1 und 6. Die Ergebnisse zeigen, dass nur für Extremwerte von Abweichungen zwischen organischen Feststoff- und Feststoffverteilung ein statistisch signifikanter Zusammenhang im Vergleich der Partikelgrößenäquivalente zu Sinkgeschwindigkeitsäquivalenten zu sehen ist. Zunehmende grobe organische Feststoffanteile $d \geq 63 \mu\text{m}$ leisten tendenziell einen Beitrag zu organischen Feststoffanteilen $V_s < 11 \text{ m/h}$ (Probe 1) und wirken absetzhemmend. Das bedeutet zunächst sedimentieren grobe mineralische, dann grobe organische Feststoffanteile und zuletzt feine mineralische und organischen Feststoffanteile (Absetzbarkeit: große, mineralische Partikel \gg große, organische \approx feine, mineralische Anteile $>$ feine, organische Anteile). Es konnte also für eine konstante Feststoffkonzentration (0,385 g/l) und Partikelgrößenverteilung ($< 250 \mu\text{m}$) demonstriert werden, dass das Absetzverhalten der Partikelkollektive überwiegend diskret verläuft (Typ I). Ein großer Teil der Streuung konnte nicht durch den bivariaten Vergleich mit organischen Feststoffanteilen erklärt werden. Bei vergleichsweise ähnlichen organischen Feststoff- und Feststoffverteilungen können andere Effekte ein statistisch signifikantes Ergebnis beeinflussen oder überprägen.

In der Literatur wurden ähnliche Ergebnisse gefunden. Sansalone et al. (2009) haben in Absetzversuchen mit Einzelpartikeln (Dichte: 2,4-2,6 g/cm³) eines Sandfangs an stark befahrenen Verkehrsflächen ebenfalls diskretes Absetzverhalten von Partikeln gemessen, und zwar an Partikeln von 2 bis 2.000 μm bei einer Feststoffkonzentration $< 0,1 \text{ g/l}$. Besonders kohäsive Anteile $< 2 \mu\text{m}$ und höhere Feststoffkonzentrationen wurden durch Sansalone et al. (2009) nicht untersucht.

Weitere Randbedingungen für die Abweichung von diskretem Absetzverhalten könnten Agglomeration und Flockung von kohäsiven Feinstanteilen sein (Hillebrand 2008). So könnte in den hier durchgeführten Versuchen die Flockung der Partikel aufgrund feinsten Anteile und erhöhter Feststoffkonzentration (0,385 g/l) möglicherweise begünstigt werden. Der Anteil von Feststoffen $< 2 \mu\text{m}$ konnte für diese Versuche nicht quantifiziert werden. In einem Vergleichstest wurden daher Absetzversuche mit einer deutlich feineren Partikelgrößenverteilung $< 63 \mu\text{m}$ (0,5 g-Messprobe, davon 50 % $< 40 \mu\text{m}$, 50 % 40-63 μm) in Wasser durchgeführt (n = 6, Anhang 29). In diesem Versuchsssetup wird bei einem Feststoffanteil der $d < 63 \mu\text{m}$ von 100 % in der Messprobe mit einem Sinkgeschwindigkeitsäquivalent $V_s < 11 \text{ m/h}$ von 100 % gerechnet, wenn vornehmlich diskretes Absetzverhalten vorliegt. Es sollten also alle Feststoffe in der Säule verbleiben. In sechs vergleichenden Versuchen wurden im Sinkgeschwindigkeitsäquivalent $V_s < 11 \text{ m/h}$ Feststoffanteile von 68 bis 80 % ermittelt. Es sind also 20 bis 32 % der Feststoffanteile $d < 63 \mu\text{m}$ sedimentiert. Im Bereich des konisch zulaufenden

Säulenendes kam es zu einer Aufkonzentration und visuell erkennbaren Flockenbildung des feinen Materials, die die Sedimentation begünstigten. Es ist also davon auszugehen, dass es zu einem gewissen Anteil zu Flockungsverhalten kommen kann. Es liegen daher vermutlich Mischformen diskreten (Typ I) und flockenden (Typ II) Absetzverhaltens vor. In der hauptsächlich untersuchten Partikelgrößenverteilung $< 250 \mu\text{m}$ ist der Einfluss der Flockung nicht quantifizierbar. Er wurde einerseits nicht visuell beobachtet, außerdem kann das abweichende Verhältnis von Größt- zu Kleinstkorn das Absetzverhalten entscheidend beeinflussen. Mögliche Flocken können von größeren Partikeln aufgebrochen werden (Brauer und Thiele 1973). Es sind daher weitere Versuche mit variierenden Partikelgrößenbereichen und Feststoffkonzentrationen nötig.

Weitere methodische Randbedingungen, die neben möglicher Flockenbildung die statistische Signifikanz der bivariaten Streudiagramme im Vergleich zwischen Partikelgrößen- und Sinkgeschwindigkeitsäquivalent verzerren können, sind folgende: Ein Grund könnte das Siebmaschenäquivalent sein, das als Trenngrenze Partikel mit der Siebweite $63 \mu\text{m}$ klassiert. Durch die quadratische Öffnung der Siebmaschenweiten zu je $63 \mu\text{m}$ entsteht eine Diagonale von $89 \mu\text{m}$, durch die gegebenenfalls probenabhängig geringfügig abweichenden Partikelgrößen das Sieb passieren. Weiterhin ist innerhalb einer Siebklasse keine Charakterisierung aller Einzelpartikel hinsichtlich Form, Größe und Dichte möglich. Es wurden für die Versuche konstante Verteilungen von Größe, Form und Dichte anhand von Bildanalysen und Messwerten in Siebfraktionen überprüft und bestätigt. Geringfügige Abweichungen im Absetzverhalten der Partikelkollektive aufgrund abweichender Partikelgrößen, Formen, Dichte sind innerhalb der Siebfraktionen sind daher anzunehmen.

Zusammenfassung: Mit der entwickelten Methode ist es gelungen, für ein Szenario das Absetzverhalten von Partikelkollektiven anhand der Kenngröße organische Feststoffe (respektive der invers korrelierenden Dichte) zu beschreiben. Partikelkollektive gleicher Partikelgrößen- und Formverteilung und Feststoffkonzentration sedimentieren unterschiedlich. Das variierende Absetzverhalten der Feststoffe konnte anhand der Kenngröße GV und ihrer Verteilung innerhalb der Probe als Surrogatparameter für die Dichte als statistisch signifikant bewertet werden. Für die untersuchten Messproben ($< 250 \mu\text{m}$, $0,385 \text{ g/l}$) liegt überwiegend diskretes Absetzverhalten (Typ I) vor.

5.3.4 Schwermetalle

Die Versuche wurden weiter hinsichtlich des Absetzverhaltens der Schwermetalle Cu, Zn und Pb ausgewertet. Für die Vergleichbarkeit der Zusammensetzung von $FD_{\text{FA-PSD}}$ -Proben mit den Konzentrationen von Schwermetallen in realen Abflussproben wurden zunächst Hochrechnungen angestellt. Anhand der Schwermetallkonzentrationen in den Siebfraktionen, der Feststoffanteile und der theoretischen Feststoffkonzentrationen für Orientierungswerte einer AFS-Probe von 200 mg/l (DWA-A 102 - Entwurf 2016) wurde nach Formel 4-3 die theoretische Schwermetallkonzentration ($\mu\text{g/l}$) im Abfluss berechnet (Kapitel 4.6.2). Die Ergebnisse sind für die elf Messproben in Tabelle 5.9 dargestellt.

Tabelle 5.9: Theoretische Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) – Cu, Zn und Pb in Abflussproben aus einer $\text{FD}_{\text{FA-PSD}}$ -Probe in 200 mg/l AFS (n = 11)

	Cu	Zn	Pb
NIB Q1/17 (27.000 DTV)	60	104	8
NIB Q2/17 (27.000 DTV)	84	108	14
NIB Q3/17 (27.000 DTV)	96	126	16
NIB Q4/17 (27.000 DTV)	56	92	10
ECL Q1/17 (13.700 DTV)	60	136	42
ECL Q2/17 (13.700 DTV)	64	150	34
ECL Q3/17 (13.700 DTV)	78	142	52
ECL Q4/17 (13.700 DTV)	54	140	22
NES Q1/17 (900 DTV)	38	90	12
BRS Q1/17 (700 DTV)	54	126	28
FRS Q3/17 (150 DTV)	24	58	32
Mittelwert	58	110	24
Median	58	118	20

Die berechneten Konzentrationen aus FD-Proben variierender Standorte und Jahreszeiten für Abflusszusammensetzungen von 200 mg/l AFS liegen im Mittel und im Median sehr nah zusammen. Das bedeutet, dass es keine besonders starken Ausreißer gibt und die Zusammensetzungen relativ homogen sind. Standortbezogen erhöhte Schwermetallkonzentrationen fallen insbesondere an Standorten mit erhöhter DTV (ECL und NIB) auf. Der Standort ECL hat aufgrund des starken Straßen- und Tramverkehrs im Kreuzungsbereich insbesondere deutlich erhöhte Konzentrationen von Zn und Pb. Den Berechnungen werden vergleichend die Konzentrationen in realen Verkehrsflächenabflüssen aus einer sehr umfassenden Metdatenstudie von Huber et al. (2016) gegenübergestellt (Tabelle 5.10).

Tabelle 5.10: Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) in Verkehrsflächenabflüssen urbaner Straßen verschiedener DTV (Daten aus Metastudie nach Huber et al. 2016)

		Cu	Zn	Pb
Stadtstraße, ≥ 15.000 DTV	Gesamt, Min	26	120	6
	Gesamt, Max	288	1940	380
	Gesamt, Median	87	351	45
	Partikulär, Median	64	125	41
Stadtstraße, 5.000-15.000 DTV	Gesamt, Min	7	23	4
	Gesamt, Max	280	1.000	136
	Gesamt, Median	31	274	20
	Partikulär, Median	19	243	20
Stadtstraße, < 5.000 DTV	Gesamt, Min	6	25	2
	Gesamt, Max	180	940	152
	Gesamt, Median	48	149	27
	Partikulär, Median	37	124	27

Der Median der partikulären Schwermetallanteile in den drei DTV-Klassen < 5.000 , 5.000 bis 15.000 und ≥ 15.000 nimmt nicht durchgängig mit steigender DTV zu. Dies kann unterschiedliche Gründe haben, wie beispielsweise variierendes Fahrverhalten durch Bremsen und Beschleunigen an Kreuzungen (Huber et al. 2016), Windverfrachtungen durch die Verkehrstätigkeit selbst (Ball et al. 1998) oder Windeffekte in engen Stadtstrukturen (Coceal und Belcher 2005; Mills 1997). Im Vergleich zu den theoretisch zusammengesetzten Staubproben (Median, Tabelle 5.9), wird deutlich, dass alle errechneten Konzentrationen das mögliche Spektrum von realen Abflüssen abdecken. Die Konzentration von Cu liegt im mittleren Bereich der Abflüsse von Standorten < 15.000 DTV. Die Zn-Konzentration ist niedriger als in realen Abflüssen. Die Zn : Cu-Verhältnis in FD_{FA-PSD} -Proben (Median: 2,04) ist im Vergleich zu realen Abflüssen relativ gering. Dieses Verhältnis kommt zwar auch in realen Abflüssen vor, beispielhaft liegt für den Median in den Stadtstraßen ≥ 15.000 DTV ein Verhältnis von 1,95 vor. In den überwiegenden Studien zu FA liegt das Zn : Cu-Verhältnis im Bereich 4 bis 5 (Huber et al. 2016), in Bilanzierungen von Einträgen in die Gewässer im Bereich 6 bis 7 (Böhm et al. 2001). Die starken Schwankungen werden den lokalen Begebenheiten (Leitplanken u. a.) und der leichteren Mobilisierbarkeit von Zn zugesprochen (Gunawardana et al. 2015; Huber et al. 2016). Zn wird außerdem durch die nasse Deposition im Niederschlag erhöht eingetragen (Gunawardana et al. 2018). Die Pb-Konzentration entspricht den gefundenen Medianwerten auf Straßen bis 5.000 oder 15.000 DTV. Die Verteilung der Schwermetalle entspricht für Zn nicht der mittleren Verteilung in Abflusszusammensetzungen. Dennoch sind die für die Messproben erzeugten Konzentrationen schon weitgehend in Studien dokumentiert, und sind damit nicht unrealistisch. Diese Auswertung bestätigt für die Absetzversuche, dass die Auswahl der Partikelgrößenzusammensetzung ($< 250 \mu\text{m}$) für eine tatsächlich mögliche Abflusszusammensetzung spricht. Leichter mobilisierbare Elemente wie Zn wiederum sind in Proben aus FD -Zusammensetzung leicht unterrepräsentiert. Dies kann an den genannten örtlichen Begebenheiten und den hier fehlenden Einträgen aus Niederschlägen liegen. Methodisch wurde auch eine mögliche Elution von Schwermetallen durch die Nasssiegung der Feststoffe $\geq 40 \mu\text{m}$ anhand von Bilanzierungsrechnungen überprüft. Die Wiederfindung lag bei 90 bis 110 % für Pb, Cu und Zn. Es wurden also keine nennenswerten Schwermetallanteile durch die Siebung entfernt. Insgesamt kann man den verwendeten Materialien ein Messbereich realer Schwermetallkonzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen abgebildet werden.

In Abbildung 5.20 sind die Ergebnisse der Absetzversuche mit den genannten Materialien abgebildet. Die Streudiagramme links zeigen die Feststoffanteile zu Substanzanteile $V_s < 11 \text{ m/h}$ und die Balkendiagramme rechts die Substanzverteilung innerhalb der Messproben (FD_{FA-PSD}) für Cu, Zn und Pb.

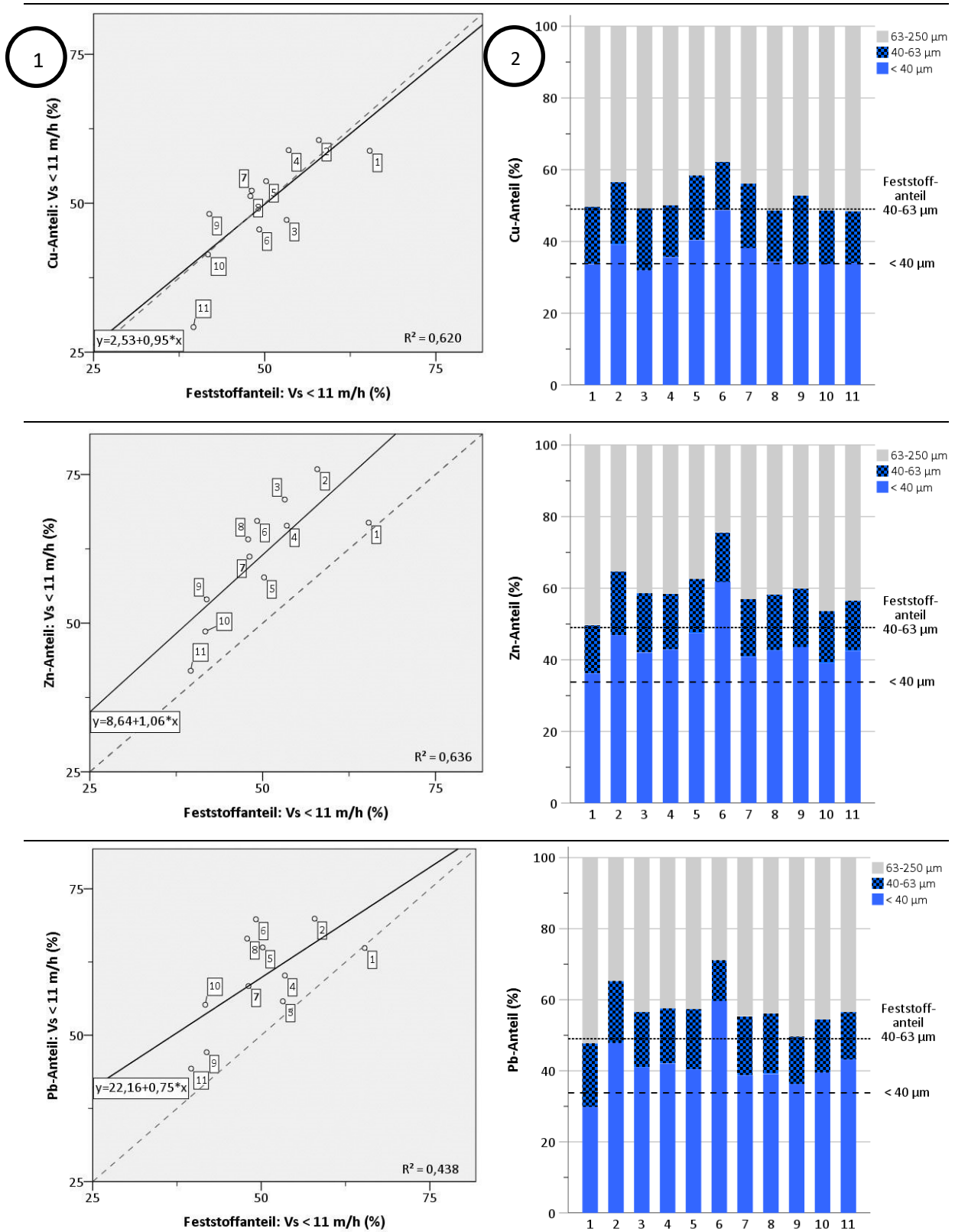


Abbildung 5.20: Absetzverhalten – Cu, Zn, Pb (links: Verhältnis der Feststoffanteile zu Substanz(en)anteilen $V_s < 11 \text{ m/h}$ (1); rechts: Substanz(en)anteile in der Inputprobe FD_{FA-PSD} (2))

Es gibt einen positiven linearen Zusammenhang zwischen Feststoffanteilen $V_s < 11 \text{ m/h}$ und Substanzanteilen $V_s < 11 \text{ m/h}$ für Cu, Zn und Pb (Streudiagramme 1,

linke Spalte). Der Feststoff- zu Cu-Anteil $V_s < 11$ m/h verläuft nahezu proportional entlang der Winkelhalbierenden. Cu sedimentiert anteilig im gleichen Ausmaß wie die Feststoffanteile. Mit zunehmendem Feststoffanteil steigt der Cu-Anteil $V_s < 11$ m/h statistisch signifikant ($R^2 = 0,620$). Der Feststoff- zu Zn-Anteil $V_s < 11$ m/h ist ebenfalls positiv linear, aber mit höheren Substanzanteilen (etwa 9 %), die im Vergleich zum Feststoffanteil nicht sedimentieren. Mit zunehmendem Feststoffanteil steigt der Zn-Anteil $V_s < 11$ m/h statistisch signifikant ($R^2 = 0,636$). Der Feststoffanteil zu Pb-Anteil $V_s < 11$ m/h ist positiv linear, ebenso wie für Zn, aber mit höheren Substanzanteilen, die im Vergleich zu den Feststoffanteilen nicht sedimentieren. Mit zunehmendem Feststoffanteil steigt der Pb-Anteil $V_s < 11$ m/h statistisch signifikant ($R^2 = 0,438$). Die grafische und statistische Auswertung der Absetzversuche hinsichtlich der Feststoff- und Substanzanteile $V_s < 11$ m/h zeigt starke lineare Zusammenhänge. Hierbei ist der relativ kleine Stichprobenumfang von 11 Versuchen zu berücksichtigen. Als Zwischenfazit gilt, dass mit zunehmendem Feststoffanteil auch der Substanzanteil $V_s < 11$ m/h steigt. Für Cu scheint dieser Zusammenhang proportional zu verlaufen, für Zn und Pb jedoch bleibt mehr Substanz als Feststoff in der Säule zurück. Anhand dieser Ergebnisse müsste das Fazit lauten: Cu sedimentiert in diesen Absetzversuchen proportional zu Feststoffen, Zn und Pb in geringfügigerem Ausmaß.

Die partikelgrößenbezogenen Substanzanteile der Inputproben sind jedoch bekannt (Abbildung 5.20, rechte Spalte). Anhand der partikelgrößenbezogenen Verteilung der Schwermetalle wird versucht einen Erklärungsansatz für das Absetzverhalten von Cu im Gegensatz zu Pb und Zn zu finden. Pb und Zn sind in ihrer Frachtverteilung sehr heterogen. Zn korreliert sowohl mit Cu als auch mit Pb statistisch signifikant. Die Korrelation kann mit den zunehmenden Schwermetallkonzentrationen in feinen Fraktionen für alle Schwermetalle begründet werden. Zwischen Cu und Pb besteht keine Korrelation. Dies liegt vermutlich an den höheren Abweichungen der Substanzanteile zueinander. Alle drei Elemente korrelieren mit den organischen Anteilen statistisch signifikant (Anhang 28). Diese Korrelation stellt zunächst keine Kausalität hinsichtlich der Absetzbarkeit dar. Ob hieraus geschlossen werden kann, dass die Metalle sorbiert an der Organik vorliegen, oder möglicherweise nur bedingt durch gleiche Feinheit im Material korrelieren, ist unklar. Hierzu müssten weitere Untersuchungen zur Auftretensform der Metalle durchgeführt werden. Die Cu-Frachtverteilung streut am wenigsten und ist der Feststoffverteilung sehr ähnlich. Dies lässt sich als Verhältniszahl darstellen. Das Verhältnis der eingesetzten Massenanteile $< 40 \mu\text{m}$ (34 %) zu $40-63 \mu\text{m}$ (15 %) und $d < 63 \mu\text{m}$ (49 %) zu $63-250 \mu\text{m}$ (51 %) liegt bei 2,27 respektive 0,96. Das Verhältnis $< 40 : 40-63 \mu\text{m}$ und $< 63 : 63-250 \mu\text{m}$ der Substanzanteile liegt für Cu im Mittel bei 2,32 (SD: 0,46) respektive 1,12 (SD: 0,23), für Zn im Mittel bei 2,87 (SD: 0,53) respektive 1,15 (SD: 0,54) und für Pb im Mittel bei 2,73 (SD: 0,88) respektive 1,35 (SD: 0,42). Cu ist in seiner Substanzverteilung der Feststoffverteilung bezogen auf Partikelgrößen am ähnlichsten und sedimentiert analog der abgesetzten Masse. Pb und Zn haben deutlich höhere Substanzanteile aus feineren Anteilen insbesondere im Verhältnis $< 40 : 40-63 \mu\text{m}$, die daher langsamer sedimentieren. In dieser Untersuchung überprägen die

Substanzanteile für Zn und Pb die Feststoffanteile im feinen Anteil. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass für die Abriebe von Zn und Pb in Luftstaub PM10 deutlich feinere Verteilungen gefunden worden sind als für Cu (Taiwo et al. 2014). Ob die Beobachtung der überprägenden Substanzanteile für Zn und Pb standortunabhängig sind, muss noch überprüft werden.

Zusammenfassend wurde gezeigt, dass bei überwiegend diskretem Absetzverhalten die Substanzen Cu, Zn und Pb mit den Feststoffanteilen korrelieren. Wenn die Substanzanteile den Feststoffanteilen entsprechend der PSD entsprechen, sedimentieren sie in gleichem Ausmaß (hier: Cu). Sobald die Substanzanteile die Feststoffanteile im feinen Bereich überprägen (Zn und Pb), wird überproportional mehr Substanz in der Säule zurückbleiben und nicht sedimentieren. Die Partikelgröße scheint demnach eine wesentliche Rolle im Absetzverhalten von Schwermetallen zu spielen.

Nachfolgend wird der Einfluss der Substanzanteile $d < 63 \mu\text{m}$ (Streudiagramm 3, linke Spalten) und des organischen Feststoffanteils $V_s < 11 \text{ m/h}$ (Streudiagramm, rechte Spalten) auf die Sinkgeschwindigkeit $V_s < 11 \text{ m/h}$ der Substanzen Cu, Zn und Pb untersucht (Abbildung 5.21). Sollte einer der beiden Vergleiche statistisch signifikant sein, dann würde es bedeuten, dass nur die Partikelgröße der Schwermetalle oder nur die organischen Anteile bedeutsam sind für das Absetzverhalten der Schwermetalle.

In der linken Spalte werden jeweils die Substanzanteile $d < 63 \mu\text{m}$ mit $V_s < 11 \text{ m/h}$ von Cu, Zn und Pb verglichen. Die Messwerte liegen in einer Wolke um die Winkelhalbierende herum, es besteht kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Input- und Outputanteilen der Substanzen. Zuvor wurde gezeigt, dass die Absetzbarkeit von Schwermetallen proportional mit den abgesetzten Feststoffen zunimmt. Da jedoch abweichende Grobanteile der Organik in den Feststoffanteilen $V_s < 11 \text{ m/h}$ enthalten sind (Abbildung 5.19), ist es nachvollziehbar, dass die Anteile $d < 63 \mu\text{m}$ keinen linear korrelierten Zusammenhang aufweisen.

Für Schwermetalle besteht insgesamt die Tendenz, dass mit zunehmenden Substanzanteilen $d < 63 \mu\text{m}$ auch die Anteile $V_s < 11 \text{ m/h}$ steigen. Je höher der Anteil Schwermetalle in feinen Siebfraktionen ist, umso höher ist der Anteil in den langsamen Sinkgeschwindigkeitsfraktionen.

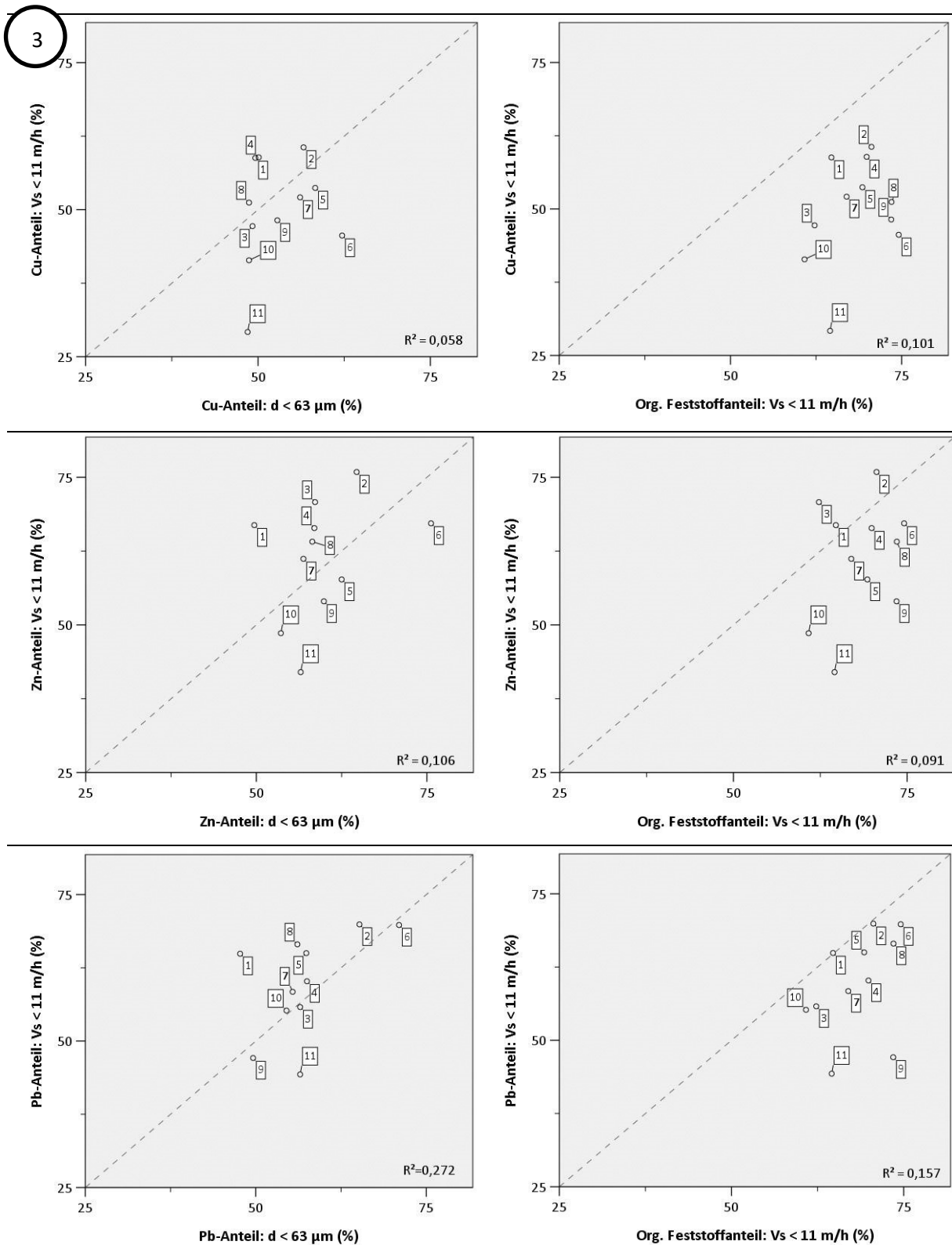


Abbildung 5.21: Absatzverhalten – Cu, Zn, Pb (links: Verhältnis der Substanzanteile d < 63 µm zu Vs < 11 m/h; rechts: Verhältnis der Substanz(en)anteile org. Feststoffanteile zu Cu, Zn und Pb Vs < 11 m/h)

In der rechten Spalte werden die organischen Feststoffanteile Vs < 11 m/h mit den Substanzanteilen Vs < 11 m/h von Cu, Zn und Pb verglichen. Hier ist die Dimension der übrigen Feststoffanteile Vs < 11 m/h ausgeklammert. Wieder liegen die Messwerte als

Messwolke nah zusammen. Die meisten Messwerte liegen unterhalb der Winkelhalbierenden. Das bedeutet, dass mehr organische Feststoffanteile als Substanzanteile $V_s < 11$ m/h in der Säule verbleiben. Es wurde kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen den Sinkgeschwindigkeitsäquivalenten organischer Feststoffe und Substanzen ermittelt. Insbesondere die Messwolke für Cu liegt relativ weit unterhalb der Winkelhalbierenden. Es bleibt also relativ wenig Cu in der Säule im Vergleich zu den organischen Feststoffanteilen. Kupfer korreliert mit den organischen Feststoffanteilen besonders schwach. Die Cu-Anteile $d < 63$ μm sind ähnlich wie die Feststoffanteile verteilt und weniger ähnlich wie die organischen Feststoffanteile. Möglicherweise sind die Kupferanteile aus diesem Grund bereits stärker sedimentiert. Da die Auftretensform der Schwermetalle unbekannt ist, können keine Rückschlüsse auf beispielsweise organisch gebundene Schwermetalle gezogen werden. Grundsätzlich sind jedoch mehr Schwermetalle abgesetzt als die organischen Feststoffanteile.

Es konnte weder ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Partikelgröße der Schwermetalle in der Inputprobe noch des Absetzverhalten der organischen Feststoffanteile mit dem Absetzverhalten der Schwermetalle bestätigt werden. Diese Ergebnisse bestätigen wiederum die ersten Erkenntnisse über das Absetzverhalten von Feststoffen. Da die Sinkgeschwindigkeit der Schwermetalle mit denen der Feststoffe korreliert, sind für die Bewertung die Kenngrößen Partikelgröße und organische Anteile respektive die Dichte bedeutsam.

Zusammenfassung: Es wurde für ein Szenario bei überwiegend diskretem Absetzverhalten gezeigt, dass die Substanzanteile von Cu, Zn und Pb positiv linear mit Feststoffanteilen der Sinkgeschwindigkeitsäquivalente $V_s < 11$ m/h korrelieren. Das bedeutet, mit zunehmenden Feststoffanteilen langsamer 11 m/h wurden auch zunehmende Substanzanteile an Cu, Zn und Pb gemessen. Je ähnlicher das Verhältnis von Feststoff- zu Schwermetallanteil innerhalb der PSD ist, desto ähnlicher sedimentieren die Anteile. Da häufig die Substanzverteilung größer als die Feststoffverteilung im Bereich feiner Anteile ist, bleiben überproportional hohe Substanzanteile in der Säule zurück. Schwermetalle sedimentieren dann schlechter als Feststoffe. Die Partikelgröße ist bei diskretem Absetzverhalten die maßgebende Kenngröße des Absetzverhaltens von Feststoffen. Über den organischen Anteil konnten die Abweichungen zur theoretischen Sinkgeschwindigkeit erklärt werden. Daher ist nach diesen Erkenntnissen weiterhin die partikelgrößenbezogene Verteilung der Dichten und organischen Anteile sowie der Schwermetalle innerhalb der Partikelkollektive von Verkehrsflächenabflüssen wichtig für die Bewertung der Absetzbarkeit.

5.3.5 Zusammenfassung

Es ist gelungen, eine Labormethode zu entwickeln, durch die bei konstanter Feststoffkonzentration und Partikelgrößenverteilung das Absetzverhalten bezüglich anderer Kenngrößen (Dichte, organischer Anteil, Schwermetalle) bewertet werden kann. Die Bandbreite an Glühverlust (GV) und Dichte, die mit den Messproben (< 250 μm , FD_{FA-PSD}) aus Frankfurt abgedeckt werden kann, liegt bei 8 bis 22 % GV respektive 2,60 bis 2,25 g/cm^3 . Bezogen auf den in anderen Studien im Abfluss häufig gemessenen

GV in den FA von 19-35 % GV kann mit den gegebenen Materialien nicht die ganze Bandbreite an organischen Anteilen und Dichten in der nachgebildeten Abflusszusammensetzung untersucht werden. Obwohl durch die Nasssiebung ein geringer Teil der Schwermetalle eluiert wurde, ist die Konzentration an Schwermetallen Cu, Zn und Pb der so erzeugten Messproben im Bereich realistischer Schwermetallkonzentrationen im Verkehrsflächenabfluss weltweit. Es ist gelungen die Wiederfindung des organischen Materials gemessen als GV und die Schwermetalle Cu, Zn und Pb im Absetzversuch durch die Betrachtung von Stoffbilanzen zu bestätigen. Die Partikelformen sind ähnlich in den untersuchten Materialien $< 250 \mu\text{m}$ und haben daher keinen Einfluss auf das Absetzverhalten. Durch die Messung eines Sinkgeschwindigkeitsschnitts bei 11 m/h ist es weiter mit dieser Methode möglich Partikelgrößenäquivalente der Sinkgeschwindigkeit (nach der Theorie der Sinkgeschwindigkeit von Partikeln im Fluid) von $d < 63 \mu\text{m}$ mit Sinkgeschwindigkeitsäquivalenten $V_s < 11 \text{ m/h}$ zu vergleichen.

Die validierte Methode wurde verwendet, um anhand von elf Materialien von verschiedenen Verkehrsflächen aus Frankfurt das Absetzverhalten zu untersuchen. Zur Auswertung der Ergebnisse wurden die Partikelgrößenäquivalente $d < 63 \mu\text{m}$ mit Sinkgeschwindigkeitsäquivalenten $V_s < 11 \text{ m/h}$ zu Feststoffanteilen, organischen Feststoffanteilen und Substanzanteilen von Cu, Zn und Pb in einer Korrelationsmatrix und bivariaten Streudiagrammen miteinander verglichen. Die Kernergebnisse werden nachfolgend zusammengefasst.

- Bei konstanten Feststoffanteilen von 49 % $d < 63 \mu\text{m}$ in der Messprobe wurden sinkgeschwindigkeitsäquivalente Feststoffanteile von $V_s < 11 \text{ m/h}$ von 40 bis 65 % gemessen. Es wurde gezeigt, dass die PSD als Bewertungsgrundlage für die Sinkgeschwindigkeit im Mittel maßgebend ist, jedoch Schwankungen unterliegt (MW: 50 %, SD: 8 %).
- Ein Teil der Streuung des Absetzverhaltens konnte durch die organischen Anteile als Surrogatparameter für die Dichte und ihrer partikelgrößenbezogenen Verteilung in der Messprobe erklärt werden. Für das untersuchte Szenario wurde dadurch überwiegend diskretes Absetzverhalten nachgewiesen. Es deutet sich jedoch an, dass es bei feineren Partikelgrößenverteilungen und höheren Feststoffkonzentrationen zu Flockungen kommen kann. Dies muss weiter untersucht werden.
- Das Absetzverhalten der Feststoffe und Substanzen (Cu, Zn und Pb) für das untersuchte Szenario korreliert positiv. Wenn die Substanzanteile den Feststoffanteilen in ihrer PSD entsprechen, sedimentieren sie in vergleichbarem Ausmaß (hier: Cu). Sobald die Substanzanteile die Feststoffanteile im feinen Bereich überprägen (Zn und Pb) wird überproportional mehr Substanz in der Säule zurückbleiben und nicht sedimentieren.
- Obwohl die betrachteten Schwermetalle Cu, Zn und Pb alle in der Inputverteilung mit dem organischen Feststoffanteil korrelieren, konnte ein solcher Zusammenhang im Absetzverhalten der organischen Feststoffe nicht bestätigt

werden. Um zu bewerten, ob diese Korrelation der Inputproben eher mit gleicher Feinheit der Materialien bzw. metallischen Abrieben, oder an Sorption an organischen Anteilen zusammenhängt, wären vergleichende Absetzversuche mit Messung der jeweiligen Auftretensform der Schwermetalle wünschenswert. In den wenigen Untersuchungen zur Identifikation der Auftretensformen von Schwermetallen in den FD wurden unterschiedliche Ergebnisse dokumentiert. Einige Studien fanden heraus, dass Schwermetalle häufig sorbiert an Feststoffen (u. a. an Organik, Karbonate) vorliegen (Gunawardana et al. 2015), andere identifizierten eher elementare Abriebe in FD-Proben (Valotto et al. 2019). Der Wissensstand hierzu ist noch nicht sehr umfassend.

- Es wurde gezeigt, dass die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit der Partikelkollektive anhand der PSD, wie sie in einigen Studien durchgeführt wurde, zu sehr großen Unsicherheiten führt. Dies liegt an der variierenden Zusammensetzung der Vielstoffgemische bezogen auf Materialien, PSD, Dichten, Formen. Als Forschungsbedarf wird abgeleitet, dass sowohl die Dichte und der GV als auch die Verteilung der Substanzen wie Schwermetalle auf die Größenfraktionen in realen FA-Proben weiter untersucht werden sollten.
- In Kapitel 5.2.3 wurde gezeigt, dass der organische Anteil (gemessen als GV) positiv mit dem Vorhandensein von Vegetation am Standort korreliert. Mit zunehmender Vegetation am Standort ist auch mit höheren GVs in den Feststoffdepositionen zu rechnen. Hinsichtlich der Erkenntnisse aus den Absetzversuchen könnte das zu einer verringerten Absetzbarkeit für Feststoffe aus Gebieten mit hoher Vegetation führen. Für den Einsatz und die Dimensionierung von Behandlungsanlagen ist dies eine wichtige Erkenntnis. In Gebieten mit hoher Vegetation ist dann mit einem geringeren Feststoffwirkungsgrad zu rechnen.

Die entwickelte Methode ermöglicht es neue Erkenntnisse zum Absetzverhalten verkehrsflächenbürtiger Feststoffe zu gewinnen. Der hier untersuchte Stichprobenumfang deckt Feststoffe von urbanen Verkehrsflächen aus Frankfurt, mit sowohl viel und wenig Vegetation als auch Verkehrsaufkommen ab. Vergleichsversuche mit FD-Materialien aus anderen Regionen mit anderen Randbedingungen sollten künftig durchgeführt werden, um die Ergebnisse zu bestätigen.

Eine direkte Übertragung der Ergebnisse dieser Versuche auf die Absetzwirksamkeit von Behandlungsanlagen ist aufgrund variierender Partikelgrößenverteilungen, Feststoffkonzentrationen, Strömungen in der Anlage (u. a.) anhand dieser Versuche nicht möglich. Für die Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen mit einer Sedimentationsstufe legen diese Ergebnisse nahe, dass der Feststoffrückhalt als Stellvertreter für den Schadstoffrückhalt von Cu, Zn und Pb grundsätzlich einen sinnvollen Summenparameter darstellt. Neue Erkenntnisse zu organischen Feststoffanteilen und Schwermetallen deuten jedoch auch darauf hin, dass je nach Verteilung der Substanzen im Feststoff das Ausmaß des Rückhaltes variieren kann. Hierzu sind noch weitere Untersuchungen zu variierenden Szenarien, Schadstoffen und ihren Auftretensformen wünschenswert.

Außerdem ist mit einer größeren Grundgesamtheit an Daten zu Absatzversuchen die Bewertung des Einflusses einzelner absetzrelevanter Kenngrößen mittels Sensitivitätsanalysen anzustreben.

6 Fazit

Mit der vorliegenden Arbeit wurden einige Erkenntnisse zu Feststoffdepositionen (FD) und Feststoffen im Abfluss (FA) von Verkehrsflächen gewonnen. Die Erkenntnisse zur Beantwortung der beiden Forschungsfragen werden im Folgenden kurz zusammengefasst und der jeweilige theoretische, methodische oder empirische Beitrag dieser Arbeit dargestellt. Weiter werden Limitierungen der Untersuchungen sowie der künftige Forschungsbedarf präzisiert.

1. Wie sind verkehrsflächenbürtige Feststoffe hinsichtlich ihrer absetzrelevanten Kenngrößen zusammengesetzt und wie wird die Zusammensetzung durch standortspezifische Randbedingungen beeinflusst?

Erkenntnisse zu absetzrelevanten Kenngrößen von Feststoffen (Partikelgröße, -form, -dichte, organischer Anteil) bilden eine wichtige Grundlage für die Bewertung des Absetzverhaltens und für die Ableitung von für die Behandlung relevanten Maßnahmen. Für die Entwicklung einer Methode zur Messung des Absetzverhaltens von Fest- und Schadstoffen ist ebenfalls eine Einschätzung des Aufkommens, der absetzrelevanten Kenngrößen und standortspezifischer Randbedingungen zu erfassen. Zur Beantwortung der Forschungsfrage wurden eine umfangreiche Literaturstudie und ein eigenes Messprogramm zu Feststoffdepositionen in Frankfurt durchgeführt.

Literaturstudie

Mit dem Vergleich von Messdaten aus verschiedenen Untersuchungen wird oft versucht Zusammenhänge zu beispielhaft standortspezifischen Randbedingungen herzustellen. Da die angewendeten Messmethoden von der Probenahme über die -aufbereitung bis zur Analytik die Ergebnisse stark beeinflussen können, sollten bei einem Vergleich von Ergebnissen aus verschiedenen Studien die Messmethoden berücksichtigt werden. Daher wurde zunächst anhand einer kritischen Auswertung der Literatur der Einfluss der Untersuchungsmethodik auf die Vergleichbarkeit von Messdaten bewertet. Hierzu wurden wesentliche bisher genutzte Verfahren verglichen und hinsichtlich ihrer bisherigen Anwendungshäufigkeiten in Studien ausgewertet.

Der theoretische Beitrag dieser Arbeit liegt insbesondere in der vergleichenden Darstellung von methodenspezifischen Einflüssen auf die Ergebnisse von Messprogrammen zu absetzrelevanten Kenngrößen und Absetzverhalten der Feststoffe in Deposition und Abfluss (FD und FA) von Verkehrsflächen. Insbesondere wurde die eingeschränkte Vergleichbarkeit von Messdaten unterschiedlicher Probenahmen (Minderbefunde von feinen Anteilen in der Messung von FD und groben Anteilen in der Messung von FA), fehlende, repräsentative Probenteilung und Messmethoden (unterschiedliche Verfahren der Partikelgrößenanalyse u. a.) identifiziert. Diese Einschränkungen sowie die oft hohe Bandbreite verschiedener genutzter Verfahren in vergangenen Studien verdeutlichten die reduzierte Vergleichbarkeit vieler Messdaten. Insbesondere die fehlende Durchführung oder Dokumentation von Kalibrierungen und Wiederfindungen von Methoden der Probenahme, -aufbereitung und Analytik absetzrelevanter Kenngrößen ist als Mangel bei bestimmten Studien zu nennen. Für diese

Arbeit wurde ein Bedarf zur Kalibrierung von Verfahren der Probenahme, -aufbereitung und -analytik für die Messung absetzrelevanter Kenngrößen der FD festgestellt.

Darüber hinaus wurde gezeigt, dass das Absetzverhalten von Verkehrsflächenabflüssen bisher nicht systematisch untersucht wurde. Bezüglich der Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit schadstofftragender Feststoffe in Verkehrsflächenabflüssen wurde bisher lediglich das Absetzverhalten der Feststoffe als Stellvertreter für partikuläre Schadstoffe in Sedimentationsapparaturen gemessen oder anhand der Partikelgrößenverteilungen im Abfluss berechnet. Absetzrelevante Kenngrößen wie die Dichte oder das Absetzverhalten der umweltschädlichen Substanzen selbst wurden bislang in Verkehrsflächenabflüssen nicht untersucht. Der Bedarf der Entwicklung einer Methode zur Messung des Absetzverhaltens unter konstanten und bekannten Bedingungen wurde festgestellt.

Im zweiten Teil der Literaturstudie wurden anhand von vergleichbaren, validen Metadaten das Aufkommen und die absetzrelevanten Kenngrößen (Partikelgröße, -form, -dichte, organischer Anteil) der FD und FA hinsichtlich des Einflusses standortspezifischer Randbedingungen untersucht, um mögliche Gesetzmäßigkeiten zu erkennen. Als lokal messbare standortspezifische Randbedingungen der Verkehrsflächen wurden bezüglich der Quelle für Feststoffeinträge insbesondere die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke, DTV (Reifen-, Fahrbahn-, Karosserieabriebe) und die vorherrschende Vegetation (Pollen, Laub, Holz) bewertet. Letztere unterliegt dabei insbesondere saisonalen Schwankungen. Weitere standortspezifische Prozesse, die die Zusammensetzung der Feststoffe beeinflussen können, wie Trockenperiode, Wind, Straßenreinigung, wurden genannt jedoch nicht vertiefend untersucht. Aufgrund der geringen Vergleichbarkeit von Messwerten aus verschiedenen Studien und abweichenden genutzten Messmethoden wurde die Auswahl vergleichbarer Metadaten reduziert.

Der Vergleich des Aufkommens von FD aus unterschiedlichen Studien ist aufgrund unterschiedlicher Untersuchungsbreiten im Straßenquerschnitt nicht möglich. Für die Kenngröße organische Anteile, gemessen als Glühverlust (GV) in den FA auf Autobahnen und Parkplätzen, wurde mit einem gesicherten Stichprobenumfang ($n = 151$) aus sieben Studien eine mittlere Konzentration von 27 % GV berechnet. Die Glühverluste wiesen keine saisonalen Abweichungen auf, jedoch eine Zunahme mit der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV). Aufgrund fehlender Dokumentation weiterer standortspezifischer Randbedingungen wie der lokalen Vegetation konnte diese Beobachtung nicht weiter bewertet werden. Es wurde außerdem anhand der Ergebnisse aus 19 Studien zu Partikelgrößenverteilungen gezeigt, dass Feststoffe im Abfluss tendenziell feiner sind und höhere organische Anteile aufweisen als in der Deposition auf der Verkehrsfläche. Bezüglich Dichten und Formen gibt es nur sehr wenige belastbare Daten. Die Dichte wurde in neun Studien dokumentiert, die Form vereinzelt mikroskopisch dargestellt, aber nicht systematisch bewertet.

Für die genannten absetzrelevanten Kenngrößen konnten anhand der Literaturstudie aufgrund einer geringen Datengrundlage keine Mittelwerte ermittelt werden. Dies

liegt daran, dass diese Kenngrößen zum einen nicht so häufig gemessen wurden. Wenn sie gemessen wurden, ist häufig die Messmethode uneinheitlich und nicht vergleichbar oder die Einzugsgebiete wurden nicht ausreichend charakterisiert. Insbesondere die vorherrschende Vegetation im Umkreis der Verkehrsfläche wird bislang nicht beschrieben. Der Mangel an Befunden zu Feststoffen bezüglich ihres Aufkommens und der absetzrelevanten Kenngrößen ist ein wesentliches Ergebnis der Literaturlauswertung.

Messprogramm

Aufgrund der fehlenden Datengrundlage zu Aufkommen und absetzrelevanten Kenngrößen der Feststoffdepositionen wurden eigene Untersuchungen durchgeführt. In einem umfassenden Messprogramm wurde an zehn urbanen Standorten in Frankfurt (2016-2018) Feststoffdepositionen im Bereich bis 0,5 m ab Bordsteinkante gewonnen (n = 393, 33-58 Probenahmen pro Standort). Diese wurden zunächst hinsichtlich ihrer Feststoffe und organischen Anteilen in groben Siebfraktionen < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm untersucht. Der Einfluss möglicher standortspezifischer Randbedingungen für Feststoffeinträge (DTV, Vegetation und Jahreszeiten) wurde statistisch bewertet. Diese Untersuchung hat eine Vielzahl neuer Erkenntnisse geliefert. Für zehn urbane Verkehrsflächen wurde gezeigt, dass sowohl das Aufkommen (g/m^2) als auch die Partikelgrößenverteilung der FD über einen langen Untersuchungszeitraum von mehr als zwei Jahren, bereinigt um Ausreißer, nur eine geringe Variabilität aufweisen. Es wurde ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Vegetation am Standort und der organischen Anteile in den FD identifiziert. Dieser war saisonal lediglich im Winter deutlich geringer als in den anderen vegetationsreichen Jahreszeiten. Ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen organischen Anteilen und der DTV aufgrund von Reifen- und Bitumenabrieb konnte nicht bestätigt bzw. kann möglicherweise durch den Summenparameter Glühverlust nicht ermittelt werden. Es wurde ein positiver Zusammenhang zwischen dem Feststoffaufkommen (g/m^2 , < 2 mm) und der DTV am Standort gefunden. Dies kann insbesondere an den Abriebprodukten von Fahrbahnen und Fahrzeugen liegen.

Verteilt über den Straßenquerschnitt konnte gezeigt werden, dass es zu einer Zunahme an Feststoffen und überproportional an organischen Anteilen in Richtung der Fahrbahnrinne kommt. Daraus lässt sich folgern, dass leichte, organische Anteile vor schweren, mineralischen Anteilen durch Regen und Wind über das Straßengefälle bis zur Bordsteinkante hinbewegt werden. Diese Erkenntnisse sind für das Verständnis der Zusammensetzung und Verteilung von Feststoffen auf Verkehrsflächen wichtig.

Der größte Massenanteil wurde in der Siebfraktion < 2 mm gemessen (70-90 %). Diese Ergebnisse waren unabhängig von Jahreszeit und Standort. Diese Erkenntnis bestätigt die Beobachtung aus den wenigen international vergleichbaren Studien. Die Erkenntnisse aus Frankfurt legen nahe, dass die in Abflüssen gefundenen feineren Anteile auch vornehmlich für den Abfluss auf der Verkehrsfläche zur Verfügung stehen und je nach Niederschlagsvariabilität anteilig abgespült werden können.

Für die Praxis bedeuten diese Ergebnisse, dass mit zunehmender Vegetation am Standort zunehmende Einträge organischer und damit in Sedimentationsanlagen schlechter

absetzbarer Feststoffe zu erwarten ist. Dies ist für die optimierte Dimensionierung von Behandlungsanlagen eine wichtige Erkenntnis. Das steigende Feststoffaufkommen bei zeitgleich abnehmenden Partikelgrößen mit zunehmender DTV am Standort lässt vermuten, dass aufgrund der Abriebprozesse des Straßenverkehrs mehr, besonders mit Schadstoffen belastete, feine Feststoffe vorliegen. Dieses Ergebnis unterstützt die Annahmen des technischen Regelwerks DWA-A 102 - Entwurf (2016) für die Behandlung von Niederschlagsabflüssen. Für die Bewertung des Behandlungsbedarfs von Niederschlagsabflüssen wird ein flächenspezifisch zunehmender Stoffabtrag für AFS63 nach DTV-Kategorien angenommen. Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass mit zunehmender DTV mehr feine Feststoffe auf der Verkehrsfläche deponieren und für den Abfluss zur Verfügung stehen. Um diese Beobachtung genauer bewerten zu können, wären künftig noch verstärkt Untersuchungen zu Feststoffdepositionen für den Partikelgrößenbereich $< 63 \mu\text{m}$ wünschenswert.

In der für den Regenabfluss leicht mobilisierbaren Siebfraktion $< 2 \text{ mm}$ wurden absetzrelevante Kenngrößen (Partikelgröße, -dichte, -form, organischer Anteil) in ihren Unterfraktionen < 40 bis $1.000\text{-}2.000 \mu\text{m}$ detaillierter untersucht. Dadurch sollte eine bislang fehlende Datengrundlage absetzrelevanter Kenngrößen geschaffen werden. Als Haupteckennntnis aus den Untersuchungen wurde für die FD erstmalig gezeigt, dass die absetzrelevante Kenngröße Dichte eine Funktion des Glühverlusts ist. Dichte und Glühverlust korrelieren negativ linear ($R^2 = 0,871$). Der einfach zu messende und kostengünstige Standardparameter Glühverlust kann nach diesen Erkenntnissen künftig zur Schätzung der Dichte in den FD genutzt werden. Die gewonnenen Erkenntnisse und Daten zu Dichten ($n = 728$) und Glühverlusten ($n = 730$) liefern daher eine wertvolle Grundlage zum Verständnis der Zusammensetzung und für die Simulation und Messung des Absetzverhaltens von Feststoffen. Es bleibt noch zu überprüfen, ob dieser Zusammenhang auch in Abflüssen besteht. Dadurch kann der Glühverlust künftig vermehrt als Kenngröße für die Bewertung der Absetzbarkeit genutzt werden. Diese Arbeit liefert mit einem großen Stichprobenumfang von zehn Herkunftsflächen dafür die Grundlage.

Der methodische Beitrag, der für die Untersuchung absetzrelevanter Kenngrößen geleistet wurde, ist die Kalibrierung der Messung von Partikelgrößenverteilung, Dichte und Glühverlust in den Feststoffdepositionen (FD). Hierzu wurden mit Standard- und realen Materialien optimale Vorgehensweisen und Geräteeinstellungen durch Wiederfindungsraten und Wiederholpräzisionen für die Probenahme, -aufbereitung und Analytik der absetzrelevanten Kenngrößen bestimmt. Diese methodischen Erkenntnisse können zukünftigen Studien als Grundlage für die vergleichbare Messung absetzrelevanter Kenngrößen in verkehrsflächenbürtigen Feststoffen dienen.

In einer Stichprobe ($n = 7$) wurde eine mittlere gleiche Formverteilung in den FD $< 250 \mu\text{m}$ nachgewiesen. Optisch wurde mit Mikroskopaufnahmen gezeigt, dass die einzelnen Partikelformen sehr unterschiedlich sind. Es wurden runde Reflexperlen aus Fahrbahnmarkierungen, kantige Sandpartikel bis faserige, amorphe Strukturen aus or-

ganischen Bestandteilen nachgewiesen. Vertiefende Untersuchungen zu Partikelformen wurden nicht durchgeführt. Eine systematische Bestimmung von Formverteilungen, auch innerhalb von Siebfraktionen, ist Teil zukünftiger Forschungsprojekte. Die relativ neue Methode der digitalen Bildanalyse können hier zum Einsatz kommen, um die Kenntnisse über die Zusammensetzung der Feststoffe hinsichtlich Partikelgröße und -form zu vertiefen.

2. Wie ist der Zusammenhang zwischen dem Absetzverhalten von Feststoffen und an ihnen assoziierten partikulären Schwermetallen?

Zur Beantwortung der Forschungsfrage wurde eine Labormethode zur Messung des Absetzverhaltens verkehrsflächenbürtiger Feststoffe und ihrer assoziierten Schadstoffe mit einer Sedimentationsapparatur entwickelt und validiert. Die Methode ermöglicht es, verschiedene Szenarien unter konstanten Bedingungen (Partikelgrößenverteilung und Feststoffkonzentration) hinsichtlich absetzrelevanter Kenngrößen und Schwermetalle zu untersuchen. Ziel war es, neue Erkenntnisse zum Absetzverhalten schadstofftragender Feststoffe zu gewinnen. Messproben wurden in diesem Verfahren aus FD-Siebfraktionen in konstante Partikelgrößenverteilungen von typischen Abflüssen $< 250 \mu\text{m}$ reproduzierbar zusammengesetzt (49 % Massenanteil der Messprobe ist $d < 63 \mu\text{m}$). Der mit der Dichte korrelierende organische Anteil und der Schwermetallgehalt wurden in den einzelnen Siebfraktionen vorher bestimmt. Die Zusammensetzung aller Messproben ist daher für die Feststoffe konstant (Partikelgrößenverteilung und Feststoffkonzentration) und für die untersuchten Substanzen (organischer Anteil, Schwermetalle) bekannt. Für die Messung wurde die Messprobe in eine Absetzsäule im Überschichtungsverfahren überführt und am Ende der Absetzstrecke wurden nach 4 Minuten die Sinkgeschwindigkeitsfraktion schneller 11 m/h entnommen. Die Partikel, die in der Sedimentationsapparatur zurückbleiben, sind langsamer ($V_s < 11 \text{ m/h}$). Sie entsprechen den rechnerisch ermittelten Sinkgeschwindigkeiten der eingesetzten Massenanteile $d < 63 \mu\text{m}$ in der Messprobe, also dem Erwartungswert für diskret sedimentierende Partikel dieser Partikelgröße. Partikelgrößenäquivalente ($d < 63 \mu\text{m}$) der Feststoffe, organischen Anteile und Schwermetalle können also den Sinkgeschwindigkeitsäquivalenten ($V_s < 11 \text{ m/h}$) gegenübergestellt werden, um den Einfluss auf das Absetzverhalten zu bewerten.

Methodisch gilt einschränkend, dass im Vergleich zu typischen realen Verkehrsflächenabflüssen nur ein begrenzter Messbereich des organischen Anteils und der Dichte mit den FD-Proben abgedeckt werden kann. Besonders hohe organische Anteile ($> 25 \%$ Glühverlust) konnten nicht gemessen werden. Es ist davon auszugehen, dass der Einfluss der Organik in realen Szenarien noch stärker ausfallen. Dies müsste in weiteren Untersuchungen und Sensitivitätsanalysen überprüft werden. Die Schwermetallkonzentrationen, die sich aus den künstlich erzeugten Messproben ergeben, liegen wiederum in einem realistischen Messbereich internationaler Messprogramme zu Verkehrsflächenabflüssen.

Empirisch wurde mit dem Messverfahren für ein realistisches Szenario eines Verkehrsflächenabflusses ($< 250 \mu\text{m}$, $0,385 \text{ g/l}$, $n = 11$) gezeigt, dass überwiegend diskretes Absetzverhalten (Typ I) vorliegt. Partikelkollektive gleicher Partikelgrößen-, Formverteilung und Feststoffkonzentration sedimentieren unterschiedlich. Die Abweichung im Absetzverhalten vom Erwartungswert berechnet aus der Partikelgrößenverteilung der Feststoffe konnte anhand der Kenngröße Glühverlust (als Surrogatparameter für die Dichte) und ihrer Verteilung innerhalb der Probe als statistisch signifikant bewertet werden. Die Abweichung von der theoretischen Sinkgeschwindigkeit des Partikelkollektivs der konstanten PSD konnte anhand der Dichte erklärt werden. Die Partikelkollektive sinken entsprechend der Formel von Stokes diskret in der Reihenfolge: große, mineralische Partikel \gg große, organische \approx feine, mineralische Anteile $>$ feine, organische Anteile. Für ein deutlich feineres Szenario ($< 63 \mu\text{m}$) deutete sich eher durch Flockung beeinflusstes Absetzverhalten an. Es sollte also für weitere Szenarien überprüft werden welches Absetzverhalten vorliegt.

Es wurde weiter gezeigt, dass es bei überwiegend diskretem Absetzverhalten ($< 250 \mu\text{m}$) einen Zusammenhang zwischen dem Absetzverhalten der Feststoffe und den Schwermetallen Cu, Zn und Pb für das untersuchte Szenario gibt. Wenn die Verteilung der Substanzanteile den Feststoffanteilen der Siebfraktionen entsprechen, also die Partikelgrößen- und Substanzverteilung gleich ist, sedimentieren sie in gleichem Ausmaß (hier: Cu). Der entsprechende Feststoffwirkungsgrad einer Behandlungsanlage entspräche dem Schwermetallwirkungsgrad. Sobald die Substanzanteile die Feststoffanteile im feinen Bereich überprägen (Zn und Pb), bleibt überproportional mehr Substanz- als Feststoffanteil in der Säule zurück ($V_s < 11 \text{ m/h}$). Der entsprechende Wirkungsgrad für die Substanz steigt zwar auch mit zunehmendem Feststoffwirkungsgrad jedoch in geringerem Ausmaß. Dies bedeutet zunächst, dass bezogen auf die Behandlung mit einem Feststoffrückhalt auch der Schwermetallrückhalt gewährleistet wird. Da der gezeigte Feststoffrückhalt neben der Partikelgröße wie gezeigt u. a. auch von der Dichte beeinflusst wird, kann das Absetzverhalten nicht direkt von der Partikelgrößenverteilung und der assoziierten Schwermetallverteilung berechnet werden. Dennoch scheint aufgrund der hohen Bedeutung der Partikelgröße für das Absetzverhalten deren Schwermetallkonzentration ein wichtiger Aspekt in der Bewertung des Schadstoffrückhalts zu sein. Die Verteilung der Schwermetalle und Dichten respektive organischer Anteile innerhalb von Partikelgrößenklassen einer Feststoffprobe sind wichtige Kenngrößen zur Einschätzung der Absetzbarkeit. Weitere Versuche mit mehr Materialien in unterschiedlichen Szenarien (Feststoffkonzentration und Partikelgrößenverteilung) von variierenden Herkunftsflächen sind wünschenswert, um die gewonnenen Erkenntnisse zu vertiefen und zu erweitern.

Um zusätzliche Erkenntnisse zum Absetzverhalten von Schwermetallen zu erhalten, wären außerdem vergleichende Versuche mit gleichzeitiger Bestimmung der Auftretensform des Elements durch beispielhaft sequentielle Extraktion sinnvoll. Da Schwermetalle sowohl als metallische Abriebe als auch an Feststoffen sorbiert vorkommen, würden diese Untersuchungen helfen, die genaue Zusammensetzung und das ggf. dadurch bedingte Absetzverhalten der Schwermetalle noch besser zu verstehen. Auch

Absetzversuche zu anderen partikulär vorkommenden Schadstoffen wie PAK wären sinnvoll, um auch für diese Schadstoffe das Absetzverhalten zu bestimmen.

Weiter wären als Nächstes anhand bekannter Messgrößen zu Schwermetallen und variierenden Szenarien Sensitivitätsanalysen zum Einfluss der Dichte und des organischen Anteils, der Partikelgröße und der Feststoff- und Schadstoffkonzentration auf das Absetzverhalten durchzuführen.

Bei der Übertragung der Laborergebnisse auf den Behandlungserfolg von realen Anlagen ist zu berücksichtigen, dass sich in der Realität sowohl die Verweilzeiten und Oberflächenbeschickungen sowie die hydraulischen Begebenheiten von Anlagen unterscheiden. Diese können mit den Sedimentationsapparaturen in ruhendem Fluid nicht abgebildet werden. Außerdem variiert das Zulaufsignal von Behandlungsanlagen im Regenereignis hinsichtlich Feststoff- und Schadstoffkonzentrationen sowie absetzrelevanten Kenngrößen wie der Partikelgröße innerhalb eines Regenereignisses sowie zwischen mehreren Regenereignissen. Messprogramme zum Wirkungsgrad von Behandlungsanlagen sind also weiterhin wichtig. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen liefern jedoch eine neue Grundlage zum Absetzverhalten der Fest- und Schadstoffe und können dabei helfen Ergebnisse von Felduntersuchungen zu erklären.

Sowohl die entwickelte Labormethode für Absetzversuche als auch das Konzept der Messprobenerzeugung aus Siebfraktionen kann vielfältig weitergenutzt werden, um verschiedene Kenngrößen des Absetzverhaltens oder andere Fragestellungen der Feststoffzusammensetzung von Feststoffen im Abfluss zu untersuchen. Das Konzept der Messprobenerzeugung wurde bereits in Veröffentlichungen der eigenen Arbeitsgruppe und gemeinsam mit der Hochschulgruppe Simulation (HSG Sim) - einem Zusammenschluss deutschsprachiger Hochschulen und Universitäten - genutzt, um systematische Untersuchungen zur messtechnischen Bestimmung des neuen Parameters abfiltrierbare Stoffe < 63 μm (AFS63) vorzunehmen (Baum et al. 2018; Welker et al. 2019). Hierfür lieferte diese Arbeit einen Beitrag. Als weiteren Forschungsbedarf sollten Absetzversuche zu einer größeren Bandbreite an Szenarien in Verkehrsflächenabflüssen (variierende Partikelgrößenverteilung, Feststoffkonzentration, u. a.) und abweichenden Fluidichten vorgenommen werden, wie sie beispielhaft im Winter bei kalten Temperaturen und unter Tausalzeinfluss üblich sind.

Anhangsverzeichnis

Anhang 1: Literaturlauswertung – Messmethoden der Probenahme, -aufbereitung und Partikelgrößenanalyse in den FD.....	156
Anhang 2: Literaturlauswertung – Messmethoden der Dichte.....	161
Anhang 3: Literaturlauswertung – Messmethoden des Glühverlusts.....	162
Anhang 4: Literaturlauswertung – Messmethoden der Sinkgeschwindigkeit.....	163
Anhang 5: Literaturlauswertung – Aufkommen in den FD (spezifische Massen, g/m ²)	164
Anhang 6: Literaturlauswertung – Partikelgrößenverteilung in den FD und FA.....	167
Anhang 7: Literaturlauswertung – Glühverlust in den FD.....	169
Anhang 8: Übersichtsdatenblätter für die zehn Untersuchungsstandorte in Frankfurt (alphabetisch).....	172
Anhang 9: Methodenuntersuchung – Probenahme.....	183
Anhang 10: Methodenuntersuchungen – Dichtebestimmung.....	184
Anhang 11: Methodenuntersuchungen – GV-Bestimmung.....	188
Anhang 12: Methodvalidierung – Absetzversuche.....	190
Anhang 13: Theoretische Sinkgeschwindigkeiten Vs nach Temperaturen bei konstanter Dichte und Partikelgröße und Messzeiten Absetzversuche.....	204
Anhang 14: Mess- und Methodenpräzision für Absetzversuche Variante 1 (2 g-Probe Millisil W4)	205
Anhang 15: Vergleich unterschiedlicher Säulenmaterialien auf die Absetzbarkeit – Versuch in Imhofftrichtern aus Glas und Kunststoff (in Anlehnung an DIN 38409-9 (1980)).....	207
Anhang 16: Messwerte – spezifische Massen (g/m ²), Massenanteile (%) < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm, Glühverlust (% GV) < 2, 2-4, 4-8 mm	208
Anhang 17: Statistische Auswertung – spezifische Masse (g/m ²), Massenanteile (%) und Glühverlust (% GV) < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm, 2016 bis 2018	243
Anhang 18: Statistische Auswertung – spezifische Masse (g/m ²), Massenanteile (%) und Glühverlust (% GV) < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm – Straßenquerschnitt 2018.....	249
Anhang 19: Messwerte – Partikelgrößenverteilung in Feststoffdepositionen aus der Siebung (n = 74).....	253

Anhang 20: Statistische Auswertung – Partikelgrößenparameter d_{10} , d_{50} , d_{90} (μm).....	259
Anhang 21: Statistische Lageparameter – Partikeleigenschaften gemessen durch digitale Bildanalyse für Millisil W4 und sieben Proben in $\text{FD}_{\text{FA-PSD}} (< 250 \mu\text{m})$	261
Anhang 22: Häufigkeitsverteilung – Formfaktor Aspekt Ratio für Millisil W4 und sieben Proben in $\text{FD}_{\text{FA-PSD}} (< 250 \mu\text{m})$	263
Anhang 23: Messwerte, deskriptive Statistik – Dichte (g/cm^3) und Glühverlust (% GV) in der Siebfraction $< 2 \text{ mm}$ ($n = 40$).....	264
Anhang 24: Messwerte – Dichte (g/cm^3) und Glühverlust (% GV) in Siebfractionen $< 40 \mu\text{m}$ bis $1.000\text{-}2.000 \mu\text{m}$, $n = 728$ und $n = 730$	265
Anhang 25: Statistische Auswertung – Dichte (g/cm^3) und GV (% GV) in den Siebfractionen < 40 bis $1.000\text{-}2.000 \mu\text{m}$	279
Anhang 26: Messwerte – Konzentration Cu, Zn, Pb ($\mu\text{g}/\text{g}$) und Glühverlust (% GV) in Siebfractionen $< 250 \mu\text{m}$ ($n = 11$).....	283
Anhang 27: Messwerte Absetzversuche ($< 250 \mu\text{m}$) – Feststoffe, Organik, Schwermetallkonzentrationen und –frachten in Eingangs- und Ausgangsgrößen ($n = 11$)...	285
Anhang 28: Spearman-Rangorderkorrelationskoeffizienten – Frachtanteile der Eingangs- und Ausgangsgrößen der Absetzversuche für GV, Cu, Zn, Pb ($n = 11$)	290
Anhang 29: Messwerte Absetzversuche ($< 63 \mu\text{m}$) – Feststoffe in Eingangs- und Ausgangsgrößen ($n = 7$)	291

Anhang

Anhang 1: Literaturlauswertung – Messmethoden der Probenahme, -aufbereitung und Partikelgrößenanalyse in den FD

#	Studie	Land	Standort Fläche	Probe- nahme	Art	WFR (%)	Trocknung	Probentei- lung	Kleinstes Sieb (µm)	Größtes Sieb (µm)	Sieb- schnitt (µm)	Analyseart
1	Adachi und Tai- nosho 2005	Japan	FR bis FM	VS, Bürste	trocken		105 °C		50	2.830		Trockensiebung
2	Aryal et al. 2014	Südkorea	Rinne	VS	trocken	91- 95 %	LuTro, Exsik- kator	X	75	2.000	2.000*	Trockensiebung
3	Borris et al. 2016	Schwe- den	0-1,5 m ab BK	VS	trocken		105 °C		25	2.000	2.000*	Trockensiebung
4	Butler et al. 1992	GB	0-2,5m ab BK	VS, Bürste	trocken		105 °C	X	63	16.000		Trockensiebung
5	Carraz et al. 2006	GB	FR	KB	trocken		LuTro		63	2.000	2.000*	Trockensiebung
6	Deletic und Orr 2005	GB	0-0,25 m ab BK	VS	nass	102 %	105 °C		63	500	2.000*	Nasssiebung
7	Depree 2008	Neusee- land	FR bis FM	Kehrma- schine	-KA-		40 °C		63	19.000		Trockensiebung
8	Djukic et al. 2016	Serbien	Parkplatz	VS	nass		50°C		63	250		Trockensiebung
9	Duong und Lee 2011	Südkorea	0-0,3 m ab BK	VS	trocken		LuTro		75	2.000	2.000*	Trockensiebung
10	Faiz et al. 2009	Pakistan	FR	VS	trocken		100 °C, 5h				125*	Trockensiebung
11	Grottker 1987	Deutsch- land	0-0,5 m, 0,5- 2,2m ab BK	VS	trocken		-KA-		25	1.600		Trockensiebung

#	Studie	Land	Standort Fläche	Probe- nahme	Art	WFR (%)	Trocknung	Probentei- lung	Kleinstes Sieb (µm)	Größtes Sieb (µm)	Sieb- schnitt (µm)	Analyseart
12	Gunawardana et al. 2014	Australien	FR bis FM	VS	nass	90 %	-KA-		75	425	425*	Nasssiebung
13	Gustafsson et al. 2019	Schweden	FM	Wet Dust Sampler mit Unterdruck	nass		550 °C für mineralischen Anteil		10	180	180*	Nasssiebung, Laserbeugung
14	Ha et al. 2012	Südkorea	Straßeneinlauf	VS, Bürste	trocken		-20 °C		63	2.000	2.000*	Trockensiebung
15	Haile et al. 2016	Österreich	-KA-	-KA-	-KA-		LuTro		63	2.000	6.300	Nasssiebung Sedimentationsanalyse Pipette (< 63 µm)
16	Herath et al. 2013	Sri Lanka	-KA-	KB	trocken		-KA-		63		63*	Mörsern, Trockensiebung
17	Herngren et al. 2006	Australien	FM	VS	nass	91+-0,5 %	-KA-		75	300	KA	Nasssiebung, Laserbeugung (< 900 µm)
18	Hu et al. 2011	China	FM	VS	trocken		LuTro		63		63*	Trockensiebung
19	Jayarathne et al. 2017	Australien	0-1 m ab BK	VS	nass	92 %	-KA-		75	425	425*	Nass- und Trockensiebung
20	Jayarathne et al. 2018a	Australien	0-1 m ab BK	VS	nass	92 %	-KA-		75	425	425*	Nass- und Trockensiebung

#	Studie	Land	Standort Fläche	Probe- nahme	Art	WFR (%)	Trocknung	Probentei- lung	Kleinstes Sieb (µm)	Größtes Sieb (µm)	Sieb- schnitt (µm)	Analyseart
21	Kayhanian et al. 2012	USA	Autobahn, Parkplatz	VS	trocken		-KA-		38	1.000	2.000*	Trockensiebung
22	Klees et al. 2015	Deutsch- land	-KA-	KB	trocken	90 %	LuTro		63	2.000	2.000*	Trockensiebung
23	Lau und Sten- strom 2005	USA	0-0,75 m ab BK	VS	trocken		LuTro	X	43	2.200		Trockensiebung
24	Li et al. 2015	China	0-0,5 m	KB	trocken		LuTro		39	2.000	2.000*	Trockensiebung
25	Lorenzi et al. 2011	Großbri- tannien	Gehweg	KB	trocken		LuTro unter Labor- abzug		63	2.000	2.000*	Trockensiebung
26	Ma et al. 2018	China	0,25 m ab BK bis FM	VS	trocken		-KA-		20	2.000	2.000*	Trockensiebung
27	Murakami et al. 2005	Japan	Rinne	VS	nass		LuTro, Exsik- kator		63	2.000	2.000*	Nasssiebung
28	Padoan et al. 2017	Italien	FM	KB	trocken		LuTro		3	2.000	2.000*	Zentrifuge, Sedi- mentation ana- log zu Ajmone- Marsan et al. 2008
29	Rijkenberg und Depree 2010	Neusee- land	-KA-	Kehrma- schine	-KA-		LuTro		1.000	9.000	9.000*	Trockensiebung
30	Robertson und Taylor 2007	GB	0-0,5 m ab BK	KB	trocken		LuTro	X	63	1.000	1.000*	Trockensiebung

#	Studie	Land	Standort Fläche	Probe- nahme	Art	WFR (%)	Trocknung	Probentei- lung	Kleinste Sieb (µm)	Größte Sieb (µm)	Sieb- schnitt (µm)	Analyseart
31	Saeedi et al. 2012	Iran	FR, Gehweg	VS, Bürste	trocken		LuTro		63	2.000	2.000*	Trockensiebung
32	Sansalone und Tribouillard 1999	USA	Autobahn	VS	trocken		LuTro	X	15	4.750		Trockensiebung
33	Sartor und Boyd 1972	USA	0-0,15 m, 1- 2,4 m ab BK	VS, Bürste	tro- cken		37,8° C		43	4.800		Trockensie- bung/ Sedimen- tationsanalyse (< 43 µm)
34	Shen et al. 2016	China	FM	KB	trocken		-KA-		38	1.000	1.000*	Trockensiebung
35	Stone und Mar- salek 1996	Kanada	FR bis FM	KB	trocken		Ge- frier- trockn ung	X	63	2.000	2.000*	Trockensiebung
36	Sutherland 2003	USA	Rinne	KB	trocken		105 °C		63	2.000	2.000*	Trockensiebung
37	Tanner et al. 2008	China	Gehweg	KB	trocken		-KA-		63		100*	Trockensie- bung/ DIA < 100 µm
38	Vaze und Chiew 2002	Austra- lien	Parkstreifen zwischen 2 Fahrbahnen	VS, Bürste	trocken		100 °C		38	2.800		Trockensiebung
39	Yu et al. 2015	China	-KA-	VS	trocken		LuTro	X	63	850	850*	Trockensiebung
40	Yu et al. 2017	China	FR	VS	trocken		105 °C		63	850	850*	Trockensiebung
41	Yuen et al. 2012	Malaysia	0-0,3 m ab BK	KB	trocken		105 °C		63	4.000		Trockensiebung

#	Studie	Land	Standort Fläche	Probe- nahme	Art	WFR (%)	Trocknung	Probentei- lung	Kleinste Sieb (µm)	Größtes Sieb (µm)	Sieb- schnitt (µm)	Analyseart
42	Zafra et al. 2011	Spanien	0-0,35 m ab BK, FM, Rad- weg	VS, Bürste	trocken		-KA-		63	2.800	2.800*	Trockensiebung, Nasssiebung(< 125 µm)
43	Zanders 2005	Neusee- land	0-0,3 m ab BK	VS	trocken		-KA-		63	2.000	2.000*	Trockensiebung
44	Zhang et al. 2016	Deutsch- land	Rinne	KB	trocken		-KA-	X	63	2.000		Trockensiebung
45	Zhao et al. 2010	China	FR bis FM	VS	trocken		LuTro		44	2.000	2.000*	Trockensiebung
46	Zhao et al. 2016	China	FR bis FM	VS	trocken		LuTro		44	1.000	1.000*	Trockensiebung
47	Zhao et al. 2017	China	FR bis FM	VS, Bürste	trocken		LuTro		75	300		Trockensiebung
48	Zhao und Li 2013	China	FR bis FM	VS	trocken		LuTro		44	1.000	1.000*	Trockensiebung
49	Zhu et al. 2008	China	0-1 m ab BK	KB	trocken		105 °C		54	2.000	2.000*	Trockensiebung

*aufgrund fehlender Informationen zur Gesamtmasse werden die Sieblinien ausgeschlossen.

VS = Vakuumsauger, LuTro = Lufttrocknung, -KA- = keine Angabe, BK = Bordsteinkante, WFR = Wiederfindungsrate bekannten Materials

Anhang 2: Literaturlauswertung – Messmethoden der Dichte

	Studie	Methode (Mess- medium)	Dokumentation/Norm	Dichte (g/cm ³)
	Bäckström 2002	KP (NaPO ₄ - Lösung)	KA	2,58-2,61
	Butler 1992	KP (KA)	KA	1,89-2,83
	Cristina et al. 2002			2,58-3,10
	Glenn und Sansalone 2002		17-19 g in 25,644cm ³ 3-5 g in 12,561 cm ³	
F D	Sansalone und Tribouillard 1999	GP (Helium)	(P/M: 66-74 %; 24-40 %) ASTM D5550	
	Kayhanian et al. 2012	KP (Diesel)	1-2 g in 25 ml (P/M: 4-8 %)	1,55-1,90
	Zanders 2005	KP (Wasser)	10-15 g in 50 ml (P/M: 20- 30 %)	2,14-2,54
	Zhao et al. 2009	KP (Wasser)	Nach (Klute et al. 1986): 10- 50 g in 25-100 mL (P/M:40-50 %)	1,65-1,88
	Andral et al. 1999**		Messzelle: 10 cm ³ , SD: ±1	2,38-2,86
	Roger et al. 1998**	GP (Helium)	mm ³	
	Kayhanian et al. 2008*			1,58-1,78
F A	Kayhanian et al. 2012***	KP (Diesel)	10 ml in 50 ml (P/M: 20 %) 1-2 g in 25 ml (P/M: 4-8 %)	1,55-2,24
	Jacopin et al. 1999***	KP (KA)	NFT 20-053	2,20-2,27
	Karamalegos et al. 2005 *	keine	Kalkulation aus AFS-Fracht und Partikelvolumen aus Coulter-Counter Messung	0,67-2,80

KA = keine Angabe, GP = Gaspyknometrie, KP = Kapillarpkyknometrie, P/M = Probenvolumen/Messvo-
lumen

Probenahmeort FA (alle Autobahn): *OA = Oberflächenabfluss, **KS = Kanalsediment,
***RRB = Regenrückhaltebecken

Anhang 3: Literaturlauswertung – Messmethoden des Glühverlusts

	Studie	Glühtemperatur / Glühdauer	Norm / Literatur	Ein- heit
KS	Andral et al. 1999	500°C / 20m	SM 2540 E, APHA 1992	% GV
		550 °C / 2h	NFT 90-029 Franz. Norm	
	Roger et al. 1998	550 °C	SM 2540 E	
	Aryal et al. 2015	450 °C / 15m	KA	
	Brezonik und Stadelmann 2002	KA	KA	
	Gromaire et al. 2001	525 °C / KA	KA	
	Barrett 1995	550 °C / KA	SM 2540 E, APHA 1992	
	Driscoll et al. 1990	KA	KA	
	Glenn et al. 2002	550 °C / 1h	SM 2540 E, APHA 1995	
	Grotehusmann et al. 2017	550 °C / 2h	DIN 38409-H2	
FA	Horwatic und Bannermann 2012	550 °C	EPA 160.2	mg/L VSS
	Karamalegos et al. 2005	550 °C / 15m	SM 2540 E	
	Kobriger und Geinopolos 1984	550 °C / KA	SM 2540 E	
	Lygren et al. 1984	550 °C / KA	SM 2540 E	
	Melanen 1981	600 °C / KA	Finnischer Standard	
	Sansalone et al. 1998	550 °C / 1h	SM 2540 E, APHA 1995	
	Steinman 2017	550 °C / 15m	SM 2540 E, APHA 2005	
	Wu und Ahlert 1978	KA	KA	
	Ying und Sansalone 2008	500±50 °C / KA	KA	
	Al-Chalabi und Hawker 1996	500 °C / 12h	KA	
	Aryal et al. 2014	550°C / 20m	KA	
	Bian et al. 2011	KA	KA	
	Fergusson und Ryan 1984	500 °C / 16h	KA	
	Herath et al. 2013	450°C / 4h	KA	
	Ma et al. 2018	550 °C / 2h	Rayment und Lyons 2010	
	Rijkenberg und Depree 2010	400 °C / über Nacht	KA	
	Robertson und Taylor 2007	450°C / 4h	KA	
Sartor und Boyd 1972	600 °C / KA	SM 2540 E, APHA 1965		
Shilton et al. 2005	375 °C / 4h	Ball, 1964		
Sutherland 2003	450 ± 10 °C / 16h	KA		
Xie et al. 1999	375 °C / 16h	Ball, 1964		
Yuen et al. 2012	550 °C / 4h	KA		
Zhao et al. 2009	550 °C / 2h	KA		
FD				% GV
	Rijkenberg und Depree 2010	400 °C / über Nacht	KA	
	Robertson und Taylor 2007	450°C / 4h	KA	
	Sartor und Boyd 1972	600 °C / KA	SM 2540 E, APHA 1965	
	Shilton et al. 2005	375 °C / 4h	Ball, 1964	
	Sutherland 2003	450 ± 10 °C / 16h	KA	
	Xie et al. 1999	375 °C / 16h	Ball, 1964	
	Yuen et al. 2012	550 °C / 4h	KA	
	Zhao et al. 2009	550 °C / 2h	KA	

Abkürzung: KS = Kanalsediment, KA = keine Angabe

Anhang 4: Literaturlauswertung – Messmethoden der Sinkgeschwindigkeit

Methode	Prinzip	Entwickler- studie	Studien	Matrix
UFT Säulen (D)**	Überschichtung	Brombach et al. 1992	Pisano und Brombach 1996	SW/MW/OA
			Michelbach und Wöhrle 1993	SW/MW/OA FA
			Yun et al. 2010	MW
			Aiguier et al. 1996	MW
			Krishnappan et al. 2012	MW
			Lucas-Aiguier et al. 1998	Aquakultur
			Wong und Piedrahita 2000	
Aston Säulen (UK)**	Überschichtung	Tyack et al. 1996	Hedges et al. 1998	SW
			Aiguier et al. 1996	MW
			Aslam 2013*	SW
			Krishnappan et al. 2012	MW
			Lucas-Aiguier et al. 1998	MW
			Ying und Sansalone 2011; Sansalone et al. 2009*	OA
CERGRENE (F)**	Überschichtung (> 50 µm) Suspension (< 50 µm)	Chebbo 1992	Aiguier et al. 1996	MW
			Andral et al. 1999	FA
			Chebbo und Bachoc 1992	MW/OA
VICAS (F)	Suspension mit Pumpen	Chebbo und Gromaire 2009	Hasler 2007	OA
			Arambourou et al. 2010	OA
			Gromaire et al. 2008	MW
			Maruejous et al. 2012	MW/OA
			Vallet et al. 2014	OA
VICPOL (F)**	Suspension mit Rührer	Gromaire et al. 2008	Arambourou et al. 2010	OA
Multiport-Säulen (USA)	Suspension mit Pumpen	Camp 1945	EPA 2002*	MW
			Krishnappan et al. 2012*	MW
			Lucas-Aiguier et al. 1998	MW
			Piro et al. 2011b; Piro et al. 2011a	MW
Sichtungsmethode (USA)**	Suspension mit Pumpen	Walling und Woodward 1993	Hettler et al. 2011*	OA
			Exall et al. 2009*	SW/MW
			Graaf et al. 2008*	OA
			Krishnappan et al. 2004;	MW
			Krishnappan et al. 2012*	
Maus et al. 2008*	MW			

* modifiziert, **diskrete Absatzfraktionen messbar / SW = Schmutzwasser, MW = Mischwasser, OA = Oberflächenabfluss, FA = Feststoffe im Verkehrsflächenabfluss

Anhang 5: Literaturlauswertung – Aufkommen in den FD (spezifische Massen, g/m²)

Land	Probenahme	Art	Ort der Probenahme	Einzugsgebiet	Spezifische Massen (g/m ²)	Studie
USA	VS	trocken	Fahrbahnrand (0-3/4 m ab BK)	Santa Monica (Industrie)	12-82 (MW: 52, SD: 25, Median: 59, n = 7)*	Lau und Stenstrom 2005
Amerika	USA	VS	Fahrbahnmitte	Autobahn, Cincinnati (DTV: 150.000)	0,3	Sansalone und Tribouillard 1999
			Fahrbahnrand (kein Bordstein)		4; 90 (n = 2)	
	USA	VS, KB	trocken / nass	Fahrbahnrand (0-0,15 m ab BK) Fahrbahnmitte (1-2,4 m ab BK) Fahrbahn (gew. Durchschnitt)	Baltimore, Milwaukee, Bucyrus, Tulsa, Seattle Phoenix, Atlanta	885-15.845 3-270 194-2.360
Südkorea	VS, KB	trocken	Fahrbahnrand, nahe Straßeneinlauf	Hauptverkehrsstraße, Masan (DTV: 21.600)	15-674 (MW: 254, SD: 249, Median: 187, n = 6)*	Ha et al. 2012
Asien	Japan	VS	Fahrbahnrand (Rinne)	Wohngebiet, Tokio (ADP: 6-8 d)	MW: 8±2 (Nov, n = 3) / MW: 128±14 (Feb, n = 3)	Murakami et al. 2005
				Hauptverkehrsstraße, Tokio (DTV: 37.000, ADP: 10 d)	MW: 40±17 (Feb, n = 2)	
China	VS	trocken	Fahrbahnrand	Straße, Nanjing Universitätscampus	45-113 (MW: 74, SD: 22, Median: 69, n = 10)*	Yu et al. 2017
Malaysia	KB	trocken	Fahrbahnrand (0-0,3 m ab BK)	Wohn- und Industriegebiete, Singapur (je 15 Standorte)	W: 5-100 (MW: 38, SD: 27, Median: 27, n = 15) I: 27-294 (MW: 126, SD: 99, Median: 82, n = 15)*	Yuen et al. 2012

Land	Probenahme	Art	Ort der Probenahme	Einzugsgebiet	Spezifische Massen (g/m ²)	Studie	
China	VS	trocken	Fahrbahn bis -mitte	Urbane Straßen, Peking	7-35 (MW: 15, SD: 8, Median: 13, n = 12)*	Zhao et al. 2016	
China	VS, Bürste	trocken	Fahrbahn	Urbane Straßen, Shengzen	64 (I), 43 (G), 34 (W)	Zhao et al. 2017	
China	KB	trocken	Fahrbahnrand (0-1 m ab BK)	Zhenjiang	60-500	Zhu et al. 2008	
Schweden	VS	trocken	Fahrbahnrand (0-1,5 m ab BK)	Malmö, Stockholm, Kiruna, Lulea, Umea	51-450 (MW:176, SD: 150, Median: 93, n = 7)*	Borris et al. 2016	
GB	VS, Bürste	trocken	Fahrbahn (0-2,5 m ab BK)	Straßen in London	34-330 (MW: 137, SD: 107, Median: 98, n = 16)*	Butler et al. 1992	
GB	KB	trocken	Fahrbahnrand	Urbane Straßen, Manchester	< 2 mm: 7-740 (MW:96, n = 100)	Carraz et al. 2006	
GB	VS	nass	Fahrbahnrand (0-0,25 m ab BK)	Wohngebiet, Aberdeen	77-834 (MW: 289, SD:218, n = 30)	Deletic und Orr 2005	
Europa	Deutschland	KB	trocken	nicht spezifiziert	Bonn, Köln, Leverkusen, Essen, Düsseldorf, Ländliche Straßen der Eifel und Industriegebiete in NRW	< 2 mm: 2-527 (MW: 50, Median: 9, n = 16)*	Klees et al. 2015
	GB	KB	trocken	Fahrbahnrand (0-0,5 m ab BK)	Manchester	200-800	Robertson und Taylor 2007
Spanien	VS, Bürste	trocken	Fahrbahnrand (0-0,35 m ab BK)	Straße, Torrelavega (DTV: 3.800, ADP: 1-7d)	13-344 (n = 112)	Zafra et al. 2011	
Deutschland	KB	trocken	Fahrbahnrand (Rinne)	Urbane Straße, Dresden (DTV: 12.600)	125	Zhang et al. 2016	

Land	Probenahme	Art	Ort der Probenahme	Einzugsgebiet	Spezifische Massen (g/m ²)	Studie	
Australien	VS	trocken	Fahrbahnrand (0-0,45 m ab BK, Rinne)	Wohngebiet, Sidney (DTV: 8.800)	6-43 (MW: 17, SD: 10, Median: 13, n = 17)*	Ball et al. 1998	
Ozeanien	Australien	NS	nass	Fahrbahnrand	Parkplatz (ADP: 8 d), Gold Coast, Southeast Queensland	< 425 µm: 1-7	Gunawardana et al. 2014
	Australien	VS (loser Anteil), VS & Bürste (fester Anteil)	trocken	Parkstreifen zwischen 2 Fahrbahnen	Parkstreifen auf Straße, Melbourne (DTV: 8.000, ADP: 2-15d)	5-70	Vaze und Chiew 2002

* berechnet aus Daten ** abgelesen, KB = Kehrblech und Bürste, VS = Vakuumsauger

Einzugsgebiet: G = Gewerbegebiet, I = Industriegebiet, W = Wohngebiet, DTV = durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke in Kfz/24h, ADP = Antecedent Dry Period, Trockenperiode in Tagen (d)

Statistische Kenngrößen: MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung

Anhang 6: Literaturlauswertung – Partikelgrößenverteilung in den FD und FA

Kontinent	#	Land	Einzugsgebiet	Probe- nahme	Art der Entnahme	Trock- nung	Kleinstes Sieb (μm)	Größtes Sieb (μm)	PSD- Methode	Studie
Amerika	1	USA	UR, Baltimore, Milwaukee, Bucyrus, Tulsa, Atlanta*	VS, Bürste	trocken	< 37,8 °C	43	4.800	WS/DS/PV (< 43 μm)	Sartor und Boyd 1972
	2	USA	UR (I, G, W), Santa Monica, Q1	VS	trocken	LuTro	43	2.200	DS	Lau und Sten- strom 2005
	3	USA	A, Cincinnati (DTV: 150.000), Q4	VS	trocken	LuTro	15	4.750	DS	Sansalone und Tribouillard 1999
FD Asien	4	China	UR (I, G, W), Shengzen	VS, Bürste	trocken	LuTro	75	300	DS	Zhao et al. 2017
	5	Malaysia	UR (I, R) Singapur, Q3	KB	trocken	105 °C	63	4.000	DS	Yuen et al. 2012
	6	Japan	UR, Kobe (DTV: ca. 70.000), Q1*	VS, Bürste	trocken	105 °C	50	2.830	DS	Adachi und Tai- nosho 2005
Europa	7	Serbien	P, Belgrad Universität, Q2-Q3*	VS	nass	50 °C	63	250	DS	Djukić et al. 2016
	8	Österreich	UR, Lienz	KA	KA	LuTro	63	6.300	WS/PV (< 63 μm)	Haile et al. 2016
	9	Deutschland	UR, Dresden (DTV: 12.600), Q1	KB	trocken	KA	63	2.000	DS	Zhang et al. 2016
	10	Deutschland	UR, Hildesheim (DTV: 22.000), Q2-Q3*	VS	trocken	KA	25	1.600	DS	Grottker 1987

Kontinent	#	Land	Einzugsgebiet	Probenahme	Art der Entnahme	Trocknung	Kleinstes Sieb (μm)	Größtes Sieb (μm)	PSD-Methode	Studie
	11	GB	UR, London*	VS, Bürste	trocken	105 °C	63	16.000	DS	Butler et al. 1992
Ozeanien	12	Australien	UR, Melbourne*	VS, Bürste	trocken	100 °C	38	2.800	DS	Vaze und Chiew 2002
	13	Neuseeland (NZ)	UR, Auckland, Hamilton, Christchurch, Q3*	Kehrmaschine	trocken	40 °C	63	19.000	DS	Depree 2008
Amerika	14	USA	A, Cincinnati (DTV: 150.000), Q1-Q4*	Feststoffsammler	---	110 °C	25	9.000	DS/LB	Sansalone et al. 1998
	15	USA	A, Baton Rouge (DTV: 140.000), Q2-Q3*	Feststoffsammler	---	40 °C	75	24.500	DS/LB (< 75 μm)	Kim und Sansalone 2008a
	16	USA	P, Einkaufszentrum/ UR, R, Madison, Q1-Q3*	Durchflussproportional Mischprobe	---	105 °C nach Siebung	32	500	WS/CC (< 32 μm)	Selbig et al. 2016
FA Asien	17	China	UR, Peking (DTV: > 20.000), Q2*	Durchflussproportional Mischprobe	---	KA	38	200	WS, Filtration (< 10 μm)	Wu et al. 2015
	18	Südkorea	UR, Yongin, Q2-Q3*	Zeitproportional	---	KA	38	425	WS	Yun et al. 2010
Europa	19	Schweiz	A, Winterthur (DTV: 50.000), Q3	Volumenproportional	---	KA	20	250	WS	Furumai et al. 2002

Probenahme: VS = Vakuumsauger, KB = Kehrblech, Bürste, KA = keine Angabe

PSD-Methode: DS = Dry sieving (Trockensiebung), WS = Wet sieving (Nasssiebung), PV = Pipettierverfahren/Schlämmung, LB = Laserbeugung, CC = Coulter Counter

Standort: A = Autobahn, UR = Urban Road, P = Parkplatz / I = Industriegebiet, W = Wohngebiet, G = Gewerbegebiet

Jahreszeit: Q1 = Frühjahr (Mrz-Mai), Q2 = Sommer (Jun-Aug), Q3 = Herbst (Sep-Nov), Q4 = Winter (Dez-Feb)

*Mischprobe/Mittelwert

Anhang 7: Literaturlauswertung – Glühverlust in den FD

Kontinent	Land	Einzugsgebiet	Probenahmeort	Probenahme	Trocknung	Glühtemperatur / -dauer	Fraktion (x- x µm)	GV (%)	Studie
Amerika	USA	Phoenix, Atlanta, Tulsa, San Jose, Seattle, U	Mischprobe Straßenquerschnitt	VS, Bürste	37,8 °C	600 °C / KA	< 43	12-23 % (MW: 16,5, SD: 4,8, Median: 15,5, n = 4)*	Sartor und Boyd 1972
							43-104	7,5-10,5 % (MW: 10,8, SD: 4,4, Median: 9,3, n = 4)*	
							104-246	7,5-9 % (MW: 8,0, SD: 0,7, Median: 7,8, n = 4)*	
							246-840	3,5-11 % (MW: 6,1, SD: 3,4, Median: 5,0, n = 4)*	
							840-2.000	5,5-17 % (MW: 10,6, SD: 5,0, Median: 10,0, n = 4)*	
							> 2.000	2,5-8 % (MW: 4,6, SD: 2,5, Median: 4,0, n = 4)*	
USA	Palolo, Ohahu, Hawaii, W	KA	Kehrblech, Pinsel	105 °C	450 ± 10 °C / 16h	< 2.000	10,5-48,2 % (MW: 17,4%, SD: 7,7%, n = 20)	Sutherland 2003	

Kontinent	Land	Einzugsgebiet	Probenahmeort	Probenahme	Trocknung	Glühtemperatur / -dauer	Fraktion (x- x µm)	GV (%)	Studie
Asien	China	Ningbo, Zhejiang, W, Q2	Fahrbahnrand bis -mitte	VS	105 °C / 24h	550 °C / 2h	< 20	7%	Ma et al. 2018
							20-44	11%	
							44-62	11%	
							62-105	12%	
							105-149	12%	
							149-250	7%	
							250-450	3%	
							450-1.000	6%	
							1.000-2.000	9%	
							China	Xincheng G, I, W, U Q1	
63-125	11,0±2,4 %**								
125-250	8,2±2,1 %**								
250-900	7,0±1,3 %**								
	W: 7,4±0,9 %								
	U: 8,8±0,9 %								
China	Zhenjiang W, U Q1	0-1 m ab BK	KB	KA	KA	KA		Bian et al. 2011	
Malaysia	Singapur I, W Q3	0-0,3 m ab BK	KB	105 °C / 24h	550 °C / 4h	< 63	I: 11,0±,5,0 % W: 13,0%±6,0 %	Yuen et al. 2012	
Südkorea	Ulsan U Q1	Rinne	VS	105 °C	550°C / 20m	< 75 75-180 180-800 800-2.000	44-64 % 16-33 % 8-20 % 4-12 %	Aryal et al. 2014	
Sri Lanka	Colombo W, G, I	KA	KB	KA	450°C / 4h	< 630	12,4 %/9,4 %/6,4 %	Herath et al. 2013	

Kontinent	Land	Einzugsgebiet	Probenahmeort	Probenahme	Trocknung	Glühtemperatur / -dauer	Fraktion (x- x µm)	GV (%)	Studie
Europa	GB	Manchester, U Q3	0-0,5m ab BK; 1m an Straßeninseln mit hoher Akkumulation	KB	LuTro	450°C / 4h	< 1.000	1,5-4,5 %**	Robertson und Taylor 2007
	GB	Liverpool U Q4	Straßenrand und -fläche	KB	105 °C / über Nacht	375 °C / 4h	< 63 63-150 150-300 300-500 500-1.000 < 1.000	11,7±3,4 % (n = 97) 6,2±2,7 % (n = 97) 2,1±0,8 % (n = 93) 1,9±0,7 % (n = 84) 2,7±1,4 % (n = 89) 3,7±1,4 % (n = 93)	Xie et al. 1999
	GB	Wolverhampton, Dudley U, U, W Q1-Q4	Bürgersteig	KB	40 °C	375 °C / 16h	< 63	25,9 %/16,9 %/14,5 % (n = 72)	Shilton et al. 2005
	GB	London W, G	Bürgersteig, Rinne	KA	110-120 °C	500 °C / 16h	< 983	12,1 / 18,3 %	Fergusson und Ryan 1984
	GB	London U	0-2,5 m ab BK	VS, Bürste	105 °C / 12h	500 °C / 30 min	Bulk	3,4-13,0 % (MW: 6,3, SD: 2,3, Median: 6,0, n = 18)*	Butler et al. 1992
	Deutschland	Berlin U Q1-Q4	KA	KA	KA	KA	< 63 63-125 125-250 250-500	10,2% 9,7% 4,2% 3,7%	Barjenbruch et al. 2018

Kontinent	Land	Einzugs- gebiet	Probenahme- ort	Probe- nahme	Trock- nung	Glühtem- peratur / -dauer	Fraktion (x- x µm)	GV (%)	Studie
							500-1.000	12,1%	
							1.000-2.000	34,4%	
							2.000-4.000	45,0%	
							> 4.000	56,7%	
							< 2.000	3-11 %*	
Ozeanien	Neusee- land	Christ- church	Straßenquer- schnitt	Kehrma- schine	LuTro	400 °C / über Nacht	< 1.000	29,1 / 11,7 %	Rijkenberg und De- pree 2010
							1.000-5.600	30,5 / 22,0 %	
							5.600-9.000	13,4 / 7,7 %	
							< 9.000	22,5 / 12,0 %	
	Neusee- land	Christ- church G, W, I	Bürgersteig, Rinne	KA	110- 120 °C	500 °C / 16h	< 983	7,2 / 12,6 / 15,0 %	Fergusson und Ryan 1984
	Austra- lien	Brisbane U	0-1 m ab BK	KB	105 °C	500 °C /12h	< 600	4,1%±0,3%	Al-Chalabi und Hawker 1996

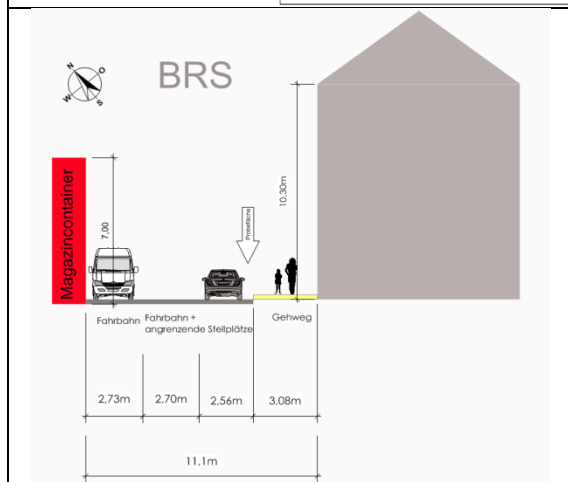
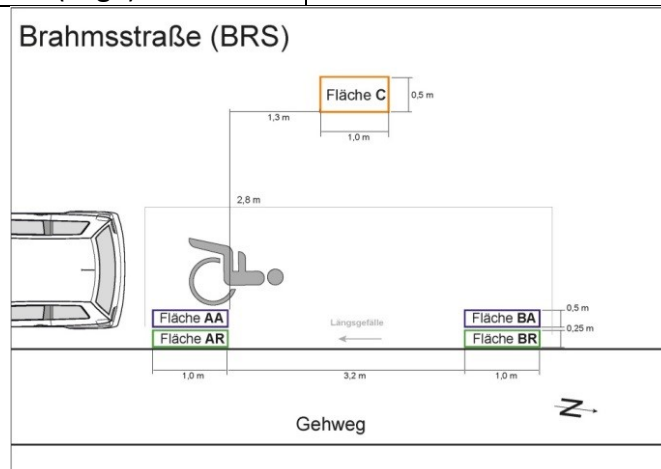
Anhang 8: Übersichtsdatenblätter für die zehn Untersuchungsstandorte in Frankfurt (alphabetisch)

Straßenquerschnitte: verändert nach Schiffmacher (2019)(Bachelorarbeit).

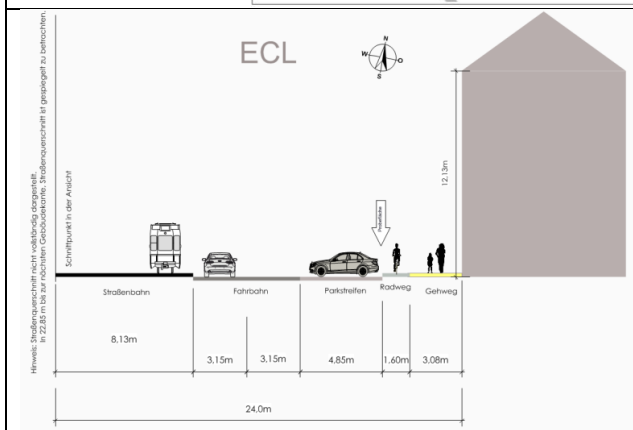
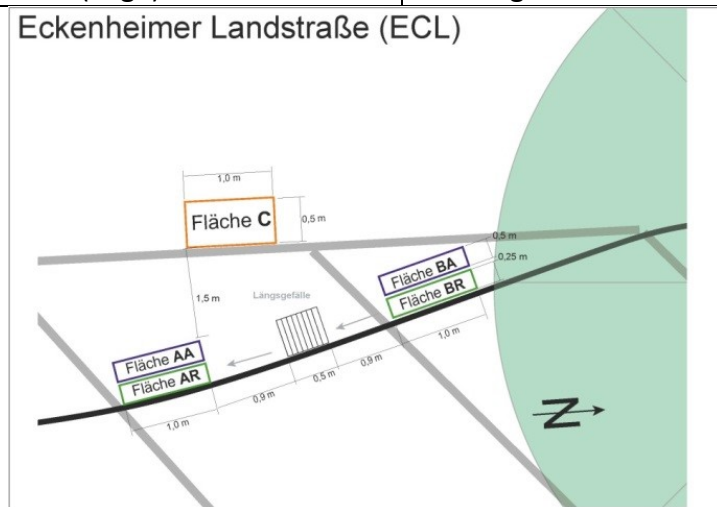
Draufsichten: erstellt durch Steigleder (2018) (Masterarbeit).

Bilder: eigene Aufnahmen.

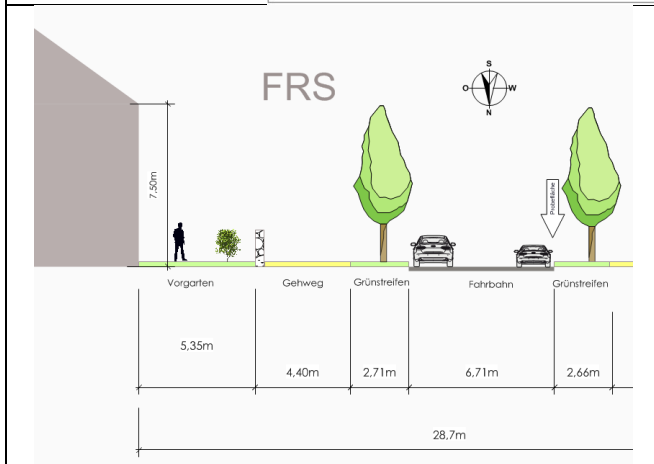
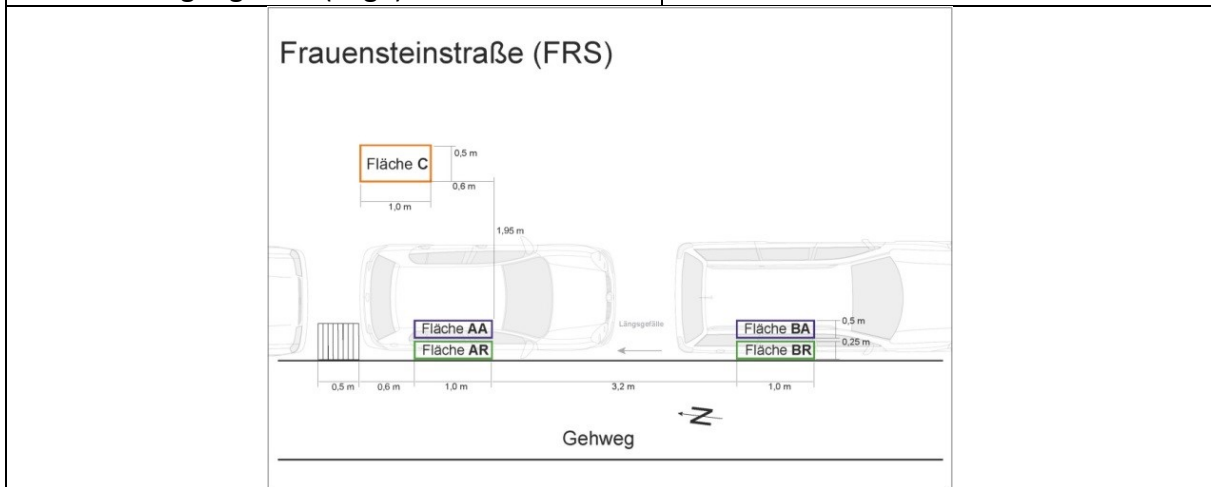
Standort	Brahmsstraße (BRS)
Einzugsgebiet	Wohngebiet
DTV (Kfz/24)	700
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	30
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	Gussasphalt
Bordsteinhöhe (cm)	3
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	1,63
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	1,40
MPD Rinne -R (mm)	0,50
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	1,9
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	2,3
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	8,9
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	4,1
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	8,9
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	4,1
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	0,63
Vegetation am Standort (50 m)	keine
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	0
Straßenreinigung KKM (Tage)	Montag
Straßenreinigung GKM (Tage)	---



Standort	Eckenheimer Landstraße (ECL)
Einzugsgebiet	Mischgebiet, Kreuzung
DTV (Kfz/24)	13.700
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	50
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	Gussasphalt
Bordsteinhöhe (cm)	2
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	1,07
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	1,06
MPD Rinne -R (mm)	0,35
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	7,7
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	0,2
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	9,3
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	0,1
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	9,5
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	1,3
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	---
Vegetation am Standort (50 m)	wenig
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	15
Straßenreinigung KKM (Tage)	Montag, Donnerstag
Straßenreinigung GKM (Tage)	Samstag



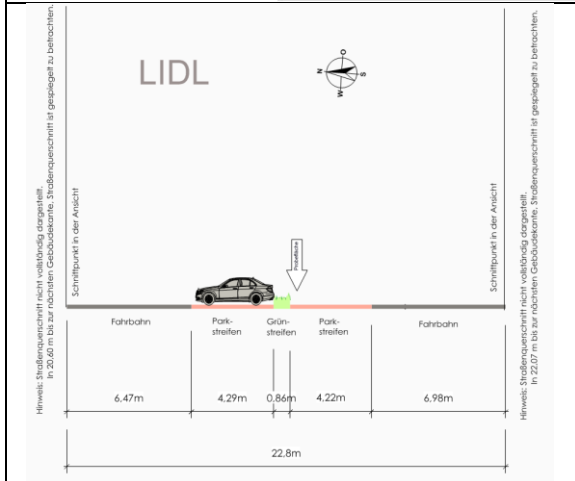
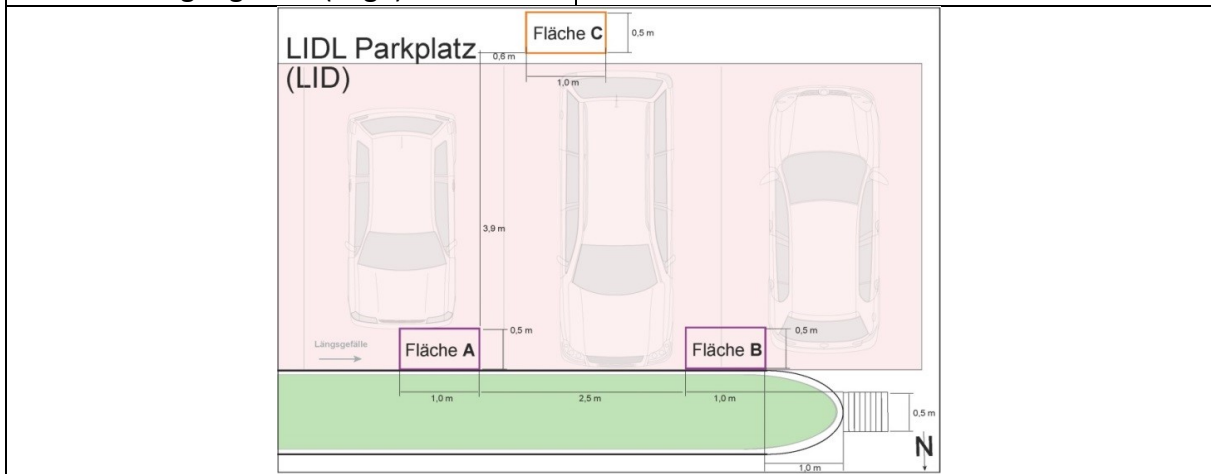
Standort	Frauensteinstraße (FRS)
Einzugsgebiet	Wohngebiet
DTV (Kfz/24)	150
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	30
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	Gussasphalt
Bordsteinhöhe (cm)	10
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	1,36
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	1,44
MPD Rinne -R (mm)	0,62
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	2,1
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	3,2
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	8,8
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	1,9
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	8,8
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	1,9
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	0,26
Vegetation am Standort (50 m)	viel
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	50
Straßenreinigung KKM (Tage)	Mittwoch
Straßenreinigung GKM (Tage)	---



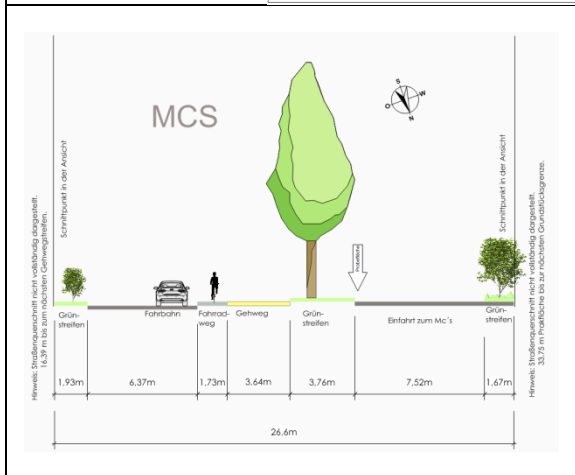
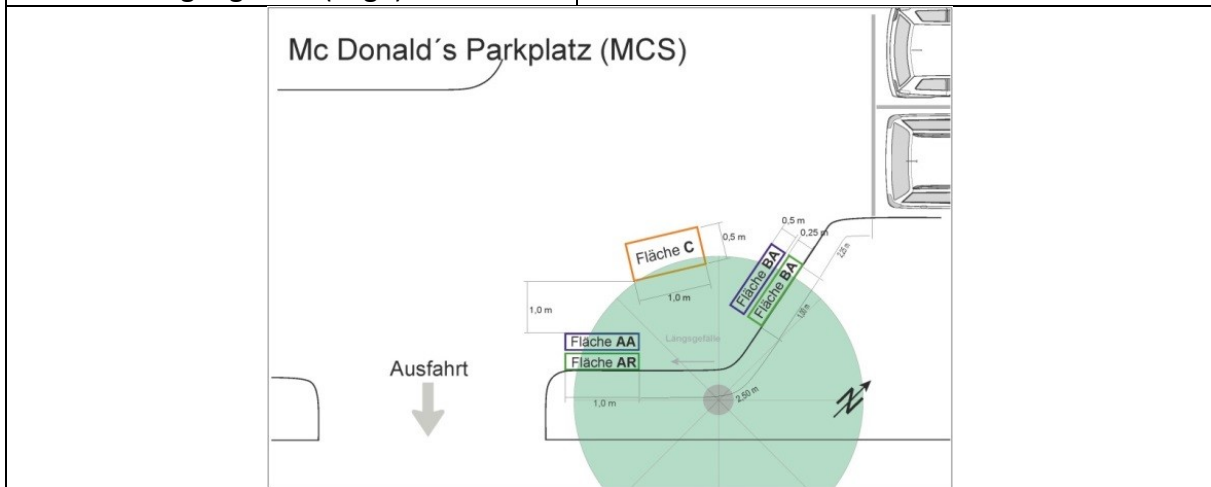
Standort	Glauburgstraße (GBS)
Einzugsgebiet	Mischgebiet
DTV (Kfz/24)	8.000
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	50
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	Asphalt
Bordsteinhöhe (cm)	8
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	1,23
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	0,70
MPD Rinne -R (mm)	0,61
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	7,5
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	1,2
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	10,6
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	3,3
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	10,6
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	3,9
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	0,69
Vegetation am Standort (50 m)	wenig
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	0
Straßenreinigung KKM (Tage)	Montag bis Freitag
Straßenreinigung GKM (Tage)	---



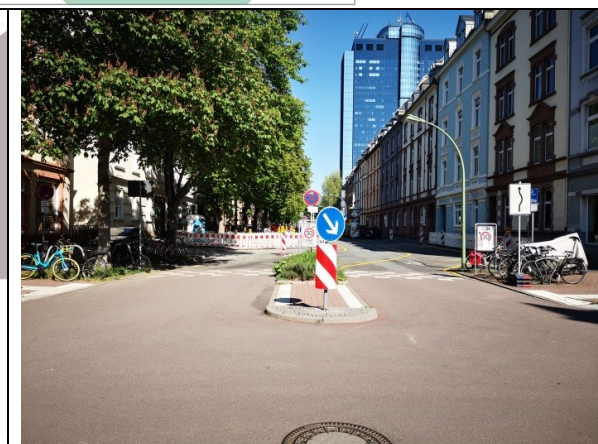
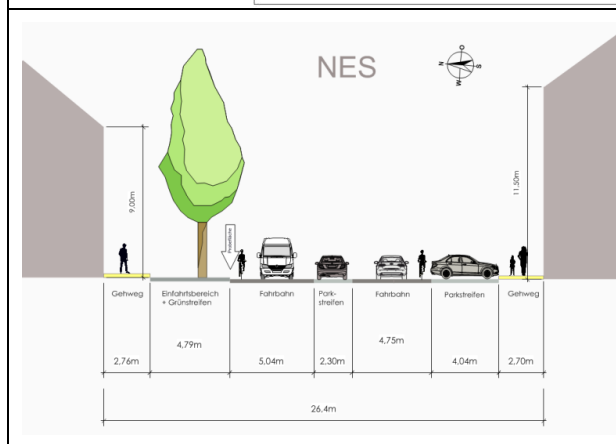
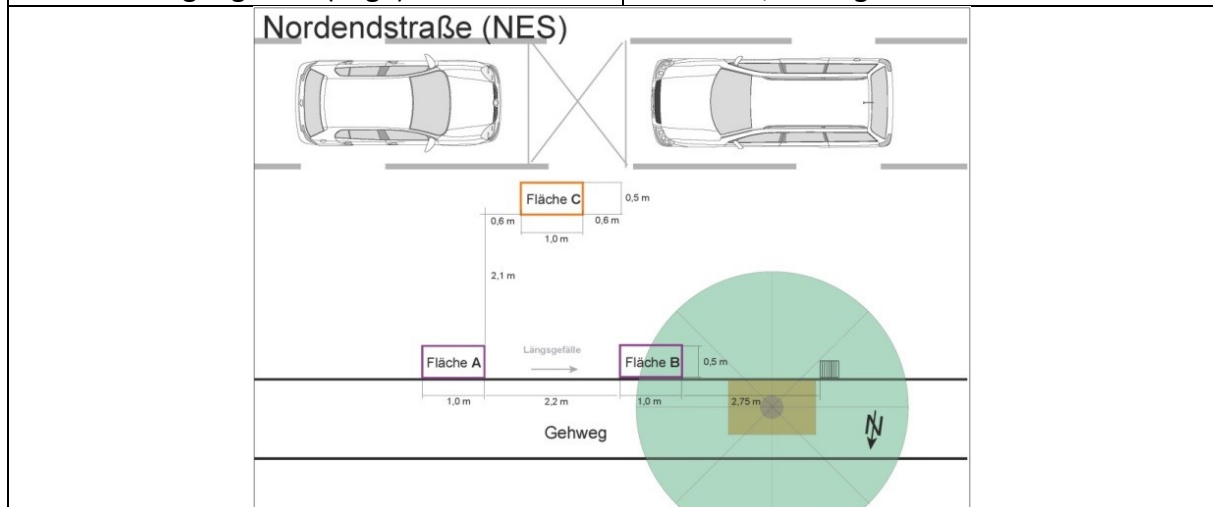
Standort	LIDL Parkplatz (LID)
Einzugsgebiet	Mischgebiet
DTV (Kfz/24)	2.500
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	Schritttempo
Flächenbelag Fahrbahn	Pflaster
Flächenbelag Rinne	Pflaster
Bordsteinhöhe (cm)	8
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	0,65
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	0,47
MPD Rinne -R (mm)	0,53
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	1,9
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	1,2
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	1,7
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	1,3
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	1,7
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	1,4
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	---
Vegetation am Standort (50 m)	wenig
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	0
Straßenreinigung KKM (Tage)	---
Straßenreinigung GKM (Tage)	---



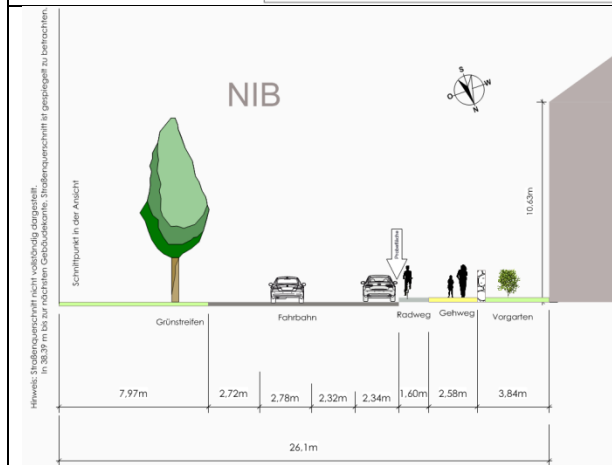
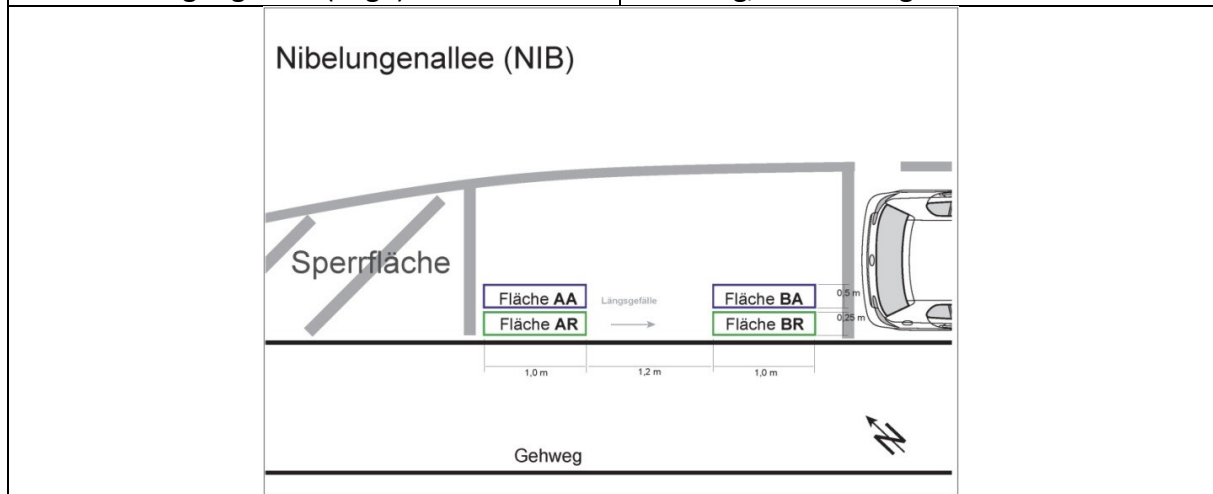
Standort	McDonald's Parkplatz (MCS)
Einzugsgebiet	Gewerbegebiet
DTV (Kfz/24)	1.000
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	< 15
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	Beton
Bordsteinhöhe (cm)	12
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	1,12
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	0,82
MPD Rinne -R (mm)	0,36
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	0,2
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	1,4
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	0,6
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	1,9
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	0,6
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	2,6
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	---
Vegetation am Standort (50 m)	mäßig
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	15
Straßenreinigung KKM (Tage)	---
Straßenreinigung GKM (Tage)	---



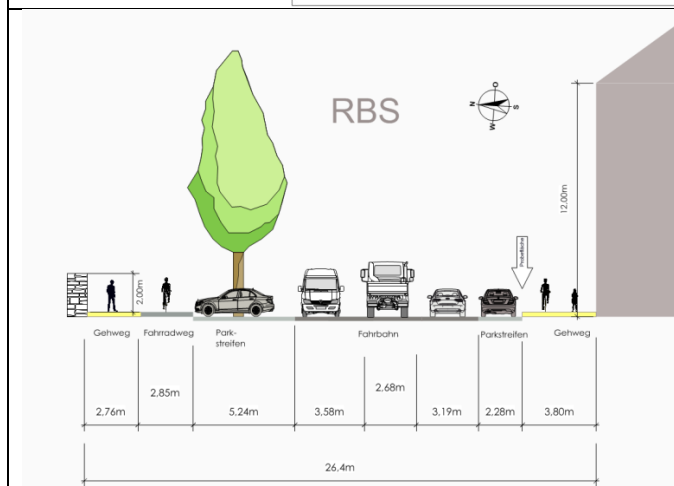
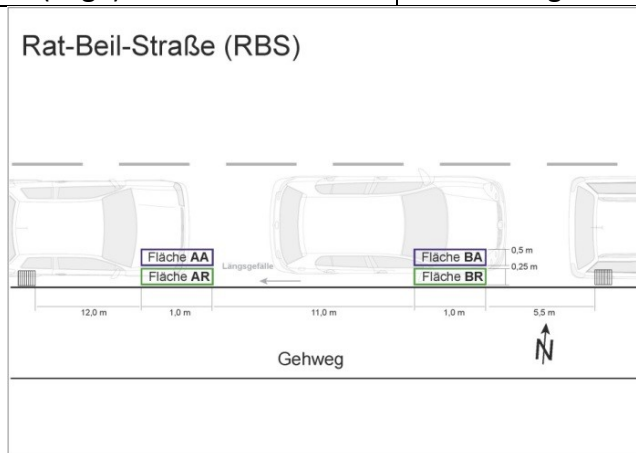
Standort	Nordendstraße (NES)
Einzugsgebiet	Wohngebiet
DTV (Kfz/24)	900
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	30
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	Asphalt
Bordsteinhöhe (cm)	2
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	0,23
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	0,36
MPD Rinne -R (mm)	0,43
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	12,6
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	1,4
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	12,5
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	0
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	12,5
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	0,3
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	0,34
Vegetation am Standort (50 m)	mäßig
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	30
Straßenreinigung KKM (Tage)	Montag, Donnerstag
Straßenreinigung GKM (Tage)	Mittwoch, Freitag



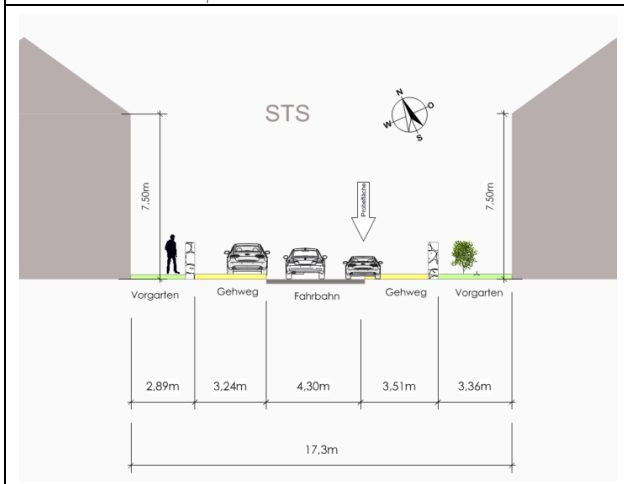
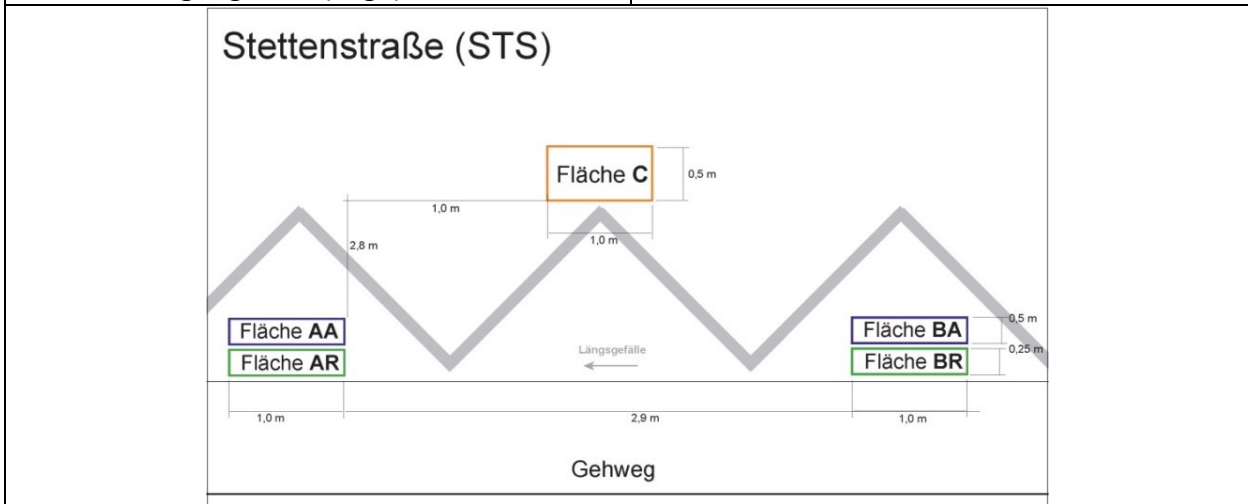
Standort	Nibelungenallee (NIB)
Einzugsgebiet	Mischgebiet
DTV (Kfz/24)	27.000
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	50
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	Gussasphalt
Bordsteinhöhe (cm)	8
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	---
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	1,12
MPD Rinne -R (mm)	0,47
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	---
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	---
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	9,1
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	3,5
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	9,1
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	3,4
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	---
Vegetation am Standort (50 m)	viel
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	30
Straßenreinigung KKM (Tage)	Montag, Donnerstag
Straßenreinigung GKM (Tage)	Dienstag, Donnerstag



Standort	Rat-Beil-Straße (RBS)
Einzugsgebiet	Mischgebiet
DTV (Kfz/24)	16.600
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	50
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	
Bordsteinhöhe (cm)	12
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	---
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	0,88
MPD Rinne -R (mm)	0,25
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	---
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	---
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	5,2
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	0,4
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	5,2
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	0
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	0,45
Vegetation am Standort (50 m)	mäßig
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	5
Straßenreinigung KKM (Tage)	Donnerstag
Straßenreinigung GKM (Tage)	Donnerstag



Standort	Stettenstraße (STS)
Einzugsgebiet	Wohngebiet
DTV (Kfz/24)	150
Höchstgeschwindigkeit (km/h)	30
Flächenbelag Fahrbahn	Asphalt
Flächenbelag Rinne	
Bordsteinhöhe (cm)	12
MPD Fahrbahnmitte C (mm)	0,79
MPD Fahrbahnrand -A (mm)	1,28
MPD Rinne -R (mm)	0,47
Querneigung Fahrbahnmitte C (%)	3,0
Längsneigung Fahrbahnmitte C (%)	1,8
Querneigung Fahrbahnrand -A (%)	11,5
Längsneigung Fahrbahnrand -A (%)	0,9
Querneigung Fahrbahnrand -R (%)	11,5
Längsneigung Fahrbahnrand -R (%)	0,9
Verhältnis mittlere Gebäudehöhe zu Straßenraumbreite	0,43
Vegetation am Standort (50 m)	wenig
Baumkronenüberdeckungsgrad (%)	0
Straßenreinigung KKM (Tage)	Mittwoch
Straßenreinigung GKM (Tage)	---



Anhang 9: Methodenuntersuchung – Probenahme

Die Probenahme der FD wurde in Anlehnung an die unterschiedlichen Methoden in der Literatur (Kapitel 3.1.2), vornehmlich Probenahme mit Pinsel per Hand oder mit Nass-/Trockensaugern im Labor für die Bedürfnisse dieser Arbeit angepasst. Um eine künstlich erzeugte Agglomeration der Feststoffe zu vermeiden, wurde auf eine nasse Probengewinnung verzichtet. Es wurden folgende Varianten vergleichend untersucht:

- Variante A: Kehrblech und Pinsel
- Variante B: Portabler Trockensauger Dewalt DCV582 ohne Beutel (Kayhanian et al. 2012) mit High Efficiency Particulate Air (HEPA) Filter mit 0,3 μm Rückhaltekapazität, 18 V Akku und Pinsel zur Auflockerung fixierter Partikel nach Vaze und Chiew (2002)

Als Prüfmaterial wurde ein Sand (63 – 4.000 μm) und Millisil W4 (< 63 μm) mit bekannter Partikelgrößenverteilung wie folgt zusammengesetzt (Tabelle A 1). Das Quarzgemisch hatte ein Mischverhältnis von 2,5:1. Dies entspricht einer Zusammensetzung, die auch bereits auf Verkehrsflächen durchschnittlich gemessen wurde.

Tabelle A 1: Staubzusammensetzung für Methodvalidierung – Probenahme

Siebfraktion (μm)	Prozentualer Anteil (%)
500 – 4.000 μm	40 %
63 – 500 μm	46 %
< 63 μm	14 %

Zur Validierung der Methode wurde der Versuch unter Laborbedingungen auf einer Betonplatte mit 40x100 cm durchgeführt. Diese wurde mittels Klebeband in zwei gleich große Prüffelder á 37x47cm (0,174 m²) unterteilt. Das Prüfmaterial wurde mit einer Masse von je etwa 35 g auf den geteilten Prüffeldern flächig appliziert (Abbildung A 1).

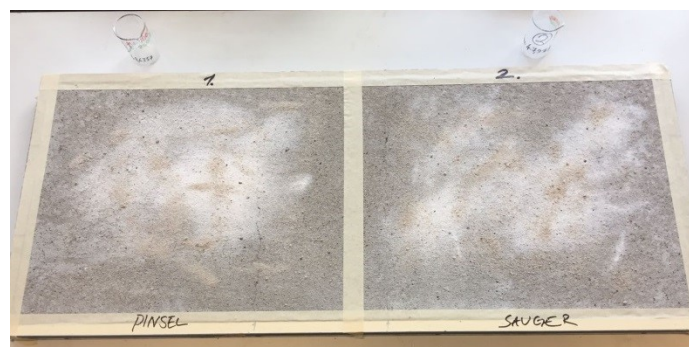


Abbildung A 1: Wiederfindungsversuche – Probenahme Straßenstaub unter Laborbedingungen

Die Probenmasse wurde mit beiden Varianten geborgen, bei $105 \pm 2^\circ\text{C}$ getrocknet, gewogen und erneut gesiebt über Siebe mit einer Maschenweite von 63 μm und 500 μm in die oben genannten Klassen. Neben den absoluten Massen wurden die jeweiligen prozentualen Wiederfindungsraten pro Fraktion dokumentiert (hellblau).

Tabelle A 2: Wiederfindungsraten Probenahme – Variante A (Kehrblech und Pinsel) und Variante B (Trockensauger und Pinsel)

	Inputmassen				Outputmassen			
	Pinsel (A)		Trockensauger (B)		Pinsel (A)		Trockensauger (B)	
Anteil (μm)	Masse (g)	Masse (%)	Masse (g)	Masse (%)	Masse (g)	Wiederfindung (%)	Masse (g)	Wiederfindung (%)
500 – 4.000 μm	13,9	39	14,4	40	14,5	105	14,7	102
63 – 500 μm	16,3	46	16,8	46	15,4	94	16,2	96
< 63 μm	5,0	14	5,0	14	2,2	43	2,9	58
Summe	35,2	100	36,3	100	32,1	91	33,9	93

Insgesamt konnten mit Variante B (Trockensauger und Pinsel) 93 % der Feststoffe wiedergefunden werden im Vergleich zu 91 % mit Variante A (Pinsel und Kehrblech). Die Wiederfindungsraten sind bei beiden Varianten im Gesamtvergleich ähnlich. Bei Betrachtung der wiedergefundenen Einzelfraktionsanteile wird deutlich, dass durch beide Varianten Feststoffe > 63 μm nahezu vollständig wiedergefunden werden (94 – 105 % Wiederfindung). Feststoffe < 63 μm werden mit dem Pinsel nur zu 43 %, mit Trockensauger und Pinsel jedoch zu 58 % geborgen. Die hohen Verluste an feinen Feststoffen sind insbesondere mit der Applikation der Feststoffmassen auf der Bodenplatte zu begründen. Die feinen Anteile sind leicht luftgängig und stehen dann während der Probenahme nicht mehr zu Verfügung. Zhao et al. (2018b) haben bei ähnlichen Versuchen zur Beurteilung der Effizienz von Straßenreinigung mit Pinsel und Hausstaubsauger ebenfalls höhere Wiederfindungen in Grobanteilen durch den Staubsauger erzielt. Aufgrund der mit der Literatur vergleichbaren Gesamtwiederfindung von 93 % der Feststoffe wurde Variante B (Trockensauger und Pinsel) als Standard für die Untersuchungen gewählt (Ball et al. 1998; Bris et al. 1999; Egodawatta und Goonetilleke 2006; Zhao et al. 2018b).

Anhang 10: Methodenuntersuchungen – Dichtebestimmung

In der Literaturstudie zu Methoden der Dichtebestimmung von FD wurden die folgenden methodischen Forschungsbedarfe herausgearbeitet (Kapitel 3.1.3.3):

- Vergleich der beiden Messverfahren mit Kapillar- (KP) und Gaspyknometer (GP)
- Auswahl des optimalen Messgases für FD (Empfehlung: Helium, aber aufgrund erhöhter Permeabilität nicht für jedes Material geeignet (ISO 12154 2014))
- Vergleich Reindichte (gemahlen, ohne Vakuolen) und Partikelrohndichte in unterschiedlichen Materialien

Vergleich Kapillar- und Gaspyknometrie

Zur Bewertung der Messgüte der weit verbreiteten Kapillarpyknometrie (Volumenverdrängung mit Wasser) und des Einsatzbereiches des Gaspyknometers wurden zunächst Vergleichsmessungen mit realen und Referenzmaterial angestellt.

Die Messung der Dichte von heterogenen Partikelkollektiven mit organischen Anteilen in Kapillarpyknometern (KP) ist in Wasser (Dichte: $0,998 \text{ g/cm}^3$ bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$) aufgrund der Flotation organischer Partikel nur schwer realisierbar (Abbildung A 2).

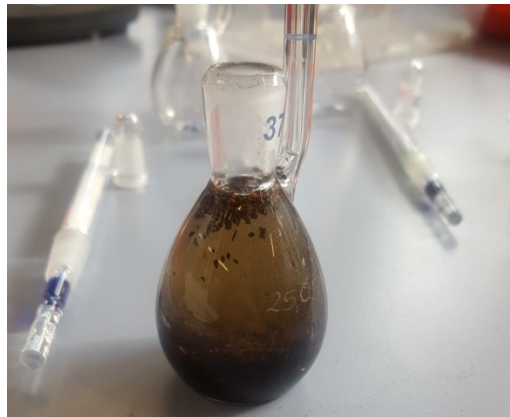


Abbildung A 2: Aufschwimmendes organisches Material in Kapillarpyknometern (Wasser)

Zur Vergleichsmessung von künstlichen und realen Materialien wurde die Norm der KP (DIN 18124 2011) modifiziert. Als Fluid wurde Isopropanol (Dichte: $0,785 \text{ g/cm}^3$ bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$) eingesetzt, um das Aufschwimmen leichterer Partikel im Pyknometer zu reduzieren. Für die Messung wurden 25 ml-Gaspyknometer mit Kapillar und Thermometer eingesetzt. Das Probenvolumen wurde analog zur Norm in Relation zum Pyknometer-volumen auf mind. 5 g festgesetzt. Im Gaspyknometer (GP) wurden alle verfügbaren Messzellen getestet (Abbildung A 3).

Für das Referenzmaterial Millisil W4 (Erwartungswert: $2,65 \text{ g/cm}^3$) (Abbildung A 3, oben) wird sowohl im KP, als auch im GP mit großer Messzelle ($4,5 \text{ cm}^3$) der Erwartungswert von $2,65 \text{ g/cm}^3$ erreicht. Die Mehrfachbestimmung im GP zeigt jedoch eine geringere Streuung der Messwerte ($\pm 0,01 \text{ g/cm}^3$), was neben der zerstörungsfreien Messung einen Vorteil dieses Messverfahrens darstellt. Mit mittlerer Messzelle wird der Erwartungswert um $0,03 \text{ g/cm}^3$ verfehlt. Diese Abweichung vom Erwartungswert kann unter Hinzunahme einer Standardkugel ausgeglichen werden. Mit der kleinsten Messzelle ($0,25 \text{ cm}^3$) wird der Erwartungswert um $0,2 \pm 0,2 \text{ g/cm}^3$ verfehlt. Für FD-Material wurden ähnliche Erkenntnisse gewonnen (Abbildung A 3, unten). Die Vergleichswerte mit KP und GP (Messzelle: $4,5$ und $1,8 \text{ cm}^3$) liegen durchschnittlich sehr eng zusammen ($\pm 0,01 \text{ g/cm}^3$), die Streuung im Kapillarpyknometer ist hier deutlich größer ($\pm 0,3 \text{ g/cm}^3$). Die große Messzelle erreicht bei Messwiederholung eine Standardabweichung von $0,016 \text{ g/cm}^3$. Mit der kleinsten Messzelle wurden mit realem Material höheren Volumens keine plausiblen Ergebnisse erhalten. Das GP ist mit der größten Messzelle die deutlich überlegene Methode.

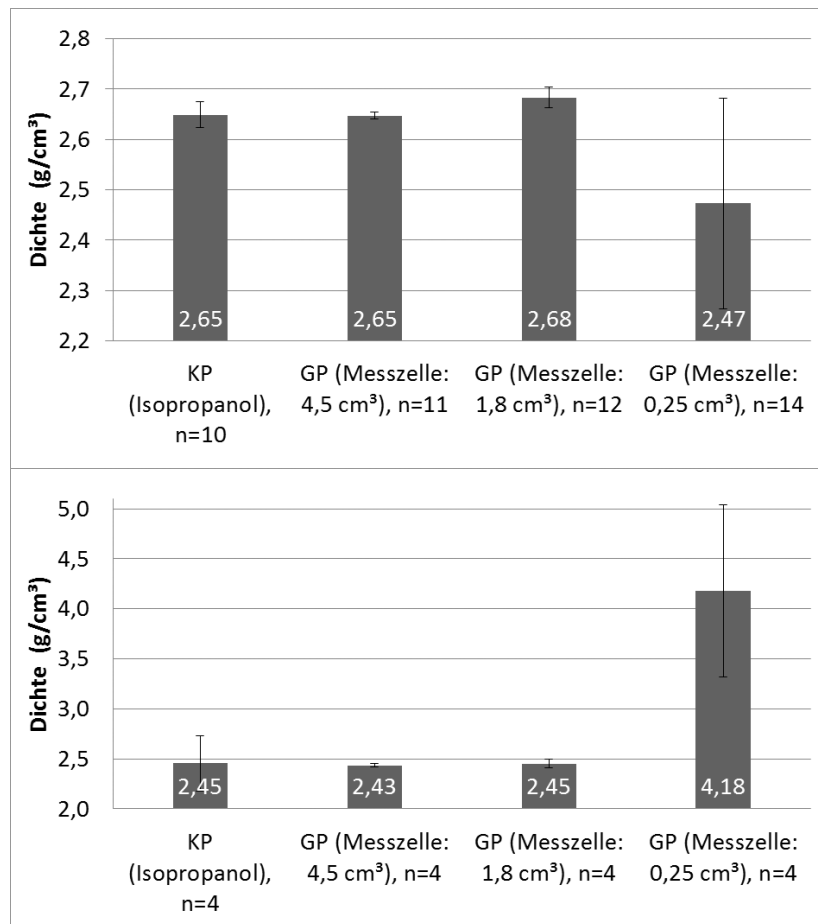


Abbildung A 3: Vergleich Dichtemessung mit Kapillarpyknometer (KP) und Gaspiknometer (GP) (3 Messzellen), Material: Millisil W4 (oben), Straßenkehrriecht FES (KKM, 6.2.17, < 2 mm) (unten)

Aufgrund der besseren Wiederholbarkeit und der zerstörungsfreien Messung der Proben wurde mit Gaspiknometrie (Messzelle: 4,5 cm³) gemessen. Die kleinste Messzelle konnte nicht kalibriert werden. Sie wurde für weitere Messungen ausgeschlossen. Die Ergebnisse sind für FD-Proben mit einer statistischen Unsicherheit von $\pm 0,03 \text{ g/cm}^3$ (95 %-Vertrauensbereich) zu bewerten.

Auswahl des Messgases

Um die Dichte in den FD zu bestimmen, wurden zur Auswahl des idealen Gases zunächst Vergleichsmessungen im Gaspiknometer mit Helium (He) und Stickstoff (N₂) in einer FD Probe (RBS Q3/17, < 2 mm) durchgeführt (gemessen durch Auftragslabor des Herstellers, LabSPA, 3 P Instruments GmbH & Co. KG). Der Gasvergleich wurde durchgeführt, um zu prüfen, ob Helium aufgrund der besonders kleinen Atome möglicherweise durch permeable Strukturen eindringen kann. Sollten mit Helium und Stickstoff ähnliche Dichten gemessen werden, dann ist das Material geeignet für eine Messung mit Helium (ISO 12154 2014). Die gemessenen Dichten lagen bei 2,096 g/cm³ (He) respektive bei 2,066 g/cm³ (N₂). Da die Differenz N₂ < He relativ klein ist, kann davon ausgegangen werden, dass es in diesem Material keine eingeschlossenen Poren gibt, in die He eindringen könnte. He ist also als Messgas geeignet, und kann für die Messung von FD genutzt werden (Einschätzung 3P Instruments).

Einfluss der Probenbehandlung

Um auszuschließen, dass eingeschlossene Poren oder unterschiedliche Feinheitsgrade des gleichen Materials zu Abweichungen führen, wurden zwei Materialien mit geringem und hohem GV vergleichend im Gaspyknometer (He) untersucht.

Die Materialien wurden vergleichend im Originalzustand, nach Mörsern (Porzellanmörser und Pistill) und Mahlen in einer Kugelmühle (Retsch MM 2000) gemessen. Das Material KL (250-500 μm) wurde zusätzlich gewässert und aufgetrocknet, um künstliche Agglomerate zu forcieren (Abbildung A 4).

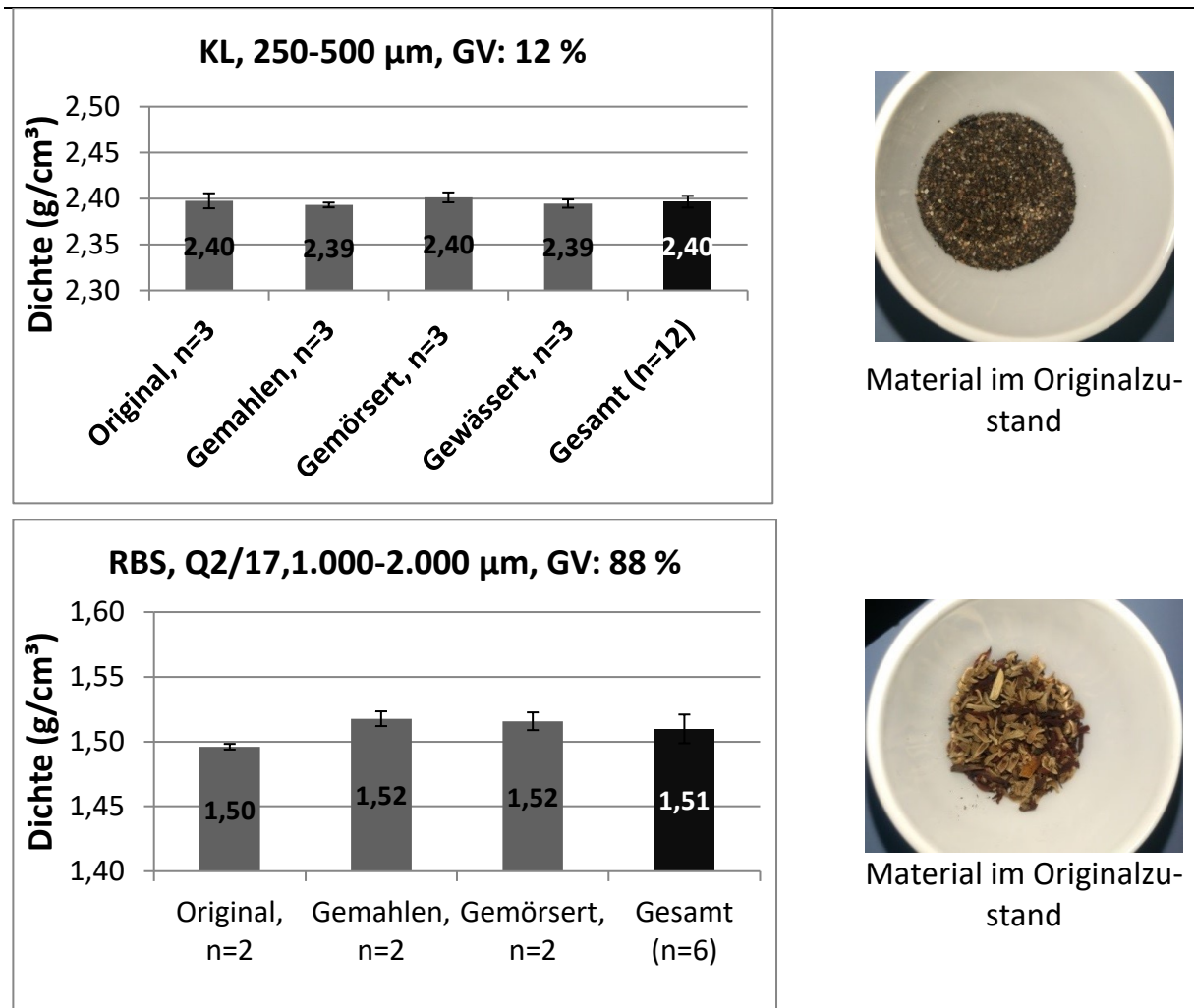


Abbildung A 4: Dichtebestimmung in Materialien nach unterschiedlicher Vorbehandlung

Die Dichte beider Materialien lässt sich für jede Traktierung des gleichen Materials mit einer Abweichung von 0,01 g/cm³ bestimmen. Es wird also davon ausgegangen, dass es keine gasdichten, eingeschlossenen Poren im Material gibt. Dies hätte sich dadurch gezeigt, dass durch Mörsern und Mahlen aufgebrochene Poren zu höheren Dichten geführt hätten. Weiter wurde gezeigt, dass sich die Dichten unterschiedlicher Feinheitsgrade des gleichen Materials nicht unterscheiden. Das bedeutet, dass die Messwerte unterschiedlicher Fraktionen von FD miteinander verglichen werden können.

Die Dichte beider Materialien lässt sich für jede Traktierung des gleichen Materials mit einer Abweichung von $0,01 \text{ g/cm}^3$ bestimmen. Es wird also davon ausgegangen, dass es keine gasdichten, eingeschlossenen Poren im Material gibt. Dies hätte sich dadurch gezeigt, dass durch Mörsern und Mahlen aufgebrochene Poren zu höheren Dichten geführt hätten. Weiter wurde gezeigt, dass sich die Dichten unterschiedlicher Feinheitsgerade des gleichen Materials nicht unterscheiden. Das bedeutet, dass die Messwerte unterschiedlicher Fraktionen von FD miteinander verglichen werden können.

Anhang 11: Methodenuntersuchungen – GV-Bestimmung

An dieser Stelle wird zunächst die Präzision des Messverfahrens im Labor unter Wiederholbedingungen überprüft.

In der Literaturstudie zu Methoden der GV-Bestimmung von FD wurden die folgenden methodischen Forschungsbedarfe herausgearbeitet (Kapitel 3.1.3.4):

- Vergleich unterschiedlicher Glühtemperaturen und –dauern

Präzision der GV-Messung in aufsteigenden Fraktionen

Zur Überprüfung der Präzision der GV Messungen wurden Doppelbestimmungen in den drei Fraktionen < 2, 2-4, 4-8 mm an je 38 Proben (Beprobungszeitraum Winter 2017) durch denselben Laboranten durchgeführt.

Tabelle A 3: Messpräzision der GV Messung in den Fraktionen < 2, 2-4, 4-8 mm (95 %-Vertrauensbereich aus n = 38 Doppelbestimmungen pro Fraktion)

Fraktion (mm)	Messpräzision absolut (Prozentpunkte GV)	Messpräzision relativ (%)
< 2	0,4 % GV	3,9 %
2-4	3,1 % GV	19,6 %
4-8	7,3 % GV	29,4 %

Die relative Messpräzision der GV Messungen in Fraktionen < 2 mm, 2-4 mm, 4-8 mm liegt bei 3,9 %, 19,6 % respektive 29,4 % (0,4 % GV, 3,1 % GV, respektive 7,3% GV) (Tabelle A 3). Die Präzision der GV-Messung nimmt in steigenden Partikelgrößen mit steigender Inhomogenität der Proben deutlich ab. Proben größer 2 mm müssen demnach entweder komplett verglüht werden, oder mit einem Mörser zerkleinert werden, damit repräsentative Teilproben mit höherer Präzision entnommen werden können. Für Proben < 2 mm ist keine Traktierung vor Probenteilung notwendig.

Einfluss von Glühtemperaturen und -dauern

Beim Vergleich der Messmethoden zur Bestimmung des GV unterschiedlicher Studien zu FD wurde Abweichungen in Glühtemperaturen und –dauern festgestellt (Kapitel 3.1.3.4). Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse untereinander ist fragwürdig.

Zur Bewertung des Einflusses der Glühtemperatur und -dauer wurden dieselben FD Proben der Fraktion < 2 mm (n = 3) mit je wenig, mittlerem und hohem Organikanteil in sieben Temperaturen (375, 450, 500, 550, 600, 850, 1.000 °C), die häufig in der Literatur gefunden wurden nacheinander geglüht. Für die Temperatur 375 °C wurden außerdem steigende Glühdauern überprüft, die auch in anderen Studien verwendet

wurden (Xie et al. 1999; Boon et al. 1998). Der Einsatz der deutlich geringeren Glüh-temperatur von 375 °C wird in der Literatur mit einem ansonsten möglichen Verglühen karbonathaltiger Bestandteile begründet. Als Referenztemperatur wird in Anlehnung an die Normen 550 °C festgelegt.

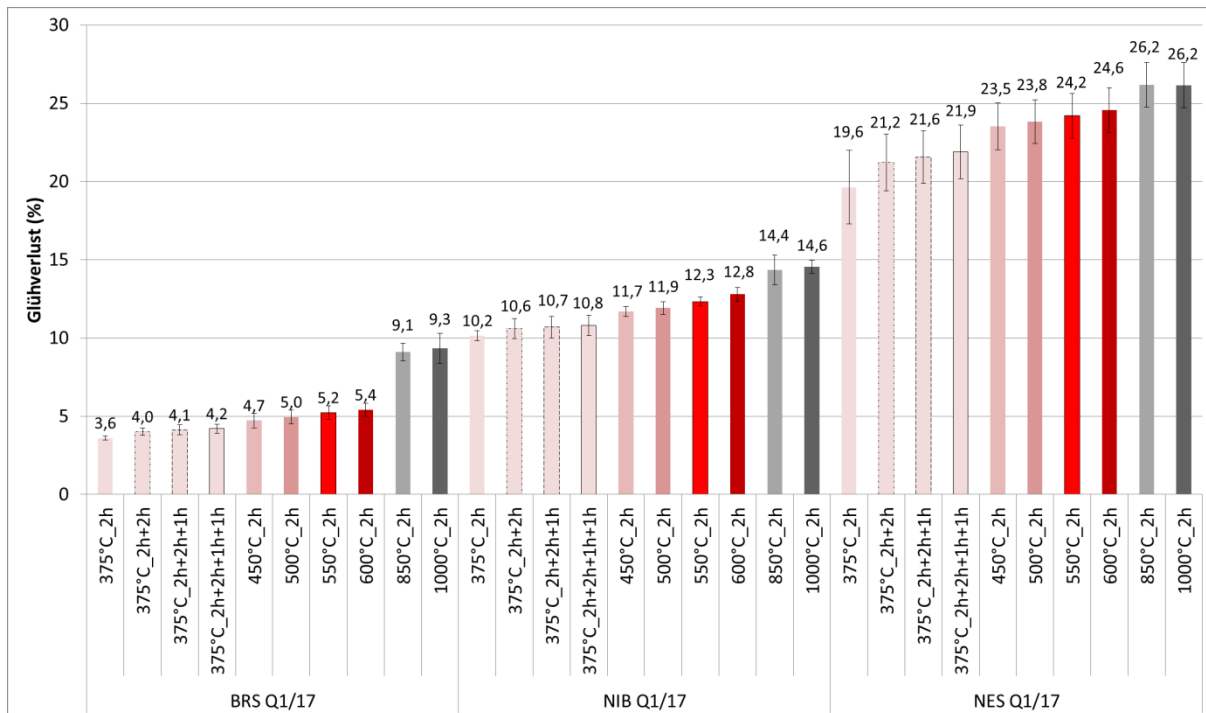


Abbildung A 5: Vergleich des Glühverlusts bei variierenden Glühverlusttemperaturen und –dauern (Material: BRS, NIB, NES Q1/17, < 2 mm, je n = 3, 95 %- Vertrauensbereich)

Mit zunehmender Temperatur und Glühdauer (bei 375 °C) steigt der Glühverlust (Abbildung A 5). In Proben mit hohem Organikanteil sind aufgrund der höheren Heterogenität der Proben größere Abweichungen in der Dreifachbestimmung festzustellen. Der Anstieg des GV mit zunehmenden Temperaturen ist für alle Materialien bei Glüh-temperaturen zwischen 450 und 600 °C mit einer Abweichung von < 1 % vom $GV_{550\text{ °C}}$ aber relativ gering. Bei ausreichender Glühdauer (mindestens 6 h), sind auch GV-Werte bei 375 °C in einem Messbereich von relativ $\pm 20\%$ des Referenzwertes $GV_{550\text{ °C}}$ erzielt worden. Bei Glüh-temperaturen von 850-1.000 °C ist die Abweichung zum Standard (550 °C) deutlich höher. In diesem Temperaturbereich ist es wahrscheinlich, dass zusätzlich Karbonate verglühen (Zersetzungstemperatur von Calciumkarbonat $CaCO_3$: $\geq 825\text{ °C}$, (GESTIS Stoffdatenbank 2019)). Messwerte unterschiedlicher Glüh-temperaturen und –dauern (Glühen bis zur Massenkonstanz) im Bereich zwischen 375-600 °C scheinen für Proben unterschiedlicher Organikgehalte ausreichend vergleichbar zu sein. Die für FD-Proben aus Frankfurt gezeigten Messwerte erreichen alle einen Messbereich von $\pm 20\%$ (relativ) zur Standardtemperatur 550 °C. Die Messwerte von FD werden vergleichbar in diesem Messbereich bewertet.

Anhang 12: Methodenvalidierung – Absetzversuche

Die Ergebnisse zu den gelisteten Randbedingungen werden unten dargestellt.

Einfluss physikalischer Randbedingungen

- Fluidtemperatur
- Feststoffkonzentration

Einfluss methoden- und anwendungsspezifischer Randbedingungen

- Säulenmaterial und -geometrie
- Rückstoß in die Säule durch die Probenentnahme
- Trocknungsart und -intensität der Feststoffe
- Kontaktzeit mit dem Fluid
- Variierende Fluide (entionisiertes Wasser zu synthetischen Straßenabfluss)
- Absetzverhalten von einzelnen Siebfractionen

Einfluss physikalischer Randbedingungen auf das Absetzverhalten

Als physikalische Eigenschaften wurden der Einfluss von Temperatur des Fluids, sowie die Massenkonzentration von Partikelkollektiven betrachtet.

Fluidtemperatur

Zur Einschätzung der zu erwartenden Sinkgeschwindigkeiten für die eingesetzte PSD bei variierenden Temperaturen, wurden für die eingesetzten Partikelgrößenklassen die Sinkgeschwindigkeiten für unterschiedliche Fluidtemperaturen bei einer Dichte von $2,65 \text{ g/cm}^3$ berechnet und je Massenanteil in der Sinkgeschwindigkeitskurve aufgetragen (Abbildung A 6). Die Berechnung der zu erwarteten Sinkgeschwindigkeiten für die Massenanteile der Partikelgrößenverteilung $FD_{\text{FA-PSD}}$ wurde mit der Formel für die stationäre Sinkgeschwindigkeit von Sedimentpartikeln nach Jiménez und Madsen (2003) vorgenommen (Anhang 13). Es ist zu beachten, dass diese Formel keine Schwarm- oder Konzentrationseffekte von Partikelkollektiven berücksichtigt. Die theoretischen Kurven werden also in realen Absetzversuchen nicht erwartet. Sie dienen der Abschätzung der Auswirkungen von Temperaturunterschieden.

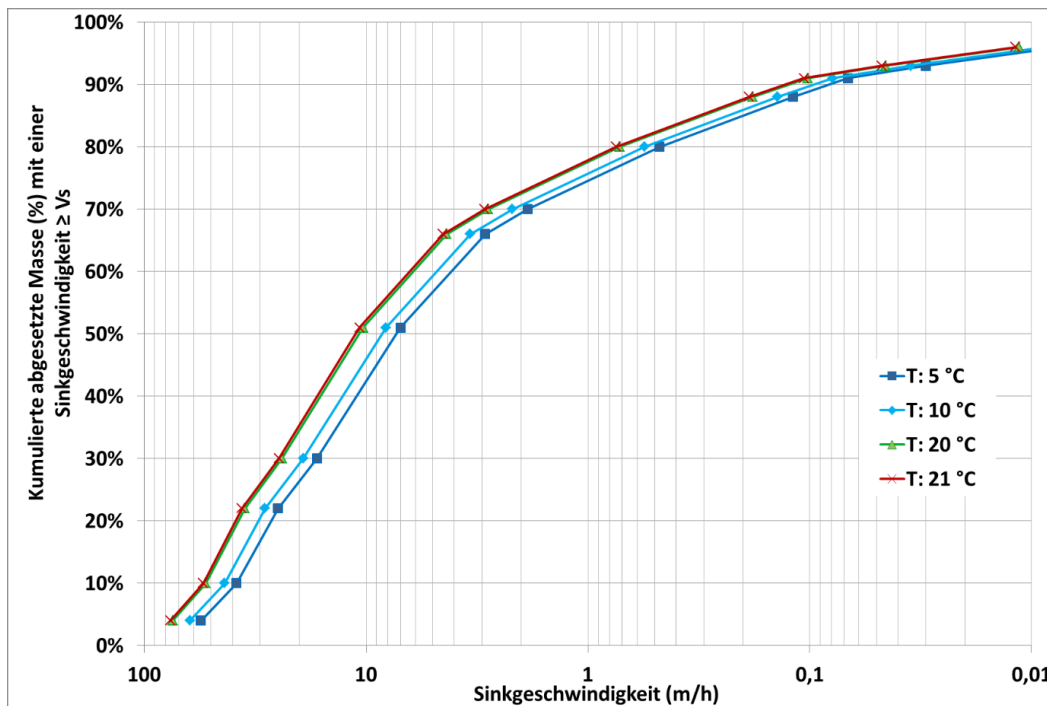


Abbildung A 6: Erwartetes Absetzverhalten von FD_{FA-PSD} mit einer Dichte von $2,65 \text{ g/cm}^3$ in unterschiedlichen Fluidtemperaturen T (Jiménez und Madsen 2003; Zhiyao et al. 2008)

Die Abbildung zeigt die zu erwartenden abgesetzten Massen nach Temperaturstufen 5, 10, 20 und 21 °C. Mit zunehmender Temperatur nimmt die erwartete Sinkgeschwindigkeit zu. Zwischen den Temperaturschritten 5 und 10 sowie 10 und 20 °C sind insbesondere bei den Partikeln mit hohen Sinkgeschwindigkeiten Unterschiede in den abgesetzten Massen von 3 respektive 5 % zu erwarten. Zwischen den beiden Kurven 20 und 21 °C ist der Unterschied bei weniger als einem Prozent der Masse. Kleine Temperaturunterschiede von 1-2 °C haben auf die eingesetzten Massenanteile nach theoretischen Überlegungen eine Auswirkung von $< 1 \%$ auf die abgesetzte Masse. Der Unterschied ist mit der Berücksichtigung der Messunsicherheiten unter Wiederholbedingungen ($\pm 3,6 \%$) in diesem Versuchsaufbau nicht messbar. Die Messungen fanden bei Raumtemperatur ($21,0 \pm 1,0 \text{ °C}$) bzw. temperiert in einer Klimakammer ($21,0 \pm 0,1 \text{ °C}$) statt. Anhand dieser Überlegungen sind die Messergebnisse hinsichtlich der Temperatur als konstant zu bewerten.

Die berechneten Sinkgeschwindigkeiten bildeten außerdem die Grundlage zur Auswahl der gewählten Messzeitpunkte von 30 Sekunden bis 4 Stunden im Messbereich 90,9-0,2 m/h (Anhang 13).

Feststoffkonzentration

Als Standardversuch wurde mit Millisil W4 (2,0 g-Proben) die Präzision und Messunsicherheit für den Versuch bewertet (Anhang 14). Unter konstanten Bedingungen ($T = 21 \pm 1 \text{ °C}$) wurde das Absetzverhalten für variierende Feststoffkonzentrationen von Millisil W4 (0,15 – 8 g Messproben auf 1,3 l entspricht 0,004-0,232 Vol.%) verglichen

(Abbildung A 7). Damit sollte sowohl die Linearität, als auch der optimale Messbereich unter Wiederholbedingungen festgelegt werden.

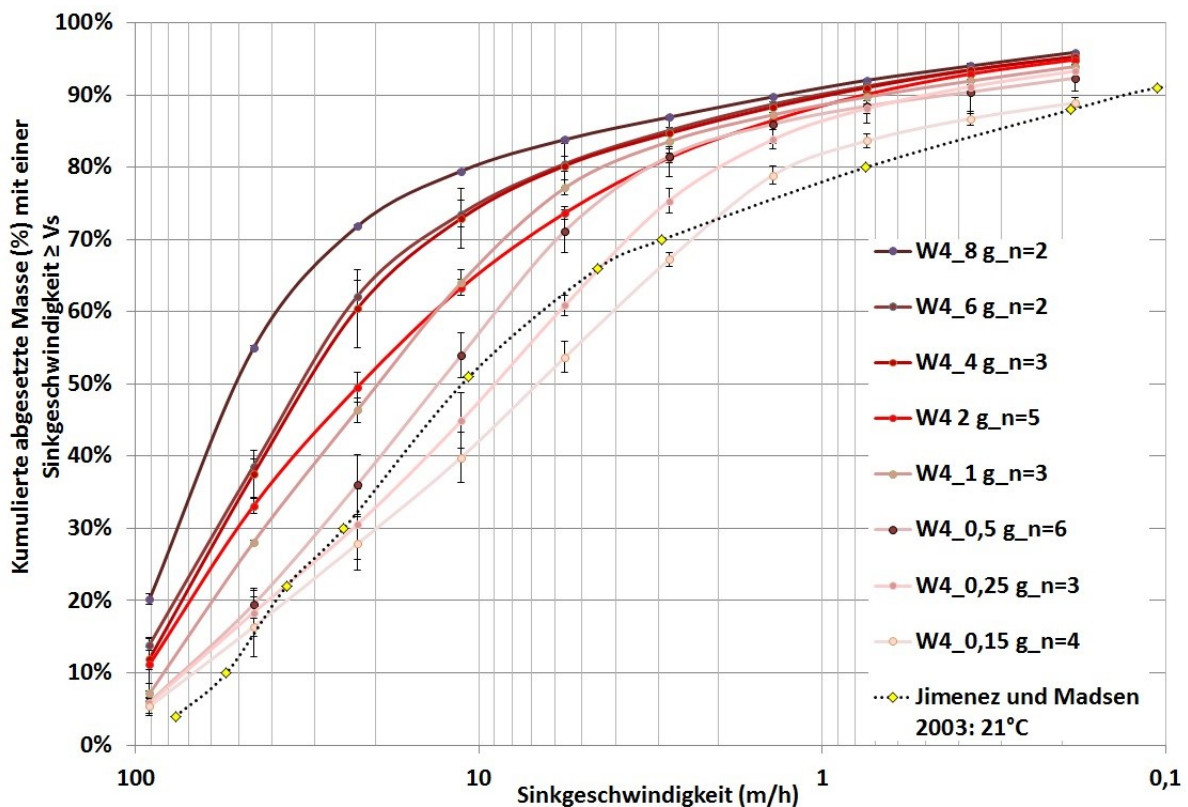


Abbildung A 7: Durchgangssummenkurve abgesetzter Feststoffmasse – Einfluss der Feststoffkonzentration auf das Absetzverhalten (Material: Millisil W4, in FD_{FA-PSD} -Zusammensetzung zu 0,15, 0,25, 0,5, 1, 2, 4, 6 und 8 g)

Partikelschwärme gleicher Partikelgrößenzusammensetzung führen mit zunehmenden Volumenkonzentrationen zu zunehmender abgesetzter Masse. Mit zunehmender Messprobenmasse von 0,15 bis 8,0 g steigt die Absetzkurve zu Versuchsbeginn zunehmend steiler an, mit zunehmender Versuchsdauer gleichen sich die abgesetzten Massen wieder an und nähern sich zum Versuchsende asymptotisch. Insbesondere zum Start des Versuchs sind aufgrund der hohen Eingangskonzentrationen der Suspensionen (etwa 40 g/L bei 2g-Messproben) im Überschichtungsverfahren eine hohe Turbulenz und Dichteströmungen mit beschleunigender Wirkung zu beobachten. Der Partikelschwarm verteilt sich innerhalb von 1 bis 2 Minuten über die Säule und geht dann über zu laminarem Absetzverhalten über. Es wird vermutet, dass aufgrund von Dichteströmungen durch die hohen Eingangskonzentrationen der eingebrachten Suspension zu Versuchsbeginn dieser Effekt zustande kommt. Mit zunehmend homogener Verteilung der Massen in der Säule gleicht sich die Absetzkurve an. Im Vergleich zu anderen Messmethoden wurden für Säulen im Überschichtungsprinzip vergleichend schnellere Absetzgeschwindigkeiten gemessen (Aiguier et al. 1996). Dies könnte an dem hier beobachteten Effekt liegen. Die Kurven für Probenmassen von 0,15 bis 0,5 g liegen im Bereich der errechneten Sinkgeschwindigkeit für Einzelpartikel (schwarze Kurve). Die Schwarmsinkgeschwindigkeit erreicht nur bei Konzentrationen $c \rightarrow 0$ den

Bereich der Relativgeschwindigkeit von Einzelpartikeln. Daher wird auch nicht erwartet, dass mit einem Partikelschwarm die theoretisch berechnete Kurve einzelner Sedimentationsgeschwindigkeiten getroffen wird. Mit abnehmender Konzentration kann die Relativgeschwindigkeit jedoch angenähert werden.

Die Feststoffkonzentration hat Auswirkungen auf das Absetzverhalten. Einzelpartikel sinken ungehindert. Größere Partikelschwärme können sowohl beschleunigende, als auch bremsende Wirkung auf die erwartete, berechnete Sedimentation haben. Bei Volumenkonzentrationen bis max. 1-2 Vol.% steigt die Sinkgeschwindigkeit (Koglin 1971), bei Volumenkonzentrationen > 2 % nimmt sie ab (hindered settling) (Brauer und Thiele 1973). Straßenabfluss liegt im Bereich von Volumenkonzentrationen < 2 %. Damit ist für zunehmende Konzentrationen mit steigenden Sinkgeschwindigkeiten zu rechnen. Erst ab einer Konzentration von 35 g/L können bei Feststoffdichten von 2,65, 2,0 respektive 1,5 g/cm³ Volumenkonzentrationen von 1,0, 1,3 respektive 1,8 Vol.-% erreicht werden. Das bedeutet für Abflüsse, dass hohe Konzentrationen gleicher Dichte und Form potenziell schneller sedimentieren können als geringe. Eine Zunahme der Sinkgeschwindigkeit von realen Abflüssen höherer Konzentration haben auch Aiguier et al. (1996) gefunden.

Einfluss methoden- und anwendungsspezifischer Randbedingungen auf das Absetzverhalten

Nachfolgend wird der Einfluss von Säulenmaterial und -geometrie, Probenahme, Trocknung, Kontaktzeit und Fluid auf das Absetzverhalten untersucht.

Einfluss des Säulenmaterials und -geometrie

Der ursprünglich entwickelte Säulenaufbau auf dem diese Weiterentwicklung basiert, wurde aus Plexiglas gefertigt (Brombach et al. 1992). In ersten Versuchen mit diesen Säulen wurde vermehrte Bildung von Luftblasen und hohe Feststoffanhaftung am Säulenrand beobachtet. Aus diesem Grund wurden vergleichende Untersuchungen zum Einfluss des Säulenmaterials auf das Absetzverhalten durchgeführt. Zunächst wurde ein Vergleich des Materials Glas und Kunststoff in entsprechenden Imhofftrichtern durchgeführt (Anhang 15). Das eingesetzte Quarzmehl bekannter Schüttdichte zeigte beim Absetzen in Glasimhofftrichtern ein höheres Absetzvolumen, sowie keine sichtbare Luftblasenbildung an den Wänden. Auf Basis dieser Erkenntnisse wurde Glas als Säulenmaterial für die Versuche ausgewählt.

Die Geometrie des Säulenaufbaus ist auf etwa 25 % der Sinkstrecke trichterförmig, um die Probenahme über Klemmen zu ermöglichen. Es wird vermutet, dass es auf dieser Strecke zu einem beschleunigenden Effekt („Lamelleneffekt“) auf die Absetzbarkeit kommen kann. Dieser wurde vergleichend untersucht. Zwei Glassäulentypen mit gleicher Gesamtsäulenhöhe (800 mm) und Durchmesser (50 mm) und variierenden geometrischen Abmessungen (Variante Rot: 600 mm freie und 200 mm trichterförmige Sinkstrecke (annähernd Originalgeometrie), Variante grün: 750 mm freie und 50 mm

trichterförmige Sinkstrecke) wurden angefertigt. Zur Bewertung des Einflusses der Säulengeometrie auf das Absetzverhalten wurden Vergleichsversuche mit Millisil W4 in FD_{FA-PSD} durchgeführt (Abbildung A 8).

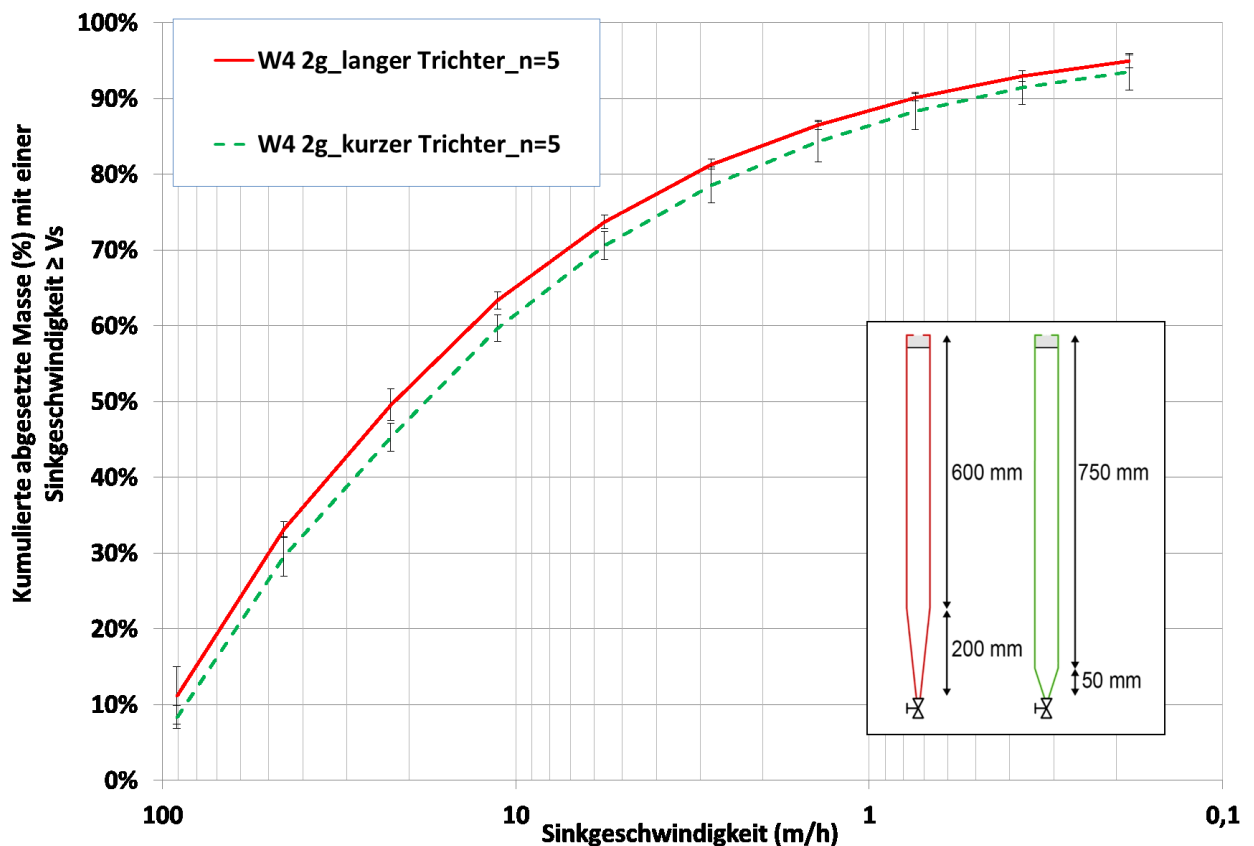


Abbildung A 8: Durchgangssummenkurve abgesetzter Masse – Einfluss der Säulengeometrie auf das Absetzverhalten (Material: Millisil W4, 2 g in FD_{FA-PSD} ; langer Trichter rot, kurzer Trichter grün)

Beide Säulentypen wurden mit Millisil W4 und dem Standardversuch Variante 2 mit 2 g-Messproben untersucht. In den Säulen mit längerem trichterförmigen Ende (rot) sind die Feststoffe tendenziell schneller sedimentiert, als in den Säulen mit kurzem Trichter (grün gestrichelt). Die überschneidenden Abweichungen im 95 %-Vertrauensbereich der Mehrfachbestimmungen deuten jedoch nicht darauf hin, dass die Unterschiede statistisch signifikant sind. Aufgrund erkennbarer hoher Verluste im flachen Winkel des kurzen Trichters wurden für die weiterführenden Versuche die Säulen mit langen Trichtern (rot) ausgewählt.

Einfluss der Probenahmestrategie (Vergleich: Versuch Variante 1 und 2)

Bei Versuchen der Variante 1 mit zehn Messzeiten wird durch die mehrfache Probenahme ein Wasserpegelabfall und durch das Klemmenöffnen ein Rückstoß in die Säule beobachtet. Der Versuch Variante 2 sieht nur eine einzige Messzeit nach 4 Minuten vor, ohne dass die gewonnene Sinkgeschwindigkeitsfraktion von einem Wasserpegelabfall oder etwaigem Rückstoß beeinflusst wird. Um einen möglichen Effekt durch das Öffnen der Klemme auf das Absetzverhalten zu bewerten, wurden alle zehn Messzeiten für 0,5 g-Messproben als einzelne Versuche vergleichend durchgeführt (orangene

Messpunkte) und der Absetzkurve über alle zehn Messzeiten (graue Kurve) gegenüber gestellt (Abbildung A 9). Für 2 g-Messproben war nur ein Vergleich für die Messzeiten 1 und 2 Minuten möglich, da die sedimentierenden Massen die Klemme verstopften aufgrund der zu hohen Probenvolumina. Beide Messzeiten lagen im 95 %-Vertrauensbereich der Absetzkurve und haben somit keinen Effekt auf das Absetzverhalten gezeigt.

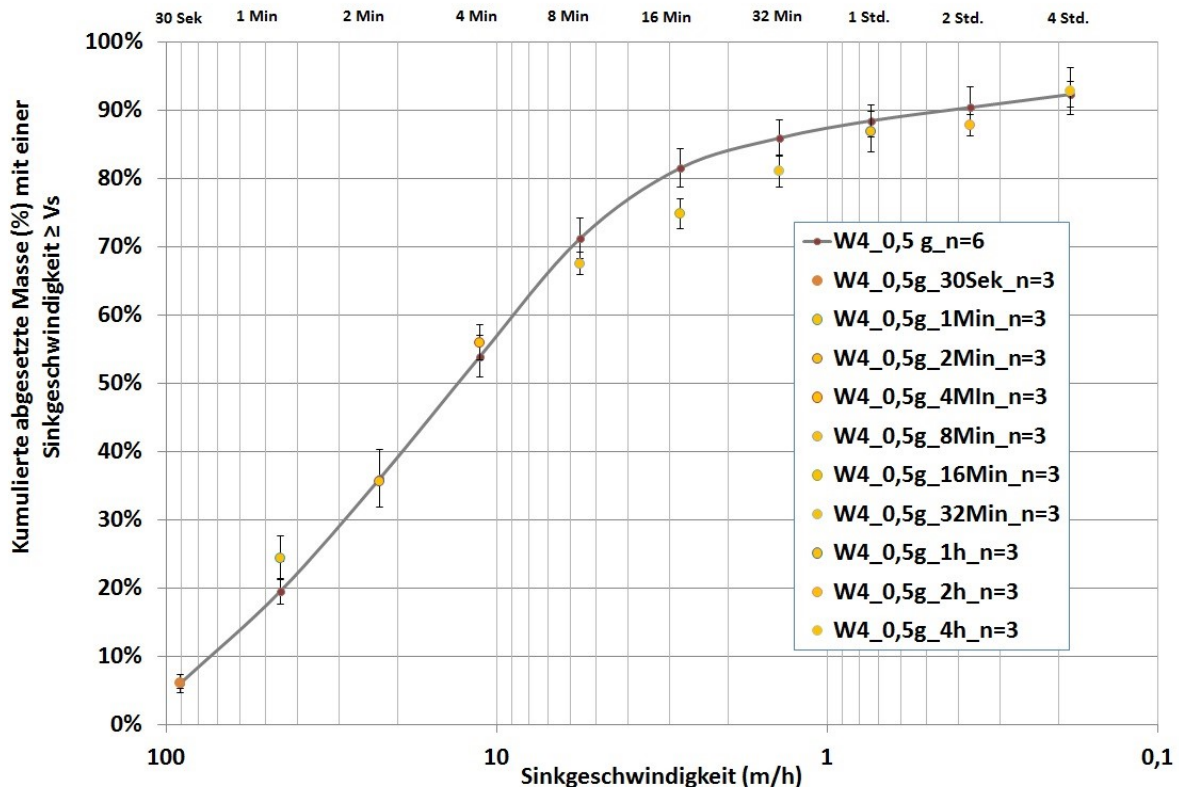


Abbildung A 9: Durchgangssummenkurve abgesetzter Masse – Einfluss der Probenahmestrategie auf das Absetzverhalten (Millisil W4, 0,5 g FD_{FA-PSD})

Die Einzelmessungen für 0,5 g-Messproben liegen weitestgehend im 95 %-Vertrauensbereich der Kurve des gesamten Absetzversuchs Variante 2. Es gibt keine systematische Abweichung durch den ein vermuteter Rückstoßeffect in die Säule begründet werden könnte. Der Messpunkt nach 1 Minute liegt leicht oberhalb der Kurve. Das könnte mit den hohen Turbulenzen zu Versuchsbeginn erklärt werden. Der Effekt wurde vergleichend in 2 g-Messproben jedoch nicht beobachtet. Es wird daher eher von zufälligen Abweichungen ausgegangen. Für die Messung nach 16 und 32 Min. wurde in Einzelmessungen langsames Absetzverhalten dokumentiert. Dieser ist jedoch nur für die Messung nach 16 Min. statistisch signifikant. Da im weiteren Verlauf wieder ein ähnliches Absetzverhalten beobachtet wurde ist auch hier von zufälligen Abweichungen auszugehen. Alles in allem wird der Effekt der kontinuierlichen zu einmaligen Probenahme als gering eingestuft. Insbesondere im Messbereich bei 4 Min. liegen Einzelmesszeitpunkte im 95 %-Vertrauensbereich der Durchgangssummenkurve des gleichen Materials gleicher Partikelgrößenverteilung. Die Probenahmestrategie

hat keine nennenswerten Auswirkungen auf das Absetzverhalten. Versuche gleicher Konzentration und Partikelgröße sind miteinander vergleichbar.

Einfluss der Probenvorbehandlung (Trocknung)

Inwiefern die Art und Intensität der Vortrocknung der Proben deren Absetzverhalten beeinflusst wurde noch nicht untersucht. Mit zwei unterschiedlichen Materialien NIB Q2/16 (blau) und ECL Q1/18 (rot) wurden Trocknungsintensitäten und –arten miteinander verglichen (Abbildung A 10).

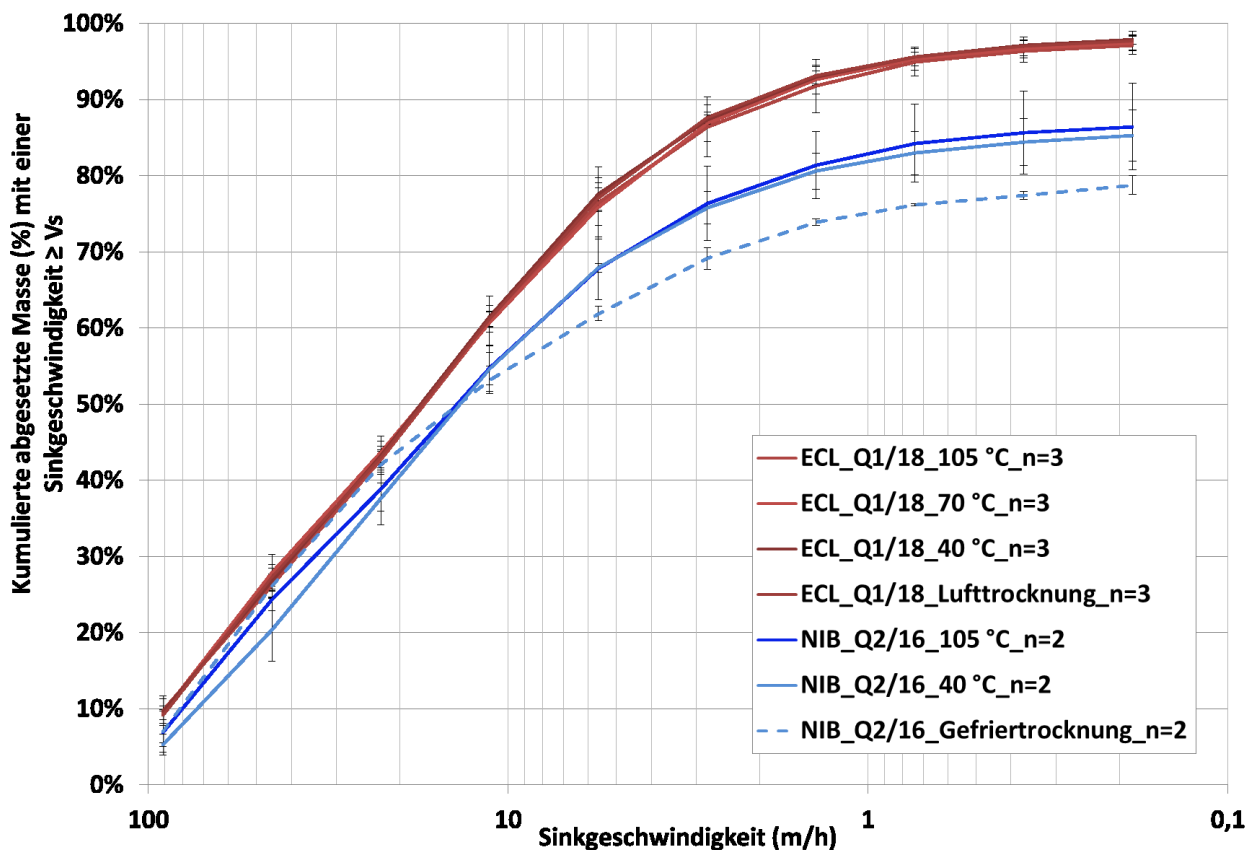


Abbildung A 10: Durchgangssummenkurve abgesetzter Masse – Einfluss der Trocknungsart und –intensität auf das Absetzverhalten (Material: NIB Q2/16, ca. 12 % GV, ECL Q1/18, 9 % GV, in FD_{FA-PSD} ; Trocknung: Lufttrocknung bei Raumtemperatur $21\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$, Trockenofen bei 40 °C , 70 °C , 105 °C , Gefriertrocknung)

Je ein repräsentativer Anteil der Probe ECL Q1/18 wurde unter atmosphärischen Standardbedingungen bei Raumtemperatur, 40 °C , 70 °C und 105 °C getrocknet und nach dem vorgestellten Siebverfahren klassiert. Die Absetzkurven aus den vier Trocknungsvarianten (rot) unterscheiden sich nicht statistisch signifikant. Repräsentative Anteile der Probe NIB Q2/16 wurde bei 40 °C und 105 °C im Trockenofen getrocknet. Außerdem wurde ein Anteil gefriergetrocknet (Gerät: Christ Alpha 1-2 LD Plus, Vakuumpumpe RZ-6). Die Absetzkurven der Trocknung bei 40 °C und 105 °C unterscheiden sich auch hier nicht statistisch signifikant. Lediglich das gefriergetrocknete Material (blau gestrichelt) ist im Bereich geringer Sinkgeschwindigkeiten $< 5,6\text{ m/h}$ statistisch signifi-

kant langsamer sedimentiert. Möglicherweise werden durch die Gefriertrocknung organische Anteile bzw. biologische Zellen aufgrund der Druck- und Frosteinwirkung während der Sublimation verändert (Rindler 2000).

Die untersuchten Arten der Trocknung unter atmosphärischen Standardbedingungen mit steigenden Temperaturen (Raumtemperatur bis 105 °C) verändern die Partikelgrößen und -oberflächen insofern nicht, dass die Absetzbarkeit in diesem Versuchsaufbau davon beeinflusst wird. Lediglich bei dem Vergleich zur Gefriertrocknung wird eine Veränderung der Probe hinsichtlich ihres Absetzverhaltens erkennbar. Da diese Trocknung keinem real denkbaren Szenario für FD-Proben auf Straßen entspricht, wurde auf Grundlage dieser Ergebnisse weiterhin bei 105 °C getrocknet.

Einfluss der Kontaktzeit

Zur Bewertung des Einflusses der Kontaktzeit der Partikel im Fluid auf deren Absetzverhalten wurde mit einem Material der relative Vergleich des Absetzens direkt nach Aufschlännen der Suspension zu einer 24 stündigen Kontaktzeit vor Versuchsstart durchgeführt (Abbildung A 11).

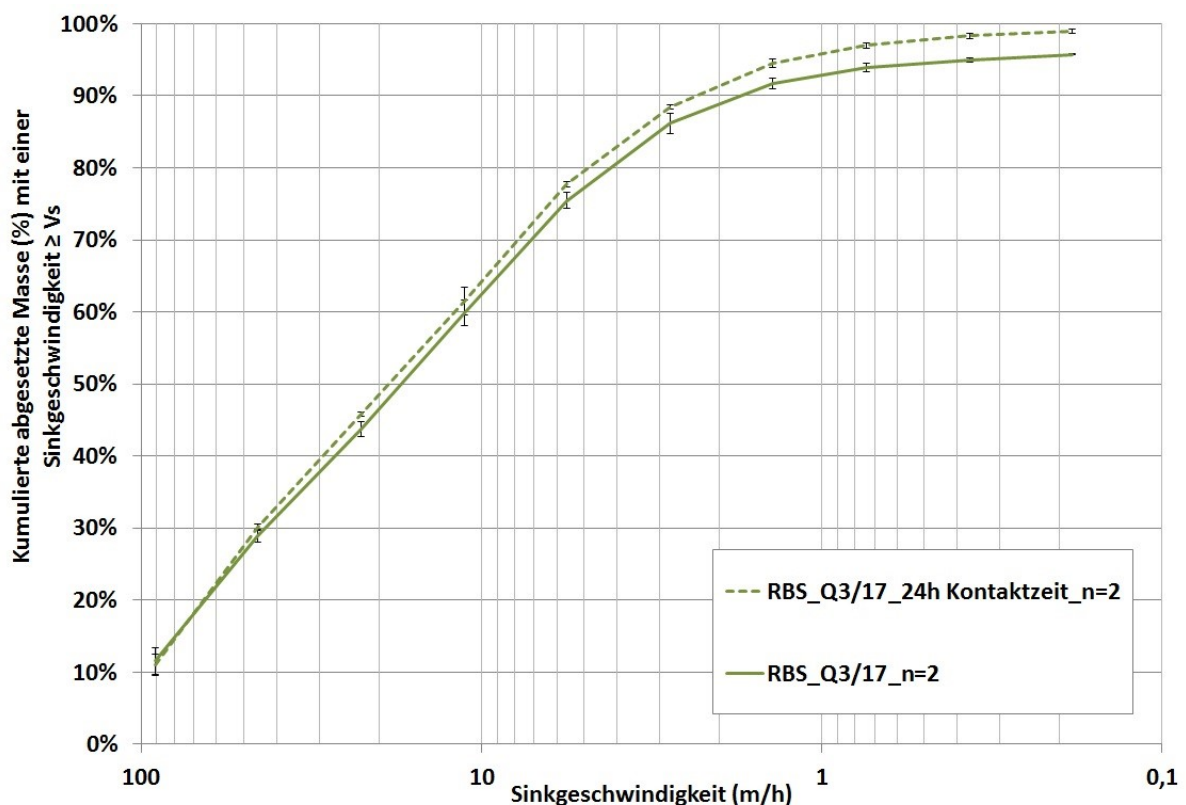


Abbildung A 11: Durchgangssummenkurve abgesetzter Masse – Einfluss der Kontaktzeit im Fluid auf das Absetzverhalten (Material: RBS Q3/17 in FD_{FA-PSD} , $GV:13,0\%$, Dichte: $2,44 \text{ g/cm}^3$)

Die Probe RBS Q3/17 sedimentiert nach 24 stündiger Einweichzeit leicht schneller als das gleiche Material, direkt nach Aufschlännen in der Suspension (Einweichzeit: maximal 2 Min.). Bis zu einer Sinkgeschwindigkeit $\geq 1,4 \text{ m/h}$ ist der Unterschied nicht statistisch signifikant (Überlagerung der 95 %-Vertrauensbereiche). Für die langsameren

Anteile $< 1,4$ m/h ist der Unterschied statistisch signifikant. Dies entspricht rechnerisch Sedimentpartikeln einer Größe < 25 μm . Aiguier et al. (1996) fanden auch in realen Abflussproben einen signifikanten Unterschied für das Absetzverhalten von frischen Proben direkt nach der Probenahme und 24 Stunden später. Auch hier sind die Sinkgeschwindigkeiten nach einem Tag höher als in der frischen Probe. Er wird jedoch für die gewählte Versuchsanordnung mit Sinkgeschwindigkeitsschnitt $V_s \geq$ und < 11 m/h als nicht relevant eingestuft, da die Versuche mit frischen Proben langsamer sind und damit bezogen auf die Behandlung den Worst-Case darstellen.

Für zwei Materialien wurde zusätzlich vergleichende Versuche nach Variante 2 des Messverfahrens bezüglich der Kontaktzeit durchgeführt (0,5 g-Messprobe und Sinkgeschwindigkeitsschnitt bei 11 m/h) (Abbildung A 12).

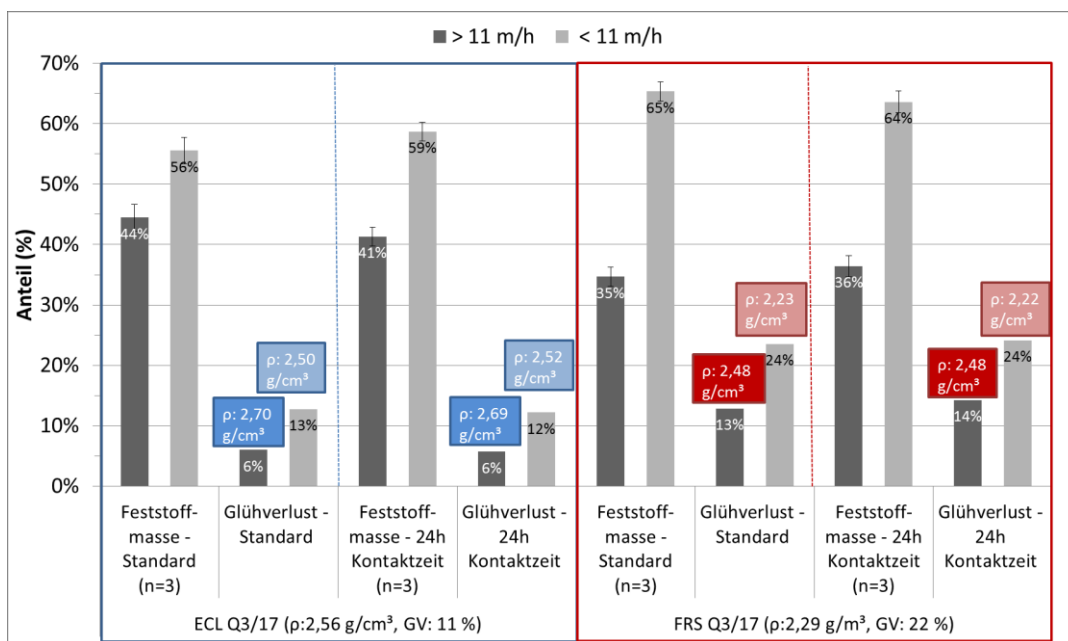


Abbildung A 12: Sinkgeschwindigkeitsanteile $V_s \geq$ und < 11 m/h (95 %-Vertrauensbereiche), Glühverlust und Dichte – Einfluss der Kontaktzeit mit Wasser in zwei Materialien

Es wurden zwei FD-Materialien mit variierendem GV (blau: 11 % GV/, $2,56$ g/cm³, rot: 22 % GV, $2,29$ g/cm³) gegenübergestellt. Beide Versuchsvarianten wurden ohne nennenswerte Kontaktzeit (Versuchsstart nach 2 Minuten im Fluid) und nach 24 Std. Kontaktzeit im Fluid durchgeführt. Die gruppierten Balken entsprechen jeweils dem prozentualen Feststoffanteilen mit $V_s \geq 11$ m/h (dunkelgrau) und $V_s < 11$ m/h (hellgrau) aus Dreifachbestimmungen mit 95 %-Vertrauensbereichen. Für die Feststoffmassen ergibt diese in Summe 100 %. Die beiden Kenngrößen GV und Dichte wurden je in der Mischprobe $V_s \geq$ und < 11 m/h aus den Dreifachbestimmungen gemessen. Für die untersuchten Materialien konnte kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den beschriebenen Sinkgeschwindigkeitsfraktionen ($V_s \geq$ und < 11 m/h), Dichte und GV mit und ohne Kontaktzeit festgestellt werden (innerhalb des 95 %-Vertrauensbereichs). In den methodischen Voruntersuchungen nach Variante 1 zum Einfluss der

Kontaktzeit wurden ebenfalls keine statistisch signifikanten Unterschiede auf das Absetzverhalten in diesem Bereich festgestellt. Die Verweilzeit der Partikel im Wasser scheint in diesem Versuchsssetup keine signifikante Auswirkung auf das Absetzverhalten der Feststofffrachten und zu haben. Es ist als Einschränkung anzumerken, dass die Feststoffe 40-63 μm bis 200-250 μm (entsprechen 66 % der Masse pro Messprobe) durch das Nasssiebverfahren mit entionisiertem Wasser abgespült wurden und ggf. Quell- und Agglomerationseigenschaften der Partikel im Vergleich zu realen Bedingungen auf der Verkehrsfläche abweichen (siehe Siebverfahren, Kapitel 4.4.1).

Zur Qualitätssicherung wurden die Wiederfindungsraten von Dichte und GV in den Sinkgeschwindigkeitsfraktionen ausgewertet. Hierfür wurden die Inputkonzentration der Gesamtprobe (0,5 g in FD_{FA-PSD}) rechnerisch ermittelt aus den prozentualen Feststoffmassenanteilen und Konzentrationen pro Siebfraction (Formel 4-2, Kapitel 4.6.2). Die Outputkonzentration wurde analog dazu rechnerisch ermittelt aus den prozentualen Feststoffmassenanteilen und Stoffmengenkonzentrationen pro Sinkgeschwindigkeitsfraction.

Tabelle A 4: Wiederfindungsraten von Dichte und GV

	Inputwert*		Outputwert**		Wiederfindungsrate	
	GV (% GV)	Dichte (g/cm^3)	GV (% GV)	Dichte (g/cm^3)	GV (%)	Dichte (%)
ECL Q3/17	11,5	2,56	9,7	2,59	84,9	101,2
ECL Q3/17 (24h Kontaktzeit)	11,5	2,56	9,5	2,59	83,1	101,4
FRS Q3/17	21,9	2,29	19,8	2,32	90,5	101,4
FRS Q3/17 (24h Kontaktzeit)	21,9	2,29	20,5	2,32	93,8	101,3

* massengewichtete Rechengröße aus Konzentrationen in den eingesetzten Siebfractionen

** massengewichtete Rechengröße aus Konzentrationen gemessen in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen

Die Wiederfindungsraten zwischen Input- und Outputkonzentration von Dichte und GV lagen bei 83-101 % (Tabelle A 4). Durch die Ergebnisse konnte bestätigt werden, dass mit der Methode sowohl Dichte als auch GV reproduzierbar wiedergefunden werden. Außerdem zeigte sich, dass auch die Kontaktzeit keinen Einfluss auf die Absetzbarkeit und die Verteilung und Wiederfindung von GV und Dichte in den Sinkgeschwindigkeitsfraktionen aufwies.

Einfluss des Fluids

Zur Bewertung des Einflusses des Fluids auf das Absetzverhalten wurden Vergleichsmessungen mit Millisil W4 und einem realen Material in entionisiertem Wasser und synthetischem Straßenabfluss mit erhöhtem pH-Wert und Pufferung durchgeführt.

Anhand von Literaturrecherchen wurde ein synthetischer Straßenabfluss ohne Wintereinfluss in Anlehnung an Nitzsche et al. (2004) mit typischer gelöster Ionenkonzentration und Pufferung von Straßenabfluss ausgewählt (Grotehusmann et al. 2017; Stachel et al. 2007; Huber et al. 2015; Legret und Pagotto 1999). Es wurde keine synthetische Regen zusammensetzung gewählt, da Feststoffe in Behandlungsanlagen ebenfalls zusammen mit Straßenabfluss und nicht Regenwasser sedimentieren. Zur Herstellung wurde Natriumcarbonat, Kaliumnitrat und Calciumsulfat Dihydrat (je Liter entionisiertem Wasser: 20 mg Na_2CO_3 , 6 mg KNO_3 , 50,59 mg $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) gelöst (Tabelle A 5).

Tabelle A 5: Kenngrößen des synthetischen Straßenabflusses (Messwerte und stöchiometrische Rechenwerte-kursiv)

Parameter	Messwert (Rechenwert)
Leitfähigkeit	110 $\mu\text{S}/\text{cm}$
pH	9,63 (mit 13%iger HNO_3 eingestellt auf pH 7,05)
$K_{\text{S}4,3}$ *	0,3 mmol/l
Na^+	8,7 mg/L
CO_3^-	11,3 mg/L
K^+	2,3 mg/L
NO_3^-	4,7 mg/L (davon ca. 1 mg durch Ansäuerung mit 13%iger HNO_3)
Ca^{2+}	14,9 mg/L
SO_4^-	35,7 mg/L

* Säurekapazität bis 4,3 pH nach (DIN 38409-7 2005)

Die Absetzversuche wurden vergleichend mit entionisiertem Wasser (Leitfähigkeit: $< 5 \mu\text{S}/\text{cm}$, pH-Wert: ca. 5,5) durchgeführt. In Abbildung A 13 sind die Absetzkurven für Millisil W4 in entionisiertem Wasser (H_2O) und synthetischen Straßenabfluss dargestellt.

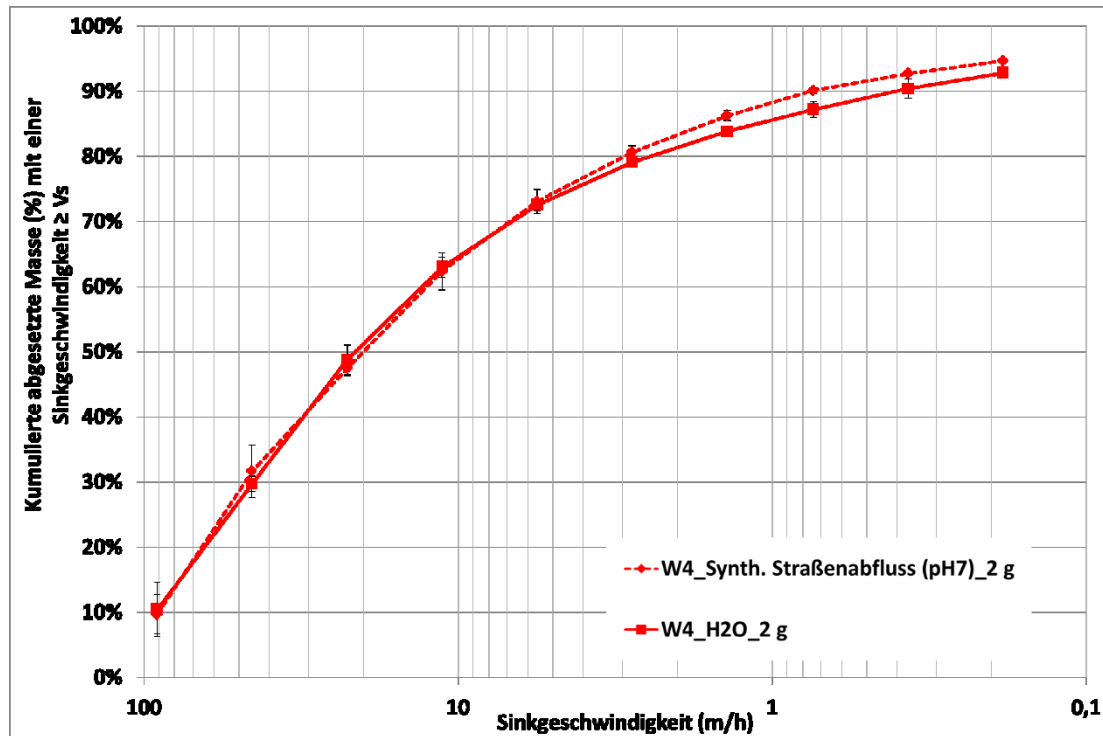


Abbildung A 13: Durchgangssummenkurve abgesetzter Masse - Einfluss des Fluids auf das Absetzverhalten (Material: 2 g Millisil W4, in FD_{FA-PSD} , in entionisiertem Wasser, H₂O (pH: 5,5±0,2) und synthetischem Straßenabfluss, pH 7,05)

Die Absetzkurven von Millisil W4 unterscheiden sich in entionisiertem Wasser und synthetischen Straßenabfluss nur im Bereich langsamer Sinkgeschwindigkeiten < 1,4 m/h geringfügig. Das Quarzmehl sedimentiert hier in synthetischem Straßenabfluss leicht schneller. In Abbildung A 14 sind die Absetzkurven für ECL Q2/17 in entionisiertem Wasser (H₂O) und synthetischen Straßenabfluss dargestellt.

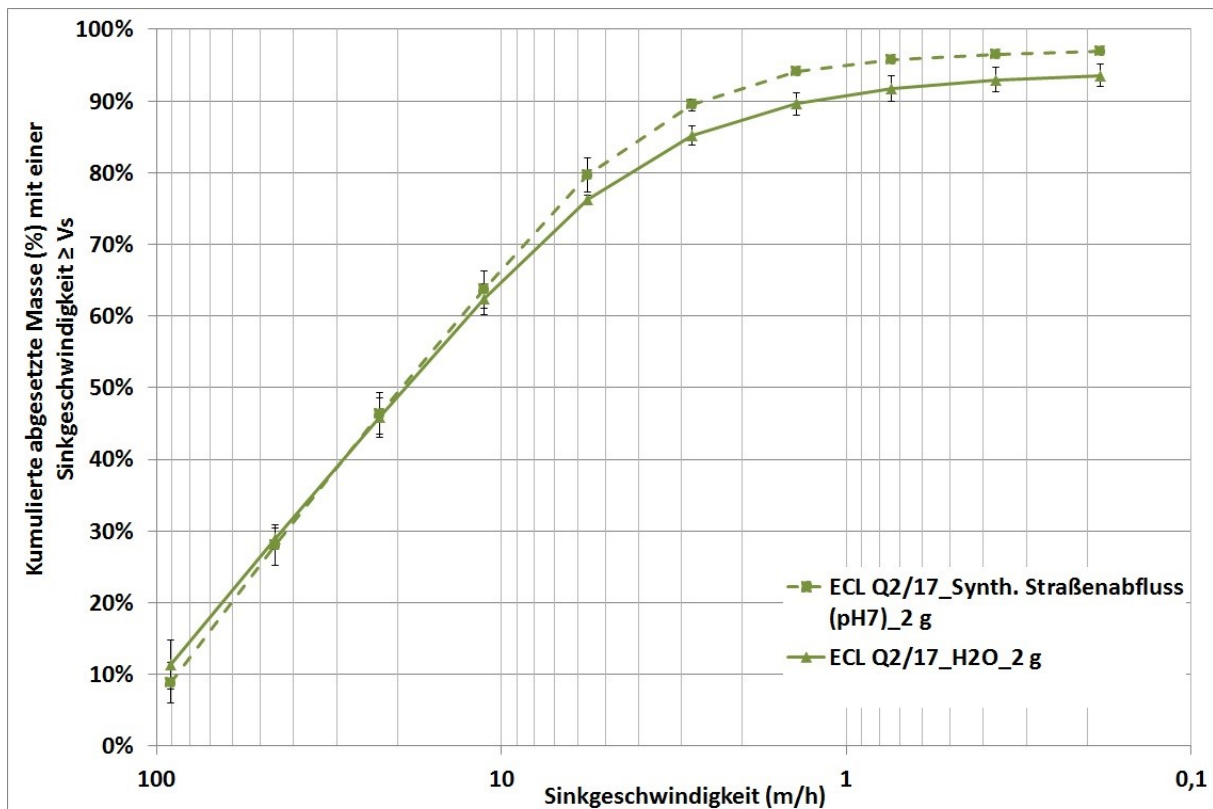


Abbildung A 14: Durchgangssummenkurve abgesetzter Masse - Einfluss des Fluids auf das Absetzverhalten (Material: 2 g ECL Q2/17, in FD_{FA-PSD} , GV: 8,0%, Dichte: $2,50 \text{ g/cm}^3$) in entionisiertem Wasser (pH: $5,5 \pm 0,2$) und synthetischem Straßenabfluss, pH 7,05)

Die Absetzkurven von ECL Q2/17 unterscheiden sich in entionisiertem Wasser und synthetischen Straßenabfluss nur im Bereich langsamer Sinkgeschwindigkeiten $< 2,8 \text{ m/h}$ geringfügig. Das reale Material sedimentiert ebenfalls in synthetischem Straßenabfluss leicht schneller. Der Unterschied zwischen entionisiertem Wasser und künstlichem Straßenabfluss war ebenfalls bis $V_s \geq 1,4 \text{ m/h}$ (Millisil W4) respektive $V_s \geq 2,8 \text{ m/h}$ (reales Material) nicht statistisch signifikant. Für den Bereich langsamer Sinkgeschwindigkeiten ist sowohl Millisil W4 als auch das reale Material leicht schneller in synthetischem Abfluss abgesetzt. Ebenso wie für die Kontaktzeit sind diese Unterschiede für den fokussierten Messbereich bei 11 m/h nicht relevant. Außerdem stellen die Versuche in langsamen Sinkgeschwindigkeiten ohne Kontaktzeit und in entionisiertem Wasser den Worst-Case dar, da sie unter realen Bedingungen in diesem Messbereich gegebenenfalls schneller sedimentieren würden als unter Laborbedingungen. Das eingesetzte Fluid (entionisiertes Wasser zu synthetischem Verkehrsflächenabfluss) hat in diesem Versuchsaufbau keinen ausschlaggebenden Einfluss auf das Absetzverhalten künstlicher wie realer Partikel.

Absetzverhalten von Partikelklassen

Repräsentative Proben gleicher Partikelgrößenverteilung können nur mit dem Neuzusammensetzungsverfahren mit vorheriger Nasssiebung erreicht werden. Eine Klassierung mit Trockensiebung führt zu unzureichender Trenngüte der Partikel. Dies wurde

bereits in Gelhardt et al. (2017) gezeigt. Die Vergleichbarkeit der Partikelgrößenverteilung der FD_{FA-PSD} Proben wurde mittels digitaler Bildanalyse bestätigt (Anhang 21). An dieser Stelle wird außerdem mittels Absatzkurven nach Variante 1 aus Einzelfraktionen (je 0,5 g) die Trenngüte pro Fraktion für Millisil W4 und die FD-Probe ECL Q3/17 gezeigt (Abbildung A 15).

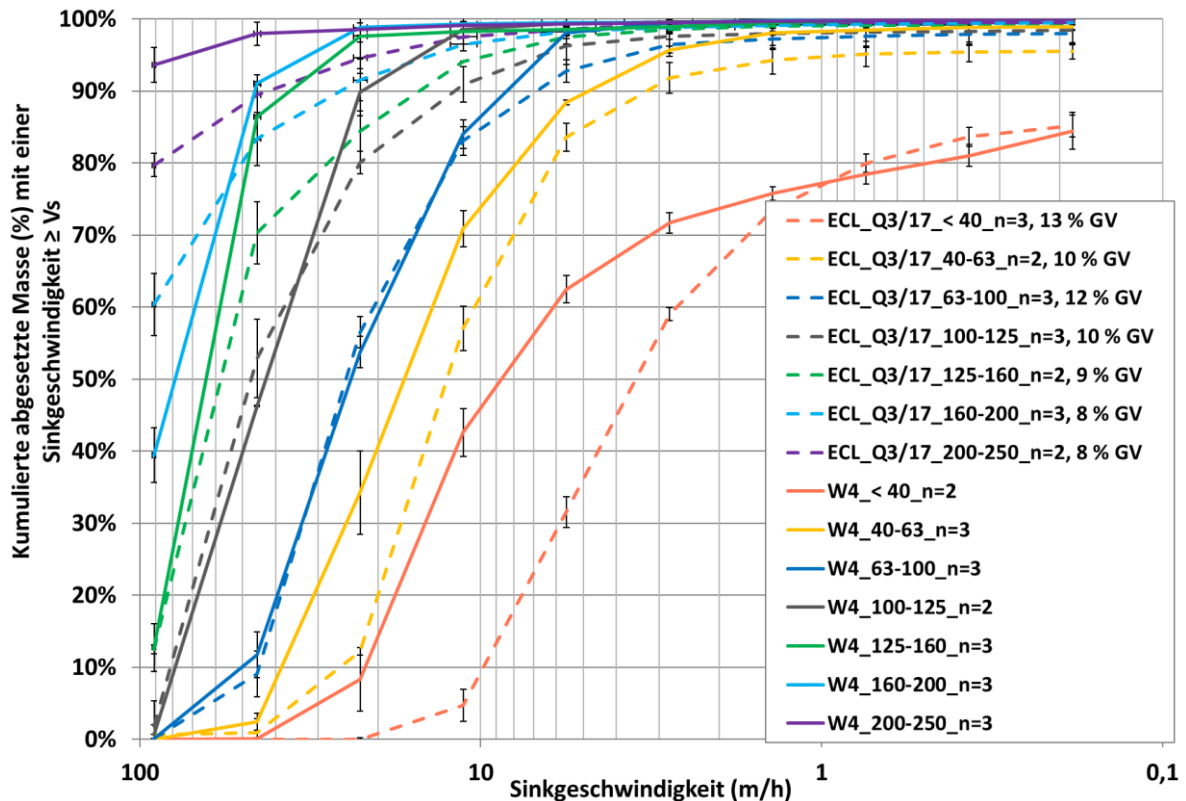


Abbildung A 15: Durchgangssummenkurve abgesetzter Masse – Absetzverhalten nach Fraktionen von < 40 bis 200-250 µm (je 0,5 g pro Fraktion Millisil W4 und ECL Q3/17)

Die einzelnen Fraktionen von je Millisil W4 (durchgezogene Linien) und ECL Q3/17 (gestrichelte Linien) sedimentieren überschneidungsfrei. Damit wurde zusätzlich zur optischen Überprüfung der gleichen Partikelgrößenzusammensetzung gezeigt, dass keine fraktionsfremden Feinanteile in den Fraktionen zu erwarten sind. Aufgrund des Schwarmverhaltens von Partikelkollektiven im Absetzprozess insbesondere dem variierenden Verhältnis zwischen dem Kleinst- zum Größtkorn, kann jedoch aus dem Absetzverhalten von Einzelfraktionen nicht auf das Verhalten einer Mischung der Fraktionen geschlossen werden. Im Vergleich zueinander ist Millisil W4 insbesondere im Bereich der feinsten Anteile deutlich langsamer sedimentiert als reales Material. Dies liegt trotz hoher Dichte vermutlich an der kantigen Struktur des Materials.

Anhang 13: Theoretische Sinkgeschwindigkeiten V_s nach Temperaturen bei konstanter Dichte und Partikelgröße und Messzeiten Absetzversuche

			Formel nach Jimenez und Madsen 2003			
			T: 5 °C	T: 10 °C	T: 20 °C	T: 21 °C
Partikelgröße (μm) *	Massenanteil (%)	Masseanteil akkumuliert (%)	$\geq V_s$ (m/h)	$\geq V_s$ (m/h)	$\geq V_s$ (m/h)	$\geq V_s$ (m/h)
200-250	4,0	4	55,52	62,32	74,41	76,25
160-200	6,0	10	38,35	43,47	52,83	54,27
125-160	12,0	22	24,95	28,53	35,24	36,30
100-125	8,0	30	16,67	19,18	23,97	24,73
63-100	21,0	51	7,00	8,12	10,33	10,68
40-63	15,0	66	2,90	3,39	4,35	4,50
32-40	4,0	70	1,88	2,19	2,82	2,92
16-32	10,0	80	0,48	0,56	0,72	0,75
8-16	8,0	88	0,12	0,14	0,18	0,19
6-8	3,0	91	0,07	0,08	0,10	0,11
4-6	2,0	93	0,03	0,04	0,05	0,05
2-4	3,0	96	0,01	0,01	0,01	0,01
< 2	4,0	100				

* Rechenwert entspricht Sinkgeschwindigkeit für Partikelgröße der unteren Siebfraktion (fettgedruckt)

Gewählte Messzeiten und Sinkgeschwindigkeiten V_s für Absetzversuche

Probenahme (#)	Messzeiten	V_s (76 cm Absetzweg, lineare Berechnung)		V_s mit Berücksichtigung des Wasserpegelabfalls*
		cm/s	m/h	m/h
1	30 Sek.	2,53	91,20	90,90
2	1 Min.	1,27	45,60	45,30
3	2 Min.	0,63	22,80	22,58
4	4 Min.	0,32	11,40	11,25
5	8 Min.	0,16	5,70	5,61
6	16 Min.	0,079	2,85	2,79
7	32 Min.	0,040	1,43	1,39
8	1 Std.	0,021	0,76	0,74
9	2 Std.	0,011	0,38	0,37
10	4 Std.	0,005	0,19	0,18

*Wong und Piedrahita, 2000

Anhang 14: Mess- und Methodenpräzision für Absetzversuche Variante 1 (2 g-Probe Millisil W4) nach Wellmitz und Gluschke (2005)

Vs (m/h)	01.02.2018 (Massenanteil %)			19.09.2017 (Mas- senanteil %)			06.04.2017 (Massenanteil %)			\bar{x}_{ges}	s _{Meth}	s _{Meth} ^{*1,96}	s _{Meth} ^{*1,96} (Relativ)
90,90	13,3	10,6	11,0	14,4	14,2	13,5	13,7	13,4	11,8	12,9	1,4	2,7	21,4
45,30	34,8	30,5	33,3	35,9	33,3	34,7	33,3	33,6	33,4	33,6	1,5	2,9	8,7
22,58	50,1	47,1	49,2	53,6	49,9	49,3	51,0	49,4	49,9	49,9	1,7	3,4	6,8
11,25	62,1	60,6	62,3	66,4	63,5	63,0	64,7	63,6	63,7	63,3	1,6	3,2	5,1
5,61	72,3	71,5	71,8	75,1	74,0	73,2	74,4	73,3	74,3	73,3	1,2	2,4	3,3
2,79	79,9	79,2	79,0	81,9	81,5	80,2	81,0	81,3	81,7	80,6	1,1	2,1	2,6
1,39	85,5	85,7	84,5	86,8	86,7	85,1	85,6	86,1	87,2	85,9	0,9	1,7	2,0
0,74	89,0	89,0	88,4	89,7	90,2	88,5	88,2	89,5	90,3	89,2	0,8	1,5	1,7
0,37	92,2	92,2	91,5	91,6	92,8	91,0	90,2	92,0	92,7	91,8	0,8	1,6	1,7
0,18	94,5	94,5	93,8	93,3	94,6	92,9	92,6	93,8	94,2	93,8	0,7	1,5	1,6

Vs (m/h)	\bar{x}_j	s _j	$\bar{x}_j - \bar{x}_{ges}$		$\bar{x}_j - \bar{x}_{ges}$		$\bar{x}_j - \bar{x}_{ges}$		$\bar{x}_j - \bar{x}_{ges}$
90,90	11,6	1,2	-1,3	14,0	0,4	1,2	13,0	0,9	0,1
45,30	32,9	1,8	-0,8	34,6	1,1	1,0	33,4	0,1	-0,2
22,58	48,8	1,3	-1,1	50,9	1,9	1,0	50,1	0,7	0,1
11,25	61,7	0,8	-1,7	64,3	1,5	1,0	64,0	0,5	0,7
5,61	71,9	0,4	-1,4	74,1	0,8	0,8	74,0	0,5	0,7
2,79	79,4	0,4	-1,3	81,2	0,7	0,6	81,3	0,3	0,7
1,39	85,2	0,5	-0,7	86,2	0,8	0,3	86,3	0,7	0,4
0,74	88,8	0,3	-0,4	89,5	0,7	0,3	89,3	0,9	0,1
0,37	92,0	0,3	0,2	91,8	0,7	0,0	91,6	1,0	-0,2
0,18	94,3	0,3	0,5	93,6	0,7	-0,2	93,5	0,7	-0,3

Vs (m/h)	\bar{x}_{ges}	s _w	rel. s _w		rel. s _b		rel. s _t		s _t [*] 1,96 (rel)
90,90	12,9	0,9	6,8	1,4	10,5	1,6	12,5	3,2	24,6
45,30	33,6	1,2	3,6	0,9	2,6	1,5	4,4	2,9	8,7
22,58	49,9	1,4	2,8	1,2	2,3	1,8	3,6	3,6	7,1
11,25	63,3	1,0	1,6	1,4	2,2	1,7	2,7	3,4	5,3
5,61	73,3	0,6	0,8	1,2	1,6	1,3	1,8	2,6	3,6
2,79	80,6	0,5	0,6	1,0	1,2	1,1	1,4	2,2	2,7
1,39	85,9	0,7	0,8	0,7	0,8	1,0	1,1	1,9	2,2
0,74	89,2	0,7	0,8	0,7	0,8	1,0	1,1	1,9	2,1
0,37	91,8	0,8	0,8	0,7	0,8	1,1	1,2	2,1	2,3
0,18	93,8	0,6	0,6	0,6	0,7	0,9	0,9	1,7	1,8

Formeln nach Wellmitz und Gluschke (2005)

SD = Standardabweichung

 \bar{x}_{ges} = Gesamtmittelwert **s_{Meth} = Gesamt – SD (Methodenpräzision)**

$$s_{\text{Meth}} = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}}$$

 s_t = Gesamt SD zwischen Messserien (Messpräzision)

$$s_t = \sqrt{s_w^2 + s_b^2}$$

 s_w = SD in der Serie

$$s_w = \sqrt{\frac{\sum s_j^2}{n}}$$

 \bar{x}_j = Mittelwert der Tagesserie s_j = SD der Tagesserie s_b = SD zwischen den Serien

$$s_b = \sqrt{\frac{\sum (\bar{x}_j - \bar{x}_{\text{ges}})^2}{n - 1}}$$

Anhang 15: Vergleich unterschiedlicher Säulenmaterialien auf die Absetzbarkeit – Versuch in Imhoffrichtern aus Glas und Kunststoff (in Anlehnung an DIN 38409-9 (1980))

Versuch: Imhoffrichter aus Glas und Kunststoff wurden in Parallelversuchen mit in einem Liter dest. Wasser dispergierten Millisil W4 (0,5, 1, 2, 4 g) beaufschlagt. Nach 2 h Absetzzeit wurde das abgesetzte Volumen abgelesen. Die Schüttdichte der Materialien (g/ml) wurde zunächst vom Datenblatt und später in eigenen Versuchen verglichen. Diese sind nötig, um von der eingewogenen Masse (g) auf das Volumen (ml) zu schließen.

Material: Imhoffrichter (Glas und Kunststoff), dest. Wasser (je 1 L), Millisil W4 Quarzmehl je 1 g, 2 g, 4 g (Schüttdichte (Datenblatt): 1,3 g/cm³ (entspricht 1,3 g/ml), Magnetrührer, Stoppuhr

Volumenbestimmung (Eigene Messung zur Schüttdichte im trockenen, leeren Imhoffrichter)

Versuch	Masse [g]	Volumen [ml]	Schüttdichte [g/ml]	Schüttdichte [g/ml]
1	4	2,6	1,54	
2	2	1,55	1,29	1,29
3	1	0,8	1,25	1,25
4	0,5	0,45	1,11	1,11
Mittelwert			1,30	1,22

Versuch	Millisil [g]	Sollvolumen-Schüttdichte 1,3 g/ml [ml]	Sollvolumen-Schüttdichte 1,22 g/ml [ml]	Datum	Temperatur [°C]	Leitfähigkeit [µS/cm]	abgesetztes Volumen nach 2h [ml]	abgesetztes Volumen nach 24h [ml]	Soll/Istvolumen nach 2h (%) für Schüttdichte 1,3 g/ml	Soll/Istvolumen nach 2h (%) für Schüttdichte 1,22 g/ml
A.Glas	4	3,08	3,29	19.01.2017	20,2	-	3,5	3,5	114%	107%
A.KS	4	3,08	3,29	19.01.2017	20,2	-	3,2	3,2	104%	97%
B.Glas	2	1,54	1,64	24.01.2017	20,6	2,0	1,7	1,7	110%	103%
B.KS	2	1,54	1,64	24.01.2017	20,6	2,0	1,5	1,4	97%	91%
C.Glas	1	0,77	0,82	25.01.2017	20,4	2,1	0,9	1	117%	110%
C.KS	1	0,77	0,82	25.01.2017	20,4	2,1	0,7	0,8	91%	85%
D.Glas	0,5	0,39	0,41	27.01.2017	21	2,1	0,43	0,5	112%	105%
D.KS	0,5	0,39	0,41	27.01.2017	21	2,1	0,32	0,35	83%	78%

In Glasgefäßen setzen sich Feststoffe besser ab, als in Kunststoff (KS) im direkten Vergleich. In KS waren Luftblasen und Feststoffanhaftungen optisch erkennbar. Über alle Konzentrationen sedimentieren die Feststoffe besser im Glasgefäß.

MW Glas 113%
MW KS 94%

106%
88%

Anhang 16: Messwerte – spezifische Massen (g/m²), Massenanteile (%) < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm, Glühverlust (% GV) < 2, 2-4, 4-8 mm

Graue Flächen (ab 2018): Rechenwert 0-0,5 m ab BK aus Kenngrößen der Rinne (-R) und Fahrbahnrandprobe (-A) (je aus den beiden vorrangegangenen Spalten), MA = Massenanteil

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
1	NES	29.08.2016	2		1	8	4	4	5	568,1	113,6	81,5	8,6	8,7	1,2	17,6	6,4	12,2
2	RBS	29.08.2016	2		1	9	4	4	10	767,7	76,8	89,8	5,9	3,7	0,7	30,1	64,2	83,5
3	NES	31.08.2016	2		1	11	0	2	5	457,8	91,6	85,8	8,2	5,5	0,5	30,4	29,7	16,1
4	NIB	31.08.2016	2		1	11	1	2	5	301,0	60,2	90,8	6,1	3,0	0,0	36,8	45,7	45,0
5	NIB	28.10.2016	3		1	4	1	1	2	534,0	267,0	22,8	64,1	13,0	0,0	16,0	60,0	57,0
6	RBS	29.10.2016	3		1	5	2	2	2,4	126,1	52,5	76,8	10,9	12,3	0,0	26,0	55,0	44,0
7	NES	01.11.2016	3		1	8	4	1	5	78,5	15,7	76,5	6,6	9,2	7,8	34,0	63,0	85,0
8	NIB	01.11.2016	3		1	8	4	1	5	113,9	22,8	63,7	3,8	29,9	2,6	30,0	66,0	69,0
9	NES	03.11.2016	3		1	2	1	0	5	84,9	17,0	59,8	18,3	21,9	0,0	16,0	30,0	6,0
10	NES	03.11.2016	3		1	2	1	0	5	24,0	4,8	80,0	14,4	5,7	0,0	14,0	12,0	16,0
11	NIB	04.11.2016	3		1	3	1	1	2	267,4	133,7	89,1	4,8	6,1	0,0	16,0	46,0	60,0
12	RBS	04.11.2016	3		1	3	1	1	2,4	31,5	13,1	41,8	17,7	40,6	0,0	45,0	78,0	76,0
13	NIB	14.11.2016	4		1	3	4	0	2	61,9	30,9	66,8	9,1	11,9	12,2	24,0	57,0	85,0
14	NES	21.11.2016	4		1	2	3	0	5	49,0	9,8	61,9	8,6	9,5	20,0	23,0	10,0	15,0
15	NES	21.11.2016	4		1	2	3	0	5	37,6	7,5	44,8	24,8	23,5	6,8	30,0	52,0	83,0
16	RBS	21.11.2016	4		1	2	4	4	2,4	68,5	28,5	60,5	9,7	17,6	12,2	47,0	75,0	82,0
17	NES	23.11.2016	4		1	4	0	2	5	60,2	12,0	68,1	9,5	11,9	10,6	13,0	8,0	7,0
18	NES	23.11.2016	4		1	4	0	2	5	42,7	8,5	60,0	19,4	16,8	3,8	30,0	61,0	83,0
19	NIB	24.11.2016	4		1	5	0	0	2	111,6	55,8	77,0	9,5	7,7	5,9	48,0	23,0	53,0

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
20	NIB	30.11.2016	4		1	12	1	2	2	138,5	69,3	86,1	7,4	4,5	2,0	20,0	58,0	56,0
21	RBS	01.12.2016	4		1	13	0	0	2,4	80,9	33,7	80,1	10,4	8,7	0,8	35,0	78,0	50,0
22	RBS	20.12.2016	4		1	6	5	5	2,4	66,1	27,5	74,7	10,9	10,1	4,3			
23	RBS	04.03.2017	1		1	3	2	2	3	155,3	51,8	81,1	12,0	6,6	0,3	24,5	64,6	73,3
24	NES	13.03.2017	1		1	4	3	0	6	45,3	7,5	91,3	6,5	1,8	0,4	16,7	18,4	26,7
25	NIB	13.03.2017	1		1	4	4	0	1,4	499,7	356,9	91,6	5,1	2,5	0,8	14,3	23,9	37,2
26	NES	17.03.2017	1		1	8	0	1	6	59,2	9,9	87,4	6,8	3,7	2,1	15,5	17,6	19,5
27	NIB	17.03.2017	1		1	8	1	1	2,4	444,3	185,1	90,7	4,8	3,6	0,9	8,0	26,5	28,6
28	RBS	17.03.2017	1		1	8	1	1	3	250,2	83,4	92,0	5,3	2,6	0,1	20,6	65,1	73,3
29	NES	28.03.2017	1		1	7	4	1	6	77,4	12,9	91,6	6,3	2,1	0,0	21,8	37,4	44,9
30	RBS	28.03.2017	1		1	7	5	5	3	141,7	47,2	92,4	5,5	2,1	0,0	12,6	38,3	48,3
31	NES	30.03.2017	1		1	9	1	0	6	184,1	30,7	89,0	7,6	3,3	0,1	27,4	36,6	36,7
32	NIB	30.03.2017	1		1	9	0	0	2,5	713,0	285,2	93,2	4,5	2,2	0,1	10,4	24,0	35,0
33	FRS	04.04.2017	1		1	14		6	3	61,5	20,5	90,6	6,7	2,5	0,2	21,7	40,7	60,9
34	STS	04.04.2017	1		1	14		6	3	82,7	27,6	95,1	4,1	0,9	0,0	11,2	14,1	31,6
35	ECL	05.04.2017	1		1	15	4	2	3	449,0	149,7	88,5	7,8	3,2	0,5	11,0	7,0	15,0
36	GBS	06.04.2017	1		1	16		0	5	210,1	42,0	92,0	4,9	2,8	0,3	14,4	16,4	15,1
37	BRS	11.04.2017	1		1	21			4	389,8	97,4	92,3	6,1	1,4	0,1	4,0	3,0	9,0
38	STS	11.04.2017	1		1	21		6	3	40,9	13,6	90,2	5,2	4,6	0,0	21,5	59,0	75,4
39	ECL	12.04.2017	1		1	22	4	2	4	552,2	138,0	88,2	6,8	4,2	0,8	23,0	22,0	49,0
40	GBS	12.04.2017	1		1	22		0	4	242,1	60,5	87,1	7,8	4,0	1,2	18,0	13,0	12,0
41	NES	12.04.2017	1		1	22	0	2	6	96,3	16,1	76,7	7,5	14,4	1,5	27,6	59,7	78,4

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
42	FRS	13.04.2017	1		1	23		1	3	41,2	13,7	62,9	7,9	24,6	4,7	31,3	51,1	78,6
43	NIB	13.04.2017	1		1	23	0	0	3	417,9	139,3	95,7	2,5	1,4	0,4	15,4	42,1	56,6
44	LID	20.04.2017	1		1	2			6	101,2	16,9	82,0	11,7	5,8	0,5	10,7	12,9	25,1
45	MCS	20.04.2017	1		1	2			6	99,4	16,6	92,4	5,1	1,7	0,9	15,8	10,4	37,5
46	NES	20.04.2017	1		1	2	1	0	6	83,0	13,8	82,2	7,1	10,2	0,5	25,7	56,4	71,6
47	NIB	20.04.2017	1		1	2	0	0	2	309,7	154,9	76,5	5,0	1,9	16,6	18,8	58,6	60,5
48	RBS	20.04.2017	1		1	2	0	0	3	156,3	52,1	93,6	5,0	1,5	0,0	12,1	36,8	43,8
49	FRS	21.04.2017	1		1	3		1	3	48,8	16,3	68,6	8,5	16,7	6,2	30,6	65,4	86,7
50	GBS	21.04.2017	1		1	3		0	6	373,8	62,3	91,1	4,8	3,6	0,5	15,5	16,5	34,1
51	STS	21.04.2017	1		1	3		2	3	102,1	34,0	92,8	4,1	2,3	0,8	17,9	38,3	42,8
52	BRS	24.04.2017	1		1	6			4	308,4	77,1	95,1	3,3	1,5	0,1	5,0	6,0	7,0
53	LID	24.04.2017	1		1	6			6	71,1	11,8	83,7	12,2	3,8	0,3	13,0	8,0	15,8
54	NES	24.04.2017	1		1	6	3	0	6	67,1	11,2	67,5	10,8	15,8	5,9	41,5	72,8	79,3
55	STS	24.04.2017	1		1	6		5	3	22,3	7,4	91,0	6,8	2,0	0,3	18,4	15,6	46,0
56	MCS	25.04.2017	1		1	7			6	46,1	7,7	84,9	10,5	4,5	0,0	10,2	3,9	5,1
57	ECL	28.04.2017	1		1	9		4	2,5	280,9	112,4	94,7	3,6	1,7	0,1			
58	FRS	28.04.2017	1		1	10		1	3	175,2	58,4	86,6	6,7	6,5	0,2	28,2	74,5	83,5
59	LID	28.04.2017	1		1	10			6	44,2	7,4	84,5	9,3	5,1	1,1	16,0	15,1	31,2
60	MCS	28.04.2017	1		1	10			6	20,4	3,4	91,2	7,5	1,3	0,0	17,6	11,2	70,3
61	STS	28.04.2017	1		1	10		2	3,5	60,3	17,2	90,4	6,0	3,5	0,1	14,3	10,0	11,5
62	STS	09.05.2017	1		1	2		6	4	81,9	20,5	85,1	8,7	5,6	0,6	10,6	10,0	8,8
63	FRS	10.05.2017	1		1	3		0	3	114,6	38,2	56,7	10,5	27,4	5,5	26,0	52,9	53,2

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
64	LID	10.05.2017	1		1	3			6	43,9	7,3	84,3	10,1	4,5	1,1	13,9	15,8	39,1
65	MCS	10.05.2017	1		1	3			6	27,1	4,5	88,1	9,2	2,7	0,0	12,2	9,2	24,1
66	LID	17.05.2017	1		1	4			6	51,0	8,5	87,4	11,3	1,2	0,2	11,3	9,1	39,4
67	MCS	17.05.2017	1		1	4			6	65,9	11,0	90,9	5,9	3,2	0,0	10,1	8,3	12,5
68	LID	27.05.2017	1		1	8			6	42,1	7,0	82,8	13,2	4,0	0,0	9,6	11,8	30,9
69	MCS	27.05.2017	1		1	8			6	51,4	8,6	71,0	23,4	5,6	0,0	10,8	5,4	5,1
70	NIB	05.07.2017	2		1	4	1	2	6	533,0	88,8	88,3	7,3	4,5	0,0	9,0	23,0	24,0
71	RBS	05.07.2017	2		1	4	6	6	3	354,5	118,2	96,9	2,4	0,7	0,0	36,0	49,0	54,0
72	BRS	06.07.2017	2		1	5		3	3	500,6	166,9	88,5	6,3	5,2	0,0	7,0	6,0	6,0
73	FRS	06.07.2017	2		1	5		1	3	125,9	42,0	91,7	4,1	4,2	0,0	25,0	49,0	81,0
74	NES	06.07.2017	2		1	5	0	0	3	66,2	22,1	83,4	11,8	4,8	0,0	33,0	26,0	30,0
75	STS	06.07.2017	2		1	5		1	3	380,9	127,0	95,0	2,9	2,0	0,0	20,0	28,0	7,0
76	ECL	18.07.2017	2		1	6	3	1	3	370,8	123,6	93,4	3,5	3,0	0,0	7,0	11,0	11,0
77	GBS	18.07.2017	2		1	6		0	3	180,5	60,2	94,1	3,5	2,4	0,0	23,0	22,0	18,0
78	LID	18.07.2017	2		1	6			6	295,8	49,3	82,0	15,2	2,8	0,0	8,0	6,0	17,0
79	MCS	18.07.2017	2		1	6			6	129,2	21,5	88,7	7,3	3,9	0,0	8,0	16,0	15,0
80	FRS	19.07.2017	2		1	7		0	3	113,4	37,8	96,0	2,6	1,4	0,0	24,0	41,0	34,0
81	GBS	19.07.2017	2		1	7		0	3	324,1	108,0	92,9	4,2	2,9	0,0	8,0	15,0	10,0
82	MCS	19.07.2017	2		1	7			6	103,9	17,3	85,7	9,7	4,6	0,0	9,0	20,0	33,0
83	NES	19.07.2017	2		1	7	0	2	3	225,3	75,1	94,3	3,2	2,5	0,0	5,0	5,0	6,0
84	NES	16.10.2017	3		1	7	3	0	3	25,6	8,5	90,5	4,4	1,8	3,3	30,0	79,0	77,0
85	NES	16.10.2017	3		1	7	3	0	3	22,1	7,4	82,3	7,1	6,4	4,2	13,0	15,0	19,0

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
86	NIB	16.10.2017	3		1	7	4	0	3,75	389,1	103,8	86,1	7,0	3,9	3,1	19,0	40,0	59,0
87	RBS	16.10.2017	3		1	7	4	4	3,25	257,6	79,3	87,1	7,1	3,3	2,5	18,0	66,0	73,0
88	BRS	17.10.2017	3		1	8			3	444,3	148,1	68,3	10,0	18,6	3,1	16,0	6,0	5,0
89	ECL	17.10.2017	3		1	8	3	1	3	464,6	154,9	91,8	5,5	2,5	0,2	14,0	15,0	19,0
90	FRS	17.10.2017	3		1	8		6	3	107,4	35,8	93,3	4,1	2,1	0,5	28,0	84,0	87,0
91	GBS	17.10.2017	3		1	8		0	3	135,4	45,1	85,7	5,4	7,3	1,6	16,0	30,0	12,0
92	STS	17.10.2017	3		1	8		6	3	77,7	25,9	84,2	9,3	3,8	2,7	15,0	9,0	16,0
93	LID	18.10.2017	3		1	9			3	546,5	182,2	64,1	33,6	1,3	1,0	5,0	7,0	45,0
94	MCS	18.10.2017	3		1	9			3	69,6	23,2	67,8	13,6	11,7	7,0	15,0	17,0	45,0
95	MCS	26.10.2017	3		1	4			3	30,2	10,1	72,2	11,4	8,2	8,2	18,0	41,0	86,0
96	NES	26.10.2017	3		1	4	1	0	3	41,1	13,7	84,7	11,9	2,7	0,6	34,0	27,0	36,0
97	STS	26.10.2017	3		1	4		1	3	166,5	55,5	71,7	15,3	11,7	1,2	7,0	3,0	2,0
98	MCS	30.10.2017	3		1	2			3	46,6	15,5	69,0	13,4	11,6	6,0	8,0	19,0	20,0
99	NIB	30.10.2017	3		1	2	4	0	3	197,4	65,8	79,9	12,3	7,0	0,8	16,0	35,0	27,0
100	GBS	03.11.2017	3		1	6		0	3	63,9	21,3	81,1	5,7	11,9	1,2	17,0	24,0	13,0
101	NES	03.11.2017	3		1	6	0	1	6	189,7	31,6	94,1	4,1	1,8	0,0	17,0	29,0	12,0
102	NIB	07.11.2017	3		1	2	0	1	2	121,2	60,6	89,5	6,9	3,6	0,0			
103	BRS	07.12.2017	4		1	3		3	3	207,8	69,3	68,5	14,3	16,6	0,6	5,0	3,3	4,2
104	FRS	07.12.2017	4		1	3		1	3	96,9	32,3	91,4	4,3	3,9	0,5	12,5	19,0	13,0
105	GBS	07.12.2017	4		1	3		0	3	119,0	39,7	90,0	4,6	2,5	2,9	9,0	9,0	16,0
106	NIB	07.12.2017	4		1	3	0	0	3	155,8	51,9	88,4	5,9	4,3	1,5	12,5	22,5	37,5
107	RBS	07.12.2017	4		1	3	0	0	3	51,7	17,2	68,9	15,2	6,9	9,0	22,0	53,7	63,6

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
108	STS	07.12.2017	4		1	3		1	3	76,4	25,5	86,5	9,6	3,5	0,4	12,3	9,2	12,6
109	ECL	09.01.2018	4		1	3	3	1	3	363,0	121,0	74,7	15,0	9,1	1,2	9,4	3,5	4,1
110	NES	09.01.2018	4		1	3	4	1	2	81,3	40,7	92,8	5,2	1,9	0,1	15,3	22,0	35,0
111	NES	09.01.2018	4		1	3	4	1	2	86,9	43,5	89,8	7,0	3,1	0,1	7,9	10,0	12,0
112	FRS	29.01.2018	4		1	4		5	3	61,7	20,6	79,0	7,4	8,4	5,2		61,8	66,3
113	LID	29.01.2018	4		1	4			3	129,1	43,0	40,6	47,3	11,5	0,6	7,2	4,0	8,0
114	MCS	29.01.2018	4		1	4			5	37,0	7,4	61,7	18,7	14,9	4,8	10,8	13,0	16,0
115	RBS	29.01.2018	4		1	4	4	4	3	204,1	68,0	80,0	9,5	4,0	6,4	20,7	62,4	70,8
116	STS	29.01.2018	4		1	4		5	3	251,9	84,0	70,7	12,2	16,6	0,5	5,7	4,6	1,5
117	BRS	30.01.2018	4		1	5		1	3	80,0	26,7	79,1	8,5	10,9	1,5	6,0	5,3	5,4
118	ECL	30.01.2018	4		1	5	3	1	2,5	120,0	48,0	60,8	19,8	16,5	2,9	11,3	5,8	7,3
119	NES	30.01.2018	4		1	5	4	1	4	42,4	10,6	78,0	9,9	6,1	6,0	11,0	17,0	23,7
120	NIB	30.01.2018	4		1	5	0	1	4	209,6	52,4	76,2	12,2	8,7	2,9	8,7	28,8	34,3
121	FRS	05.02.2018	4		1	2		5	3	127,2	42,4	79,9	11,6	7,5	1,0		11,5	12,3
122	LID	05.02.2018	4		1	2			3	188,2	62,7	40,7	53,8	4,1	1,4	5,3	2,0	10,2
123	MCS	05.02.2018	4		1	2			4	24,8	6,2	73,8	11,9	12,5	1,8	8,6	12,1	17,5
124	RBS	05.02.2018	4		1	2	4	4	3	142,9	47,6	79,8	10,8	6,0	3,4	15,3	46,0	45,9
125	STS	05.02.2018	4		1	2		5	3	204,2	68,1	92,0	4,9	2,9	0,3	5,6	7,7	8,8
126	BRS	06.02.2018	4		1	3		1	3	120,0	40,0	81,4	7,2	8,5	3,0	9,1	10,5	7,3
127	ECL	06.02.2018	4		1	3	3	1	3	198,1	66,0	70,2	16,5	9,4	3,9	10,9	5,3	5,4
128	GBS	06.02.2018	4		1	2		0	3	116,1	38,7	74,2	10,1	11,8	3,9	17,3	22,6	24,1
129	NES	06.02.2018	4		1	3	4	1	4	26,0	6,5	91,0	4,2	4,6	0,3	15,5	18,9	25,2

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
130	NIB	06.02.2018	4		1	3	0	1	3	384,9	128,3	97,9	1,5	0,5	0,1	4,6	14,4	14,6
131	FRS	13.02.2018	4		1	2		6	3	79,1	26,4	85,9	4,7	4,4	5,0		27,3	40,2
132	LID	13.02.2018	4		1	2			3	169,0	56,3	50,2	32,1	15,9	1,8	7,7	2,9	7,0
133	MCS	13.02.2018	4		1	2			4	25,5	6,4	73,5	15,7	6,8	4,0	9,1	11,7	39,2
134	RBS	13.02.2018	4		1	2	5	5	3	118,3	39,4	85,6	6,9	4,7	2,8	16,4	60,1	41,0
135	BRS	19.02.2018	4		1	4		0	3	185,6	61,9	68,1	11,8	17,8	2,3	6,8	4,7	5,6
136	FRS	19.02.2018	4		1	4		5	3	85,5	28,5	80,9	11,8	5,9	1,3		32,7	48,8
137	GBS	19.02.2018	4		1	4		0	4	152,5	38,1	75,3	10,3	10,0	4,4	18,2	27,2	25,1
138	MCS	19.02.2018	4		1	4			6	61,2	10,2	50,0	29,0	19,3	1,7	14,0	6,1	5,7
139	NES	19.02.2018	4		1	4	3	0	6	63,7	10,6	83,6	10,0	5,9	0,6	19,9	18,7	17,5
140	MCS	23.02.2018	4		1	8			5	46,4	9,3	72,9	16,8	6,8	3,4	14,6	7,8	22,2
141	NES	23.02.2018	4		1	8	0	1	4	127,7	31,9	95,7	2,3	1,8	0,2	9,1	44,8	39,9
142	FRS	28.02.2018	4		1	13		0	1	27,2	27,2	67,9	11,5	20,3	0,4	24,8	34,7	10,3
143	MCS	28.02.2018	4		1	13			6	80,5	13,4	69,9	12,3	11,2	6,6	12,7	14,8	20,8
144	ECL	10.04.2018	1	A	1	5	3	1	0,5	188,0	375,9	86,1	6,7	4,7	2,5	11,3	11,0	15,5
145	ECL	10.04.2018	1	B	1	5	3	1	0,5	72,7	145,5	85,0	8,1	6,1	0,8	9,6	3,9	9,8
146	ECL	10.04.2018	1	C	4	5	3	1	0,5	69,8	139,6	95,1	4,7	0,2	0,0	3,6	1,3	
147	FRS	10.04.2018	1	A	1	5		6	0,5	30,0	60,0	88,6	5,9	5,3	0,2	12,3	12,8	8,4
148	FRS	10.04.2018	1	B	1	5		6	0,5	27,0	54,0	84,7	6,4	8,1	0,8	14,6	27,9	20,5
149	FRS	10.04.2018	1	C	4	5		6	0,5	17,2	34,5	95,9	3,6	0,5	0,0	15,3	50,5	99,4
150	NES	10.04.2018	1	A	1	5	4	1	0,5	29,1	58,1	98,7	1,1	0,7	0,7	10,1	20,9	74,2
151	NES	10.04.2018	1	B	1	5	4	1	0,5	16,0	31,9	98,5	0,8	0,6	0,1	15,2	17,4	22,2

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
152	NES	10.04.2018	1	C	4	5	4	1	0,5	1,1	2,2	85,3	14,7	0,0	0,0	8,7	1,6	2,0
153	STS	10.04.2018	1	A	1	5		6	0,5	3,2	6,4	83,7	15,7	0,6	0,0	17,5	4,2	88,0
154	STS	10.04.2018	1	B	1	5		6	0,5	22,2	44,4	73,6	19,4	5,7	1,3	9,8	9,1	29,3
155	STS	10.04.2018	1	C	4	5		6	0,5	2,7	5,3	78,6	9,6	11,8	0,0	6,9	0,8	0,4
156	BRS	11.04.2018	1	A	1	1		2	0,5	20,8	41,6	90,2	4,8	5,0	0,0	7,8	7,0	2,3
157	BRS	11.04.2018	1	B	1	1		2	0,5	28,6	57,2	84,6	7,3	5,1	3,1	9,5	3,2	1,8
158	BRS	11.04.2018	1	C	4	1		2	0,5	42,5	85,0	93,4	4,9	1,6	0,0	6,3	2,6	1,7
159	GBS	11.04.2018	1	A	1	1		0	0,5	9,4	18,8	36,0	55,4	2,4	6,2	11,8	22,8	1,2
160	GBS	11.04.2018	1	B	1	1		0	0,5	9,2	18,5	95,6	1,9	0,2	2,0	12,2	26,3	90,6
161	GBS	11.04.2018	1	C	4	1		0	0,5	6,4	12,9	98,7	1,3	0,0	0,0	7,2	2,2	
162	LID	16.04.2018	1	A	1	3			0,5	38,7	77,5	63,3	32,1	1,7	2,9	10,6	4,6	59,7
163	LID	16.04.2018	1	B	1	3			0,5	30,5	61,0	58,1	28,5	11,7	1,7	9,7	6,9	8,6
164	LID	16.04.2018	1	C	4	3			0,5	9,6	19,1	47,1	38,5	13,0	1,4	9,0	40,2	5,1
165	MCS	16.04.2018	1	A	1	3			0,5	2,3	4,7	95,2	2,9	0,7	1,2	11,0	15,1	99,3
166	MCS	16.04.2018	1	B	1	3			0,5	4,1	8,3	74,5	4,5	1,0	20,0	13,4	24,0	80,1
167	MCS	16.04.2018	1	C	4	3			0,5	13,4	26,9	78,8	15,0	6,2	0,0	6,4	2,8	1,5
168	NIB	16.04.2018	1	A	1	3	4	0	0,5	93,3	186,5	95,7	3,0	1,1	0,1	4,7	6,4	24,6
169	NIB	16.04.2018	1	B	1	3	4	0	0,5	47,9	95,8	97,7	1,7	0,6	0,0	5,2	71,1	16,8
170	RBS	16.04.2018	1	A	1	3	4	4	0,5	55,6	111,2	96,1	2,8	0,8	0,3	5,9	19,5	66,8
171	RBS	16.04.2018	1	B	1	3	4	4	0,5	114,3	228,6	97,5	1,6	0,4	0,5	13,8	37,6	26,3
172	BRS	24.04.2018	1	A	1	11		1	0,5	30,5	61,0	82,9	5,0	2,6	9,6	9,4	10,3	17,3
173	BRS	24.04.2018	1	B	1	11		1	0,5	23,8	47,6	81,9	4,1	2,1	11,8	7,0	9,4	9,9

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
174	BRS	24.04.2018	1	C	4	11		1	0,5	44,4	88,7	55,2	4,2	3,8	0,0	2,5	1,7	1,4
175	ECL	24.04.2018	1	A	1	11	3	1	0,5	92,1	184,2	95,3	3,1	1,4	0,3	13,2	59,4	35,8
176	ECL	24.04.2018	1	B	1	11	3	1	0,5	44,9	89,8	86,7	6,4	2,9	2,8	45,4	7,4	17,4
177	ECL	24.04.2018	1	C	4	11	3	1	0,5	21,4	42,7	78,7	10,4	9,4	1,2	3,8	2,8	7,2
178	FRS	24.04.2018	1	A	1	11		6	0,5	90,1	180,3	79,7	9,9	10,4	0,0	11,7	70,6	55,7
179	FRS	24.04.2018	1	B	1	11		6	0,5	19,8	39,6	51,9	17,8	29,0	1,3	23,5	68,8	62,7
180	FRS	24.04.2018	1	C	4	11		6	0,5	25,9	51,8	90,9	6,0	2,2	0,9	55,4	59,1	54,3
181	GBS	24.04.2018	1	A	1	11		0	0,5	33,0	66,0	71,1	9,5	15,6	3,7	17,8	16,3	6,3
182	GBS	24.04.2018	1	B	1	11		0	0,5	24,5	49,0	61,2	2,6	9,0	27,1	25,9	50,0	9,9
183	GBS	24.04.2018	1	C	4	11		0	0,5	28,8	57,7	99,4	0,3	0,0	0,3	11,1		
184	LID	24.04.2018	1	A	1	11			0,5	18,8	37,5	73,2	21,9	1,7	4,0	28,1	11,9	92,0
185	LID	24.04.2018	1	B	1	11			0,5	26,8	53,6	62,0	22,9	10,8	0,9	7,9	4,7	6,2
186	LID	24.04.2018	1	C	4	11			0,5	34,2	68,4	69,8	21,9	10,0	0,0	8,3	5,7	11,9
187	MCS	24.04.2018	1	A	1	11			0,5	9,4	18,7	84,5	11,2	3,6	0,4	10,3	15,5	86,5
188	MCS	24.04.2018	1	B	1	11			0,5	27,6	55,1	67,8	16,3	18,0	4,7	23,5	48,9	93,4
189	MCS	24.04.2018	1	C	4	11			0,5	5,4	10,8	77,0	19,3	0,6	0,0	4,2	2,3	90,0
190	NES	24.04.2018	1	A	1	11	4	1	0,5	38,6	77,2	97,7	1,1	0,9	0,3	17,7	40,2	53,9
191	NES	24.04.2018	1	B	1	11	4	1	0,5	72,7	145,3	93,1	2,5	3,6	0,7	17,9	55,9	53,4
192	NES	24.04.2018	1	C	4	11	4	1	0,5	0,4	0,8							
193	NIB	24.04.2018	1	A	1	11	0	1	0,5	199,0	397,9	90,8	4,4	3,3	1,6	18,4	15,3	17,9
194	NIB	24.04.2018	1	B	1	11	0	1	0,5	325,3	650,6	91,4	3,8	3,4	1,3	12,8	28,6	13,7
195	RBS	24.04.2018	1	A	1	11	5	5	0,5	88,5	176,9	86,2	8,1	3,3	2,4	16,3	62,0	68,4

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
196	RBS	24.04.2018	1	B	1	11	5	5	0,5	56,6	113,3	87,5	6,5	4,2	1,8	22,1	70,2	77,8
197	STS	24.04.2018	1	A	1	11		6	0,5	10,7	21,4	82,3	13,7	4,0	0,0	21,3	7,6	4,9
198	STS	24.04.2018	1	B	1	11		6	0,5	33,0	65,9	88,1	7,7	3,6	0,6	14,4	7,5	8,6
199	STS	24.04.2018	1	C	4	11		6	0,5	2,0	3,9	94,4	5,6	0,0	0,0	10,9	5,4	
200	BRS	08.05.2018	1	AA	3	25		1	0,25	7,2	28,8	82,8	6,4	9,6	0,0	5,1	2,0	60,0
201	BRS	08.05.2018	1	AR	2	25		1	0,25	15,1	60,4	94,4	2,6	2,6	0,1	15,0	51,0	24,1
202	BRS	08.05.2018	1	A	1	25		1	0,5	22,3	44,6	91,2	3,9	4,9	0,1	12,1	24,8	47,0
203	BRS	08.05.2018	1	BA	3	25		1	0,25	9,9	39,4	54,9	4,3	15,3	27,3	7,5	18,9	8,9
204	BRS	08.05.2018	1	BR	2	25		1	0,25	4,4	17,6	81,4	4,5	13,9	0,0	10,8	14,3	10,6
205	BRS	08.05.2018	1	B	1	25		1	0,5	14,3	28,5	72,9	4,4	14,3	8,4	10,0	15,7	10,0
206	BRS	08.05.2018	1	C	4	25		1	0,5	13,6	27,3	85,8	12,4	2,1	0,0	3,8	2,5	1,3
207	ECL	08.05.2018	1	AA	3	25	3	1	0,25	6,8	27,3	96,5	3,5	0,0	0,0	8,0	19,0	29,4
208	ECL	08.05.2018	1	AR	2	25	3	1	0,25	31,0	123,9	88,3	6,4	4,1	1,1	31,1	43,6	27,6
209	ECL	08.05.2018	1	A	1	25	3	1	0,5	37,8	75,6	89,8	5,9	3,4	0,9	26,7	41,0	27,6
210	ECL	08.05.2018	1	BA	3	25	3	1	0,25	30,6	122,4	72,9	16,0	10,0	1,4	43,1	24,2	18,1
211	ECL	08.05.2018	1	BR	2	25	3	1	0,25	45,3	181,0	79,2	11,4	7,3	2,0	49,7	40,5	59,5
212	ECL	08.05.2018	1	B	1	25	3	1	0,5	75,9	151,7	76,6	13,2	8,4	1,8	47,2	32,6	39,7
213	ECL	08.05.2018	1	C	4	25	3	1	0,5	12,3	24,6	85,6	2,8	2,0	0,0	4,0	11,1	0,2
214	FRS	08.05.2018	1	AA	3	25		6	0,25	19,3	77,4	65,0	18,0	12,6	4,4	61,7	78,6	85,0
215	FRS	08.05.2018	1	AR	2	25		6	0,25	40,1	160,2	41,9	38,0	16,8	25,5	72,9	84,4	88,7
216	FRS	08.05.2018	1	A	1	25		6	0,5	59,4	118,8	43,0	27,4	13,4	16,2	68,1	83,3	87,7
217	FRS	08.05.2018	1	BA	3	25		6	0,25	7,8	31,2	46,1	26,2	25,7	2,4	54,6	75,8	16,4

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
218	FRS	08.05.2018	1	BR	2	25		6	0,25	26,4	105,5	83,9	15,3	0,0	0,8	87,5	87,2	87,0
219	FRS	08.05.2018	1	B	1	25		6	0,5	34,2	68,4	52,8	24,1	20,9	2,1	64,2	77,1	16,4
220	FRS	08.05.2018	1	C	4	25		6	0,5	35,5	71,1	88,9	7,3	3,2	1,0	60,3	92,0	68,4
221	GBS	08.05.2018	1	A	1	25		0	0,5	16,3	32,6	63,5	6,0	2,8	28,8	17,1	38,6	8,4
222	GBS	08.05.2018	1	B	1	25		0	0,5	15,5	31,0	83,4	6,7	9,2	1,4	26,4	64,8	11,7
223	GBS	08.05.2018	1	C	4	25		0	0,5	6,2	12,3	95,9	5,0	0,0	0,0	9,1	4,9	
224	LID	08.05.2018	1	A	1	25			0,5	17,0	34,1	81,4	11,0	6,8	1,4	18,7	20,1	78,4
225	LID	08.05.2018	1	B	1	25			0,5	17,4	34,8	70,2	21,7	5,5	2,4	20,4	10,2	37,6
226	LID	08.05.2018	1	C	4	25			0,5	34,1	68,2	50,4	32,2	17,7	0,0	7,8	3,7	8,4
227	MCS	08.05.2018	1	AA	3	25			0,25	2,9	11,5	82,1	13,4	2,8	0,0	12,0	21,8	83,8
228	MCS	08.05.2018	1	AR	2	25			0,25	12,4	49,6	81,9	12,6	6,1	0,0	10,6	11,4	6,7
229	MCS	08.05.2018	1	A	1	25			0,5	15,3	30,5	81,8	12,7	5,4	0,0	10,9	13,5	14,1
230	MCS	08.05.2018	1	BA	3	25			0,25	1,4	5,6	80,0	10,7	10,7	0,0	11,0	20,7	0,7
231	MCS	08.05.2018	1	BR	2	25			0,25	1,1	4,5	60,5	14,9	24,6	0,0	24,7	19,4	3,3
232	MCS	08.05.2018	1	B	1	25			0,5	2,5	5,1	70,7	12,5	16,8	0,0	16,2	20,0	2,4
233	MCS	08.05.2018	1	C	4	25			0,5	4,4	8,9	63,3	27,8	8,1	0,0	51,3	2,2	0,5
234	NES	08.05.2018	1	A	1	25	4	1	0,5	7,2	14,3	93,5	2,1	4,4	0,0	44,6	79,5	23,2
235	NES	08.05.2018	1	B	1	25	4	1	0,5	25,8	51,6	85,3	9,2	5,2	0,3	36,6	82,7	74,3
236	NES	08.05.2018	1	C	4	25	4	1	0,5	0,4	0,7							
237	NIB	08.05.2018	1	AA	3	25	0	1	0,25	67,0	268,0	95,1	3,7	1,1	0,0	6,4	12,2	10,4
238	NIB	08.05.2018	1	AR	2	25	0	1	0,25	95,2	380,6	91,4	4,5	3,5	0,6	19,0	72,9	70,9
239	NIB	08.05.2018	1	A	1	25	0	1	0,5	162,2	324,3	92,9	4,2	2,5	0,3	13,7	50,6	59,6

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
240	NIB	08.05.2018	1	BA	3	25	0	1	0,25	45,1	180,3	97,4	1,8	0,8	0,0	12,0	34,7	31,6
241	NIB	08.05.2018	1	BR	2	25	0	1	0,25	71,0	284,0	75,8	13,3	6,7	4,3	58,2	89,0	83,4
242	NIB	08.05.2018	1	B	1	25	0	1	0,5	116,1	232,2	84,2	8,8	4,4	2,6	37,3	84,6	79,8
243	RBS	08.05.2018	1	AA	3	25	5	5	0,25	4,4	17,7	98,2	1,8	0,2	0,0	6,8	23,6	
244	RBS	08.05.2018	1	AR	2	25	5	5	0,25	7,0	28,1	96,6	2,7	0,1	0,1	15,3	51,1	
245	RBS	08.05.2018	1	A	1	25	5	5	0,5	11,5	22,9	97,4	2,4	0,2	0,1	12,0	43,0	
246	RBS	08.05.2018	1	BA	3	25	5	5	0,25	10,2	41,0	96,7	4,5	0,0	0,0	6,4	6,4	
247	RBS	08.05.2018	1	BR	2	25	5	5	0,25	6,5	25,8	98,0	2,2	0,2	0,0	14,7	51,0	52,9
248	RBS	08.05.2018	1	B	1	25	5	5	0,5	16,7	33,4	96,4	3,6	0,1	0,0	9,6	16,8	52,9
249	STS	08.05.2018	1	AA	3	25		6	0,25	0,7	2,8	42,2	6,3	8,6	0,0	14,5	13,4	91,3
250	STS	08.05.2018	1	AR	2	25		6	0,25	3,0	11,9	87,5	9,4	3,0	0,0	9,8	23,9	1,5
251	STS	08.05.2018	1	A	1	25		6	0,5	3,7	7,3	84,9	9,7	5,4	0,0	10,6	21,6	50,9
252	STS	08.05.2018	1	BA	3	25		6	0,25	1,3	5,1	80,0	20,0	0,0	0,0	14,5	0,8	
253	STS	08.05.2018	1	BR	2	25		6	0,25	10,0	39,9	86,2	8,0	2,4	3,1	9,1	29,4	29,3
254	STS	08.05.2018	1	B	1	25		6	0,5	11,3	22,5	85,8	9,3	2,1	2,8	9,7	22,5	29,3
255	STS	08.05.2018	1	C	4	25		6	0,5	1,3	2,6	65,5	26,8	7,7	0,0	9,7	2,1	1,2
256	BRS	29.05.2018	1	AA	3	7		1	0,25	14,4	57,5	80,0	4,4	9,3	6,2	3,9	4,2	4,9
257	BRS	29.05.2018	1	AR	2	7		1	0,25	12,1	48,5	95,7	1,7	1,3	1,2	6,6	29,2	26,6
258	BRS	29.05.2018	1	A	1	7		1	0,5	26,5	53,0	87,2	3,2	5,7	3,9	5,3	10,5	7,2
259	BRS	29.05.2018	1	BA	3	7		1	0,25	16,7	66,8	86,4	7,0	6,5	0,0	3,0	4,4	9,2
260	BRS	29.05.2018	1	BR	2	7		1	0,25	10,1	40,4	94,0	3,0	3,0	0,0	4,1	6,0	3,9
261	BRS	29.05.2018	1	B	1	7		1	0,5	26,8	53,6	89,4	5,5	5,1	0,0	3,5	4,7	8,0

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
262	BRS	29.05.2018	1	C	4	7		1	0,5	30,7	61,4	91,3	4,2	4,6	0,0	2,5	1,2	16,2
263	ECL	29.05.2018	1	AA	3	7	3	1	0,25	22,5	89,8	98,8	0,4	0,0	0,0	2,9		
264	ECL	29.05.2018	1	AR	2	7	3	1	0,25	281,8	1127,2	90,4	5,4	3,3	0,9	5,8	4,2	1,7
265	ECL	29.05.2018	1	A	1	7	3	1	0,5	304,3	608,5	91,1	5,0	3,0	0,9	5,5		1,7
266	ECL	29.05.2018	1	BA	3	7	3	1	0,25	40,6	162,4	96,0	2,4	1,7	0,0	3,3	5,7	1,8
267	ECL	29.05.2018	1	BR	2	7	3	1	0,25	2,1	8,2	91,2	8,8	0,0	0,0	6,4	4,7	
268	ECL	29.05.2018	1	B	1	7	3	1	0,5	42,7	85,3	95,6	2,7	1,6	0,0	3,4	5,5	1,8
269	ECL	29.05.2018	1	C	4	7	3	1	0,5	15,8	31,6	98,9	0,6	0,4	0,0	38,2	10,7	
270	FRS	29.05.2018	1	AA	3	7		6	0,25	10,8	43,2	85,4	7,2	7,1	0,3	25,8	80,9	91,6
271	FRS	29.05.2018	1	AR	2	7		6	0,25	15,9	63,6	74,8	7,2	16,5	1,6	27,0	14,4	86,0
272	FRS	29.05.2018	1	A	1	7		6	0,5	26,7	53,4	79,1	7,2	12,7	1,0	26,5	41,6	87,3
273	FRS	29.05.2018	1	BA	3	7		6	0,25	16,2	64,6	52,6	43,1	4,1	0,2	27,6	75,5	43,8
274	FRS	29.05.2018	1	BR	2	7		6	0,25	8,4	33,4	70,9	14,7	9,1	5,4	43,5	87,7	91,8
275	FRS	29.05.2018	1	B	1	7		6	0,5	24,5	49,0	57,1	36,1	5,4	1,4	32,5	76,7	63,9
276	FRS	29.05.2018	1	C	4	7		6	0,5	24,8	49,6	86,7	7,1	6,2	0,0	21,2	75,1	0,6
277	GBS	29.05.2018	1	A	1	7		0	0,5	10,1	20,1	61,7	6,1	10,7	21,5	13,7	6,8	2,1
278	GBS	29.05.2018	1	B	1	7		0	0,25	10,5	42,0	95,9	2,7	0,9	0,6	11,6	35,8	84,4
279	GBS	29.05.2018	1	C	4	7		0	0,5	4,6	9,2	69,9	0,2	29,8	0,2	8,5	22,7	26,8
280	LID	29.05.2018	1	A	1	7			0,5	14,0	28,0	66,4	28,6	3,5	1,6	9,2	7,6	88,7
281	LID	29.05.2018	1	B	1	7			0,5	11,7	23,4	97,2	2,2	0,4	0,2	10,9	17,5	31,1
282	LID	29.05.2018	1	C	4	7			0,5	21,1	42,2	65,9	17,8	15,7	0,6	8,0	3,6	27,5
283	MCS	29.05.2018	1	AA	3	7			0,25	6,1	24,4	91,5	8,5	0,0	0,0	7,1	5,6	

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
284	MCS	29.05.2018	1	AR	2	7			0,25	3,8	15,3	78,2	13,1	8,7	0,0	8,4	13,2	5,6
285	MCS	29.05.2018	1	A	1	7			0,5	9,9	19,8	84,9	10,8	4,3	0,0	7,7	10,2	5,6
286	MCS	29.05.2018	1	BA	3	7			0,25	1,4	5,7	90,7	2,1	7,1	0,0	8,2	0,4	0,9
287	MCS	29.05.2018	1	BR	2	7			0,25	10,7	42,6	89,0	5,8	5,0	0,2	8,8	16,2	17,5
288	MCS	29.05.2018	1	B	1	7			0,5	12,1	24,1	89,2	5,3	5,3	0,2	8,7	15,5	14,9
289	MCS	29.05.2018	1	C	4	7			0,5	18,5	37,0	94,7	5,3	0,0	0,0	11,8	5,0	
290	NES	29.05.2018	1	A	1	7	4	1	0,5	8,6	17,2	96,8	1,3	1,3	0,6	19,9	58,3	90,1
291	NES	29.05.2018	1	B	1	7	4	1	0,5	39,4	78,9	94,3	2,2	2,2	1,3	23,2	71,3	88,2
292	NES	29.05.2018	1	C	4	7	4	1	0,5	0,1	0,1							
293	NIB	29.05.2018	1	AA	3	7	0	1	0,25	107,8	431,3	96,3	3,0	0,6	0,1	3,4	18,8	24,4
294	NIB	29.05.2018	1	AR	2	7	0	1	0,25	147,2	588,7	82,6	8,0	6,4	3,0	15,0	58,3	75,4
295	NIB	29.05.2018	1	A	1	7	0	1	0,5	255,0	510,0	88,3	5,9	3,9	1,8	9,7	49,8	72,4
296	NIB	29.05.2018	1	BA	3	7	0	1	0,25	90,0	359,9	96,0	2,6	0,9	0,4	4,1	19,0	63,8
297	NIB	29.05.2018	1	BR	2	7	0	1	0,25	531,7	2126,8	95,9	2,3	1,2	0,7	7,8	26,6	44,9
298	NIB	29.05.2018	1	B	1	7	0	1	0,5	621,7	1243,4	95,9	2,3	1,1	0,7	7,3	25,4	47,2
299	RBS	29.05.2018	1	AA	3	7	5	5	0,25	28,5	113,9	97,1	1,5	1,1	0,5	6,0	6,8	20,0
300	RBS	29.05.2018	1	AR	2	7	5	5	0,25	42,1	168,4	97,4	1,9	0,7	0,0	11,8	19,6	96,9
301	RBS	29.05.2018	1	A	1	7	5	5	0,5	70,6	141,1	97,1	1,7	0,9	0,3	8,3	12,8	43,7
302	RBS	29.05.2018	1	BA	3	7	5	5	0,25	42,2	168,8	94,7	2,9	0,0	2,4	8,4	3,9	
303	RBS	29.05.2018	1	BR	2	7	5	5	0,25	62,2	249,0	98,3	1,4	0,3	0,0	13,1	24,7	43,2
304	RBS	29.05.2018	1	B	1	7	5	5	0,5	104,5	208,9	96,8	2,0	0,2	1,0	11,2	12,5	43,2
305	STS	29.05.2018	1	AA	3	7		6	0,25	4,2	16,8	73,4	14,7	10,4	1,4	14,0	7,6	12,2

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
306	STS	29.05.2018	1	AR	2	7		6	0,25	23,9	95,7	79,2	4,2	16,4	0,3	27,2	4,1	3,7
307	STS	29.05.2018	1	A	1	7		6	0,5	28,1	56,2	78,5	5,5	15,6	0,4	25,6	5,3	4,4
308	STS	29.05.2018	1	BA	3	7		6	0,25	7,9	31,6	63,2	25,3	10,8	0,8	13,0	2,6	4,8
309	STS	29.05.2018	1	BR	2	7		6	0,25	27,8	111,2	88,5	7,4	2,9	1,2	18,3	11,2	26,5
310	STS	29.05.2018	1	B	1	7		6	0,5	35,7	71,4	82,9	11,4	4,7	1,1	17,4	7,0	15,4
311	STS	29.05.2018	1	C	4	7		6	0,5	2,6	5,1	50,7	47,3	2,0	0,0	8,5	1,1	0,4
312	BRS	06.06.2018	1	AA	3	6		2	0,25	13,7	54,7	81,9	81,6	9,7	2,3	7,2	3,2	2,4
313	BRS	06.06.2018	1	AR	2	6		2	0,25	29,6	118,3	92,3	2,9	3,8	0,8	8,1	12,5	4,2
314	BRS	06.06.2018	1	A	1	6		2	0,5	43,3	86,5	71,9	22,4	4,5	1,1	7,8	3,9	3,2
315	BRS	06.06.2018	1	BA	3	6		2	0,25	19,0	75,8	72,5	4,0	5,6	17,3	4,7	6,8	5,6
316	BRS	06.06.2018	1	BR	2	6		2	0,25	15,9	63,6	53,5	2,0	4,6	39,6	4,4	4,8	1,1
317	BRS	06.06.2018	1	B	1	6		2	0,5	34,9	69,7	64,1	3,1	5,2	27,6	4,6	6,2	3,8
318	BRS	06.06.2018	1	C	4	6		2	0,5	17,0	34,0	91,3	3,3	5,4	0,1	3,4	2,8	1,7
319	ECL	06.06.2018	1	AA	3	6	4	2	0,25	18,8	75,2	82,3	0,6	0,7	0,1	3,3	20,2	3,1
320	ECL	06.06.2018	1	AR	2	6	4	2	0,25	132,5	530,2	90,5	4,5	2,5	2,5	8,3	10,2	12,0
321	ECL	06.06.2018	1	A	1	6	4	2	0,5	151,3	302,7	91,3	4,1	2,3	2,3	7,7	10,4	11,6
322	ECL	06.06.2018	1	BA	3	6	4	2	0,25	11,4	45,7	97,7	1,3	0,1	0,0	3,7	2,9	
323	ECL	06.06.2018	1	BR	2	6	4	2	0,25	21,3	85,1	86,7	4,6	4,1	4,4	22,1	27,7	37,7
324	ECL	06.06.2018	1	B	1	6	4	2	0,5	32,7	65,4	90,9	3,5	2,7	2,9	15,2	24,4	37,7
325	ECL	06.06.2018	1	C	4	6	4	2	0,5	9,3	18,6	96,0	2,2	1,1	0,5	4,0	15,4	96,0
326	FRS	06.06.2018	1	AA	3	6		6	0,25	9,4	37,6	79,4	34,1	42,5	41,9	41,9	85,9	92,9
327	FRS	06.06.2018	1	AR	2	6		0	0,25	19,8	79,1	39,2	9,6	41,7	5,1	66,5	89,3	92,6

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
328	FRS	06.06.2018	1	A	1	6		0	0,5	29,2	58,4	40,6	13,6	32,7	13,1	54,5	87,2	92,7
329	FRS	06.06.2018	1	BA	3	6		0	0,25	8,8	35,2	82,2	7,2	10,6	0,0	15,2	71,1	71,1
330	FRS	06.06.2018	1	BR	2	6		0	0,25	18,3	73,2	40,3	17,3	21,5	21,3	62,4	75,1	73,2
331	FRS	06.06.2018	1	B	1	6		0	0,5	27,1	54,2	53,6	14,0	18,0	14,4	39,2	74,4	72,8
332	FRS	06.06.2018	1	C	4	6		0	0,5	26,3	52,5	81,6	7,3	11,1	0,0	23,2	83,1	95,4
333	GBS	06.06.2018	1	A	1	6		0	0,5	11,0	22,1	80,3	4,0	2,7	13,0	15,6	21,5	18,1
334	GBS	06.06.2018	1	B	1	6		0	0,5	19,2	38,4	82,0	3,4	4,6	9,9	13,1	45,0	53,3
335	GBS	06.06.2018	1	C	4	6		0	0,5	5,7	11,5	90,1	8,9	0,5	0,5	8,3	94,2	3,9
336	LID	06.06.2018	1	A	1	6			0,5	14,8	29,7	68,3	24,1	3,5	4,1	13,8	38,2	74,0
337	LID	06.06.2018	1	B	1	6			0,5	15,3	30,6	69,4	19,4	10,3	0,9	15,7	35,4	38,6
338	LID	06.06.2018	1	C	4	6			0,5	29,1	58,2	71,6	19,1	8,7	0,7	8,0	4,7	35,3
339	MCS	06.06.2018	1	AA	3	6			0,25	3,2	12,6	86,2	6,9	5,3	0,0	12,6	31,7	61,7
340	MCS	06.06.2018	1	AR	2	6			0,25	8,5	34,0	78,2	14,6	5,9	1,2	11,5	15,6	20,0
341	MCS	06.06.2018	1	A	1	6			0,5	11,7	23,3	80,8	12,6	5,8	0,9	11,8	18,0	30,6
342	MCS	06.06.2018	1	BA	3	6			0,25	1,2	4,8	96,6	5,1	1,7	0,0	15,1	9,6	
343	MCS	06.06.2018	1	BR	2	6			0,25	4,3	17,2	85,4	8,2	3,1	4,9	14,8	53,1	87,2
344	MCS	06.06.2018	1	B	1	6			0,5	5,5	11,0	86,1	7,4	2,7	3,8	14,9	46,7	75,6
345	MCS	06.06.2018	1	C	4	6			0,5	7,3	14,6	93,7	6,1	0,1	0,1	12,3	3,4	
346	NES	06.06.2018	1	A	1	6	0	2	0,5	11,7	23,4	92,4	3,8	3,3	0,4	18,5	25,9	15,0
347	NES	06.06.2018	1	B	1	6	0	2	0,5	24,0	48,1	91,6	3,4	4,2	0,9	26,6	71,9	91,1
348	NES	06.06.2018	1	C	4	6	0	2	0,5	0,4	0,7	72,2	0,0	2,8	25,0	25,5		
349	NIB	06.06.2018	1	AA	3	6	1	2	0,25	39,2	156,9	91,5	5,3	2,8	0,5	5,0	6,0	21,5

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
350	NIB	06.06.2018	1	AR	2	6	1	2	0,25	58,8	235,1	88,6	3,3	2,3	5,8	9,9	78,9	38,1
351	NIB	06.06.2018	1	A	1	6	1	2	0,5	98,0	196,0	89,8	4,1	2,5	3,6	7,8	39,6	30,5
352	NIB	06.06.2018	1	BA	3	6	1	2	0,25	87,0	347,8	93,0	5,3	1,7	0,0	5,2	8,6	61,4
353	NIB	06.06.2018	1	BR	2	6	1	2	0,25	45,0	180,1	91,0	4,1	3,7	1,2	8,8	25,1	47,7
354	NIB	06.06.2018	1	B	1	6	1	2	0,5	132,0	264,0	91,6	4,5	3,0	0,8	7,5	18,4	50,3
355	RBS	06.06.2018	1	AA	3	6	6	6	0,25	11,5	46,2	95,1	1,8	2,3	0,0	8,8	7,9	98,2
356	RBS	06.06.2018	1	AR	2	6	6	6	0,25	20,0	79,8	97,3	1,7	0,7	0,5	7,1	35,0	71,7
357	RBS	06.06.2018	1	A	1	6	6	6	0,5	31,5	63,0	96,7	1,7	1,3	0,3	7,7	24,5	88,9
358	RBS	06.06.2018	1	BA	3	6	6	6	0,25	23,6	94,3	96,5	2,9	0,6	0,0	7,7	2,8	1,0
359	RBS	06.06.2018	1	BR	2	6	6	6	0,25	31,3	125,0	98,4	1,2	0,2	0,2	8,3	22,0	48,1
360	RBS	06.06.2018	1	B	1	6	6	6	0,5	54,8	109,7	97,6	2,0	0,4	0,1	8,0	9,6	15,1
361	STS	06.06.2018	1	AA	3	6		0	0,25	3,4	13,5	87,8	9,8	0,6	0,0	12,9	2,1	85,6
362	STS	06.06.2018	1	AR	2	6		0	0,25	6,9	27,4	91,8	4,5	1,3	2,3	12,6	23,1	2,2
363	STS	06.06.2018	1	A	1	6		0	0,5	10,2	20,5	91,0	6,3	1,1	1,6	12,7	12,3	17,4
364	STS	06.06.2018	1	BA	3	6		0	0,25	6,3	25,3	76,0	17,5	5,9	1,1	10,1	5,4	6,7
365	STS	06.06.2018	1	BR	2	6		0	0,25	19,1	76,2	80,2	11,0	8,7	0,1	14,9	20,8	73,2
366	STS	06.06.2018	1	B	1	6		0	0,5	25,4	50,8	78,9	12,8	7,9	0,4	13,6	14,9	59,4
367	STS	06.06.2018	1	C	4	6		0	0,5	2,3	4,6	69,3	17,4	11,5	1,8	9,5	0,8	0,8
368	BRS	08.08.2018	2	AA	3	1		2	0,25	10,6	42,6	65,1	21,8	13,1	0,0	3,1	2,1	2,7
369	BRS	08.08.2018	2	AR	2	1		2	0,25	7,9	31,6	69,7	6,7	23,1	0,5	7,4	10,2	3,7
370	BRS	08.08.2018	2	A	1	1		2	0,5	18,6	37,1	67,0	15,4	17,3	0,2	5,0	3,6	3,2
371	ECL	08.08.2018	2	AA	3	1	4	2	0,25	11,8	47,1	94,1	1,7	4,0	0,2	8,0	26,6	12,8

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
372	ECL	08.08.2018	2	AR	2	1	4	2	0,25	81,5	325,9	90,3	3,6	3,8	2,4	15,5	16,8	9,7
373	ECL	08.08.2018	2	A	1	1	4	2	0,5	93,3	186,5	90,7	3,4	3,8	2,1	14,5	17,4	10,1
374	FRS	08.08.2018	2	AA	3	1		0	0,25	9,2	36,6	85,8	1,3	2,4	10,5	14,9	50,3	52,0
375	FRS	08.08.2018	2	AR	2	1		0	0,25	37,4	149,6	35,5	7,0	8,0	49,5	39,6	87,5	90,1
376	FRS	08.08.2018	2	A	1	1		0	0,5	46,6	93,1	46,2	5,8	6,8	41,2	29,9	85,8	87,3
377	GBS	08.08.2018	2	A	1	1		0	0,5	7,3	14,5	77,5	6,5	7,6	8,4	15,9	33,3	22,7
378	LID	08.08.2018	2	A	1	1			0,5	12,9	25,8	71,7	17,9	3,8	6,6	13,5	15,8	76,0
379	MCS	08.08.2018	2	AA	3	1			0,25	4,9	19,4	45,9	17,3	20,3	16,5	22,0	28,4	82,1
380	MCS	08.08.2018	2	AR	2	1			0,25	12,5	49,9	28,6	15,4	13,3	42,7	23,6	23,9	45,0
381	MCS	08.08.2018	2	A	1	1			0,5	17,3	34,7	33,4	15,9	15,2	35,5	23,0	25,3	58,7
382	NES	08.08.2018	2	A	1	1	0	2	0,5	12,0	24,0	85,3	6,0	5,7	3,1	15,5	89,3	92,6
383	NIB	08.08.2018	2	AA	3	1	1	2	0,25	171,4	685,8	96,2	2,0	1,4	0,4	3,2	11,0	9,6
384	NIB	08.08.2018	2	AR	2	1	1	2	0,25	322,9	1291,6	92,5	3,4	2,7	1,4	5,3	29,3	34,7
385	NIB	08.08.2018	2	A	1	1	1	2	0,5	494,3	988,7	93,8	2,9	2,2	1,1	4,6	24,9	29,1
386	RBS	08.08.2018	2	AA	3	1	6	6	0,25	14,2	56,7	95,6	2,8	1,0	0,6	11,1	40,9	92,6
387	RBS	08.08.2018	2	AR	2	1	6	6	0,25	79,4	317,6	87,0	4,7	4,0	4,3	8,0	24,0	37,6
388	RBS	08.08.2018	2	A	1	1	6	6	0,5	93,6	187,2	88,3	4,4	3,5	3,8	8,5	25,7	40,0
389	STS	08.08.2018	2	AA	3	1		0	0,25	4,1	16,5	88,7	6,4	5,0	0,0	13,9	15,3	1,8
390	STS	08.08.2018	2	AR	2	1		0	0,25	20,6	82,2	98,0	1,5	0,2	0,3	12,5	39,1	
391	STS	08.08.2018	2	A	1	1		0	0,5	24,7	49,4	96,4	2,3	1,0	0,2	12,7	27,8	1,8
392	BRS	10.08.2018	2	BA	3	3		4	0,25	17,5	70,1	86,9	10,1	3,0	0,0	4,8	3,0	2,8
393	BRS	10.08.2018	2	BR	2	3		4	0,25	23,2	93,0	74,4	4,5	5,8	15,3	7,0	4,5	2,5

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
394	BRS	10.08.2018	2	B	1	3		4	0,5	40,8	81,5	79,8	6,9	4,6	8,7	4,8	3,5	2,8
395	ECL	10.08.2018	2	BA	3	3	6	1	0,25	5,5	21,9	41,8	5,3	11,0	41,9	5,8	28,4	16,0
396	ECL	10.08.2018	2	BR	2	3	6	1	0,25	9,2	36,6	71,3	2,7	7,7	18,2	13,0	25,8	50,6
397	ECL	10.08.2018	2	B	1	3	6	1	0,5	14,6	29,3	60,3	3,7	8,9	27,1	11,1	27,2	34,7
398	GBS	10.08.2018	2	B	1	3		0	0,5	45,0	89,9	78,9	7,5	8,6	5,0	24,7	74,0	69,2
399	NES	10.08.2018	2	B	1	3	0	1	0,5	31,1	62,2	87,6	6,0	5,2	1,2	23,8	50,1	75,5
400	NIB	10.08.2018	2	BA	3	3	1	1	0,25	80,2	320,8	92,4	3,2	3,6	0,9	7,5	41,4	54,7
401	NIB	10.08.2018	2	BR	2	3	1	1	0,25	308,2	1232,8	82,6	7,5	5,9	4,0	13,1	42,4	58,6
402	NIB	10.08.2018	2	B	1	3	1	1	0,5	388,4	776,8	85,2	6,3	5,2	3,2	11,4	42,3	57,9
403	STS	10.08.2018	2	BA	3	3		2	0,25	10,6	42,5	78,9	14,1	7,0	0,0	9,7	4,9	10,2
404	STS	10.08.2018	2	BR	2	3		2	0,25	19,9	79,4	83,7	6,0	6,3	4,0	25,9	80,7	83,3
405	STS	10.08.2018	2	B	1	3		2	0,5	30,5	61,0	82,0	8,8	6,5	2,6	20,5	38,7	56,2
406	BRS	16.08.2018	2	AA	3	3		3	0,25	8,8	35,2	77,5	4,4	18,0	0,0	7,8	3,9	3,1
407	BRS	16.08.2018	2	AR	2	3		3	0,25	65,2	260,9	94,5	3,1	2,3	0,2	9,1	9,9	5,8
408	BRS	16.08.2018	2	A	1	3		3	0,5	74,0	148,1	92,6	3,2	4,0	0,2	9,0	9,0	4,5
409	BRS	16.08.2018	2	BA	3	3		3	0,25	5,3	21,1	83,6	6,3	10,1	0,0	6,8	6,3	5,5
410	BRS	16.08.2018	2	BR	2	3		3	0,25	6,3	25,2	81,6	5,6	12,8	0,0	6,6	4,8	1,9
411	BRS	16.08.2018	2	B	1	3		3	0,5	11,6	23,2	82,5	5,9	11,6	0,0	6,7	5,6	3,3
412	ECL	16.08.2018	2	AA	3	3	5	0	0,25	5,7	22,8	94,7	1,8	3,6	0,0	8,8	16,7	97,7
413	ECL	16.08.2018	2	AR	2	3	5	0	0,25	32,3	129,1	93,2	3,6	1,5	1,8	20,3	31,5	66,6
414	ECL	16.08.2018	2	A	1	3	5	0	0,5	38,0	76,0	93,4	3,3	1,8	1,5	18,6	30,3	75,8
415	ECL	16.08.2018	2	BA	3	3	5	0	0,25	3,4	13,5	89,6	7,7	2,7	0,0	9,0	21,7	8,4

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
416	ECL	16.08.2018	2	BR	2	3	5	0	0,25	7,0	28,0	87,4	7,0	5,3	0,3	17,0	56,6	94,6
417	ECL	16.08.2018	2	B	1	3	5	0	0,5	10,4	20,8	88,1	7,2	4,4	0,2	14,4	44,5	77,7
418	FRS	16.08.2018	2	BA	3	3		1	0,25	22,5	90,1	94,3	2,8	2,0	0,8	13,6	40,8	91,4
419	FRS	16.08.2018	2	BR	2	3		1	0,25	19,9	79,7	90,8	4,2	3,2	1,8	32,7	73,0	85,3
420	FRS	16.08.2018	2	B	1	3		1	0,5	42,5	84,9	92,7	3,5	2,6	1,3	22,4	59,0	87,8
421	GBS	16.08.2018	2	A	1	3		0	0,5	23,6	47,2	86,0	6,6	6,1	1,3	25,4	49,2	31,7
422	GBS	16.08.2018	2	B	1	3		0	0,5	13,3	26,7	89,9	5,5	2,0	2,6	22,1	48,5	89,7
423	LID	16.08.2018	2	A	1	3			0,5	55,9	111,8	62,4	36,4	0,8	0,3	10,7	7,2	89,6
424	LID	16.08.2018	2	B	1	3			0,5	47,3	94,5	65,9	21,8	11,6	0,6	13,7	6,8	12,7
425	LID	16.08.2018	2	C	4	3			0,5	60,2	120,4	63,6	29,8	6,6	0,0	6,4	6,7	28,7
426	MCS	16.08.2018	2	AA	3	3			0,25	3,5	14,1	45,7	8,8	29,5	15,9	20,2	31,0	40,2
427	MCS	16.08.2018	2	AR	2	3			0,25	23,0	92,0	75,8	13,5	7,5	3,2	15,1	18,4	37,6
428	MCS	16.08.2018	2	A	1	3			0,5	26,5	53,1	71,8	12,9	10,4	4,9	15,5	19,5	38,6
429	MCS	16.08.2018	2	BA	3	3			0,25	0,9	3,5	60,7	27,0	12,4	0,0	20,4	25,9	89,6
430	MCS	16.08.2018	2	BR	2	3			0,25	8,3	33,1	73,4	12,2	8,4	6,1	20,9	38,0	80,1
431	MCS	16.08.2018	2	B	1	3			0,5	9,2	18,3	72,1	13,7	8,7	5,5	20,8	35,7	81,4
432	NES	16.08.2018	2	A	1	3	1	0	0,5	10,3	20,6	92,4	2,7	4,4	0,5	25,2	50,3	76,1
433	NES	16.08.2018	2	B	1	3	1	0	0,5	22,5	45,0	89,9	5,3	2,9	1,9	40,0	72,0	59,5
434	NIB	16.08.2018	2	AA	3	3	0	0	0,25	76,9	307,8	93,8	3,7	2,5	0,0	6,9	28,5	16,2
435	NIB	16.08.2018	2	AR	2	3	0	0	0,25	164,1	656,4	93,6	3,1	1,9	1,3	8,4	57,5	53,3
436	NIB	16.08.2018	2	A	1	3	0	0	0,5	241,0	482,1	93,6	3,3	2,1	1,0	8,1	50,0	43,3
437	NIB	16.08.2018	2	BA	3	3	0	0	0,25	68,1	272,6	93,7	2,9	2,1	1,3	7,7	72,7	76,4

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
438	NIB	16.08.2018	2	BR	2	3	0	0	0,25	680,8	2723,1	90,8	2,4	3,8	2,9	5,2	24,4	91,6
439	NIB	16.08.2018	2	B	1	3	0	0	0,5	748,9	1497,8	91,0	2,4	3,7	2,9	5,4	27,4	91,2
440	STS	16.08.2018	2	AA	3	3		1	0,25	0,9	3,5	97,8	1,1	1,1	0,0	17,9		
441	STS	16.08.2018	2	AR	2	3		1	0,25	10,6	42,2	91,1	4,5	4,3	0,1	27,2	38,4	51,6
442	STS	16.08.2018	2	A	1	3		1	0,5	11,4	22,8	91,6	4,3	4,0	0,1	26,4	38,4	51,6
443	STS	16.08.2018	2	BA	3	3		1	0,25	4,7	18,6	70,7	15,1	14,2	0,0	14,7	8,6	2,8
444	STS	16.08.2018	2	BR	2	3		1	0,25	17,5	70,1	91,8	2,7	2,7	2,9	17,2	34,4	71,7
445	STS	16.08.2018	2	B	1	3		1	0,5	22,2	44,4	87,4	5,2	5,1	2,3	16,8	18,9	31,5
446	ECL	22.08.2018	2	BA	3	9	4	2	0,25	2,1	8,3	75,2	20,5	0,5	3,8			
447	ECL	22.08.2018	2	BR	2	9	4	2	0,25	25,4	101,8	48,2	4,2	6,2	41,5	29,7	54,3	54,1
448	ECL	22.08.2018	2	B	1	9	4	2	0,5	27,5	55,0	50,2	5,4	5,7	38,7			
449	FRS	22.08.2018	2	AR	2	9		0	0,25	27,9	111,7	57,8	6,9	9,8	25,5	31,4	87,5	92,4
450	FRS	22.08.2018	2	BA	3	9		0	0,25	3,7	14,6	84,3	3,7	9,0	2,9	27,2	62,5	52,5
451	FRS	22.08.2018	2	BR	2	9		0	0,25	22,2	88,7	28,2	7,4	34,4	56,7	52,7	62,3	89,8
452	FRS	22.08.2018	2	B	1	9		0	0,5	25,8	51,6	29,5	5,6	25,1	39,9	44,2	62,3	88,2
453	LID	22.08.2018	2	A	1	9			0,5	46,8	93,5	65,6	33,1	1,3	0,0	8,2	2,9	14,8
454	LID	22.08.2018	2	B	1	9			0,5	48,2	96,3	69,4	21,3	9,4	0,0	9,9	4,9	6,5
455	LID	22.08.2018	2	C	4	9			0,5	123,1	246,2	59,0	38,2	2,5	0,2	5,3	2,0	19,5
456	MCS	22.08.2018	2	AA	3	9			0,25	2,6	10,6	52,2	23,5	24,3	0,0	27,6	16,9	15,0
457	MCS	22.08.2018	2	AR	2	9			0,25	13,9	55,4	78,8	5,4	7,4	8,5	11,1	44,1	77,4
458	MCS	22.08.2018	2	A	1	9			0,5	16,5	33,0	74,7	8,2	10,0	7,2	12,8	32,1	54,1
459	MCS	22.08.2018	2	BA	3	9			0,25	1,3	5,1	76,0	18,6	5,4	0,0	20,7	33,7	88,1

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
460	MCS	22.08.2018	2	BR	2	9			0,25	7,7	30,6	75,3	11,5	7,6	5,6	20,8	24,4	52,3
461	MCS	22.08.2018	2	B	1	9			0,5	8,9	17,9	75,4	12,5	7,3	4,8	20,8	26,4	56,2
462	MCS	22.08.2018	2	C	4	9			0,5	5,4	10,8	61,8	23,8	14,4	0,0	13,0	2,8	1,6
463	RBS	22.08.2018	2	AA	3	9	6	6	0,25	23,8	95,1	93,5	5,1	1,0	0,3	14,3	39,8	95,3
464	RBS	22.08.2018	2	AR	2	9	6	6	0,25	41,4	165,5	83,2	6,7	5,7	4,4	20,6	66,9	77,4
465	RBS	22.08.2018	2	A	1	9	6	6	0,5	65,1	130,3	87,0	6,1	4,0	2,9	18,1	58,6	79,1
466	RBS	22.08.2018	2	BA	3	9	6	6	0,25	19,8	79,2	92,1	5,6	2,3	0,0	8,8	21,2	53,3
467	RBS	22.08.2018	2	BR	2	9	6	6	0,25	12,6	50,5	84,4	6,7	5,5	3,4	16,9	73,4	90,8
468	RBS	22.08.2018	2	B	1	9	6	6	0,5	32,4	64,8	89,1	6,0	3,6	1,3	11,8	44,0	75,9
469	STS	22.08.2018	2	AA	3	9		0	0,25	1,4	5,5	79,8	8,3	11,9	0,0	19,5	32,3	78,4
470	STS	22.08.2018	2	AR	2	9		0	0,25	7,8	31,4	80,1	5,5	14,4	0,0	18,3	39,2	14,1
471	STS	22.08.2018	2	A	1	9		0	0,5	9,2	18,4	80,0	6,0	13,9	0,0	18,5	37,5	23,7
472	STS	22.08.2018	2	BA	3	9		0	0,25	4,7	18,9	56,4	36,0	7,6	0,0	19,5	2,8	5,6
473	STS	22.08.2018	2	BR	2	9		0	0,25	11,3	45,2	76,8	23,2	0,0	0,0	27,5	67,8	
474	STS	22.08.2018	2	B	1	9		0	0,5	16,0	32,0	70,8	27,0	2,2	0,0	25,6	42,4	5,6
475	BRS	23.08.2018	2	AA	3	10		3	0,25	3,1	12,5	76,2	10,3	13,5	0,0	7,5	4,1	2,0
476	BRS	23.08.2018	2	AR	2	10		3	0,25	22,9	91,5	92,9	4,6	2,0	0,5	13,8	10,6	12,2
477	BRS	23.08.2018	2	A	1	10		3	0,5	26,0	52,0	90,8	5,3	3,4	0,4	13,2	9,1	7,3
478	BRS	23.08.2018	2	BA	3	10		3	0,25	5,1	20,5	50,2	5,8	18,1	25,9	5,2	4,5	1,4
479	BRS	23.08.2018	2	BR	2	10		3	0,25	4,0	15,8	84,8	3,5	11,7	0,0	10,4	5,2	2,9
480	BRS	23.08.2018	2	B	1	10		3	0,5	9,1	18,2	65,4	4,8	15,3	14,5	8,2	4,7	1,9
481	ECL	23.08.2018	2	AA	3	10	5	0	0,25	2,8	11,2	79,1	9,7	11,2	0,0	25,0	47,2	4,0

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
482	ECL	23.08.2018	2	AR	2	10	5	0	0,25	23,6	94,4	85,9	6,4	6,1	1,6	32,0	64,3	42,4
483	ECL	23.08.2018	2	A	1	10	5	0	0,5	26,4	52,8	85,2	6,8	6,6	1,4	31,3	61,7	35,6
484	GBS	23.08.2018	2	A	1	10		0	0,5	50,8	101,6	53,4	1,5	1,2	43,9	26,4	38,3	19,4
485	GBS	23.08.2018	2	B	1	10		0	0,5	14,2	28,4	81,8	5,9	9,4	2,9	28,2	60,1	24,2
486	GBS	23.08.2018	2	C	4	10		0	0,5	1,5	3,0	91,8	4,8	3,4	0,0	11,0	17,5	89,2
487	LID	24.08.2018	2	A	1	11			0,5	51,5	103,1	53,6	45,3	0,7	0,4	7,1	1,2	44,1
488	LID	24.08.2018	2	B	1	11			0,5	34,1	68,1	53,6	30,0	16,4	0,0	8,7	2,5	2,3
489	LID	24.08.2018	2	C	4	11			0,5	87,5	175,1	58,2	39,3	2,5	0,0	6,1	1,7	24,8
490	MCS	24.08.2018	2	AA	3	11			0,25	8,4	33,6	72,5	17,0	10,1	0,5	16,4	15,9	28,9
491	MCS	24.08.2018	2	AR	2	11			0,25	12,1	48,2	86,6	6,9	6,5	0,1	13,4	23,1	16,4
492	MCS	24.08.2018	2	A	1	11			0,5	20,5	40,9	80,8	11,0	7,9	0,2	14,5	18,5	22,9
493	MCS	24.08.2018	2	BA	3	11			0,25	0,5	2,2	62,7	21,6	15,7	0,0	22,8	17,7	89,6
494	MCS	24.08.2018	2	BR	2	11			0,25	4,8	19,1	72,7	11,7	11,5	4,0	19,7	31,7	32,9
495	MCS	24.08.2018	2	B	1	11			0,5	5,3	10,6	71,8	12,7	11,9	3,6	20,0	29,4	40,1
496	MCS	24.08.2018	2	C	4	11			0,5	0,5	0,9	92,9	7,1	0,0	0,0	17,2	88,3	
497	NES	24.08.2018	2	A	1	10	0	1	0,5	7,5	15,0	75,2	8,2	16,6	0,0	23,7	19,3	21,8
498	NES	24.08.2018	2	B	1	10	0	1	0,5	13,9	27,9	92,5	2,4	4,5	0,5	28,9	31,7	27,0
499	BRS	29.08.2018	2	AA	3	4		2	0,25	4,2	16,6	67,0	4,4	28,6	0,0	7,3	2,4	2,3
500	BRS	29.08.2018	2	AR	2	4		2	0,25	37,4	149,7	94,5	2,8	2,5	0,3	10,0	16,3	17,6
501	BRS	29.08.2018	2	A	1	4		2	0,5	41,6	83,1	91,8	2,9	5,0	0,2	9,8	14,2	9,0
502	BRS	29.08.2018	2	BA	3	4		2	0,25	7,7	30,9	76,3	14,7	9,0	0,0	7,8	3,2	11,0
503	BRS	29.08.2018	2	BR	2	4		2	0,25	6,5	25,8	68,0	6,4	25,6	0,0	15,3	17,6	3,9

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
504	BRS	29.08.2018	2	B	1	4		2	0,5	14,2	28,3	72,5	10,9	16,5	0,0	11,0	7,1	6,0
505	ECL	29.08.2018	2	AA	3	4	4	2	0,25	6,6	26,5	96,4	3,6	0,0	0,0			
506	ECL	29.08.2018	2	AR	2	4	4	2	0,25	24,3	97,2	93,2	3,1	1,5	2,2	18,8	31,3	42,7
507	ECL	29.08.2018	2	A	1	4	4	2	0,5	30,9	61,8	93,9	3,2	1,2	1,7			
508	ECL	29.08.2018	2	BA	3	4	4	2	0,25	22,8	91,3	27,7	0,8	0,0	71,4			
509	ECL	29.08.2018	2	BR	2	4	4	2	0,25	8,5	33,9	93,4	2,6	4,0	0,0	16,3	51,8	96,3
510	ECL	29.08.2018	2	B	1	4	4	2	0,5	31,3	62,6	45,6	1,3	1,1	52,0			
511	GBS	29.08.2018	2	A	1	4		0	0,5	28,6	57,2	85,7	3,7	1,7	8,9	28,1	41,5	28,4
512	GBS	29.08.2018	2	B	1	4		0	0,5	9,0	18,0	90,6	3,6	3,1	2,7	24,0	58,8	55,6
513	GBS	29.08.2018	2	C	4	4		0	0,5	2,9	5,7	93,7	6,3	0,0	0,0	11,3	23,4	
514	LID	29.08.2018	2	A	1	4			0,5	147,6	295,1	34,9	61,0	3,2	0,9	4,5	0,7	7,6
515	LID	29.08.2018	2	B	1	4			0,5	83,0	166,1	39,6	38,5	17,9	4,0	7,2	1,2	2,4
516	LID	29.08.2018	2	C	4	4			0,5	21,2	42,4	58,4	37,3	4,3	0,0	6,4	4,3	25,8
517	MCS	29.08.2018	2	AA	3	4			0,25	3,3	13,0	48,6	22,0	29,4	0,0	24,0	9,7	14,5
518	MCS	29.08.2018	2	AR	2	4			0,25	15,0	60,0	78,4	6,1	9,1	6,4	11,7	28,7	24,9
519	MCS	29.08.2018	2	A	1	4			0,5	18,3	36,5	73,1	8,9	12,7	5,3	13,2	20,4	20,6
520	MCS	29.08.2018	2	BA	3	4			0,25	1,0	4,0	81,6	9,2	9,2	0,0	18,0	18,5	86,1
521	MCS	29.08.2018	2	BR	2	4			0,25	3,9	15,7	82,7	7,9	8,4	1,0	19,7	33,3	41,9
522	MCS	29.08.2018	2	B	1	4			0,5	4,9	9,9	82,7	8,1	8,4	0,8	19,4	30,0	50,5
523	MCS	29.08.2018	2	C	4	4			0,5	1,7	3,4	80,8	19,2	0,0	0,0	20,4	25,4	
524	NES	29.08.2018	2	A	1	4	0	2	0,5	7,0	13,9	86,3	10,4	2,6	0,7	23,9	14,8	33,2
525	NES	29.08.2018	2	B	1	4	0	2	0,5	20,6	41,2	51,9	2,9	7,2	38,1	37,3	70,5	84,7

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
526	RBS	29.08.2018	2	BA	3	4	6	6	0,25	9,3	37,2	91,6	6,4	2,0	0,0	15,4	25,1	95,7
527	RBS	29.08.2018	2	BR	2	4	6	6	0,25	11,3	45,2	76,6	10,0	9,1	4,2	31,8	85,6	90,9
528	RBS	29.08.2018	2	B	1	4	6	6	0,5	20,6	41,2	83,3	8,4	5,9	2,3	23,7	64,7	91,7
529	STS	29.08.2018	2	AA	3	4		0	0,25	9,5	38,2	24,3	3,7	9,8	62,2	24,7	72,1	58,3
530	STS	29.08.2018	2	AR	2	4		0	0,25	12,6	50,4	86,3	5,8	3,4	4,5	22,1	50,9	79,2
531	STS	29.08.2018	2	A	1	4		0	0,5	22,1	44,3	59,6	4,9	6,1	29,4	22,6	57,8	64,8
532	STS	29.08.2018	2	BA	3	4		0	0,25	5,2	20,6	59,0	18,5	22,5	0,0	14,9	5,5	1,6
533	STS	29.08.2018	2	BR	2	4		0	0,25	16,2	64,9	87,2	6,1	3,5	3,3	30,2	65,8	90,5
534	STS	29.08.2018	2	B	1	4		0	0,5	21,4	42,7	80,4	9,0	8,1	2,5	27,5	36,2	31,0
535	BRS	31.08.2018	2	AA	3	2		4	0,25	6,9	27,4	58,1	8,5	18,2	15,2	5,2	3,5	2,6
536	BRS	31.08.2018	2	AR	2	2		4	0,25	4,7	18,8	90,3	6,4	1,1	2,3	11,8	31,0	53,2
537	BRS	31.08.2018	2	A	1	2		4	0,5	11,6	23,1	71,2	7,6	11,2	10,0	8,6	12,8	4,5
538	BRS	31.08.2018	2	BA	3	2		4	0,25	2,5	10,1	65,4	11,7	23,0	0,0	9,4	4,4	2,0
539	BRS	31.08.2018	2	BR	2	2		4	0,25	2,7	10,6	82,1	6,5	11,4	0,0	12,3	24,6	0,3
540	BRS	31.08.2018	2	B	1	2		4	0,5	5,2	10,3	73,8	9,0	17,1	0,0	11,0	11,7	1,4
541	ECL	31.08.2018	2	AA	3	2	6	1	0,25	3,1	12,5	96,2	3,8	0,0	0,0			
542	ECL	31.08.2018	2	AR	2	2	6	1	0,25	11,5	46,2	79,8	3,4	4,0	12,7	22,1	55,5	73,2
543	ECL	31.08.2018	2	A	1	2	6	1	0,5	14,7	29,3	83,3	3,5	3,2	10,0			
544	ECL	31.08.2018	2	BA	3	2	6	1	0,25	4,4	17,6	88,0	2,0	2,2	7,8			
545	ECL	31.08.2018	2	BR	2	2	6	1	0,25	7,5	29,8	88,6	3,4	5,6	2,4	15,4	24,9	5,9
546	ECL	31.08.2018	2	B	1	2	6	1	0,5	11,8	23,7	88,4	2,8	4,4	4,4			
547	FRS	31.08.2018	2	BA	3	2		1	0,25	5,5	22,2	97,5	1,8	0,7	0,0	17,4	40,0	

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
548	FRS	31.08.2018	2	BR	2	2		1	0,25	9,9	39,6	52,4	10,3	11,1	26,2	30,8	60,9	91,2
549	FRS	31.08.2018	2	B	1	2		1	0,5	15,4	30,9	68,5	7,2	7,4	16,8	24,0	59,1	91,2
550	GBS	31.08.2018	2	A	1	2		0	0,5	31,1	62,3	89,3	4,2	2,8	3,7	20,4	29,1	37,7
551	GBS	31.08.2018	2	B	1	2		0	0,5	13,2	26,5	80,2	10,0	6,3	3,6	20,0	31,5	35,7
552	GBS	31.08.2018	2	C	4	2		0	0,5	1,0	2,0	91,1	8,8	0,0	0,0	9,9	5,7	
553	MCS	31.08.2018	2	AA	3	2			0,25	3,3	13,4	65,2	28,7	4,9	1,2	13,9	12,7	22,6
554	MCS	31.08.2018	2	AR	2	2			0,25	9,4	37,4	79,4	7,3	13,3	0,0	11,4	20,8	10,0
555	MCS	31.08.2018	2	A	1	2			0,5	12,7	25,4	75,7	12,9	11,1	0,3	11,9	16,1	11,5
556	MCS	31.08.2018	2	BA	3	2			0,25	0,6	2,3	37,4	60,9	1,7	0,0	14,9	11,8	92,3
557	MCS	31.08.2018	2	BR	2	2			0,25	2,9	11,6	72,3	13,1	12,8	1,8	20,2	23,6	45,0
558	MCS	31.08.2018	2	B	1	2			0,5	3,5	7,0	62,0	27,2	9,5	1,3	19,2	15,8	47,6
559	MCS	31.08.2018	2	C	4	2			0,5	0,9	1,8	90,7	9,3	0,0	0,0	19,3	6,9	
560	NES	31.08.2018	2	A	1	2	0	1	0,5	7,7	15,4	52,8	11,1	20,5	15,6	32,0	19,3	15,5
561	NES	31.08.2018	2	B	1	2	0	1	0,5	9,1	18,1	83,1	9,8	4,5	2,5	42,2	75,6	87,4
562	RBS	31.08.2018	2	AA	3	2	1	1	0,25	9,5	37,8	89,3	4,1	4,2	2,4	10,5	26,2	33,9
563	RBS	31.08.2018	2	AR	2	2	1	1	0,25	9,0	35,8	89,0	3,7	1,8	5,6	14,5	46,8	88,3
564	RBS	31.08.2018	2	A	1	2	1	1	0,5	18,4	36,8	89,1	3,9	3,0	4,0	12,4	35,6	49,4
565	RBS	31.08.2018	2	BA	3	2	1	1	0,25	4,1	16,5	88,3	2,4	9,3	0,0	12,8	81,6	93,3
566	RBS	31.08.2018	2	BR	2	2	1	1	0,25	6,2	24,7	81,4	6,9	10,3	1,4	22,2	78,8	82,3
567	RBS	31.08.2018	2	B	1	2	1	1	0,5	10,3	20,6	84,1	5,1	9,9	0,9	18,2	79,3	86,5
568	STS	31.08.2018	2	AA	3	2		2	0,25	1,1	4,2	91,5	6,6	1,9	0,0	15,6	33,9	94,4
569	STS	31.08.2018	2	AR	2	2		2	0,25	8,2	32,7	92,0	3,3	3,0	1,7	16,7	58,4	75,3

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
570	STS	31.08.2018	2	A	1	2		2	0,5	9,2	18,5	91,9	3,7	2,8	1,5	16,6	53,4	76,8
571	STS	31.08.2018	2	BA	3	2		2	0,25	4,0	16,0	75,5	20,0	4,5	0,0	14,1	5,4	2,4
572	STS	31.08.2018	2	BR	2	2		2	0,25	8,0	31,9	79,1	9,1	5,9	5,9	23,2	36,2	90,9
573	STS	31.08.2018	2	B	1	2		2	0,5	12,0	23,9	77,9	12,8	5,4	3,9	20,3	20,1	66,4
574	STS	31.08.2018	2	C	4	2		2	0,5	1,1	2,2	69,7	7,4	13,9	9,0	9,1	5,0	1,2
575	NES	05.09.2018	2	A	1	7	0	2	0,5	11,7	23,4	42,9	9,8	27,5	19,8	35,5	74,9	84,6
576	NES	05.09.2018	2	B	1	7	0	2	0,5	11,8	23,7	87,6	5,7	5,8	0,9	36,6	64,7	91,1
577	RBS	05.09.2018	2	AA	3	7	6	6	0,25	3,8	15,0	93,3	3,5	3,2	0,0	15,0	65,2	93,6
578	RBS	05.09.2018	2	AR	2	7	6	6	0,25	24,4	97,4	73,6	7,8	6,2	12,3	34,4	78,5	91,9
579	RBS	05.09.2018	2	A	1	7	6	6	0,5	28,1	56,2	76,2	7,3	5,8	10,7	31,2	77,6	92,0
580	RBS	06.09.2018	2	BA	3	8	0	0	0,25	3,6	14,2	93,0	3,9	1,7	1,4	20,2	85,7	
581	RBS	06.09.2018	2	BR	2	8	0	0	0,25	7,4	29,8	63,6	10,6	17,0	8,9	31,9	77,1	50,3
582	RBS	05.09.2018	2	B	1	8	0	0	0,75	52,5	70,0	73,0	8,5	12,1	6,5	27,1	78,4	50,3
583	BRS	19.10.2018	3	AA	3	17		4	0,25	8,2	32,8	78,4	14,5	7,1	0,0	7,6	7,6	3,1
584	BRS	19.10.2018	3	AR	2	17		4	0,25	13,6	54,4	78,8	6,5	10,2	4,5	24,0	29,3	27,0
585	BRS	19.10.2018	3	A	1	17		4	0,5	21,8	43,6	78,6	9,5	9,0	2,8	17,9	16,9	19,9
586	GBS	19.10.2018	3	AA	3	17		0	0,25	1,6	6,3	96,7	3,3	0,0	0,0	7,0	21,7	
587	GBS	19.10.2018	3	AR	2	17		0	0,25	47,0	188,0	92,0	4,1	2,5	1,4	29,1	35,9	24,5
588	GBS	19.10.2018	3	A	1	17		0	0,5	48,6	97,1	92,2	4,1	2,4	1,3	28,4	35,5	24,5
589	NES	19.10.2018	3	AA	3	17	0	1	0,25	2,3	9,4	96,5	3,5	0,0	0,0	33,1	62,2	
590	NES	19.10.2018	3	AR	2	17	0	1	0,25	4,7	18,8	86,8	5,2	4,5	3,5	44,7	85,7	88,2
591	NES	19.10.2018	3	A	1	17	0	1	0,5	7,0	14,1	89,9	4,6	3,1	2,4	40,7	80,0	88,2

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
592	NIB	19.10.2018	3	AA	3	17	1	1	0,25	468,1	1872,3	96,5	1,6	0,8	1,0	5,8	18,0	32,9
593	NIB	19.10.2018	3	AR	2	17	1	1	0,25	714,2	2856,8	95,2	2,6	1,6	0,6	3,1	32,8	39,5
594	NIB	19.10.2018	3	A	1	17	1	1	0,5	1182,3	2364,6	95,7	2,2	1,3	0,7	4,2	28,4	37,9
595	ECL	22.10.2018	3	AA	3	20	2	0	0,25	75,9	303,5	97,1	2,5	0,3	0,1	7,7	11,0	63,6
596	ECL	22.10.2018	3	AR	2	20	2	0	0,25	223,4	893,5	85,3	7,0	3,8	3,9	18,5	52,6	39,2
597	ECL	22.10.2018	3	A	1	20	2	0	0,5	299,2	598,5	88,3	5,9	2,9	2,9	15,5	48,1	39,7
598	FRS	22.10.2018	3	AA	3	20		5	0,25	48,4	193,6	87,6	4,8	3,4	4,1	34,5	54,5	49,4
599	FRS	22.10.2018	3	AR	2	20		5	0,25	49,5	198,1	76,7	5,9	5,5	12,0	32,7	51,3	64,9
600	FRS	22.10.2018	3	A	1	20		5	0,5	97,9	195,9	82,1	5,3	4,5	8,1	33,6	52,8	59,0
601	RBS	22.10.2018	3	AA	3	20	4	4	0,25	19,3	77,0	87,1	8,6	3,5	0,8	11,0	11,5	71,8
602	RBS	22.10.2018	3	AR	2	20	4	4	0,25	27,6	110,2	94,1	3,7	1,7	0,5	14,0	71,0	67,3
603	RBS	22.10.2018	3	A	1	20	4	4	0,5	46,8	93,6	91,2	5,7	2,4	0,7	12,8	34,1	70,0
604	STS	22.10.2018	3	AA	3	20		5	0,25	14,9	59,7	83,6	8,4	6,5	1,4	10,0	11,4	7,8
605	STS	22.10.2018	3	AR	2	20		5	0,25	12,6	50,3	88,4	5,7	1,6	4,3	16,7	24,6	77,1
606	STS	22.10.2018	3	A	1	20		5	0,5	27,5	55,0	85,8	7,2	4,2	2,8	13,2	16,3	19,8
607	BRS	26.10.2018	3	AA	3	24		4	0,25	7,0	27,9	76,0	7,8	12,6	3,7	7,6	5,5	2,8
608	BRS	26.10.2018	3	AR	2	24		4	0,25	8,7	34,9	77,7	6,3	9,8	6,2	19,5	45,9	64,5
609	BRS	26.10.2018	3	A	1	24		4	0,5	15,7	31,4	77,1	6,8	10,8	5,3	15,5	30,2	40,1
610	ECL	26.10.2018	3	AA	3	24	6	1	0,25	7,2	28,9	96,1	2,9	0,4	0,6	17,9	44,6	92,4
611	ECL	26.10.2018	3	AR	2	24	6	1	0,25	39,1	156,3	48,1	7,0	11,2	33,7	27,1	66,0	92,0
612	ECL	26.10.2018	3	A	1	24	6	1	0,5	46,3	92,6	55,3	6,4	9,6	28,7	24,7	64,6	92,0
613	FRS	26.10.2018	3	AA	3	24		1	0,25	9,0	36,1	79,0	2,0	6,0	13,0	28,9	72,2	45,3

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
614	FRS	26.10.2018	3	AR	2	24		1	0,25	10,5	41,8	76,0	6,2	8,0	9,8	29,1	75,9	89,2
615	FRS	26.10.2018	3	A	1	24		1	0,5	19,5	39,0	77,4	4,2	7,1	11,3	29,0	75,1	72,0
616	GBS	26.10.2018	3	AA	3	24		0	0,25	1,6	6,2	80,6	6,5	9,0	3,9	18,6	47,0	90,2
617	GBS	26.10.2018	3	AR	2	24		0	0,25	21,4	85,7	87,5	6,3	5,8	0,5	21,0	32,8	49,4
618	GBS	26.10.2018	3	A	1	24		0	0,5	23,0	46,0	87,0	6,3	6,0	0,7	20,9	33,8	53,5
619	NES	26.10.2018	3	AA	3	24	0	1	0,25	0,8	3,1	99,0	0,6	0,3	0,0	67,1	92,2	61,3
620	NES	26.10.2018	3	AR	2	24	0	1	0,25	17,4	69,4	82,2	10,5	4,7	2,7	74,4	88,8	91,8
621	NES	26.10.2018	3	A	1	24	0	1	0,5	18,1	36,2	84,6	9,1	4,1	2,3	73,2	88,8	91,4
622	NIB	26.10.2018	3	AA	3	24	1	1	0,25	210,0	839,9	97,6	1,1	0,7	0,5	3,2	16,1	35,0
623	NIB	26.10.2018	3	AR	2	24	1	1	0,25	725,8	2903,4	91,9	3,2	2,4	2,6	6,7	40,1	53,1
624	NIB	26.10.2018	3	A	1	24	1	1	0,5	935,8	1871,6	93,2	2,7	2,0	2,1	5,9	37,9	51,7
625	RBS	26.10.2018	3	AA	3	24	1	1	0,25	10,9	43,4	90,7	5,8	2,2	1,3	12,4	39,1	44,0
626	RBS	26.10.2018	3	AR	2	24	1	1	0,25	6,9	27,8	69,7	11,8	2,7	15,7	26,1	59,8	85,7
627	RBS	26.10.2018	3	A	1	24	1	1	0,5	17,8	35,6	82,5	8,2	2,4	6,9	16,9	50,8	62,4
628	STS	26.10.2018	3	AA	3	24		2	0,25	4,1	16,2	83,3	8,6	6,6	1,5	13,4	9,5	3,8
629	STS	26.10.2018	3	AR	2	24		2	0,25	5,4	21,6	64,3	12,5	15,8	7,4	24,7	30,1	72,5
630	STS	26.10.2018	3	A	1	24		2	0,5	9,4	18,9	78,2	9,6	9,0	3,1	15,9	16,6	36,1
631	BRS	02.11.2018	3	AA	3	3		4	0,25	7,1	28,5	71,0	11,8	9,0	8,2	8,1	8,8	3,3
632	BRS	02.11.2018	3	AR	2	3		4	0,25	6,0	24,0	73,3	3,0	11,8	12,0	14,6	49,5	44,4
633	BRS	02.11.2018	3	A	1	3		4	0,5	13,1	26,2	72,0	7,8	10,3	9,9	11,1	16,0	24,9
634	ECL	02.11.2018	3	AA	3	3	6	1	0,25	13,6	54,2	90,1	4,9	2,8	2,2	19,1	32,4	70,8
635	ECL	02.11.2018	3	AR	2	3	6	1	0,25	29,3	117,2	69,0	7,8	9,1	14,2	28,3	54,3	64,3

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
636	ECL	02.11.2018	3	A	1	3	6	1	0,5	42,9	85,7	75,6	6,9	7,1	10,4	24,8	49,4	65,1
637	FRS	02.11.2018	3	AA	3	3		1	0,25	4,5	18,1	95,5	1,7	0,2	2,6	28,6	65,4	93,2
638	FRS	02.11.2018	3	AR	2	3		1	0,25	6,6	26,4	61,8	7,3	14,3	16,6	38,6	73,8	47,1
639	FRS	02.11.2018	3	A	1	3		1	0,5	11,1	22,3	75,6	5,0	8,6	10,9	33,4	72,6	47,5
640	GBS	02.11.2018	3	AA	3	3		0	0,25	2,4	9,8	77,4	5,0	7,1	10,5	10,5	5,5	32,6
641	GBS	02.11.2018	3	AR	2	3		0	0,25	7,6	30,5	54,5	14,0	20,4	11,2	35,6	73,0	90,5
642	GBS	02.11.2018	3	A	1	3		0	0,5	10,1	20,1	59,9	11,9	17,2	11,0	27,9	66,2	84,8
643	NES	02.11.2018	3	AA	3	3	0	1	0,25	14,6	58,4	38,9	5,9	9,5	45,7	36,3	57,3	81,9
644	NES	02.11.2018	3	AR	2	3	0	1	0,25	38,9	155,7	40,2	8,4	9,2	42,3	48,5	83,7	87,8
645	NES	02.11.2018	3	A	1	3	0	1	0,5	53,5	107,0	39,8	7,6	9,3	43,3	44,8	77,3	85,9
646	NIB	02.11.2018	3	AA	3	3	1	1	0,25	65,4	261,5	82,2	7,1	6,0	4,7	6,3	28,0	33,3
647	NIB	02.11.2018	3	AR	2	3	1	1	0,25	473,2	1892,9	95,8	2,2	1,5	0,5	4,0	10,3	8,4
648	NIB	02.11.2018	3	A	1	3	1	1	0,5	538,6	1077,2	94,1	2,8	2,0	1,0	4,3	15,8	17,3
649	RBS	02.11.2018	3	AA	3	3	1	1	0,25	10,0	39,9	92,7	5,6	0,8	0,9	15,0	50,9	87,1
650	RBS	02.11.2018	3	AR	2	3	1	1	0,25	18,6	74,4	72,4	10,0	10,4	7,1	36,7	84,6	54,3
651	RBS	02.11.2018	3	A	1	3	1	1	0,5	28,6	57,2	79,5	8,5	7,1	4,9	27,8	76,9	55,6
652	STS	02.11.2018	3	AA	3	3		2	0,25	3,3	13,1	79,9	11,5	8,0	0,6	19,5	15,4	7,2
653	STS	02.11.2018	3	AR	2	3		2	0,25	2,0	8,2	86,2	9,9	3,0	1,0	21,2	22,7	63,9
654	STS	02.11.2018	3	A	1	3		2	0,5	5,3	10,6	82,3	10,8	6,1	0,8	20,2	18,0	17,8
655	BRS	06.11.2018	3	AA	3	7			0,25	6,7	26,8	48,3	17,8	33,8	0,1	9,0	3,9	4,6
656	BRS	06.11.2018	3	AR	2	7			0,25	3,8	15,2	87,6	5,0	5,0	2,4	10,8	16,8	84,3
657	BRS	06.11.2018	3	A	1	7			0,5	10,5	21,0	62,4	13,2	23,5	0,9	9,9	5,6	10,7

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
658	ECL	06.11.2018	3	AA	3	7	3	1	0,25	8,8	35,2	83,2	6,0	8,2	2,6	19,6	33,9	19,7
659	ECL	06.11.2018	3	AR	2	7	3	1	0,25	12,4	49,8	79,8	5,9	7,7	6,6	48,3	61,7	62,4
660	ECL	06.11.2018	3	A	1	7	3	1	0,5	21,2	42,5	81,2	6,0	7,9	5,0	36,2	50,1	44,1
661	FRS	06.11.2018	3	AA	3	7		6	0,25	4,4	17,5	77,5	5,1	5,6	11,8	25,1	67,0	30,4
662	FRS	06.11.2018	3	AR	2	7		6	0,25	5,4	21,4	30,2	4,3	6,1	59,3	36,2	51,9	91,5
663	FRS	06.11.2018	3	A	1	7		6	0,5	9,7	19,5	51,4	4,7	5,9	38,0	28,7	59,3	65,6
664	GBS	06.11.2018	3	AA	3	7		0	0,25	1,0	4,1	75,9	15,5	1,7	6,9	24,4	25,0	87,4
665	GBS	06.11.2018	3	AR	2	7		0	0,25	15,8	63,0	69,4	7,0	9,9	13,6	28,8	61,9	60,7
666	GBS	06.11.2018	3	A	1	7		0	0,5	16,8	33,6	70,7	8,7	8,3	12,3	27,9	49,2	61,7
667	LID	06.11.2018	3	A	1	7			0,5	21,0	42,0	21,4	19,2	6,5	52,9	13,5	21,1	91,0
668	MCS	06.11.2018	3	AA	3	7			0,25	4,4	17,6	62,8	19,0	17,3	0,9	12,4	13,4	24,7
669	MCS	06.11.2018	3	AR	2	7			0,25	3,8	15,2	72,3	8,7	16,6	2,4	11,6	12,4	15,4
670	MCS	06.11.2018	3	A	1	7			0,5	8,2	16,4	67,8	13,6	16,9	1,7	11,9	13,0	19,9
671	NES	06.11.2018	3	AA	3	7	4	1	0,25	2,9	11,7	61,5	8,6	2,0	28,0	30,6	57,9	85,8
672	NES	06.11.2018	3	AR	2	7	4	1	0,25	4,2	16,9	66,2	8,2	19,7	5,9	32,4	46,3	35,2
673	NES	06.11.2018	3	A	1	7	4	1	0,5	7,2	14,3	64,2	8,4	12,3	15,1	31,6	51,2	38,6
674	RBS	06.11.2018	3	AA	3	7	5	5	0,25	5,8	23,2	77,9	14,7	4,1	3,3	24,3	45,8	84,8
675	RBS	06.11.2018	3	AR	2	7	5	5	0,25	15,8	63,0	38,9	10,2	13,9	37,0	36,8	84,4	84,1
676	RBS	06.11.2018	3	A	1	7	5	5	0,5	21,6	43,1	49,4	11,4	11,3	27,9	31,5	71,0	84,2
677	STS	06.11.2018	3	AA	3	7		6	0,25	2,1	8,5	82,2	8,7	1,0	8,2	15,8	13,3	19,8
678	STS	06.11.2018	3	AR	2	7		6	0,25	1,8	7,0	66,7	15,0	7,2	11,1	16,8	14,1	17,7
679	STS	06.11.2018	3	A	1	7		6	0,5	3,9	7,8	75,0	11,6	3,9	9,5	16,2	13,7	18,0

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
680	BRS	20.11.2018	3	AA	3	7			0,25	6,9	27,5	71,3	14,8	13,2	0,7	8,1	9,4	10,3
681	BRS	20.11.2018	3	AR	2	7			0,25	6,1	24,4	60,5	9,0	13,8	16,7	23,2	64,2	53,8
682	BRS	20.11.2018	3	A	1	7			0,5	13,0	26,0	66,2	12,1	13,5	8,2	14,6	28,6	31,1
683	NES	20.11.2018	3	AA	3	7	4	1	0,25	2,5	10,0	61,0	26,9	10,4	1,6	18,9	31,0	76,7
684	NES	20.11.2018	3	AR	2	7	4	1	0,25	6,7	26,9	83,3	8,6	3,9	4,2	24,1	52,4	79,9
685	NES	20.11.2018	3	A	1	7	4	1	0,5	9,2	18,4	77,3	13,6	5,6	3,5	23,0	40,9	78,3
686	FRS	27.11.2018	3	AA	3	3		6	0,25	25,2	101,0	73,2	9,3	14,1	3,4	10,9	22,1	14,1
687	FRS	27.11.2018	3	AR	2	3		6	0,25	33,2	132,7	69,0	9,0	7,6	14,4	15,9	31,8	26,3
688	FRS	27.11.2018	3	A	1	3		6	0,5	58,4	116,8	70,8	9,1	10,4	9,6	13,6	27,5	19,1
689	RBS	27.11.2018	3	AA	3	3	5	5	0,25	13,3	53,2	88,6	7,1	2,4	1,8	21,8	43,5	87,6
690	RBS	27.11.2018	3	AR	2	3	5	5	0,25	34,5	138,1	26,2	62,5	4,1	7,2	33,5	77,2	86,9
691	RBS	27.11.2018	3	A	1	3	5	5	0,5	47,8	95,6	43,5	47,1	3,6	5,7	26,9	75,8	87,0
692	STS	27.11.2018	3	AA	3	3		6	0,25	12,5	49,9	55,7	20,2	8,7	15,4	19,3	29,1	60,6
693	STS	27.11.2018	3	AR	2	3		6	0,25	3,5	13,9	67,7	10,2	8,7	13,4	35,8	58,4	54,3
694	STS	27.11.2018	3	A	1	3		6	0,5	15,9	31,9	65,3	12,2	8,7	13,8	33,0	48,8	55,6
695	NES	29.11.2018	3	AA	3	5	1	0	0,25	4,6	18,5	81,6	12,8	1,7	3,9	22,6	83,1	92,8
696	NES	29.11.2018	3	AR	2	5	1	0	0,25	2,2	9,0	74,6	10,3	8,9	6,3	7,3	75,2	69,4
697	NES	29.11.2018	3	A	1	5	1	0	0,5	6,9	13,7	79,3	12,0	4,1	4,7	17,9	80,9	76,1
698	STS	29.11.2018	3	AA	3	5		1	0,25	7,9	31,5	86,7	2,3	7,6	3,4	22,8	87,1	76,2
699	STS	29.11.2018	3	AR	2	5		1	0,25	2,0	7,9	74,1	2,5	16,8	6,6	31,8	88,4	90,8
700	STS	29.11.2018	3	A	1	5		1	0,5	9,8	19,7	84,1	2,3	9,5	4,1	24,4	87,4	81,4
701	ECL	16.01.2019	4	AA	3	3	4	2	0,25	8,8	35,0	87,8	8,2	2,7	1,4	6,3	21,6	77,0

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
702	ECL	16.01.2019	4	AR	2	3	4	2	0,25	7,2	28,8	74,2	9,2	8,0	8,6	12,2	27,1	84,6
703	ECL	16.01.2019	4	A	1	3	4	2	0,5	16,0	31,9	82,5	2,4	10,7	4,5	11,6	119,6	53,0
704	ECL	16.01.2019	4	BA	3	3	4	2	0,25	6,9	27,5	88,5	11,4	0,3	0,0	4,0	4,9	70,0
705	ECL	16.01.2019	4	BR	2	3	4	2	0,25	12,2	49,0	37,1	15,0	30,3	17,6	26,7	56,6	64,5
706	ECL	16.01.2019	4	B	1	3	4	2	0,5	19,1	38,2	55,1	13,7	19,7	11,4	13,9	41,5	64,5
707	BRS	23.01.2019	4	AA	3	6		2	0,25	6,0	24,0	68,4	18,3	13,2	0,0	3,6	1,9	2,2
708	BRS	23.01.2019	4	AR	2	6		2	0,25	4,0	16,1	75,7	8,7	10,9	4,7	9,0	7,0	54,2
709	BRS	23.01.2019	4	A	1	6		2	0,5	10,0	20,0	71,4	14,5	12,3	1,9	5,9	3,1	20,7
710	BRS	23.01.2019	4	BA	3	6		2	0,25	11,2	44,8	87,8	10,4	1,8	0,0	5,0	2,9	0,2
711	BRS	23.01.2019	4	BR	2	6		2	0,25	1,4	5,6	42,6	8,9	6,0	42,6	10,6	39,4	0,0
712	BRS	23.01.2019	4	B	1	6		2	0,5	12,6	25,2	79,9	10,2	2,5	7,4	5,5	8,5	0,1
713	ECL	23.01.2019	4	AA	3	6	4	2	0,25	7,8	31,1	85,3	6,2	8,2	0,3	5,9	10,3	4,1
714	ECL	23.01.2019	4	AR	2	6	4	2	0,25	15,4	61,7	83,5	9,0	5,7	1,7	13,5	20,7	29,7
715	ECL	23.01.2019	4	A	1	6	4	2	0,5	23,2	46,4	84,1	8,1	6,6	1,2	10,9	18,0	18,9
716	ECL	23.01.2019	4	BA	3	6	4	2	0,25	16,6	66,2	88,0	10,4	1,6	0,0	5,1	4,6	43,4
717	ECL	23.01.2019	4	BR	2	6	4	2	0,25	10,0	40,0	56,2	16,5	21,2	6,1	14,3	24,7	90,0
718	ECL	23.01.2019	4	B	1	6	4	2	0,5	26,6	53,1	76,0	12,7	9,0	2,3	7,7	14,5	85,0
719	FRS	23.01.2019	4	AA	3	6		0	0,25	8,2	32,7	91,7	4,2	2,7	1,5	10,1	19,7	38,3
720	FRS	23.01.2019	4	AR	2	6		0	0,25	9,8	39,2	63,8	7,7	9,1	19,5	19,2	53,4	91,0
721	FRS	23.01.2019	4	A	1	6		0	0,5	18,0	36,0	76,3	6,1	6,2	11,4	14,3	43,1	80,7
722	FRS	23.01.2019	4	BA	3	6		0	0,25	6,8	27,1	92,5	4,3	3,2	0,0	12,2	12,3	25,8

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahmefläche (m ²)	Trockenmasse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
723	FRS	23.01.2019	4	BR	2	6		0	0,25	6,9	27,7	82,9	3,8	6,3	7,0	16,0	44,4	92,7
724	FRS	23.01.2019	4	B	1	6		0	0,5	13,7	27,4	87,7	4,0	4,8	3,5	14,0	27,8	70,4
725	GBS	23.01.2019	4	A	1	6		0	0,5	15,4	30,7	84,7	3,3	6,3	5,7	7,5	12,5	13,5
726	GBS	23.01.2019	4	B	1	6		0	0,5	47,2	94,4	96,9	1,5	1,0	0,7	2,4	34,1	89,5
727	NES	23.01.2019	4	A	1	6	0	2	0,5	7,2	14,5	93,1	5,1	0,8	1,0	12,2	14,1	55,9
728	NES	23.01.2019	4	B	1	6	0	2	0,5	22,8	45,6	94,1	2,5	1,9	1,6	21,6	19,4	51,7
729	RBS	23.01.2019	4	AA	3	6	6	6	0,25	20,3	81,0	90,6	3,4	1,7	4,3	11,8	74,9	87,7
730	RBS	23.01.2019	4	AR	2	6	6	6	0,25	40,8	163,2	81,3	10,6	4,5	3,7	27,5	76,2	83,3
731	RBS	23.01.2019	4	A	1	6	6	6	0,5	61,1	122,1	84,4	8,2	3,5	3,9	21,9	76,0	84,0
732	RBS	23.01.2019	4	BA	3	6	6	6	0,25	21,8	87,1	93,4	4,7	1,4	0,0	13,1	61,4	89,1
733	RBS	23.01.2019	4	BR	2	6	6	6	0,25	45,1	180,3	86,0	6,6	2,9	4,4	26,1	81,7	84,7
734	RBS	23.01.2019	4	B	1	6	6	6	0,5	66,9	133,7	88,5	6,0	2,5	3,0	21,7	76,6	85,5
735	STS	23.01.2019	4	AA	3	6		0	0,25	1,9	7,5	64,9	34,6	0,5	0,0	6,2	2,8	
736	STS	23.01.2019	4	AR	2	6		0	0,25	3,3	13,2	70,8	1,5	16,9	10,8	23,4	79,5	48,1
737	STS	23.01.2019	4	A	1	6		0	0,5	5,2	10,4	68,5	13,4	11,1	6,9	17,5	8,3	48,1
738	STS	23.01.2019	4	BA	3	6		0	0,25	6,9	27,7	67,3	24,3	8,7	0,0	6,4	4,1	7,6
739	STS	23.01.2019	4	BR	2	6		0	0,25	7,7	30,7	78,0	9,4	6,2	6,4	10,0	15,9	61,1
740	STS	23.01.2019	4	B	1	6		0	0,5	14,6	29,2	72,8	16,5	7,4	3,3	8,4	7,6	31,2
741	NIB	14.02.2019	4	AA	3	1	0	0	0,25	63,4	253,6	95,5	2,2	2,2	0,0	4,4	10,7	13,1
742	NIB	14.02.2019	4	AR	2	1	0	0	0,25	127,5	510,1	90,5	2,5	2,8	4,2	7,7	39,6	44,8
743	NIB	14.02.2019	4	A	1	1	0	0	0,5	190,9	381,9	92,2	2,4	2,6	2,8	6,6	30,8	35,9
744	NIB	14.02.2019	4	BA	3	1	0	0	0,25	36,9	147,6	94,0	4,4	1,2	0,0	3,8	4,7	24,3

ID	Standort	Probenahmedatum	Quartal (1 = Frühjahr, 2 = Sommer, 3 = Herbst, 4 = Winter)	Standort (ab 2018: A, B, C Flächen, -A = Asphaltstrand, -R = Rinne)	Messung (1 = 0-0,5m, 2 = Rinne, 3 = Asphaltstrand, 4 = C-Fläche)	Trockenperiode (in Tagen)	Tage seit letzter Straßenkehrung GKM	Tage seit letzter Straßenkehrung KKM	Probenahme­fläche (m ²)	Trocken­masse (g)	spez. Masse (g/m ²)	MA (%) < 2 mm	MA (%) 2-4 mm	MA (%) 4-8 mm	MA (%) ≥ 8 mm	GV (% GV) < 2 mm	GV (% GV) 2-4 mm	GV (% GV) 4-8 mm
745	NIB	14.02.2019	4	BR	2	1	0	0	0,25	77,8	311,0	96,4	2,0	1,5	0,1	4,1	14,5	13,4
746	NIB	14.02.2019	4	B	1	1	0	0	0,5	114,7	229,3	95,7	2,8	1,4	0,1	4,0	9,5	16,6
747	MCS	28.02.2019	4	AA	3	9			0,25	3,3	13,4	72,1	17,3	10,6	0,0	8,8	5,7	9,9
748	MCS	28.02.2019	4	AR	2	9			0,25	3,2	12,9	59,2	10,3	29,5	0,9	10,2	18,3	38,4
749	MCS	28.02.2019	4	A	1	9			0,5	16,5	16,5	65,8	13,9	19,9	0,5	9,4	10,3	30,7
750	MCS	28.02.2019	4	BA	3	9			0,25	0,4	1,6	78,4	16,2	5,4	0,0	16,0	3,7	
751	MCS	28.02.2019	4	BR	2	9			0,25	1,3	5,4	68,5	27,8	0,9	2,8	10,4	4,5	4,5
752	MCS	28.02.2019	4	B	1	9			0,5	1,7	3,5	71,0	24,8	2,1	2,1	12,0	4,4	4,5
753	LID	28.02.2019	4	A	1	9			0,5	7,4	14,7	58,1	8,2	13,8	19,9	5,9	72,1	92,1
754	LID	28.02.2019	4	B	1	9			0,5	3,3	6,6	54,0	9,1	17,7	19,1	10,8	61,4	90,6

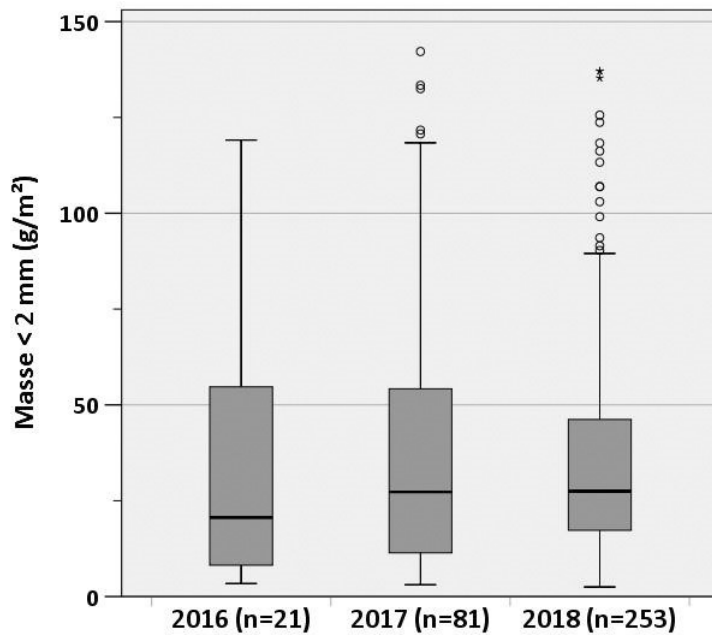
Anhang 17: Statistische Auswertung – spezifische Masse (g/m²), Massenanteile (%) und Glühverlust (% GV) < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm, 2016 bis 2018

Lageparameter zu **Abbildung 5.2** und **Abbildung 5.3**

	g/m ² * (gesamt)	Spezifische Masse und Massenanteile					Glühverlust				
		g/m ² (gesamt)	< 2 mm (%)	2-4 mm (%)	4-8 mm (%)	≥ 8 mm (%)	< 2 mm (% GV)	2-4 mm (% GV)	4-8 mm (% GV)	≥ 8 mm (% GV)	
Häufigkeit n	393	355	355	355	355	355	343	347	346	16	
Mittelwert	89,8	45,9	78,5	9,7	7,2	4,7	18,4	32,1	41,6	85,9	
Standardabweichung	208,0	34,9	14,3	7,9	6,1	8,5	10,7	24,2	29,9	6,8	
Perzentile 25	20,6	19,7	70,8	4,9	2,9	0,3	10,9	11,7	15,0	83,0	
Median	41,6	36,5	82,0	7,5	5,4	1,5	15,9	24,4	36,4	88,0	
Perzentile 75	77,15	61,0	89,5	11,9	9,5	4,8	24,0	50,1	71,0	90,0	
Minimum	3,4	3,4	21,4	0,8	0,1	0,0	2,4	1,2	0,1	66,0	
Maximum	2.364,6	154,9	98,7	55,4	40,6	52,9	73,2	89,3	99,3	91,0	
Schiefe	6,965	1,204	-1,081	2,616	1,763	3,212	1,550	0,673	0,316	-2,012	
Standardfehler der Schiefe	0,123	0,129	0,129	0,129	0,129	0,129	0,132	0,131	0,131	0,564	
Kurtosis	58,861	0,921	1,019	9,346	4,195	11,404	3,837	-0,786	-1,328	4,240	
Standardfehler der Kurtosis	0,246	0,258	0,258	0,258	0,258	0,258	0,263	0,261	0,261	1,091	

* Lageparameter vor Bereinigung von Ausreißern.

Spezifische Massen (< 2 mm) für 2016, 2017 und 2018 (n = 355)



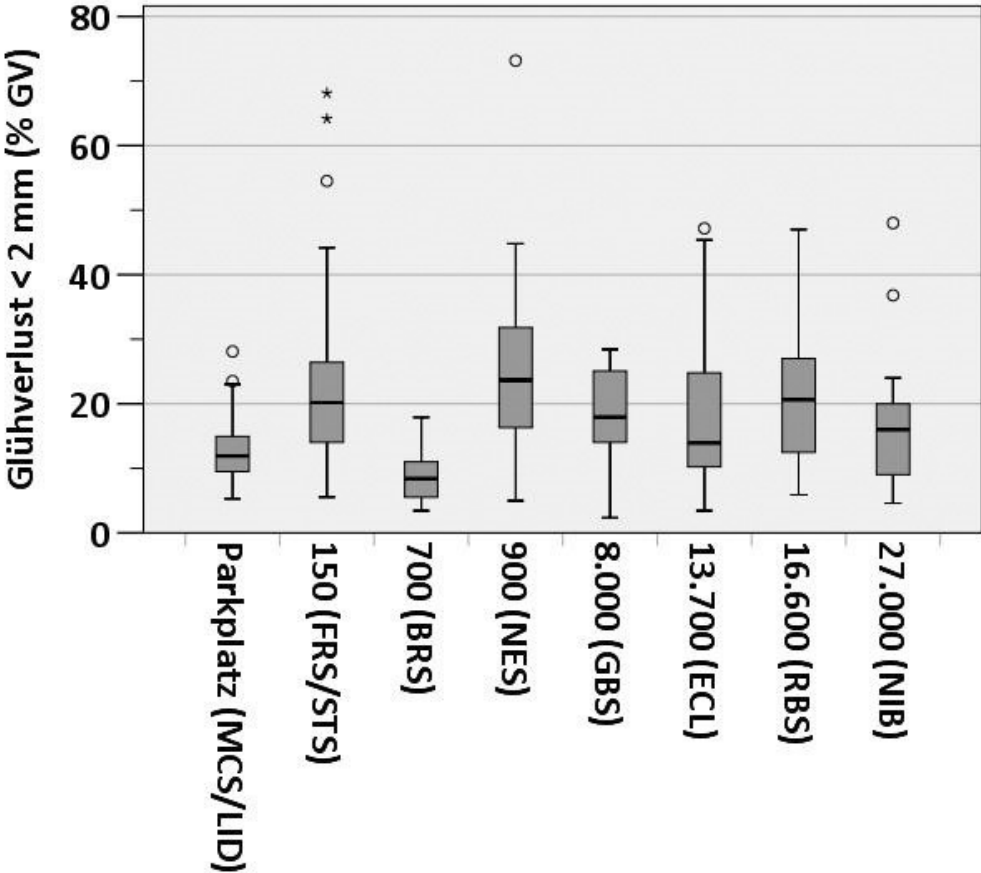
Die Messhäufigkeiten sind von 2016 zu 2018 deutlich gestiegen und dennoch sind die Messwerte vergleichbar.

Statistik für Test^{a,b}

	Spezifische Masse < 2 mm
Gesamtzahl	355
Kruskal-Wallis H	2,209
df (Freiheitsgrade)	2
Asymptotische Signifikanz	0,331
a. Kruskal-Wallis-Test	
b. Gruppenvariable: Jahr	

Der Kruskal-Wallis-Test zeigt, dass sich die Messwerte nicht statistisch signifikant unterscheiden ($p = 0,331$).

Glühverlust in den FD < 2 mm und DTV



Korrelationsmatrix (Pearson) zu Abbildung 5.3

		Spezifische Masse (g/m ²)	Masse < 2 mm (g/m ²)	Masse 2-4 mm (g/m ²)	Masse 4-8 mm (g/m ²)	Masse ≥ 8 mm (g/m ²)	GV < 2 mm (% GV)	GV 2-4 mm (% GV)	GV 4-8 mm (% GV)	GV ≥ 8 mm (% GV)
Spezifische Masse (g/m ²)	r									
	n									
Masse < 2 mm (g/m ²)	r	0,959**								
	n	355								
Masse 2-4 mm (g/m ²)	r	0,489**	0,304**							
	n	355	355							
Masse 4-8 mm (g/m ²)	r	0,464**	0,297**	0,429**						
	n	355	355	355						
Masse ≥ 8 mm (g/m ²)	r	0,245**	0,057	0,085	0,254**					
	n	355	355	355	355					
GV < 2 mm (% GV)	r	-0,008	-0,081	0,015	0,234**	0,255**				
	n	343	343	343	343	343				
GV 2-4 mm (% GV)	r	0,029	-0,005	-0,086	0,103	0,259**	0,697**			
	n	347	347	347	347	347	343			
GV 4-8 mm (% GV)	r	-0,036	-0,061	-0,034	-0,053	0,190**	0,455**	0,699**		
	n	346	346	346	346	346	342	346		
GV ≥ 8 mm (% GV)	r	0,124	0,123	0,054	0,101	0,059	-0,103	-0,086	-0,122	
	n	16	16	16	16	16	16	16	16	

**Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Häufigkeiten zu Boxplots spezifische Massen und GV < 2 mm (Abbildung 5.4)

Kenngröße	Gruppe	Häufigkeit (n)
DTV	Parkplatz (MCS/LID)	71
	150 (FRS/STS)	73
	700 (BRS)	34
	900 (NES)	59
	8.000 (GBS)	36
	13.700 (ECL)	30
	16.600 (RBS)	37
	27.000 (NIB)	15
BKÜ	0 %	140
	5 %	37
	15 %	71
	30 %	74
	50 %	33
Indirekte Vegetation	keine	34
	wenig	136
	mäßig	136
	viel	49
Jahreszeit	Frühjahr	127
	Sommer	97
	Herbst	60
	Winter	71

Teststatistik: Kruskal-Wallis Test - Jahreszeiten und spezifische Massen und GV < 2 mm

Statistik für Test ^{a,b}		
	Spezifische Masse < 2 mm	GV < 2 mm
Gesamtzahl	355	343
Kruskal-Wallis H	6,208	34,937 ^a
df (Freiheitsgrade)	3	3
Asymptotische Signifikanz	0,102	<0,01
a. Kruskal-Wallis-Test		
b. Gruppenvariable: Jahreszeiten		

Nur für den $GV < 2$ mm sind die Werte innerhalb der Jahreszeiten statistisch signifikant unterschiedlich. Nachfolgend wird das Ergebnis des Post-hoc Tests (Dunn-Bonferroni) dargestellt.

GV < 2 mm	Frühjahr (n = 127)	Sommer (n = 97)	Herbst (n = 60)	Winter (n = 71)
Frühjahr (n = 127)				
Sommer (n = 97)	$p = 0,093$			
Herbst (n = 60)	$p < 0,01, r = 0,280$	$p = 0,609$		
Winter (n = 71)	$p = 0,109$	$p < 0,01, r = 0,330$	$p < 0,01, r = 0,470$	

Jede Zeile prüft die Nullhypothese, dass die Verteilungen in Stichprobe 1 und Stichprobe 2 gleich sind.

Asymptotische Signifikanzen (zweiseitige Tests) werden angezeigt. Das Signifikanzniveau ist 0,05. r: 0,1-0,3 schwacher Effekt, 0,3-0,5 mittlerer Effekt, > 0,5 starker Effekt

Anhang 18: Statistische Auswertung – spezifische Masse (g/m²), Massenanteile (%) und Glühverlust (% GV) < 2, 2-4, 4-8, ≥ 8 mm – Straßenquerschnitt 2018

Lageparameter zu Abbildung 5.5

Rinne	Spezifische Masse						Glühverlust			
	g/m ² (gesamt)	g/m ² (< 2 mm)	< 2 mm (%)	2-4 mm (%)	4-8 mm (%)	≥ 8 mm (%)	< 2 mm (% GV)	2-4 mm (% GV)	4-8 mm (% GV)	
Häufigkeit	126	126	126	126	126	126	126	126	122	
Mittelwert	53,2	39,1	75,1	8,3	8,7	8,3	22,4	43,1	53,5	
Standardabweichung	38,9	29,5	16,9	7,1	7,3	12,4	14,6	25,8	32,0	
Perzentile (25 %)	25,1	16,9	68,9	4,5	3,5	0,5	12,1	21,7	26,3	
Median	40,2	29,6	78,8	7,0	6,8	3,8	19,0	38,8	54,3	
Perzentile (75 %)	79,2	57,0	87,4	10,1	11,4	10,0	28,9	64,2	85,7	
Minimum	5,0	2,0	26,0	1,0	0,0	0,0	4,0	4,0	0,0	
Maximum	160,0	141,0	98,0	63,0	42,0	59,0	88,0	89,0	96,0	
Schiefe	1,008	1,159	-1,126	4,473	1,727	2,315	1,874	0,280	-0,302	
Standardfehler der Schiefe	0,216	0,216	0,216	0,219	0,216	0,216	0,216	0,216	0,219	
Kurtosis	0,220	0,900	0,766	29,352	4,007	5,154	4,656	-1,171	-1,334	
Standardfehler der Kurtosis	0,428	0,428	0,428	0,428	0,428	0,428	0,428	0,428	0,435	

Fahrbahnrand	Spezifische Masse						Glühverlust		
	g/m ² (gesamt)	g/m ² (< 2 mm)	< 2 mm (%)	2-4 mm (%)	4-8 mm (%)	≥ 8 mm (%)	< 2 mm (% GV)	2-4 mm (% GV)	4-8 mm (% GV)
Häufigkeit	138	138	138	138	138	138	133	131	119
Mittelwert	34,8	28,2	78,5	10,8	7,3	4,3	14,8	25,8	41,3
Standardabweichung	31,7	28,7	16,4	11,1	7,6	11,0	10,8	25,2	36,6
Perzentile (25 %)	13,3	9,5	70,9	4,0	1,7	0,0	7,6	5,5	5,6
Median	27,0	19,4	82,0	7,2	5,4	0,1	12,8	16,9	28,9
Perzentile (75 %)	43,8	34,7	91,5	14,9	10,2	2,5	19,4	39,8	84,3
Minimum	2,0	1,0	24,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0
Maximum	162,0	156,0	99,0	82,0	42,0	71,0	67,0	92,0	98,0
Schiefe	1,784	2,126	-1,070	3,026	1,818	3,975	2,202	1,108	0,316
Standardfehler der Schiefe	0,206	0,206	0,206	0,206	0,206	0,206	0,210	0,212	0,222
Kurtosis	3,604	5,302	0,720	13,880	4,160	17,519	6,949	0,074	-1,621
Standardfehler der Kurtosis	0,410	0,410	0,410	0,410	0,410	0,410	0,417	0,420	0,440

Fahrbahnmitte	Spezifische Masse						Glühverlust			
	g/m ² (gesamt)	g/m ² (< 2 mm)	< 2 mm (%)	2-4 mm (%)	4-8 mm (%)	≥ 8 mm (%)	< 2 mm (% GV)	2-4 mm (% GV)	4-8 mm (% GV)	
Häufigkeit	50	47	47	47	47	47	47	45	33	
Mittelwert	29,8	25,4	80,7	12,2	5,2	0,9	13,2	17,9	24,4	
Standardabweichung	32,5	26,8	14,8	11,3	6,3	3,8	13,1	27,7	34,0	
Perzentile (25 %)	3,8	3,7	69,7	4,7	0,1	0,0	6,4	2,4	1,3	
Median	16,6	17,9	85,6	7,3	2,8	0,0	9,0	4,9	5,1	
Perzentile (75 %)	50,2	41,7	93,4	19,1	8,7	0,3	13,0	20,1	28,7	
Minimum	0,0	1,0	47,0	0,0	0,0	0,0	3,0	1,0	0,0	
Maximum	140,0	133,0	99,0	47,0	30,0	25,0	60,0	94,0	99,0	
Schiefe	1,456	1,762	-0,678	1,327	1,722	5,826	2,438	1,878	1,349	
Standardfehler der Schiefe	0,337	0,347	0,347	0,347	0,347	0,347	0,347	0,354	0,409	
Kurtosis	2,108	4,389	-0,662	1,206	3,870	35,811	5,742	2,221	0,330	
Standardfehler der Kurtosis	0,662	0,681	0,681	0,681	0,681	0,681	0,681	0,695	0,798	

Teststatistik: Kruskal-Wallis Test – Rinne, Fahrbahnrand und -mitte

Statistik für Test ^{a,b}	Spez. Masse (g/m ²)		Massenanteile (%)				GV (% GV)		
	Gesamt	< 2 mm	< 2 mm	2-4 mm	4-8 mm	> 8mm	< 2 mm	2-4 mm	4-8 mm
Gesamtzahl	314	311	311	311	311	311	306	302	274
Kruskal-Wallis H	29,479	20,327	5,790	1,822	14,501	67,573	43,575	57,605	21,402
df (Freiheitsgrade)	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Asymptotische Signifikanz	<0,01	<0,01	0,055	0,402	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

a. Kruskal-Wallis-Test

b. Gruppenvariable: Straßenquerschnitt

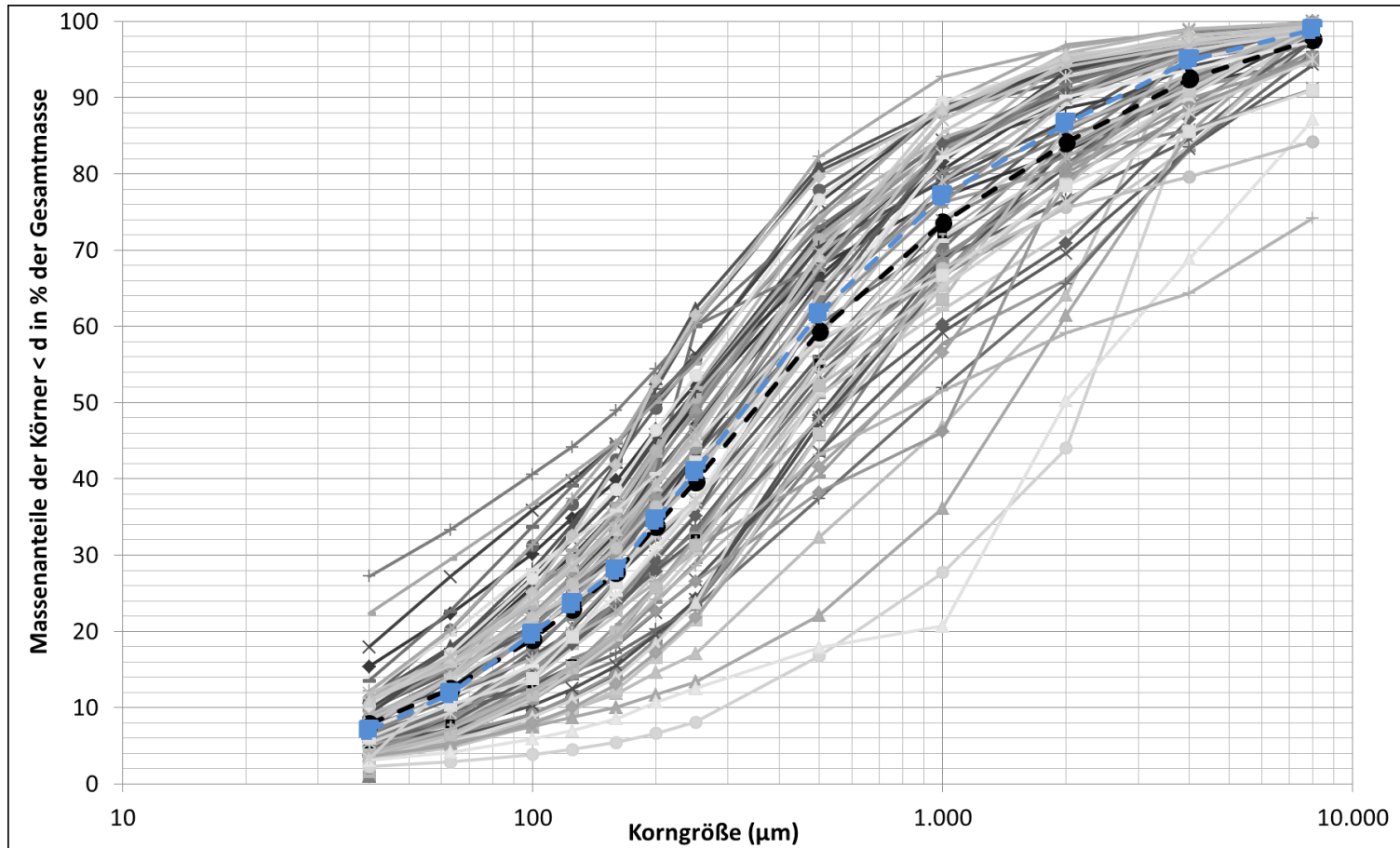
Post-hoc Tests (Dun-Bonferroni) für statistisch signifikante Werte aus dem Kruskal-Wallis Test

	Rinne	Fahrbahnrand	Fahrbahnmitte
Rinne			
Fahrbahnrand	Sp.Masse: p<0,01, r = 0,265 Sp.Masse (< 2mm): p<0,01, r = 0,236 MA (< 2 mm): p = 0,055 MA (2-4 mm): p = 0,402 MA (4-8 mm): p = 0,072 MA (≥ 8 mm): p<0,001, r = 0,393 GV (< 2 mm): p<0,001, r = 0,324 GV (2-4 mm): p<0,001, r = 0,340 GV (4-8 mm): p = 0,045, r = 0,150		
Fahrbahnmitte	Sp.Masse: p<0,01, r = 0,356 Sp.Masse (< 2mm): p<0,01, r = 0,275 MA (< 2 mm): p = 0,055 MA (2-4 mm): p = 0,402 MA (4-8 mm): p = 0,001, r = 0,281 MA (≥ 8 mm): p<0,001, r = 0,548 GV (< 2 mm): p < 0,001, r = 0,431 GV (2-4 mm): p<0,001, r = 0,523 GV (4-8 mm): p <0,001, r = 343	Sp.Masse: p = 0,351 Sp.Masse (< 2 mm): p = 1,000 MA (< 2 mm): p = 0,055 MA (2-4 mm): p = 0,402 MA (4-8 mm): p = 0,110 MA (>8mm): p = 0,025, r = 0,194 GV (< 2 mm): p = 0,189 GV (2-4 mm): p = 0,010, r = 0,216 GV (4-8 mm): p = 0,011	

Jede Zeile prüft die Nullhypothese, dass die Verteilungen in Stichprobe 1 und Stichprobe 2 gleich sind. Asymptotische Signifikanz (zweiseitige Tests) werden angezeigt. Das Signifikanzniveau ist 0,05.

r: 0,1-0,3 schwacher Effekt, 0,3-0,5 mittlerer Effekt, > 0,5 starker Effekt

MA = Massenanteil (%), Sp. Masse = Spezifische Masse (g/m²)

Anhang 19: Partikelgrößenverteilung und Messwerte in Feststoffdepositionen aus der Siebung (n = 74)

Partikelgrößenverteilung – Feststoffdepositionen, 2016 bis 2018 (n = 74), (Mittelwert: schwarze Kurve, Median: blaue Kurve; Frühjahr: n = 29, Sommer: n = 19, Herbst: n = 14, Winter: n = 12)

Bezeichnung: Laufende Labor-ID.Standort.Quartal.Jahr

Bezeichnung	Probenahmedatum	Proben (g)	Akkumulierter Massenanteil kleiner x µm (%)												Partikelgröße µm < x % (abgelesen)		
			40	63	100	125	160	200	250	500	1.000	2.000	4.000	8.000	d10	d50	d90
1.NES.Q2.2016	29./31.08.2016	2	5,1	7,7	12,2	15,7	19,9	25,9	32,0	55,1	72,2	83,5	91,9	99,1	80	530	3400
2.NIB.Q2.2016	31.08.2016	1	7,5	13,6	22,4	26,7	33,0	40,7	47,0	66,5	80,6	90,8	96,9	100,0	50	280	1900
3.RBS.Q2.2016	29.08.2016	1	8,1	14,0	25,7	28,8	35,8	43,4	50,2	69,2	79,4	89,8	95,7	99,3	47	250	2.000
4.BRS.Q1.2017	11./24.04.2017	2	11,3	18,0	26,7	33,4	42,2	53,1	62,3	81,0	88,9	93,6	98,4	99,9		190	1200
5.ECL.Q1.2017	05./12./28.04.2017	3	9,3	15,9	25,8	29,9	35,8	43,0	49,8	67,7	82,7	89,7	96,2	99,5	43	250	2.000
6.FRS.Q1.2017	04./13./ 21./ 28.04.; 10.05.2017	5	5,6	9,9	14,8	18,8	23,2	28,2	33,4	53,6	69,0	76,7	84,6	97,6	63	450	5500
7.GBS.Q1.2017	6./12./21.04.2017	3	10,3	16,8	25,0	29,4	35,2	42,1	48,7	70,6	83,8	90,1	95,8	99,3	41	270	2.000
8.LID.Q1.2017	20./24./28.04., 10./17./27.05.2017	6	5,8	8,4	11,9	13,8	16,3	19,7	23,5	43,1	66,8	83,8	95,2	99,5	80	600	3000
9.MCS.Q1.2017	20./25./28.04., 10./17./27.05.2017	6	9,8	14,7	20,1	23,4	27,2	32,0	37,0	56,0	73,5	86,9	96,6	99,7	41	400	2500
10.NES.Q1.2017	13./17./28./30.03., 12./20./24.04.2017	7	15,4	22,3	30,1	34,8	39,8	46,5	52,3	67,9	76,9	83,0	90,5	98,5		230	3900
11.NIB.Q1.2017	13./17./30.03., 13./20.04.2017	5	10,4	14,7	20,8	24,9	29,8	35,7	41,5	63,9	83,1	90,7	95,1	97,4	38	330	1900
12.RBS.Q1.2017	04./17./28.03., 20.04.2017	4	9,7	15,3	22,2	27,4	33,6	41,6	49,3	71,8	83,6	90,1	96,8	99,9	42	260	2.000
13.STS.Q1.2017	04./11./21./24./28.04., 09.05.2017	6	9,2	16,7	26,6	32,0	38,0	45,1	51,6	72,3	84,4	90,9	96,5	99,6	44	250	1800
14.BRS.Q2.2017	06.07.2017	1	8,7	14,2	21,7	26,4	32,5	40,1	47,3	68,8	80,2	86,3	92,4	97,5	45	280	3000

Bezeichnung	Probenahmedatum	Proben (g)	Akkumulierter Massenanteil kleiner x µm (%)												Partikelgröße µm < x % (abgelesen)		
			40	63	100	125	160	200	250	500	1.000	2.000	4.000	8.000	d10	d50	d90
15.ECL.Q2.2017	18.07.2017	1	11,1	20,1	31,3	36,7	42,5	49,3	55,8	77,8	88,0	92,3	95,8	98,8	36	210	1500
16.FRS.Q2.2017	06./ 19.07.17	2	4,0	8,4	15,6	20,4	26,7	34,9	42,9	68,7	83,1	88,7	91,9	94,6	70	310	2800
17.GBS.Q2.2017	18.07.2017	1	6,8	12,1	20,2	25,6	31,7	40,3	60,0	74,7	88,6	93,3	96,7	99,1	52	220	1200
18.GBS2.Q2.2017	19.07.2017	1	10,2	16,8	25,2	30,6	36,8	44,3	51,4	71,5	84,6	90,9	95,0	97,8	38	250	1900
19.LID.Q2.2017	18.07.2017	1	3,8	6,0	9,1	11,4	14,4	18,9	24,2	48,3	68,8	81,0	96,0	98,8	110	550	3000
20.MCS.Q2.2017	18./19.07.2017	2	4,3	6,4	9,1	11,5	14,5	18,8	23,5	45,8	68,3	83,2	91,1	95,1	110	580	3700
21.NES.mit.Baum. Q2.2017	06.07.2017	1	4,5	9,2	17,4	22,5	29,0	36,4	43,2	60,2	71,2	81,3	92,8	97,5	65	340	3500
22.NES.ohne.Bau m.Q2.2017	19.07.2017	1	17,9	27,1	35,9	39,7	44,6	50,5	56,3	76,3	88,3	94,3	97,5	100,0		200	1250
23.NIB.Q2.2017	05.07.2017	1	6,5	12,0	20,7	25,6	31,1	37,8	44,1	63,1	78,5	85,8	92,9	97,2	48	250	950
24.RBS.Q2.2017	05.07.2017	1	7,5	13,8	23,5	29,4	35,9	43,7	50,7	71,4	82,1	95,1	97,4	98,1	49	250	1500
25.STS.Q2.2017	06.07.2017	1	10,4	17,7	28,1	34,1	41,8	51,7	60,6	80,4	88,0	93,8	96,7	98,7	39	190	1300
26.BRS.Q3.2017	17.10.2017	1	4,0	7,0	11,9	15,3	20,9	26,0	31,1	40,4	57,8	66,2	83,1	100,0	85	750	5300
27.ECL.Q3.2017	17.10.2017	1	13,5	22,6	33,7	39,1	44,8	50,8	55,9	73,0	84,2	91,8	97,3	99,8		200	1700
28.FRS.Q3.2017	17.10.2017	1	8,6	12,6	20,3	25,4	30,0	36,9	43,0	65,7	81,6	93,5	97,5	99,7	48	320	1600
29.GBS.Q3.2017	17.10/03.11.2017	2	6,8	11,1	17,9	22,2	27,6	34,5	40,7	63,2	77,4	85,0	90,5	99,3	56	340	3700
30.LID.Q3.2017	18.10.2017	1	4,3	5,9	8,2	9,8	11,8	14,6	17,1	32,3	46,9	64,1	97,6	99,0	130	120 0	3500
31.MCS.Q3.2017	18./26./30.10., 03.11.2017	4	6,4	10,1	13,0	15,4	18,2	22,5	26,7	43,5	59,2	69,6	83,3	94,3	63	680	6000
32.NES.Q3.2017	16./26.10, 03.11.2017	3	7,1	12,0	20,4	24,9	31,3	38,9	45,6	69,3	83,0	90,9	96,7	99,1	52	280	1800
33.NIB.Q3.2017	16./30.10., 07.11.2017	3	5,9	9,8	15,7	19,2	23,4	28,4	33,2	52,6	70,2	85,5	94,6	99,7	63	450	2900
34.RBS.Q3.2017	17.10.2017	1	9,8	16,6	27,2	32,5	38,6	45,3	51,3	70,4	79,1	87,1	94,1	97,5	41	250	2700

Bezeichnung	Probenahmedatum	Proben (g)	Akumulierter Massenanteil kleiner x µm (%)												Partikelgröße µm < x % (abgelesen)		
			40	63	100	125	160	200	250	500	1.000	2.000	4.000	8.000	d10	d50	d90
35.STS.Q3.2017	17./26.10.2017	2	4,3	7,3	13,2	16,5	18,8	23,8	29,0	50,7	66,8	75,7	89,1	98,3	80	490	4200
36.BRS.Q4.2017	07.12.2017; 30.01.,06./19.02.2018	4	5,4	7,8	13,7	17,8	22,2	27,6	32,0	50,9	62,2	72,4	83,7	98,3	75	490	5200
37.ECL.Q4.2017	09./30.01., 06.02.2018	3	7,7	11,0	16,7	20,0	23,7	27,9	32,1	47,6	60,3	70,9	87,2	97,7	65	580	4900
40.FRS.Q4.2017	07.12.2017, 29.01.,05./13./19./28. 02.2018	5	5,4	7,1	10,3	12,4	15,5	19,6	24,1	47,2	66,2	83,5	91,8	97,8	200	560	3500
41.GBS.Q4.2017	07.12.2017, 06./19.02.2018	3	5,8	8,8	14,8	18,9	23,8	29,8	35,3	55,4	69,3	79,5	88,0	96,2	70	410	4900
42.LID.Q4.2017	29.01., 05./13.02.2018	3	2,2	2,9	3,8	4,5	5,4	6,6	8,1	16,8	27,7	44,0	88,5	98,7	290	220 0	4500
43.MCS.Q4.2017	29.01., 05./13./19./23./28.02. 2018	6	6,9	9,4	12,7	14,7	17,1	20,2	23,2	37,4	51,9	65,6	83,5	96,0	69	900	5800
44.NES.Q4.2017	09./30.01., 06./19./23.02.2018	5	11,4	16,1	23,7	28,3	34,6	43,0	52,0	74,4	84,8	90,1	95,9	99,2		240	2.000
45.NES.o.B.Q4/17	09.01.2018	1	6,5	11,7	20,4	25,2	30,9	37,6	44,0	67,4	82,9	90,2	96,0	99,3	55	300	2.000
46.NIB.Q4.2017	07.12.2017, 29.01., 05.02.2018	3	5,4	8,0	14,1	18,3	23,0	29,2	35,2	62,1	83,9	90,7	95,7	98,9	75	370	1900
47.RBS.Q4.2017	29.01., 05./13.02.2018	3	4,4	6,6	11,2	14,7	19,3	25,8	32,3	55,0	67,4	80,1	89,9	95,0	90	430	4000
48.STS.Q4.2017	07.12.2017, 29.01., 05.02.2018	3	3,7	5,5	8,7	11,0	14,0	18,4	23,7	51,9	71,8	81,1	90,2	99,6	120	490	4000
49.BRS.A.Q1/18	08./29.05.,06.06.2018	3	5,3	9,4	15,4	19,1	23,9	30,6	37,0	59,3	73,9	82,5	85,8	91,2	65	370	7000
50.BRS.C.Q1/18	08./29.05.,06.06.2018	3	10,7	16,0	21,8	24,7	28,0	32,4	37,2	58,3	79,0	90,0	95,7	100,0	36	370	2.000

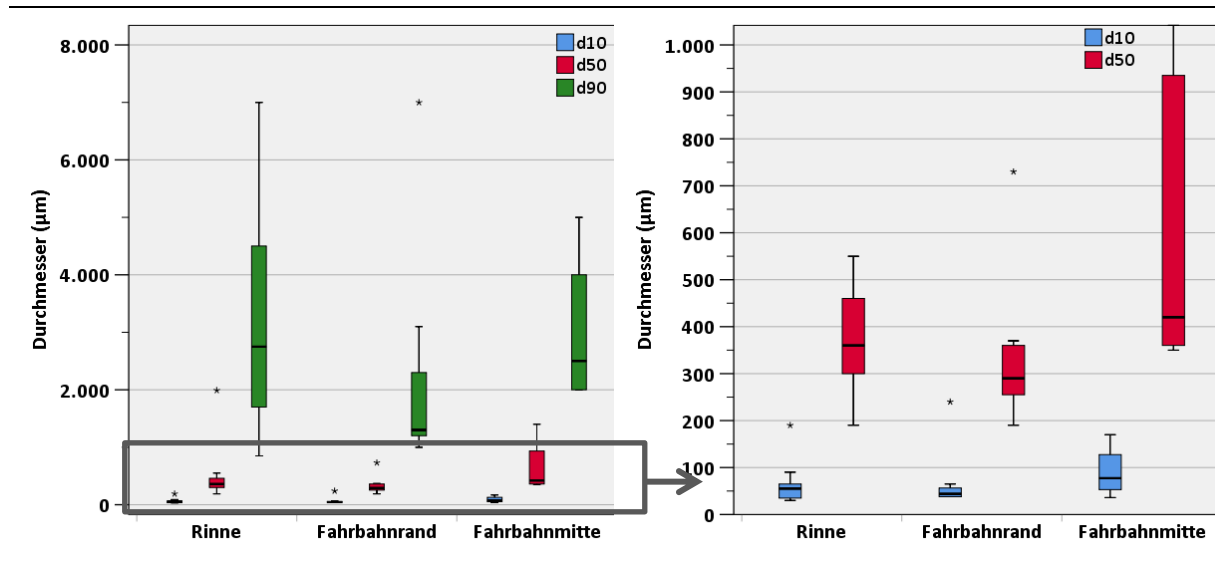
Bezeichnung	Probenahmedatum	Proben (g)	Akkumulierter Massenanteil kleiner x μm (%)												Partikelgröße μm < x % (abgelesen)		
			40	63	100	125	160	200	250	500	1.000	2.000	4.000	8.000	d10	d50	d90
51.BRS.R.Q1/18	08./29.05.,06.06.2018	3	7,3	11,7	19,6	24,2	29,9	37,3	44,1	65,1	76,3	80,8	88,7	95,3	55	300	4500
52.ECL.A.Q1/18	29.05.,06.06.2018	2	27,2	33,3	40,6	44,2	48,9	54,4	60,0	68,0	82,3	91,7	96,7	99,7		170	1800
53.ECL.C.Q1/18	29.05.,06.06.2018	2	22,3	29,5	36,8	40,7	44,9	50,1	55,1	73,8	89,2	97,0	98,7	99,9		200	1100
54.ECL.R.Q1/18	29.05.,06.06.2018	2	12,0	19,6	28,1	32,0	35,9	40,6	44,8	61,6	76,3	89,1	94,9	98,4	30	320	2200
55.ECL.A+R.Q1/18	08.05.2018	1	3,7	6,0	11,0	14,3	18,4	22,6	26,6	38,2	46,2	81,0	91,8	98,5	90	0	3500
56.FRS.A+R.Q1/18	24.04.2018	1	3,3	4,7	7,6	9,6	12,3	16,6	21,5	45,9	65,4	78,6	90,9	99,7	140	580	3800
57.LID.C.Q1/18	08./29.05., 06.06.2018	3	3,8	5,3	7,5	8,7	10,0	11,7	13,4	22,1	36,2	61,5	85,5	99,6	170	0	5000
58.MCS.C.Q1/2018	08./29.05., 06.06.2018	3	4,2	8,3	15,5	20,7	26,8	34,0	40,7	61,3	76,2	89,9	98,7	100,0	70	350	2.000
59.MCS.R.Q1/18	08./29.05., 06.06.2018	3	8,7	12,1	16,5	19,2	22,6	26,5	30,5	48,0	66,4	82,1	93,0	99,2	48	550	3300
60.RBS.A.Q1/18	08./29.05, 06.06.2018	3	10,2	17,1	26,9	32,5	38,6	46,4	53,6	76,6	89,4	94,7	98,2	99,1	38	230	1.000
61.RBS.R.Q1/18	08./29.05, 06.06.2018	3	12,1	20,3	31,4	37,4	44,4	52,7	60,4	82,2	92,7	96,6	99,0	99,6	30	190	850
62.STS.R.Q1/18	08./29.05., 06.06.2018	3	3,2	6,0	11,1	14,6	18,9	24,5	30,3	55,4	74,1	84,2	91,2	99,1	90	460	3800
67.FRS.A.Q1/18	08./29.05., 06.06.2018	3	3,6	5,0	8,0	10,0	13,1	17,2	21,9	41,6	56,6	78,4	97,0	99,9	240	730	3100
68.FRS.C.Q1/18	08./29.05., 06.06.2018	3	3,8	6,4	11,7	15,2	19,8	25,7	31,2	52,2	63,6	85,9	93,2	99,6	85	470	3000
69.FRS.R.Q1/18	08./29.05., 06.06.2018	3	3,1	4,2	5,9	7,0	8,6	10,7	12,5	17,9	20,7	50,3	68,8	87,1	190	0	9000
70.NIB.A.Q1/18	08./29.05., 06.06.2018	3	9,0	13,6	21,9	26,6	32,3	39,3	46,3	67,8	87,1	95,8	99,0	99,9	44	280	1300
71.NIB.R.Q1/18	08./29.05., 06.06.2018	3	5,4	9,3	15,8	19,8	24,6	30,5	36,6	59,8	82,5	92,7	96,2	98,6	65	370	1700
72.ECL.A+R.Q2/18	08./16./23./29./31.08. 2018	5	8,3	13,8	21,8	26,2	30,9	36,3	41,1	57,9	67,6	75,6	79,6	84,2	45	370	--
73.FRS.A+R.Q2/18	08./ 16./22./31.08.2018	4	4,1	7,2	12,3	15,3	19,4	24,1	28,6	43,2	51,6	59,1	64,3	74,2	80	900	--

Bezeichnung	Probenahmedatum	Proben (g)	Akkumulierter Massenanteil kleiner x μm (%)												Partikelgröße μm < x % (abgelesen)		
			40	63	100	125	160	200	250	500	1.000	2.000	4.000	8.000	d10	d50	d90
74.NIB.A.Q2/18	08./10./16.08.2018	3	10,8	15,5	21,6	25,2	29,4	34,4	39,8	64,3	85,5	94,7	97,3	99,4	38	350	1500
75.NIB.R.Q2/18	08./10./16.08.2018	3	7,31	11,40	15,47	19,66	24,75	31,01	37,2	61,8	82,1	90,1	93,7	97,4	55	370	2.000
76.ECL.A.Q3/18	22./26.10., 02./06.11.2018	4	7,6	14,0	25,1	32,6	41,8	52,9	61,4	79,6	88,2	95,0	98,2	99,4	48	190	1200
77.ECL.R.Q3/18	22./26.10., 02./06.11.2018	4	6,0	10,3	13,8	19,2	26,4	34,7	42,2	58,3	66,6	78,5	85,5	91,0	59	350	7000
78.NIB.A.Q3/18	19./26.10., 02.11.2018	3	10,9	16,6	24,3	28,7	33,4	39,2	45,1	69,3	88,5	95,5	97,5	98,8	38	290	1200
79.NIB.R.Q3/18	19./26.10., 02.11.2018	3	11,8	16,6	23,9	28,4	33,4	39,4	45,3	69,7	87,1	94,1	96,8	98,7	35	290	1400
80.ECL.A+R.Q4/18	16./23.01.2019	2	3,3	13,5	19,8	23,8	28,0	32,8	37,2	53,7	65,2	76,2	88,2	94,9	55	450	4800

Anhang 20: Statistische Auswertung – Partikelgrößenparameter d_{10} , d_{50} , d_{90} (μm)

Boxplots der Partikelgrößen kleiner d_x % der Massenanteile nach

Straßenquerschnitt: Rinne (n = 10), Fahrbahnrand (n = 7), Fahrbahnmitte (n = 4)



Teststatistik: Kruskal-Wallis Test – Jahreszeiten und d_{10} , d_{50} , d_{90}

Statistik für Test ^{a,b}			
	d_{10}	d_{50}	d_{90}
Kruskal-Wallis H	7,588	6,283	10,789
Df (Freiheitsgrade)	3	3	3
Asymptotische Signifikanz	0,055	0,099	0,013
a. Kruskal-Wallis-Test			
b. Gruppenvariable: Jahreszeit			

Unterschiede sind nur für den d_{90} statistisch signifikant ($p = 0,013$). Der paarweise Post-Hoc Test wird deshalb nur für d_{90} ausgeführt.

d_{90}	Frühjahr (n = 29)	Sommer (n = 17)	Herbst (n = 14)	Winter (n = 12)
Frühjahr (n = 29)				
Sommer (n = 17)	$p = 0,741$			
Herbst (n = 14)	$p = 1,000$	$p = 0,894$		
Winter (n = 12)	$p = 0,154$	$p = 0,006$, $r = 0,609$	$p = 0,413$	

Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

r : 0,1-0,3 schwacher Effekt, 0,3-0,5 mittlerer Effekt, $> 0,5$ starker Effekt

 Teststatistik: Kruskal-Wallis Test – DTV und d_{10} , d_{50} , d_{90}

Statistik für Test ^{a,b}			
	d_{10}	d_{50}	d_{90}
Kruskal-Wallis H	15,611	13,895	13,430
df (Freiheitsgrade)	6	6	6
Asymptotische Signifikanz	0,016	0,031	0,037
a. Kruskal-Wallis-Test			
b. Gruppenvariable: DTV			

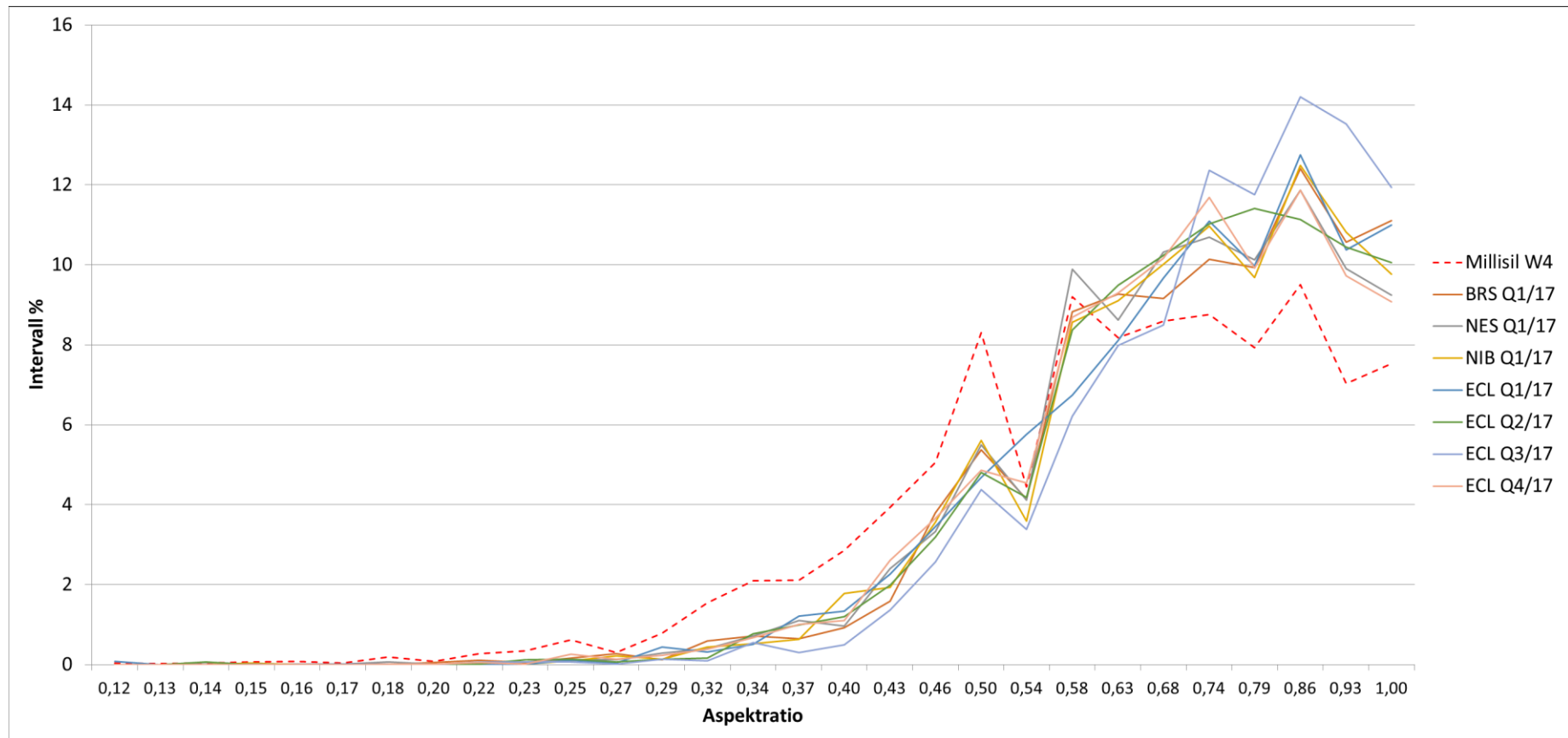
Unterschiede in den Gruppen sind für den d_{10} , d_{50} und d_{90} statistisch signifikant.

	150 DTV (n = 14)	700 DTV (n = 6)	900 DTV (n = 4)	8.000 DTV (n = 5)	13.700 DTV (n = 9)	16.600 DTV (n = 7)
700 DTV (n = 6)	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 0,087					
900 DTV (n = 4)	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 0,354 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000				
8.000 DTV (n = 5)	d_{10} : p = 0,784 d_{50} : p = 0,859 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000			
13.700 DTV (n = 9)	d_{10} : p = 0,198 d_{50} : p = 0,220 d_{90} : p = 1,000 d_{10}: p = 0,048, r = 0,666	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000		
16.600 DTV (n = 7)	d_{50}: p = 0,039, r = 0,680 d_{90} : p = 0,944	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 0,801	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	
27.000 DTV (n = 11)	d_{10}: p = 0,043, r = 0,617 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 0,062	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000	d_{10} : p = 1,000 d_{50} : p = 1,000 d_{90} : p = 1,000

Anhang 21: Statistische Lageparameter – Partikeleigenschaften gemessen durch digitale Bildanalyse für Millisil W4 und sieben Proben in $FD_{FA-PSD} (< 250 \mu m)$

Nr.	Probe	Dichte (g/cm ³)	Lage-para- meter	Fläche	CE-Ø	L (Länge)	D (Breite)	D/L (Aspect Ra- tio)	Zirkularität	Umfang
1	Millisil W4	2,65	MW	1057	30	31	19	0,6	1,0	88
1	Millisil W4	2,65	STAB.N	2606	22	32	22	0,7	0,1	91
1	Millisil W4	2,65	Median	413	23	21	11	0,5	1,0	55
1	Millisil W4	2,65	MIN	2	2	1	0	0,4	0,2	3
1	Millisil W4	2,65	MAX	89606	338	765	278	0,4	1,0	1759
1	Millisil W4	2,65	d10	190	16	11	5	0,5	0,9	25
1	Millisil W4	2,65	d25	269	19	15	8	0,5	1,0	36
1	Millisil W4	2,65	d75	761	31	38	23	0,6	1,0	101
1	Millisil W4	2,65	d90	1996	50	68	45	0,7	1,0	192
2	BRS Q1/17	2,55	MW	1193	34	36	25	0,7	1,0	105
2	BRS Q1/17	2,55	STAB.N	2087	20	29	20	0,7	0,1	83
2	BRS Q1/17	2,55	Median	603	28	30	21	0,7	1,0	80
2	BRS Q1/17	2,55	MIN	2	2	1	1	0,5	0,3	3
2	BRS Q1/17	2,55	MAX	61003	279	786	265	0,3	1,0	1707
2	BRS Q1/17	2,55	d10	223	17	11	8	0,7	0,9	30
2	BRS Q1/17	2,55	d25	348	21	15	10	0,7	0,9	46
2	BRS Q1/17	2,55	d75	1209	39	47	35	0,7	1,0	139
2	BRS Q1/17	2,55	d90	2475	56	71	50	0,7	1,0	205
3	NES Q1/17	2,48	MW	1186	33	36	24	0,7	1,0	105
3	NES Q1/17	2,48	STAB.N	2136	20	31	21	0,7	0,1	87
3	NES Q1/17	2,48	Median	570	27	27	17	0,6	1,0	76
3	NES Q1/17	2,48	MIN	3	2	2	0	0,2	0,3	4
3	NES Q1/17	2,48	MAX	81478	322	788	285	0,4	1,0	1845
3	NES Q1/17	2,48	d10	223	17	11	5	0,5	0,9	30
3	NES Q1/17	2,48	d25	334	21	15	8	0,5	0,9	45
3	NES Q1/17	2,48	d75	1181	39	45	32	0,7	1,0	137
3	NES Q1/17	2,48	d90	2475	56	74	49	0,7	1,0	209
4	NIB Q1/17	2,30	MW	1028	31	33	22	0,7	1,0	95
4	NIB Q1/17	2,30	STAB.N	1904	19	28	19	0,7	0,1	80
4	NIB Q1/17	2,30	Median	492	25	23	15	0,7	1,0	66
4	NIB Q1/17	2,30	MIN	3	2	2	0	0,2	0,3	4
4	NIB Q1/17	2,30	MAX	65925	290	567	267	0,5	1,0	1276
4	NIB Q1/17	2,30	d10	223	17	11	5	0,5	0,9	30
4	NIB Q1/17	2,30	d25	302	20	15	8	0,5	0,9	40
4	NIB Q1/17	2,30	d75	956	35	42	30	0,7	1,0	122
4	NIB Q1/17	2,30	d90	2137	52	68	45	0,7	1,0	192
5	ECL Q1/17	2,45	MW	1375	36	41	28	0,7	0,9	119
5	ECL Q1/17	2,45	STAB.N	2260	20	32	21	0,7	0,1	88
5	ECL Q1/17	2,45	Median	761	31	32	23	0,7	1,0	101

Nr.	Probe	Dichte (g/cm ³)	Lage-para- meter	Fläche	CE-Ø	L (Länge)	D (Breite)	D/L (Aspect Ra- tio)	Zirkularität	Umfang
5	ECL Q1/17	2,45	MIN	3	2	2	1	0,4	0,2	4
5	ECL Q1/17	2,45	MAX	81956	323	1166	300	0,3	1,0	2567
5	ECL Q1/17	2,45	d10	269	19	15	8	0,5	0,8	36
5	ECL Q1/17	2,45	d25	413	23	21	15	0,7	0,9	55
5	ECL Q1/17	2,45	d75	1546	44	53	38	0,7	1,0	158
5	ECL Q1/17	2,45	d90	2784	60	75	53	0,7	1,0	219
6	ECL Q2/17	2,72	MW	1551	38	42	30	0,7	0,9	124
6	ECL Q2/17	2,72	STAB.N	2767	23	33	23	0,7	0,1	94
6	ECL Q2/17	2,72	Median	793	32	37	27	0,7	1,0	106
6	ECL Q2/17	2,72	MIN	3	2	2	1	0,4	0,3	4
6	ECL Q2/17	2,72	MAX	10313	362	558	315	0,6	1,0	1365
6	ECL Q2/17	2,72	d10	269	19	15	8	0,5	0,9	36
6	ECL Q2/17	2,72	d25	426	23	21	15	0,7	0,9	57
6	ECL Q2/17	2,72	d75	1631	46	53	38	0,7	1,0	163
6	ECL Q2/17	2,72	d90	3121	63	80	55	0,7	1,0	230
7	ECL Q3/17	2,58	MW	1108	33	35	24	0,7	1,0	103
7	ECL Q3/17	2,58	STAB.N	1821	18	28	19	0,7	0,1	78
7	ECL Q3/17	2,58	Median	603	28	30	21	0,7	1,0	80
7	ECL Q3/17	2,58	MIN	3	2	2	1	0,4	0,3	4
7	ECL Q3/17	2,58	MAX	75234	310	524	322	0,6	1,0	1283
7	ECL Q3/17	2,58	d10	223	17	11	8	0,7	0,9	30
7	ECL Q3/17	2,58	d25	334	21	15	9	0,6	0,9	45
7	ECL Q3/17	2,58	d75	1181	39	45	33	0,7	1,0	137
7	ECL Q3/17	2,58	d90	2306	54	68	48	0,7	1,0	198
8	ECL Q4/17	2,43	MW	1676	41	47	33	0,7	0,9	137
8	ECL Q4/17	2,43	STAB.N	2627	22	33	21	0,7	0,1	90
8	ECL Q4/17	2,43	Median	885	34	38	30	0,8	0,9	116
8	ECL Q4/17	2,43	MIN	4	2	2	1	0,5	0,3	5
8	ECL Q4/17	2,43	MAX	92221	343	981	294	0,3	1,0	2180
8	ECL Q4/17	2,43	d10	413	23	16	13	0,8	0,8	55
8	ECL Q4/17	2,43	d25	557	27	23	16	0,7	0,9	74
8	ECL Q4/17	2,43	d75	1828	48	60	42	0,7	1,0	173
8	ECL Q4/17	2,43	d90	3403	66	83	58	0,7	1,0	239

Anhang 22: Häufigkeitsverteilung – Formfaktor Aspekt Ratio für Millisil W4 und sieben Proben in $FD_{FA-PSD} (< 250 \mu m)$ 

Die Ausdehnung der Partikelkollektive der FD ist ähnlich im Verlauf. Millisil W4 weist einen hohen Anteil ausgedehnter Formen als die realen Materialien.

Anhang 23: Messwerte, deskriptive Statistik – Dichte (g/cm³) und Glühverlust (% GV) in der Siebfraction < 2 mm (n = 40)

Standort	Quar- tal	GV (% GV)	ρ (g/cm ³)	ρ Glüh- rest (g/cm ³)	Deskriptive Statistik	GV (% GV)	ρ (g/cm ³)	ρ Glüh- rest (g/cm ³)
BRS	Q1/17	5,4	2,59	2,78	Häufigkeit	40	40	40
ECL	Q1/17	17,0	2,25	2,80	Mittelwert	14,0	2,38	2,78
FRS	Q1/17	24,1	2,15	2,77	SD	6,8	0,16	0,04
GBS	Q1/17	16,3	2,31	2,79	Perzentile (25 %)	7,7	2,28	2,75
LID	Q1/17	9,6	2,45	2,75	Median	13,0	2,40	2,77
MCS	Q1/17	12,8	2,40	2,79	Perzentile (75 %)	17,8	2,50	2,81
NES	Q1/17	24,3	2,16	2,82	Minimum	5,4	1,99	2,70
NIB	Q1/17	13,2	2,37	2,81	Maximum	33,9	2,62	2,85
RBS	Q1/17	18,8	2,29	2,83	Schiefe	0,872	-0,468	-0,186
STS	Q1/17	15,0	2,35	2,79	Standardfehler der Schiefe	0,374	0,374	0,374
BRS	Q2/17	7,4	2,56	2,77	Kurtosis	0,404	-0,627	-0,874
ECL	Q2/17	7,6	2,56	2,83	Standardfehler der Kurtosis	0,733	0,733	0,733
FRS	Q2/17	23,5	2,17	2,81				
GBS	Q2/17	8,0	2,50	2,73				
LID	Q2/17	9,4	2,45	2,73				
MCS	Q2/17	8,4	2,50	2,78				
NES	Q2/17	5,7	2,59	2,73				
NIB	Q2/17	9,2	2,47	2,75				
RBS	Q2/17	33,9	1,99	2,71				
STS	Q2/17	23,6	2,11	2,80				
BRS	Q3/17	6,6	2,61	2,82				
ECL	Q3/17	11,7	2,45	2,83				
FRS	Q3/17	27,2	2,10	2,81				
GBS	Q3/17	15,2	2,32	2,76				
LID	Q3/17	6,4	2,56	2,77				
MCS	Q3/17	17,8	2,12	2,85				
NES	Q3/17	19,5	2,29	2,81				
NIB	Q3/17	19,8	2,18	2,80				
RBS	Q3/17	17,8	2,28	2,81				
STS	Q3/17	8,8	2,44	2,74				
BRS	Q4/17	6,8	2,60	2,81				
ECL	Q4/17	10,8	2,47	2,76				
FRS	Q4/17	15,5	2,35	2,71				
GBS	Q4/17	15,6	2,33	2,76				
LID	Q4/17	7,4	2,56	2,75				
MCS	Q4/17	12,3	2,45	2,77				
NES	Q4/17	13,5	2,41	2,74				
NIB	Q4/17	7,4	2,52	2,71				
RBS	Q4/17	17,5	2,31	2,74				
STS	Q4/17	7,2	2,49	2,70				

Anhang 24: Messwerte – Dichte (g/cm³) und Glühverlust (% GV) in Siebfractionen < 40 µm bis 1.000-2.000 µm, n = 728 und n = 730

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktionsnummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
1	4.BRS.Q1.2017	< 40	1	2,492	12,7
2	4.BRS.Q1.2017	40-63	2	2,529	9,8
3	4.BRS.Q1.2017	63-100	3	2,594	6,4
4	4.BRS.Q1.2017	100-125	4	2,645	3,7
5	4.BRS.Q1.2017	125-160	5	2,662	2,4
6	4.BRS.Q1.2017	160-200	6	2,650	1,9
7	4.BRS.Q1.2017	200-250	7	2,642	2,0
8	4.BRS.Q1.2017	250-500	8	2,651	2,5
9	4.BRS.Q1.2017	500-1.000	9	2,620	4,4
10	4.BRS.Q1.2017	1.000-2.000	10	2,634	6,0
11	5.ECL.Q1.2017	< 40	1	2,359	18,5
12	5.ECL.Q1.2017	40-63	2	2,438	16,2
13	5.ECL.Q1.2017	63-100	3	2,456	15,1
14	5.ECL.Q1.2017	100-125	4	2,440	13,5
15	5.ECL.Q1.2017	125-160	5	2,482	12,2
16	5.ECL.Q1.2017	160-200	6	2,503	11,0
17	5.ECL.Q1.2017	200-250	7	2,519	9,9
18	5.ECL.Q1.2017	250-500	8	2,590	7,4
19	5.ECL.Q1.2017	500-1.000	9	2,348	19,0
20	5.ECL.Q1.2017	1.000-2.000	10	1,959	31,2
21	6.FRS.Q1.2017	< 40	1		18,7
22	6.FRS.Q1.2017	40-63	2	2,308	22,7
23	6.FRS.Q1.2017	63-100	3	2,236	25,5

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktionsnummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
24	6.FRS.Q1.2017	100-125	4	2,313	28,1
25	6.FRS.Q1.2017	125-160	5		25,8
26	6.FRS.Q1.2017	160-200	6	2,251	24,1
27	6.FRS.Q1.2017	200-250	7	2,270	22,1
28	6.FRS.Q1.2017	250-500	8	2,438	17,6
29	6.FRS.Q1.2017	500-1.000	9	2,278	20,0
30	6.FRS.Q1.2017	1.000-2.000	10	1,942	37,7
31	7.GBS.Q1.2017	< 40	1	2,316	17,8
32	7.GBS.Q1.2017	40-63	2	2,311	17,6
33	7.GBS.Q1.2017	63-100	3	2,301	18,7
34	7.GBS.Q1.2017	100-125	4	2,315	18,1
35	7.GBS.Q1.2017	125-160	5	2,308	16,8
36	7.GBS.Q1.2017	160-200	6	2,368	15,8
37	7.GBS.Q1.2017	200-250	7	2,415	12,5
38	7.GBS.Q1.2017	250-500	8	2,503	11,0
39	7.GBS.Q1.2017	500-1.000	9	2,361	11,4
40	7.GBS.Q1.2017	1.000-2.000	10	2,478	14,8
41	8.LID.Q1.2017	< 40	1	2,411	17,1
42	8.LID.Q1.2017	40-63	2	2,288	22,1
43	8.LID.Q1.2017	63-100	3	2,349	21,4
44	8.LID.Q1.2017	100-125	4	2,318	19,8
45	8.LID.Q1.2017	125-160	5	2,342	16,3
46	8.LID.Q1.2017	160-200	6	2,375	13,7
47	8.LID.Q1.2017	200-250	7	2,380	12,1
48	8.LID.Q1.2017	250-500	8	2,510	7,2
49	8.LID.Q1.2017	500-1.000	9	2,598	4,8
50	8.LID.Q1.2017	1.000-2.000	10	2,603	6,4

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
51	9.MCS.Q1.2017	< 40	1	2,357	16,2
52	9.MCS.Q1.2017	40-63	2	2,321	17,9
53	9.MCS.Q1.2017	63-100	3	2,311	17,9
54	9.MCS.Q1.2017	100-125	4	2,269	21,5
55	9.MCS.Q1.2017	125-160	5	2,280	20,6
56	9.MCS.Q1.2017	160-200	6	2,370	17,0
57	9.MCS.Q1.2017	200-250	7	2,281	22,2
58	9.MCS.Q1.2017	250-500	8	2,504	8,3
59	9.MCS.Q1.2017	500-1.000	9	2,528	7,0
60	9.MCS.Q1.2017	1.000-2.000	10	2,619	5,0
61	10.NES.Q1.2017	< 40	1	2,352	16,5
62	10.NES.Q1.2017	40-63	2	2,371	15,3
63	10.NES.Q1.2017	63-100	3	2,331	18,9
64	10.NES.Q1.2017	100-125	4	2,331	19,9
65	10.NES.Q1.2017	125-160	5	2,340	17,5
66	10.NES.Q1.2017	160-200	6	2,365	12,6
67	10.NES.Q1.2017	200-250	7	2,333	14,9
68	10.NES.Q1.2017	250-500	8	2,262	26,4
69	10.NES.Q1.2017	500-1.000	9	2,193	34,4
70	10.NES.Q1.2017	1.000-2.000	10	1,861	45,3
71	11.NIB.Q1.2017	< 40	1	2,226	21,5
72	11.NIB.Q1.2017	40-63	2	2,478	12,9
73	11.NIB.Q1.2017	63-100	3	2,289	15,1
74	11.NIB.Q1.2017	100-125	4	2,433	13,2
75	11.NIB.Q1.2017	125-160	5	2,488	10,5
76	11.NIB.Q1.2017	160-200	6	2,514	8,4
77	11.NIB.Q1.2017	200-250	7	2,568	6,5

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
78	11.NIB.Q1.2017	250-500	8	2,562	18,8
79	11.NIB.Q1.2017	500-1.000	9	2,590	5,3
80	11.NIB.Q1.2017	1.000-2.000	10	2,592	10,0
81	12.RBS.Q1.2017	< 40	1	2,224	23,5
82	12.RBS.Q1.2017	40-63	2	2,271	20,5
83	12.RBS.Q1.2017	63-100	3	2,319	17,5
84	12.RBS.Q1.2017	100-125	4	2,335	18,2
85	12.RBS.Q1.2017	125-160	5	2,434	14,7
86	12.RBS.Q1.2017	160-200	6	2,418	12,6
87	12.RBS.Q1.2017	200-250	7	2,413	10,5
88	12.RBS.Q1.2017	250-500	8	2,449	13,9
89	12.RBS.Q1.2017	500-1.000	9	2,224	24,1
90	12.RBS.Q1.2017	1.000-2.000	10	2,041	37,5
91	13.STS.Q1.2017	< 40	1	2,471	12,3
92	13.STS.Q1.2017	40-63	2	2,449	12,7
93	13.STS.Q1.2017	63-100	3	2,425	13,0
94	13.STS.Q1.2017	100-125	4	2,417	12,6
95	13.STS.Q1.2017	125-160	5	2,419	12,2
96	13.STS.Q1.2017	160-200	6	2,389	11,5
97	13.STS.Q1.2017	200-250	7	2,447	9,7
98	13.STS.Q1.2017	250-500	8	2,452	9,2
99	13.STS.Q1.2017	500-1.000	9	2,393	12,6
100	13.STS.Q1.2017	1.000-2.000	10	2,025	30,4
101	14.BRS.Q2.2017	< 40	1	2,483	11,9
102	14.BRS.Q2.2017	40-63	2	2,514	11,4
103	14.BRS.Q2.2017	63-100	3	2,559	12,8
104	14.BRS.Q2.2017	100-125	4	2,562	6,7

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
105	14.BRS.Q2.2017	125-160	5	2,507	7,1
106	14.BRS.Q2.2017	160-200	6	2,568	5,7
107	14.BRS.Q2.2017	200-250	7	2,565	6,3
108	14.BRS.Q2.2017	250-500	8	2,602	2,5
109	14.BRS.Q2.2017	500-1.000	9	2,561	7,3
110	14.BRS.Q2.2017	1.000-2.000	10	2,586	7,3
111	15.ECL.Q2.2017	< 40	1	2,614	8,6
112	15.ECL.Q2.2017	40-63	2	2,650	7,2
113	15.ECL.Q2.2017	63-100	3	2,613	7,7
114	15.ECL.Q2.2017	100-125	4	2,549	7,2
115	15.ECL.Q2.2017	125-160	5	2,565	6,2
116	15.ECL.Q2.2017	160-200	6	2,542	7,3
117	15.ECL.Q2.2017	200-250	7	2,559	6,9
118	15.ECL.Q2.2017	250-500	8	2,618	3,4
119	15.ECL.Q2.2017	500-1.000	9	2,657	3,8
120	15.ECL.Q2.2017	1.000-2.000	10	2,627	7,1
121	16.FRS.Q2.2017	< 40	1	2,410	16,1
122	16.FRS.Q2.2017	40-63	2	2,321	18,9
123	16.FRS.Q2.2017	63-100	3	2,216	25,1
124	16.FRS.Q2.2017	100-125	4	2,187	31,5
125	16.FRS.Q2.2017	125-160	5	2,162	38,9
126	16.FRS.Q2.2017	160-200	6	2,189	44,3
127	16.FRS.Q2.2017	200-250	7	2,190	32,8
128	16.FRS.Q2.2017	250-500	8	2,211	19,6
129	16.FRS.Q2.2017	500-1.000	9	2,071	27,2
130	16.FRS.Q2.2017	1.000-2.000	10	1,982	57,7
131	17.GBS.Q2.2017	< 40	1	2,480	12,3

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
132	17.GBS.Q2.2017	40-63	2	2,486	13,8
133	17.GBS.Q2.2017	63-100	3	2,445	15,6
134	17.GBS.Q2.2017	100-125	4	2,471	14,6
135	17.GBS.Q2.2017	125-160	5	2,504	10,6
136	17.GBS.Q2.2017	160-200	6	2,488	14,5
137	17.GBS.Q2.2017	200-250	7	2,508	9,9
138	17.GBS.Q2.2017	250-500	8	2,599	3,8
139	17.GBS.Q2.2017	500-1.000	9	2,588	4,4
140	17.GBS.Q2.2017	1.000-2.000	10	2,498	8,7
141	18.GBS2.Q2.2017.1	< 40	1	2,298	20,1
142	18.GBS2.Q2.2017.10	40-63	2	2,269	22,2
143	18.GBS2.Q2.2017.2	63-100	3	2,200	20,7
144	18.GBS2.Q2.2017.3	100-125	4	2,237	23,3
145	18.GBS2.Q2.2017.4	125-160	5	2,237	31,1
146	18.GBS2.Q2.2017.5	160-200	6	2,240	16,8
147	18.GBS2.Q2.2017.6	200-250	7	2,273	20,2
148	18.GBS2.Q2.2017.7	250-500	8	2,228	16,8
149	18.GBS2.Q2.2017.8	500-1.000	9	2,262	23,7
150	18.GBS2.Q2.2017.9	1.000-2.000	10	2,171	35,2
151	19.LID.Q2.2017	< 40	1	2,387	16,2
152	19.LID.Q2.2017	40-63	2	2,350	21,0
153	19.LID.Q2.2017	63-100	3	2,340	17,9
154	19.LID.Q2.2017	100-125	4	2,367	13,3
155	19.LID.Q2.2017	125-160	5	2,419	11,6
156	19.LID.Q2.2017	160-200	6	2,463	10,9
157	19.LID.Q2.2017	200-250	7	2,529	17,4
158	19.LID.Q2.2017	250-500	8	2,554	6,3

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
159	19.LID.Q2.2017	500-1.000	9	2,586	5,1
160	19.LID.Q2.2017	1.000-2.000	10	2,656	10,0
161	20.MCS.Q2.2017	< 40	1	2,545	8,8
162	20.MCS.Q2.2017	40-63	2	2,533	9,4
163	20.MCS.Q2.2017	63-100	3	2,507	11,5
164	20.MCS.Q2.2017	100-125	4	2,480	10,3
165	20.MCS.Q2.2017	125-160	5	2,499	10,0
166	20.MCS.Q2.2017	160-200	6	2,468	7,5
167	20.MCS.Q2.2017	200-250	7	2,504	7,1
168	20.MCS.Q2.2017	250-500	8	2,564	5,0
169	20.MCS.Q2.2017	500-1.000	9	2,617	3,4
170	20.MCS.Q2.2017	1.000-2.000	10	2,511	9,5
171	21.NES.mB.Q2.2017	< 40	1	2,295	24,6
172	21.NES.mB.Q2.2017	40-63	2	2,293	22,7
173	21.NES.mB.Q2.2017	63-100	3	2,216	24,9
174	21.NES.mB.Q2.2017	100-125	4	2,155	28,7
175	21.NES.mB.Q2.2017	125-160	5	2,095	29,3
176	21.NES.mB.Q2.2017	160-200	6	2,091	29,0
177	21.NES.mB.Q2.2017	200-250	7	2,083	30,2
178	21.NES.mB.Q2.2017	250-500	8	2,098	30,4
179	21.NES.mB.Q2.2017	500-1.000	9	1,920	42,3
180	21.NES.mB.Q2.2017	1.000-2.000	10	1,885	35,9
181	22.NES.oB.Q2.2017	< 40	1	2,595	7,7
182	22.NES.oB.Q2.2017	40-63	10	2,662	4,0
183	22.NES.oB.Q2.2017	63-100	2	2,596	7,3
184	22.NES.oB.Q2.2017	100-125	3	2,574	7,5
185	22.NES.oB.Q2.2017	125-160	4	2,567	6,1

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
186	22.NES.oB.Q2.2017	160-200	5	2,478	5,0
187	22.NES.oB.Q2.2017	200-250	6	2,512	4,5
188	22.NES.oB.Q2.2017	250-500	7	2,596	3,3
189	22.NES.oB.Q2.2017	500-1.000	8	2,634	1,9
190	22.NES.oB.Q2.2017	1.000-2.000	9	2,629	2,5
191	23.NIB.Q2.2017	< 40	1	2,509	12,2
192	23.NIB.Q2.2017	40-63	2	2,542	10,2
193	23.NIB.Q2.2017	63-100	3	2,592	9,5
194	23.NIB.Q2.2017	100-125	4	2,588	8,7
195	23.NIB.Q2.2017	125-160	5	2,599	7,4
196	23.NIB.Q2.2017	160-200	6	2,544	8,3
197	23.NIB.Q2.2017	200-250	7	2,570	7,8
198	23.NIB.Q2.2017	250-500	8	2,580	4,4
199	23.NIB.Q2.2017	500-1.000	9	2,600	5,8
200	23.NIB.Q2.2017	1.000-2.000	10	2,169	23,0
201	24.RBS.Q2.2017	< 40	1	2,417	14,5
202	24.RBS.Q2.2017	40-63	2	2,462	12,7
203	24.RBS.Q2.2017	63-100	3	2,404	13,6
204	24.RBS.Q2.2017	100-125	4	2,405	15,6
205	24.RBS.Q2.2017	125-160	5	2,419	15,1
206	24.RBS.Q2.2017	160-200	6	2,411	14,0
207	24.RBS.Q2.2017	200-250	7	2,406	14,0
208	24.RBS.Q2.2017	250-500	8	2,041	30,4
209	24.RBS.Q2.2017	500-1.000	9	1,530	60,0
210	24.RBS.Q2.2017	1.000-2.000	10	1,500	88,2
211	25.STS.Q2.2017	< 40	1	2,405	12,9
212	25.STS.Q2.2017	40-63	2	2,406	14,9

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
213	25.STS.Q2.2017	63-100	3	2,386	15,3
214	25.STS.Q2.2017	100-125	4	2,416	12,5
215	25.STS.Q2.2017	125-160	5	2,469	9,2
216	25.STS.Q2.2017	160-200	6	2,422	8,3
217	25.STS.Q2.2017	200-250	7	2,430	8,6
218	25.STS.Q2.2017	250-500	8	2,679	9,2
219	25.STS.Q2.2017	500-1.000	9	2,452	8,4
220	25.STS.Q2.2017	1.000-2.000	10	1,189	82,0
221	26.BRS.Q3.2017	< 40	1	2,519	14,8
222	26.BRS.Q3.2017	40-63	2	2,562	9,2
223	26.BRS.Q3.2017	63-100	3	2,572	8,9
224	26.BRS.Q3.2017	100-125	4	2,582	7,7
225	26.BRS.Q3.2017	125-160	5	2,590	6,0
226	26.BRS.Q3.2017	160-200	6	2,592	8,1
227	26.BRS.Q3.2017	200-250	7	2,575	6,0
228	26.BRS.Q3.2017	250-500	8	2,623	5,9
229	26.BRS.Q3.2017	500-1.000	9	2,615	6,2
230	26.BRS.Q3.2017	1.000-2.000	10	2,587	6,9
231	27.ECL.Q3.2017	< 40	1	2,506	12,7
232	27.ECL.Q3.2017	40-63	2	2,548	10,0
233	27.ECL.Q3.2017	63-100	3	2,485	11,7
234	27.ECL.Q3.2017	100-125	4	2,493	12,6
235	27.ECL.Q3.2017	125-160	5	2,491	10,4
236	27.ECL.Q3.2017	160-200	6	2,494	8,9
237	27.ECL.Q3.2017	200-250	7	2,482	7,8
238	27.ECL.Q3.2017	250-500	8	2,552	8,0
239	27.ECL.Q3.2017	500-1.000	9	2,475	10,2

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
240	27.ECL.Q3.2017	1.000-2.000	10	2,325	19,4
241	28.FRS.Q3.2017	< 40	1	2,335	18,2
242	28.FRS.Q3.2017	40-63	2	2,311	17,4
243	28.FRS.Q3.2017	63-100	3	2,200	25,4
244	28.FRS.Q3.2017	100-125	4	2,177	26,9
245	28.FRS.Q3.2017	125-160	5	2,136	29,3
246	28.FRS.Q3.2017	160-200	6	2,173	28,5
247	28.FRS.Q3.2017	200-250	7	2,253	18,9
248	28.FRS.Q3.2017	250-500	8	2,295	15,3
249	28.FRS.Q3.2017	500-1.000	9	2,143	18,2
250	28.FRS.Q3.2017	1.000-2.000	10	1,700	50,7
251	29.GBS.Q3.2017	< 40	1	2,330	17,7
252	29.GBS.Q3.2017	40-63	2	2,409	14,2
253	29.GBS.Q3.2017	63-100	3	2,344	17,2
254	29.GBS.Q3.2017	100-125	4	2,351	15,3
255	29.GBS.Q3.2017	125-160	5	2,319	11,9
256	29.GBS.Q3.2017	160-200	6	2,406	9,3
257	29.GBS.Q3.2017	200-250	7	2,400	7,7
258	29.GBS.Q3.2017	250-500	8	2,487	6,9
259	29.GBS.Q3.2017	500-1.000	9	2,460	5,1
260	29.GBS.Q3.2017	1.000-2.000	10	2,179	23,7
261	30.LID.Q3.2017	< 40	1	2,391	16,6
262	30.LID.Q3.2017	40-63	2	2,363	16,2
263	30.LID.Q3.2017	63-100	3	2,371	17,3
264	30.LID.Q3.2017	100-125	4	2,417	14,4
265	30.LID.Q3.2017	125-160	5	2,459	10,1
266	30.LID.Q3.2017	160-200	6	2,510	11,0

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
267	30.LID.Q3.2017	200-250	7	2,534	5,4
268	30.LID.Q3.2017	250-500	8	2,599	4,6
269	30.LID.Q3.2017	500-1.000	9	2,600	4,3
270	30.LID.Q3.2017	1.000-2.000	10	2,743	7,2
271	31.MCS.Q3.2017	< 40	1	2,446	12,2
272	31.MCS.Q3.2017	40-63	2	2,417	13,9
273	31.MCS.Q3.2017	63-100	3	2,370	18,3
274	31.MCS.Q3.2017	100-125	4	2,401	14,5
275	31.MCS.Q3.2017	125-160	5	2,429	12,8
276	31.MCS.Q3.2017	160-200	6	2,405	10,0
277	31.MCS.Q3.2017	200-250	7	2,489	8,5
278	31.MCS.Q3.2017	250-500	8	2,555	10,5
279	31.MCS.Q3.2017	500-1.000	9	2,534	5,0
280	31.MCS.Q3.2017	1.000-2.000	10	2,154	21,1
281	32.NES.Q3.2017	< 40	1	2,292	21,1
282	32.NES.Q3.2017	40-63	2	2,403	18,3
283	32.NES.Q3.2017	63-100	3	2,336	19,3
284	32.NES.Q3.2017	100-125	4	2,295	18,8
285	32.NES.Q3.2017	125-160	5	2,241	17,3
286	32.NES.Q3.2017	160-200	6	2,369	24,9
287	32.NES.Q3.2017	200-250	7	2,352	15,9
288	32.NES.Q3.2017	250-500	8	2,423	10,1
289	32.NES.Q3.2017	500-1.000	9	2,347	23,1
290	32.NES.Q3.2017	1.000-2.000	10	2,098	31,1
291	33.NIB.Q3.2017	< 40	1	2,344	18,0
292	33.NIB.Q3.2017	40-63	2	2,434	12,6
293	33.NIB.Q3.2017	63-100	3	2,413	12,0

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
294	33.NIB.Q3.2017	100-125	4	2,412	12,2
295	33.NIB.Q3.2017	125-160	5	2,421	12,0
296	33.NIB.Q3.2017	160-200	6	2,436	10,9
297	33.NIB.Q3.2017	200-250	7	2,390	11,0
298	33.NIB.Q3.2017	250-500	8	2,423	12,0
299	33.NIB.Q3.2017	500-1.000	9	2,336	16,0
300	33.NIB.Q3.2017	1.000-2.000	10	1,655	48,9
301	34.RBS.Q3.2017	< 40	1	2,369	16,7
302	34.RBS.Q3.2017	40-63	2	2,439	11,4
303	34.RBS.Q3.2017	63-100	3	2,487	11,6
304	34.RBS.Q3.2017	100-125	4	2,488	10,7
305	34.RBS.Q3.2017	125-160	5	2,488	10,3
306	34.RBS.Q3.2017	160-200	6	2,481	10,4
307	34.RBS.Q3.2017	200-250	7	2,483	10,7
308	34.RBS.Q3.2017	250-500	8	2,420	14,0
309	34.RBS.Q3.2017	500-1.000	9	2,281	25,2
310	34.RBS.Q3.2017	1.000-2.000	10	1,627	49,6
311	35.STS.Q3.2017	< 40	1	2,459	11,7
312	35.STS.Q3.2017	40-63	2	2,500	10,8
313	35.STS.Q3.2017	63-100	3	2,470	11,1
314	35.STS.Q3.2017	100-125	4	2,470	12,2
315	35.STS.Q3.2017	125-160	5	2,491	8,8
316	35.STS.Q3.2017	160-200	6	2,493	9,3
317	35.STS.Q3.2017	200-250	7	2,520	6,7
318	35.STS.Q3.2017	250-500	8	2,581	5,2
319	35.STS.Q3.2017	500-1.000	9	2,583	3,8
320	35.STS.Q3.2017	1.000-2.000	10	2,283	20,8

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
321	36.BRS.Q4.2017	< 40	1	2,438	14,2
322	36.BRS.Q4.2017	40-63	2	2,616	8,7
323	36.BRS.Q4.2017	63-100	3	2,562	9,0
324	36.BRS.Q4.2017	100-125	4	2,565	10,0
325	36.BRS.Q4.2017	125-160	5	2,625	7,4
326	36.BRS.Q4.2017	160-200	6	2,650	6,0
327	36.BRS.Q4.2017	200-250	7	2,611	5,0
328	36.BRS.Q4.2017	250-500	8	2,670	4,9
329	36.BRS.Q4.2017	500-1.000	9	2,667	6,9
330	36.BRS.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,704	7,4
331	37.ECL.Q4.2017	< 40	1	2,385	17,8
332	37.ECL.Q4.2017	40-63	2	2,447	15,3
333	37.ECL.Q4.2017	63-100	3	2,404	16,5
334	37.ECL.Q4.2017	100-125	4	2,261	17,6
335	37.ECL.Q4.2017	125-160	5	2,477	12,9
336	37.ECL.Q4.2017	160-200	6	2,525	9,5
337	37.ECL.Q4.2017	200-250	7	2,587	7,5
338	37.ECL.Q4.2017	250-500	8	2,549	6,3
339	37.ECL.Q4.2017	500-1.000	9	2,652	7,6
340	37.ECL.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,622	7,5
341	38.FES.GKM.Q4.2017	< 40	1	2,559	10,2
342	38.FES.GKM.Q4.2017	40-63	2	2,662	4,1
343	38.FES.GKM.Q4.2017	63-100	3	2,658	3,9
344	38.FES.GKM.Q4.2017	100-125	4	2,659	3,2
345	38.FES.GKM.Q4.2017	125-160	5	2,658	1,8
346	38.FES.GKM.Q4.2017	160-200	6	2,662	1,3
347	38.FES.GKM.Q4.2017	200-250	7	2,663	1,1

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
348	38.FES.GKM.Q4.2017	250-500	8	2,677	0,9
349	38.FES.GKM.Q4.2017	500-1.000	9	2,687	0,9
350	38.FES.GKM.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,719	3,1
351	39.FES.KKM.Q4.2017	< 40	1	2,406	19,9
352	39.FES.KKM.Q4.2017	40-63	2	2,546	10,3
353	39.FES.KKM.Q4.2017	63-100	3	2,556	11,4
354	39.FES.KKM.Q4.2017	100-125	4	2,563	9,4
355	39.FES.KKM.Q4.2017	125-160	5	2,579	11,4
356	39.FES.KKM.Q4.2017	160-200	6	2,615	6,8
357	39.FES.KKM.Q4.2017	200-250	7	2,595	6,6
358	39.FES.KKM.Q4.2017	250-500	8	2,611	7,9
359	39.FES.KKM.Q4.2017	500-1.000	9	2,605	10,1
360	39.FES.KKM.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,516	6,7
361	40.FRS.Q4.2017	< 40	1	2,552	19,7
362	40.FRS.Q4.2017	40-63	2	2,347	21,7
363	40.FRS.Q4.2017	63-100	3	2,191	28,1
364	40.FRS.Q4.2017	100-125	4	2,162	24,9
365	40.FRS.Q4.2017	125-160	5	2,194	21,5
366	40.FRS.Q4.2017	160-200	6	2,335	18,8
367	40.FRS.Q4.2017	200-250	7	2,406	14,2
368	40.FRS.Q4.2017	250-500	8	2,514	12,2
369	40.FRS.Q4.2017	500-1.000	9	2,553	11,8
370	40.FRS.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,336	20,1
371	41.GBS.Q4.2017	< 40	1	2,403	14,7
372	41.GBS.Q4.2017	40-63	2	2,464	14,4
373	41.GBS.Q4.2017	63-100	3	2,438	17,2
374	41.GBS.Q4.2017	100-125	4	2,423	16,8

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
375	41.GBS.Q4.2017	125-160	5	2,416	17,6
376	41.GBS.Q4.2017	160-200	6	2,426	15,5
377	41.GBS.Q4.2017	200-250	7	2,442	12,8
378	41.GBS.Q4.2017	250-500	8	2,466	11,2
379	41.GBS.Q4.2017	500-1.000	9	2,467	13,5
380	41.GBS.Q4.2017	1.000-2.000	10	1,910	37,0
381	42.LID.Q4.2017	< 40	1	2,312	17,3
382	42.LID.Q4.2017	40-63	2	2,402	15,6
383	42.LID.Q4.2017	63-100	3	2,408	16,2
384	42.LID.Q4.2017	100-125	4	2,404	15,4
385	42.LID.Q4.2017	125-160	5	2,395	12,8
386	42.LID.Q4.2017	160-200	6	2,492	12,1
387	42.LID.Q4.2017	200-250	7	2,514	10,9
388	42.LID.Q4.2017	250-500	8	2,603	11,6
389	42.LID.Q4.2017	500-1.000	9	2,854	4,3
390	42.LID.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,805	4,8
391	43.MCS.Q4.2017	< 40	1	2,392	14,2
392	43.MCS.Q4.2017	40-63	2	2,411	16,5
393	43.MCS.Q4.2017	63-100	3	2,314	19,0
394	43.MCS.Q4.2017	100-125	4	2,296	20,8
395	43.MCS.Q4.2017	125-160	5	2,313	19,9
396	43.MCS.Q4.2017	160-200	6	2,381	15,2
397	43.MCS.Q4.2017	200-250	7	2,419	9,0
398	43.MCS.Q4.2017	250-500	8	2,536	10,9
399	43.MCS.Q4.2017	500-1.000	9	2,546	8,6
400	43.MCS.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,335	22,3
401	44.NES.Q4.2017	< 40	1	2,398	17,5

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
402	44.NES.Q4.2017	40-63	2	2,496	11,1
403	44.NES.Q4.2017	63-100	3	2,363	13,8
404	44.NES.Q4.2017	100-125	4	2,445	12,1
405	44.NES.Q4.2017	125-160	5	2,500	10,0
406	44.NES.Q4.2017	160-200	6	2,551	8,8
407	44.NES.Q4.2017	200-250	7	2,540	6,6
408	44.NES.Q4.2017	250-500	8	2,520	4,7
409	44.NES.Q4.2017	500-1.000	9	2,505	8,0
410	44.NES.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,264	20,2
411	46.NIB.Q4.2017	< 40	1	2,421	14,5
412	46.NIB.Q4.2017	40-63	2	2,661	7,6
413	46.NIB.Q4.2017	63-100	3	2,561	7,9
414	46.NIB.Q4.2017	100-125	4	2,549	7,0
415	46.NIB.Q4.2017	125-160	5	2,596	7,2
416	46.NIB.Q4.2017	160-200	6	2,620	4,2
417	46.NIB.Q4.2017	200-250	7	2,639	5,3
418	46.NIB.Q4.2017	250-500	8	2,655	3,1
419	46.NIB.Q4.2017	500-1.000	9	2,635	4,8
420	46.NIB.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,505	16,4
421	47.RBS.Q4.2017	< 40	1	2,316	20,5
422	47.RBS.Q4.2017	40-63	2	2,471	16,1
423	47.RBS.Q4.2017	63-100	3	2,422	14,2
424	47.RBS.Q4.2017	100-125	4	2,451	14,4
425	47.RBS.Q4.2017	125-160	5	2,527	19,4
426	47.RBS.Q4.2017	160-200	6	2,486	7,2
427	47.RBS.Q4.2017	200-250	7	2,521	4,4
428	47.RBS.Q4.2017	250-500	8	2,574	15,8

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
429	47.RBS.Q4.2017	500-1.000	9	2,371	21,4
430	47.RBS.Q4.2017	1.000-2.000	10	1,948	45,5
431	48.STS.Q4.2017	< 40	1	2,506	11,0
432	48.STS.Q4.2017	40-63	2	2,544	9,4
433	48.STS.Q4.2017	63-100	3	2,491	12,4
434	48.STS.Q4.2017	100-125	4	2,497	12,1
435	48.STS.Q4.2017	125-160	5	2,511	11,1
436	48.STS.Q4.2017	160-200	6	2,565	6,5
437	48.STS.Q4.2017	200-250	7	2,583	4,5
438	48.STS.Q4.2017	250-500	8	2,590	4,5
439	48.STS.Q4.2017	500-1.000	9	2,597	3,1
440	48.STS.Q4.2017	1.000-2.000	10	2,477	27,2
441	49.BRS.A.Q1/18	< 40	1	2,527	10,3
442	49.BRS.A.Q1/18	40-63	2	2,598	7,9
443	49.BRS.A.Q1/18	63-100	3	2,599	8,7
444	49.BRS.A.Q1/18	100-125	4	2,607	4,8
445	49.BRS.A.Q1/18	125-160	5	2,621	5,2
446	49.BRS.A.Q1/18	160-200	6	2,614	4,0
447	49.BRS.A.Q1/18	200-250	7	2,615	2,6
448	49.BRS.A.Q1/18	250-500	8	2,667	1,8
449	49.BRS.A.Q1/18	500-1.000	9	2,681	2,6
450	49.BRS.A.Q1/18	1.000-2.000	10	2,710	6,5
451	50.BRS.C.Q1/18	< 40	1	2,531	11,1
452	50.BRS.C.Q1/18	40-63	2	2,651	7,7
453	50.BRS.C.Q1/18	63-100	3	2,593	6,7
454	50.BRS.C.Q1/18	100-125	4	2,540	6,1
455	50.BRS.C.Q1/18	125-160	5	2,605	3,4

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
456	50.BRS.C.Q1/18	160-200	6	2,630	3,3
457	50.BRS.C.Q1/18	200-250	7	2,626	1,9
458	50.BRS.C.Q1/18	250-500	8	2,708	1,3
459	50.BRS.C.Q1/18	500-1.000	9	2,729	1,2
460	50.BRS.C.Q1/18	1.000-2.000	10	2,797	3,7
461	51.BRS.R.Q1/18	< 40	1	2,504	11,3
462	51.BRS.R.Q1/18	40-63	2	2,569	9,8
463	51.BRS.R.Q1/18	63-100	3	2,545	11,2
464	51.BRS.R.Q1/18	100-125	4	2,532	9,6
465	51.BRS.R.Q1/18	125-160	5	2,554	8,2
466	51.BRS.R.Q1/18	160-200	6	2,573	9,0
467	51.BRS.R.Q1/18	200-250	7	2,560	6,9
468	51.BRS.R.Q1/18	250-500	8	2,585	5,5
469	51.BRS.R.Q1/18	500-1.000	9	2,603	6,1
470	51.BRS.R.Q1/18	1.000-2.000	10	2,291	15,3
471	52.ECL.A.Q1/18	< 40	1	2,458	13,3
472	52.ECL.A.Q1/18	40-63	2	2,595	6,8
473	52.ECL.A.Q1/18	63-100	3	2,638	7,3
474	52.ECL.A.Q1/18	100-125	4	2,658	4,8
475	52.ECL.A.Q1/18	125-160	5	2,615	5,7
476	52.ECL.A.Q1/18	160-200	6	2,624	5,3
477	52.ECL.A.Q1/18	200-250	7	2,614	4,0
478	52.ECL.A.Q1/18	250-500	8	2,587	3,9
479	52.ECL.A.Q1/18	500-1.000	9	2,523	11,9
480	52.ECL.A.Q1/18	1.000-2.000	10	1,684	65,7
481	53.ECL.C.Q1/18	< 40	1	2,557	9,6
482	53.ECL.C.Q1/18	40-63	2	2,671	6,0

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
483	53.ECL.C.Q1/18	63-100	3	2,703	0,7
484	53.ECL.C.Q1/18	100-125	4	2,708	3,5
485	53.ECL.C.Q1/18	125-160	5	2,693	3,0
486	53.ECL.C.Q1/18	160-200	6	2,683	2,8
487	53.ECL.C.Q1/18	200-250	7	2,679	2,4
488	53.ECL.C.Q1/18	250-500	8	2,679	2,4
489	53.ECL.C.Q1/18	500-1.000	9	2,683	2,4
490	53.ECL.C.Q1/18	1.000-2.000	10	2,666	2,8
491	54.ECL.R.Q1/18	< 40	1	2,533	7,9
492	54.ECL.R.Q1/18	40-63	2	2,555	7,1
493	54.ECL.R.Q1/18	63-100	3	2,500	8,0
494	54.ECL.R.Q1/18	100-125	4	2,457	10,5
495	54.ECL.R.Q1/18	125-160	5	2,471	13,3
496	54.ECL.R.Q1/18	160-200	6	2,475	11,2
497	54.ECL.R.Q1/18	200-250	7	2,484	8,5
498	54.ECL.R.Q1/18	250-500	8	2,539	5,6
499	54.ECL.R.Q1/18	500-1.000	9	2,525	7,5
500	54.ECL.R.Q1/18	1.000-2.000	10	1,896	26,2
501	55.ECL.A+R.Q1/18	< 40	1	1,924	44,9
502	55.ECL.A+R.Q1/18	40-63	2	2,566	10,0
503	55.ECL.A+R.Q1/18	63-100	3	2,480	11,2
504	55.ECL.A+R.Q1/18	100-125	4	2,466	12,8
505	55.ECL.A+R.Q1/18	125-160	5	2,436	13,3
506	55.ECL.A+R.Q1/18	160-200	6	2,405	12,3
507	55.ECL.A+R.Q1/18	200-250	7	2,410	13,5
508	55.ECL.A+R.Q1/18	250-500	8	2,400	21,3
509	55.ECL.A+R.Q1/18	500-1.000	9	2,161	17,9

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
510	55.ECL.A+R.Q1/18	1.000-2.000	10	1,877	56,5
511	56.FRS(A+R).Q1/18	< 40	1	2,197	16,7
512	56.FRS(A+R).Q1/18	40-63	2	2,505	15,7
513	56.FRS(A+R).Q1/18	63-100	3	2,311	20,9
514	56.FRS(A+R).Q1/18	100-125	4	2,344	17,2
515	56.FRS(A+R).Q1/18	125-160	5	2,388	16,4
516	56.FRS(A+R).Q1/18	160-200	6	2,420	11,1
517	56.FRS(A+R).Q1/18	200-250	7	2,472	7,9
518	56.FRS(A+R).Q1/18	250-500	8	2,567	4,0
519	56.FRS(A+R).Q1/18	500-1.000	9	2,539	7,5
520	56.FRS(A+R).Q1/18	1.000-2.000	10	1,808	43,5
521	57.LID.C.Q1/18	< 40	1	2,472	17,4
522	57.LID.C.Q1/18	40-63	2	2,441	16,6
523	57.LID.C.Q1/18	63-100	3	2,400	20,6
524	57.LID.C.Q1/18	100-125	4	2,669	17,2
525	57.LID.C.Q1/18	125-160	5	2,598	17,7
526	57.LID.C.Q1/18	160-200	6	2,305	13,4
527	57.LID.C.Q1/18	200-250	7	2,368	14,9
528	57.LID.C.Q1/18	250-500	8	2,520	12,3
529	57.LID.C.Q1/18	500-1.000	9	2,645	5,0
530	57.LID.C.Q1/18	1.000-2.000	10	2,799	6,2
531	58.MCS.C.Q1/2018	< 40	1	2,388	12,5
532	58.MCS.C.Q1/2018	40-63	2	2,528	9,4
533	58.MCS.C.Q1/2018	63-100	3	2,428	13,0
534	58.MCS.C.Q1/2018	100-125	4	2,424	15,5
535	58.MCS.C.Q1/2018	125-160	5	2,383	13,6
536	58.MCS.C.Q1/2018	160-200	6	2,440	5,1

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
537	58.MCS.C.Q1/2018	200-250	7	2,470	11,9
538	58.MCS.C.Q1/2018	250-500	8	2,616	4,6
539	58.MCS.C.Q1/2018	500-1.000	9	2,671	4,4
540	58.MCS.C.Q1/2018	1.000-2.000	10	2,787	4,2
541	59.MCS.R.Q1/18	< 40	1	2,506	11,0
542	59.MCS.R.Q1/18	40-63	2	2,600	11,0
543	59.MCS.R.Q1/18	63-100	3	2,591	14,8
544	59.MCS.R.Q1/18	100-125	4	2,328	16,4
545	59.MCS.R.Q1/18	125-160	5	2,387	14,0
546	59.MCS.R.Q1/18	160-200	6	2,511	12,9
547	59.MCS.R.Q1/18	200-250	7	2,582	9,9
548	59.MCS.R.Q1/18	250-500	8	2,558	10,6
549	59.MCS.R.Q1/18	500-1.000	9	2,543	4,7
550	59.MCS.R.Q1/18	1.000-2.000	10	2,535	9,8
551	60.RBS.A.Q1/18	< 40	1	2,468	12,6
552	60.RBS.A.Q1/18	40-63	2	2,563	9,9
553	60.RBS.A.Q1/18	63-100	3	2,560	11,4
554	60.RBS.A.Q1/18	100-125	4	2,592	10,5
555	60.RBS.A.Q1/18	125-160	5	2,594	8,0
556	60.RBS.A.Q1/18	160-200	6	2,648	8,6
557	60.RBS.A.Q1/18	200-250	7	2,645	5,0
558	60.RBS.A.Q1/18	250-500	8	2,660	2,8
559	60.RBS.A.Q1/18	500-1.000	9	2,693	5,7
560	60.RBS.A.Q1/18	1.000-2.000	10	2,680	5,4
561	61.RBS.R.Q1/18	< 40	1	2,456	13,9
562	61.RBS.R.Q1/18	40-63	2	2,517	10,1
563	61.RBS.R.Q1/18	63-100	3	2,562	12,2

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
564	61.RBS.R.Q1/18	100-125	4	2,474	13,3
565	61.RBS.R.Q1/18	125-160	5	2,499	11,2
566	61.RBS.R.Q1/18	160-200	6	2,508	9,9
567	61.RBS.R.Q1/18	200-250	7	2,480	9,9
568	61.RBS.R.Q1/18	250-500	8	2,570	12,1
569	61.RBS.R.Q1/18	500-1.000	9	2,478	12,6
570	61.RBS.R.Q1/18	1.000-2.000	10	2,258	23,2
571	62.STS.R.Q1/18	< 40	1	2,430	13,2
572	62.STS.R.Q1/18	40-63	2	2,461	12,3
573	62.STS.R.Q1/18	63-100	3	2,414	13,9
574	62.STS.R.Q1/18	100-125	4	2,367	15,1
575	62.STS.R.Q1/18	125-160	5	2,375	17,6
576	62.STS.R.Q1/18	160-200	6	2,409	15,1
577	62.STS.R.Q1/18	200-250	7	2,415	14,7
578	62.STS.R.Q1/18	250-500	8	2,506	6,7
579	62.STS.R.Q1/18	500-1.000	9	2,572	12,8
580	62.STS.R.Q1/18	1.000-2.000	10	2,276	23,0
581	63.ECL.R.Q1/18	< 40	1	2,545	9,3
582	63.ECL.R.Q1/18	40-63	2	2,565	7,8
583	63.ECL.R.Q1/18	63-100	3	2,523	9,3
584	63.ECL.R.Q1/18	100-125	4	2,495	9,6
585	63.ECL.R.Q1/18	125-160	5	2,518	10,3
586	63.ECL.R.Q1/18	160-200	6	2,529	7,4
587	63.ECL.R.Q1/18	200-250	7	2,552	7,8
588	63.ECL.R.Q1/18	250-500	8	2,736	4,0
589	63.ECL.R.Q1/18	500-1.000	9	2,646	1,8
590	63.ECL.R.Q1/18	1.000-2.000	10	2,540	5,2

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
591	67.FRS.A.Q1/18	< 40	1	2,163	30,2
592	67.FRS.A.Q1/18	40-63	2	2,384	19,2
593	67.FRS.A.Q1/18	63-100	3	2,291	25,8
594	67.FRS.A.Q1/18	100-125	4	2,252	22,7
595	67.FRS.A.Q1/18	125-160	5	2,187	26,3
596	67.FRS.A.Q1/18	160-200	6	2,201	27,5
597	67.FRS.A.Q1/18	200-250	7	2,190	20,6
598	67.FRS.A.Q1/18	250-500	8	2,278	23,0
599	67.FRS.A.Q1/18	500-1.000	9	2,035	28,4
600	67.FRS.A.Q1/18	1.000-2.000	10	1,574	70,5
601	68.FRS.C.Q1/18	< 40	1	2,234	23,5
602	68.FRS.C.Q1/18	40-63	2	2,412	14,0
603	68.FRS.C.Q1/18	63-100	3	2,388	19,2
604	68.FRS.C.Q1/18	100-125	4	2,398	16,3
605	68.FRS.C.Q1/18	125-160	5	2,368	15,5
606	68.FRS.C.Q1/18	160-200	6	2,364	16,8
607	68.FRS.C.Q1/18	200-250	7	2,395	18,3
608	68.FRS.C.Q1/18	250-500	8	2,454	14,8
609	68.FRS.C.Q1/18	500-1.000	9	2,454	15,9
610	68.FRS.C.Q1/18	1.000-2.000	10	1,999	37,0
611	69.FRS.R.Q1/18	< 40	1	1,822	44,9
612	69.FRS.R.Q1/18	40-63	2	2,045	30,9
613	69.FRS.R.Q1/18	63-100	3	2,004	32,2
614	69.FRS.R.Q1/18	100-125	4	2,071	30,3
615	69.FRS.R.Q1/18	125-160	5	2,014	30,0
616	69.FRS.R.Q1/18	160-200	6	2,051	29,5
617	69.FRS.R.Q1/18	200-250	7	2,094	26,4

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
618	69.FRS.R.Q1/18	250-500	8	2,128	22,3
619	69.FRS.R.Q1/18	500-1.000	9	1,910	41,0
620	69.FRS.R.Q1/18	1.000-2.000	10	1,534	76,7
621	70.NIB.A.Q1/18	< 40	1	2,540	9,2
622	70.NIB.A.Q1/18	40-63	2	2,582	6,6
623	70.NIB.A.Q1/18	63-100	3	2,581	7,9
624	70.NIB.A.Q1/18	100-125	4	2,579	5,4
625	70.NIB.A.Q1/18	125-160	5	2,610	3,9
626	70.NIB.A.Q1/18	160-200	6	2,628	3,8
627	70.NIB.A.Q1/18	200-250	7	2,626	4,0
628	70.NIB.A.Q1/18	250-500	8	2,643	2,5
629	70.NIB.A.Q1/18	500-1.000	9	2,663	2,3
630	70.NIB.A.Q1/18	1.000-2.000	10	2,533	10,6
631	71.NIB.R.Q1/18	< 40	1	2,520	15,8
632	71.NIB.R.Q1/18	40-63	2	2,530	11,1
633	71.NIB.R.Q1/18	63-100	3	2,541	14,7
634	71.NIB.R.Q1/18	100-125	4	2,584	12,5
635	71.NIB.R.Q1/18	125-160	5	2,582	9,8
636	71.NIB.R.Q1/18	160-200	6	2,528	8,4
637	71.NIB.R.Q1/18	200-250	7	2,516	7,7
638	71.NIB.R.Q1/18	250-500	8	2,543	8,4
639	71.NIB.R.Q1/18	500-1.000	9	2,598	7,1
640	71.NIB.R.Q1/18	1.000-2.000	10	1,857	36,5
641	72.ECL(A+R).Q2/18	< 40	1	2,354	16,0
642	72.ECL(A+R).Q2/18	40-63	2	2,407	13,4
643	72.ECL(A+R).Q2/18	63-100	3	2,350	16,2
644	72.ECL(A+R).Q2/18	100-125	4	2,326	16,1

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
645	72.ECL(A+R).Q2/18	125-160	5	2,313	17,0
646	72.ECL(A+R).Q2/18	160-200	6	2,316	15,8
647	72.ECL(A+R).Q2/18	200-250	7	2,349	13,0
648	72.ECL(A+R).Q2/18	250-500	8	2,370	14,1
649	72.ECL(A+R).Q2/18	500-1.000	9	2,299	11,3
650	72.ECL(A+R).Q2/18	1.000-2.000	10	1,787	38,6
651	73.FRS(A+R).Q2/18	< 40	1	2,413	13,9
652	73.FRS(A+R).Q2/18	40-63	2	2,452	11,6
653	73.FRS(A+R).Q2/18	63-100	3	2,308	18,6
654	73.FRS(A+R).Q2/18	100-125	4	2,102	22,6
655	73.FRS(A+R).Q2/18	125-160	5	2,147	29,5
656	73.FRS(A+R).Q2/18	160-200	6	2,241	26,2
657	73.FRS(A+R).Q2/18	200-250	7	2,292	12,9
658	73.FRS(A+R).Q2/18	250-500	8	2,277	16,9
659	73.FRS(A+R).Q2/18	500-1.000	9	2,121	19,5
660	73.FRS(A+R).Q2/18	1.000-2.000	10	1,474	65,7
661	74.NIB.A.Q2/18	< 40	1	2,537	10,2
662	74.NIB.A.Q2/18	40-63	2	2,578	6,2
663	74.NIB.A.Q2/18	63-100	3	2,615	6,4
664	74.NIB.A.Q2/18	100-125	4	2,631	6,4
665	74.NIB.A.Q2/18	125-160	5	2,606	4,7
666	74.NIB.A.Q2/18	160-200	6	2,598	3,9
667	74.NIB.A.Q2/18	200-250	7	2,601	2,9
668	74.NIB.A.Q2/18	250-500	8	2,616	1,9
669	74.NIB.A.Q2/18	500-1.000	9	2,628	2,0
670	74.NIB.A.Q2/18	1.000-2.000	10	2,347	22,6
671	75.NIB.R.Q2/18	< 40	1	2,416	9,8

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
672	75.NIB.R.Q2/18	40-63	2	2,581	6,8
673	75.NIB.R.Q2/18	63-100	3	2,561	6,2
674	75.NIB.R.Q2/18	100-125	4	2,542	5,7
675	75.NIB.R.Q2/18	125-160	5	2,600	4,0
676	75.NIB.R.Q2/18	160-200	6	2,581	3,8
677	75.NIB.R.Q2/18	200-250	7	2,585	3,3
678	75.NIB.R.Q2/18	250-500	8	2,612	2,3
679	75.NIB.R.Q2/18	500-1.000	9	2,597	2,9
680	75.NIB.R.Q2/18	1.000-2.000	10	2,095	38,3
681	76.ECL.A.Q3/18	< 40	1	2,474	13,4
682	76.ECL.A.Q3/18	40-63	2	2,597	8,1
683	76.ECL.A.Q3/18	63-100	3	2,674	7,2
684	76.ECL.A.Q3/18	100-125	4	2,596	5,2
685	76.ECL.A.Q3/18	125-160	5	2,594	5,2
686	76.ECL.A.Q3/18	160-200	6	2,639	4,3
687	76.ECL.A.Q3/18	200-250	7	2,544	4,9
688	76.ECL.A.Q3/18	250-500	8	2,561	6,2
689	76.ECL.A.Q3/18	500-1.000	9	2,478	8,9
690	76.ECL.A.Q3/18	1.000-2.000	10	2,028	17,3
691	77.ECL.R.Q3/18	< 40	1	2,337	16,9
692	77.ECL.R.Q3/18	40-63	2	2,481	11,6
693	77.ECL.R.Q3/18	63-100	3	2,438	11,4
694	77.ECL.R.Q3/18	100-125	4	2,401	9,7
695	77.ECL.R.Q3/18	125-160	5	2,367	8,3
696	77.ECL.R.Q3/18	160-200	6	2,397	11,0
697	77.ECL.R.Q3/18	200-250	7	2,403	7,6
698	77.ECL.R.Q3/18	250-500	8	2,290	18,5

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
699	77.ECL.R.Q3/18	500-1.000	9	1,866	35,4
700	77.ECL.R.Q3/18	1.000-2.000	10	1,601	57,1
701	78.NIB.A.Q3/18	< 40	1	2,643	6,0
702	78.NIB.A.Q3/18	40-63	2	2,604	4,6
703	78.NIB.A.Q3/18	63-100	3	2,633	4,6
704	78.NIB.A.Q3/18	100-125	4	2,617	4,9
705	78.NIB.A.Q3/18	125-160	5	2,669	4,4
706	78.NIB.A.Q3/18	160-200	6	2,673	3,1
707	78.NIB.A.Q3/18	200-250	7	2,637	3,1
708	78.NIB.A.Q3/18	250-500	8	2,655	2,4
709	78.NIB.A.Q3/18	500-1.000	9	2,677	1,9
710	78.NIB.A.Q3/18	1.000-2.000	10	2,499	5,1
711	79.NIB.R.Q3/18	< 40	1	2,639	9,2
712	79.NIB.R.Q3/18	40-63	2	2,654	6,6
713	79.NIB.R.Q3/18	63-100	3	2,582	7,2
714	79.NIB.R.Q3/18	100-125	4	2,514	5,6
715	79.NIB.R.Q3/18	125-160	5	2,525	5,5
716	79.NIB.R.Q3/18	160-200	6	2,526	4,5
717	79.NIB.R.Q3/18	200-250	7	2,561	3,6
718	79.NIB.R.Q3/18	250-500	8	2,602	3,3
719	79.NIB.R.Q3/18	500-1.000	9	2,580	2,8
720	79.NIB.R.Q3/18	1.000-2.000	10	2,387	14,6
721	80.ECL(A+R).Q4/18	< 40	1	2,333	15,3
722	80.ECL(A+R).Q4/18	40-63	2	2,600	7,8
723	80.ECL(A+R).Q4/18	63-100	3	2,550	7,6
724	80.ECL(A+R).Q4/18	100-125	4	2,522	7,0
725	80.ECL(A+R).Q4/18	125-160	5	2,559	7,0

#	Bezeichnung	Fraktion (µm)	Fraktions- nummer	Dichte (g/cm ³)	GV (%)
726	80.ECL(A+R).Q4/18	160-200	6	2,563	5,1
727	80.ECL(A+R).Q4/18	200-250	7	2,538	4,2
728	80.ECL(A+R).Q4/18	250-500	8	2,581	4,5
729	80.ECL(A+R).Q4/18	500-1.000	9	2,554	4,2
730	80.ECL(A+R).Q4/18	1.000-2.000	10	2,259	25,6

Anhang 25: Statistische Auswertung – Dichte (g/cm³) und GV (% GV) in den Siebfractionen < 40 bis 1.000-2.000 µm

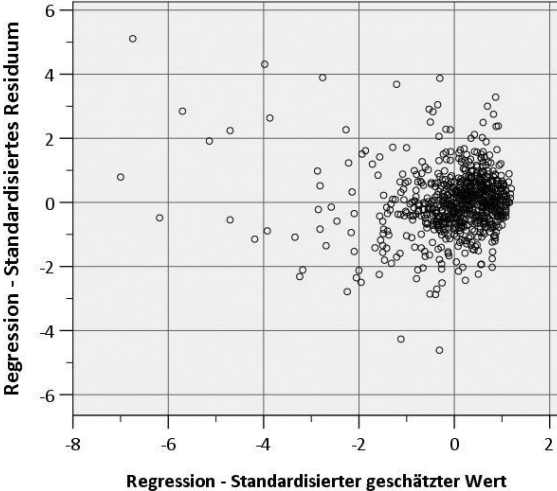
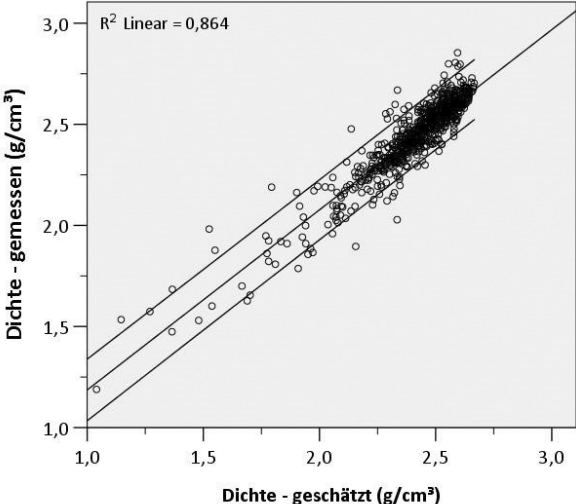
Lageparameter – Glühverlust nach Siebfractionen (Abbildung 5.12)

Fraktion	< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250	250-500	500-1.000	1.000-2.000
Häufigkeit	73	73	73	73	73	73	73	73	73	73
Mittelwert	15,6	12,8	14,1	13,6	12,9	11,5	10,0	9,4	11,5	26,1
Standardabweichung	6,6	5,2	6,2	6,8	7,7	7,7	6,6	7,0	11,2	21,3
Perzentile (25 %)	11,8	9,0	9,0	8,2	7,3	6,3	5,2	4,0	4,4	7,3
Median	14,5	11,6	13,6	12,8	11,4	9,9	7,9	7,2	7,3	21,1
Perzentile (75 %)	17,8	16,2	18,1	17,2	16,9	14,3	13,0	13,1	16,0	37,6
Minimum	6,0	4,1	0,7	3,2	1,8	1,3	1,1	0,9	0,9	2,8
Maximum	44,9	30,9	32,2	31,5	38,9	44,3	32,8	30,4	60,0	88,2
Schiefe	2,495	0,844	0,511	0,672	1,150	1,722	1,369	1,178	2,000	1,040
Standardfehler der Schiefe	0,281	0,281	0,281	0,281	0,281	0,281	0,281	0,281	0,281	0,281
Kurtosis	9,147	0,796	0,130	0,099	1,267	4,017	2,095	1,009	4,729	0,439
Standardfehler der Kurtosis	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555

Lageparameter – Dichte nach Siebfraktionen (Abbildung 5.12)

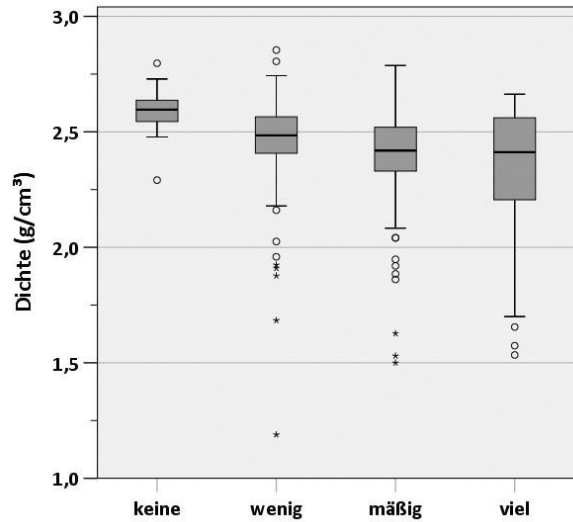
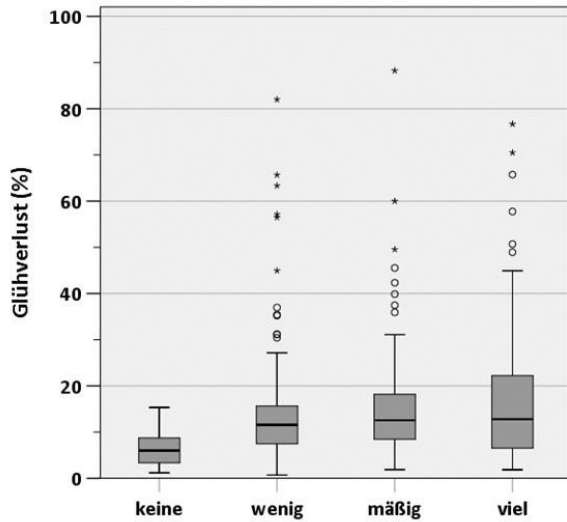
Fraktion	< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250	250-500	500-1.000	1.000-2.000
Häufigkeit	72	73	73	73	72	73	73	73	73	73
Mittelwert	2,41	2,48	2,44	2,44	2,45	2,46	2,48	2,52	2,47	2,24
Standardabweichung	0,14	0,12	0,14	0,14	0,15	0,14	0,13	0,15	0,24	0,40
Perzentile (25 %)	2,35	2,41	2,34	2,33	2,37	2,39	2,40	2,45	2,35	1,93
Median	2,42	2,49	2,44	2,45	2,48	2,49	2,51	2,56	2,55	2,28
Perzentile (75 %)	2,51	2,57	2,56	2,56	2,58	2,57	2,58	2,61	2,62	2,59
Minimum	1,82	2,05	2,00	2,07	2,01	2,05	2,08	2,04	1,53	1,19
Maximum	2,64	2,67	2,70	2,71	2,69	2,68	2,68	2,74	2,85	2,81
Schiefe	-1,650	-0,745	-0,474	-0,442	-0,792	-0,770	-0,946	-1,372	-1,629	-0,467
Standardfehler der Schiefe	0,283	0,281	0,281	0,281	0,283	0,281	0,281	0,281	0,281	0,281
Kurtosis	5,113	1,044	1,044	-0,251	0,240	-0,487	0,686	1,615	3,082	-0,707
Standardfehler der Kurtosis	0,559	0,555	0,555	0,555	0,559	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555

Regressionsdiagnostik zu Abbildung 5.13

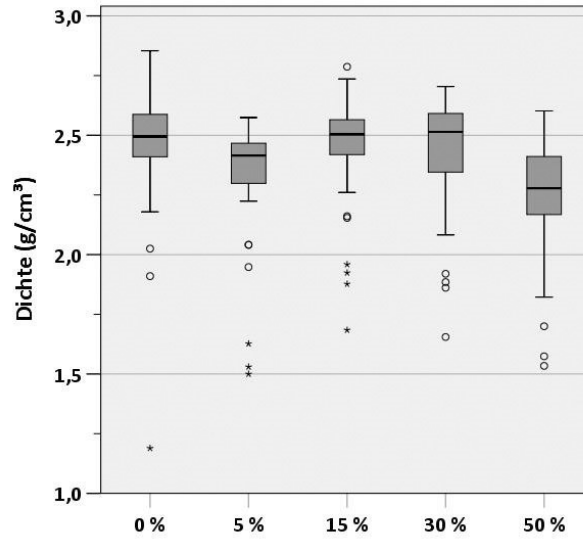
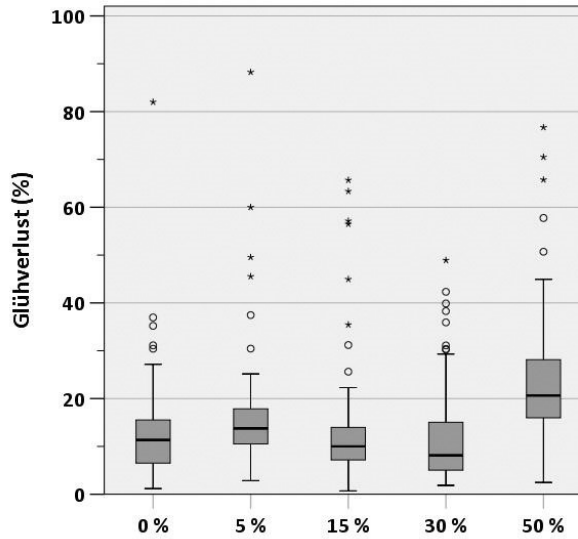


Boxplots zu Glühverlust (% GV), n =730 und Dichte (g/cm³), n=728 nach Kategorien Vegetation, BKÜ und Jahreszeit

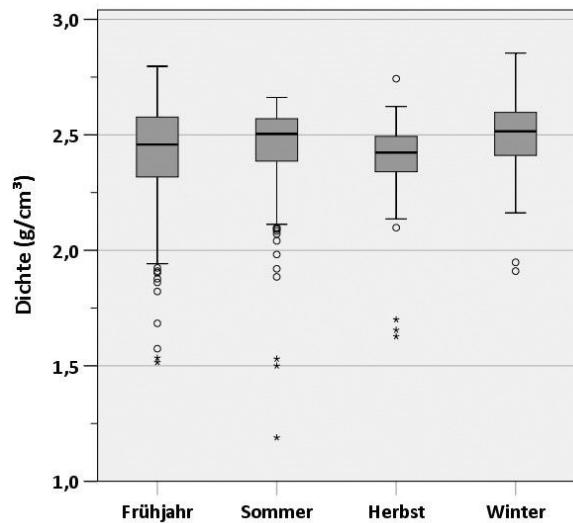
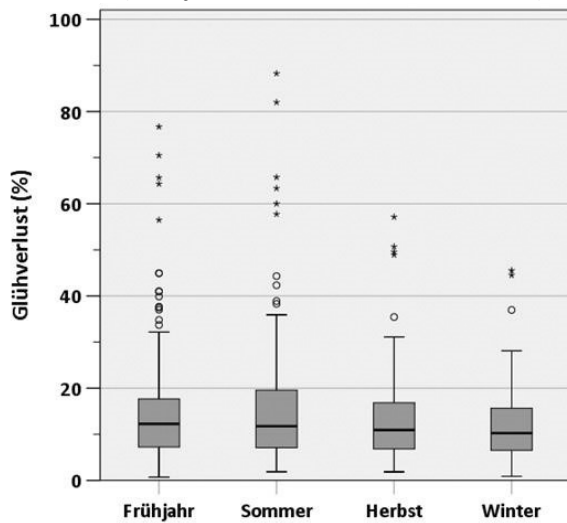
Vegetation (keine, wenig, mäßig, viel)



Baumkronenüberdeckungsgrad (0 %, 5 %, 15 %, 30 %, 50 %)



Jahreszeit (Frühjahr, Sommer, Herbst, Winter)



Anhang 26: Messwerte – Konzentration Cu, Zn, Pb ($\mu\text{g/g}$) und Glühverlust (% GV) in Siebfraktionen < 250 μm (n = 11)

NIB_Q1/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	340	346	310	262	192	188	198
	Zn	719	620	473	341	289	248	197
	Pb	56	46	35	23	25	22	12
	GV (% GV)	21,5	12,9	15,1	13,2	10,5	8,4	6,5
NIB_Q2/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	416	531	475	359	423	243	101
	Zn	695	591	494	446	370	337	331
	Pb	78	65	61	63	82	34	33
	GV (% GV)	12,2	10,2	9,5	8,7	7,4	8,3	7,8
NIB_Q3/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	456	557	577	513	465	215	387
	Zn	780	696	620	498	469	374	313
	Pb	91	79	70	54	75	57	42
	GV (% GV)	18,0	12,6	12,0	12,2	12,0	10,9	11,0
NIB_Q4/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	328	330	298	317	150	126	34
	Zn	640	462	408	382	299	206	185
	Pb	59	56	44	46	44	40	10
	GV (% GV)	14,5	7,6	7,9	7,0	7,2	4,2	5,3
ECL_Q1/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	319	294	328	301	360	131	202
	Zn	862	708	692	511	530	322	360
	Pb	259	216	207	146	142	107	261
	GV (% GV)	18,5	16,2	15,1	13,5	12,2	11,0	9,9
ECL_Q2/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	321	321	311	420	260	482	161
	Zn	858	724	773	830	590	533	379
	Pb	192	165	156	170	167	99	76
	GV (% GV)	8,6	7,2	7,7	7,2	6,2	7,3	6,9
ECL_Q3/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	387	375	497	318	387	321	106
	Zn	893	666	770	531	507	408	531
	Pb	333	234	268	199	212	183	135
	GV (% GV)	12,7	10,0	11,7	12,6	10,4	8,9	7,8

ECL_Q4/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	269	254	283	214	330	275	95
	Zn	876	726	709	614	486	423	262
	Pb	132	130	125	100	78	87	38
	GV (% GV)	17,8	15,3	16,5	17,6	12,9	9,5	7,5
NES_Q1/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	209	222	191	184	144	93	100
	Zn	539	482	470	377	344	250	202
	Pb	67	65	66	51	44	34	26
	GV (% GV)	18,7	17,3	18,5	18,2	17,4	17,3	16,8
BRS_Q1/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	391	245	307	185	117	51	170
	Zn	1148	585	456	288	199	128	95
	Pb	239	103	88	120	52	44	61
	GV (% GV)	12,7	9,8	6,4	3,7	2,4	1,9	2,0
FRS_Q3/17		Siebfraktion (μm)						
Konzentration ($\mu\text{g/g}$)		< 40	40-63	63-100	100-125	125-160	160-200	200-250
	Cu	115	124	157	85	100	75	61
	Zn	312	264	321	229	329	256	167
	Pb	139	189	198	166	148	61	171
	GV (% GV)	18,2	17,4	25,4	26,9	29,3	28,5	18,9

Anhang 27: Messwerte Absetzversuche (< 250 µm) – Feststoffe, Organik, Schwermetallkonzentrationen und –frachten in Eingangs- und Ausgangsgrößen (n = 11)

Partikelgrößenverteilung der Eingangsprobe < 250 µm nach FD_{FA-PSD} ($d < 63 \mu\text{m} = 49 \%$)

Feststoffe		Versuchsdokumentation							Feststoffanteile in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen Vs		Qualitätssicherung		
ID	Messprobe	Wasservolumen (mL)	Temperatur (°C) - vorher	Temperatur (°C) - nachher	Leitfähigkeit (µS/cm) - vorher	Leitfähigkeit (µS/cm) - nachher	pH - vorher	pH - nachher	Feststoffanteil Vs ≥ 11 m/h, (%)	Feststoffanteil Vs < 11 m/h, (%)	SD	WFR _a von 0,5 g Probe	Anzahl Versuche
1	FRS Q3/17	1330	21,0	21,0	3,2	6,3	5,3	5,8	34,7%	65,3%	0,8%	95,6 %	3
2	NIB Q1/17	1332	20,9	21,0	1,2	7,8	6,0	6,9	42,1%	57,9%	nn	nn	1
3	NIB Q3/17	1317	20,9	21,0	2,2	3,3	5,6	6,7	46,8%	53,2%	1,1%	95,8 %	2
4	ECL Q1/17	1317	21,0	20,9	1,8	3,4	5,6	6,7	46,5%	53,5%	3,6%	93,6 %	2
5	NIB Q4/17	1323	21,0	21,0	1,7	5,9	5,9	6,9	49,8%	50,2%	1,9%	94,6 %	2
6	BRS Q1/17	1312	21,0	21,0	2,0	6,1	5,8	6,8	50,8%	49,2%	0,2%	94,3 %	2
7	NES Q1/17	1322	21,1	21,1	1,7	7,2	5,8	6,6	51,9%	48,1%	0,4%	93,5 %	3
8	ECL Q4/17	1303	20,9	21,0	2,25	4,5	5,3	6,3	52,1%	47,9%	1,4%	92,3 %	2
9	NIB Q2/17	1300	21,0	21,0	1,5	3,5	5,6	6,4	58,1%	41,9%	1,1%	95,5 %	3
10	ECL Q2/17	1322	21,0	21,0	1,4	2,4	5,6	6,6	58,3%	41,7%	3,9%	95,9 %	3
11	ECL Q3/17	1303	20,9	21,0	2,3	4,5	5,3	6,4	60,4%	39,6%	0,2%	95,2 %	2

^a WFR = Wiederfindungsrate (%)

Organik		Frachtsumme Inputprobe				Messwerte in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen Vs				Massengewichtete Frachtsumme Outputprobe _c		Wiederfindungsraten, WFR _d (%)		Substanzenanteile GV pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion Vs (%)	
ID	Probe	GV (% GV) ^a	Substanzenanteil < 63 µm _b (%)	Substanzenanteil 63-250 µm _b (%)	Dichte _a (g/cm ³)	Dichte (g/cm ³) – ≥ 11 m/h	Dichte (g/cm ³) – < 11 m/h	GV (% GV) – ≥ 11 m/h	GV (% GV) – < 11 m/h	Dichte (g/cm ³)	GV (% GV)	Dichte	GV	≥ 11 m/h	< 11 m/h
1	FRS Q3/17	22,3	39,5%	60,5%	2,29	2,58	2,28	12,8%	23,5%	2,38	19,8	104%	89%	35,3%	64,7%
2	NIB Q1/17	15,5	59,7%	40,3%	2,36	nn	nn	9,7%	24,0%	nn	18,0		116%	28,8%	71,2%
3	NIB Q3/17	14,0	57,0%	43,0%	2,39	nn	nn	11,5%	19,0%	nn	15,5		111%	37,7%	62,3%
4	ECL Q1/17	15,5	56,2%	43,8%	2,43	nn	nn	8,4%	19,5%	nn	14,3		93%	30,1%	69,9%
5	NIB Q4/17	9,6	63,1%	36,9%	2,54	nn	nn	5,8%	16,3%	nn	11,1		115%	26,2%	73,8%
6	BRS Q1/17	7,9	73,0%	27,0%	2,57	nn	nn	3,6%	10,8%	nn	7,1		90%	25,0%	75,0%
7	NES Q1/17	18,1	49,5%	50,5%	2,35	nn	nn	12,0%	25,0%	nn	18,3		101%	32,4%	67,6%
8	ECL Q4/17	15,6	53,4%	46,6%	2,42	2,63	2,37	7,6%	21,1%	2,50	14,1	103%	90%	26,5%	73,5%
9	NIB Q2/17	10,1	56,4%	43,6%	2,55	nn	nn	6,1%	16,9%	nn	10,6		105%	26,5%	73,5%
10	ECL Q2/17	7,6	52,3%	47,7%	2,60	nn	nn	6,7%	10,4%	nn	8,2		108%	39,2%	60,8%
11	ECL Q3/17	11,4	51,1%	48,9%	2,56	nn	nn	7,8%	14,2%	nn	10,3		90%	35,5%	64,5%

^a Rechnerische Fracht in 0,5 g Messprobe FD_{FA-PSD} aus massengewichteten Konzentrationen pro Siebfraktion aus Anhang 26.

^b Berechnet nach Formel (4-2) für die Massenanteile in FD_{FA-PSD} .

^c Berechnet aus Messwerten in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen gewichtet mit den Feststoffanteilen. Beispiel:

$$\text{Frachtsumme Ausgangsprobe} = 2,58 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 35,3 \% + 2,28 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 64,7 \% = 2,38 \text{ g/cm}^3.$$

^d Wiederfindungsrate (WFR) = Frachtsumme Inputprobe/ Frachtsumme Outputprobe (%).

Kupfer (Cu)		Frachtsumme Inputprobe			Messwerte in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen Vs ($\mu\text{g/g}$)			Fracht pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion Vs (μg) _c			Frachtsumme Outputprobe _d		Frachtanteile pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion Vs (%) _e		
ID	Messprobe	Fracht (μg) _a	Substanzanteil < 63 μm _b (%)	Substanzanteil 63-250 μm _b (%)	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst	Fracht Gesamt & Gelöst (μg)	WFR (%)	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst
1	FRS Q3/17	58	49,6%	50,4%	114	146	12	20	48	9	76	131%	25,9%	62,3%	11,8%
2	NIB Q1/17	148	56,6%	43,4%	350	417	4	74	121	3	198	134%	37,3%	61,1%	1,6%
3	NIB Q3/17	242	49,2%	50,8%	462	378	3	108	100	2	211	87%	51,2%	47,6%	1,2%
4	ECL Q1/17	152	50,1%	49,9%	240	313	2	56	84	2	141	93%	39,6%	59,3%	1,1%
5	NIB Q4/17	138	58,3%	41,7%	233	280	2	58	70	2	130	94%	44,6%	54,1%	1,3%
6	BRS Q1/17	136	62,2%	37,8%	207	204	2	53	50	2	104	77%	50,4%	48,0%	1,6%
7	NES Q1/17	93	56,1%	43,9%	196	249	3	51	60	3	113	122%	44,8%	52,8%	2,4%
8	ECL Q4/17	133	48,7%	51,3%	227	275	3	59	66	2	127	96%	46,5%	51,7%	1,9%
9	NIB Q2/17	209	52,8%	47,2%	314	423	3	91	89	3	183	87%	50,0%	48,5%	1,5%
10	ECL Q2/17	161	48,7%	51,3%	265	272	2	77	57	2	136	84%	56,9%	41,7%	1,4%
11	ECL Q3/17	194	48,5%	51,5%	457	300	5	138	59	4	201	104%	68,6%	29,5%	1,9%

a Rechnerische Fracht in 0,5 g Messprobe $FD_{\text{FA-PSD}}$ aus massengewichteten Konzentrationen pro Siebfraction aus Anhang 26.

b Berechnet nach Formel (4-2) für die Massenanteile in $FD_{\text{FA-PSD}}$.

c Berechnet aus Messwerten in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen gewichtet mit den Feststoffanteilen. Beispiel:
Frachtsumme Ausgangsprobe = $2,58 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 35,3 \% + 2,28 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 64,7 \% = 2,38 \text{ g/cm}^3$.

d Wiederfindungsrate (WFR) = Frachtsumme Inputprobe/ Frachtsumme Outputprobe (%).

Zink (Zn)		Frachtsumme Inputprobe			Messwerte in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen Vs (mg/kg)			Fracht pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion Vs (μg) _c			Frachtsumme Outputprobe _d		Frachtanteile pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion Vs (%) _e		
ID	Messprobe	Fracht (μg) _a	Substanzanteil < 63 μm _b (%)	Substanzanteil 63-250 μm _b (%)	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst	Fracht Gesamt & Gelöst (μg)	WFR (%)	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst
1	FRS Q3/17	146	49,7%	50,3%	265	336	7	46	110	5	161	110%	28,6%	68,1%	3,3%
2	NIB Q1/17	261	64,7%	35,3%	395	960	4	83	278	3	364	140%	22,8%	76,3%	0,9%
3	NIB Q3/17	316	58,6%	41,4%	281	649	5	66	173	4	242	77%	27,2%	71,3%	1,5%
4	ECL Q1/17	341	58,5%	41,5%	464	846	6	108	226	4	338	99%	31,9%	66,9%	1,3%
5	NIB Q4/17	229	62,5%	37,5%	379	538	4	94	135	3	233	101%	40,5%	58,1%	1,4%
6	BRS Q1/17	316	75,6%	24,4%	227	549	3	58	135	2	195	62%	29,5%	69,3%	1,2%
7	NES Q1/17	224	56,9%	43,1%	396	724	6	103	174	5	281	125%	36,5%	61,8%	1,6%
8	ECL Q4/17	350	58,2%	41,8%	407	897	12	106	215	10	330	94%	32,1%	65,0%	2,9%
9	NIB Q2/17	271	59,9%	40,1%	393	693	8	114	145	6	266	98%	43,0%	54,6%	2,4%
10	ECL Q2/17	373	53,6%	46,4%	647	881	5	188	184	4	376	101%	50,1%	48,8%	1,1%
11	ECL Q3/17	357	56,5%	43,5%	604	750	19	183	149	15	346	97%	52,8%	43,0%	4,2%

^a Rechnerische Fracht in 0,5 g Messprobe $FD_{\text{FA-PSD}}$ aus massengewichteten Konzentrationen pro Siebfraction aus Anhang 26.

^b Berechnet nach Formel (4-2) für die Massenanteile in $FD_{\text{FA-PSD}}$.

^c Berechnet aus Messwerten in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen gewichtet mit den Feststoffanteilen. Beispiel:
Frachtsumme Ausgangsprobe = $2,58 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 35,3 \% + 2,28 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 64,7 \% = 2,38 \text{ g/cm}^3$.

^d Wiederfindungsrate (WFR) = Frachtsumme Inputprobe/ Frachtsumme Outputprobe (%).

Blei (Pb)		Frachtsumme Inputprobe			Messwerte in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen (mg/kg)			Fracht pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion (μg) _c			Frachtsumme Outputprobe _d		Substanzanteile pro Sinkgeschwindigkeitsfraktion (%) _e		
ID	Messprobe	Fracht (μg) _a	Substanzanteil < 63 μm _b (%)	Substanzanteil 63-250 μm _b (%)	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst	Fracht Gesamt & Gelöst (μg)	WFR (%)	≥ 11 m/h	<11 m/h	gelöst
1	FRS Q3/17	79	47,7%	52,3%	157	158	1	27	52	0	79	100%	34,3%	65,2%	0,5%
2	NIB Q1/17	20	65,2%	34,8%	42	73	0	9	21	0	30	152%	29,2%	70,1%	0,7%
3	NIB Q3/17	38	56,5%	43,5%	37	87	8	9	23	6	38	101%	22,5%	60,6%	16,9%
4	ECL Q1/17	105	57,5%	42,5%	196	260	0	46	70	0	116	110%	39,5%	60,2%	0,2%
5	NIB Q4/17	25	57,4%	42,6%	30	58	0	7	14	0	22	90%	33,3%	65,4%	1,3%
6	BRS Q1/17	68	71,0%	29,0%	40	108	0	10	27	0	37	55%	27,4%	71,7%	0,8%
7	NES Q1/17	29	55,4%	44,6%	58	91	0	15	22	0	37	127%	40,6%	58,7%	0,7%
8	ECL Q4/17	57	56,1%	43,9%	71	158	0	19	38	0	57	99%	32,7%	66,7%	0,6%
9	NIB Q2/17	37	49,6%	50,4%	54	71	1	16	15	1	31	85%	50,0%	47,7%	2,3%
10	ECL Q2/17	83	54,5%	45,5%	121	211	0	35	44	0	80	96%	44,4%	55,3%	0,3%
11	ECL Q3/17	131	56,5%	43,5%	230	281	0	69	56	0	125	96%	55,4%	44,4%	0,2%

a Rechnerische Fracht in 0,5 g Messprobe $FD_{\text{FA-PSD}}$ aus massengewichteten Konzentrationen pro Siebfraktion aus Anhang 26.

b Berechnet nach Formel (4-2) für die Massenanteile in $FD_{\text{FA-PSD}}$.

c Berechnet aus Messwerten in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen gewichtet mit den Feststoffanteilen. Beispiel:
Frachtsumme Ausgangsprobe = $2,58 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 35,3 \% + 2,28 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 64,7 \% = 2,38 \text{ g/cm}^3$.

d Wiederfindungsrate (WFR) = Frachtsumme Inputprobe/ Frachtsumme Outputprobe (%).

Anhang 28: Spearman-Rangorderkorrelationskoeffizienten – Frachtanteile der Eingangs- und Ausgangsgrößen der Absetzversuche für GV, Cu, Zn, Pb (n = 11)

Substanz(en)anteile $d < 63 \mu\text{m}$ und $V_s < 11 \text{ m/h}$ als Grundlage für die Auswertung stammen aus Anhang 27

		Substanz(en)anteile – $d < 63 \mu\text{m}$ (%)				Feststoff- & Substanz(en)anteile – $V_s < 11 \text{ m/h}$ (%)				
		Organik	Cu	Zn	Pb	Feststoffanteil	Organik	Cu	Zn	Pb
Sub- stanz(en)an- teile – $d < 63 \mu\text{m}$ (%)	Organik	1,000	0,633*	0,945**	0,733*	0,191	0,500	0,064	0,400	0,473
	Cu		1,000	0,752**	0,479	0,437	0,551	0,446	0,419	0,592
	Zn			1,000	0,729*	0,227	0,655*	0,191	0,455	0,518
	Pb				1,000	0,260	0,396	0,150	0,451	0,542
Feststoff- und Sub- stanz(en)an- teile – $V_s < 11 \text{ m/h}$ (%)	Feststoffanteil					1,000	0,109	0,800**	0,818**	0,609*
	Organik						1,000	0,291	0,300	0,609*
	Cu							1,000	0,518	0,582
	Zn								1,000	0,700*
	Pb									1,000

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

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

Anhang 29: Messwerte Absetzversuche (< 63 µm) – Feststoffe in Eingangs- und Ausgangsgrößen (n = 7)**Partikelgrößenverteilung der Eingangsprobe 0,5 g < 63 µm (d < 63 µm = 100 %, d₅₀ = 40 µm)**

Feststoffe			Versuchsdokumentation							Feststoffanteile in Sinkgeschwindigkeitsfraktionen Vs		Qualitätssicherung			
I	D	Messprobe	GV Inputprobe	Wasservolumen (mL)	Temperatur (°C) - vorher	Temperatur (°C) - nachher	Leitfähigkeit (µS/cm) - vorher	Leitfähigkeit (µS/cm) - nachher	pH - vorher	pH - nachher	Feststoffanteil ≥ 11 m/h, (%)	Feststoffanteil < 11 m/h, (%)	SD	WFR _a von 0,5 g Probe	Anzahl Versuche
1		Millisil W4	< 0,1 % GV	1294	21,2	21,5	1,6	1,7	6,7	6,9	28%	72%	1,2%	98,8%	3
2		ECL Q2/17	8 % GV	1299	21,1	21,4	2,0	3,7	5,5	6,3	26%	74%	5,8%	96,7%	3
3		BRS Q1/17	11 % GV	1309	21,1	21,4	1,8	7,2	6,4	7,2	32%	68%	0,3%	95,8%	3
4		NIB Q2/17	11 % GV	1307	21,0	21,4	6,6	8,8	4,9	5,3	32%	68%	2,2%	96,8%	3
5		NIB Q3/17	15 % GV	1321	20,9	21,4	6,3	8,2	4,9	5,3	22%	78%	4,3%	96,2%	3
6		ECL Q1/17	17 % GV	1299	21,2	21,8	2,1	5,5	5,3	6,3	20%	80%	2,4%	96,3%	3
7		ECL Q4/17	17 % GV	1322	21,1	21,3	1,4	5,3	6,5	6,3	20%	80%	1,4%	95,9%	3

Mit zunehmendem GV in der Inputprobe nimmt der Anteil Vs < 11 m/h zu. Das Partikelkollektiv sinkt entsprechend der organischen Anteile langsamer. Erwartungswert für die Sinkgeschwindigkeit der Messprobe mit 100 % < 63 µm liegt bei 100 % Vs < 11 m/h. Es konnten Flockungen beobachtet werden. Im besonders feinen Bereich scheint das Absetzverhalten nicht diskret abzulaufen.

Literaturverzeichnis

2000/53/EG (2000): Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Altfahrzeuge. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32000L0053>, zuletzt geprüft am 07.01.2020.

2000/60/EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=LEGISSUM:l28002b&from=DE>, zuletzt geprüft am 15.10.2020.

2008/105/EG (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex:32008L0105>, zuletzt geprüft am 15.10.2020.

2013/39/EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32013L0039>, zuletzt geprüft am 15.10.2020.

39. BImSCHV (02.08.2010): Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchst-mengen.

Adachi, K.; Kiriya, S.; Yoshioka, N. (1978): The behavior of a swarm of particles moving in a viscous fluid. In: *Chemical Engineering Science* 33 (1), S. 115–121. DOI: 10.1016/0009-2509(78)85077-5.

Adachi, K.; Tainosho, Y. (2005): Single particle characterization of size-fractionated road sediments. In: *Applied Geochemistry* 20 (5), S. 849–859. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2005.01.005.

Adachi, Kouji; Tainosho, Yoshiaki (2004): Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. In: *Environment International* 30 (8), S. 1009–1017. DOI: 10.1016/j.envint.2004.04.004.

Adamiec, Ewa; Jarosz-Krzemińska, Elżbieta; Wieszała, Robert (2016): Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. In: *Environmental monitoring and assessment* 188 (6), S. 369. DOI: 10.1007/s10661-016-5377-1.

Ahn, Jong Ho (2012): Size distribution and settling velocities of suspended particles in a tidal embayment. In: *Water Research* 46 (10), S. 3219–3228. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.038.

Aigner, D.; Bollrich, G. (2012): *Handbuch der Hydraulik*. 1., Aufl. Berlin: Beuth (Bauwesen: Wissen).

Aiguier, E.; Chebbo, G.; Bertrand-Krajewski, J. L.; Hedges, P.; Tyack, N. (1996): Methods for Determining the Settling Velocity Profiles of Solids in Storm Sewage. In: *Water Science & Technology* 33 (9), S. 117–125.

Al-Chalabi, Abdul Sahib; Hawker, Darryl (1996): Retention and exchange behaviour of vehicular lead in street dusts from major roads. In: *Science of the Total Environment* 187 (2), S. 105–119. DOI: 10.1016/0048-9697(96)05131-5.

- Amato, F.; Pandolfi, M.; Alastuey, A.; Lozano, A.; Contreras González, J.; Querol, X. (2013a): Impact of traffic intensity and pavement aggregate size on road dust particles loading. In: *Atmospheric Environment* 77, S. 711–717. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2013.05.020.
- Amato, F.; Querol, X.; Johansson, C.; Nagl, C.; Alastuey, A. (2010): A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods. In: *Science of the Total Environment* 408 (16), S. 3070–3084. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.04.025.
- Amato, Fulvio; Schaap, Martijn; van der Denier Gon, Hugo A.C.; Pandolfi, Marco; Alastuey, Andrés; Keuken, Menno; Querol, Xavier (2013b): Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspension. In: *Atmospheric Environment* 74, S. 134–140. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2013.03.037.
- Andral, M. C.; Roger, S.; Montréjaud-Vignoles, M.; Herremans, L. (1999): Particle Size Distribution and Hydrodynamic Characteristics of Solid Matter Carried by Runoff from Motorways. In: *Water Environment Research* 71 (4), S. 398–407.
- Arambourou, H.; Gromaire, M. C.; Lavison, G.; Garnaud, S.; Moncaut, P.; Chebbo, G. (2010): Conventional Settling for the Treatment of Urban Stormwaters in Separate Sewer Systems. In: *Novatech 2010 Session 2.8*.
- Arbeitsgemeinschaft der Bitumen-Industrie e.V. (o.J.): Bitumen in unserer Welt. Online verfügbar unter https://www.eurobitume.eu/public_downloads/General/ARBIT_Bitumen_in_unserer_Welt.pdf., zuletzt geprüft am 11.01.2020.
- Aryal, R. K.; Furumai, H.; Nakajima, F.; Boller, M. (2005): Dynamic Behavior of fractional suspended solids and particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in highway runoff. In: *Water Research* (39), S. 5126–5134. DOI: 10.1016/j.watres.2005.09.045.
- Aryal, R. K.; Furumai, Hiroaki; Nakajima, Fumiyuki; Beecham, Simon; Lee, Byeong-Kyu (2015): Analysis of the built-up processes for volatile organics and heavy metals in suspended solids from road run-off. In: *Desalination and Water Treatment* 54 (4-5), S. 1254–1259. DOI: 10.1080/19443994.2014.955827.
- Aryal, R. K.; Lee, B.-K. (2009): Characteristics of Suspended Solids and Micropollutants in First-Flush Highway Runoff. In: *Water Air Soil Pollut: Focus* 9 (5-6), S. 339–346. DOI: 10.1007/s11267-009-9243-9.
- Aryal, Rupak; Beecham, Simon; Sarkar, Binoy; Chong, Meng Nan; Kinsela, Andrew; Kandasamy, Jaya; Vigneswaran, Saravanamuth (2017): Readily Wash-Off Road Dust and Associated Heavy Metals on Motorways. In: *Water Air Soil Pollut* 228 (1). DOI: 10.1007/s11270-016-3178-3.
- Aryal, Rupak; Duong, T.T.T.; Lee, Byeong-Kyu; Hossain, Mohammed; Kandel, D.; Kamruz-zaman, Mohammad et al. (2014): Organic matter composition variability in road sediment and its role in binding heavy metals. In: *Sustainable Environment Research* 24 (2), S. 81–91.
- Ashley, R. M. (Hg.) (2004): Solids in sewers. Characteristics, effects and control of sewer solids and associated pollutants. Sewer Systems and Processes Working Group. London: IWA Publishing (Scientific and technical report, number 14).
- Aslam, M. T. (2013): Settling of solids in raw wastewater – primary settling tanks and storm water tanks. Technische Universität Graz, Graz.

- ASTM D5550-14 (2014): Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer. ASTM International. West Conshohocken, USA.
- ASTM D854-14 (2014): Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer. ASTM International. West Conshohocken, USA.
- Auerbach, M.; Herrmann, C.; Krieger, B.; Mayer, S. (2014): Klimawandel und Straßenverkehrsinfrastruktur. In: Straße und Autobahn (7), S. 531–539, zuletzt geprüft am 05.04.2019.
- Awwad, Mohammad T.; Shbeeb, Lina (2007): The Use of Polyethylene in Hot Asphalt Mixtures. In: American J. of Applied Sciences 4 (6), S. 390–396. DOI: 10.3844/ajassp.2007.390.396.
- Ayeni, Oladapo Olanrewaju (2013): Sedimentation of swarms of particles at low and moderate Reynolds numbers. Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College.
- Bäckström, M. (2002): Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events. In: Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research 45 (7), S. 41–49.
- Bäckström, Mattias; Karlsson, Stefan; Bäckman, Lars; Folkesson, Lennart; Lind, Bo (2004): Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. In: Water Research 38 (3), S. 720–732. DOI: 10.1016/j.watres.2003.11.006.
- Badin, Anne-Laure; Faure, Pierre; Bedell, Jean-Philippe; Delolme, Cecile (2008): Distribution of organic pollutants and natural organic matter in urban storm water sediments as a function of grain size. In: Sci. Total Environ. 403 (1-3), S. 178–187. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.05.022.
- Ball, J. E.; Jenks, R.; Aubourg, D. (1998): An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces. In: Sci. Total Environ. 209, S. 243–254. DOI: 10.1016/S0048-9697(98)80115-0.
- Banerjee, Sulagno; Mandal, Aritra; Rooby, Jessy (2016): Studies on Mechanical Properties of Tyre Rubber Concret. In: IJCE 3 (7), S. 18–21. DOI: 10.14445/23488352/IJCE-V3I7P103.
- Barjenbruch, M.; Venghaus, D.; Lau, P. (2018): Entfernung von Plastik aus Abwasser – die besondere Bedeutung des Abriebs von Autoreifen -. Wasserwerkstatt 13.09.2018. 45. Berliner Wasserwerkstatt: Plastik in der aquatischen Umwelt – Makro, Mikro, Nano? TU Berlin. Berliner Wasserbetriebe. Berlin, 13.09.2018.
- Barrett, M. E.; Malina, J. F.; Charbeneau, R. J.; Ward, G. H. (1995): Characterization of Highway Runoff in the Austin, Texas Area. Technical Report - CRWR 263. Austin, Texas.
- Bartsch, Norbert; Röhrig, Ernst (2016): Waldökologie. Einführung für Mitteleuropa. 1. Aufl. 2016. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum. Online verfügbar unter http://ebooks.ciando.com/book/index.cfm/bok_id/1880273.
- Baum, P.; Benisch, J.; Blumensaat, F.; Dierschke, M.; Dittmer, U.; Gelhardt, L. et al. (2018): AFS63 - Harmonisierungsbedarf und Empfehlungen für die labortechnische Bestimmung des neuen Parameters. Tagungsband Regenwasser in urbanen Räumen, aqua urbanica trifft RegenwasserTage 18./19. Juni 2018 in Landau i. d. Pfalz Bd. 1, S. 153–168.
- Baum, P.; Dittmer, U. (2017): Characteristics of Particles and Micropollutants in Stormwater Runoff. In: 14th International Conference on Urban Drainage (ICUD), 527-534.

Baum, P.; Dittmer, U. (2019): Size Dependent Metal Loads of Urban Stormwater Runoff Compared to the Loads of Total Suspended Solids. In: NOVATECH 2019, 10th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, 1.-5.7.2019.

Baumkataster-Frankfurt (2019): Auskünfte zu Bäumen auf öffentlichen Flächen - Geoinformationssystem. Hg. v. Grünflächenamt Frankfurt. Frankfurt am Main. Online verfügbar unter <https://geoinfo.frankfurt.de/mapbender/application/baumkataster>, zuletzt geprüft am 13.09.2019.

Bayer, W.; Schmidt, K. H.; Schweizer, T. (2017): Kompendium Schwermetalle. Toxische Wirkungen von Schwermetallen. Kompetenzzentrum für komplementärmedizinische Diagnostik. Leinfelden-Echterdingen. Online verfügbar unter <https://www.labor-bayer.de/laborinformationen/publikationen/schwermetalle/2017-DrBayer-Kompendium-Schwermetalle-web.pdf>, zuletzt geprüft am 20.01.2020.

Beckers, G. (2017): Optimale Siebeinstellungen für Straßenstaub - Anwendungslabor Retsch GmbH, Haan. Persönliches Gespräch. Unter Mitarbeit von L. Gelhardt. Retsch GmbH. Haan.

Benoist, Alfred P.; Lijklema, Lambertus (1990): Distribution of Sedimentation Rates of Suspended Solids and Heavy Metals in Combined Sewer Overflows. In: *Water Science and Technology* 22 (10-11), S. 61–68. DOI: 10.2166/wst.1990.0289.

Berjoza, D.; Jurgena, I. (2017): Effects of change in the weight of electric vehicles on their performance characteristics. In: *Agronomy Research* 15 (S1), S. 952–963. Online verfügbar unter <https://agronomy.emu.ee/index.php/category/volume-15-2017/special-issue-i-volume-15-2017/?aid=5109&sa=0>, zuletzt geprüft am 19.09.2019.

Bertling, J.; Bertling, R.; Hamann, L. (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Hg. v. Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT. Oberhausen, zuletzt geprüft am 03.12.2018.

Bian, Bo; Cheng, Xiao-Juan; Li, Lei (2011): Investigation of urban water quality using simulated rainfall in a medium size city of China. In: *Environmental monitoring and assessment* 183 (1-4), S. 217–229. DOI: 10.1007/s10661-011-1916-y.

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C.; Fuchs, S.; Scherer, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer.

Bojko, O.; Kabala, C. (2014): Loss-On-Ignition as an estimate of Total Organic Carbon in the mountain soils. In: *Polish Journal of Soil Science* 42, 01/2014 (2), S. 71–79.

Boogaard, Floris; van de Ven, Frans; Langeveld, Jeroen; van de Giesen, Nick (2014): Stormwater Quality Characteristics in (Dutch) Urban Areas and Performance of Settlement Basins. In: *Challenges* 5 (1), S. 112–122. DOI: 10.3390/challe5010112.

Boon, Katherine F.; Kiefert, Lore; Ctainsh, Grant H. (1998): Organic matter content of rural dusts in Australia. In: *Atmospheric Environment* 32 (16), S. 2817–2823. DOI: 10.1016/S1352-2310(97)00475-5.

Borris, Matthias; Osterlund, Helene; Marsalek, Jiri; Viklander, Maria (2016): Contribution of coarse particles from road surfaces to dissolved and particle-bound heavy metal loads in runoff. A laboratory leaching study with synthetic stormwater. In: *Sci. Total Environ.* 573, S. 212–221. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.062.

- Bottalico, Francesca; Chirici, Gherardo; Giannetti, Francesca; Marco, Alessandra de; Nocentini, Susanna; Paoletti, Elena et al. (2016): Air Pollution Removal by Green Infrastructures and Urban Forests in the City of Florence. In: *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 8, S. 243–251. DOI: 10.1016/j.aaspro.2016.02.099.
- Boucher, Julien; Friot, Damien (2017): Primary microplastics in the oceans. A global evaluation of sources. Gland: IUCN.
- Brandt, M.; Einhenkel-Arle, D. (2016): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? Hg. v. Umweltbundesamt.
- Brauer, H.; Thiele, H. (1973): Bewegung von Partikelschwärmen. In: *Chem.-Ing.-Tech.* 45 (13), S. 909–912. DOI: 10.1002/cite.330451317.
- Brezonik, Patrick L.; Stadelmann, Teresa H. (2002): Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. In: *Water Research* 36 (7), S. 1743–1757. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00375-X.
- Bris, F. J.; Garnaud, S.; Apperry, N.; Gonzalez, A.; Mouchel, J. M.; Chebbo, G.; Thévenot, D. R. (1999): A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment. In: *Sci. Total Environ.* 235 (1-3), S. 211–220.
- Brodie, I. M. (2007): Investigation of Stormwater Particles Generated From Common Urban Surfaces. Dissertation. University of Southern Queensland, Queensland, Australien.
- Brombach, H.; Michelbach, S.; Wöhrle, C. (1992): Sedimentationsvorgänge und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal - Teilprojekt 3 - Schlussbericht 1988-1991 Phase 1. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen. Bad Mergentheim.
- Butler, D.; Thedchanamoorthy, S.; Payne, J. A. (1992): Aspects of Surface Sediment Characteristics on an Urban Catchment in London. In: *Water Science and Technology* 25 (8), S. 13–19. DOI: 10.2166/wst.1992.0174.
- Čabanová, Kristina; Hrabovská, Kamila; Matějková, Petra; Dědková, Kateřina; Tomášek, Vladimír; Dvořáčková, Jana; Kukutschová, Jana (2019): Settled iron-based road dust and its characteristics and possible association with detection in human tissues. In: *Environmental science and pollution research international* 26 (3), S. 2950–2959. DOI: 10.1007/s11356-018-3841-x.
- Camp, T. R. (1945): Sedimentation and the Design of Settling Tanks. In: *Proceedings American Society of Civil Engineers*, (2285), S. 895–958.
- Capel, P. D.; Larson, S. J. (1996): Evaluation of selected information on splitting devices for water samples. -. Unter Mitarbeit von U. Geological SurveyS. U.S. Dept. of the Interior und Earth Science Information Center Open-File Reports Section For sale by the U.S. Geological Survey (Water-Resources Investigations Report, 95-4141).
- Carbone, M.; Penna, N.; Piro, P. (2015): Settling Efficiency of Urban Particulate Matter Transported by Stormwater Runoff. In: *Water Environment Research* 87 (9), S. 783–788. DOI: 10.2175/106143015X14212658613839.

- Carraz, F.; Taylor, K. G.; Stainsby, S.; Robertson, D. J. (2006): Contaminated urban road deposited sediment (RDS), Greater Manchester, UK: a spatial assessment of potential surface water impacts. In: *North West Geography* 6 (1), S. 10–19.
- Charters, F. J.; Cochrane, T. A.; O’Sullivan, A. (2015): Particle Size Distribution Variance in Untreated Urban Runoff and its Implication on Treatment Selection. In: *Water Research* 85, S. 337–345.
- Chebbo, G. (1992): Solides des rejets pluviaux urbains: caracterisation et traitabilite. Hydrologie. Dissertation. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées,
- Chebbo, G.; Bachoc, A. (1992): Characterization of Suspended Solids in Urban Wet Weather Discharges. In: *Water Science and Technology* 25 (8), S. 171–179. DOI: 10.2166/wst.1992.0191.
- Chebbo, G.; Gromaire, M. C. (2009): VICAS - An Operating Protocol to Measure the Distributions of Suspended Solids Settling Velocities within Urban Drainage Systems. In: *J. Environ. Eng.* 135, S. 768–775.
- Chen, Yushun; Lin, Lian-Shin; Viadero, Roger C.; Gang, Dianchen (2007): Nonpoint Source Pollution. In: *Water Environment Research* 79 (10), S. 2032–2048. DOI: 10.2175/106143007X218656.
- Chow, Ming Fai; Yusop, Zulkifli; Abustan, Ismail (2015): Relationship between sediment build-up characteristics and antecedent dry days on different urban road surfaces in Malaysia. In: *Urban Water Journal* 12 (3), S. 240–247. DOI: 10.1080/1573062X.2013.839718.
- Coccal, O.; Belcher, S. E. (2005): Mean Winds Through an Inhomogeneous Urban Canopy. In: *Boundary-Layer Meteorol* 115 (1), S. 47–68. DOI: 10.1007/s10546-004-1591-4.
- Councill, Terry B.; Duckenfield, Kea U.; Landa, Edward R.; Callender, Edward (2004): Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. In: *Environmental science & technology* 38 (15), S. 4206–4214. DOI: 10.1021/es034631f.
- Cristina, Chad; Tramonte, Jarrod; Sansalone, John J. (2002): A Granulometry-based Methodology for Separation of Traffic-generated Particles in Urban Highway Snowmelt Runoff. In: *Water Air Soil Pollut* 136 (1/4), S. 33–53. DOI: 10.1023/A:1015239831619.
- Davis, Allen P.; Shokouhian, Mohammad; Ni, Shubei (2001): Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. In: *Chemosphere* 44 (5), S. 997–1009. DOI: 10.1016/S0045-6535(00)00561-0.
- Davis, Brett; Birch, Gavin (2010): Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves. In: *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 158 (8), S. 2541–2545. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.05.021.
- DeGroot, G.; Weiss, P. (2008): Stormwater Particles Sampling - Literature Review. University of Minnesota.
- Deletic, Ana; Orr, David W. (2005): Pollution Buildup on Road Surfaces. In: *J. Environ. Eng.* 131 (1), S. 49–59. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(49).
- Depree, Craig (2008): Contaminant characterisation and toxicity of road sweepings and catchpit sediments. Towards more sustainable reuse options. Wellington, New Zealand: Land Transport New Zealand (Land Transport New Zealand research report, 345).

Dierschke, M.; Welker, A. (2015): Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. In: *gwf Wasser - Abwasser* 4/2015, S. 440–446.

Dierschke, Martina (2014): Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM63) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche. Dissertation. TU Kaiserslautern, Kaiserslautern. Fachbereich Bauingenieurwesen.

Dietrich, William E. (1982): Settling velocity of natural particles. In: *Water Resour. Res.* 18 (6), S. 1615–1626. DOI: 10.1029/WR018i006p01615.

DIN 18123 (2011): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 18124 (2011): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korndichte – Kapillarpiknometer, Weithalspiknometer, Gaspyknometer. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 18128 (2002): Baugrund; Untersuchung von Bodenproben Bestimmung des Glühverlustes. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 19747 (2009): Untersuchung von Feststoffen – Probenvorbehandlung, -vorbereitung und -aufarbeitung für chemische, biologische und physikalische Untersuchungen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 38402-11 (2009): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Allgemeine Angaben (Gruppe A) – Teil 11: Probenahme von Abwasser (A 11). DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 38402-30 (1998): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Allgemeine Angaben (Gruppe A) Teil 30. Vorbehandlung, Homogenisierung und Teilung heterogener Wasserproben (A 30). DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 38409-2 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 38409-7 (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) – Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7). DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 38409-9 (1980): Bestimmung des Volumenanteils der absetzbaren Stoffe im Wasser und Abwasser (H9). DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 51701-3 (2006): Prüfung fester Brennstoffe – Probenahme und Probenvorbereitung – Teil 3: Durchführung der Probenvorbereitung. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 66111 (1989): Partikelgrößenanalyse Sedimentationsanalyse Grundlagen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 66137-1 (2019): Bestimmung der Dichte fester Stoffe - Teil 1: Grundlagen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 66137-2 (2019): Bestimmung der Dichte fester Stoffe - Teil 2: Gaspyknometrie. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN 66160 (2017): Messen disperser Systeme – Begriffe. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 13036-1 (2010): Oberflächeneigenschaften von Straßen und Flugplätzen – Prüfverfahren – Teil 1: Messung der Makrotexturtiefe der Fahrbahnoberfläche mit Hilfe eines volumetrischen Verfahrens. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 1423 (2013): Straßenmarkierungsmaterialien – Nachstreumittel – Markierungs-Glasperlen, Griffigkeitsmittel und Nachstreugemische. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 1424 (2003): Straßenmarkierungsmaterialien Premixglasperlen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 1484 (1997): Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 15169 (2007): Determination of loss on ignition in waste, sludge and sediments. Charakterisierung von Abfall – Bestimmung des Glühverlustes in Abfall, Schlamm und Sedimenten. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 15936 (2012): Schlamm, behandelter Bioabfall, Boden und Abfall – Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) mittels trockener Verbrennung. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 16173 (2012): Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden – Aufschluss von mit Salpetersäure löslichen Anteilen von Elementen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 16179 (2012): Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden – Anleitung zur Probenvorbereitung. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 872 (2005): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung suspendierter Stoffe - Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN ISO 11508 (2018): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Kornrohichte. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN ISO 13473-1 (Entwurf) (2017): Charakterisierung der Textur von Fahrbahnbelägen unter Verwendung von Oberflächenprofilen – Teil 1. Bestimmung der mittleren Profiltiefe. DIN Deutsches Institut für Normung e. V, zuletzt geprüft am 23.04.2019.

DIN EN ISO 17294-2 (2017): Wasserbeschaffenheit – Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) – Teil 2: Bestimmung von ausgewählten Elementen einschließlich Uran-Isotope. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN ISO 17892-3 (2016): Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Laborversuche an Bodenproben – Teil 3. Bestimmung der Korndichte. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN ISO 17892-4 (2017): Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Laborversuche an Bodenproben – Teil 4. Bestimmung der Korngrößenverteilung. Norm. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN ISO 4287 (2010): Geometrische Produktspezifikation (GPS) – Oberflächenbeschaffenheit: Tastschnittverfahren – Benennungen, Definitionen und Kenngrößen der Oberflächenbeschaffenheit. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN ISO 3310-2 (2015): Analysensiebe – Technische Anforderungen und Prüfung – Teil 2: Analysensiebe mit Lochblechen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

- DIN ISO 9276-6 (2012): Darstellung der Ergebnisse von Partikelgrößenanalysen – Teil 6: Deskriptive und quantitative Darstellung der Form und Morphologie von Partikeln. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.
- Djukić, A.; Lekić, B.; Rajaković-Ognjanović, V.; Veljović, D.; Vulić, T.; Djolić, M. et al. (2016): Further insight into the mechanism of heavy metals partitioning in stormwater runoff. In: *Journal of Environmental Management* 168, S. 104–110. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.11.035.
- Drapper, D. (Hg.) (2014): Particle Size Distribution of Urban Runoff - Australia vs. International: Ten Years ON. Peer Reviewed Paper. Stormwater. Adelaide.
- Drapper, D.; Tomlinson, R.; Williams, P. (2000): Pollutant Concentrations in Road Runoff. Southeast Queensland Case Study. In: *J. Environ. Eng.*, S. 313–320.
- Driscoll, E. D.; Shelley, P. E.; Strecka, E. W. (1990): Pollutant Loadings and Impacts from Highway Stormwater Runoff - Volume I-IV. Hg. v. Federal Highway Administration. Woodward-Clyde Consultants. Oakland, CA (Publication No. FHWA-RD-88-006-9).
- Droppo, I. G.; Leppard, G. G.; Flannigan, D. T.; Liss, S. N. (1997): The freshwater floc. In: *Water Air Soil Pollut* 99 (1-4), S. 43–53. DOI: 10.1007/BF02406843.
- Duong, T.T.T.; Lee, B. K. (2011): Determining Contamination Level of Heavy Metals in Road Dust from busy Traffic Areas with different Characteristics. In: *Journal of Environmental Management* 92, S. 554–562.
- DWA-A 102 - Entwurf (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102 Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Entwurf Oktober 2016. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk).
- Egodawatta, P.; Goonetilleke, A. (2006): Characteristics of pollution build-up on residential road surfaces. In: *Proceedings of the 7th International Conference on HydroScience and Engineering*, Philadelphia, USA, 10.-13. September 2006.
- Eid, Michael; Gollwitzer, Mario; Schmitt, Manfred (2017): Statistik und Forschungsmethoden. Mit Online-Materialien. 5., korrigierte Auflage. Weinheim, Basel: Beltz.
- EPA (2002): Testing Solids Settling Apparatuses for Design and Operation of Wet-Weather Flow Solids-Liquid Separation Processes. US EPA report no. EPA/600/R-02/. Unter Mitarbeit von National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, USA.
- Exall, K.; Marsalek, J.; Krishnappan, B. G. (2009): Hydraulic fractionation of conventional water quality constituents in municipal dry- and wet-weather flow samples. In: *Water Science & Technology* 59 (6), S. 1159. DOI: 10.2166/wst.2009.101.
- Faiz, Yasir; Tufail, M.; Javed, M. Tayyeb; Chaudhry, M. M.; Naila-Siddique (2009): Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. In: *Microchemical Journal* 92 (2), S. 186–192. DOI: 10.1016/j.microc.2009.03.009.
- Faltermaier, Simon (2018): Untersuchungen an Regenbecken von Bundesautobahnen zur Reduzierung der Oberflächengewässerbelastung aus Schwermetall- und Salzfrachten. Dissertation. Universität der Bundeswehr München, München. Fakultät für Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften, zuletzt geprüft am 17.12.2018.

Faria, Ricardo; Moura, Pedro; Delgado, Joaquim; Almeida, Anibal T. de (2012): A sustainability assessment of electric vehicles as a personal mobility system. In: *Energy Conversion and Management* 61, S. 19–30. DOI: 10.1016/j.enconman.2012.02.023.

Faun Umwelttechnik GmbH & Co. KG (2017): Vario-Klasse VIAJET 6. Osterholz-Scharmbeck. Online verfügbar unter https://www.faun.com/wp-content/uploads/2017/05/faun_VIAJET_6_DE.pdf, zuletzt geprüft am 02.05.2019.

Ferguson, J.; Ryan, D. (1984): The elemental composition of street dust from large and small urban areas related to city type, source and particle size. In: *Sci. Total Environ.* 34 (1-2), S. 101–116. DOI: 10.1016/0048-9697(84)90044-5.

Ferreira, M.; Stenstrom, M. K. (2013): The Importance of Particle Characterization in Stormwater Runoff. In: *Water Environment Research* 85 (9), S. 833–842. DOI: 10.2175/106143013X13736496909103.

FES GmbH (2018): Nachhaltigkeitsbericht 2018. Frankfurter Entsorgungs- und Service GmbH. Frankfurt am Main.

FFR GmbH (2019): Reinigungsfahrzeuge. Online verfügbar unter <https://www.ffr.de/unser-leistungsstarker-fuhrpark/#t8174-02>, zuletzt geprüft am 02.05.2019.

Field, Andy (2013): *Discovering statistics using IBM SPSS statistics. And sex and drugs and rock 'n' roll.* 4th edition. Los Angeles, London, New Delhi, Singapore, Washington DC: Sage (MobileStudy).

Föll, N.; Jacobi, S.; Rose, D.; Schwarzloh, D.; Travnicek, W.; Weber, S. et al. (2018): Lufthygienischer Jahresbericht 2017. Hg. v. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie. Wiesbaden. Online verfügbar unter <https://www.hlnug.de/themen/luft/messnetzberichte/jahresberichte.html>, zuletzt geprüft am 15.06.2019.

Foqué, Dieter; Devarrewaere, Wouter; Verboven, Pieter; Nuyttens, David (2017): Characteristics of dust particles abraded from pesticide treated seeds. 2. Density, porosity and chemical content. In: *Pest management science* 73 (7), S. 1322–1333. DOI: 10.1002/ps.4524.

Fuchs, S.; Kemper, M.; Morling, K.; Ebbert, S.; Mohn, R.; Precht, S. et al. (2019): REduktion des FEststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen – Phase 2. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Berichtsteil 1/2. Hg. v. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. MULNV NRW. Düsseldorf.

Furumai, H.; Balmer, H.; Boller, M. (2002): Dynamic Behavior of Suspended Pollutants and Particle Size Distribution in Highway Runoff. In: *Water Science & Technology* 46 (11-12), S. 413–418.

Gan, Huayang; Zhuo, Muning; Li, Dingqiang; Zhou, Yongzhang (2008): Quality characterization and impact assessment of highway runoff in urban and rural area of Guangzhou, China. In: *Environmental monitoring and assessment* 140 (1-3), S. 147–159. DOI: 10.1007/s10661-007-9856-2.

Gehring, H. (2017): Verkehrsstärke Frankfurt am Main (Stand: März 2017). Emailkorrespondenz. Unter Mitarbeit von Laura Gelhardt. Frankfurt am Main, 20.03.2017.

- Gelhardt, L. (2016): Aufkommen und Eigenschaften von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen auf Verkehrsflächen. Masterarbeit. Frankfurt University of Applied Sciences, Frankfurt am Main. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Hydromechanik.
- Gelhardt, Laura; Huber, Maximilian; Welker, Antje (2017): Development of a Laboratory Method for the Comparison of Settling Processes of Road-Deposited Sediments with Artificial Test Material. In: *Water Air Soil Pollut* 228 (12). DOI: 10.1007/s11270-017-3650-8.
- Gerike, R. (2016): Entwicklung des Stadtverkehrs in Frankfurt am Main von 2003 bis 2013 Auf Grundlage der Verkehrserhebung „Mobilität in Städten – SrV“. TU Dresden. Dresden. Online verfügbar unter https://www.frankfurt.de/sixcms/media.php/738/SrV%202013%20-%20Brosch%C3%BCre-2013_Frankfurt.pdf, zuletzt geprüft am 12.09.2019.
- GESTIS Stoffdatenbank (2019): Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. IFA - Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. Online verfügbar unter http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates&fn=default.htm&vid=gestisdeu:sdbdeu, zuletzt geprüft am 09.04.2019.
- Gilbert, Jennifer K.; Clausen, John C. (2006): Stormwater runoff quality and quantity from asphalt, paver, and crushed stone driveways in Connecticut. In: *Water Research* 40 (4), S. 826–832. DOI: 10.1016/j.watres.2005.12.006.
- Ginoux, Paul; Chin, Mian; Tegen, Ina; Prospero, Joseph M.; Holben, Brent; Dubovik, Oleg; Lin, Shian-Jiann (2001): Sources and distributions of dust aerosols simulated with the GOCART model. In: *J. Geophys. Res.* 106 (D17), S. 20255–20273. DOI: 10.1029/2000JD000053.
- Glenn, D.; Liu, D.; Sansalone, J. J. (2002): Influence of Chemistry, Hydrology and Suspended Solids on Partitioning of Heavy Metals to Particles - Considerations for In-Situ Control of Urban Stormwater Quality. In: Sim-Lin Lau, Jiun-Shiu Ma, Masoud Kayhanian und Michael K. Stenstrom (Hg.): *First Flush of Organics in Highway Runoff*: American Society of Civil Engineers, S. 1–14.
- Glenn, Donald W.; Sansalone, John J. (2002): Accretion and Partitioning of Heavy Metals Associated with Snow Exposed to Urban Traffic and Winter Storm Maintenance Activities. II. In: *J. Environ. Eng.* 128 (2), S. 167–185.
- Gnecco, I.; Palla, A.; Sansalone, J. J. (2019): Partitioning of zinc, copper and lead in urban drainage from paved source area catchments. In: *Journal of Hydrology* 578, S. 124128. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.124128.
- Goncalves, C.; van Seters, T. (2012): *Characterization of Particle Size Distributions of Runoff from High Impervious Urban Catchments in the Greater Toronto Area*. Hg. v. Toronto and Region Conservation Authority.
- Graaf, E.R.T.; Baars, E. J.; Kluck, J. (2008): Settling Curves of Pollutants in Storm Water. In: 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland.
- Gromaire, M. C.; Kafi-Benyahia, M.; Gasperi, J.; Saad, M.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2008): Settling velocity of particulate pollutants from combined sewer wet weather discharges. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 58 (12), S. 2453–2465. DOI: 10.2166/wst.2008.835.

Gromaire, M.C; Garnaud, S.; Saad, M.; Chebbo, G. (2001): Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. In: *Water Research* 35 (2), S. 521–533. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00261-X.

Grotehusmann, D.; Lambert, B.; Fuchs, S.; Graf, J. (2017): Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss (Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen: V, Verkehrstechnik, V295).

Grottker, Matthias (1987): Runoff quality from a street with medium traffic loading. In: *Science of the Total Environment* 59, S. 457–466. DOI: 10.1016/0048-9697(87)90469-4.

Gruber, P. (1985): Die chemische und mineralogische Zusammensetzung des Flugstaubes im Linzer Raum. In: *Öko.L.* 7 (2), S. 15–24. Online verfügbar unter https://www.zobodat.at/pdf/OEKO_1985_2_0015-0024.pdf., zuletzt geprüft am 25.06.2019.

Gunawardana, Chandima; Egodawatta, Prasanna; Goonetilleke, Ashantha (2014): Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces. In: *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 184, S. 44–53. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.08.010.

Gunawardana, Chandima; Egodawatta, Prasanna; Goonetilleke, Ashantha (2015): Adsorption and mobility of metals in build-up on road surfaces. In: *Chemosphere* 119, S. 1391–1398. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.02.048.

Gunawardana, Chandima; Goonetilleke, Ashantha; Egodawatta, Prasanna (2013): Adsorption of heavy metals by road deposited solids. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 67 (11), S. 2622–2629. DOI: 10.2166/wst.2013.171.

Gunawardana, Chandima; Goonetilleke, Ashantha; Egodawatta, Prasanna; Dawes, Les; Kokot, Serge (2012): Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. In: *Chemosphere* 87 (2), S. 163–170. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.012.

Gunawardana, Janaka M.A.; Liu, An; Egodawatta, Prasanna; Ayoko, Godwin A.; Goonetilleke, Ashantha (2018): *Influence of Traffic and Land Use on Urban Stormwater Quality*. Singapore: Springer Singapore (SpringerBriefs in Water Science and Technology).

Gupta, Gyan Prakash; Kumar, Bablu; Singh, Sudha; Kulshrestha, Umesh Chandra (2016): Deposition and Impact of Urban Atmospheric Dust on Two Medicinal Plants during Different Seasons in NCR Delhi. In: *Aerosol Air Qual. Res.* 16 (11), S. 2920–2932. DOI: 10.4209/aaqr.2015.04.0272.

Gustafsson, Mats; Blomqvist, Göran; Järnskog, Ida; Lundberg, Joacim; Janhäll, Sara; Elmgren, Max et al. (2019): Road dust load dynamics and influencing factors for six winter seasons in Stockholm, Sweden. In: *Atmospheric Environment: X* 2, S. 100014. DOI: 10.1016/j.aeaoa.2019.100014.

Gutberlet, G. (2015): Beschäftigungsschwerpunkte in Frankfurt am Main - das statistisch erfassbare Bild wird vollständiger. In: *Frankfurter Statistische Berichte*, S. 72–89.

Ha, Sung Yong; Kim, Gi Beum; Yim, Un Hyuk; Shim, Won Joon; Hong, Sang Hee; Han, Gi Myung (2012): Particle-size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust of Masan, Korea. In: *Archives of environmental contamination and toxicology* 63 (2), S. 189–198. DOI: 10.1007/s00244-012-9765-4.

- Haile, Tadele Measho; Hobiger, Gerhard; Kammerer, Gerhard; Allabashi, Roza; Schaerfing, Birgit; Fuerhacker, Maria (2016): Hydraulic Performance and Pollutant Concentration Profile in a Stormwater Runoff Filtration Systems. In: *Water Air Soil Pollut* 227 (1), S. 398. DOI: 10.1007/s11270-015-2736-4.
- Hako GmbH (2010): Bedienungsanleitung Hako-Citymaster 2000 Euro 5 mit 2-Besensystem (1480) Hako-Citymaster 2000 Euro 5 mit 3-Besensystem (1481). Ausgabe: 88-60-2907. Bad Oldeslohe.
- Hallermeier, Robert J. (1981): Terminal settling velocity of commonly occurring sand grains. In: *Sedimentology* 28 (6), S. 859–865. DOI: 10.1111/j.1365-3091.1981.tb01948.x.
- Hasler, M. (2007): Field Laboratory Experiments on Settling Process in Stormwater Storage Tanks. Diploma Thesis. Graz University of Technology Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Graz.
- Hedges, P.; Becker, F.; Smisson, R. (1998): The application of settling velocity as a parameter for characterising wastewater solids. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 37 (1). DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00754-3.
- Herath, H.M.D.V.; Pitawala, H.M.T.G.A.; Gunathilake, J.; Dalugoda, T.Y.S. (Hg.) (2013): Heavy Metal Contamination in Road Deposited Sediments in Colombo Urban Area.
- Herngren, Lars; Goonetilleke, Ashantha; Ayoko, Godwin A. (2006): Analysis of heavy metals in road-deposited sediments. In: *Analytica chimica acta* 571 (2), S. 270–278. DOI: 10.1016/j.aca.2006.04.064.
- Hettler, E. (2010): A Modified Elutriation Device to Measure Particle Settling Velocity in Urban Stormwater Runoff. Masterarbeit. University of Minnesota.
- Hettler, Eric N.; Gulliver, John S.; Kayhanian, Masoud (2011): An elutriation device to measure particle settling velocity in urban runoff. In: *Sci. Total Environ.* 409 (24), S. 5444–5453. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.08.045.
- Hichri, Yosra; Descartes, Sylvie; Cerezo, Veronique; Do, Minh-Tan (2019): Understanding the behavior of fine particles at the tire/road interface. In: *Tribology International*. DOI: 10.1016/j.triboint.2019.02.043.
- Hildemann, Lynn M.; Markowski, Gregory R.; Cass, Glen R. (1991): Chemical composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. In: *Environ. Sci. Technol.* 25 (4), S. 744–759. DOI: 10.1021/es00016a021.
- Hillebrand, G. (2008): Transportverhalten kohäsiver Sedimente in turbulenten Strömungen – Untersuchungen im offenen Kreisgerinne. Dissertation. Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften.
- Hillenbrand, T.; Toussaint, D.; Böhm, E.; Fuchs, S.; Scherer, U.; Rudolphi, A. et al. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Hg. v. Umweltbundesamt.
- Hilliges, R.; Endres, M.; Tiffert, A.; Brenner, E.; Marks, T. (2017): Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 75 (5), S. 1169–1176. DOI: 10.2166/wst.2016.576.

Hinislioglu, S.; Agar, E. (2004): Use of waste high density polyethylene as bitumen modifier in asphalt concrete mix. In: *Materials Letters* 58 (3-4), S. 267–271. DOI: 10.1016/S0167-577X(03)00458-0.

HLNUG (2017): Feinstaub PM10. Was sind Feinstaubpartikel? Hg. v. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie.

Hoogsteen, M. J. J.; Lantinga, E. A.; Bakker, E. J.; Groot, J. C. J.; Tittonell, P. A. (2015): Estimating soil organic carbon through loss on ignition. Effects of ignition conditions and structural water loss: Refining the loss on ignition method. In: *European Journal of Soil Science* 66 (2), S. 320–328. DOI: 10.1111/ejss.12224.

Horiba Scientific Inc. (2012): Sampling for Particle Size Analysis. White Paper. Hg. v. Horiba. Online verfügbar unter http://www.horiba.com/fileadmin/uploads/Scientific/Documents/PSA/Webinar_Slides/TR011.pdf, zuletzt geprüft am 29.08.2019.

Horiba Scientific Inc. (2017): A Guidebook to Particle Size Analysis. Irvine. Online verfügbar unter https://www.horiba.com/fileadmin/uploads/Scientific/eMag/PSA/Guidebook/pdf/PSA_Guidebook.pdf, zuletzt geprüft am 20.11.2019.

Horstmeyer, Nils; Huber, Maximilian; Drewes, Jörg E.; Helmreich, Brigitte (2016): Evaluation of site-specific factors influencing heavy metal contents in the topsoil of vegetated infiltration swales. In: *Science of the Total Environment* 560-561, S. 19–28. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.051.

Horwath, J. A.; Bannerman, R. T. (2012): Parking Lot Runoff Quality and Treatment Efficiencies of a Hydrodynamic-Settling Device in Madison, Wisconsin, 2005–6. Scientific Investigations Report 2011–5145. U.S. Geological Survey.

Howard, P. J. A.; Howard, D. M. (1990): Use of organic carbon and loss-on-ignition to estimate soil organic matter in different soil types and horizons. In: *Biology and Fertility of Soils* 9 (4), S. 306–310. DOI: 10.1007/BF00634106.

Hrsg. (BAFU) (2018): Luftqualität 2017. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Umwelt-Zustand Nr. 1825. Hg. v. Bundesamt für Umwelt. Bern. Online verfügbar unter www.bafu.admin.ch/uz-1825-d, zuletzt geprüft am 27.06.2019.

Hu, Xin; Zhang, Yun; Luo, Jun; Wang, Tijian; Lian, Hongzhen (2011): Total concentrations and fractionation of heavy metals in road-deposited sediments collected from different land use zones in a large city (Nanjing), China. In: *Chemical Speciation & Bioavailability* 23 (1), S. 46–52. DOI: 10.3184/095422911X12971903458891.

Huber, M. (2016): Development and Evaluation of an Assessment Method for Decentralized Treatment Systems for Runoff from Traffic Areas. Dissertation. TU München, München.

Huber, M.; Welker, A.; Drewes, J. E.; Helmreich, B. (2015): Auftausalze im Straßenwinterdienst – Aufkommen und Bedeutung für dezentrale Behandlungsanlagen von Verkehrsflächenabflüssen zur Versickerung. FACHBERICHTE Regenwasserbewirtschaftung. In: *gwf Wasser - Abwasser* 11, S. 1139–1152, zuletzt geprüft am 16.04.2019.

Huber, M.; Welker, A.; Helmreich, B. (2016): Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff. Occurrence, influencing factors, and partitioning. In: *Science of the Total Environment* 541, S. 895–919. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.033.

Hulskotte, J.H.J.; Schaap, M.; Visschedijk, A.J.H. (2006): Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. 10th Int. Specialised Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management, 18.-22.09.2006. Istanbul, Türkei.

Hwang, Hyun-Min; Fiala, Matthew J.; Park, Dongjoo; Wade, Terry L. (2016): Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. In: *International Journal of Urban Sciences* 20 (3), S. 334–360. DOI: 10.1080/12265934.2016.1193041.

IHK Frankfurt (2018): Stau- und Pendlerstudie 2018. Unter Mitarbeit von Sebastian Trippen, Alexander Theiss, Franziska Honheiser, Minna Heinola, Lukas Berkel und Sven Sängler. Frankfurt am Main: Initiative PERFORM Zukunftsregion FrankfurtRheinMain c/o IHK Frankfurt am Main.

ISO 12154 (2014): Determination of density by volumetric displacement - Skeleton density by gas pycnometry. ISO, International Organization for Standardization.

ISO 13319 (2007): Bestimmung der Partikelgrößenverteilung - Partikelmessung durch elektrische Feldstörung. ISO, International Organization for Standardization.

ISO 13320 (2009): Particle size analysis - Laser diffraction methods. ISO, International Organization for Standardization.

ISO 13322-1 (2014): Particle size analysis — Image analysis methods — Part 1: Static image analysis methods. ISO.

ISO 13322-2 (2006): Particle size analysis — Image analysis methods — Part 2: Dynamic image analysis methods. ISO.

ISO 14488 (2007): Particulate materials - Sampling and sample splitting for the determination of particulate properties. ISO.

Jacopin, Ch.; Bertrand-Krajewski, J. L.; Desbordes, M. (1999): Characterisation and settling of solids in an open, grassed, stormwater sewer network detention basin. In: *Water Science & Technology* 39 (2). DOI: 10.1016/S0273-1223(99)00017-7.

Janhäll, Sara (2015): Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. In: *Atmospheric Environment* 105, S. 130–137. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.01.052.

Jayarathne, Ayomi; Egodawatta, Prasanna; Ayoko, Godwin A.; Goonetilleke, Ashantha (2017): Geochemical phase and particle size relationships of metals in urban road dust. In: *Environmental Pollution* 230, S. 218–226. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.06.059.

Jayarathne, Ayomi; Egodawatta, Prasanna; Ayoko, Godwin A.; Goonetilleke, Ashantha (2018a): Intrinsic and extrinsic factors which influence metal adsorption to road dust. In: *Science of the Total Environment* 618, S. 236–242. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.047.

Jayarathne, Ayomi; Egodawatta, Prasanna; Ayoko, Godwin A.; Goonetilleke, Ashantha (2018b): Role of residence time on the transformation of Zn, Cu, Pb and Cd attached to road dust in different land uses. In: *Ecotoxicology and environmental safety* 153, S. 195–203. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.02.007.

- Jayarathne, Ayomi; Egodawatta, Prasanna; Ayoko, Godwin A.; Goonetilleke, Ashantha (2019a): Transformation processes of metals associated with urban road dust: A critical review. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25 (1), S. 1–25. DOI: 10.1080/10643389.2019.1579630.
- Jayarathne, Ayomi; Wijesiri, Buddhi; Egodawatta, Prasanna; Ayoko, Godwin A.; Goonetilleke, Ashantha (2019b): Role of adsorption behavior on metal build-up in urban road dust. In: *Journal of Environmental Sciences* 83, S. 85–95. DOI: 10.1016/j.jes.2019.03.023.
- JCGM (2008): Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement. GUM (1995) with minor corrections. 100. Aufl. Online verfügbar unter https://www.bipm.org/utis/common/documents/jcgm/JCGM_100_2008_E.pdf, zuletzt geprüft am 13.05.2019.
- Jeanjean, Antoine P.R.; Buccolieri, Riccardo; Eddy, James; Monks, Paul S.; Leigh, Roland J. (2017): Air quality affected by trees in real street canyons: The case of Marylebone neighbourhood in central London. In: *Urban Forestry & Urban Greening* 22, S. 41–53. DOI: 10.1016/j.ufug.2017.01.009.
- Jiménez, José A.; Madsen, Ole S. (2003): A Simple Formula to Estimate Settling Velocity of Natural Sediments. In: *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering* 129 (2), S. 70–78. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-950X(2003)129:2(70).
- Kadioğlu, Yusuf Kağan; Üstündağ, Zafer; Solak, Ali Osman; Karabıyıköğlu, Gülseren (2010): Sources of Environmental Pollution in Ankara (Turkey): Geochemistry and Traffic Effects—PEDXRF Applications. In: *Spectroscopy Letters* 43 (3), S. 247–257. DOI: 10.1080/00387010903329391.
- Karamalegos, A. M.; Barrett, M. E.; Lawler, D. F.; Malina, J. F. (2005): Particle Size Distribution of Highway Runoff and Modification Through Stormwater Treatment. CRWR Online Report 05-10. Center for Research in Water Resources, The University of Texas.
- Kaskas, A. A. (1970): Schwarmgeschwindigkeiten in Mehrkornsuspensionen am Beispiel der Sedimentation. Dissertation. TU Berlin, Berlin. Fakultät für Maschinenwesen.
- Kayhanian, M.; McKenzie, E. R.; Leatherbarrow, J. E.; Young, T. M. (2012): Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. In: *Science of the Total Environment* 439, S. 172–186.
- Kayhanian, Masoud; Rasa, Ehsan; Vichare, Akshay; Leatherbarrow, Jon E. (2008): Utility of Suspended Solid Measurements for Storm-Water Runoff Treatment. In: *J. Environ. Eng.* 134 (9), S. 712–721. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:9(712).
- Kern, Felix; Mayländer, Michaela (2005): Faszination Strassenbau. Von widerstandsfähigen Verkehrswegen, spektakulären Baustellen und kraftvoller Maschinenteknik. 1. Aufl. Stuttgart: Motorbuch-Verl.
- Kim, D. G.; Jeong, S. O. (2014): Removal of Road-Deposited Sediments by Sweeping and its Contribution to Highway Runoff Quality in Korea. In: *Environmental Technology* 35 (20), S. 2546–2555.
- Kim, J. Y.; Sansalone, J. (2008a): Event-based Size Distribution of Particulate Matter Transported during Urban Rainfall-Runoff Events. In: *Water Research* 42, S. 2756–2768.

- Kim, J.-Y.; Sansalone, J. (2008b): Particulate Matter Particle Size Distributions Transported in Urban Runoff. In: Roger William Babcock und Raymond Walton (Hg.): Ahupuaʻa [electronic resource]. World Environmental and Water Resources Congress 2008, May 12-16, 2008, Honolulu, Hawaiʻi. World Environmental and Water Resources Congress 2008. Honolulu, Hawaii, United States, May 12-16, 2008. Reston, VA: American Society of Civil Engineers, S. 1–10.
- Klees, M.; Hiester, E.; Bruckmann, P.; Molt, K.; Schmidt, T.C (2015): Polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in street dust of North Rhine-Westphalia, Germany. In: Science of the Total Environment 511, S. 72–81.
- Klößner, Philipp; Reemtsma, Thorsten; Eisentraut, Paul; Braun, Ulrike; Ruhl, Aki Sebastian; Wagner, Stephan (2019): Tire and road wear particles in road environment - Quantification and assessment of particle dynamics by Zn determination after density separation. In: Chemosphere 222, S. 714–721. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.01.176.
- Klute, Arnold; Blake, G. R.; Hartge, K. H. (1986): Particle Density. In: Arnold Klute (Hg.): Methods of Soil Analysis: Part 1-Physical and Mineralogical Methods. [S.l.]: SSSA ASA (SSSA Book Series).
- Kobriger, N. K.; Geinopolos, A. (1984): Sources and Migration of Highway Runoff Pollutants. Volume 1-4. Research Report. Report No. FHWA/RD-84/057-060. Federal Highway Administration.
- Koglin, Bernd (1971): Statistische Verteilung der Sedimentationsgeschwindigkeit in niedrig konzentrierten Suspensionen. In: Chemie Ing. Techn. 43 (13), S. 761–764. DOI: 10.1002/cite.330431306.
- Kole, Pieter Jan; Löhr, Ansje J.; van Belleghem, Frank G. A. J.; Ragas, Ad M. J. (2017): Wear and Tear of Tyres. A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. In: International Journal of Environmental Research and Public Health 14 (10). DOI: 10.3390/ijerph14101265.
- 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.
- Krishnappan, B. G.; Exall, K.; Marsalek, J.; Rochfort, Q.; Kydd, S.; Baker, M.; Stephens, R. P. (2012): Variability of Settling Characteristics of Solids in Dry and Wet Weather Flows in Combined Sewers. In: Water Air Soil Pollut 223 (6), S. 3021–3032. DOI: 10.1007/s11270-012-1085-9.
- Krishnappan, B. G.; Marsalek, J.; Exall, K.; Stephens, R. P.; Rochfort, Q.; Seto, P. (2004): A Water Elutriation Apparatus for Measuring Settling Velocity Distribution of Suspended Solids in Combined Sewer Overflows. In: Water Quality Research Journal Canada 39 (4), S. 432–438.
- Krömer, S.; Kreipe, E.; Reichenbach, D.; Stark, R. (1999): Produkt-Ökobilanz eines PKW-Reifens. Hg. v. Continental AG. Hannover. Online verfügbar unter http://www.dgengineering.de/download/open/Studie_Continental_Oekobilanz.pdf, zuletzt geprüft am 04.12.2019.
- Landesbetrieb Straßenbau Nordrhein-Westfalen (2019): Straßenbeläge und Straßenschäden. Gelsenkirchen. Online verfügbar unter <https://www.strassen.nrw.de/de/planung-bau/bau-technik/strassenbelaege.html>, zuletzt geprüft am 24.09.2019.

- Lanzerstorfer, Christof (2018): Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments. In: *Environmental pollution* (Barking, Essex: 1987) 239, S. 522–531. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.04.063.
- Lau, S. L.; Stenstrom, M. K. (2005): Metals and PAHs Adsorbed to Street Particles. In: *Water Research* 39, S. 4083–4092.
- LAWA (1993): Atmosphärische Deposition - Messung der Niederschlagsbeschaffenheit. LAWA - Grundsatzpapier. Hg. v. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, zuletzt geprüft am 01.03.2019.
- Legret, M.; Odie, L.; Demare, D.; Jullien, A. (2005): Leaching of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from reclaimed asphalt pavement. In: *Water Research* 39 (15), S. 3675–3685. DOI: 10.1016/j.watres.2005.06.017.
- Legret, M.; Pagotto, C. (1999): Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. In: *Sci. Total Environ.* 235 (1-3), S. 143–150. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00207-7.
- Li, H.; Shi, A.; Zhang, X. (2015): Particle size distribution and characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from Beijing Olympic Park. In: *Journal of Environmental Sciences* 32 (1. Juni, 2015).
- Li, M. H.; Barrett, M. E. (2008): Relationship Between Antecedent Dry Period and Highway Pollutant. Conceptual Models of Buildup and Removal Processes. In: *Water Environment Research* 80 (8), S. 740–747.
- Li, Y.; Lau, S. L.; Kayhanian, M.; Stenstrom, M. K. (2005): Particle Size Distribution in Highway Runoff. In: *J. Environ. Eng.* September 2005, S. 1267–1276. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:9(1267).
- Li, Y.; Lau, S.-L.; Kayhanian, M.; Stenstrom, M. K. (2006a): First flush and natural aggregation of particles in highway runoff. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 54 (11-12), S. 21–27. DOI: 10.2166/wst.2006.749.
- Li, Yingxia; Lau, Sim-Lin; Kayhanian, Masoud; Stenstrom, Michael K. (2006b): Dynamic Characteristics of Particle Size Distribution in Highway Runoff. Implications for Settling Tank Design. In: *J. Environ. Eng.* 132 (8), S. 852–861. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:8(852).
- Lindgren, Åsa (1996): Asphalt wear and pollution transport. In: *Sci. Total Environ.* 189-190, S. 281–286. DOI: 10.1016/0048-9697(96)05220-5.
- Liu, An; Egodawatta, Prasanna; Guan, Yuntao; Goonetilleke, Ashantha (2013): Influence of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality. In: *The Science of the total environment* 444, S. 255–262. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.053.
- Liu, An; Li, Dunzhu; Liu, Liang; Guan, Yuntao (2014): Understanding the Role of Urban Road Surface Characteristics in influencing Stormwater Quality. In: *Water Resour Manage* 28 (14), S. 5217–5229. DOI: 10.1007/s11269-014-0788-7.
- Loganathan, Paripurnanda; Vigneswaran, Saravanamuthu; Kandasamy, Jaya (2013): Road-Deposited Sediment Pollutants. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 43 (13), S. 1315–1348. DOI: 10.1080/10643389.2011.644222.

- Lorenzi, D.; Entwistle, J. A.; Cave, M.; Dean, J. R. (2011): Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Street Dust. Implications for Human Health. In: *Chemosphere* 83, S. 970–977.
- Lucas-Aiguier, E.; Chebbo, G.; Bertrand-Krajewski, J.-L.; Gagné, B.; Hedges, P. (1998): Analysis of the methods for determining the settling characteristics of sewage and stormwater solids. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 37 (1), S. 53–60. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00755-5.
- Lundgren, D. A.; Paulus, H. J. (2012): The Mass Distribution of Large Atmospheric Particles. In: *Journal of the Air Pollution Control Association* 25 (12), S. 1227–1231. DOI: 10.1080/00022470.1975.10470200.
- Lygren, E.; Gjessing, E.; Berglind, L. (1984): Pollution Transport from a Highway. In: *Sci. Total Environ.* 33, S. 147–159.
- Ma, Yukun; Hao, Shaonan; Zhao, Hongtao; Fang, Jinxiu; Zhao, Jiang; Li, Xuyong (2018): Pollutant transport analysis and source apportionment of the entire non-point source pollution process in separate sewer systems. In: *Chemosphere* 211, S. 557–565. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.07.184.
- Mahbub, Parvez; Goonetilleke, Ashantha; Ayoko, Godwin A.; Egodawatta, Prasanna; Yigitcinar, Tan (2011): Analysis of build-up of heavy metals and volatile organics on urban roads in gold coast, Australia. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 63 (9), S. 2077–2085. DOI: 10.2166/wst.2011.151.
- Maruejols, T.; Bachis, G.; Berrouard, E.; Vallet, B.; Wipliez, B.; Lessard, P.; Vanrolleghem, P. A. (2012): Particle settling velocity distribution based wastewater characterisation. Generalisation of a single protocol. In: *Proceedings IWA Particle Separation Conference, Berlin, Germany*.
- Maus, C.; Holtrup, F.; Uhl, M. (2008): Measurement Method for in situ Particle Settling Velocity. In: *11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland*.
- McKenzie, Erica R.; Money, Jon E.; Green, Peter G.; Young, Thomas M. (2009): Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. In: *The Science of the total environment* 407 (22), S. 5855–5860. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.07.018.
- McKenzie, Erica R.; Wong, Carol M.; Green, Peter G.; Kayhanian, Masoud; Young, Thomas M. (2008): Size dependent elemental composition of road-associated particles. In: *Science of the Total Environment* 398 (1-3), S. 145–153. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.02.052.
- Melanen, Matti (1981): Quality of runoff water in urban areas. Helsinki: Vesihallitus. National Board of Waters (Vesientutkimuslaitoksen julkaisu, 42). Online verfügbar unter <https://helda.helsinki.fi/bitstream/10138/30558/1/Vesientutkimuslaitoksen%20julkaisu%2042%20s.%20123-190.pdf>.
- Menéndez, I.; Díaz-Hernández, J. L.; Mangas, J.; Alonso, I.; Sánchez-Soto, P. J. (2007): Airborne dust accumulation and soil development in the North-East sector of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). In: *Journal of Arid Environments* 71 (1), S. 57–81. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2007.03.011.

- Michelbach, S.; Wöhrle, C. (1993): Settleable Solids in a Combined Sewer System, Settling Characteristics, Heavy Metals, Efficiency of Storm Water Tanks. In: *Water Science Technology* 27 (5-6), S. 153–164.
- Mieseler, K. (2015, 2017, 2017, 2018): Straßenreinigungsintervalle in Frankfurt am Main - FES - Frankfurter Entsorgungs- und Service GmbH, 23.10.2015, 21.04.2017, 06.12.2017, 08.02.2018. Email- und Telefonkorrespondenz an L. Gelhardt.
- Mills, G. (1997): An urban canopy-layer climate model. In: *Theor Appl Climatol* 57 (3-4), S. 229–244. DOI: 10.1007/BF00863615.
- Morgan, D.; Johnston, P.; Osei, K.; Gill, L. (2017): The influence of particle size on the first flush strength of urban stormwater runoff. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 76 (7-8), S. 2140–2149. DOI: 10.2166/wst.2017.386.
- Mosley, Luke M.; Peake, Barrie M. (2001): Partitioning of metals (Fe, Pb, Cu, Zn) in urban run-off from the Kaikorai Valley, Dunedin, New Zealand. In: *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35 (3), S. 615–624. DOI: 10.1080/00288330.2001.9517027.
- Müller, W. (2014): *Mechanische Verfahrenstechnik und ihre Gesetzmäßigkeiten*. 2. Aufl. Berlin: De Gruyter.
- Mummullage, Sandya; Egodawatta, Prasanna; Ayoko, Godwin A.; Goonetilleke, Ashantha (2016): Sources of hydrocarbons in urban road dust. Identification, quantification and prediction. In: *Environmental Pollution* 216, S. 80–85. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.05.042.
- Murakami, M.; Nakajima, F.; Furumai, H. (2005): Size- and density-distributions and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust. In: *Chemosphere* 61 (6), S. 783–791. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.003.
- Murphy, L.; Cochrane, T. A.; O’Sullivan, A. (2015): Build-up and wash-off dynamics of atmospherically derived Cu, Pb, Zn and TSS in Stormwater Runoff as a function of meteorological characteristics. In: *Science of the Total Environment* 508, S. 206–213.
- Muthusamy, Manoranjan; Tait, Simon; Schellart, Alma; Beg, Md Nazmul Azim; Carvalho, Rita F.; Lima, João L.M.P. de (2018): Improving understanding of the underlying physical process of sediment wash-off from urban road surfaces. In: *Journal of Hydrology* 557, S. 426–433. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.11.047.
- National Research Council, U.S.A. (2009): *Urban Stormwater Management in the United States*. Prepublication. Washington, D.C.: National Academies Press.
- Niemz, Peter; Sonderegger, Walter (2017): *Holzphysik*. München: Carl Hanser Verlag GmbH & Co. KG.
- Nitzsche, C.; Guderitz, I.; Neumann, V.; Bethge, C.; Müller, K. (2004): MUSTER - LEISTUNGSBESCHREIBUNG Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailuntersuchung (Quellterm). Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Dresden. Online verfügbar unter <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/Sickerwasserprognose01.pdf>, zuletzt geprüft am 12.04.2019.
- OGewV (2016): *Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV)*.

- Ozaki, Hirokazu; Watanabe, Izumi; Kuno, Katsuji (2004): Investigation of the Heavy Metal Sources in Relation to Automobiles. In: *Water Air Soil Pollut* 157 (1-4), S. 209–223. DOI: 10.1023/B:WATE.0000038897.63818.f7.
- Padoan, Elio; Romè, Chiara; Ajmone-Marsan, Franco (2017): Bioaccessibility and size distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban transect. In: *Science of the Total Environment* 601-602, S. 89–98. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.180.
- Piro, P.; Carbone, M.; Penna, N.; Marsalek, J. (2011a): Characterization of the settling process for wastewater from a combined sewer system. In: *Water Research* 45 (20), S. 6615–6624. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.034.
- Piro, Patrizia; Carbone, Marco; Tomei, Giovanni (2011b): Assessing Settleability of Dry and Wet Weather Flows in an Urban Area Serviced by Combined Sewers. In: *Water Air Soil Pollut* 214 (1-4), S. 107–117. DOI: 10.1007/s11270-010-0408-y.
- Pisano, W. C.; Brombach, H. (1996): Solids Settling Curves. Wastewater solids data can aid design of urban runoff controls. In: *Water Environment Technology* 8 (4), S. 27–32.
- Preisung, W. (2018): Verkehrsstärke Frankfurt am Main (Stand: Dezember 2018). E-mailkorrespondenz. Unter Mitarbeit von M. Dierschke. Frankfurt am Main, 07.12.2018.
- Quass, U.; John, A. C.; Beyer, M.; Lindermann, J.; Kuhlbusch, T.A.J. (2008): Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Brems- und Fahrbahnabrieb an den PM10-Emissionen von Straßen. Bremerhaven: Wirtschaftsverlag N.W. Verlag für neue Wissenschaft (Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen V, Verkehrstechnik, V165).
- Raatz, G. (2017): Methodenvergleich Partikelanalyse Dynamische Digitale Bildanalyse | Laserbeugung | Siebanalyse. White Paper. Retsch GmbH.
- Rackowski, Jan; Stempień, Czesław (1967): Zur Beziehung zwischen der Rohdichte und der Reindichte von Holz. On the Relation Between the Density of Wood and the Density of the Solid Wood Substance. In: *Holz als Roh- und Werkstoff* 25 (10), S. 380–383. DOI: 10.1007/BF02615729.
- RAS EW (2005): Richtlinien für die Anlage von Straßen RAS Teil: Entwässerung RAS-Ew. FGSV Nr. 539. Hg. v. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV). Köln, zuletzt geprüft am 04.07.2019.
- RASt 06 (2006): Richtlinien für die Anlage von Stadtstraßen RAS 06. Unter Mitarbeit von Arbeitsgruppe Straßenentwurf. Hg. v. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV). Köln.
- Reichenbach, C. (2015): Dichtebestimmung poröser und pulverförmiger Festkörper. In: *Quantachrome Partikelwelt* 16, S. 23–27.
- Renschen, D. (2010): Abschlussbericht zum Vorhaben: FKZ 340 01 008 Messprogramm zur Ermittlung des möglichen Beitrags emissionsgeminderter Feinstaubkehrmaschinen an der Einhaltung anspruchsvoller Immissionsgrenzwerte für Staubpartikel. BMU - Umweltinnovationsprogramm. DMT GmbH & Co. KG. Essen.
- Rhodes, Emily P.; Ren, Zhiyong; Mays, David C. (2012): Zinc leaching from tire crumb rubber. In: *Environmental science & technology* 46 (23), S. 12856–12863. DOI: 10.1021/es3024379.

Rijkenberg, M. J.A.; Depree, C. V. (2010): Heavy metal stabilization in contaminated road-derived sediments. In: *Science of the Total Environment* 408 (5), S. 1212–1220. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.11.053.

Rindler, Volker (2000): Untersuchungen zur Gefriertrocknung biologischer Zellen am Beispiel menschlicher Erythrozyten. Dissertation. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Aachen. Fakultät für Maschinenwesen.

Robertson, D. J.; Taylor, K. G. (2007): Temporal Variability of Metal Contamination in Urban Road-deposited Sediment in Manchester, UK. In: *Water Air Soil Pollut* 186 (1-4), S. 209–220. DOI: 10.1007/s11270-007-9478-x.

Roger, S.; Montrejaud-Vignoles, M.; Andral, M.C; Herremans, L.; Fortune, J.P (1998): Mineral, physical and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff water. In: *Water Research* 32 (4), S. 1119–1125. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00262-5.

Rommel, Steffen; Helmreich, Brigitte (2018): Influence of Temperature and De-Icing Salt on the Sedimentation of Particulate Matter in Traffic Area Runoff. In: *Water* 10 (12), S. 1738. DOI: 10.3390/w10121738.

Saeedi, M.; Li, L. Y.; Salmanzadeh, M. (2012): Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. In: *Journal of Hazardous Materials* 227-228, S. 9–17.

Sansalone, J. J.; Buchberger, Steven G. (1997): Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. In: *J. Environ. Eng.* 123 (2), S. 134–143. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:2(134).

Sansalone, J. J.; Koran, J. M.; Smithson, J. A.; Buchberger, S. G. (1998): Physical Characteristics Of Urban Roadway Solids Transported During Rain Events. In: *J. Environ. Eng.* 124 (5), S. 427–440.

Sansalone, J. J.; Tribouillard, Thierry (1999): Variation in Characteristics of Abraded Roadway Particles as a Function of Particle Size. Implications for Water Quality and Drainage. In: *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 1690, S. 153–163. DOI: 10.3141/1690-18.

Sansalone, John; Lin, Hong; Ying, G. (2009): Experimental and Field Studies of Type I Settling for Particulate Matter Transported by Urban Runoff. In: *J. Environ. Eng.* 135 (10), S. 953–963. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000078.

Sansalone, John J.; Glenn, Donald W. (2002): Accretion of Pollutants in Snow Exposed to Urban Traffic and Winter Storm Maintenance Activities. I. In: *J. Environ. Eng.* 128 (2), S. 151–166. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:2(151).

Sartor, J. D.; Boyd, G. B. (1972): *Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Washington (Environmental Protection Technology Series, EPA-R2-72-081).

Schiffmacher, A. (2019): Untersuchungen zum Aufkommen und zu Eigenschaften von Feststoffdepositionen auf Verkehrsflächen unter Berücksichtigung indirekter Einflussfaktoren. Bachelorarbeit. Frankfurt University of Applied Sciences, Frankfurt am Main. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Hydromechanik.

Schmitt, T. G.; Welker, A.; Dierschke, M.; Uhl, M.; Maus, C.; Remmler, F. (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 26840-23 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

Selbig, W. R. (2015): Characterizing the distribution of particles in urban stormwater: advancements through improved sampling technology. In: *Urban Water Journal* 12 (2), S. 111–119. DOI: 10.1080/1573062X.2013.820334.

Selbig, W. R.; Bannerman, R. T. (2011a): Characterizing the Size Distribution of Particles in Urban Stormwater by Use of Fixed-Point Sample-Collection Methods. U.S. Geological Survey, Wisconsin (Open-File Report 2011–1052).

Selbig, W. R.; Bannerman, R. T. (2011b): Development of a Depth-Integrated Sample Arm to Reduce Solids Stratification Bias in Stormwater Sampling. In: *Water Environment Research* 83 (4), S. 347–357. DOI: 10.2175/106143010X12851009156006.

Selbig, W. R.; Bannerman, R. T. (2012): Improving Upon Decades of Poor-Quality Solids Data in Urban Stormwater through use of an Automated Depth-integration Sample Collection System. In: *proc water environ fed* 2012 (5), S. 251–261. DOI: 10.2175/193864712811699555.

Selbig, W. R.; Cox, A.; Bannerman, R. T. (2012): Verification of a depth-integrated sample arm as a means to reduce solids stratification bias in urban stormwater sampling. In: *Journal of environmental monitoring: JEM* 14 (4), S. 1138–1144. DOI: 10.1039/c2em10999a.

Selbig, W. R.; Fienen, M. N.; Horwath, J. A.; Bannerman, R. T. (2016): The Effect of Particle Size Distribution on the Design of Urban Stormwater Control Measures. In: *Water* 8 (1), S. 1–17.

Sequoia Scientific Inc. (2013): LISST-ST Technical Specifications. Online verfügbar unter <http://www.sequoiasci.com/wp-content/uploads/2013/06/estimating.pdf>, zuletzt geprüft am 22.12.2019.

Shen, Zhenyao; Liu, Jin; Aini, Guzhanuer; Gong, Yongwei (2016): A comparative study of the grain-size distribution of surface dust and stormwater runoff quality on typical urban roads and roofs in Beijing, China. In: *Environmental science and pollution research international* 23 (3), S. 2693–2704. DOI: 10.1007/s11356-015-5512-5.

Shi, Xianming; Akin, Michelle; Pan, Tongyan; Fay, Laura; Liu, Yajun; Yang, Zhengxian (2009): Deicer Impacts on Pavement Materials: Introduction and Recent Developments. In: *TOCIEJ* 3 (1), S. 16–27. DOI: 10.2174/1874149500903010016.

Shilton, V. F.; Booth, C. A.; Smith, J. P.; Giess, P.; Mitchell, D. J.; Williams, C. D. (2005): Magnetic properties of urban street dust and their relationship with organic matter content in the West Midlands, UK. In: *Atmospheric Environment* 39 (20), S. 3651–3659. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2005.03.005.

Siebert, D. (2017): How wear affects road surface texture and its impact on tire/road noise. Dissertation. Norwegian University of Science and Technology.

Sosnoskie, L. M.; Webster, T. M.; Dales, D.; Rains, G. C.; Grey, T. L.; Culpepper, A. S. (2009): Pollen Grain Size, Density, and Settling Velocity for Palmer Amaranth (*Amaranthus palmeri*). In: *Weed Science* 57 (4), S. 404–409. DOI: 10.1614/WS-08-157.1.

- Stachel, B.; Tegge, K. T.; Jantzen, E. (2007): Schadstoffe in Hamburger Autobahnabwässern und ihre Einschätzung unter Berücksichtigung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). In: Straße und Autobahn 6, S. 326–333.
- Stadt Frankfurt (2016a): Satzung über die Straßenreinigung in der Stadt Frankfurt am Main. Gültig ab dem 1.1.2017. Online verfügbar unter https://www.frankfurt.de/sixcms/media.php/738/strassenreinigungssatzung_ab_112017.pdf, zuletzt geprüft am 02.05.2019.
- Stadt Frankfurt (2016b): Straßenverzeichnis zur Satzung über die Straßenreinigung in der Stadt Frankfurt am Main - Straßenreinigungssatzung (StrRS) - Verzeichnis der Reinigungsklassen. Gültig ab dem 1.1.2017. Online verfügbar unter <https://www.frankfurt.de/sixcms/media.php/738/Stra%C3%9Fenverzeichnis%20ab%2001.01.2017%20Stadtrecht.pdf>, zuletzt geprüft am 02.05.2019.
- Steigleder, M. (2018): Aufkommen und Eigenschaften von Feststoffen auf Verkehrsflächen mit besonderer Berücksichtigung der Oberflächenprofile der Flächenbeläge. Masterarbeit. Frankfurt University of Applied Sciences, Frankfurt am Main. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Hydromechanik.
- Steinman, A. J. (2017): Impact of Transportation Infrastructure on Stream Water Quality: Contribution from Stormwater Runoff. Masterarbeit. University of Tennessee. Environmental Engineering.
- Stieß, M. (2009): Mechanische Verfahrenstechnik - Partikeltechnologie 1. 3., vollst. neu bearb. Aufl. Berlin [u.a.]: Springer (Springer-Lehrbuch, / Matthias Stieß ; 1).
- Stone, M.; Marsalek, J. (1996): Trace metal composition and speciation in street sediment. Sault Ste. Marie, Canada. In: Water Air Soil Pollut 87 (1-4), S. 149–169. DOI: 10.1007/BF00696834.
- Sundt, P.; Schulze, P. E.; Syversen, F. (2014): Sources of microplastic- pollution to the marine environment. Report Nr: M-321 | 2015. Hg. v. Norwegian Environment Agency. Mepex.
- Sutherland, R. A. (2003): Lead in Grain Size Fractions of Road-Deposited Sediment. In: Environmental Pollution 121, S. 229–237.
- Sutherland, R. A.; Day, J. P.; Bussen, J. O. (2003): Lead Concentrations, Isotope Ratios, And Source Apportionment In Road Deposited Sediments, Honolulu, Oahu, Hawaii. In: Water Air Soil Pollut 142 (1/4), S. 165–186. DOI: 10.1023/A:1022026612922.
- Swenson, Nathan G.; Enquist, Brian J. (2008): The relationship between stem and branch wood specific gravity and the ability of each measure to predict leaf area. In: American journal of botany 95 (4), S. 516–519. DOI: 10.3732/ajb.95.4.516.
- TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Online verfügbar unter www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/taluft.pdf, zuletzt geprüft am 25.06.2019.
- Taiwo, Adewale M.; Beddows, David C. S.; Shi, Zongbo; Harrison, Roy M. (2014): Mass and number size distributions of particulate matter components: comparison of an industrial site and an urban background site. In: The Science of the total environment 475, S. 29–38. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.076.

Tanner, P. A.; Ma, H.-L.; Yu, P. K. N. (2008): Fingerprinting Metals in Urban Street Dust of Beijing, Shanghai, and Hong Kong. In: *Environ. Sci. Technol.* 42 (19), S. 7111–7117. DOI: 10.1021/es8007613.

Thorpe, Alistair; Harrison, Roy M. (2008): Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic. A review. In: *Science of the Total Environment* 400 (1-3), S. 270–282. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.06.007.

Torfs, E.; Nopens, I.; Winkler, M.-K.H.; Vanrolleghem, P. A.; Balemans, S.; Smets, I. Y. (2016): *Experimental Methods in Wastewater Treatment*. London: IWA Publishing. Online verfügbar unter <http://www.oapen.org/search?identifier=640700>.

Trimbacher, C.; Neinavaie, H. (2002): Studie Zur Ermittlung der Herkunft von Stäuben an sechs ausgewählten Messpunkten in Graz im Auftrag des Landes Steiermark.

Trocmé, M. M.; Brodmann, R.; Gutmann, M.; Boivin, P.; Kaufmann, P. (2013): *Strassenabwasserbehandlung an Nationalstrassen. Richtlinie - ASTRA 18005. V1.20*. Hg. v. Bundesamt für Straßen ASTRA.

Tyack, J. N.; Hedges, P.; Smisson, R. (1996): The relationship between settling velocity grading and the characteristics of the contributing catchment. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 33 (9). DOI: 10.1016/0273-1223(96)00379-4.

Umweltbundesamt (2009): *Hintergrund: Feinstaubbelastung in Deutschland*. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/feinstaubbelastung-in-deutschland>, zuletzt geprüft am 25.06.2019.

Umweltbundesamt (2017): *Gewässer in Deutschland: -Zustand und Bewertung*. Dessau-Roßlau, zuletzt geprüft am 07.05.2019.

Umweltbundesamt (2019): *Schwermetall-Emissionen*. Unter Mitarbeit von Bundesamt für Umwelt. Hg. v. Bundesamt für Umwelt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/schwermetall-emissionen#textpart-1>, zuletzt aktualisiert am 26.07.2019, zuletzt geprüft am 20.08.2019.

Umweltbundesamt (2020): *Fahrleistungen, Verkehrsaufwand und „Modal Split“*. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/verkehr/fahrleistungen-verkehrsaufwand-modal-split#fahrleistung-im-personen-und-guterverkehr>, zuletzt geprüft am 21.02.2020.

Vallet, B.; Muschalla, D.; Lessard, P.; Vanrolleghem, P. A. (2014): A new dynamic water quality model for stormwater basins as a tool for urban runoff management: Concept and validation. In: *Urban Water Journal* 11 (3), S. 211–220. DOI: 10.1080/1573062X.2013.775313.

Valotto, G.; Zannoni, D.; Guerriero, P.; Rampazzo, G.; Visin, F. (2019): Characterization of road dust and resuspended particles close to a busy road of Venice mainland (Italy). In: *International Journal of Environmental Science and Technology* 275 (Part A), S. 31. DOI: 10.1007/s13762-019-02246-1.

Vargas, María A.; Vargas, Miguel A.; Sánchez-Sólis, Antonio; Manero, Octavio (2013): *Asphalt/polyethylene blends: Rheological properties, microstructure and viscosity modeling*.

In: *Construction and Building Materials* 45, S. 243–250. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2013.03.064.

Vaze, J.; Chiew, F.H.S. (2002): Experimental Study of Pollutant Accumulation on an Urban Road Surface. In: *Urban Water* 4, S. 379–389. DOI: 10.1016/S1462-0758(02)00027-4.

VDI 4320 Blatt 2 (2012): Messung atmosphärischer Depositionen; Bestimmung des Staubniederschlags nach der Bergerhoff-Methode. Hg. v. Verein Deutscher Ingenieure e.V. Düsseldorf.

Wagner, S.; Hüffer, T.; Klöckner, P.; Wehrhahn, M.; Hofmann, T.; Reemtsma, T. (2018): Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. In: *Water Research* 139, S. 83–100. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.051.

Walker, T. A.; Wong, T.H.F. (1999): Effectiveness of Street Sweeping for Stormwater Pollution Control. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology (Technical report, Report 99/8).

Walling, D. E.; Woodward, J. C. (1993): Use of Field-Based Water Elutriation System for Monitoring the In Situ Particle Size Characteristics of Fluvial Suspended Sediment. In: *Water Research* 27 (9), S. 1413–1421. DOI: 10.1016/0043-1354(93)90021-9.

Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Schriftenreihe des FG Siedlungswasserwirtschaft, Band 20. Habilitationsschrift. Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern. Online verfügbar unter <https://kluedo.ub.uni-kl.de/frontdoor/index/index/year/2005/docId/1678>, zuletzt geprüft am 07.10.2020.

Welker, A.; Dierschke, M.; Gelhardt, L. (2019): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung von AFS63 (Feine Abfiltrierbare Stoffe) in Verkehrsflächenabflüssen. Fachbericht. In: *gwf Wasser - Abwasser* 04, S. 79–88.

Welker, A.; Dittmer, U. (2005): Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen und PAK – Ergebnisse einer Literaturstudie. In: *gwf Wasser - Abwasser* 146 (4), S. 320–322.

Wellnitz, J.; Gluschke, M. (2005): Leitlinie zur Methodvalidierung. Texte 01/05. Hg. v. Umweltbundesamt, zuletzt geprüft am 13.05.2019.

Wensauer, Eduard (2002): Berücksichtigung aerophysikalischer Gesichtspunkte in der stadträumlichen Gestaltung. Diplomarbeit. Technischen Universität München, München. Online verfügbar unter <http://www.diplom.de/>.

Whiley, A. J. (2011): Copper and Zinc Loading Associated with Automotive Brake-Pad and Tire Wear. Puget Sound Basin. Publication no. 11-10-087. Hg. v. Washington State Department of Ecology. Olympia, Washington. Online verfügbar unter <https://fortress.wa.gov/ecy/publications/documents/1110087.pdf>, zuletzt geprüft am 02.08.2019.

Wicke, D.; Cochrane, T. A.; O'Sullivan, A. (2012a): Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. In: *Journal of Environmental Management* 113, S. 347–354. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.09.005.

Wicke, Daniel; Cochrane, Thomas A.; O'Sullivan, Aisling D. (2012b): Atmospheric deposition and storm induced runoff of heavy metals from different impermeable urban surfaces. In: *Journal of environmental monitoring: JEM* 14 (1), S. 209–216. DOI: 10.1039/c1em10643k.

- Wijesiri, Buddhi; Egodawatta, Prasanna; McGree, James; Goonetilleke, Ashantha (2015): Process variability of pollutant build-up on urban road surfaces. In: *Science of the Total Environment* 518-519, S. 434–440. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.014.
- Winston, R. J.; Anderson, A. R.; Hunt, W. F. (2015): Characterization of Runoff Particle Size Distribution (PSD), Nutrients, and Gross Solids from Roadways across North Carolina and Modeling Sediment Reduction in Roadway Stormwater Control Measures using a Coupled Particle Settling and Hydraulic Model. NCDOT Research Project 2011-35 Final Report. North Carolina Department of Transportation, zuletzt geprüft am 05.11.2018.
- Witkowski, E.T.F.; Lamont, B. B. (1991): On the Relation Between the Density of Wood and the Density of the Solid Wood Substance. In: *Oecologia* 88, 380-.
- Wong, K. B.; Piedrahita, R. H. (2000): Settling Velocity Characterization of Aquacultural Solids. In: *Aquacultural Engineering* 21, S. 233–246.
- Wu, J.; Ren, Y.; Wang, X.; Chen, L.; Liu, G. (2015): Nitrogen and phosphorus associating with different size suspended solids in roof and road runoff in Beijing, China. In: *Environmental science and pollution research international* 22 (20), S. 15788–15795. DOI: 10.1007/s11356-015-4743-9.
- Wu, Jy S.; Ahlert, Robert C. (1978): Assessment of Methods for Computing Storm Runoff Loads. In: *J Am Water Resources Assoc* 14 (2), S. 429–439. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1978.tb02179.x.
- Xanthopoulos, C.; Hahn, H. H. (1990): Pollutants attached to Particles from Drainage Areas. In: *Sci. Total Environ.* 93, S. 441–448.
- Xie, Shanju; Dearing, John A.; Bloemendal, Jan; Boyle, John F. (1999): Association between the organic matter content and magnetic properties in street dust, Liverpool, UK. In: *Science of the Total Environment* 241 (1-3), S. 205–214. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00346-0.
- Ying, G.; Sansalone, J. (2008): Granulometric Relationships for Urban Source Area Runoff as a Function of Hydrologic Event Classification and Sedimentation. In: *Water Air Soil Pollut* 193 (1-4), S. 229–246. DOI: 10.1007/s11270-008-9685-0.
- Ying, G.; Sansalone, J. (2011): Gravitational Settling Velocity Regimes for Heterodisperse Urban Drainage Particulate Matter. In: *J. Environ. Eng.* 137 (1), S. 15–27. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000298.
- Yu, J.; Xu, L.; Gao, Y.; Yu, Z. (2015): Influence of material composition on Zinc, Chromium and Lead Pollution of Road-Deposited Sediments. In: *Environmental Earth Science* 73, S. 7631–7639.
- Yu, Jianghua; Yu, Haixia; Xu, Liqiang; Tao, Tao; Zhang, Yanxing; Hua, Yuhao; Nkolola, Namwilinga Babra (2017): Characteristic comparison of heavy metal contamination between road-deposited and roof-deposited sediments in suburban area. In: *Environmental science and pollution research international* 24 (14), S. 12871–12881. DOI: 10.1007/s11356-017-8872-1.
- Yuen, J. Q.; Olin, P. H.; Lim, H. S.; Benner, S. G.; Sutherland, R. A.; Ziegler, A. D. (2012): Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore. In: *Journal of Environmental Management* 101, S. 151–163. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.11.017.

- Yun, Y.; Park, H.; Kim, L.; Ko, S. (2010): Size Distributions and Settling Velocities of Suspended Particles from Road and Highway. In: *Journal of Civil Engineering* 14 (4), S. 481–488.
- Zafra, C. A.; Temprano, J.; Tejero, I. (2008): Particle size distribution of accumulated sediments on an urban road in rainy weather. In: *Environmental Technology* 29 (5), S. 571–582. DOI: 10.1080/09593330801983532.
- Zafra, C. A.; Temprano, J.; Tejero, I. (2011): Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surfaces. In: *Environmental Technology* 32 (9-10), S. 997–1008. DOI: 10.1080/09593330.2010.523436.
- Zafra, Carlos; Temprano, Javier; Tejero, Iñaki (2017): The physical factors affecting heavy metals accumulated in the sediment deposited on road surfaces in dry weather: a review. In: *Urban Water Journal* 14 (6), S. 639–649. DOI: 10.1080/1573062X.2016.1223320.
- Zafra-Mejía, Carlos; Gutiérrez-Malaxechebarria, Álvaro; Hernández-Peña, Yolanda (2019): Correlation between vehicular traffic and heavy metal concentrations in road sediments of Bogotá, Colombia. In: *Rev. Fac. Med.* 67 (2), S. 193–199. DOI: 10.15446/revfacmed.v67n2.68269.
- Zafra-Mejía, Carlos; Rondón-Quintana, Hugo; Gutiérrez-Malaxechebarria, Álvaro (2018): Heavy metal contribution by runoff in a high-altitude megacity: a method based on the road-deposited sediment characterization. In: *DYNA* 85 (206), S. 85–94. DOI: 10.15446/dyna.v85n206.64839.
- Zanders, J. M. (2005): Road sediment. Characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. In: *Science of the Total Environment* 339 (1-3), S. 41–47. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.07.023.
- Zannoni, Daniele; Valotto, Gabrio; Visin, Flavia; Rampazzo, Giancarlo (2016): Sources and distribution of tracer elements in road dust. The Venice mainland case of study. In: *Journal of Geochemical Exploration* 166, S. 64–72. DOI: 10.1016/j.gexplo.2016.04.007.
- Zhang, Jin; Hua, Pei; Krebs, Peter (2016): The influences of dissolved organic matter and surfactant on the desorption of Cu and Zn from road-deposited sediment. In: *Chemosphere* 150, S. 63–70. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.02.015.
- Zhang, Jin; Hua, Pei; Krebs, Peter (2017a): Influences of land use and antecedent dry-weather period on pollution level and ecological risk of heavy metals in road-deposited sediment. In: *Environmental Pollution* 228, S. 158–168. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.05.029.
- Zhang, Xiao-Xiao; Sharratt, Brenton; Chen, Xi; Wang, Zi-Fa; Liu, Lian-You; Guo, Yu-Hong et al. (2017b): Dust deposition and ambient PM₁₀ concentration in northwest China: spatial and temporal variability. In: *Atmos. Chem. Phys.* 17 (3), S. 1699–1711. DOI: 10.5194/acp-17-1699-2017.
- Zhao, Bo; Liu, An; Wu, Guangxue; Li, Dunzhu; Guan, Yuntao (2017): Characterization of heavy metal desorption from road-deposited sediment under acid rain scenarios. In: *Journal of environmental sciences (China)* 51, S. 284–293. DOI: 10.1016/j.jes.2016.05.032.
- Zhao, H.; Li, X. (2013): Understanding the relationship between heavy metals in road-deposited sediments and washoff particles in urban stormwater using simulated rainfall. In: *Journal of Hazardous Materials* 246-247, S. 267–276. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.12.035.

- Zhao, H.; Li, X.; Wang, X.; Di T (2010): Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. In: *Journal of Hazardous Materials* 183 (1-3), S. 203–210. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.07.012.
- Zhao, Hongtao; Chen, Xuefei; Hao, Shaonan; Jiang, Yan; Zhao, Jiang; Zou, Changliang; Xie, Wenxia (2016): Is the wash-off process of road-deposited sediment source limited or transport limited? In: *Sci. Total Environ.* 563-564, S. 62–70. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.123.
- Zhao, Hongtao; Jiang, Qian; Ma, Yukun; Xie, Wenxia; Li, Xuyong; Yin, Chengqing (2018a): Influence of urban surface roughness on build-up and wash-off dynamics of road-deposited sediment. In: *Environmental Pollution*. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.09.105.
- Zhao, Hongtao; Jiang, Qian; Xie, Wenxia; Li, Xuyong; Yin, Chengqing (2018b): Role of urban surface roughness in road-deposited sediment build-up and wash-off. In: *Journal of Hydrology* 560, S. 75–85. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.03.016.
- Zhao, Hongtao; Yin, Chengqing; Chen, Meixue; Wang, Weidong (2009): Risk Assessment of Heavy Metals in Street Dust Particles to a Stream Network. In: *Soil & Sediment Contamination: An Int. J.* 18 (2), S. 173–183. DOI: 10.1080/15320380802660263.
- Zhiyao, Song; Tingting, Wu; Fumin, Xu; Ruijie, Li (2008): A simple formula for predicting settling velocity of sediment particles. In: *Water Science and Engineering* 1 (1), S. 37–43. DOI: 10.1016/S1674-2370(15)30017-X.
- Zhu, Wei; Bian, Bo; Li, Lei (2008): Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China. In: *Environmental monitoring and assessment* 147 (1-3), S. 171–181. DOI: 10.1007/s10661-007-0108-2.
- Zuo, XiaoJun; Fu, DaFang; Li, He; Singh, R. P. (2011): Distribution Characteristics of Pollutants and Their Mutual Influence in Highway Runoff. In: *Clean – Soil, Air, Water* 39 (10), S. 956–963. DOI: 10.1002/clen.201000422.

Lebenslauf

2008-2011	Bachelor of Arts (B. A.) – Luftverkehrsmanagement, Fachhochschule Frankfurt am Main und Fraport AG (Duales Studium)
2011-2012	Young Professional bei CDD Society, Bangalore, Indien (Nichtregierungsorganisation im Bereich sanitärer Grundversorgung im urbanen Raum)
2012-2016	Master of Engineering (M. Eng.) – Infrastrukturmanagement, Technische Hochschule Mittelhessen und Frankfurt University of Applied Sciences (UAS) (ehemals Fachhochschule Frankfurt am Main)
2012-2015	Wissenschaftliche Hilfskraft, Fachbereich 3: Wirtschaft & Recht, Fachgebiet für Luftverkehrsmanagement, Frankfurt UAS
2015-2016	Wissenschaftliche Hilfskraft, Fachbereich 1: Architektur, Bauingenieurwesen, Geomatik, Fachgebiet für Siedlungswasserwirtschaft & Hydromechanik, Frankfurt UAS
2016-2020	Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Fachbereich 1: Architektur, Bauingenieurwesen, Geomatik, Fachgebiet für Siedlungswasserwirtschaft & Hydromechanik, Frankfurt UAS
2017-2019	Promotionsstipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU)
2020	Promotionsabschlussstipendium der Frankfurt UAS, 6 Monate

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen

bereits veröffentlicht wurden

- Band 1 **Tagungsband (2018)**
Regenwasser in urbanen Räumen
aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018
ISBN 978-3-95974-086-9
- Band 2 **Dissertation Hürter, Hagen (2018)**
Erarbeitung gebietspezifischer Anwendungsempfehlungen
für bi-direktional gekoppelte 1D-2D-Überflutungsberechnungen
ISBN 978-3-95974-087-6
- Band 3 **Dissertation Baron, Silja (2018)**
Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungs-
empfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum
ISBN 978-3-95974-096-8
- Band 4 **Dissertation Scheid, Christian (2018)**
GIS-basierte Starkregen-Risikoanalyse unter besonderer Berücksichtigung
von Datenerfordernissen und methodischer Aussagefähigkeit
ISBN 978-3-95974-102-6
- Band 5 **Dissertation Schäfer, Michael (2019)**
Ein methodischer Ansatz zur Bereitstellung energetischer Flexibilität durch
einen anpassungsfähigen Kläranlagenbetrieb
ISBN 978-3-95974-108-8
- Band 6 **Festschrift zur Verabschiedung von Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt (2019)**
Siedlungswasserwirtschaft 'from K'Town to KOSMOS'
ISBN 978-3-95974-104-0
- Band 7 **Dissertation Bachmann-Machnik, Anna (2020)**
Optimierung des Betriebs von Kanalnetzen im Mischsystem
auf Basis von Online-Messdaten
ISBN 978-3-95974-128-6
- Band 8 **Dissertation Gelhardt, Laura (2020)**
Charakterisierung von Feststoffen auf urbanen Verkehrsflächen als
potenzielle Schadstoffträger im Niederschlagsabfluss -
Entwicklung einer Methode zur Messung der Sinkgeschwindigkeit und
absetzrelevanter Kenngrößen
ISBN 978-3-95974-139-2