

**Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben
im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt
Niederschlagswasserbeseitigung**

Vergabe-Nr. 08/058.2

Abschlussbericht

Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen durch ein de-
zentrales Behandlungssystem für Verkehrsflächenabflüsse

Gefördert durch das

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Land-
wirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Wissenschaftlich begleitet durch das

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen



Februar 2017

Projektleitung

Prof. Dr.-Ing. habil. Marc Wichern (Ruhr-Universität Bochum)

Dr.-Ing. Klaus Hans Pecher (Dr. Pecher AG)

Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Helmreich (Technische Universität München)

Projektbearbeitung

Dipl.-Ing. Andreas Vesting (Ruhr-Universität Bochum)

Dr. rer. nat. Eva Heinz (Ruhr-Universität Bochum)

Dipl.-Ing. Andreas Giga (Dr. Pecher AG)

Marcel Wolke, B. Eng. (Dr. Pecher AG)

Dr.-Ing. Maximilian Huber (Technische Universität München)

Dr.-Ing. Yang Li (Technische Universität München)



Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung und Zielsetzung	1
1.1	Gesamtziel des Projektes	2
1.2	Vorarbeit aus Projektphase I.....	3
1.3	Ziele der Projektphase II	3
1.4	Vorgehensweise in der Projektbearbeitung.....	4
2	Stand des Wissens und der Technik	7
2.1	Beschaffenheit von Niederschlagswässern.....	7
2.2	Dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung – Erfahrungen und Kenntnisstand	8
2.3	Anforderungen und Zielgrößen für die Niederschlagswassereinleitung.....	11
2.3.1	Vergleichbarkeit der stofflichen Leistungsfähigkeit von dezentralen und zentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen.....	11
2.3.2	Wasserrechtliche Genehmigung dezentraler Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung	12
2.4	Umweltverhalten von organischen Spurenstoffen	14
2.4.1	Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	17
2.4.2	Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)	21
2.4.3	Methyl- <i>tert</i> -butylether (MTBE).....	24
2.4.4	Ethyl- <i>tert</i> -butylether (ETBE)	25
2.4.5	Abfiltrierbare Stoffe (AFS).....	26
2.5	Leistungsfähigkeit bestehender dezentraler Regenwasserbehandlungssysteme hinsichtlich des Rückhaltes der organischen Spurenstoffe.....	29
3	Material und Methoden.....	39
3.1	Allgemeines	39
3.2	Eingesetzte Sorptionsmaterialien für die Laborversuche zum Rückhalt der organischen Stoffe.....	39
3.3	Chemikalien und Verbrauchsmaterialien.....	44
3.4	Analysen.....	45
3.4.1	MKW.....	45
3.4.2	MTBE.....	46
3.4.3	PAK	46
3.4.4	Partikelgrößenverteilung	47
3.4.5	Schlammspiegelmessung	47
3.5	Schüttelversuche	48
3.5.1	Versuchsaufbau und -durchführung	48

3.5.2	Sorptionsisotherme nach Freundlich und Langmuir	50
3.6	Säulenversuche	51
3.6.1	Randbedingungen.....	51
3.6.2	Versuchsaufbau und -durchführung	52
4	Laborversuche	63
4.1	Schüttelversuche	63
4.1.1	Vorversuche zur pH-Abhängigkeit.....	63
4.1.2	Sorptionsversuche PAK	65
4.1.3	Sorptionsversuche MTBE	68
4.1.4	Sorptionsversuche MKW.....	74
4.1.5	Zusammenfassung	77
4.2	Säulenversuche	79
4.2.1	Vorversuche TUM	79
4.2.2	Säulenversuche TUM: einzelne Materialien	87
4.2.3	Säulenversuche TUM: Optimierung durch Schichtung	90
4.2.4	Säulenversuche RUB: Variante B+	96
4.2.5	Versuche Feldsäulen Wuppertal (Variante B#Wu)	102
4.2.6	Versuche Feldsäulen Mönchengladbach (Variante B#Mg).....	107
4.2.7	Vergleich Variante B+ und Varianten B#	110
4.3	Bewertung der Laborergebnisse und Übertragung auf das Filtermodul der FiltaPex-Großanlagen.....	118
5	Feldversuche.....	121
5.1	Aufbau und Wirkung des FiltaPex-Systems	121
5.1.1	Das FiltaPex-System im Betrieb.....	123
5.1.2	Änderungen am System FiltaPex Standard.....	125
5.2	In-situ-Versuch Wuppertal	129
5.2.1	Beschreibung Filtersystem, Standort, Einflussfaktoren auf Probenahme	129
5.2.2	Verwendete Mess- und Probenehmertechnik.....	132
5.2.3	Zusammenfassung Betriebserfahrungen	136
5.2.4	Rückhalt des Systems – Regenerereignisse	139
5.2.5	Schlammspiegelmessung und Sedimente	145
5.2.6	Stoffrückhalt im Filter	150
5.2.7	Bilanz des Gesamtsystems.....	156
5.3	In-situ-Versuch Mönchengladbach, Mittlerer Ring.....	159

5.3.1	Beschreibung des Filtersystems, des Standorts, der Messeinrichtung und der Einflussfaktoren	159
5.3.2	Verwendete Messtechnik	160
5.3.3	Zusammenfassung Betriebserfahrungen	164
5.3.4	Rückhalt des Systems – Regenereignisse	166
5.3.5	Schlammspiegelmessung und Sedimente	175
5.3.6	Rückhalt der im Filter gebundenen Schadstoffe	177
5.3.7	Bilanzierung des Gesamtsystems	180
5.4	Herausforderung Probenahme im Feld	185
6	Dimensionierungs- und Betriebsrichtlinien	187
6.1	Einflussfaktoren auf die Dimensionierung und die Standzeit dezentraler Systeme	187
6.2	Dimensionierung	193
6.3	Wartung und Betrieb	197
7	Investitions- und Betriebskosten	199
8	Mathematische Modellierung	204
9	Erweiterung der Zulassungsgrundsätze	210
9.1	Erweiterung der MKW-Prüfung auf Filterelemente	210
9.2	Ergänzung des Prüfverfahrens um PAK und AFS	213
9.2.1	Alternative Prüfmaterialien	214
9.2.2	Durchführung der Prüfung	217
9.2.3	Analyse, Auswertung und Bewertung der Prüfergebnisse	217
9.3	Grundsätze für organische Spurenstoffe (MTBE/ETBE)	219
9.3.1	Durchführung der Prüfung	219
9.3.2	Analyse, Auswertung und Bewertung der Prüfergebnisse	220
9.4	Fazit	221
10	Zusammenfassung	222
11	Ausblick	228
	Literatur	229

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Quellen für Schadstoffe aus Abflüssen befestigter Flächen sowie deren Transportpfade und Senken in der Umwelt [nach Helmreich, 2010].....	14
Abbildung 2: Verteilung hydrophober organischer Schadstoffe (X) im Dreiphasensystem zwischen Festphase (organisch und anorganisch), Lösung und DOM [nach Marscher, 1999].....	16
Abbildung 3: Wichtige Feststoffparameter in Niederschlagsabflüssen.....	26
Abbildung 4: Übersicht über die in dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen nutzbaren Wirkungsmechanismen für ausgewählte Stoffe.....	29
Abbildung 5: Typen dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen	30
Abbildung 6: Eingesetzte Adsorptionsmaterialien bzw. -gemische	39
Abbildung 7: Korngrößenverteilung der eingesetzten Materialien.....	42
Abbildung 8: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der Materialien in zwei Vergrößerungen: a) Aktivkohle F300, b) Braunkohlekoks, c) Eisenschwamm, d) Sorp1 (Fe_2O_3), e) Sorp1 (Porenbeton) und f) Sorp2 (Al_2O_3) [verändert nach Vesting et al., 2015].....	43
Abbildung 9: Vorrichtung zur Schlammspiegelmessung und Messpunkte (blau) im Bereich der Zulaufkammer.....	47
Abbildung 10: Für die Versuche eingesetzter Überkopfschüttler	48
Abbildung 11: Versuchsaufbau Adsorptionssäule.....	49
Abbildung 12: Versuchsaufbau der TUM: Bestimmung der Sorptionskapazitäten [Li, 2012].	52
Abbildung 13: Versuchsaufbau der TUM: weitergehende Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab.....	53
Abbildung 14: Schema des Versuchsaufbaus der TUM: weitergehende Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab [Wulff, 2014].....	54
Abbildung 15: Versuchsaufbau der RUB: weitergehende Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab.....	57
Abbildung 16: Einbau der Feldsäulen in den Filterkörper am Standort Wuppertal (links), Versuchsaufbau zur weitergehenden Untersuchung der Feldsäulen m Labor (rechts).	59
Abbildung 17: Veränderung des pH-Wertes der Sorptionsmaterialien bei Wasserzugabe....	63
Abbildung 18: Adsorption von MTBE an Braunkohlekoks bei pH 5 und pH 7.	64
Abbildung 19: Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität verschiedener Adsorbentien bezüglich Naphthalin.	65
Abbildung 20: Freundlich und Langmuir-Isotherme für Naphthalin an Aktivkohle.	66

Abbildung 21: Freundlich und Langmuir-Isotherme für Naphthalin an Braunkohlekoks.	67
Abbildung 22: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für Naphthalin an Aktivkohle und Braunkohlekoks mit einer Ausgangskonzentration von 100 µg/l.	68
Abbildung 23: Adsorption von MTBE an verschiedenen Sorptionsmaterialien bis zu einer Ausgangskonzentration von 1,1 g/l.	69
Abbildung 24: Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität von MTBE an Braunkohlekoks und an Aktivkohle.	69
Abbildung 25: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MTBE an Aktivkohle.	71
Abbildung 26: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MTBE an Braunkohlekoks.	71
Abbildung 27: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Aktivkohle und Braunkohlekoks mit einer Ausgangskonzentration von 100 µg/l.	72
Abbildung 28: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Aktivkohle mit unterschiedlicher Ausgangskonzentration ($C_0 = 0,1; 10; 100$ mg/l).	73
Abbildung 29: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Braunkohlekoks mit unterschiedlicher Ausgangskonzentration ($C_0 = 0,1; 10; 100$ mg/l).	73
Abbildung 30: Adsorption von MKW an verschiedenen Sorptionsmaterialien bis zu einer Ausgangskonzentration von 31,5 g/l.	74
Abbildung 31: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MKW an Aktivkohle Nachkommastellen.	75
Abbildung 32: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MKW an Sorp2 Nachkommastellen.	76
Abbildung 33: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MKW an Aktivkohle und Sorp2 mit einer Ausgangskonzentration von 100 mg/l.	77
Abbildung 34: Einzelrückhalte Aktivkohle F300: Zulaufkonzentration: 15 mg/l Zn, 16 mg/l MTBE bzw. 5 mg/l Naphthalin (Versuche 1-3).	80
Abbildung 35: Einzelrückhalte Braunkohlekoks: Zulaufkonzentration: 15 mg/l Zn, 16 mg/l MTBE bzw. 5 mg/l Naphthalin (Versuche 4-6).	80
Abbildung 36: FTIR-Spektren des Braunkohlekoks: unbeladene Materialprobe (oben) sowie eine mit Zink beladene Materialprobe (unten).	81
Abbildung 37: Einzel- und Konkurrenzrückhalte Aktivkohle F300 bezüglich des MTBE-Rückhaltes: Zulaufkonzentrationen: 16 mg/l MTBE und 10 mg/l NOM (Versuche 1 + 7).	82
Abbildung 38: Einzel- und Konkurrenzrückhalte Aktivkohle F300 bezüglich des Zink-Rückhaltes: Zulaufkonzentrationen: 11 mg/l Zn und 16 mg/l MTBE (Versuche 3 + 8).	83
Abbildung 39: Einzel- und Konkurrenzrückhalte Aktivkohle F300 bezüglich des MTBE-Rückhaltes: Zulaufkonzentrationen: 11 mg/l Zn und 16 mg/l MTBE (Versuche 1 + 8).	83

Abbildung 40: Konkurrenzrückhalte Braunkohlekoks bezüglich des Schwermetallrückhalts: Zulaufkonzentrationen: 5 mg/l Zn, 2,5 mg/l Cu und 2,5 mg/l Ni (Versuch 9) [Wulff, 2015].	85
Abbildung 41: MTBE-Rückhalt durch Aktivkohle F300 und die beiden Kohlenkombinationen (Versuche 8, 10 und 11).	85
Abbildung 42: Zink-Rückhalt durch Aktivkohle F300 und die beiden Kohlenkombinationen (Versuche 8, 10 und 11).	86
Abbildung 43: Schwermetallrückhalt einzelner Materialien.	89
Abbildung 44: Schwermetallrückhalt der drei Varianten mit Materialkombinationen.	93
Abbildung 45: Durchbruchskurven bezüglich des Anteils der Zink- und Kupferkonzentrationen im Ablauf zu den Zulaufkonzentrationen.....	95
Abbildung 46: Aufbau des Filters (Variante B+) mit Angabe der jeweiligen Schichthöhe.	97
Abbildung 47: Schadstoffrückhalt der konzipierten Materialkombination (Variante B+).....	98
Abbildung 48: Schadstoffrückhalt der konzipierten Materialkombination (Variante B+RW) – Zulauf mit realer Zusammensetzung von Verkehrsflächenabflüssen.	101
Abbildung 49: Standort Wuppertal – Entnahme der Feldsäulen aus dem Filterkörper zur weitergehenden Untersuchung im Labor (Abb. links), Unterseite der Feldsäule I mit sehr starken Verschmutzungen (Abb. rechts).....	102
Abbildung 50: Rückhalt der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu) – Schwermetalle Kupfer und Zink (Teilversuche 1 bis 6)	104
Abbildung 51: Rückhalt der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu) – organische Schadstoffe MKW, PAK, MTBE und Schwermetalle (Teilversuche 7 bis 9).....	105
Abbildung 52: Standort Mönchengladbach: Einbauort der entnommenen Feldsäulen (links), Feldsäulen des Standorts Mönchengladbach (Mitte), Ober- und Unterseiten der Feldsäulen mit Verschmutzungen (rechts).....	107
Abbildung 53: Rückhalt der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg) – Schwermetalle Kupfer und Zink (Teilversuche 1 bis 6).	108
Abbildung 54: Rückhalt der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg) – organische Schadstoffe MKW, PAK und MTBE und Schwermetalle (Teilversuche 7 bis 9).	109
Abbildung 55: Aufbau der untersuchten Materialkombinationen (Variante B, Variante B*, Variante B+, Variante B#Wu, Variante B#Mg).	111
Abbildung 56: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Variante B, Variante B*, Variante B+) – Schwermetalle Kupfer und Zink.....	113
Abbildung 57: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – Schwermetall Zink.....	114

Abbildung 58: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – Schwermetall Kupfer.....	115
Abbildung 59: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – organischer Schadstoff MKW.....	116
Abbildung 60: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – organischer Schadstoff PAK.....	116
Abbildung 61: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – organischer Schadstoff MTBE.....	117
Abbildung 62: FiltaPex Standard mit den wesentlichen Funktionselementen	121
Abbildung 63: Aufbau des Filtersystems FiltaPex Standard.....	122
Abbildung 64: System FiltaPex Standard DN 2200 in Betonausführung, FiltaPex Standard BE-2200 (hier: Ronsdorfer Straße in Wuppertal, Inbetriebnahme 02/2012).	123
Abbildung 65: Funktionsdarstellung des Systems FiltaPex Standard im Regel-Betrieb	124
Abbildung 66: Funktionsdarstellung des Systems FiltaPex Standard im Bypass-Betrieb....	125
Abbildung 67: Aufbau des Standard Filterelementes (links) und Aufbau des modifizierten Filters (rechts).....	126
Abbildung 68: Einbau Braunkohlekoks (Ronsdorfer Straße in Wuppertal)	126
Abbildung 69 Einbau Aktivkohle und abschließendes Edelstahlgeflecht (Ronsdorfer Straße in Wuppertal)	126
Abbildung 70: Probekörper für nachfolgende Laboranalysen (Ronsdorfer Straße in Wuppertal).....	127
Abbildung 71: Schwimmende Tauchwand.....	128
Abbildung 72: Übersichtsplan – Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße (Quelle: Dr. Pecher AG).....	129
Abbildung 73: Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße.....	130
Abbildung 74: Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße.....	131
Abbildung 75: Filterschacht Standort Wuppertal (Quelle: WSW AG), Ronsdorfer Straße ...	131
Abbildung 76: Filterschacht Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße.....	132
Abbildung 77: Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße – eingesetzte Messgeräte	132
Abbildung 78: Regenschreiber auf dem Gelände der Kleingartenanlage Böhlerfeld.....	133
Abbildung 79: Höhenstandsmessung Zu- und Ablaufseite	134
Abbildung 80: Messung in der unteren Leitung (links), verschlossene untere Leitung (Mitte), Messung in der oberen Leitung (rechts).....	134
Abbildung 81: Durchflussmessung mit Höhenstands- und Fließgeschwindigkeitsmessung	135
Abbildung 82: Probenehmer für Zulauf-, Filter- und Ablaufproben.....	135

Abbildung 83: Probenahme Zulauf (links), vor Filter (Mitte) und Ablauf (rechts) Filter Ronsdorfer Str.	136
Abbildung 84: Gesamtbetriebszeitraum (04.07.2014 – 18.01.2015) Filterschacht Ronsdorfer Straße.....	136
Abbildung 85: Regenereignisse vom 05.07.2014 bis 13.07.2014 (Durchfluss, Höhenstände Zu- und Ablauf).....	138
Abbildung 86: Gebrochene Traverse und ausgetragene Aktivkohle	138
Abbildung 87: Sand auf dem Filter (links), im Sedimentationsraum (Mitte), Detailansicht (rechts)	138
Abbildung 88: Betriebszeitraum ab Filtererneuerung (04.09.2014) bis zur Kolmation (12.12.2014)	139
Abbildung 89: Regendauer, vorangegangene Trockenwetterperiode sowie maximale und mittlere Regenspende der einzelnen Regenereignissen, Standort Wuppertal	140
Abbildung 90: Veränderung der Schwermetallkonzentrationen (EMC) in Verkehrsflächenabflüssen sowie der elektrischen Leitfähigkeit aufgrund jahreszeitlicher Einflüsse, Standort Wuppertal	142
Abbildung 91: Wetterbedingungen am Standort Wuppertal (links) und aufschwimmende Feststoffe auf der Schachtzulaufseite (rechts) am 09.12.2014.....	142
Abbildung 92: Schwermetallkonzentrationen im Zu- und Ablauf des Filtersystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Wuppertal	144
Abbildung 93: Konzentrationen an MKW und PAK im Zu- und Ablauf des Filtersystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Wuppertal	145
Abbildung 94: Höhe der Sedimentablagerungen in der Sedimentationskammer, Standort Wuppertal	146
Abbildung 95: Abgesiebte Korngrößenfraktion größer 2 mm (Schachtsedimentprobe 2)....	147
Abbildung 96: Partikelgrößenverteilung zweier Schachtsedimentproben aus dem Schlammraum	147
Abbildung 97: MKW-Gehalt der Schachtsedimentproben in Abhängigkeit von der Korngrößenfraktion.....	148
Abbildung 98: Schwermetall-Gehalt der Schachtsedimentproben in Abhängigkeit von der Korngrößenfraktion.....	149
Abbildung 99: Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zum Schadstoffgehalt der Schachtsedimente	150
Abbildung 100:Spezifischer Rückhalt an Feststoffen je Filterschicht	151

Abbildung 101:Korngrößenverteilung der zurückgehaltenen Feststoffe je Filterschicht.	151
Abbildung 102:Gespülte und ungespülte Filtermaterialien, Sorp2 (links), Braunkohlekoks (Mitte) und FM_fein_unten (rechts), Standort Wuppertal	152
Abbildung 103:Gegenüberstellung des MKW-Gehaltes der gespülten und ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand. Standort Wuppertal	153
Abbildung 104:Gegenüberstellung des PAK-Gehaltes der gespülten und ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand, Standort Wuppertal	154
Abbildung 105:Gegenüberstellung des Kupfer-Gehaltes der gespülten und ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand, Standort Wuppertal	155
Abbildung 106:Gegenüberstellung des Zink-Gehaltes der gespülten und ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand, Standort Wuppertal	156
Abbildung 107:Einflussfaktoren auf die Bilanzierung des FiltaPex-Systems, Standort Wuppertal.....	157
Abbildung 108:Übersichtsplan – Standort Mönchengladbach, Mittlerer Ring (Quelle: NEW AG).....	159
Abbildung 109:Filterschacht Standort Mönchengladbach, Mittlerer Ring (Quelle: NEW AG)	159
Abbildung 110:Standort am Mittleren Ring in Mönchengladbach	160
Abbildung 111:Standort Mönchengladbach, L208 – eingesetzte Messgeräte	161
Abbildung 112:Regenschreiberstandort auf dem Gelände des RRB	161
Abbildung 113:Installierte Höhenstandsmessung (links) (hier am Ablauf über dem Filter) und DFÜ (rechts).....	162
Abbildung 114:Gedükertes MID im Ablauf des Filterschachtes	162
Abbildung 115:Probenehmer für Zulauf-, Filter- und Ablaufproben (v. r. n. l.)	163
Abbildung 116:Installation der Probenehmerschläuche in Zulauf, unter der Filterstufe und vor dem Ablauf (v. l. n. r)	163

Abbildung 117:FELIX Anschlussbox (Abbildung links), DFÜ für die Übertragung der Durchflusswerte und Steuerbefehle an die SPS (Mitte) und Verschaltung der SPS (Abbildung rechts)	163
Abbildung 118:Gesamtbetriebszeitraum (17.03.2015 - 17.02.2016) Filterschacht Mönchengladbach, Mittlerer Ring	164
Abbildung 119:Volumenbilanzierung (19.03.2015 - 30.09.2015) Filterstandort Mönchengladbach	165
Abbildung 120:Veränderung der Filterdurchlässigkeit während des Untersuchungszeitraumes, Standort Mönchengladbach	166
Abbildung 121:Regendauer, vorangegangene Trockenwetterperiode sowie maximale und mittlere Regenspende der einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach	168
Abbildung 122:Konzentrationen an AFS im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach	169
Abbildung 123:Konzentrationen an Kupfer im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach	170
Abbildung 124:Proben des Regenereignisses vom 25.07.2015 – Feststoffe in der Zulaufprobe (links) und die zwei Probensätze des Anlagenzulaufs, des Ablaufs der Sedimentationsstufe (Mitte) sowie des Ablaufs der Filterstufe (rechts)	171
Abbildung 125:Konzentrationen an Zink im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach	171
Abbildung 126:Konzentrationen an MKW im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach	172
Abbildung 127:Konzentrationen an PAK im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach	173
Abbildung 128:pH-Wert im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems, Standort Mönchengladbach	174
Abbildung 129:Höhe der Sedimentablagerungen in der Sedimentationskammer, Standort Mönchengladbach	175
Abbildung 130:Partikelgrößenverteilung der Feststoffe im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems (Regenereignis vom 25.07.2015), Standort Mönchengladbach.....	176

Abbildung 148:Strömungstracer des FiltaPex-Systems, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von 2,4 l/s (Regenspende von ca. 15 l/(s·ha))	206
Abbildung 149:Vertikale Strömungsgeschwindigkeiten des FiltaPex-Systems, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von 2,4 l/s (Regenspende von ca. 15 l/(s·ha)).....	207
Abbildung 150:Optimiertes Strömungsprofil des FiltaPex-Systems durch Strömungselement, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von 2,4 l/s (Regenspende von ca. 15 l/(s·ha)).....	208
Abbildung 151:Strömungsprofil des FiltaPex-Systems, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von 16 l/s (Regenspende von ca. 100 l/(s·ha))	209
Abbildung 152:Erweiterung der MKW-Prüfung auf ein Filterelement	211
Abbildung 153:Partikelgrößenverteilung der untersuchen Materialien im Vergleich mit verschiedenen Feststoffproben im Zulauf	215
Abbildung 154:Prozentual abgesetztes Volumen in Abhängigkeit der Zeit	216

Tabellenverzeichnisverzeichnis

Tabelle 1:	Typische Verunreinigungen in Niederschlagsabflüssen befestigter Verkehrsflächen [Helmreich, 2010; Huber, 2016].....	7
Tabelle 2:	PAK-Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen aus der Literatur und rechtliche Anforderungen.....	18
Tabelle 3:	PAK-Gehalte in Straßensedimenten aus der Literatur	20
Tabelle 4:	MKW-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur und rechtliche Anforderungen.....	21
Tabelle 5:	MKW-Gehalte in Straßensedimenten aus der Literatur.....	23
Tabelle 6:	MTBE-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur und rechtliche Anforderungen.....	25
Tabelle 7:	AFS-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur	28
Tabelle 8:	Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen (Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge) [nach Huber et al., 2015a].....	32
Tabelle 9:	Elementaranalyse der eingesetzten Materialien.....	40
Tabelle 10:	Physikalische Eigenschaften der eingesetzten Materialien	41
Tabelle 11:	Charakteristische Korndurchmesser der eingesetzten Materialien.....	42
Tabelle 12:	Analysen- und Aufschlussmethoden.....	45
Tabelle 13:	Teilversuche zum Schwermetallrückhalt.....	54
Tabelle 14:	Teilversuche zur Remobilisierung durch Auftausalze.....	55
Tabelle 15:	Teilversuche zum Rückhalt der organischen Schadstoffe und Schwermetalle	57
Tabelle 16:	Teilversuche zur Remobilisierung durch Auftausalze.....	58
Tabelle 17:	Teilversuche zum Rückhalt der organischen Schadstoffe und Schwermetalle bei realer Zusammensetzung von Verkehrsflächenabflüssen	59
Tabelle 18:	Versuchprogramm Feldsäule.....	61
Tabelle 19:	Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für Naphthalin bei der höchstmöglich gelösten Ausgangskonzentration an Naphthalin.....	66
Tabelle 20:	Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: Naphthalin-Adsorption.	67
Tabelle 21:	Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für MTBE bei 1,1 g/l	70

Tabelle 22:	Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizienten für die untersuchten Sorptionsmaterialien: MTBE-Adsorption	72
Tabelle 23:	Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für MKW bis zu einer Ausgangskonzentration von 31 g/l	75
Tabelle 24:	Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: MKW-Adsorption	76
Tabelle 25:	Konzeption der elf Vorversuche mit Kernergebnissen.....	79
Tabelle 26:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 1) der einzelnen Materialien: prozentualer Schwermetallrückhalt und zurückgehaltene Fracht an Zink und Kupfer (je Teilregenspende)	88
Tabelle 27:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 2) der einzelnen Materialien: Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche	90
Tabelle 28:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 1) der verschiedenen Materialkombinationen: prozentualer Schwermetallrückhalt und zurückgehaltene Fracht an Zink und Kupfer (je Teilregenspende)	92
Tabelle 29:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 2) der verschiedenen Materialkombinationen: Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche.....	94
Tabelle 30:	Ergebnisse (Mittelwerte von Teil 1) der verschiedenen Materialkombinationen: prozentualer Schwermetallrückhalt und zurückgehaltene Fracht an Zink und Kupfer (je Teilregenspende)	96
Tabelle 31:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 1) der konzipierten Materialkombination (Variante B+): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende).....	98
Tabelle 32:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 2) der konzipierten Materialkombination (Variante B+): Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche.....	100
Tabelle 33:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte) der konzipierten Materialkombination (Variante B+RW): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten bei (je Teilregenspende).....	100
Tabelle 34:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 1 bis 6) der Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende).....	103
Tabelle 35:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 7 bis 9) der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende).....	104

Tabelle 36:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 10 bis 12) der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu): Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche	105
Tabelle 37:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 13 bis 15) der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu): prozentualer Feststoffrückhalt und zurückgehaltene Feststofffrachten (je Teilregenspende)	106
Tabelle 38:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 1 bis 6) der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende).....	108
Tabelle 39:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 7 bis 9) der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende).....	109
Tabelle 40:	Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 10 bis 12) der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg): Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche	110
Tabelle 41:	Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse: prozentualer Schadstoffrückhalt (je Teilregen-spende).....	112
Tabelle 42:	Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse: Rückgelöster Anteil durch Auftausalzversuche	118
Tabelle 43:	Theoretischer Rückhalt des modifizierten Filters des FiltaPex-Systems nach Laborversuchen.....	119
Tabelle 44:	Technische Kenngrößen des Systems FiltaPex Standard.....	123
Tabelle 45:	Übersicht des Standortes Wuppertal, Ronsdorfer Straße – Einzugsgebiet, technische Daten.....	130
Tabelle 46:	Kenndaten der verwendeten Geräte am Standort Wuppertal.....	133
Tabelle 47:	Parameter der Probenahme am Standort Wuppertal	136
Tabelle 48:	Zusammensetzung des Fremdwassers am Standort Wuppertal.	137
Tabelle 49:	Regendauer, Regenintensität und vorausgehende Trockenwetterperiode der beprobten 15 Regenereignisse in Wuppertal, Ronsdorfer Straße.	140
Tabelle 50:	Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen in Wuppertal, Ronsdorfer Straße.....	141
Tabelle 51:	Schadstoffrückhalt und eliminierte Frachten (anhand der Regenereignisse) des modifizierten FiltaPex-Systems am Standort Wuppertal.....	145
Tabelle 52:	Mittlerer Partikeldurchmesser der zurückgehaltenen Feststoffe je Filterschicht	152

Tabelle 53:	Übersicht des Standortes Mönchengladbach, Mittlerer Ring – Einzugsgebiet, technische Daten.....	160
Tabelle 54:	Kennwerte Probenahmeprogramm Mönchengladbach	163
Tabelle 55:	Regendauer, Regenintensität und vorausgehende Trockenwetterperiode der beprobten 16 Regenereignisse in Mönchengladbach, Mittlerer Ring	167
Tabelle 56:	Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen in Mönchengladbach, Mittlerer Ring.....	168
Tabelle 57:	Schadstoffrückhalt und eliminierte Frachten (anhand der Regenereignisse) des modifizierten FiltaPex-Systems am Standort Mönchengladbach	173
Tabelle 58:	Mittlerer Partikeldurchmesser der Feststoffe im Anlagenzulauf und den Abläufen der Sedimentations- und der Filterstufe (Regenereignis vom 25.07.2015), Standort Mönchengladbach	177
Tabelle 59:	Stofffrachten der Teilströme und Rückhalt des FiltaPex-Systems unter Einbeziehung der Ergebnisse der Schlammspiegelmessung und der Feldsäulenergebnisse, Standort Mönchengladbach (* Anteil in % bezogen auf die jeweilige Fracht im Zulauf System)	182
Tabelle 60:	Gegenüberstellung der Ergebnisse aus Labor- und Feldversuchen für den Standort Mönchengladbach	184
Tabelle 61:	Übersicht von Einflussfaktoren des Betriebs auf ein Filtersystem – erweitert nach [DWA, 2013; Welker und Huber, 2014]	190
Tabelle 62:	System- und Wartungskosten des Systems FiltaPex Standard für normale und erhöhte Reinigungsanforderungen in der Regenwasserbehandlung - Standort Wuppertal	201
Tabelle 63:	System- und Wartungskosten des Systems FiltaPex Standard für normale und erhöhte Reinigungsanforderungen in der Regenwasserbehandlung - Standort Mönchengladbach	202
Tabelle 64:	Vorschlag zur Erweiterung der MKW-Prüfung am Filterelement – Prüfrengenspenden, Prüfdauer, Wassermenge und Fracht je m ² angeschlossener Verkehrsfläche	212
Tabelle 65:	Vorschlag zur Erweiterung der MKW-Prüfung am Filterelement – MKW-Konzentrationen im Zulauf und Prüfwerte im Ablauf	213
Tabelle 66:	Vorschlag zur Erweiterung der MTBE-Prüfung am Filterelement – Prüfrengenspenden, Prüfdauer, Wassermenge und Fracht je m ² angeschlossener Verkehrsfläche	220
Tabelle 67:	Vorschlag zur Erweiterung der MTBE-Prüfung am Filterelement – MTBE-Konzentrationen im Zulauf und Prüfwerte im Ablauf	220

Abkürzungsverzeichnisverzeichnis

1/n	Freundlich-Exponent
A	Empirischer Parameter des YAN-Modells
A	Fläche
AAS	Atomabsorptionsspektrometrie
$A_{e,b}$	Befestigte Fläche des Einzugsgebietes
A_F	Filterfläche
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFS_{fein}	Abfiltrierbare Stoffe < 63 μm
AFS_{mittel}	Gemittelte Ablauffracht an AFS
Al	Aluminium
B	Sorptionskoeffizient nach Langmuir
b	Empirischer Parameter des YAN-Modells
BET	Brunauer, Emmett und Teller, ein Verfahren zur Größenbestimmung von Oberflächen
C	Kohlenstoff
C_0	Ausgangskonzentration des Sorbats in Lösung
C_{ges}	Gemittelte Ablaufkonzentration gesamt
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
C_e	Konzentration des Sorbats in Lösung
CFD	Computational Fluid Dynamics
Cl	Chlorid
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
C_{org}	Gehalt an organischem Kohlenstoff
D	Durchmesser des Partikel
d_{10}	Partikeldurchmesser bei 10 % Siebdurchgang
d_{50}	Partikeldurchmesser bei 50 % Siebdurchgang
d_{90}	Partikeldurchmesser bei 90 % Siebdurchgang
DFÜ	Datenfernübertragung
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik

DMDO	Dimethyl-diocta-decylammonium
DOC	Dissolved Organic Carbon, gelöster organischer Kohlenstoff
DOM	Dissolved Organic Matter, gelöste organische Substanz
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
EBCT	Empty Bed Contact Time, Kontaktzeit des nicht befüllten Filterbettes
EMC	Event Mean Concentration, frachtgemittelte Ereigniskonzentration
EPA	Environmental Protection Agency, USA
ETBE	Ethyl- <i>tert</i> -butylether
Fe	Eisen
GC/MS	Gaschromatographie/Massenspektrometrie
GPRS	General Packet Radio Service, allgemeiner paketorientierter Funkdienst
GV	Glühverlust
h	Höhe
h_{Filter}	Filterhöhe
H	Wasserstoff
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
ISV	Schlammindex
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert
K_F	Freundlich-Sorptionskoeffizient
$K_{L,i}$	Sorptionskoeffizient nach Langmuir für den Stoff i
K_{OC}	Gehalt an organischer Substanz im Boden
LWG	Landeswassergesetz
MID	Magnetisch-induktiver Durchflussmesser
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MP	Mischprobe
MTBE	Methyl- <i>tert</i> -butylether
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

n	Porenanteil
N	Stickstoff
Na	Natrium
Nap	Naphthalin
Ni	Nickel
NOM	Natural Organic Material, Natürliches organisches Material
NRW	Nordrhein-Westfalen
PAK	Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
Pd	Palladium
POP	Persistent Organic Pollutants, persistente organische Schadstoffe
PSBM	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel
Pt	Platin
Q	Durchfluss
Q_{krit}	Maximaler Volumenstrom in das Filterschachtsystem
q_m	Maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats
Q_{max}	Maximaler Durchfluss
$q_{A,max}$	Maximale Oberflächenbeschickung
REM	Rasterelektronenmikroskop
Rh	Rhodium
RRB	Regenrückhaltebecken
S	Schwefel
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
t	Zeit
T	Temperatur
TBA	<i>Tert</i> -Buthyalkohol
TBF	<i>Tert</i> -Buthylformiat
TOC	Total Organic Carbon, gesamter organischer Kohlenstoff
U	Ungleichförmigkeit
v	Durchflussgeschwindigkeit
$V_{Pr,n}$	Beschickungsvolumen der Teilprüfung n

WGK	Wassergefährdungsklasse
Zn	Zink
η	Dynamische Viskosität
η_{sed}	Mittlerer Sedimentationswirkungsgrad

1 Veranlassung und Zielsetzung

Laut einer der Statistik des Landes Nordrhein-Westfalen gibt es in Nordrhein-Westfalen (NRW) 97.251 km öffentliche Kanalisation, wobei ein Anteil von ca. 24 % auf Regenwasserkanäle in Trennsystemen entfällt [NRW, 2015]. Aber auch bei Kommunen mit traditionellem Mischsystem werden bei Neuerschließungen immer öfter Ableitungen im Trennsystem vorgenommen, bei welchem das anfallende Niederschlagswasser teilweise versickert oder ortsnah in Gewässer eingeleitet wird. Untersuchungen zur Aufschlüsselung der Eintragspfade umweltrelevanter Schmutz- und Schadstoffe weisen sämtlich einen erheblichen Anteil der Niederschlagsabflüsse aus Siedlungen aus [UBA, 2005 Staufer et Ort, 2012]. Ihr prozentualer Anteil ist von den spezifischen Gegebenheiten einzelner Flusseinzugsgebiete abhängig und variiert für die betrachteten Stoffe bzw. Stoffparameter entsprechend ihren vorrangigen Herkunftsbereichen.

Angaben des Landes Nordrhein-Westfalen [NRW, 2015] zufolge entfällt in NRW knapp ein Drittel der versiegelten Flächen auf Verkehrsflächen, die mit ihrer Schmutzfracht als wesentlicher Haupteintragspfad aus Niederschlagswassereinleitungen gelten. In NRW bestehen ca. 2.000 Einleitungen aus Trennsystemen, die nach erfolgter Niederschlagswasserbehandlung ein Volumen von ca. 800 Mio. m³ pro Jahr in die Gewässer einleiten. Demgegenüber stehen geschätzte 100.000 Einleitungen ohne vorherige Behandlung [Mertsch, 2011], die den großen Bedarf an Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung widerspiegeln.

Mit dem Niederschlagswasser und insbesondere mit Verkehrsflächenabflüssen wird ein breites Spektrum an Schadstoffen in die Oberflächengewässer eingetragen. Werden die belasteten Niederschlagsabflüsse versickert, so können die Schadstoffe in das Boden-Grundwassersystem gelangen. Viele der freigesetzten organischen und anorganischen Schadstoffe haben das Potential in der Umwelt zu akkumulieren und so negative Langzeiteffekte auf die aquatische Fauna zu verursachen [Mesquita et al., 2014; Vollertsen et al., 2009]. Des Weiteren entsteht bei Anreicherung der Schadstoffe im Grundwassersystem eine Gefährdung der Trinkwasserressourcen [Baus et al., 2006]. Aus diesem Grund hat NRW mit dem Runderlass „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ [MUNLV, 2004] (nachfolgend Trennerlass genannt) im Mai 2004 Rahmenbedingungen zur Schadstoffminderung bei der Niederschlagsentwässerung über öffentliche und private Kanalisationen im Trennverfahren nach § 57 Abs. 1 *Landeswassergesetz (LWG)* (1995) als allgemein anerkannte Regeln der Abwassertechnik eingeführt und bekannt gemacht.

Der Trennerlass [MUNLV, 2004] regelt, von welchen Einzugsgebietsflächen – in Abhängigkeit von der Bewertung der Verschmutzung – Niederschlagswasser vor der Einleitung in ein Gewässer behandelt werden muss. Dabei beschränkt sich bisher die Behandlung von verschmutztem Niederschlagswasser weitgehend auf sedimentierend bzw. flotierend wirkende Prozesse zur Stofftrennung in Regen(klär)becken. Neben diesen zentralen Behandlungsverfahren werden auch dezentrale sowie semizentrale Behandlungssysteme benannt, wobei die dezentrale Behandlung bevorzugt eingesetzt werden soll. Für einen wirkungsvollen Rückhalt von Schmutz- und Schadstoffen bei weitgehendem Erhalt des lokalen Wasserkreislaufes kommt der Behandlung belasteter Niederschlagsabflüsse in dezentralen Anlagen besondere Bedeutung zu.

1.1 Gesamtziel des Projektes

Es sind bereits zahlreiche dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse bis zur Marktreife entwickelt worden [Huber et al., 2015a] und befinden sich derzeit im Einsatz, jedoch legen diese Behandlungsanlagen ihren Hauptfokus auf die Abtrennung partikulärer Stoffe sowie einige auf den zusätzlichen Rückhalt gelöster Schwermetalle. Nicht untersucht worden ist bisher der Rückhalt gelöster organischer Stoffe, wie Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sowie Methyl-*tert*-butylether (MTBE) bzw. Ethyl-*tert*-butylether (ETBE), die ebenso in Verkehrsflächenabflüssen gefunden werden.

Gesamtziel des vorliegenden Forschungsvorhabens war die Entwicklung eines Verfahrens zur Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen aus Verkehrsflächenabflüssen im großtechnischen Maßstab. In Laborversuchen sollten die grundlagenorientierten Mechanismen der Elimination der organischen Schadstoffe geklärt werden. Materialien bzw. Materialgemische wurden hinsichtlich ihrer Rückhaltekapazität für organische Stoffe untersucht. Die großtechnische Praxiserprobung der Regenwasserbehandlungsanlage FiltaPex sollte an zwei Standorten und für unterschiedlich belastete Oberflächenabflüsse erfolgen. Im Hinblick auf die Praxiserprobung wurde zusätzlich eine Verbesserung des Rückhaltes partikulär gebundener organischer Stoffe angestrebt.

Qualitätsuntersuchungen zum Langzeitverhalten der verbesserten dezentralen Behandlungsanlage hinsichtlich Betriebsstabilität und benötigten Wartungsintervallen wurden durchgeführt. Mithilfe eines mathematischen Modells und einer Langzeitsimulation sollten Aussagen über die Standzeit und das Rückhaltevermögen der Behandlungsanlage in Abhängigkeit von verschiedenen Anforderungen ermöglicht werden.

Basierend auf den Ergebnissen der Untersuchung der Laborversuche zum Rückhalt organischer Spurenstoffe durch verschiedene Sorptionsmaterialien wurde ein Filtermodul in die Pilotanlagen eingebaut. Um einen großflächigen Einsatz von dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen zu ermöglichen, wurden die Investitions- und Betriebskosten unter Berücksichtigung der Wartungsintervalle berechnet.

1.2 Vorarbeit aus Projektphase I

Im ersten Projektjahr wurden im Labormaßstab Experimente zum Rückhalt von PAK, MKW und MTBE mit verschiedenen Sorptionsmaterialien durchgeführt, um optimale Materialien für den Rückhalt der organischen Spurenstoffe zu ermitteln. Eine Literaturrecherche fasste im ersten Schritt die bisherigen verfügbaren Ergebnisse zusammenfassend, sodass eine Eingrenzung der zu verwendenden Sorptionsmaterialien erfolgen konnte. Anschließend wurden umfangreiche Batchversuche durchgeführt, um die maximale Adsorptionskapazität und die Adsorptionsgeschwindigkeit der ausgewählten Materialien zu ermitteln.

Die Leistungsfähigkeit des Behandlungssystems FiltaPex zur Regenwasserbehandlung wurde hinsichtlich des Rückhaltes der organischen Spurenstoffe überprüft. Anhand von Literatur und praktischen Versuchen sollte geklärt werden, inwieweit eine Elimination von organischen Spurenstoffen zu erwarten ist. Hierfür wurden an einer großtechnischen FiltaPex-Anlage praxisrelevante Messdaten anhand einzelner künstlicher Niederschlagsereignisse bis hin zum Aufbringen einer Jahresschadstoffbelastung erhoben. Eine Beprobung und Analyse von PAK, MKW und MTBE im Zulauf, nach der mechanischen Vorbehandlung und nach der Sorption durch die bestehende Filtereinheit zeigte das derzeitige Reduktionsvermögen der organischen Stoffe durch die einzelnen Behandlungsschritte auf.

Zusätzlich wurde der Rückhalt partikulär gebundener organischer Schadstoffe durch eine mechanische Vorbehandlung mit dem Ziel untersucht, die Sedimentationsleistung der ersten Stufe der FiltaPex-Anlage zu verbessern. Um ein präziseres Vorgehen bei der Suche nach einer Verbesserung der mechanischen Vorbehandlungsstufe zu ermöglichen, erfolgte eine Analyse der Größenverteilung der partikulären Stoffe. Des Weiteren wurde anhand von GC/MS-Analysen im Labor sowie einer Literaturrecherche geklärt, in welchem Maße die untersuchten Spurenstoffe PAK, MKW und MTBE an partikulärem Material anhaften bzw. gelöst vorliegen [Wichern et al., 2012].

1.3 Ziele der Projektphase II

Mit den nachfolgend beschriebenen Untersuchungen der Projektphase II sollte im großtechnischen Maßstab ein Verfahren zur Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen aus Verkehrsflächenabflüssen entwickelt werden. Mithilfe des Vorhabens sollten sowohl die grundlagenorientierten Mechanismen der Elimination der organischen Schadstoffe bzw. Schadstoffklassen PAK, MKW sowie MTBE und ETBE geklärt werden. Zusätzlich sollte auch die großtechnische Praxiserprobung von Regenwasserbehandlungsanlagen an zwei Standorten und für unterschiedlich belastete Oberflächenabflüsse erfolgen. Die Entwicklung eines Rückhalte- bzw. Filtersystems war für das Filterschachtsystem FiltaPex Standard vorgesehen. Als Referenzsystem mit einem variablen gestuften Filteraufbau gewährleistete dieses System die Übertragbarkeit der gewonnenen Erkenntnisse auf andere dezentrale Behandlungssysteme.

Abschließend wurden Empfehlungen für ein Prüfverfahren zum Nachweis des Rückhaltes organischer Spurenstoffe gegeben, um die Zulassungsgrundsätze des DIBt zur Prüfung von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, um diese relevante Schadstoffgruppe erweitern zu können. Des Weiteren fasst der Abschlussbericht die Ergebnisse der technischen Unter-

suchungen zusammen und gibt Hinweise zur Übertragbarkeit der Resultate auf andere Behandlungssysteme sowie eine Zusammenstellung der zu erwartenden Investitions- und Betriebskosten unter Berücksichtigung der sich ergebenden Umweltentlastungen.

1.4 Vorgehensweise in der Projektbearbeitung

Die Ergebnisse der Projektphase I wurden bereits in einem Abschlussbericht veröffentlicht [Wichern et al., 2012]. Die für die Fortsetzung der Projektphase II notwendigen Ergebnisse wurden als Ausgangspunkt mit in den aktuellen Bericht mit aufgenommen.

Mit den Untersuchungen der Projektphase II sollten aufbauend auf den Erkenntnissen der ersten Projektphase im Einzelnen folgende Fragestellungen beantwortet werden:

Verbesserung des Rückhaltes partikulär gebundener und gelöster organischer Stoffe:

Organische Spurenstoffe liegen entweder gelöst oder an Partikel gebunden vor. Durch eine Verbesserung der mechanischen Vorbehandlungsstufe kann der Anteil der partikulär gebundenen Kohlenwasserstoffe reduziert werden. Gelöste Stoffe werden über verschiedene Filtermaterialien eliminiert. Grundlage für die labor- und großtechnischen Untersuchungen war das zweistufige dezentrale Behandlungssystem FiltaPex Standard der Pecher Technik GmbH. In diesem System, das bereits hinsichtlich der Hydraulik und der Partikelsedimentation optimierte wurde, wurde der standardmäßige Filteraufbau um zwei zusätzliche, hinsichtlich des Rückhaltes gelöster Stoffe optimierte Filtermaterialien erweitert.

Dieser optimierte Filteraufbau wurde in mehreren Säulenversuchsreihen unter definierten Regenspenden evaluiert. Im ersten Schritt wurden die Sorptionskapazitäten der möglichen Filtermaterialien ermittelt, um eine bessere Abschätzung des Schadstoffrückhaltes sowie der maximalen Standzeit des Filters zu ermöglichen. In einem zweiten Schritt erfolgte die Untersuchung der Materialkombination, d. h. des Einflusses der Schichtung des Filters auf den Rückhalt organischer Schadstoffe sowie von Schwermetallen. Des Weiteren wurde der Einfluss von Auftausalzen auf eine mögliche Remobilisierung der Schwermetalle ermittelt.

Qualitätsuntersuchungen zum Langzeitverhalten der verbesserten dezentralen Behandlungsanlagen hinsichtlich Betriebsstabilität und benötigten Wartungsintervallen:

Das für die Spurenstoffelimination erweiterte System FiltaPex wurde in einem Langzeitversuch auf Betriebsstabilität und notwendige Wartungsintervalle untersucht. Bei Antragsstellung war hierfür die „Versuchsanlage RKB Kulloch“ in Wuppertal, an der ein dezentrales Behandlungssystem im Bypass des Zulaufs zum RKB installiert war, vorgesehen. Die Anlage inklusive der Messtechnik stand jedoch zu Beginn der Projektphase II nicht mehr für die Untersuchungen zur Verfügung, sodass nach Standortalternativen gesucht werden musste. In einem Auswahlprozess wurden anhand eines Kriterienkatalogs die Alternativstandorte an der Ronsdorfer Straße in Wuppertal sowie am Mittleren Ring in Mönchengladbach ermittelt. An den beiden Standorten wurde System FiltaPex Standard mit dem entwickelten Filtermodul ausgerüstet. Anschließend wurden Niederschlagsereignisse mittels automatischer Probennehmer beprobt und bezüglich MKW, PAK und MTBE sowie Kupfer und Zink analysiert. Das Behandlungssystem wurde hierfür mit Messtechnik (Durchfluss- und Höhenstandsmessung, Datenfernübertragung) ausgestattet. Diese ermöglichte auch die permanente Beurteilung der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Anlage.

Im Anschluss an die Beprobung wurden jeweils Proben aus den verschiedenen Behandlungsstufen und der verschiedenen Sorptionsfilter in unterschiedlichen Schichttiefen entnommen und bezüglich der organischen Stoffe sowie Schwermetalle analysiert, um deren Verbleib zu klären und die Behandlungsanlage zu bilanzieren. Um die Entnahme aus dem Filter zu erleichtern, wurde eine spezielle Probenahme durch Feldsäulen entwickelt. Diese ermöglicht es, eine Probe über den gesamten Filterquerschnitt zu entnehmen, ohne diesen hierbei zu stören. Die Beladung des Filters konnte so im Labor ermittelt werden. Des Weiteren konnten die Feldsäulen weitergehenden Untersuchungen bzw. zusätzlichen Säulenversuchen unterzogen werden. Hierbei wurde der Rückhalt des bereits eingebauten Filters unter definierten Regenspenden und Schadstofffrachten ermittelt und den Ergebnissen der bisherigen Säulenversuche gegenübergestellt. Dies ermöglichte den Vergleich von Labor- und in-situ-Untersuchungen.

Übertragbarkeit der Ergebnisse durch die Entwicklung eines mathematischen Rechenmodells: In der Projektphase I wurde ein mathematisches Modell konzipiert, um den Stoffrückhalt durch die grundlegenden Rückhaltemechanismen (Sedimentation, Filtration, Adsorption) in den einzelnen Behandlungsstufen anhand des Referenzsystems FiltaPex darzustellen. Mithilfe des Modells und einer Langzeitsimulation sollten Aussagen über die Standzeit und das Rückhaltevermögen der Behandlungsanlage in Abhängigkeit von verschiedenen Anforderungen ermöglicht werden. Das mathematische Modell sollte mithilfe der in den in-situ-Untersuchungen gewonnenen Daten weiterentwickelt werden. Im Zuge der betrieblichen Untersuchungen zeigte sich sehr deutlich, dass eine Übertragung der Ergebnisse aufgrund der großen zeitlichen Variabilität der Regenereignisse, hinsichtlich des hydraulischen Geschehens sowie bezüglich der Stoffkonzentrationen nicht möglich war.

Des Weiteren zeigten die in-situ-Untersuchungen sehr deutlich, dass die Standzeit dezentraler Systeme in der Regel durch den Feststoffrückhalt bzw. die Kolmation des Filters begrenzt ist. Die hydraulische Modellierung mittels CFD-Simulation bot alternativ die Möglichkeit, Aussagen zu den Strömungsverhältnissen im System, zum sedimentativen Rückhalt der Feststoffe sowie zur potentiellen Belastung des Filterelementes zu erhalten. Für das System FiltaPex Standard wurden Varianten betrachtet, in denen die Regenspende variiert wurde oder konstruktive Änderungen untersucht wurden.

Entwicklung von Dimensionierungs- und Betriebsrichtlinien anhand großtechnischer Anlagengvalidierung: Das im Labor für den Rückhalt organischer Schadstoffe und Schwermetalle entwickelte Filtermodul wurde an zwei Standorten großtechnisch überprüft. Die Dimensionierung dieses Filters erfolgte in Abhängigkeit von den ermittelten Rückhaltekapazitäten sowie den zu erwartenden anfallenden Schadstofffrachten. Im Rahmen des Anlagenbetriebs zeigte sich, dass die Funktion des Behandlungssystems primär beeinflusst wird durch die Menge und Zusammensetzung der eingetragenen Feststoffe. Anhand der Betriebsbegleitung sowie der Auswertung anderer Daten wurden die (kolmations)relevanten Einflussfaktoren zusammengestellt und bewertet. Anhand derer konnten Dimensionierungs- und Betriebsrichtlinien abgeleitet werden, die auch eine Übertragbarkeit auf andere Systeme und Verkehrsflächenabflüsse ermöglichen. Die Dimensionierung der Anlage erfolgt primär auf Basis der zu erwartenden Feststoff bzw. Feinstoffbelastung kleiner 63 µm. Das Reinigungsziel

(Reinigungsanforderungen) sowie die daraus resultierende Komplexität des Filter bzw. des System wurden hierbei mit berücksichtigt.

Berechnung der zu erwartenden Investitions- und Betriebskosten des entwickelten Behandlungssystems: Um einen großflächigen Einsatz von dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen zu ermöglichen, wurden die Investitions- und Betriebskosten unter Berücksichtigung der Wartungsintervalle berechnet.

Empfehlungen für die Erweiterung der Zulassungsgrundsätze des DIBts zur Prüfung von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen um die Stoffgruppe der organischen Spurenstoffe: Um die Prüfung des Rückhalts gelöster organischer Spurenstoffe mit in die Zulassungsgrundsätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen aufzunehmen, wurden ein Prüfverfahren unter Berücksichtigung verschiedener Prüfgenspenden und Stofffrachten entwickelt sowie Prüfkriterien formuliert. Die Prüfung gelöster Schadstoffe würde analog zu den Schwermetallen am Filterelement erfolgen.

Des Weiteren wurde ein Prüfverfahren entwickelt, um insbesondere den Rückhalt an Feststoffen kleiner $63\ \mu\text{m}$ (AFS_{fein}) sowie daran partikulär gebundener Stoffe zu beurteilen. Hierfür wurden mittels vorab definierter Kriterien alternative Prüfmaterialien ermittelt, die stellvertretend für AFS_{fein} im Prüfverfahren eingesetzt werden können. Die Prüfung des Feinstoffrückhaltes mit einem modifizierten Prüfmaterial könnte wie bisher im Rahmen der Prüfung des Partikelrückhaltes am Gesamtsystem erfolgen. Der Umfang der Prüfmaterialien mit Millisil W4 sowie ggf. der Grob-, Schwimm- und Schwebstoffe, die ebenfalls im Rahmen einer Prüfung eingesetzt werden, würde durch ein neues Material AFS_{fein} erweitert werden.

2 Stand des Wissens und der Technik

2.1 Beschaffenheit von Niederschlagswässern

Die Niederschlagsabflüsse von Verkehrsflächen sind aufgrund von Emissionen von Fahrzeugen, von atmosphärischen Verunreinigungen und anderen Quellen neben Schwermetallen auch mit einer Reihe an organischen Stoffen verunreinigt (Tabelle 1). Die Schadstoffe liegen dabei zum Teil in gelöster und zum Teil in partikulär gebundener Form vor.

Tabelle 1: Typische Verunreinigungen in Niederschlagsabflüssen befestigter Verkehrsflächen [Helmreich, 2010; Huber, 2016]

Stoff	Stoffquellen
Anorganische Stoffe	
Blei (Pb)	Abgas, Auftausalze, Fahrbahnabrieb
Cadmium (Cd)	Auftausalze, Reifenabrieb, Korrosionsverluste von Kfz
Calcium (Ca)	Auftausalze, Fahrbahnabrieb
Chlorid (Cl)	Auftausalze
Chrom (Cr)	Abrieb von Bremsbelägen, Reifenabrieb
Kupfer (Cu)	Abgase, Abrieb von Bremsbelägen, Auftausalze, Korrosionsverluste von Kfz, Reifenabrieb
Magnesium (Mg)	Auftausalze
Mangan (Mn)	Abgase, Abrieb von Bremsbelägen, bewegliche Bestandteile von Motoren
Natrium (Na)	Auftausalze
Nickel (Ni)	Abrieb von Bremsbelägen, Fahrbahnabrieb, Katalysatoren, Korrosionsverluste von Kfz
Palladium (Pd)	Katalysatoren
Platin (Pt)	Katalysatoren
Rhodium (Rh)	Katalysatoren
Zink (Zn)	Abgase, Abrieb von Bremsbelägen, Auftausalze, Korrosionsverluste von Kfz, Reifenabrieb, Verkehrsschilder und Leitplanken
Organische Stoffe	
Methyl- <i>tert</i> -butylether (MTBE), Ethyl- <i>tert</i> -butylether (ETBE)	Abgase, Tropfverluste von Kraftstoffen
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)	Abgase, Kraftstoffen und Frostschutzmitteln, Tropfverluste von Motorölen, Verdampfungsverluste
Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PSBM)	Verfrachtung von landwirtschaftlichen Flächen sowie Wohn- und Gewerbeflächen
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Abgase, Fahrbahnabrieb, Reifenabrieb

Als organische Belastung ist vor allem mit PAK aus unvollständigen Verbrennungen im Motor und aus Asphaltrückständen zu rechnen [Crabtree et al., 2006; Mahler et al., 2010; Ichiki et al., 2008; Zhang et al., 2013]. Aus Tropfverlusten von Kraftfahrzeugen und Tankleckagen stammen MKW. MKW in Verkehrsflächenabflüssen treten besonders bei Flächen mit ruhendem Verkehr auf [Dierkes et al., 2006; Revitt et al., 2014; Welker und Harting, 2007]. Des

Weiteren sind MTBE und ETBE, die zur Erhöhung der Klopfestigkeit in Ottomotoren zugegeben werden, als mögliche organische Spurenstoffe in Verkehrsflächenabflüssen wiederzufinden [Brauch und Baus, 2007; Langbein et al., 2006]. Sie können insbesondere durch Tankleckagen oder Unfälle in Straßenabflüsse gelangen.

Neben diesen verkehrsbedingten organischen Stoffen können auch Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PSBM) als Spurenstoffe in Verkehrsflächenabflüssen vorhanden sein. Zu diesen PSBM zählen insbesondere Herbizide, Fungizide und Insektizide. PSBM im Ablauf von Verkehrsflächen stammen vor allem aus dem landwirtschaftlichen Bereich. Hier sind Hofflächenabflüsse und Verfrachtungen von PSBM auf Verkehrsflächen durch Wind und Temperatur während der Aufbringung auf Felder zu nennen. PSBM können aber auch im urbanen Bereich durch Aufbringen auf Außenflächen in Wohn- und Gewerbeflächen sowie durch Anwendungen in Garten-, Park- und Sportanlagenbereich sowie an Bahngleisen in den Abfluss befestigter Flächen gelangen [Liess et al., 2001; Sébastien et al., 2014; Stauer et Ort, 2012; Welker, 2004; Zgheib et al., 2012].

Insbesondere die in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie [WRRL, 2000] als prioritäre gefährlich klassifizierte Stoffgruppe der PAK gelangt vorwiegend über den Niederschlagswasserabfluss von Verkehrsflächen in die Gewässer. Auch wenn sich der Gewässerzustand in NRW aufgrund der Bemühungen in den vergangenen Jahren positiv entwickelt hat, besteht ein maßgeblicher Anteil an Stoffeinträgen von Oberflächenabflüssen, die langfristig die Ökosysteme belasten. Für mehrere Abschnitte nordrhein-westfälischer Gewässer wurden Überschreitungen der gesetzten Qualitätskriterien bezüglich PAK festgestellt [MUNLV, 2005]. Hier muss eine Vielzahl an Maßnahmen ergriffen werden, die von der Emissionsvermeidung bei den Verursachern bis zur adäquaten Behandlung reichen.

Für die Bewertung der Verunreinigung von Oberflächenabflüssen ist derzeit kein Indikatorparameter definiert. Die Veranlassung der Abflussbehandlung orientiert sich an der Nutzung der jeweiligen Fläche. Da übliche Regenwasserbehandlungsanlagen vornehmlich für einen Feststoffrückhalt durch Sedimentation ausgelegt sind, bietet sich eine Orientierung an den Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) an [Grüning et al., 2010].

2.2 Dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung – Erfahrungen und Kenntnisstand

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen-Umsetzung des Trennerlasses“ [Werker et al., 2011] wurden im Jahr 2011 alle nordrheinwestfälischen Kommunen mithilfe eines Fragebogens zu ihren Erfahrungen mit zentralen und dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen befragt. Dabei zeigte sich, dass damals nur wenige praktische Erfahrungen mit dezentralen Anlagen vorlagen und der Kenntnisstand zu den einzelnen Verfahren ebenfalls gering war. So gaben knapp 20 % der Kommunen an, über erste Erfahrungen mit rein physikalischen dezentralen Anlagen zu verfügen. Demgegenüber hatten 75 % der Kommunen bereits Erfahrungen mit zentralen Behandlungsanlagen.

Ein Großteil der Befragten sahen die Chancen leistungsfähiger dezentraler Anlagen insbesondere in dem variablen und kleinräumigen Einsatz kompakter Systeme im innerstädti-

schen Bereich. Demgegenüber rechneten viele der Befragten mit einer Steigerung der Betriebskosten sowie mit zu wenig vorhandenem Personal und der damit verbundenen unzureichenden Wartung im Praxisfall.

Eine genaue Aufklärung über die Vorteile sowie Nachteile der einzelnen Verfahren war und ist erforderlich, damit sich dezentrale Behandlungsanlagen auf dem Markt etablieren können. Ein wichtiges Kriterium für die Akzeptanz der Kommunen stellt die Häufigkeit der erforderlichen Wartungsintervalle dar [Werker et al., 2011]. Entscheidend bleibt jedoch auch die stoffliche Leistungsfähigkeit der Systeme, bis zum Ende des Wartungsintervalls die gesetzten Reinigungsziele und ggf. Grenzwerte einzuhalten.

In den letzten Jahren wurden viele Systeme für den dezentralen Einsatz insbesondere für Verkehrsflächenabflüsse (weiter)entwickelt (Kap. 2.5, Tabelle 8). *Huber et al.* [2015a] sowie auch *Sommer et al.* [2016] geben eine Übersicht über die derzeit auf dem Markt existierenden Systeme zur dezentralen Reinigung von Straßenabflüssen und vergleichen die Systeme hinsichtlich Funktionsprinzip, Wirkungsgrad und Kosten. Diese zusammengestellten Informationen beruhen hierbei im Wesentlichen auf Herstellerangaben und deren externen Untersuchungen (z. B. DIBt-Nachweise).

Daneben gibt es einige Untersuchungen und Forschungsprojekte von Städten, Kommunen und Hochschulen, in denen die dezentralen Anlagen in-situ betrieben und wissenschaftlich begleitet wurden. Neben dem bereits angesprochenen Projekt [Werker et al., 2011] soll im Folgenden auf weitere ausgewählte Projekte eingegangen werden.

In dem Forschungsprojekt „Innolet-G (getaucht), Entwicklung und Erprobung der Innolet-Filterpatrone zur Nachrüstung vorhandener Straßengullys mit Nassschlammfang“ wurden in Hamburg 20 Straßenabläufe (4-spurige Straße, ca. 25.000 Kfz/d) mit einem Nachrüstfilter ausgestattet und über einen Zeitraum von 12 Monaten betrieblich und stofflich untersucht. Das System Innolet G zeigte gegenüber den Zulaufwerten einen AFS-Rückhalt in situ von etwa 50 % bis 55 % [Sommer et al., 2011].

Im Rahmen des im UEPII/2-Projektes „Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen“ [Barjenbruch et al., 2016] wurden in Berlin verschiedene dezentrale Behandlungssysteme u. a. an einer Hauptverkehrsstraße (29.600 Kfz/d) untersucht. Die fünf untersuchten Systeme mit einer maximalen Anschlussfläche von 400 m³ wiesen unterschiedliche Wirkmechanismen von einfachen Sedimentationsanlagen bis hin zu Filtersystemen (Kombinationen aus einzelnen Wirkmechanismen) auf. Bei Zulaufkonzentrationen im von DWA [2010] definierten Vertrauensbereich zeigten die Systeme einen AFS-Rückhalt von 35 % bis 57 %. Der Schwermetallrückhalt lag im Bereich von 15 % bis 46 % für Zink bzw. von 18 % bis 43 % für Kupfer. An dem untersuchten Standort ergab sich für die Systeme ein halbjährliches Wartungsintervall, das je nach Standort mindestens einzuhalten ist [Barjenbruch et al., 2016].

Vergleichbare Betriebserfahrungen wurden für zwei dezentrale Systeme, die in Straßeneinläufe nachgerüstet werden können, gemacht. Die Stadt Bielefeld rüstete 120 Filterschächte mit dem System Innolet aus, da dieses ohne Umbau der Straßenentwässerung eingesetzt werden konnte. Des Weiteren wurde der geotextile Filtersack an einem anderen Standort eingesetzt. Es zeigte sich ein deutlich erhöhter Wartungsaufwand, der stark von den Bedingungen im Umfeld der Anlagen sowie den unterschiedlichen Belastungen abhängt. Die vom

Hersteller vorgegebenen Kontroll-, Wartungs- und Reinigungsintervalle konnten nicht bestätigt werden [Reimann, 2015].

Andere Systeme wurden für die Aufnahme auf die NRW-Liste [LANUV, 2016] begleitet i. d. R. über ein Jahr. Auch hier liegt der Fokus auf dem betrieblichen Verhalten. Wesentlicher Bestandteil ist die Sichtkontrolle der Anlage und die Dokumentation des Zustandes des Einzugsgebietes. Sofern der in-situ Rückhalt der Systeme untersucht wird, so erfolgt dies meist nur hinsichtlich der zurückgehaltenen Feststoffe. Hierfür werden die Höhe des Schlammspiegels sowie die hydraulische Leistungsfähigkeit gemessen. Eine Beprobung von Niederschlagsereignissen findet i. d. R. nicht statt.

Zwei laufende Forschungsprojekte setzen sich aktuell mit der Thematik „Nassschlammfang“ auseinander. Untersucht wird hier das Potential dieser Straßenabläufe, deren bisherige Aufgabe nur das Sammeln und Ableiten des Regenwassers beinhaltete, mineralische und organische Feststoffe zurückzuhalten. In einem Projekt in Hannover wird derzeit die Rückhalteleistung des Straßenablaufs Modell Hannover unter verschiedenen Aspekten untersucht. Neben der Ermittlung des Reinigungspotentials steht die Einordnung des Straßenablaufs in die auf dem Markt befindlichen dezentralen Niederschlagswasserbehandlungssysteme im Vordergrund [Lund-Weiß et al., 2015].

Derzeit wird in einem Forschungsvorhaben eine semizentrale Anlage zur Behandlung von hochbelasteten Straßenabflüssen in-situ untersucht. Ein von der Frankfurt University of Applied Sciences mitentwickeltes System für eine Anschlussgröße von 10.000 m² wird im Einzugsgebiet eines Autobahnabschnittes der A 485 bei Gießen betrieben und beprobt [Welker et al., 2015]. Die zweistufige Behandlungsanlage besteht aus einer Sedimentationsstufe mit Lamellenabscheider sowie einer anschließenden Filtrationsstufe zur Elimination von Schwermetallen und Phosphor.

In Wuppertal, „In der Fleute“ wird eine Großfilteranlage mit einer angeschlossenen abflusswirksamen Fläche von über 17 ha über einen Zeitraum von zwei Jahren untersucht. Die Großfilteranlage wird am Standort als Alternative zu einem gesteuerten Regenklärbecken ohne Dauerstau betrieben und beprobt. Die Behandlung des Regenwassers erfolgt dort neben dem sedimentativen Rückhalt durch einen physikalisch-chemisch adsorptiv wirksamen Filter (23,4 m² Filterfläche).

2.3 Anforderungen und Zielgrößen für die Niederschlagswassereinleitung

In NRW schreibt der Trennerlass von Mai 2004 [MUNLV, 2004] die Behandlung von Oberflächenabflüssen in Abhängigkeit von der Flächennutzung vor. Das Niederschlagswasser wird – ausgehend von Herkunftsbereichen – in drei Kategorien unterteilt und entsprechende Anforderungen an die Behandlung gestellt:

- Kategorie I: Unbelastetes (= unverschmutztes) Niederschlagswasser bedarf grundsätzlich keiner Vorbehandlung.
- Kategorie II: Schwach belastetes (= gering verschmutztes) Niederschlagswasser bedarf grundsätzlich einer Behandlung entsprechend den Vorgaben im Kapitel 3 und der Tabelle in Anlage 2 des Erlasses, in der die zentralen Behandlungsverfahren beschrieben sind.
- Kategorie III: Stark belastetes (= stark verschmutztes) Niederschlagswasser muss grundsätzlich gesammelt, abgeleitet und einer biologischen Abwasserbehandlung gemäß Anlage 2 bzw. der zentralen Kläranlage zugeführt werden.

Bei den für die Behandlung von Niederschlagsabflüssen infrage kommenden Verfahren wird zwischen zentralen und dezentralen Anlagen unterschieden. Als vorrangig angewandte zentrale Behandlungsanlagen werden in dem Runderlass aufgeführt:

- Nicht ständig gefüllte Regenklärbecken (Regenklärbecken ohne Dauerstau)
- Ständig gefüllte Regenklärbecken (Regenklärbecken mit Dauerstau)
- Bodenfilter

Gemäß Trennerlass sind für die Behandlung des Niederschlagswassers bevorzugt dezentrale Anlagen anzuwenden. Da bislang keine rechtlich verbindlichen Zielgrößen und Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagsabflüssen in Oberflächengewässer bestehen, ist Voraussetzung für den genehmigungsfähigen Einsatz dezentraler Anlagen für das anschließende Einleiten in Oberflächengewässer allerdings, dass hinsichtlich Schadstoffrückhalt und dauerhaftem Betrieb eine Vergleichbarkeit zu den zentralen Behandlungsverfahren – mindestens zu einem Regenklärbecken – vorliegt.

Hinsichtlich der Einleitung in das Grundwasser werden häufig die Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung [BBodSchV, 1999] angewendet. Nach dem Entwurf des „Anhangs Niederschlagswasser“ darf beispielsweise Niederschlagswasser nur versickert werden, sofern die Prüfwerte der BBodSchV im Ablauf einer Behandlungsanlage eingehalten sind.

2.3.1 Vergleichbarkeit der stofflichen Leistungsfähigkeit von dezentralen und zentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

Gegenstand mehrerer Forschungsprojekte ist die Untersuchung der vom Trennerlass [MUNLV, 2004] geforderten Vergleichbarkeit von zentralen und dezentralen Behandlungsanlagen hinsichtlich des Schadstoffrückhaltes und des dauerhaften Betriebs. Primäres Ziel des Forschungsvorhabens „Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen-

Umsetzung des Trennerlasses“ [Werker et al., 2011] war die Entwicklung und Anwendung einer Methodik zum Nachweis, dass für dezentrale Verfahren die – sowohl in stofflicher als auch in betrieblicher Hinsicht – geforderte Vergleichbarkeit zur zentralen Behandlung gewährleistet werden kann.

Hierfür wurden sechs dezentrale Behandlungsanlagen, die zur Anwendung bei Niederschlagsabflüssen von Straßenflächen geeignet sind, ausgewählt und hinsichtlich ihres Stoffrückhaltes im Labor untersucht. Als Schmutz- und Schadstoffparameter wurden neben den Feststoffen (AFS, Schwimmstoffe) die Parameter Kupfer, Zink und MKW betrachtet. Während die Abtrennung der Feststoffe in den Anlagen vorrangig über Dichtentrennung vorgenommen wird, können gelöste Schwermetallanteile nur bei Systemen mit geeignetem Filtersubstrat (z. B. über Ionenaustausch) eliminiert werden. Hinsichtlich der Filtersubstrate besteht jedoch stets das Risiko einer Remobilisierung bereits gebundener Schadstoffe aufgrund einer Salzeinwirkung durch den Winterdienst. Bei den Untersuchungen zeigte sich auch, dass ein Rückhalt von MKW als Schwimmstoff nur bei Systemen mit einem ausreichenden Speichervolumen in Verbindung mit einer Tauchwand sowie aufgrund eines entsprechenden Filters zu erwarten ist [Werker et al., 2011].

Die dezentralen Behandlungsanlagen zeigten bei in-situ-Untersuchungen über einen Zeitraum von einem Jahr insgesamt ein hohes Maß an Zuverlässigkeit. Parallel wurde festgestellt, dass eine entsprechende Kontrolle, Reinigung und Wartung durch das Betriebspersonal notwendig ist. Es wurden Aussagen zur möglichen Standzeit und Festlegung von Kontroll-, Wartungs- und Reinigungsintervallen abgeleitet.

In der Gegenüberstellung mit der Bewertung für das Regenklärbecken als zentrale Referenzanlage konnte für jede der untersuchten dezentralen Behandlungsanlagen die Vergleichbarkeit nach den betrieblichen Gesichtspunkten Hydraulik, Rückhaltevermögen und Wartung bestätigt werden. Hinsichtlich des Stoffrückhaltes der untersuchten Stoffparameter AFS, Kupfer, Zink und MKW wurde die Gleichwertigkeit der betrachteten dezentralen Systeme mit der zentralen Behandlungsanlage (Regenklärbecken) eindeutig festgestellt [Werker et al., 2011].

2.3.2 Wasserrechtliche Genehmigung dezentraler Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung

Nach § 58 Abs. 2 des LWG müssen Bau und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen durch die zuständige Wasserbehörde genehmigt werden, sofern diese nicht eine bauaufsichtliche Zulassung des Deutschen Institutes für Bautechnik (DIBt) aufweisen.

Diese Zulassungen, die Aussagen zu den Leistungen und Einsatzbedingungen der jeweiligen Anlage enthalten, entlasten sowohl die Kommunen bei der Antragsstellung als auch die Behörden bei der Genehmigung. Bei Vorlage einer bauaufsichtlichen Zulassung durch das DIBt, einer Bauartzulassung oder einer Genehmigung durch die zuständige Behörde nach § 58 Abs. 2 LWG ist durch den Antragsteller i. d. R. eine zusätzliche wasserrechtliche Erlaubnis nach § 8 WHG (bei Direkteinleitung in ein Gewässer) zu beantragen. Das Erfordernis eines Wasserrechts ist mit der zuständigen Behörde abzustimmen.

Für eine bauaufsichtliche Zulassung sind jedoch wasserrechtliche Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagswasser in das Gewässer erforderlich. Momentan ist diese Voraussetzung jedoch nicht gegeben. Derzeit werden durch das DIBt nur Abwasserbehandlungsanlagen von Kfz-Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung zugelassen [DIBt, 2012; DIBt, 2015]. Hierbei sind die Anforderungen aus den bodenschutzrechtlichen Regelungen zum Schutz des Bodens und des Grundwassers zu berücksichtigen.

Anhand technischer Beschreibungen und Zeichnungen sowie durch Laboruntersuchungen wird geprüft, ob die dezentrale Behandlungsanlage die notwendigen Anforderungen erfüllt. Grundsätze des Prüfungsverfahrens als Grundlage zur bauaufsichtlichen Zulassung für standardisierbare Anlagen wurden während verschiedener Forschungsprojekte entwickelt [Werker et al., 2011; DWA, 2010] und sind bereits im Entwurf „Zulassungsgrundsätze Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“ [DIBt, 2015] eingeflossen. Die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens gewonnenen Erkenntnisse können ebenfalls dazu beitragen, das Prüfungsverfahren weiterzuentwickeln.

2.4 Umweltverhalten von organischen Spurenstoffen

Organische Stoffe aus Verkehrsflächenabflüssen können zusammen mit Schwermetallen über verschiedene Wege in die Umwelt gelangen. Abbildung 1 fasst die Quellen der Stoffe aus Abflüssen befestigter Flächen sowie deren Transportpfade und Senken in der Umwelt zusammen.

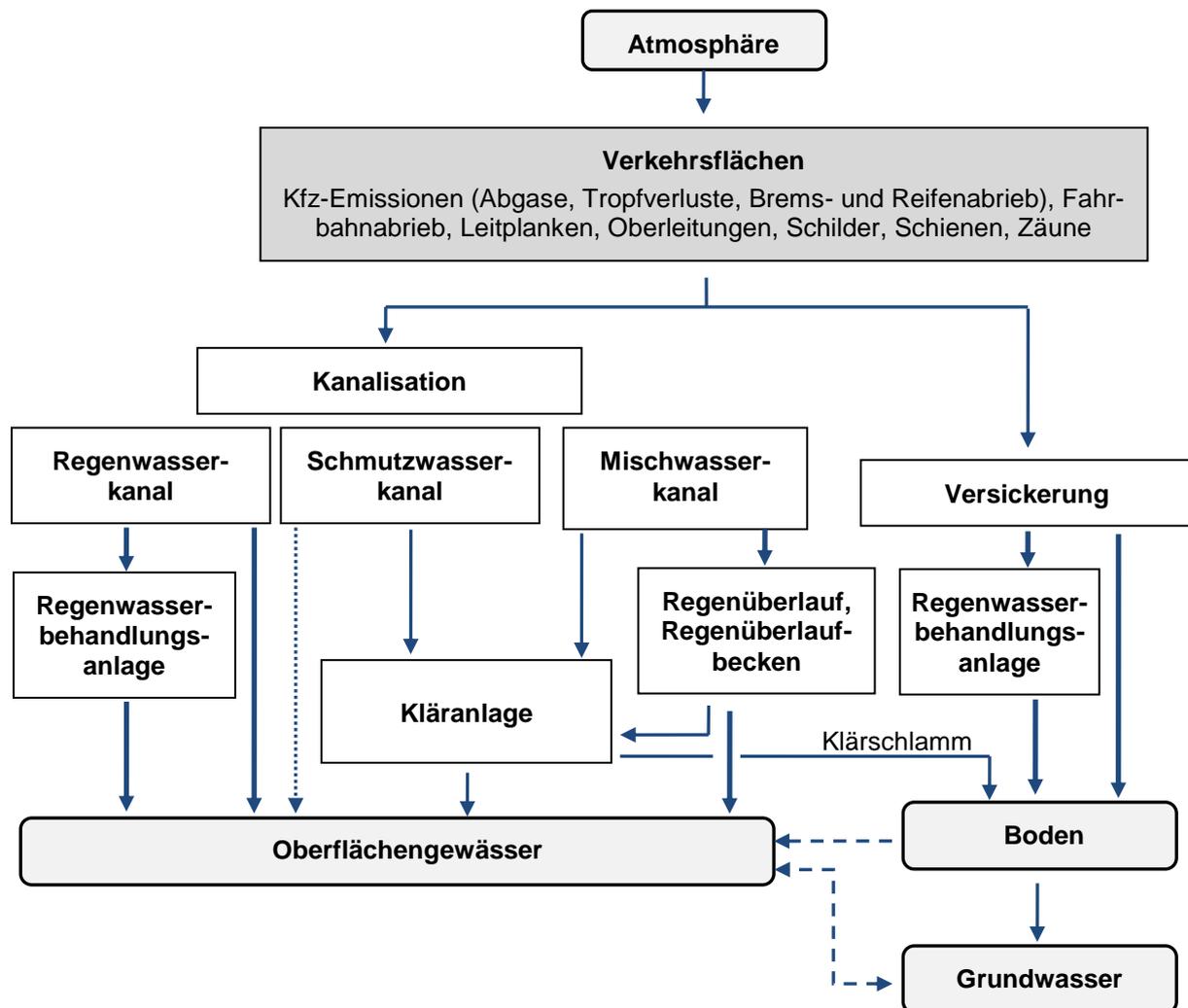


Abbildung 1: Quellen für Schadstoffe aus Abflüssen befestigter Flächen sowie deren Transportpfade und Senken in der Umwelt [nach Helmreich, 2010].

Wie in Abbildung 1 dargestellt, gelangt ein Teil der von befestigten Flächen abgeschwemmten Stoffe durch Versickerung in den Boden. Dort können die Stoffe teilweise verbleiben, abgebaut werden oder sie gelangen in die Grund- und Oberflächengewässer.

Ein weiterer Transportpfad ist die Kanalisation. Es wird zwischen Trenn- und Mischsystem unterschieden. Beim Mischsystem werden die Niederschlagsabflüsse befestigter Flächen zusammen mit dem Schmutzwasser zur Kläranlage transportiert. In der Kläranlage können aber einige Stoffe aufgrund ihrer Löslichkeit und Persistenz weder durch Sorption an den Schlamm noch durch Abbauprozesse aus dem Abwasser entfernt werden. Sie werden mit dem Kläranlagenablauf in die Oberflächengewässer transportiert. Mischwasserentlastungen stellen einen weiteren Eintragungspfad in die Oberflächengewässer dar.

Im Trennsystem werden Schadstoffe aus Niederschlagsabflüssen durch Regenwasserkanäle direkt in Oberflächengewässer geleitet. Gegebenenfalls wird ein Teil der partikulär gebundenen Stoffe durch eine vorgeschaltete Regenwasserbehandlungsanlage entfernt, wobei gelöste Stoffe in die Oberflächengewässer gelangen [Grapentine et al., 2008; Hengren et al.; 2010; Kayhanian et al., 2012a].

PAK und MKW werden überwiegend partikulär transportiert [Starzec et al., 2005; Faram et al., 2007; Zhao et al., 2008; Sébastien et al., 2014]. Es kann von einem guten Rückhalt in Kläranlagen durch Sorption an den Klärschlamm ausgegangen werden [Welker, 2004]. MTBE und ETBE werden hingegen als sehr mobil und schwer abbaubar eingestuft [Brauch und Baus, 2007]. Der Rückhalt beim Klärprozess liegt nur bei 38-50 % [Kolb, 2004]. PSBM sind ebenfalls zum Teil als sehr mobil eingestuft. Sie besitzen ein schlechtes Sorptionsverhalten an den Klärschlamm und eine geringe biologische Abbaubarkeit. Aus diesem schlechten Rückhaltvermögen resultiert die Notwendigkeit einer Behandlung von belasteten Verkehrsflächenabflüssen.

Gelangen organische Stoffe mit Niederschlagsabflüssen in den Boden, so verteilt sich der jeweilige Stoff zunächst auf die drei Phasen Bodenlösung, Bodenluft und Feststoff. Befindet er sich an der Erdoberfläche, so kann er unter Umständen durch Photolyse abgebaut werden oder durch Verflüchtigung in die Atmosphäre gelangen. Auch die Aufnahme durch Pflanzen bewirkt, dass organische Stoffe dem Boden-Grundwasser-System entzogen werden.

Die Adsorption von organischen Stoffen in Böden erfolgt vor allem durch die organische Substanz der Böden [Means et al., 1980; Dzombak und Luthy, 1984]. Die Wirksamkeit in Bezug auf den Rückhalt der meisten gelösten organischen Stoffe in der ungesättigten Bodenzone wird von *Ottow* (1992) wie folgt angegeben:

Huminstoffe >> Tonminerale > Sesquioxide

Grund für die hohe Adsorptionskapazität der Huminstoffe gegenüber vielen organischen Stoffen ist die große spezifische Oberfläche wie auch die Vielzahl an funktionellen Gruppen. Die Anlagerung der meisten organischen Stoffe an die Huminstoffe erfolgt unspezifisch [Ottow, 1992]. Es bilden sich primär van-der-Waals-Wechselwirkungen aus. Zum Teil werden aber auch spezifische Adsorption durch Wasserstoffbrückenbindungen und kovalente bzw. ionische Bindungen eingegangen.

Bezüglich der Adsorptionskapazität besteht eine enge Beziehung zwischen Sorptionskoeffizienten nach Freundlich (K_F -Wert) und dem Gehalt an organischer Substanz im Boden. Die K_F -Werte der jeweiligen organischen Stoffe werden mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Relation gesetzt. Es ergibt sich der errechnete Sorptionskoeffizient nach Freundlich für organische Stoffe (K_{OC}):

$$K_{OC} = \frac{K_F}{C_{org}} \cdot 100 \quad (1)$$

K_{OC}	(mg/g) (l/mg) ^{1/n}	Sorptionskoeffizient nach Freundlich für organische Stoffe
K_F	(mg/g) (l/mg) ^{1/n}	Sorptionskoeffizienten nach Freundlich
C_{org}	%	Gehalt an organischem Kohlenstoff

Bei organischen Stoffen, die undissoziiert vorliegen, wie beispielsweise PAK, unterliegen die K_{OC} -Werte nur geringen Schwankungen. Sie können daher als gutes Maß für Böden zum Rückhalt dieser Stoffe angesehen werden. Die K_{OC} -Werte für einige höherkondensierte PAK liegen bei > 50.000 .

Die K_{OC} -Werte organischer Stoffe korrelieren mit ihrer Wasserlöslichkeit. Mit abnehmender Wasserlöslichkeit steigt der K_{OC} . Beispielsweise nimmt die Wasserlöslichkeit bei PAK mit zunehmender Ringanzahl ab, der K_{OC} entsprechend zu. Daher werden PAK rasch in Böden sorbiert [Wilcke, 2000, Ahn et al., 2007]. PAK akkumulieren bevorzugt an Böden mit hohem Anteil an organischer Substanz [Wilcke, 2000].

Der adsorbierte Anteil an organischen Schadstoffen befindet sich weitgehend in einem vor mikrobiellem Abbau wie auch vor Auswaschungen und Aufnahme durch Pflanzen geschützten Zustand. Daher werden persistente organische Stoffe, wie PAK, bei starker Adsorption in Böden akkumuliert. Ist die Adsorptionsleistung des Bodens jedoch gering, werden sie mit dem Sickerwasser in Grund- und Oberflächenwässer verfrachtet.

Ob PAK pflanzenverfügbar sind, hängt weitgehend von der Anzahl aromatischer Ringe im Molekül ab. Sie ist aber im Wesentlichen gering [Wilcke, 2000]. PAK mit zwei bis drei Ringen können von Wurzeln aufgenommen werden [Widdowson et al., 2005]. Erhöhte mikrobielle Aktivität sowie Veränderung der Bodenreaktionen und der Elektrolytkonzentrationen können eine Remobilisierung bewirken. Die Abbaubarkeit der PAK durch Mikroorganismen nimmt mit zunehmender Ringanzahl ab. Bakterien der Gattungen *Pseudomonas* und *Flavobacterium* können Naphthalin und Phenanthren vollständig abbauen. Höher kondensierte PAK mit mehr als fünf Ringen werden nicht mehr abgebaut [Wilcke, 2000; Widdowson et al., 2005].

Obwohl PAK rasch und fest im Boden sorbiert werden, werden sie auch in tieferen Bodenschichten gefunden [Wild und Jones, 1995]. Jones et al. (1989) schätzen die Auswaschrates mit $0,009$ bis $0,14 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. Die Auswaschrates ist dabei unabhängig vom Molekulargewicht.

Grund für die Mobilität der PAK im Boden ist die Assoziation mit gelöster organischer Substanz (DOM) [Gauthier et al., 1987; Maxin und Kögel-Knabner, 1995; Chin et al., 1997] (siehe Abbildung 2).

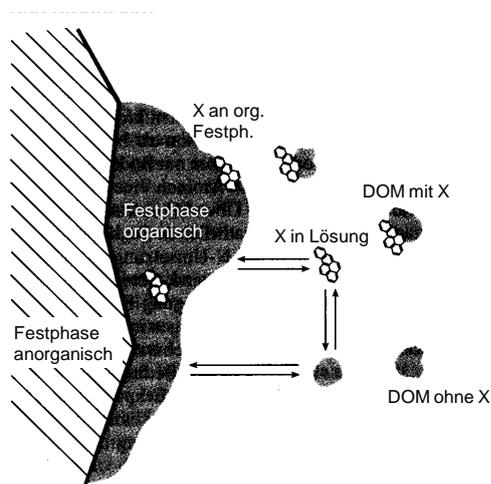


Abbildung 2: Verteilung hydrophober organischer Schadstoffe (X) im Dreiphasensystem zwischen Festphase (organisch und anorganisch), Lösung und DOM [nach Marscher, 1999]

DOM kann als Träger fungieren und damit die Mobilität bzw. Verlagerbarkeit der PAK mit der Bodenlösung durch die Oberbodenzone fördern. Die Sorption an DOM ist genau wie die Sorption an Huminstoffe im Boden, ein reversibler, schneller, linearer Prozess. Der Transport der PAK mit DOM ist jedoch stark pH-Wert abhängig [Wilcke, 2000].

2.4.1 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK gehören aufgrund ihrer signifikanten ökotoxischen und humantoxischen Wirkungen zu den relevantesten Stoffgruppen in Umweltmatrices und werden daher in fast allen rechtlichen Regelungen aufgeführt [BBodSchV, 1999; WRRL, 2000; TrinkwV, 2001]. Insbesondere das Benzo[a]pyren, bei dem von einer reproduktionstoxischen und mutagenen Wirkung am Menschen ausgegangen werden muss, wird als Leitsubstanz genannt. In Oberflächengewässern reichern sich PAK in Biofilmen an, wodurch sie in den biotischen Stoffkreislauf gelangen und dort negative Wirkungen verursachen können [Fuchs, 1997; Mesquita et al., 2014; Zgheib et al., 2012].

PAK entstehen vorwiegend bei unvollständigen Verbrennungsvorgängen organischen Materials (z. B. Verbrennungsmotoren, Hausfeuerungen) und werden dadurch in der Atmosphäre gasförmig verbreitet. An Staubpartikeln gebunden erfolgt der Eintrag auf die Verkehrsfläche über die Luft oder den Niederschlag. Neben dem indirekten Eintrag können PAK auch direkt in Form von Fluiden beispielsweise infolge von Tropfverlusten auf Verkehrsflächen sowie in deren Niederschlagsabflüsse gelangen. Des Weiteren kommen noch andere verkehrsbedingte Einträge, wie Reifen- und Bremsabrieb, hinzu. In einer Untersuchung wird der verkehrsbedingte Anteil auf ca. 5 g PAK/ha geschätzt und macht somit etwa 43 % der gesamten PAK-Belastung in Verkehrsflächenabflüssen aus [Fuchs et al., 2010].

Aus den etwa hundert auftretenden Einzelverbindungen werden zur Bestimmung der Summenparameter PAK mehrere verhältnismäßig leicht nachweisbare Einzelsubstanzen ausgewählt. Die US EPA (Environmental Protection Agency) listet 16 Verbindungen als "priority pollutants" auf. Diese repräsentieren das breite Spektrum der chemischen und physikalischen Eigenschaften dieser Stoffklasse. Anthracen, Fluoranthen und Naphthalin sind in die WGK 2 (wassergefährdend), Benzo[a]pyren, Benzo[b]fluoranthen und Benzo[k]fluoranthen in die WGK 3 (stark wassergefährdend) eingestuft.

Vorgaben hinsichtlich der PAK-Belastung in Oberflächengewässern gibt es für den Summenparameter PAK nicht. Vereinzelt liegen diese für Einzelstoffe wie Benzo[a]pyren vor. Sofern ein Oberflächengewässer zur Trinkwassernutzung herangezogen wird, liegen Vorgaben für die Summe der PAK vor, allerdings nur mit Bezug auf die Summe von 4-6 Verbindungen und nicht als die EPA-Summe von 16 Verbindungen.

Tabelle 2 gibt einen Auszug aus literaturbasierten Daten zu PAK in Verkehrsflächenabflüssen.

Tabelle 2: PAK-Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen aus der Literatur und rechtliche Anforderungen

Bezeichnung	min. (µg/l)	Mittelwert (µg/l)	max. (µg/l)	Bestimmungsmethode	Literatur
Autobahn (240.000 Kfz/d)	18,3	18,3	18,3	PAK EPA ¹⁾	Measho und Fürhacker, 2012
4-spurige Straße, ca. 25.000 Kfz/d	-	0,32	-	-	Sommer et al., 2011
Gemeindeverbindungsstraße, ca. 7.500 Kfz/d	0,127	0,94	3,02	-	Nadler und Meißner, 2009
Auswertung verschiedener Quellen	0,13	2,81	13,5	-	Dobner und Holthuis, 2007
Straße, ca. 57.000 Kfz/d	0,05	0,49	1,27	PAK EPA ¹⁾	Hilliges, 2007
Gemeindeverbindungsstraße	0,26	-	0,56	PAK EPA ¹⁾	Schipper et al., 2007
Autobahn	-	1,9	-	6 PAK	Sommer, 2007
Hochbelastete Verkehrsflächen	0,24	-	17,10	PAK EPA ¹⁾	Dierkes et al., 2006
Straße, ca. 17.000 Kfz/d	-	1,37	3,21	-	Langbein et al., 2006
Autobahn, ca. 25.300 Kfz/d bis 73.300 Kfz/d	1,3	-	13,1	PAK EPA ¹⁾	Aryal et al., 2005
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	<0,001	0,102	0,471	6 PAK	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	<0,001	0,058	0,364	6 PAK	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	0,0043	0,198	1,249	6 PAK	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Autobahn	-	3	-	-	Boller, 2004
Parkplatz Garbsen, Lkw-Stellplätze	0,08	1,28	14,6	PAK EPA ¹⁾	Grotehusmann und Kasting, 2002
Parkplatz Garbsen, Pkw-Stellplätze	0,05	0,52	7,99	PAK EPA ¹⁾	Grotehusmann und Kasting, 2002
Parkplatz Allertal	0,05	0,69	3,39	PAK EPA ¹⁾	Grotehusmann und Kasting, 2002
Autobahn A6 (47.000 Kfz/d)	-	2,97	-	-	Stotz, 1987
Auswertung verschiedener Messprogramme	4,4	5,19	5,98	PAK EPA ¹⁾	Kasting, 2002
Prüfwert zur Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser		0,2		15 PAK ²⁾	BBodSchV, 1999
Prüfwert Grundwasser		0,2		15 PAK ²⁾	Mantel-Verordnung, 2015

Geringfügigkeits- schwellenwert (2004) für das Grundwasser	0,2	15 PAK ²⁾	LAWA, 2004
Zielvorgaben für PAK im Wasser	0,1	4 PAK ³⁾	IKSR, 1997
Grenzwerte für chemische Parameter im Wasser für menschlichen Gebrauch	0,1	4 PAK ⁴⁾	TrinkwV, 2001

1) Die EPA listet die folgenden 16 Verbindungen als "priority pollutants" auf: Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Benzo(ghi)perylen, Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Dibenzo(a,h)anthracen, Fluoren, Naphthalin, Phenanthren und Pyren.

2) PAK, gesamt: Summe der PAK ohne Naphthalin und Methylnaphthalin; in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US-EPA ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z. B. Chinoline).

3) IKSR: Internationale Kommission zum Schutz des Rheins; je 0,1 µg/l je vier Verbindungen.

4) Summe der nachgewiesenen und mengenmäßig bestimmten nachfolgenden Stoffe: Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren.

Untersuchungen zeigen, dass der PAK-Ausstoß bei häufigem Anfahren und Beschleunigen und bei Tempowechseln wesentlich größer ist als bei konstanter Fahrweise [Joneck und Prinz, 1996]. Hieraus resultieren PAK-Ausstöße in urbanen Gebieten, die teilweise deutlich höher sind als auf Autobahnen. Hinzu kommt ein zusätzlicher Ausstoß im dichtbesiedelten Bereich durch Hausfeuerungen.

PAK werden vornehmlich an Partikel sorbiert transportiert (ca. 90 %) und sind hierbei primär an der schlecht absetzbaren Feststofffraktion von 6 bis 60 µm gebunden [Wang et al., 2010; Haritopoulou, 1996]. Das gilt vor allem für die höher molekularen Verbindungen. *Lau und Stenstrom* (2005) ermitteln ebenfalls die Fraktion kleiner 100 µm als die für den Transport der PAK wichtigste Partikelfraktion. Die gelöste Fraktion, in der sich vorwiegend die Einzelverbindungen Fluoren und Phenanthren wiederfinden, spielt eine größere Rolle bei den niedermolekularen Verbindungen [Wachter und Herrmann, 2002]. Für die PAK kann aber insgesamt im Medium Wasser von einem überwiegend an Partikeln gebundenen Transport ausgegangen werden [Crabtree et al., 2008]. Untersuchungen zeigen ein deutliches first-flush-Verhalten [Hoffmann et al., 1984; Nadler und Meißner, 2007]. Tabelle 3 gibt einen Überblick über gemessene PAK-Belastungen von Straßensedimenten.

PAK-Verbindungen gelten als sehr lipophil und weisen eine geringe Wasserlöslichkeit sowie Flüchtigkeit auf. Allerdings schwanken diese Werte je nach Einzelverbindung. Sie assoziieren bevorzugt mit organischen Substanzen [Striebel et al., 1994]. Bedingt durch ihre hohe Molekülmasse sind sie relativ schwerflüchtig. In Abhängigkeit von ihrer Struktur und der Zahl der Benzolringe sind sie meist toxisch und/oder kanzerogen.

Entsprechend ihren Stoffeigenschaften wird von einer hohen Anreicherungsfähigkeit in verschiedenen Umweltmedien ausgegangen. Zur Erfassung eventueller langzeitiger Wirkungen auf Organismen in Oberflächengewässer kann der sog. BCF-Faktor herangezogen werden. Dieser liegt für das Benzo[a]pyren in Abhängigkeit vom jeweiligen Organismus sehr hoch (480 bis 10.000) und weist auf die hohe Anreicherungsfähigkeit dieser Substanzgruppe in

aquatischen Organismen hin [Römpp, 2000]. Ferner zeigen Untersuchungen in der aquatischen Umwelt endokrine Effekte von PAK-Verbindungen an [Wright und Welborn, 2002].

Biotischer und abiotischer Abbau der PAK sind stark strukturabhängig. Sie unterscheiden sich hinsichtlich ihrer biologischen Abbaubarkeit und ihrer Persistenz deutlich voneinander [Yuan et al., 2000; Yuan et al., 2001]. Die PAK zählen zur Stoffgruppe der so genannten persistenten organischen Schadstoffe (Persistent Organic Pollutants – POP). Die hydrophobe Natur der PAK spielt eine Schlüsselrolle bei der Persistenz in aquatischen Systemen [Ahn et al., 2007; Heim et al., 2006]. Dies gilt auch für den photolytischen Abbau; so ist z. B. Fluoranthen photolysestabil, Benzo[a]pyren dagegen nicht.

Wie zuvor erwähnt, weisen PAK lipophile bzw. hydrophobe Eigenschaften auf und adsorbieren leicht an Bodenpartikel. Hierbei nimmt die Mobilität mit steigender Ringzahl ab. PAK können in das Grundwasser gelangen, wenn sie – adsorbiert an Kolloiden – mit dem Sickerwasser verfrachtet werden oder wenn Tenside bzw. Lösungsvermittler im Boden vorliegen [Nadler und Meißner, 2007].

Tabelle 3: PAK-Gehalte in Straßensedimenten aus der Literatur

Bezeichnung	min. (mg/g)	Mittelwert (µg/g)	max. (mg/g)	Bestimmungsmethode	Literatur
50.000 Kfz/d	8,7	-	105,4	PAK EPA ¹⁾	Aryal et al., 2011
3.000 Kfz/d bis 110.000 Kfz/d	0,27	-	1,3	PAK EPA ¹⁾	Wang et al., 2010
Autobahn A113, 140.000 Kfz/d	-	17,4	-	PAK EPA ¹⁾	Grotehusmann und Kasting, 2009
Autobahn A3, 156.000 Kfz/d	-	6,7	-	PAK EPA ¹⁾	Grotehusmann und Kasting, 2009
Autobahn, 92.700 Kfz/d	31	56	64	18 PAK ²⁾	Murikami et al., 2008
Hauptstraße	-	71	-	PAK EPA ¹⁾	Zhao et al., 2008
Straße mit mittlerer Verkehrsbelastung	5	-	55	-	Faram et al., 2007
Autobahn, 25.300 Kfz/d bis 73.300 Kfz/d	16	49	84	PAK EPA ¹⁾	Aryal et al., 2005
26.700 Kfz/d bis 50.800 Kfz/d	0,1	1,4	3,8	PAK EPA ¹⁾	Lau und Stenstrom, 2005

1) Die EPA listet die folgenden 16 Verbindungen als "priority pollutants" auf: Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Benzo(ghi)perylene, Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Dibenzo(a,h)anthracen, Fluoren, Naphthalin, Phenanthren und Pyren.

2) 18 PAK wurden quantifiziert: phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), 3-methylphenanthrene (3MP), 2-methylphenanthrene (2MP), 9-methylphenanthrene (9MP), 1-methylphenanthrene (1MP), fluoranthene (Fluo), pyrene (Py), benzo(a)anthracene (B(a)A), chrysene (Chr), benzofluoranthene (BF); benzo(b)fluoranthene + benzo(k)fluoranthene+ benzo(j)fluoranthene, benzo(e)pyrene (B(e)P), benzo(a)pyrene (B(a)P), perylene (Pery), indeno(1,2,3-cd)pyrene (IP) und benzo(ghi)perylene (B(ghi)P).

3) PAK, gesamt: Summe der PAK ohne Naphthalin und Methylnaphthalin; in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US-EPA ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z. B. Chino-line).

2.4.2 Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)

MKW als Bestandteile des Erdöls gelangen hauptsächlich durch Tropfverluste von Kraftstoffen (Benzin und Diesel), Schmiermitteln und Öl auf Verkehrsflächen. Im Gegensatz zu Diesel (auch Heizöl) mit längerkettigen Alkanen (C₉-C₁₇) überwiegen im Benzin kürzerkettige Alkane (C₅-C₁₂), Aromaten sowie MTBE. Da die Bestimmung der Vielzahl von Einzelverbindungen der MKW mit hohem Aufwand verbunden ist, werden MKW als Summenparameter bestimmt.

Die Messung der MKW konnte bis zum Jahr 2005 nach der DEV-H18-Methode [DIN 38409, 1981] durchgeführt werden. Hierbei erfolgte die Extraktion der Kohlenwasserstoffe aus Wassermatrizes mittels eines fluorhaltigen Extraktionsmittels. Infolge des aus Sicht des Umweltschutzes bedenklichen Einsatzes fluorhaltiger Extraktionsmittel sowie aufgrund von Problemen mit der Bestimmungsgrenze wurde etwa ab 2001 als Ersatzmethode der Kohlenwasserstoff-Index [DIN EN ISO 9377-2, 2001] eingeführt. Die neue Methode nach DEV-H53 verwendet zur Detektion die Gaschromatographie, die das Auffinden von Einzelsubstanzen ermöglicht. Bei der alten DEV-H18-Methode erfolgte die Detektion mittels Infrarotspektrometer, wodurch auch Anteile der biogenen Fraktion mit erfasst wurden. Die Ergebnisse beider Methoden sind daher aus analytischer Sicht nicht direkt miteinander vergleichbar [Welker, 2004]. Tendenziell lässt sich bei aller Unterschiedlichkeit der Analysemethoden sagen, dass die neueren Methoden zu niedrigeren Befunden führen, da sie spezifischer mineralölbürtige Substanzen der Kohlenwasserstoffe bzw. lediglich Teilfraktion der MKW (Alkane bestimmter Kettenlänge C₁₀-C₄₀) detektieren [DWA, 2010].

Tabelle 4: MKW-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur und rechtliche Anforderungen

Bezeichnung	Min. (mg/l)	Mittelwert (mg/l)	max. (mg/l)	Bestimmungsmethode	Literatur
Autobahn (240.000 Kfz/d)	3,0	3,0	3,0	-	Measho und Fürhacker, 2012
4-spurige Straße, ca. 25.000 Kfz/d	-	1,4	-	-	Sommer et al., 2011
Auswertung verschiedener Quellen	-	1,78	6,27	-	Dobner und Holthuis, 2007
Autobahn	-	0,3	-	H53	Sommer, 2007
Hochbelastete Verkehrsflächen	0,51	-	6,50	-	Dierkes et al., 2006
Straße, ca. 17.000 Kfz/d	-	1,46	1,90	-	Langbein et al., 2006
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	<0,05	0,036	0,63	H18	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	<0,05	0,194	3,1	H18	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	<0,05	0,205	3,2	H18	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Parkplatz Garbsen, Lkw-Stellplätze	0,7	2,6	21,0	H18	Grotehusmann und Kasting, 2002

Parkplatz Garbsen, Pkw-Stellplätze	0,1	0,8	7,6	H18	Grotehusmann und Kasting, 2002
Parkplatz Allertal	0,2	1,7	6,1	H18	Grotehusmann und Kasting, 2002
Parkplatz Garbsen, Lkw-Stellplätze	0,2	0,7	2,9	H53	Grotehusmann und Kasting, 2002
Parkplatz Garbsen, Pkw-Stellplätze	0,1	0,3	3,2	H53	Grotehusmann und Kasting, 2002
Parkplatz Allertal	<0,1	0,6	7,3	H53	Grotehusmann und Kasting, 2002
Auswertung verschiedener Messprogramme	0,005	1,44	7,02	H18	Kasting, 2002
Autobahn A6 (47.000 Kfz/d)	-	5,51	-	H18	Stotz, 1987
Autobahn A81 (41.000 Kfz/d)	-	7,02	-	H18	Stotz, 1987
Prüfwert zur Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser		0,2¹⁾			BBodSchV, 1999
Geringfügigkeits-schwellenwert (2004) für das Grundwasser		0,1			LAWA, 2004

1) n-Alkane (C₁₀-C₃₀), Isoalkane und aromatische Kohlenwasserstoffe

Die Tabelle 4 gibt einen Überblick über Untersuchungsergebnisse zu Belastungen durch MKW in Verkehrsflächenabflüssen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in einer Vielzahl der Veröffentlichungen überwiegend die alte DEV-H18-Methode angewendet wurde, wodurch der Vergleich mit aktuellen Messdaten nicht direkt möglich ist. Oder es finden sich keine genauen Angaben zur verwendeten Analyseverfahren, was eine Bewertung der Ergebnisse ebenfalls erschwert.

Viele Untersuchungen zu Belastungen durch MKW in Niederschlagswasserabflüssen belegen übereinstimmend, dass MKW primär partikulär gebunden transportiert werden. MKW reichern sich bevorzugt an kleinen Partikeln an [Faram et al., 2007], da diese eine größere spezifische Oberfläche aufweisen [Michelsbach und Wöhrle, 1994]. Hoffmann et al. (1982) geht davon aus, dass sich der überwiegende Teil in der absetzbaren Fraktion befindet und somit durch Sedimentation entfernbar ist. Dagegen vermuten Xanthopoulos und Hahn (1993) die MKW-Belastungen in Straßenabflüssen überwiegend innerhalb der sehr feinen – also schwer absetzbaren – Kornfraktionen.

Die Tabelle 5 gibt einen Überblick über gemessene MKW-Belastungen von Straßensedimenten. Dabei fällt auf, dass gegenüber den PAK deutlich weniger Daten vorhanden sind.

Tabelle 5: MKW-Gehalte in Straßensedimenten aus der Literatur

Bezeichnung	min. (mg/g)	Mittelwert (mg/g)	max. (mg/g)	Bestimmungsmethode	Literatur
Autobahn A113, 140.000 Kfz/d	-	6,3	-	H53	Grotehusmann und Kasting, 2009
Autobahn A3, 156.000 Kfz/d	-	6,0	-	H53	Grotehusmann und Kasting, 2009
Straße mit mittlerer Verkehrsbelastung	-	5	-	-	Faram et al., 2007
3 Straßen	0,2	0,6	9,1	-	Moilleron et al., 2002
Verschiedene 1 bis 3-spurige Straßen	1	5,9*	26,5	-	Gromaire-Mertz et al., 1999

* Median

Hierbei zeigen die Konzentrationsganglinien von Niederschlagsabflüssen, dass vor allem der Transport partikelgebundener Schadstoffparameter einer ausgeprägten Dynamik mit deutlichem first-flush-Verhalten unterliegt [Kumata et al., 2000; Egodawatta und Goonetilleke, 2008]. Andererseits gibt es Untersuchungen, die nach Auswertung der Messreihen zu dem Schluss kommen, dass MKW wiederum keinen ausgeprägten first-flush aufweisen [Langbein et al., 2006].

MKW sind gekennzeichnet durch eine geringe Löslichkeit in Wasser. Ab einer Kettenlänge von C₁₀ sind sie praktisch nicht mehr in Wasser löslich. Hinsichtlich humantoxischer Effekte kann bei vielen Einzelsubstanzen der MKW von einer geringen Relevanz ausgegangen werden. Ausnahmen bilden einige flüchtige Verbindungen wie n-Hexan, die bei hohen Konzentrationen nervenschädigend wirken können. Andere mögliche humantoxische Wirkungen lassen sich vom Begleitstoff Benzol ableiten [Welker, 2004]. Für die Wirkpfade Boden-Grundwasser/Trinkwasser sind vor allem geschmackliche (Geschmacksschwellenwert 10 bis 100 µg/l) und olfaktorische Gründe für die Festlegung von Grenz- bzw. Richtwerten verantwortlich.

Nach Scheffer und Schachtschabel (1992) wird das Verhalten der MKW im Boden u. a. vom Dampfdruck, Persistenz, Viskosität und Sorptionsverhalten bestimmt. Der Dampfdruck aliphatische Kohlenwasserstoffe nimmt mit steigender Kettenlänge ab, sodass höher siedende Alkane (oberhalb C₁₅) kaum noch verdampfen. Ebenfalls abhängig von der Kettenlänge der Kohlenwasserstoffe ist deren biologische Abbaubarkeit. Ein schlechter biologischer Abbau in Verbindung mit geringer Wasserlöslichkeit und niedrigem Dampfdruck führen zu hohen Rückstandsgehalten im Boden [Dobner und Holthuis, 2007]. Diese Persistenz langkettiger Kohlenwasserstoffe resultiert auch aus einer bevorzugten hydrophoben Bindung an Bodenbestandteilen, sodass sie der wässrigen Bodenlösung weitestgehend entzogen sowie die Transportprozesse und der biologische Abbau eingeschränkt sind [Blume, 2005].

MKW können in Oberflächengewässern ein Sauerstoffdefizit hervorrufen, indem sie den Gasaustausch in der Wasser/Luft-Phase verhindern. Durch die anschließende CO₂-

Anreicherung findet eine Versauerung der Zellflüssigkeit statt. Des Weiteren kann unter bestimmten Bedingungen die Sauerstoffaufnahme von Wasserorganismen durch ein Verkleben der Atemorgane durch MKW verhindert werden. Neben den indirekten Wirkungen können einige wasserlösliche Anteile sowie entstehende Metaboliten direkt toxisch wirken [Bliefert, 2002; Pagotto et al., 1999]. *Revitt et al.* [2014] betrachten die MKW als resistenten und damit für die Niederschlagswasserbehandlung relevanten Schadstoff.

2.4.3 Methyl-*tert*-butylether (MTBE)

Es gibt bisher noch wenige Untersuchungen von MTBE in Verkehrsflächenabflüssen. Tabelle 6 stellt eine Übersicht dar.

MTBE weist mit ca. 50 g/l eine deutlich höhere Wasserlöslichkeit auf als die anderen hier untersuchten organischen Spurenstoffe. Daraus resultiert ein abweichendes Transportverhalten. Im Gegensatz zu PAK und MKW wird MTBE nicht partikelassoziiert, sondern in Wasser gelöst transportiert.

MTBE ist mit herkömmlichen Behandlungstechniken wie Absetzbecken nur schwer rückhaltbar [Anderson, 2000]. Des Weiteren zeigt es eine hohe Resistenz gegenüber einem biologischen Abbau sowie einer chemischen Oxidation [Montgomery-Watson, 1996; Borden et al., 1997]. Sofern doch ein biochemischer Abbau im Boden erfolgt, können auch die Metaboliten TBA (*tert*-Butylalkohol) und TBF (*tert*-Butylformiat) als sekundäre Kontaminanten auftreten [Koch et al., 2002]. Die toxische Wirkung von MTBE ist derzeit noch Gegenstand intensiver Untersuchungen.

Tierversuche ergaben bisher für MTBE lediglich eine geringe chronische Toxizität [Baus et al., 2006]. Akuttoxische Dosen, die deutlich oberhalb der in der Umwelt zu erwartenden und gemessenen Konzentrationen liegen, wurden im Tierversuch bei 3.800 mg/kg Körpergewicht (LD50 für Ratten) [Mancini et al., 2002] bzw. für Süßwasserfische bei Konzentrationen von 340 bis 1.742 mg/l im Wasser (LC50) [Effenberger et al., 2001] festgestellt.

Der weitverbreitete Einsatz von MTBE, seine physikalisch-chemischen Eigenschaften und die unzureichende biologische Abbaubarkeit machen dennoch diesen Stoff zu einem problematischen organischen Schadstoff, sodass MTBE bei der Behandlung von Straßenoberflächenwässern mit zu berücksichtigen ist [Koch et al., 2002]. Einer Abschätzung zufolge ist die Hälfte der europäischen Bevölkerung einer Belastung von 0,1 µg/l MTBE im Trinkwasser ausgesetzt; 0,1 bis 1 % beziehen Wasser mit mehr als 15 µg/l MTBE [Schmidt et al., 2001]. Des Weiteren findet sich MTBE in vielen Flüssen wieder. So war MTBE beispielsweise in 40 % der untersuchten Proben an der Probenahmestelle Esser-Rellinghausen in niedrigen Konzentrationen messbar [Ruhrgütebericht, 2014].

Tabelle 6: MTBE-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur und rechtliche Anforderungen

Bezeichnung	min. (µg/l)	Mittelwert (µg/l)	max. (µg/l)	Literatur
Auswertung verschiedener Quellen	0,13	-	0,21	Hürlimann, 2011
Autobahnen	-	5	21	Clara et al., 2010
Autobahn	-	0,8 ¹⁾	-	Crabtree et al., 2008
Auswertung verschiedener Quellen	0,05	0,4	1,5	Dobner und Holthuis, 2007
Autobahn A113, 140.000 Kfz/d	-	0,18	-	Grotehusmann und Kasting, 2006
Straße, ca. 17.000 Kfz/d	-	0,21	0,46	Langbein et al., 2006
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	<0,025	0,032	0,080	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	<0,025	0,019	0,070	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Autobahn A1, 60.000 Kfz/d	<0,025	0,042	0,210	Geiger-Kaiser und Jäger, 2005
Autobahnen, 24.000 Kfz/d bis 72.000 Kfz/d	-	116	269	Polkowska et al., 2005
Parkplatz Garbsen, Lkw-Stellplätze	<0,01	0,032	0,108	Grotehusmann und Kasting, 2002
Parkplatz Garbsen, Pkw-Stellplätze	<0,01	0,050	0,197	Grotehusmann und Kasting, 2002
Parkplatz Allertal	<0,01	0,073	0,175	Grotehusmann und Kasting, 2002
Prüfwert zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser		-		BBodSchV, 1999
Geringfügigkeitsschwellenwert (2004) für das Grundwasser		15		LAWA, 2004
Prüfwert Grundwasser		15		Mantel-Verordnung, 2015
Geringfügigkeitsschwellenwert (2013) für das Grundwasser		5		Moll und Quadflieg, 2014

1) Nur einmal gemessen in insgesamt 340 Regenereignissen. 339 Proben lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l.

2.4.4 Ethyl-tert-butylether (ETBE)

ETBE stammt wie MTBE in der Atmosphäre stammen überwiegend aus Ottokraftstoffen. Seit 2003 wird MTBE in Europe sukzessive durch ETBE ersetzt. Grund hierfür ist die EU-Richtlinie 203/30/EG zur Förderung von Biokraftstoffen. ETBE gilt als Biokraftstoff, wenn er aus Bioalkohol hergestellt wird [Brauch und Baus, 2007]. Für ETBE wurde ein Geringfügigkeitsschwellenwert (2013) für das Grundwasser von 2,5 µg/l festgesetzt [Moll und Quadflieg, 2014].

2.4.5 Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Eine direkte Wirkung von AFS auf die maßgeblichen Organismen im Gewässer oder Boden ist nicht bekannt. Deshalb fehlen im Unterschied zu vielen anderen Einzelstoffen direkte Wirkkonzentrationsangaben. Indirekt können Feststoffe zur Verstopfung des Lückensystems der Gewässersohle und zur verzögerten Sauerstoffaufnahme beitragen [Michelsbach und Wöhrle, 1994]. Darüber hinaus gelten die Feststoffe als Trägermaterial für viele anorganische (Schwermetalle) und organische (PAK) Schadstoffe in belasteten Niederschlagsabflüssen [Egodawatta und Goonetilleke, 2008]. Eine Anreicherung schadstoffbelasteter Feststoffe im Gewässersediment birgt zusätzlich die Gefahr einer späteren Freisetzung mobiler Schadstofffraktionen [Marsalek et al., 2006].

Die Ermittlung des Feststoffgehaltes in Wassermedien kann auf verschiedene Weise erfolgen. Ein Hauptparameter sind die sogenannten AFS. Ausgehend von diesem Wert können die mineralischen bzw. organischen Anteile bestimmt und Korngrößenverteilungen erstellt werden.

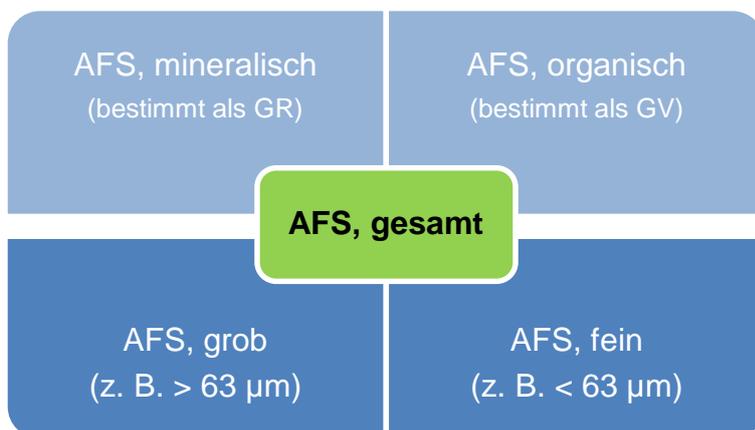


Abbildung 3: Wichtige Feststoffparameter in Niederschlagsabflüssen

Neben dem Gesamtgehalt an Feststoffen in einer Abwasserprobe ist ebenfalls der Anteil an organischen Feststoffsubstanzen häufig ausgedrückt als Glühverlust (GV) von Interesse. Der Glühverlust gibt den Massenverlust an Feststoffen an, der durch den Glühprozess (bei 550 ± 25 °C) infolge Umwandlung von organischem Kohlenstoff in Kohlendioxid entsteht, und kann mit den organischen Substanzen der AFS gleichgesetzt werden [DIN EN 12879 S3a].

Neben der Unterscheidung in organische und anorganische Feststoffanteile können Feststoffe auch hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung unterschieden werden. Insbesondere für die Absetzbarkeit der Feststoffe ist die Korngröße entscheidend. Häufig wird eine Feinfraktion AFS_{fein} definiert, den Grenzbereich zwischen den feinen schlecht oder nicht absetzbaren Schluff- und Tonanteilen sowie den gröberen, sedimentierbaren Sand- und Kiesanteilen kennzeichnet. Viele Untersuchungen verwenden die Korngröße $< 63 \mu\text{m}$ zur Unterscheidung in Fein- und Grobfraktionen.

Niederschlagsabflüsse werden in Abhängigkeit vom Feststoffpotenzial, das bereits auf befestigten Flächen deponiert ist, mit Feststoffen belastet. Die sich daraus ergebende Partikelkon-

zentration schwankt daher in einem sehr großen Wertebereich. Wesentliche Einflussfaktoren sind beispielsweise [ergänzt nach Stein, 2008]:

- Lage, Art, Größe und Nutzung des Einzugsgebietes
- Material- und Belagart der befestigten Fläche
- Dauer und Intensität von Niederschlagsereignissen, Witterung und Jahreszeit
- Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode (zeitabhängige Akkumulation auf Straßenoberfläche)
- Häufigkeit der Straßenreinigung bzw. Reinigung der Straßenabläufe
- Verkehrsbelastung (DTV und Fahrweise/Brems- und Beschleunigungsvorgänge)
- Winterdienst
- Lage und Entfernung zu möglichen Emissionsquellen (Windverfrachtung)
- Untersuchungsmethodik (Probenahme, Filtermaterial etc.)

Im zeitlichen Verlauf von Konzentrationsganglinien in Niederschlagsabflüssen bilden sich unter bestimmten Bedingungen first-flush-Effekte für die AFS-Konzentrationen aus. Zur besseren Bewertung der Behandlung von feststoffreichen Verkehrsflächenabflüssen sind Erkenntnisse zur Verteilung der Feststoffe auf verschiedene Größenfraktionen wichtig. Des Weiteren sollte hierbei das Vorkommen von Schadstoffen innerhalb dieser Fraktionen berücksichtigt werden. Insgesamt existieren nur wenige Untersuchungen zur genauen Verteilung der Schadstoffe an bestimmten Kornfraktionen der partikulären Phase. Jedoch stellen diese übereinstimmend fest, dass bestimmte Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen bevorzugt an bestimmte – vorwiegend feine – Partikelgrößen angelagert wiederzufinden sind [Faram et al., 2007; Lau und Stenstrom, 2005]. Daher ist es einerseits für die Beurteilung des Schadstoffrückhaltes eines dezentralen Behandlungssystems wichtig, das im System zurückgehaltene Feststoffmaterial samt dessen Partikelgrößen zu kennen. Andererseits sollte ein in Versuchen eingesetztes künstliches Feststoffmaterial so gewählt werden, dass es der Korngrößenverteilung der Feststoffe in der Realität weitgehend entspricht und sich hierbei auch an der Verteilung der Schadstoffe orientiert [DWA, 2010].

In Tabelle 7 sind die AFS-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur aufgeführt.

Tabelle 7: AFS-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur

Verkehrsbelastung	min. (mg/l)	Mittelwert (mg/l)	Median (mg/l)	max. (mg/l)	Literatur
4-spurige Straße, ca. 29.600 Kfz/d			181	564	Barjenbruch et al., 2016
hochbelastete Straße, 57.000 Kfz/d	5,9	405		2.440	Hilliges et al., 2013
4-spurige Straße, ca. 25.000 Kfz/d	-	106		-	Sommer et al., 2011
sechsspurige Straße, 45.575 Kfz/d	29	128		278	Camponelli et al., 2010
hochbelastete Straße, 57.000 Kfz/d	18	355		3.165	Helmreich et al., 2010
Gemeindeverbindungsstraße 7.500 Kfz/d	4	37,5		1.378	Nadler und Meißner, 2009
Bundesstraße, 18.000 Kfz/d	-	425	-	-	Dierkes et al., 2008
Autobahn	-	99,5		-	Sommer, 2007
hochbelastete Verkehrsflächen	66	-		937	Dierkes et al., 2005
Auswertung verschiedener Messprogramme	85	155		564	Kasting, 2002
Schwerpunktwert und Vertrauensbereich	60	200		400	DWA, 2010

2.5 Leistungsfähigkeit bestehender dezentraler Regenwasserbehandlungssysteme hinsichtlich des Rückhaltes der organischen Spurenstoffe

Dem Eintrag von organischen Stoffen aus Verkehrsflächenabflüssen in Oberflächengewässer durch das Trenn- oder Mischsystem kann durch dezentrale Behandlungsmaßnahmen entgegen gewirkt werden. In DWA-M 153 (2007) und DWA-A 138 (2005) wird als dezentrale Behandlungsmaßnahme das breitflächige Versickern über eine bewachsene Oberbodenzone vorgeschlagen. In Ballungsräumen mit geringer Freifläche zum Bau solcher Versickerungsflächen bieten sich dezentrale Behandlungsanlagen an. Diese werden vor einer Einleitung oder einer Versickerung platzsparend in die bestehende Regenwasserkanalisation in unmittelbarer Umgebung des Niederschlagswasseranfalls eingebaut.

Wirkmechanismen zur Niederschlagswasserbehandlung					
partikuläre Stoffe		gelöste Stoffe		Leichtflüssigkeiten ungelöste, kolloidale Stoffe	
Feststoffe (AFS) partikulär gebundene Stoffe (PAK, MKW, Schwermetalle)	Filtration Sedimentation biologischer Abbau	PAK (gelöst) MTBE Schwermetalle	Adsorption Ionenaustausch Komplexbildung Fällung biologischer Abbau	MKW PAK	Dichtentrennung Adsorption biologischer Abbau

Abbildung 4: Übersicht über die in dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen nutzbaren Wirkungsmechanismen für ausgewählte Stoffe

Art und Umfang der Behandlung in einer dezentralen Anlage müssen abgestimmt sein auf die Größe und die stoffliche Belastung des jeweiligen Niederschlagswasserabflusses. Dieses enthält ein breites Spektrum an verschiedenen organischen sowie anorganischen Schadstoffen, die unterschiedliche Anforderungen an die jeweiligen erforderlichen Reinigungsmechanismen setzen (Abbildung 4). Daher müssen dezentrale Behandlungssysteme sowohl Partikel als auch gelöste organische und anorganische Stoffe zurückhalten.

Die partikulären Schadstoffe können durch mechanisch-physikalische Behandlungsmaßnahmen wie beispielsweise Sedimentation oder Filtration entfernt werden. Leichtflüssigkeiten können mittels Dichtentrennung (Auftrieb) abgeschieden werden.

Für Flächen mit hohen Konzentrationen an gelösten Schadstoffen im Niederschlagsabfluss (z. B. hochfrequentierte Verkehrsflächen) reicht eine mechanisch-physikalische Behandlungsanlage nicht aus. Weitergehende Anforderungen an die Behandlung von Niederschlagswasser erfordern neben einem mehrstufigen Aufbau den Einsatz von Substraten, die je nach Zusammensetzung mittels unterschiedlicher Wirkungsweisen, wie Fällung, Sorption,

Ionenaustausch und biochemische Umwandlung, in der Lage sind, gelöste und kolloidale Stoffe sowie Feinstoffe zurückzuhalten. Eine Rücklösung von bereits gebundenen bzw. zurückgehaltenen Stoffen unter Auftausalzeinfluss darf keinesfalls erfolgen. Ausgehend von den verschiedenen Behandlungsprinzipien wird ersichtlich, dass realisierte Anlagen aus unterschiedlichen Baugruppen bestehen, die jeweils spezielle Rückhalteleistungen liefern und oftmals nur als gesamtes Anlagenprodukt aufeinander abgestimmt die erforderliche Reinigungsleistung erbringen können [Welker und Huber, 2014].

In den letzten Jahren sind zahlreiche dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse entwickelt und eingebaut worden [Dierkes et al. 2015], die besonders an Stellen eingesetzt, an denen der Platz limitiert ist [Sample et al., 2012]. Eine Produktübersicht kann Tabelle 8 entnommen werden.

Wie in Abbildung 5 dargestellt, lassen sich in Abhängigkeit von der Wahl des Einsatzortes verschiedene Typen unterscheiden. Zu nennen sind wasserdurchlässige Flächenbeläge mit integriertem Schadstoffrückhalt für mäßig belastete Verkehrsflächen [Fach und Geiger, 2003; Dierkes et al., 2006]. Daher finden wasserdurchlässige Flächenbeläge vor allem an Parkplatzflächen ihren Einsatz. Fünf solcher wasserdurchlässigen Flächenbeläge haben bereits eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung des DIBt erhalten (siehe Tabelle 8). Neu entwickelte Flächenbeläge weisen auch eine Erhöhung der Verdunstungsrate im Vergleich zu herkömmlichen Belägen auf [Dierkes und Lucke, 2015].

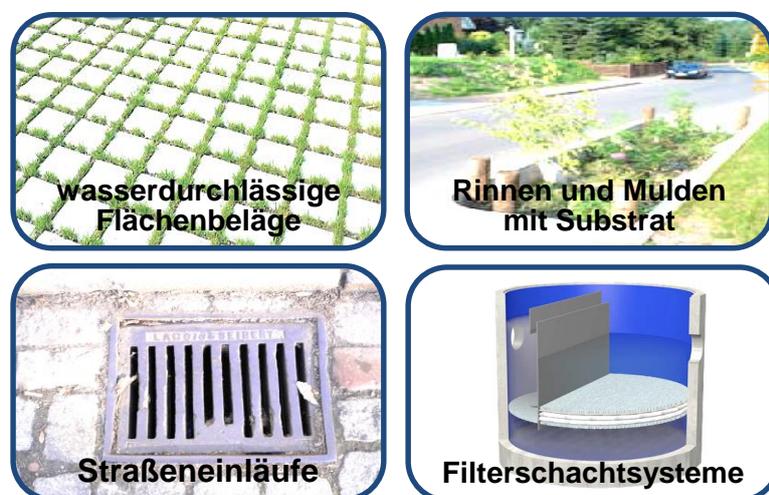


Abbildung 5: Typen dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

Rinnen- und Muldensysteme sammeln das zufließende Oberflächenwasser. Die Behandlung erfolgt in der Regel durch spezielle Substrate in der Rinne oder Mulde. Das behandelte Wasser kann anschließend direkt versickert oder durch eine Drainage abgeleitet werden.

Außerdem wurde in den letzten zehn Jahren eine Vielzahl verschiedener Systeme entwickelt, die nachträglich in einem Straßeneinlauf oder in eine Schachanlage integriert werden können. In bestehende Straßeneinläufe können beispielsweise Systeme mit optimiertem Schlammfang, Substrateinsätzen oder Filtersäcken direkt nachgerüstet werden [Stein, 2009;

Sommer und Nikisch, 2009]. Davon sind besonders die Schacht- und Kompaktanlagen für höhere Schadstoffbelastungen im Niederschlagswasser ausgelegt. Schachtanlagen stellen teilweise bereits den Übergang von dezentralen zu semi-zentralen Anlagen dar. Sie sind in der Lage stark verschmutztes Niederschlagswasser von großen Verkehrsflächen zu reinigen. Häufig sind sie in verschiedenen Baugrößen erhältlich, sodass sie an die Größe der Anschlussfläche angepasst werden können.

Diese meist mehrstufigen Behandlungsanlagen setzen sich aus den Funktionselementen einer primären mechanisch-physikalischen Reinigungsstufe (Dichtentrennung), häufig mithilfe eines Hydrozyklons oder einer Sedimentationsstrecke, gefolgt von einer chemisch-physikalischen Reinigungsstufe (Filtration) zusammen. Die Wahl der Filtrationsmaterialien und die daraus resultierenden Wirkungsmechanismen (Filtration, Sorption, Fällung und biochemische Umwandlung) stellen die wesentlichen Unterschiede der verschiedenen dezentralen Behandlungsanlagen dar. Bisher erfolgte die Wahl des Filtermaterials meist mit dem Ziel des Partikel- und ggf. Schwermetallrückhaltes. Die Elimination von organischen Spurenstoffen blieb hierbei oftmals unberücksichtigt.

Die kompakten, dezentralen Verfahren eignen sich in erster Linie für den ortsnahen Einsatz im unmittelbaren Bereich des Anfalls behandlungspflichtiger Oberflächenabflüsse. Mit einigen Systemen sind künftig aber auch semizentrale oder zentrale Anwendungen möglich. Vielfach wird die flächenabhängige hydraulische Durchlässigkeit nicht untersucht. Angaben zur maximal anschließbaren befestigten Fläche und zur hydraulischen Durchlässigkeit zum Ende des Wartungsintervalls fehlen häufig. Ebenso sind die Standzeit sowie notwendige Wartungsintervalle basierend auf Laborversuchen angegeben bzw. durch die Bauartzulassung des DIBt festgelegt. Hier fehlen oftmals Erfahrungswerte durch den realen Betrieb im technischen Maßstab [Werker et al., 2011].

Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen (Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge) [nach Huber et al., 2015a]

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche	Wirkungsweise	Nachweis	Wartung
3P Technik Filtersysteme GmbH	3P Hydrosystem heavy traffic	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): dauergestautes Schachtbauwerk mit Sedimentationsraum; im Aufstromverfahren betriebene Filtereinheit, Filtermedium: Zeolith und Aktivkohle	500 m ²	Dichttrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2005 bzw. 2010, Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2011, Pilotanlage, Laborergebnisse	Wartungsvertrag ist abzuschließen; ordnungsgemäßer Zustand der Anlage alle zwölf Monate überprüfen (Durchlässigkeit der Filtersätze, Schlammspiegelmessung); Filtereinsätze alle drei Jahre austauschen; Reinigung der Anlage alle fünf Jahre
ACO Tiefbau Vertrieb GmbH	Schwermetallfilter HMS	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): Sedimentationskomponente mit nachgeschalteter Filterkomponente	4.000 bis 10.000 m ²	Dichttrennung, Filtration, Sorption, Fällung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage	Sichtkontrolle von Filter und Schlammfang nach einem Monat; alle drei Monate: Sichtkontrolle; alle sechs Monate: Messung der Schlammschichtdicke im Schlammfang und ggf. Entsorgung; jährlich: Kontrolle Filtermaterial und ggf. Austausch Filtermaterial und Entsorgung Schlammfanginhalt
ACO Tiefbau Vertrieb GmbH	Separationsstraßenablauf (SSA)	dreistufiges Behandlungssystem (Straßeneinlauf) zur Vorbehandlung	500 m ²	Dichttrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2011, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Aqua Clean GmbH	AQUAFOEL 2.0	Filtereinsatz für Straßeneinläufe; Schlammfang, Koaleszenzfilter	400 m ² bzw. 1.200 m ²	Dichttrennung	Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Aqua Clean GmbH	AQUAFOEL L und LS	Filtereinsatz für Straßeneinläufe; Schlammfang, Koaleszenzfilter	300 m ² bis 400 m ²	Dichttrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2014, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Bernhard Müller GmbH	ECO Straßenwasserfilter	Bodenfilter in Betonelement	projektspezifische Berechnung	Filtration, Sorption, biochemische Umwandlung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
BETON systeme ZEITHAIN GmbH	Wabenklärer AgilEX	Lamellenklärer	666 m ² bis 24.333 m ²	Dichttrennung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
BETONWERK GODELMANN KG	drainSTON protect	Flächenbelag	Versickerungsrate von 270 l/(s·ha)	Filtration, Fällung	DIBt-Zulassung seit 2012, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen und ordnungsgemäße Fugenfüllung im ersten Jahr monatlich überprüfen; nach 10 Jahren oder wiederholtem Auftreten von Rückstau Versickerungsrate überprüfen
Betonwerk Lintel GmbH & Co. KG	Cheops SV Enviro Plus	Flächenbelag	Versickerungsrate von 270 l/(s·ha)	Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2009, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen und ordnungsgemäße Füllung überprüfen; nach 10 Jahren oder wiederholtem Auftreten von Rückstau Versickerungsrate prüfen

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen (Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge) [nach Huber et al., 2015a]

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche	Wirkungsweise	Nachweis	Wartung
BIRCO Baustoffwerk GmbH	BIRCOpur	zweistufiges Behandlungssystem: Sedimentationsbox und Filtersack mit Substrat (Zeolith mit Aktivkohle)	20 m ² /lfm	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2012, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen; ordnungsgemäßer Zustand der Anlage alle zwölf Monate überprüfen (Lage der Einbauteile, Schlammspiegelmessung); nach 10 Jahren Austausch der Filtersäcke
BIRCO Baustoffwerk GmbH	BIRCOsed	einstufiges Behandlungssystem mit Sedimentationsbox	80 m ² /lfm	Dichtentrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage, Laborergebnisse	erste Kontrolle sechs Monate nach Einbau; Kontrollintervall kann abhängig vom Ergebnis auf ein Jahr erhöht werden; Entleerung bei Schlamm Spiegel oberhalb der Markierung im Schlammammelraum
BIRCO Baustoffwerk GmbH	BIRCOtwin-pack	Entwässerungsrinne mit zweiter Ebene für Sedimentation	165 m ² /lfm	Dichtentrennung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
ENREGIS GmbH	Lamellenklärer	Sedimentationsanlage mit Lamellen	572 m ² bis 3.782 m ²	Dichtentrennung	Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
ENREGIS GmbH	Schwermetall-Adsorptionsfilterschicht ESAF	Adsorptionsfilterschicht	200 m ² bis über 3.000 m ²	Filtration, Sorption, Ionenaustausch	Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
ENREGIS GmbH	Sedimentationsanlagen	Sedimentationsanlage in Stahlbetonschicht	260 m ² bis 2.300 m ²	Dichtentrennung	Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
ENREGIS GmbH	Straßeneinlaufsystem ENVIA	Straßeneinlaufsystem	bis 500 m ²	Dichtentrennung	Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
ENREGIS GmbH	Vivo Channel	einstufiges Behandlungssystem: mit zwei Filtersubstraten gefüllte Sickermulde	15 m ² /lfm	Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2014, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen; im ersten Betriebsjahr Höhe der Substratschüttung monatlich visuell überprüfen; nach 10 Jahren Versickerungsrate und Zinkgehalt des Substrates überprüfen
ENREGIS GmbH	Vivo Stone heavy traffic mit Biocalith MR	Flächenbelag	-	Filtration, Sorption, biochemische Umwandlung, Ionenaustausch	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Finger Baustoffe GmbH	Sedimentationsbecken FSB-R	Sedimentationsbecken in Betonschicht; drei verschiedene Bauformen: Rundbehälter, Jumbobehälter oder Großbehälter in Segmentbauweise	260 m ² bis 44.890 m ²	Dichtentrennung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen (Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge) [nach Huber et al., 2015a]

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche	Wirkungsweise	Nachweis	Wartung
FRÄNKISCHE ROHRWERKE Gebr. Kirchner GmbH & Co. KG	RigoClean	zwei Absetzräume, Spaltsieb	500 m ² bzw. 1.000 m ²	Dichttrennung, Filtration	Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
FRÄNKISCHE ROHRWERKE Gebr. Kirchner GmbH & Co. KG	SediPipe	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): rohrförmige Sedimentationsstrecke im Dauerstau; nachgeschaltete Filtration	850 m ² bis 4.500 m ²	Dichttrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
FRÄNKISCHE ROHRWERKE Gebr. Kirchner GmbH & Co. KG	SediPipe XL 600/12	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): rohrförmige Sedimentationsstrecke im Dauerstau; nachgeschaltete Filtration	2.000 m ²	Dichttrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2011 und 2015, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
FRÄNKISCHE ROHRWERKE Gebr. Kirchner GmbH & Co. KG	SediSubstrator XL 600/12 und SediSubstrator XL 600/12+12	wie SediPipe mit Substratpatrone im Ablaufschacht	1.500 m ² bzw. 3.000 m ²	Dichttrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2013, Pilotanlage, Laborergebnisse	Wartungsvertrag ist abzuschließen; Eigenkontrolle alle drei Monate; ordnungsgemäßer Zustand der Anlage alle vier Jahre überprüfen lassen (Entleeren und Spülen der Anlage); Entnahme der Filterpatronen mit Substrataustausch alle vier Jahre; Reinigung der Anlage alle fünf Jahre
Freylit Umwelttechnik GmbH	Parkflächenentwässerungssystem PFE	Schlammfang, Mineralölabscheider, Restölabscheider	variabel	Dichttrennung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Freylit Umwelttechnik GmbH	Sickerschachteinlagen	Sickerschacht mit Adsorptionsmittel	variabel	Filtration, Sorption	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Funke Kunststoffe GmbH	D-Rainclean	einstufiges Behandlungssystem mit Filtersubstrat gefüllte Sickermulde, Komplexe Substratzusammensetzung, welche verschiedene Rückhalte-mechanismen nutzt.	12 m ² /lfm	Filtration, Sorption, Ionenaustausch, Fällung, biochemische Umwandlung	DIBt-Zulassung seit 2006 bzw. 2011, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen; im ersten Betriebsjahr Höhe der Substratschüttung monatlich visuell überprüfen; nach zehn Jahren Versickerungsrate und Zinkgehalt des Substrates überprüfen
Funke Kunststoffe GmbH	INNOLET	zweistufiger Filtereinsatz für Straßeneinläufe mit Filtersubstrat	250 m ² bzw. 400 m ²	Dichttrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2011 bzw. 2014, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen (Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge) [nach Huber et al., 2015a]

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche	Wirkungsweise	Nachweis	Wartung
Funke Kunststoffe GmbH	INNOLET-G	zweistufiger Filtereinsatz für Straßeneinläufe mit Nassschlammfang mit Filtersubstrat	250 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	Pilotanlage	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Hauraton GmbH & Co. KG	DRAINFIX CLEAN 300	einstufiges Behandlungssystem: mit Carbonat-haltigem Filtersubstrat gefüllte Sickermulde; in NRW mit Notüberlauf	12 m ² /lfm (DIBt), 50 m ² /lfm (NRW)	Dichtentrennung, Filtration, Ionenaustausch, Fällung	DIBt-Zulassung seit 2011, Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen; im ersten Betriebsjahr Höhe der Substratschüttung monatlich visuell überprüfen; nach 10 Jahren Versickerungsrate und Zinkgehalt des Substrates überprüfen
Hauraton GmbH & Co. KG	DRAINFIX CLEAN 400	einstufiges Behandlungssystem: mit Carbonat-haltigem Filtersubstrat gefüllte Sickermulde; in NRW mit Notüberlauf	18 m ² /lfm (DIBt), 75 m ² /lfm (NRW)	Dichtentrennung, Filtration, Ionenaustausch, Fällung	DIBt-Zulassung seit 2011, Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen; im ersten Betriebsjahr Höhe der Substratschüttung monatlich visuell überprüfen; nach 10 Jahren Versickerungsrate und Zinkgehalt des Substrates überprüfen
Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH	INNOLET-Rinne	Grobstoffabscheidung, Adsorptionsmaterial	400 m ²	Filtration, Sorption, biochemische Umwandlung	Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Mall GmbH	Innodrain	einstufiges Behandlungssystem: Tiefbeet als Versickerungsmulde mit darunterliegender Füllkörperrigole	250 m ² bis 400 m ²	Filtration, Sorption, biochemische Umwandlung	Pilotanlage	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Mall GmbH	Lamellenklärer ViaTub	Sedimentationsanlage mit Lamellen	575 m ² bis 40.730 m ²	Dichtentrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2011, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Mall GmbH	Regenspeicher Terra	Stahlbetonbehälterspeicher mit integrierter Bodenzone zur Versickerung	150 m ² bzw. 300 m ²	Filtration, Sorption, biochemische Umwandlung	Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Mall GmbH	Retentionsfilter ViaSave	Stahlbetonbehälterspeicher mit nachgeschalteten ViaPlus 500	1.000 m ² bis 30.000 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Fällung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Mall GmbH	Sedimentationsanlage ViaSedi	runde Anlage mit tangentialer Einleitung	projektspezifische Berechnung	Dichtentrennung	Pilotanlage	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen (Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge) [nach Huber et al., 2015a]

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche	Wirkungsweise	Nachweis	Wartung
Mall GmbH	Substratfilter ViaPlus 500	dreistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): Hydrozyklon, Porenbetonfilter, Filtermedium: Zeolith	500 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Fällung	DIBt-Zulassung seit 2011, Pilotanlage, Laborergebnisse	Wartungsvertrag ist abzuschließen; Eigenkontrolle alle drei Monate; ordnungsgemäßer Zustand der Anlage alle zwölf Monate überprüfen (Durchlässigkeit der Filtersätze, Schlammspiegelmessung); Filtereinsätze alle vier Jahre austauschen; Reinigung der Anlage alle fünf Jahre
Mall GmbH	Substratfilter ViaPlus 3000	dreistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): Hydrozyklon, Porenbetonfilter, Filtermedium: Zeolith	3.000 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Fällung	DIBt-Zulassung seit 2013, Laborergebnisse	Wartungsvertrag ist abzuschließen; Eigenkontrolle alle drei Monate; ordnungsgemäßer Zustand der Anlage alle zwölf Monate überprüfen (Durchlässigkeit der Filtersätze, Schlammspiegelmessung); Filtereinsätze alle vier Jahre austauschen; Reinigung der Anlage alle fünf Jahre
MEA Water Management GmbH	MEA CLEAN PRO	einstufiges Behandlungssystem: mit zwei Filtersubstraten gefüllte Sickermulde	15 m ² /lfm	Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2014, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen; im ersten Betriebsjahr Höhe der Substratschüttung monatlich visuell überprüfen; nach 10 Jahren Versickerungsrate und Zinkgehalt des Substrates überprüfen
MeierGuss Sales & Logistics GmbH & Co. KG	BUDAVINCI E	zweistufiger Filtereinsatz für Straßeneinläufe mit Filtersubstrat	200 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage, Laborergebnisse	Eigenkontrolle der Anlage alle sechs Monate; spätestens nach zwölf Monaten Entleerung der Schlammräume und Reinigung des Filtereinsatzes; Filteraustausch alle zwei bis drei Jahre
MeierGuss Sales & Logistics GmbH & Co. KG	BUDAVINCI N	zweistufiger Filtereinsatz für Straßeneinläufe mit Filtersubstrat	400 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage, Laborergebnisse	Eigenkontrolle der Anlage alle sechs Monate; spätestens nach zwölf Monaten Entleerung der Schlammräume und Reinigung des Filtereinsatzes; Filteraustausch alle zwei bis fünf Jahre
MeierGuss Sales & Logistics GmbH & Co. KG	BUDAVINCI Z	zweistufiger Filtereinsatz für Straßeneinläufe mit Filtersubstrat	100 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2014, Pilotanlage, Laborergebnisse	Wartungsvertrag ist abzuschließen; Eigenkontrolle der Anlage alle sechs Monate; spätestens nach zwölf Monaten Entleerung der Schlammräume und Reinigung des Filtereinsatzes; Filteraustausch alle drei Jahre

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen (Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge) [nach Huber et al., 2015a]

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche	Wirkungsweise	Nachweis	Wartung
natürlich-STEIN GmbH & Co. KG	gd protect	Flächenbelag	Versickerungsrate von 270 l/(s·ha)	Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2014, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen und ordnungsgemäße Fugenfüllung im ersten Jahr monatlich überprüfen; nach 10 Jahren oder wiederholtem Auftreten von Rückstau Versickerungsrate überprüfen
natürlich-STEIN GmbH & Co. KG	geoSTON	Flächenbelag	Versickerungsrate von 270 l/(s·ha)	Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2006 bzw. 2011, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen und ordnungsgemäße Fugenfüllung im ersten Jahr monatlich überprüfen; nach 10 Jahren oder wiederholtem Auftreten von Rückstau Versickerungsrate überprüfen
natürlich-STEIN GmbH & Co. KG	hp protect	Flächenbelag	Versickerungsrate von 270 l/(s·ha)	Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2014, Pilotanlage, Laborergebnisse	Verunreinigungen regelmäßig entfernen und ordnungsgemäße Fugenfüllung im ersten Jahr monatlich überprüfen; nach 10 Jahren oder wiederholtem Auftreten von Rückstau Versickerungsrate überprüfen
Otto Graf GmbH	Substratfilter 400	Substratfilter im Domschacht des Carat Regenwassertanks integriert oder in einem externen Schacht	150 m ²	Dichttrennung, Filtration, Sorption	Laborergebnisse	Filterelemente entsprechend ihrer Anwendung und Schadstoffkonzentration etwa alle zwei bis fünf Jahre austauschen
Paul Schreck GmbH	Geotextil-Filtersack	Filtersack für Straßeneinläufe und Versickerungsschächte	bis 400 m ² (je nach Schachtgröße)	Dichttrennung, Filtration	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2011, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Pecher Technik GmbH	FiltaPex	zweistufiges Behandlungssystem (drei Schächte) mit Lamellensystem und nachgeschalteter Filterstufe	2.000 m ² bis 7.000 m ²	Dichttrennung, Filtration, Sorption, Fällung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2012, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Pecher Technik GmbH	FiltaPex Modular Plus	ein- oder zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): optionales Lamellensystem; optional nachgeschaltete Filterstufe	5.000 m ² bis 30.000 m ²	Dichttrennung; optional: Filtration, Sorption, Fällung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
REHAU AG + Co	RAUSIKKO HydroClean HAT	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): dauergestautes Schachtbauwerk mit Sedimentationsraum; im Aufstromverfahren betriebene Filtereinheit, Filtermedium: Zeolith und Aktivkohle	500 m ²	Dichttrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2005 bzw. 2010, Pilotanlage, Laborergebnisse	Wartungsvertrag ist abzuschließen; ordnungsgemäßer Zustand der Anlage alle zwölf Monate überprüfen (Durchlässigkeit der Filtersätze, Schlammspiegelmessung); Filtereinsätze alle drei Jahre austauschen; Reinigung der Anlage alle fünf Jahre

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen (Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge) [nach Huber et al., 2015a]

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche	Wirkungsweise	Nachweis	Wartung
REHAU AG + Co	RAUSIKKO HydroClean HAT integriert in AWASCH-ACHT	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): dauergestautes Schachtbauwerk mit Sedimentationsraum; im Aufstromverfahren betriebene Filtereinheit, Filtermedium: Zeolith und Aktivkohle	500 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2005 bzw. 2010, Pilotanlage, Laborergebnisse	Wartungsvertrag ist abzuschließen; ordnungsgemäßer Zustand der Anlage alle zwölf Monate überprüfen (Durchlässigkeit der Filtersätze, Schlammspiegelmessung); Filtereinsätze alle drei Jahre austauschen; Reinigung der Anlage alle fünf Jahre
REHAU AG + Co	RAUSIKKO HydroMaxx	zweistufiges Behandlungssystem (Sedimentationstank mit Filter)	1.600 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch	DIBt-Zulassung seit 2015, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
REHAU AG + Co	RAUSIKKO SediClean	Sedimentationsstrecke (Rohr)	3.500 m ² bzw. 14.500 m ²	Dichtentrennung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
ROVAL Umwelt Technologien Vertriebsges. mbH	CENTRIFOEL	Filtereinsatz für Straßeneinläufe	400 m ²	Dichtentrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2011, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
ROVAL Umwelt Technologien Vertriebsges. mbH	ROVALIQUA	Filtereinsatz für Straßeneinläufe	400 m ²	Dichtentrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2015, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Saint Dizier environnement	STOPPOL 10 C	mit Lamellen optimierter Hydrozyklon	1.000 m ²	Dichtentrennung	Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen NRW 2014, Pilotanlage, Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Steinhardt GmbH	HydroTwister	Filterschacht mit Geröll- und Sandfang, Rechen, Tauchwand und dynamischer Abscheider	variabel	Dichtentrennung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
SW Umwelttechnik	Verkehrsflächensicherungsschächte Euro-Sedirat	Filterschacht mit Abscheidern	-	Dichtentrennung	-	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen
Wavin GmbH	Certaro HDS Pro mit Certaro Substratfilter	Schachtanlage	bis 570 m ²	Dichtentrennung, Filtration, Sorption, Ionenaustausch, Fällung	Laborergebnisse	Empfehlungen sind beim Hersteller zu erfragen

3 Material und Methoden

3.1 Allgemeines

Alle Standards und künstliche Lösungen für die Schüttelversuche wurden mit deionisiertem Wasser mit einem spezifischen Widerstand von mindestens 15 M Ω /cm angesetzt. Für die Säulenversuche wurde deionisiertes Wasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit < 2,0 μ S/cm verwendet. Alle Laborversuche wurden mindestens als Doppelbestimmung ausgeführt. Die angegebenen Werte sind Mittelwerte der Mehrfachbestimmungen.

Für alle Versuche mit organischen Substanzen wurden Glasgefäße eingesetzt, die mit Aceton (pro analysis) vorgereinigt, mit deionisiertem Wasser gespült und getrocknet wurden.

3.2 Eingesetzte Sorptionsmaterialien für die Laborversuche zum Rückhalt der organischen Stoffe

Es wurden bisher sieben verschiedene Adsorptionsmaterialien bzw. -gemische zum Rückhalt von PAK, MKW und MTBE untersucht: Aktivierter Braunkohlekoks (RWE Power AG, Deutschland), Aktivkohle Filtrasorb 300 (Aktivkohle F300; Chemviron Carbon GmbH, Deutschland), rezyklierte Aktivkohle Cyclecarb 301 (Chemviron Carbon GmbH, Deutschland), Tixosorb (Mischung aus Bentonit und mit tertiären Aminen dotiertem Bentonit) (Süd-Chemie AG, Deutschland), Eisenschwamm (Gongyi Fengtai Refractories Abrasive & Trade Co., Ltd, China) sowie zwei Adsorptionsgemische Sorp1 und Sorp2, die derzeit im Behandlungssystem der Dr. Pecher AG eingesetzt werden. Die Materialien Sorp1 und Sorp2 sind Gemische verschiedener adsorptiv wirksamer Substanzen wie aktiviertes granuliertes Aluminiumoxid (Al₂O₃), Eisenoxid (Fe₂O₃) sowie Aktivkohle. Die Materialgemische Sorp1 und Sorp2 unterscheiden sich hierbei im Mischungsverhältnis der jeweiligen Einzelstoffe.



Braunkohlekoks



Aktivkohle F300/301



Tixosorb



Eisenschwamm



Sorp1



Sorp2

Abbildung 6: Eingesetzte Adsorptionsmaterialien bzw. -gemische

Der Ursprung bzw. die Herstellung der verschiedenen Sorptionsmaterialien sind sehr unterschiedlich, damit auch die Sorptionsoberflächen. Der aktivierte Braunkohlekoks stammt aus der Braunkohleaufbereitung und die Aktivkohle F300 wird aus bituminöser Kohle hergestellt. Tixosorb ist ein organophiler Ton, bei dem ein Teil der in Zwischenschichten befindlichen Ca^{2+} -Ionen durch quaternäre Ammoniumverbindungen (Dimethyl-diocta-decylammonium (DMDO)) ausgetauscht sind (Stockmeyer et al., 1995). Der Eisenschwamm wird durch Reduktion von Magnetit mit Wasserstoff hergestellt.

Die Materialien wurden für die Schüttelversuche und kleinskaligen Säulenversuche mehrmals bei Raumtemperatur mit deionisiertem Wasser gewaschen, um Feinanteile zu entfernen. Danach wurden die Materialien bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Der Braunkohlekoks und die Aktivkohle wurden anschließend gesiebt und eine Fraktion von 1-2,5 mm hergestellt. Für alle halbtechnischen Untersuchungen sowie für die Sorptionsmaterialien Sorp1 und Sorp2 erfolgte keine vorhergehende Aufbereitung. Diese Stoffgemische wurden entsprechend der Zusammensetzung, wie sie in den FiltaPex-Systemen eingebaut werden, für die Laborversuche eingesetzt.

Tabelle 9 und Tabelle 10 zeigen die Analysen der eingesetzten Materialien Braunkohlekoks, Aktivkohle F300, Aktivkohle 301, Eisenschwamm und Tixosorb sowie der zwei untersuchten Adsorptionsgemische Sorp1 und Sorp2.

Braunkohlekoks und Aktivkohle haben eine ähnliche elementare Zusammensetzung. Der Kohlenstoffgehalt (C) bei Braunkohlekoks liegt mit 0,5 % geringfügig höher als bei der Aktivkohle. Des Weiteren sind beim Braunkohlekoks die Anteile an Natrium (Na) und Calcium (Ca) höher als bei den drei Aktivkohlen. Einen für Bentonite hohen C-Gehalt weist auch Tixosorb auf, der durch tertiäre Amine modifiziert wurde. Von allen Adsorbentien haben die Aktivkohlen die größten spezifischen Oberflächen (BET), die größte Porosität und das größte Porenvolumen. Während bei Braunkohlekoks der Hauptanteil an Porenvolumen durch Poren < 200 nm bedingt ist, liegt bei Aktivkohle eine Mischung unterschiedlicher Porengrößen vor. Eisenschwamm besitzt mit 4.141 nm den größten Porendurchmesser. Das Aluminiumoxid besteht zu ca. 40 % aus Al_2O_3 und das Material hat zudem einen relativ hohen Ca-Gehalt.

Tabelle 9: Elementaranalyse der eingesetzten Materialien

Element	Einheit	Braunkohlekoks	Aktivkohle F300	Aktivkohle 301	Eisenschwamm	Tixosorb	Sorp1	Sorp2 Aluminiumoxid	Sorp2 Aktivkohle
C	%	88,40	87,88	91,60	0,30	19,28	7,09	-	82,87
H	%	0,30	0,30	-	<0,1	4,02	1,41	-	-
N	%	0,30	0,60	-	<0,1	0,71	<0,1	-	-
S	%	0,30	0,70	0,83	-	-	<0,1	-	0,49
Al	mg/kgTR	1.090	1.140	6.300	-	-	-	206.000	2.220
Ca	mg/kgTR	18.800	1.140	3.050	-	-	-	35.600	625
Fe	mg/kgTR	2.330	2.530	3.260	-	-	-	1.490	1.600
Cu	mg/kgTR	< 0,169	21,5	458	-	-	-	6,95	4,20
Na	mg/kgTR	4.490	75,9	3.170	-	-	-	1.220	815
Zn	mg/kgTR	0,369	0,490	7,92	-	-	-	22,5	1,49

Tabelle 10: Physikalische Eigenschaften der eingesetzten Materialien

Parameter	Einheit	Braunkohlekoks	Aktivkohle F300	Aktivkohle 301	Eisenschwamm	Tixosorb	Sorp1	Sorp2 Aluminiumoxid	Sorp2 Aktivkohle
BET spezifische Oberfläche	m ² /g	262	836	896	< 1	5,5	36	263	1.062
Porenvolumen	cm ³ /g	0,2796	0,3874	0,5889	0,0268	-	-	0,1591	0,6059
Mittlerer Porendurchmesser, basierend auf Porenvolumen	nm	312,92	129,4	73,1	4141	-	-	15,65	1220,3
Volumen basierend auf Porenweite	< 25 nm	0,031	0,134	0,2538	0,0032	-	-	0,0875	0,1752
	25-100 nm	0,038	0,050	0,0297	0	-	-	0,0233	0,0298
	100-200 nm	0,040	0,022	0,0767	0,0001	-	-	0,0073	0,0066
	> 200 nm	0,171	0,176	0,2287	0,023	-	-	0,0410	0,3943
Porosität	%	51,22	60,84	42,41	12,36	-	-	27,38	47,40

Die Abbildung 7 zeigt die Korngrößenverteilung der eingesetzten Materialien. Die Korngrößenverteilung wurde für die körnigen Materialien durch Trockensiebung bestimmt [DIN 18123, 2011]. Zum Vergleich erfolgte die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung des pulverförmigen Tixosorbs mit einem Partikelgrößenmessgerät des Typs Mastersizer 2000 (Malvern Instruments Ltd., Großbritannien) unter der Annahme eines volumengleichen Kugelmotells. Die grafische Darstellung der Siebanalyse erfolgt als Siebsummenlinie, indem der kumulierte relative Siebdurchgang gegen den Logarithmus der jeweiligen Maschenweite aufgetragen wird (Abbildung 7). Des Weiteren sind in der Tabelle 11 die charakteristischen Korndurchmesser angegeben.

Die körnigen Materialien weisen einen mittleren Korndurchmesser d_{50} von 1 mm (Eisenschwamm) bis etwa 2,5 mm (Aktivkohle F300, Braunkohlekoks) auf. Sehr deutlich ist der Unterschied zwischen den mittleren Korndurchmessern d_{50} der verschiedenen körnigen Materialien und dem pulverförmigen Tixosorb ($d_{50} = 31 \mu\text{m}$), das sich in der Form beispielsweise ohne vorherige Aufbereitung zu einem Granulat o. Ä. nicht direkt als Filtermaterial einsetzen lässt. In den folgenden Untersuchungen (Schüttelversuchen Kap. 3.2) blieb es vorerst außer Betracht, da die prinzipielle Eignung des Tixosorbs als Adsorptionsmaterial untersucht werden sollte. Weiterhin zeigen die untersuchten körnigen Adsorptionsmaterialien eine enggestufte Sieblinie mit einer Ungleichförmigkeit $U < 6$ auf.

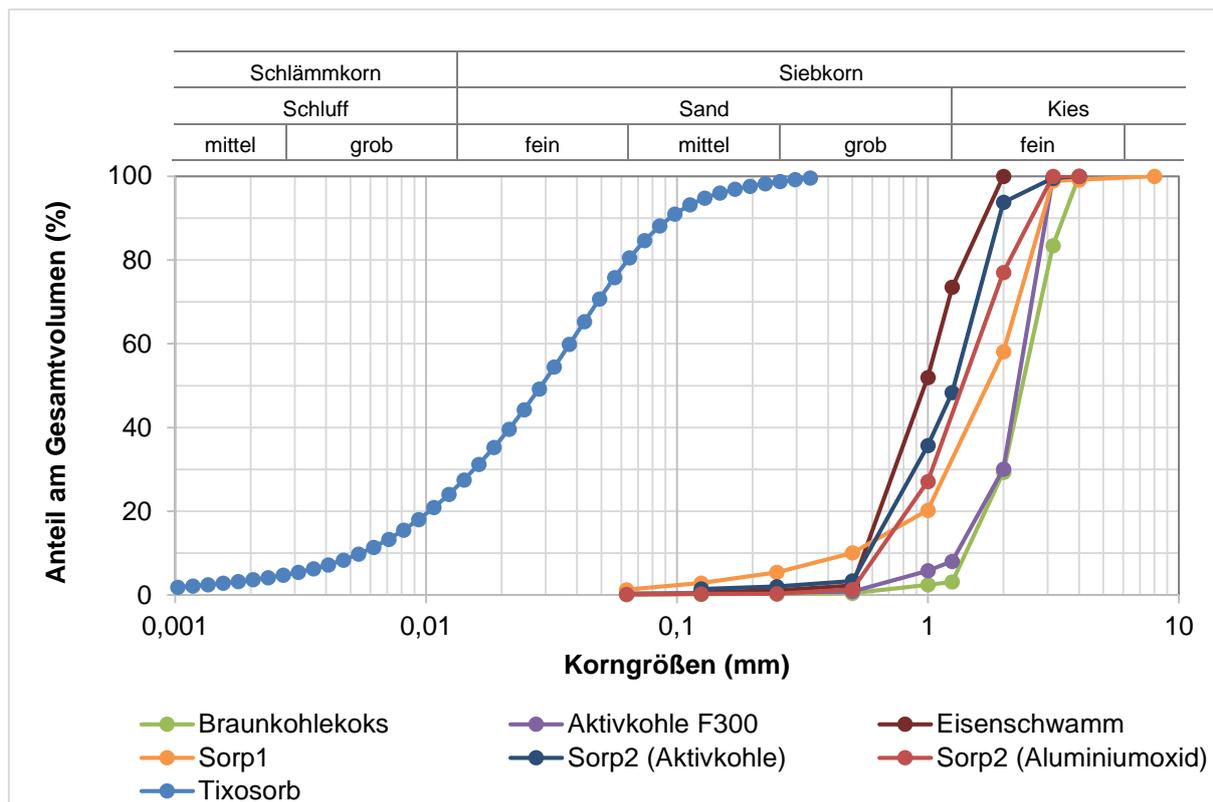


Abbildung 7: Korngrößenverteilung der eingesetzten Materialien

Tabelle 11: Charakteristische Korndurchmesser der eingesetzten Materialien

		Braunkohle- koks	Aktivkohle F300	Aktivkohle F301	Eisen- schwamm	Tixosorb	Sorp1	Sorp2 (Aluminium- oxid)	Sorp2 (Aktivkoh- le)
d₁₀	μm	1447	1316		558	3	496	668	603
d₅₀	μm	2440	2329		980	31	1786	1458	1276
d₉₀	μm	3487	2990		1717	100	2900	2650	1937
U	-	1,8	1,9		2,0	12,3	4,1	2,5	2,4

Um einen besseren Eindruck von der Oberflächenmorphologie der unterschiedlichen Materialien zu gewinnen, wurden die komplexen Oberflächenstrukturen mittels eines Rasterelektronenmikroskops (REM, Zeiss, LEO 1530 Gemini FESEM, Deutschland) untersucht. Die Aufnahmen der Aktivkohle F300 (Abbildung 8a) sowie des Braunkohlekoks (Abbildung 8b) zeigen sehr kantige Partikel mit einer zerklüfteten, porösen Oberfläche. Deutlich erkennbar ist in Abbildung 8c die schwammartige Oberfläche des Eisenschwamms, die sich bei weiterer Vergrößerung als sehr geschlossen erweist. Der Eisenschwamm verfügt über die niedrigste spezifische Oberfläche (BET-Oberfläche).

Die verschiedenen Bestandteile der Materialgemische Sorp1 und Sorp2 (außer dem Aktivkohleanteil) sind in den Abbildungen 8d bis 8f dargestellt. Die Bestandteile sind charakterisiert durch verschiedenartige, sehr unregelmäßige Oberflächenstrukturen. Sorp1 (Fe_2O_3) weist eine raue, leicht schuppenartige Oberfläche auf, die sich in der größeren Vergrößerung als sehr gegliederte Strukturen darstellen (Abbildung 8d). Abbildung 8f gibt einen Überblick

über die glatte Oberfläche des Porenbetons mit den erkennbaren typischen Poren. In der Vergrößerung wird eine etwas plattige bzw. schuppige Struktur sichtbar.

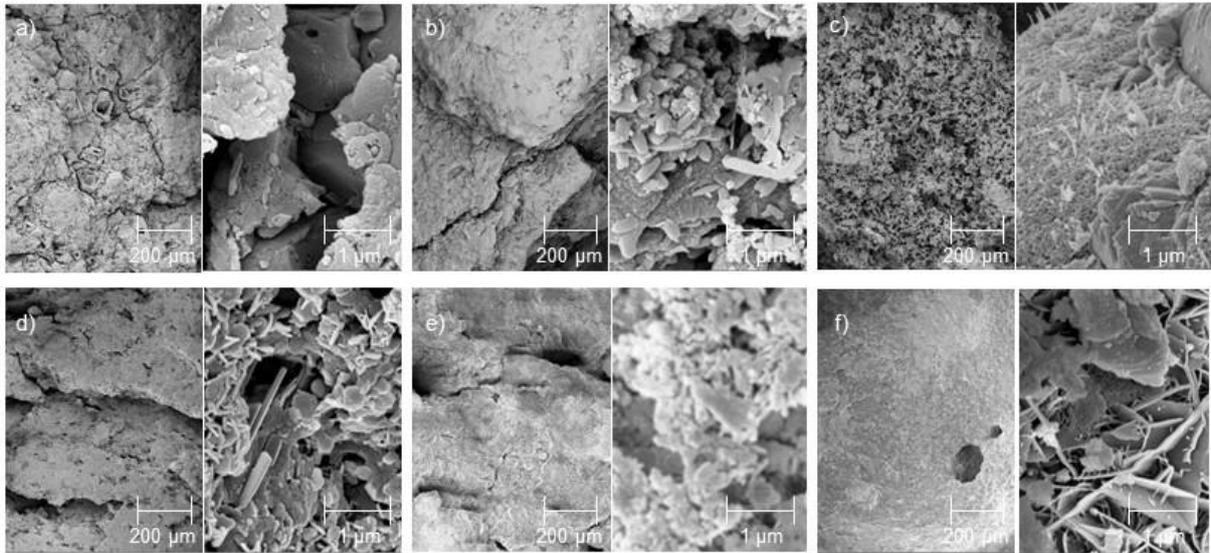


Abbildung 8: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der Materialien in zwei Vergrößerungen:
a) Aktivkohle F300, b) Braunkohlekoks, c) Eisenschwamm, d) Sorp1 (Fe_2O_3), e) Sorp1 (Porenbeton) und f) Sorp2 (Al_2O_3) [verändert nach Vesting et al., 2015]

Die Oberfläche des Aluminiumoxids (Al_2O_3) als ein Hauptbestandteil des Sorp2 erweist sich in der niedrigeren Vergrößerung als relativ glatt (Abbildung 8f). Bei stärkerer Vergrößerung wird deutlich, dass sich das Aluminiumoxid aus einer sehr feinkristallinen Matrix zusammensetzt. Die unterschiedliche Oberflächenmorphologie der verschiedenen Materialien spiegelt sich ebenfalls in deren physikalischen Eigenschaften wie der spezifischen Oberfläche, dem Porenvolumen sowie der Porenverteilung wider (Tabelle 10).

3.3 Chemikalien und Verbrauchsmaterialien

Für die Versuche wurden die folgenden Chemikalien verwendet:

- Kupfer(II)-nitrat-Trihydrat (AppliChem GmbH, Deutschland bzw. Merck KGaA, Deutschland)
- Nickel(II)-nitrat-Hexahydrat (Merck KGaA, Deutschland)
- Zinknitrat-Hexahydrat (AppliChem GmbH, Deutschland bzw. Merck KGaA, Deutschland)
- Natriumchlorid (esco – european salt company GmbH & Co. KG, Deutschland)
- Calciumchlorid (AppliChem GmbH, Deutschland)
- Magnesiumchlorid-Hexahydrat (AppliChem GmbH, Deutschland)
- MTBE (99+ %, A.C.S. RE; Sigma-Aldrich Chemie GmbH, Deutschland)
- ETBE (99 %, Sigma-Aldrich Chemie GmbH, Deutschland)
- Huminsäure (Carl Roth GmbH, Deutschland)
- Heizöl EL (BP Europe SE, Deutschland)
- PAK-Mischung (PAK Mix 1, EPA 610, VWR International LTD, England)
- Aceton (VWR International GmbH, Deutschland)
- Naphthalin ($\geq 99,7$ %, Sigma-Aldrich Chemie GmbH, Deutschland)
- Kalium-Dihydrogenphosphat-Lösung (Sigma-Aldrich Chemie GmbH, Deutschland)
- Natrium-Hydrogenphosphat-Lösung (Merck KGaA, Deutschland)
- Salpetersäure 65 % (Merck KGaA, Deutschland)
- Natronlauge 32 % (Merck KGaA, Deutschland)

Für die Probenahmen im Labor und als Verbrauchsmaterialien wurden die folgenden Produkte verwendet:

- Probengefäße: 250 ml PE-HD-Flaschen (VWR Collection, Deutschland)
- Vials 24 ml Klarglas, Kappe geschlossen, Septum Butyl/PTFE (neoLab Migge Laborbedarf-Vertriebs GmbH, Deutschland)
- Spritzenvorsatzfilter, Glasfaserfilter, Puradisc, GF/C 1,2 μm , Whatman (GE Healthcare Europe GmbH, Deutschland)
- Cellulose Nitrate Filter, Porengröße 0,45 μm (Sartorius Stedim Biotech GmbH, Deutschland)

3.4 Analysen

Tabelle 12 gibt einen Überblick über die eingesetzten Analysemethoden:

Tabelle 12: Analysen- und Aufschlussmethoden

Parameter	Bestimmungs- -grenze	Messgenauigkeit (Bereich)	Analysemethode
pH-Wert	-	±0,1	DIN EN ISO 10523:2012
Temperatur	-	-	DIN 38404-C4
Elektrische Leitfähigkeit	-	-	DIN EN 27888-C8
Aluminium	0,5 mg/l	±10 %	DIN EN ISO 12020
AFS	2 mg/l		DIN 38409-2
Calcium	0,5 mg/l	±10 %	DIN 38406 E 3-1
Chlorid	0,5 mg/l	±10 %	DIN EN ISO 10304- 1:2009-D19
DOC (Dissolved organic carbon)	0,5 mg/l	±0,01 mg/l	DIN EN 1484 DEV H3
Eisen	0,5 mg/l	±10 %	DIN 38406 E 32
Glühverlust	1 %	±0,1 %	DIN EN 12879 S3a
Kalium	0,5 mg/l	±10 %	DIN 38406 E 13
Kupfer	5 µg/l	±10 %	DIN 38406 E 7
Kupfer in Feststoff			ISO 11885
MKW	0,1 mg/l	±10 %	DIN EN ISO 9377-2
MKW in Feststoff	50 mg/kg		DIN ISO 16703
MTBE	0,1 µg/l bzw. 1 µg/l	±1 µg/l (< 100 µg/l) ±10 µg/l (> 100 µg/l)	DIN 38407 F 9
Natrium	0,5 mg/l	±10 %	DIN 38406 E14
PAK bzw. Naphthalin	0,1 µg/l	±0,01 µg/l	DIN 38407 F 8
PAK in Feststoff	0,05 mg/kg		DIN 38414 S23
Trockenrückstand/Wasser- gehalt im Feststoff			ISO 11465
Zink	20 µg/l	±10 %	DIN 38406 E8
Zink in Feststoff			ISO 11885
Eluierbarkeit mit Wasser			DIN EN 12457-4
Schwermetallaufschluss	-	-	DIN EN 13346 S 7

3.4.1 MKW

Stellvertretend für die Stoffgruppe der MKW wurde Heizöl EL [DIN 51603-1, 2011] als Modellschadstoff eingesetzt. Dieses enthält die mit dem Kohlenwasserstoffindex analysierten MKW-Fractionen der Kettenlänge C₁₀ bis C₄₀. Heizöl EL wird neben der Prüfung von Öl- und Benzinabscheidern ebenfalls im Rahmen des DIBt-Zulassungsverfahrens für Niederschlagsbehandlungsanlagen [DIBt, 2015] eingesetzt. Hinsichtlich der in der Realität zu erwartenden Tropfverluste von Kraftfahrzeugen zeigt Heizöl EL aufgrund seiner geringeren Viskosität ein

mobileres Verhalten und stellte damit höhere Anforderungen an das Behandlungssystem [Dierkes et al., 2005].

In den Analysen wurde der Kohlenwasserstoff-Index in mg/l bestimmt. Bei der Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index mittels GC-FID handelt es sich um die Summe der Konzentrationen, der mit einem Kohlenwasserstoff-Lösemittel (Siedepunkt zwischen 36 und 69 °C) extrahierbaren Stoffe, die an Florisil nicht adsorbieren und die mit Retentionszeiten zwischen denen von n-Decan (C₁₀H₂₄) und n-Tetracontan (C₄₀H₈₂) chromatographisch bestimmt werden können [DIN EN ISO 9377-2, 2001]. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,1 mg/l.

Die wässrigen Proben werden nach Einstellung des pH-Wertes auf 2 und Zugabe von ca. 80 g Magnesiumsulfat-Heptahydrat und 25 ml RTW-Gebrauchslösung extrahiert. Das Extrakt wird in ein Vial überführt und mit 2 g Florisil versetzt. Von diesem Extrakt werden 5 ml abgenommen, auf unter 1 ml eingeeengt und mit Iso-Hexan auf 1 ml aufgefüllt. Die MKW-Konzentrationen werden dann mittels Gaschromatograph (Thermo Trace GC Ultra mit FID-Detektor, Analytische Trennsäule: Column UFM M-1/0,25/5x 0,32 Det) gemessen.

3.4.2 MTBE

Die Analyse von MTBE erfolgte nach Filtration über einen Glasfaserfilter mittels Gaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MS) (Gerät: Saturn 2200 von Varian mit Headspace-Sampler CombiPAL von CTC Analytics AG). Zur Probenvorbereitung wurde ein 20 ml Headspace-Vial mit 4 g NaCl befüllt, 10 ml Probe zugegeben, sofort verschlossen und 10 min geschüttelt. Bei hohen Konzentrationen wurden nur 100 µl der Probe ins Vial pipettiert.

Zur Analyse wurden 900 µl (hohe Konzentration: 400 µl) des Headspace-Raumes in den Split-Injektor des GC bei 150 °C injiziert; je nach zu erwartender Konzentration lag das Split-Verhältnis bei 1:2 bis 1:30. Die Trennsäule hatte folgende Spezifikation: DB-1, Länge 30 m, Innendurchmesser 0,25 mm, Belegung 2 µm, das Säulenprogramm: 80 °C (1 min), mit 12 °C/min auf 155 °C, danach mit 40 °C/min auf 220 (9 min) bei einem Flow von 1,5 ml/min (Helium als Trägergas). Die Detektion erfolgte mit einer Ionenfalle im EI-Modus, Scan im Massenbereich 54 bis 89 u, Scan Time 0,4 s. Die Quantifizierung erfolgte durch Auswertung der Peakflächen der charakteristischen Masse 73 über externe Standards. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,1 µg/l.

3.4.3 PAK

Zur Bestimmung von Naphthalin als repräsentatives PAK wurden die Adsorbentien nach den Versuchen mittels Filtration über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C 1,2 µm) abgetrennt. 1 l des Filtrats wurde für zwölf Stunden mit 10 ml Cyclohexan (LiChrosolv) extrahiert. Anschließend wurde die Cyclohexanphase in ein Vial überführt und mittels GC/MS (Varian, CP-3800, Saturn 2200) analysiert.

Zur Analyse der Proben im Messbereich 1–75 µg/l wurden 5 µl Probe splitless bei 60 °C injiziert. Die Trennsäule hatte folgende Spezifikationen: Varian FactorFour-Säule, Länge 30 m, Innendurchmesser 0,25 mm, DF = 0,25 mm, EZ-Guard: 5 m. Das Säulenprogramm: 60 °C, (0 min Haltezeit), mit 200 °C/min auf 100 °C (1 min), mit 200 °C/min auf 300 °C (3 min), bei einem Flow von 1 ml/min (Helium als Trägergas). Die Detektion erfolgte mit einer Ionenfalle

im EI-Modus, Scan der charakteristischen Masse 128, Scan Time 0,5 s. Die Quantifizierung erfolgte durch Auswertung über externe Standards. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,1 µg/l.

Die Analyse der Proben im Messbereich 100 µg/l bis 10.000 µg/l erfolgte über dieselbe Säule, jedoch mit einer Splitmethode, bei der 1 µl Probe eingespritzt wurde, der Split war im Verhältnis 1:10 offen. Injektortemperatur: 250 °C. Das Säulenprogramm: 60 °C (0,50 min), mit 20 °C/min auf 200 °C (5 min), bei einem Flow von 1 ml/min (Helium als Trägergas).

Die Detektion erfolgte mit einer Ionenfalle im EI-Modus, Scan der charakteristischen Masse 128, Scan Time 0,5 s. Die Quantifizierung erfolgte durch Auswertung über externe Standards.

3.4.4 Partikelgrößenverteilung

Die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung erfolgte mit einem Partikelgrößenmessgerät des Typs Mastersizer 2000 (Malvern Instruments Ltd., Großbritannien). Das gemessene Partikelgrößenspektrum erstreckte sich über den typischen Bereich für Straßensedimente von 0,01 µm bis 2 mm. Um die Messungen mit dem Mastersizer durchführen zu können, wurden die Sedimentproben sofern erforderlich vorab mit einem Edelstahlsieb der Maschenweite 2 mm nass gesiebt. Diese entfernte Grobfraction ist jedoch nicht primärer Träger der Schadstoffe.

3.4.5 Schlammspiegelmessung

Für die Ermittlung der im Sedimentationsraum abgelagerten Feststoffe sowie für die spätere Bilanzierung des Gesamtsystems wurde die Höhe der Sedimente mittels Schlammspiegelmessung bestimmt. Mittels einer Messvorrichtung wurde das Höhenprofil der Ablagerungen ausgehend von einem Fixpunkt (Oberkannte der Trennwand) an 19 ausgewählten Punkten eines Rasters gemessen (Abbildung 9). Die Sedimenthöhe unterhalb des Filters konnte nicht bestimmt werden, da dieser zum Zeitpunkt der Messungen noch eingebaut war.

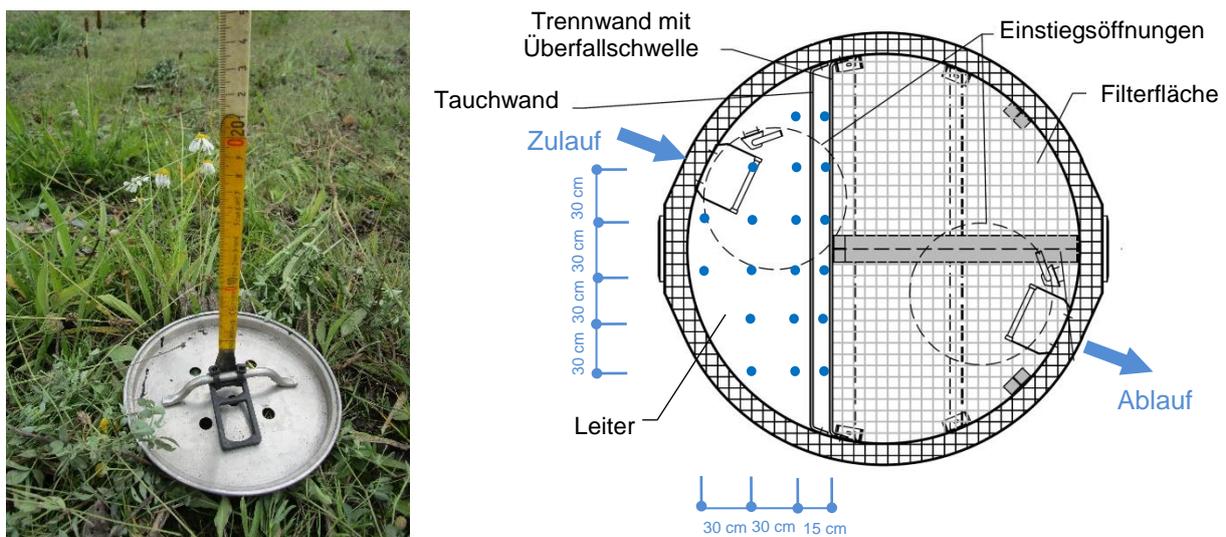


Abbildung 9: Vorrichtung zur Schlammspiegelmessung und Messpunkte (blau) im Bereich der Zulaufkammer.

3.5 Schüttelversuche

3.5.1 Versuchsaufbau und -durchführung

3.5.1.1 Schüttelversuche PAK

Für die Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität wurden 2 g Sorptionsmaterial mit 100 ml Naphthalin-Lösung (Naphthalin als Repräsentant für PAK) in der Pufferlösung in einem Glasgefäß 24 h lang über Kopf bei einer Drehzahl von 21 min^{-1} geschüttelt (siehe Abbildung 10). Naphthalin-Ausgangskonzentrationen zwischen $1 \mu\text{g/l}$ und 15 mg/l wurden eingesetzt. Anschließend wurde über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C $1,2 \mu\text{m}$) filtriert. Alle Experimente wurden bei Raumtemperatur ($22 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$) durchgeführt. Die Löslichkeit von Naphthalin in Wasser liegt bei 32 mg/l bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$.



Abbildung 10: Für die Versuche eingesetzter Überkopfschüttler

Zur Bestimmung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurde eine Naphthalin-Pufferlösung von $100 \mu\text{g/l}$ in deionisiertem Wasser eingesetzt und die Adsorption nach den Reaktionszeiten 0, 5, 10, 30, 60, 120 und 150 min über Kopf schütteln bei 21 min^{-1} analysiert. Hierzu wurde die nicht adsorbierte Naphthalin-Konzentration in der wässrigen Phase nach Filtration über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C $1,2 \mu\text{m}$) bestimmt.

3.5.1.2 Schüttelversuche MTBE

Für die Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität wurden 2 g Sorptionsmaterial mit 100 ml MTBE-Lösung in der Pufferlösung in einem Glasgefäß 24 h lang über Kopf bei einer Drehzahl von 21 min^{-1} geschüttelt. MTBE-Ausgangskonzentrationen zwischen $2 \mu\text{g/l}$ und 15 g/l wurden eingesetzt.

Anschließend wurde über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C $1,2 \mu\text{m}$) filtriert. Alle Experimente wurden bei Raumtemperatur ($22 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$) durchgeführt. Die Löslichkeit von MTBE in Wasser liegt bei 42 g/l bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Zur Bestimmung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurde eine MTBE-Pufferlösung von 100 µg/l, 10 mg/l und 100 mg/l in deionisiertem Wasser eingesetzt und die Adsorption nach den Reaktionszeiten 0 min, 5 min, 10 min, 30 min, 60 min, 120 min und 150 min über Kopf schütteln analysiert. Hierzu wurde die nicht adsorbierte MTBE-Konzentration in der wässrigen Phase nach Filtration über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C 1,2 µm) bestimmt.

3.5.1.3 Sorptionsversuche MKW

Für die Stoffgruppe der MKW erfolgte im Gegensatz zu den vorhergehenden Batchversuchen die Bestimmung der Sorptionsisotherme sowie der Sorptionskinetik in Säulenversuchen (Abbildung 11).

Maßgeblicher Grund hierfür waren zum einen Probleme bei der Abtrennung des Sorptionsmaterials von der flüssigen Phase. Mittels der üblichen Vakuumfiltration über Glasfaserfilter war keine zufriedenstellende Trennung der flüssigen Phase vom Sorptionsmaterial möglich. Es zeigte sich sehr deutlich, dass sich aufgrund der hydrophoben Eigenschaft noch nicht adsorbierte Kohlenwasserstoffe während des Filtrierens auf das Sorptionsmaterial legten und sich dort ein oberflächiger MKW-Film bildete. Dieser zusätzliche Rückhalt beeinflusst die Bilanzierung des Gesamtrückhaltes außerordentlich, d. h., die Adsorptionsleistung des Sorptionsmaterials wurde wesentlich höher eingeschätzt, als sie tatsächlich war.

Ferner bestand während des Schüttelns die Schwierigkeit das Sorptionsmaterial und die MKW in ausreichendem Kontakt zu bekommen, da die Kohlenwasserstoffe aufgrund der geringeren Dichte aufschwimmen und sich das Sorptionsmaterial eher in Bodennähe sammelt. Aus diesen Gründen wurden die Adsorptionsversuche nicht im Batch- sondern im Säulenversuch durchgeführt. Das durch zwei Glasfritten (Porenweite 0, 160-250 µm) in der Säule gehaltene Sorptionsmaterial wurde aufwärts durchströmt.

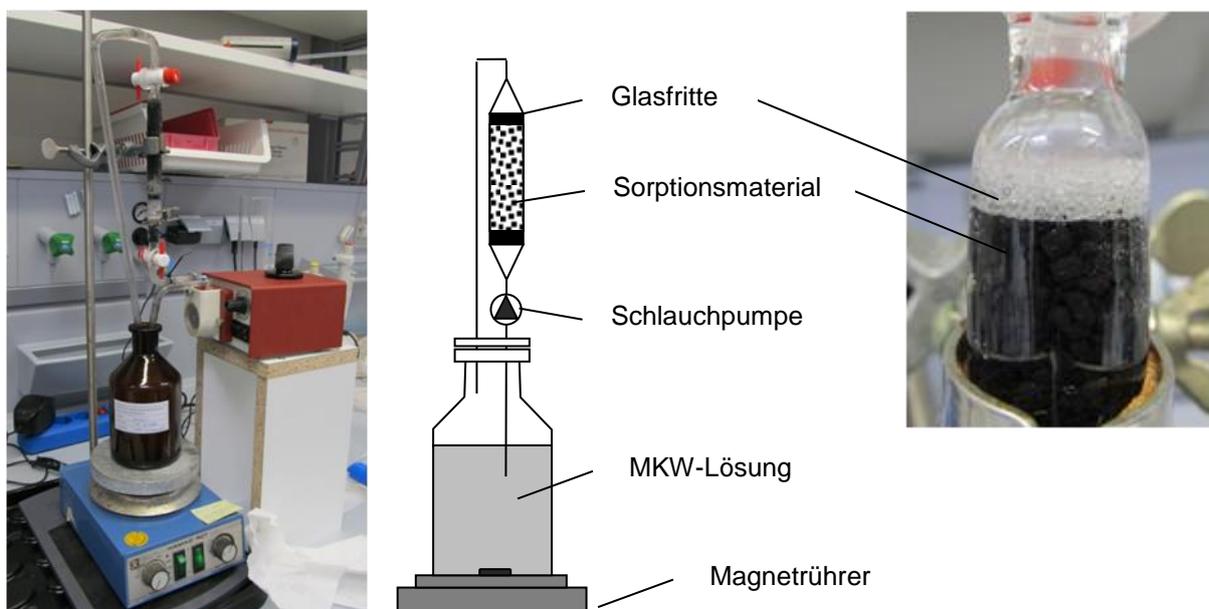


Abbildung 11: Versuchsaufbau Adsorptionssäule

Zur Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität wurden 5 g Sorptionsmaterial mit 500 ml Heizöl-Lösung (Heizöl EL als Repräsentant für MKW) in Pufferlösung in einer Glas-

säule 24 h lang aufwärts durchströmt. Heizöl-Ausgangskonzentrationen zwischen 500 und 25.000 mg/l wurden eingesetzt. Alle Experimente wurden bei Raumtemperatur ($22 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$) durchgeführt.

Für die Bestimmung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurden 5 g Sorptionsmaterial mit 500 ml Heizöl-Lösung mit einer Konzentration von 100 mg/l in einer Glassäule aufwärts durchströmt und die Adsorption nach den Reaktionszeiten 0 min, 5 min, 10 min, 15 min, 30 min, 60 min, 120 min analysiert. Hierzu wurde die nicht adsorbierte MKW-Konzentration in der wässrigen Phase bestimmt.

Das Sorptionsmaterial Tixosorb konnte nicht mittels der Adsorptionssäulen untersucht werden. Das pulverförmige Tixosorb führte zur Verstopfung der Glasfritten innerhalb der Glassäule.

3.5.2 Sorptionsisotherme nach Freundlich und Langmuir

Zur Beschreibung der maximalen Adsorptionskapazität wurden die Modelle nach Freundlich und nach Langmuir verwendet. Bei Adsorptionsisothermen besteht das Gleichgewicht zwischen Adsorption und Desorption an einer Oberfläche (allgemeiner an einer Grenzfläche). Sie stellen die an der Oberfläche gebundene Stoffmenge (das Sorbat) in Abhängigkeit von der in der Lösung befindlichen Stoffmenge dar. Adsorptionsisothermen werden durch Adsorptionsversuche ermittelt, d. h., ein unbeladener Sorbent wird in Kontakt gebracht mit einer Lösung, die den zu betrachtenden Stoff enthält.

Freundlich-Isotherme (Gleichung 2 bzw. 3):

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (2)$$

$$\log q_e = \log K_f + 1/n \cdot \log C_e \quad (3)$$

mit

q_e	mg/g	Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)
K_f	(mg/g) (l/mg) ^{1/n}	Freundlich-Sorptionskoeffizient
$1/n$	-	Freundlich-Exponent
C_e	mg/l	Konzentration des Sorbats in Lösung

Freundlich-Isothermen [Freundlich, 1907] tragen der Tatsache Rechnung, dass bei stärkerer Beladung der Sorptionsoberflächen des Sorbenten nur weniger Sorbat aufgenommen werden kann. Aufgrund des Potenz-Wachstums kann jedoch eine vollständige Beladung der Oberflächen nicht abgebildet werden. Dies ist praktisch für Isothermen zutreffend, da der Sättigungsdruck des Adsorbens vergleichsweise hoch ist oder nicht erreicht werden kann (superfluide Medien).

Die Langmuir-Isotherme [Langmuir, 1932] ist das einfachste Sorptionsmodell. Es werden die Annahmen getroffen, dass Adsorption in einer einzelnen molekularen Schicht stattfindet, alle Sorptionsplätze gleichwertig sind, die Oberfläche gleichförmig ist und es keine Wechselwirkungen zwischen benachbarten Sorptionsplätzen und den adsorbierten Teilchen gibt. Die

Langmuir-Isotherme kann eine maximale Beladung der Sorptionsoberflächen abbilden und ist damit Ausgangsbasis für weitere Adsorptionsmodelle.

Langmuir-Isotherme (Gleichung 4 bzw. 5):

$$q_e = q_m \cdot K_L C_e / (1 + K_L C_e) \quad (4)$$

$$C_e/q_e = 1/(K_L \cdot q_m) + C_e/q_m \quad (5)$$

mit

q_e	mg/g	Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)
K_L	l/ μ g	Langmuir-Sorptionskoeffizient
q_m	mg/g	maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)
C_e	mg/l	Konzentration des Sorbats in Lösung

3.6 Säulenversuche

Zur Ermöglichung einer besseren Abschätzung des Schadstoffrückhaltes sowie der maximalen Standzeit des Filters müssen die Sorptionskapazitäten der Filtermaterialien, welche die besten Ergebnisse in den Schüttelversuchen zeigten, in Säulenversuchen ermittelt werden. Dabei wurden sowohl die Materialien einzeln in den Vorversuchen nach ihrem Schadstoffrückhalt evaluiert, als auch der Einfluss von Schichtungen verschiedener Materialien auf den Rückhalt untersucht. Zusätzlich wurde eine optimale Schichtung für die großtechnischen Versuche ermittelt, die sowohl den Rückhalt organischer Schadstoffe als auch von Schwermetallen sicherstellt. Diese Filtermaterialkombination wurde anhand definierter Regenspenden untersucht. Ebenfalls wurde der Einfluss von Auftausalzen auf eine mögliche Remobilisierung der Schwermetalle in den Säulen ermittelt.

Auf eine Untersuchung des Einflusses von Auftausalzen auf eine mögliche Remobilisierung von PAK und MTBE konnte verzichtet werden, da diese anhand von Schüttelversuchen, die im Rahmen einer Dissertation an der Technischen Universität München mit den gleichen Filtermaterialien durchgeführt wurden, ausgeschlossen werden kann [Li, 2012].

3.6.1 Randbedingungen

Als die drei wichtigsten Randbedingungen, die im Hinblick auf die spätere Umsetzung der Filtermaterialkombination im großtechnischen Maßstab berücksichtigt werden müssen, sind die folgenden Punkte zu nennen:

- Höhe Filterbett: max. ca. 40 cm
- Filterflächenverhältnis: nicht Ronsdorfer Straße mit 2,5 m² zu 10.000 m² sondern Robert-Daum-Platz mit 1,8 m² zu 7.600 m² maßgebend
- Bemessungsabfluss 14,44 l/s: EBCT (Empty Bed Contact Time) beträgt ca. 70 s bzw. die Mindest-Ausgangsdurchlässigkeit des neuen Filters muss bei ca. 5,0·10⁻³ m/s liegen

3.6.2 Versuchsaufbau und -durchführung

3.6.2.1 Vorversuche TUM

Ausgehend von den Ergebnissen der Schüttelversuche wurden die beiden Materialien Aktivkohle F300 und Braunkohlekoks ausgewählt, um für diese Filtermaterialien mittels erster Säulenversuche realistischere Kapazitäten und Wirkungsgrade ermitteln zu können sowie grundlegende Fragestellungen zu klären. Dazu zählt das unterschiedliche Rückhalteverhalten von PAK, MTBE und Schwermetallen unter einer gleichen, realitätsnäheren Kontaktzeit, das Konkurrenzverhalten bezüglich des Rückhaltes zwischen diesen Stoffen, zwischen verschiedenen Schwermetallen sowie zwischen Schwermetallen und den organischen Substanzen. Ferner müssen mögliche Unterschiede im Rückhalt der Stoffe bei der Verwendung verschiedener Filtermaterialkombination ermittelt werden. Für die PAK wurde als Stellvertreter wiederum Naphthalin verwendet, welches besonders gut wasserlöslich ist. Für die Schwermetalle wurde im ersten Schritt das in Verkehrsflächenabflüssen besonders aufkommensrelevante Zink genommen, jedoch wurden auch Kupfer und Nickel berücksichtigt.

Die für die Vorversuche verwendeten Säulen hatten einen Durchmesser von 18 mm und das Filterbett hatte eine Höhe von 23 cm (Abbildung 12). Durch diese kleinen Abmessungen ist es möglich, mit relativ wenig kontaminierten Wassermengen zu arbeiten, aber dennoch wesentliche Erkenntnisse zu erzielen.



Abbildung 12: Versuchsaufbau der TUM: Bestimmung der Sorptionskapazitäten [Li, 2012]

Jedes der beiden Filtermaterialien Aktivkohle F300 und Braunkohlekoks wurde in je einem Versuch mit einem der drei Stoffe Naphthalin (Nap), MTBE und Zink einzeln bei einer über alle Versuche konstanten EBCT von 20 min von unten nach oben beladen. Dies entspricht bei den verwendeten Säulen einer Fließgeschwindigkeit von 3 ml/min. Außerdem wurde die Aktivkohle mit MTBE und Zink bzw. MTBE und NOM (Natural Organic Material) in Kombination beschickt. Der Braunkohlekoks wurde ferner mit Zink, Kupfer und Nickel beladen. Zusätzlich wurden beide Kohlen im Volumenverhältnis 1:1 verwendet und diese sowohl als Schichtung als auch als Mischung auf den gleichzeitigen Rückhalt von Zink und MTBE untersucht.

3.6.2.2 Halbtechnischer Maßstab TUM

Aufgrund der erhöhten Anforderungen durch die große Anschlussfläche im Verhältnis zur kompakten Filteroberfläche ist auch die Kontaktzeit des zu behandelnden Verkehrsflächenabflusses mit dem Filtermaterial, dessen Aufbau konstruktionsbedingt auf maximal 40 cm Höhe begrenzt ist, relevant. Für die Kinetik und aufgrund der höheren Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen ist die Kontaktzeit besonders beim Schwermetallrückhalt im Vergleich zu den organischen Spurenstoffen als kritisch anzusehen. Daher wurden im halbtechnischen Maßstab (Säulen mit Durchmesser 50 mm, Abbildung 13) weitere Untersuchungen zum Rückhalt der Schwermetalle Kupfer und Zink durchgeführt.

Dabei wurden neben den beiden Kohlen zusätzlich die Materialien Sorp2 sowie die rezyklierte Aktivkohle 301 zu Vergleichszwecken verwendet, welche gute Rückhaltekapazitäten in Bezug auf Schwermetalle aufweisen.

Anschließend wurde der Einbau der Filtermaterialien als Kombination anhand weiterer Säulenversuche im halbtechnischen Maßstab optimiert. Dabei wurde die Reihenfolge der verwendeten Kohlen, von Sorp2 sowie der Betonstückchen als Strömungsgleichrichter (FM_fein) einmal variiert. Es wurde sowohl die Körnung bei diesen Betrachtungen berücksichtigt, als auch der pH-Wert (siehe Kapitel 3.2.1) und die damit verbundenen Wirkmechanismen.



Abbildung 13: Versuchsaufbau der TUM: weitergehende Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab

Jedes Material bzw. jede Materialkombination wurde in je zwei Säulen mit einer Betthöhe von 40 cm mit den beiden Schwermetallen Zink und Kupfer in Kombination mit einer Jahresfracht, aufgeteilt in drei Teilregenspenden analog zur Prüfvorschrift des DIBt, beladen. Dabei wurde jede Säule getrennt über jeweils einen Vorlagebehälter mit einer Förderpumpe von unten nach oben beschickt (Abbildung 14). Zur Einstellung der entsprechenden Regenspenden hatte jeder Zulauf einen eigenen Durchflussmesser. Zusätzlich wurde der Durchfluss regelmäßig ausgelitert sowie über die Massenabnahme im Vorlagebehälter mittels Waage überprüft.

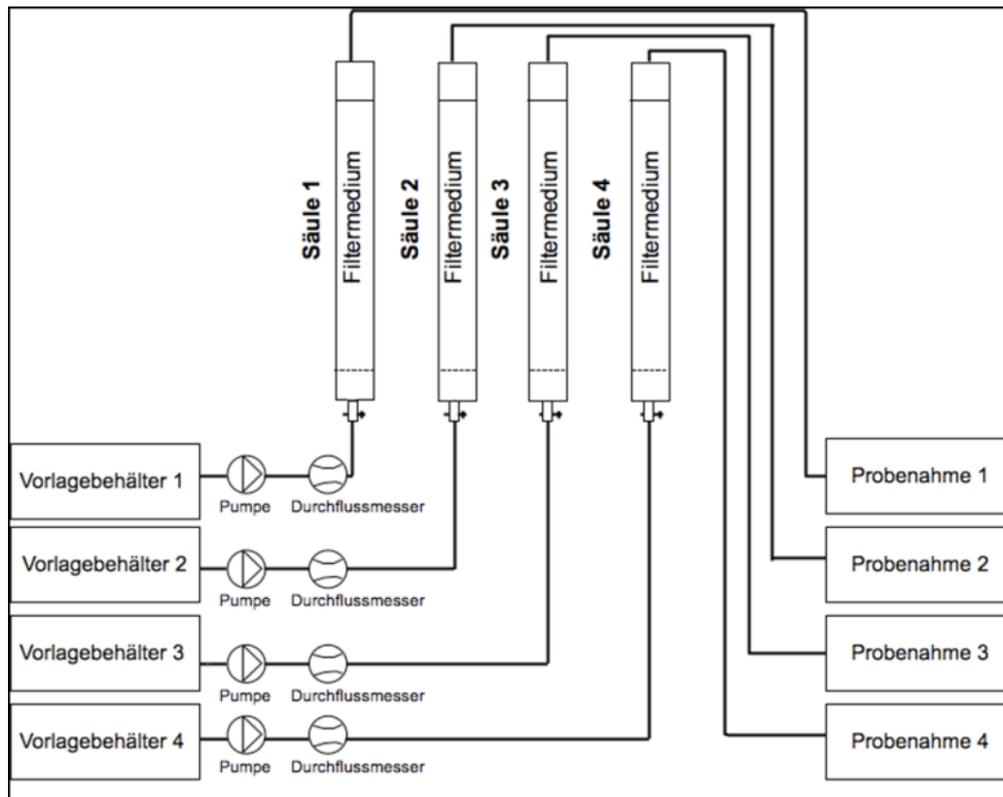


Abbildung 14: Schema des Versuchsaufbaus der TUM: weitergehende Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab [Wulff, 2014]

Für die Untersuchung des Rückhaltes der Schwermetalle Zink und Kupfer wurden deionisiertes Wasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit $< 2,0$ -S/cm verwendet, in dem die beiden Schwermetalle Kupfer und Zink in definierten Konzentrationen (siehe Tabelle 13) in Lösung gebracht wurden. In den Vorlagenbehältern wurde ein pH-Wert von $5,0 \pm 0,5$ mit Salpetersäure eingestellt, damit die Schwermetalle vollständig gelöst vorliegen. Im Anschluss wurde aus den Vorlagebehältern je eine Zulaufprobe entnommen und in dieser die Temperatur sowie die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Nachdem der erforderliche Durchfluss innerhalb von drei Minuten eingestellt war, wurden über die Dauern der jeweiligen Regenspenden 1 bis 3, jeweils vier Proben gleichmäßig, über die Regenspende verteilt, mittels 250 ml PE-HD-Flaschen entnommen und im direkten Anschluss der pH-Wert, die Temperatur und die elektrische Leitfähigkeit gemessen [Wulff, 2014].

Tabelle 13: Teilversuche zum Schwermetallrückhalt

Teilversuch	Regenspende (l/(s·ha))	Zufluss (l/h)	Dauer (min)	Art des Beschickungswassers	Konzentration Zn (mg/l)	Konzentration Cu (mg/l)
Regenspende 1	2,5	7,5	480	deionisiert	6,25	0,72
Regenspende 2	6,0	18	200	deionisiert	6,25	0,72
Regenspende 3	25	75	48	deionisiert	6,25	0,72

Anschließend wurde eine Spülregenspende (Trinkwasser ohne Zusätze) mit einer Regenspende von 25 l/(s·ha), was einem Durchfluss von 75 l/h entspricht, über eine Dauer von 48 min eingestellt.

Nach einer ca. 19 Stunden dauernden Ruhephase, in der die Anlage wie in Realität mit Wasser dauereingestaut war, wurden die Vorlagebehälter mit Trinkwasser befüllt und die entsprechenden Mengen an Natriumchlorid (NaCl), Calciumchlorid (CaCl₂) und Magnesiumchlorid-Hexahydrat (MgCl₂) vollständig in Lösung gebracht (Tabelle 14), um die Remobilisierung von Schwermetallen durch Auftausalze zu untersuchen.

Tabelle 14: Teilversuche zur Remobilisierung durch Auftausalze

Teilversuch	Regenspende (l/(s·ha))	Zufluss (l/h)	Dauer (min)	Art des Beschickungswassers	Konzentration Salz A (g/l)	Konzentration Salz B (g/l)
Regenspende 4	6,0	18	200	Trinkwasser	NaCl: 10,0	CaCl ₂ : 2,5
Regenspende 5	6,0	18	200	Trinkwasser	NaCl: 10,0	MgCl ₂ · 6 H ₂ O: 2,5

Dabei wurde für die Regenspende 4 eine in Trinkwasser gelöste Mischung aus NaCl und CaCl₂, für die Regenspende 5 entsprechend eine Mischung aus NaCl und MgCl₂, verwendet. Zwischen den beiden Regenspenden wurde erstens, die oben genannte Spülregenspende mit Trinkwasser wiederholt durchgeführt, und zweitens, eine Ruhepause von ca. einer Stunde zwischen den beiden Auftausalzversuchen eingehalten. Über die Dauer von je 200 min wurden gleichmäßig verteilt, alle 50 min Ablaufproben mittels 250 ml PE-HD-Flaschen entnommen und im direkten Anschluss der pH-Wert, die Temperatur und die elektrische Leitfähigkeit gemessen.

Zusätzlich wurde die fertig entwickelte Filtermaterialkombination, die auch in den großtechnischen Anlagen zur Langzeituntersuchung eingebaut wurde, auf den Rückhalt von ETBE und MTBE anhand mittlerer Regenspenden von 6,0 l/(s·ha) untersucht. Dabei wurden Glaskolben mit einem Volumen von 10 l mit deionisiertem Wasser und MTBE bzw. ETBE gefüllt. Um den Austrag der flüchtigen Stoffe MTBE und ETBE aus dem Glaskolben zu reduzieren, wurde der Versuch unmittelbar nach der Befüllung der Glaskolben durchgeführt. Zusätzlich wurde sowohl zu Beginn als auch am Ende jeder Teiluntersuchung eine Zulaufprobe genommen. Mit einer Regenspende von 6,0 l/(s·ha), was einer Dauer von ca. 30 min entspricht, wurden die Säulen mit den organischen Spurenstoffen beschickt. Dabei wurden alle 10 min zwei Ablaufproben genommen. Die Erste wurde mittels 250 ml PE-HD-Flaschen entnommen um im direkten Anschluss den pH-Wert, die Temperatur und die elektrische Leitfähigkeit messen zu können. Des Weiteren wurde je Probenahmezeitpunkt eine Ablaufprobe in 24 ml Vials gegeben, welche blasenfrei mit der Ablaufprobe befüllt wurden, um darin die entsprechenden MTBE- und ETBE-Konzentrationen im Labor zu bestimmen.

Als Untersuchungsparameter für den zuletzt durchgeführten Durchbruchversuch dienten die Schwermetalle Zink und Kupfer. Es wurde wiederum eine Zulaufkonzentration an Zink von 6,25 mg/l und an Kupfer von 0,72 mg/l verwendet. Zwei der zu untersuchenden Säulen (Säulen 1 und 2) wurden mit einer Mischung aus drei Teilen deionisiertem Wasser und einem Teil

Trinkwasser beschickt, mit dem Ziel eine elektrische Leitfähigkeit von ca. 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu erreichen. Dies kommt einem realen Wert eines Verkehrsflächenabflusses nahe. Dahingegen wurden die beiden Säulen 3 und 4 vollständig mit deionisiertem Wasser beschickt. Für alle Säulen wurde ein Durchfluss von 18 l/h eingestellt, was einer Regenspende von 6,0 l/(s·ha) entspricht. Über die Dauer von je 200 min wurden gleichmäßig verteilt, alle 50 min Ablaufproben mittels 250 ml PE-HD-Flaschen entnommen und im direkten Anschluss wurden der pH-Wert, die Temperatur und die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Pro Tag wurden zwei Regenereignisse simuliert und somit pro Woche zehn Regenereignisse. Zwischen den Regenereignissen war die Anlage wie in Realität mit Wasser dauereingestaut.

3.6.2.3 Halbtechnischer Maßstab RUB

Auf Grundlage der vorangegangenen Untersuchungen wurde ein Filteraufbau konzipiert, der in großtechnischen Anlagen an verschiedenen Standorten eingebaut wurde. Vorab wurde die Filtermaterialkombination im halbtechnischen Maßstab (Säulen mit Durchmesser 50 mm) hinsichtlich des Rückhalts der organischen Schadstoffe (MKW, PAK, MTBE) sowie der Schwermetalle Kupfer und Zink untersucht. Die Beladung des Filters erfolgte wie in den vorherigen Säulenversuchen als Kombination einer Schwermetall-Jahresfracht, aufgeteilt in drei Teilregenspenden analog zur Prüfvorschrift des DIBt. Die Auswahl der MKW-Zulaufkonzentration orientierte sich ebenfalls an der Prüfvorschrift des DIBt. Jedoch resultiert aus der längeren Dauer der Schwermetallprüfung eine etwa 2,5-fache MKW-Jahresfracht, die parallel mit den Schwermetallen aufgebracht wurde. Für die Versuche wurde das Verhältnis der angeschlossenen befestigten (Verkehrs)Fläche zur Fläche des Filterelementes mit 0,4 m^2/cm^2 zugrunde gelegt. Dieses Verhältnis entspricht den Gegebenheiten am Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße (ca. 1 ha angeschlossener Fläche bei 2,5 m^2 Filterfläche).

Der Versuchsaufbau, der sich an den vorangegangenen halbmaßstäblichen Untersuchungen orientierte, ist in Abbildung 15 dargestellt. Dabei wurde die Säule über zwei Vorlagebehälter (je 28 Liter), in der die Schwermetalllösung enthalten war, mit einer Förderpumpe (ecoline, Ismatec, Schweiz) von unten nach oben beschickt. Der wesentliche Unterschied zu den vorherigen Untersuchungen ist die Zugabe der organischen Schadstoffe mittels Glasspritze (Volumen 500 μl) direkt in den Zulauf zur Säule. Am Fuß der Säule war ein Septum installiert, durch das der Mischung der organischen Schadstoffe zu dosiert wurde. So konnte auf das Pumpen der organischen Schadstoffe verzichtet werden. Eine vorzeitige Adsorption der Stoffe im Schlauch oder Verflüchtigung im Vorlagebehälter sollte hierdurch vermieden werden.

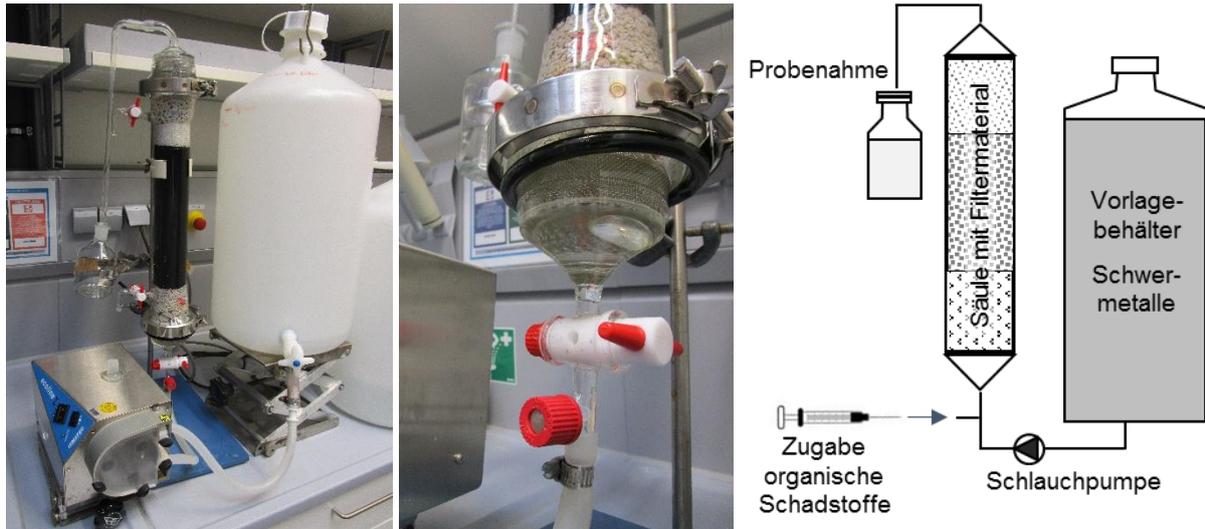


Abbildung 15: Versuchsaufbau der RUB: weitergehende Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab

Die organischen Schadstoffe (MKW, PAK und MTBE) wurden in dem entsprechenden Verhältnis als Mischung in Glas-Vials (Volumen 1,5 ml, PTFE-Dichtung) abgefüllt. Dies ermöglichte die Hinzudosierung in dem stets gleichen Mischungsverhältnis. Für die Versuchsreihen zur Ermittlung der Filterkapazität wurde der pH-Wert im Vorlagebehälter durch Zugabe von 70 µl Salpetersäure auf $\text{pH } 4,5 \pm 0,5$ eingestellt, um die Schwermetalle Kupfer und Zink vollständig in Lösung zu halten. Einen Überblick über die gewählten Versuchseinstellungen gibt die Tabelle 15.

Tabelle 15: Teilversuche zum Rückhalt der organischen Schadstoffe und Schwermetalle

Teilversuch	Regenspende (l/(s·ha))	Zufluss (l/h)	Dauer (min)	Art des Besichtigungswassers	Konzentration				
					MKW (mg/l)	PAK (mg/l)	MTBE (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)
Regenspende 1	2,5	7,5	480	deionisiert	75	0,1	3,0	6,25	0,72
Regenspende 2	6,0	18	200	deionisiert	75	0,1	3,0	6,25	0,72
Regenspende 3	25	75	48	deionisiert	75	0,1	3,0	6,25	0,72

Analog zu den vorangegangenen Versuchsreihen wurde aus den Vorlagebehältern je eine Zulaufprobe entnommen und in dieser der pH-Wert sowie die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Über die Dauer der jeweiligen Regenspenden 1 bis 3, wurden für jeden zu untersuchenden Schadstoff jeweils vier Proben gleichmäßig, über die Regenspende verteilt, entnommen und anschließend ebenfalls der pH-Wert sowie die elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Die zu untersuchenden Schwermetallproben wurden mittels 250 ml PE-HD-Flaschen entnommen. Für Entnahme der MKW- sowie der PAK-Ablaufproben wurden 500 ml Glas-Flaschen mit Glasstopfen verwendet. Die MTBE-Proben wurden blasenfrei in 24 ml Vials gefüllt.

Im Anschluss an den Teilversuch 3 wurde die Säule mit Trinkwasser (ohne Zusätze) für eine Dauer von 48 min gespült (Regenspende von 25 l/(s·ha) bzw. Durchfluss von 75 l/h). Nach einer Ruhephase wurden die Teilversuche zur Untersuchung der Remobilisierung von Schwermetallen durch Auftausalze durchgeführt (Tabelle 16). Hierfür wurde eine in Trinkwasser gelöste Mischung aus NaCl und CaCl₂ (Regenspende 4) sowie anschließend eine Mischung aus NaCl und MgCl₂ (Regenspende 5) eingesetzt.

Tabelle 16: Teilversuche zur Remobilisierung durch Auftausalze

Teilversuch	Regenspende (l/(s·ha))	Zufluss (l/h)	Dauer (min)	Art des Beschickungswassers	Konzentration Salz A (g/l)	Konzentration Salz B (g/l)
Regenspende 4	6,0	18	200	Trinkwasser	NaCl: 10,0	CaCl ₂ : 2,5
Regenspende 5	6,0	18	200	Trinkwasser	NaCl: 10,0	MgCl ₂ : 2,5

Die Entnahme der zu untersuchenden Schwermetallproben erfolgte mittels 250 ml PE-HD-Flaschen jeweils gleichmäßig verteilt über die Dauer von 200 min. Der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit der Ablaufproben wurden direkt nach erfolgter Probennahme bestimmt. Zwischen den beiden Regenspenden erfolgte eine Spülregenspende mit Trinkwasser (Regenspende von 25 l/(s·ha) bzw. Durchfluss von 75 l/h).

Des Weiteren wurde in einer Versuchsreihe der Einfluss der Zusammensetzung des Beschickungswassers untersucht. Hierfür wurde eine noch unbeladene Filtersäule mit Niederschlagswasser beschickt. Dieses setzt sich aus Proben der Regenereignisse vom 01.09. und 16.09.2015 des Standortes Mönchengladbach zusammen. Die Proben wurden im Zu- und Ablauf sowie vor der Filterstufe genommen. Zu den Proben wurden je 6 Liter feststoffreichen Schachtwassers hinzugegeben, das am 08.09.2015 aus dem Schacht gepumpt wurde, um ein Vorlagevolumen von 28 l je Teilversuch zu erreichen und den Feststoffgehalt zu erhöhen.

Die Proben wurden jeweils zur Hälfte in den Vorlagebehälter gefüllt, sodass für die zwei aufgebrachten Regenspenden Niederschlagswasser gleicher Zusammensetzung genutzt wurde. Aufgestockt wurde die Vorlage mit den Schwermetallen Kupfer und Zink, um die vergleichbare Konzentrationsbereiche erreichen. Der pH-Wert wurde durch die Zugabe von 70 µl Salpetersäure nur geringfügig abgesenkt und lag somit zwischen 7,0 und 7,2. Die Zugabe der organischen Schadstoffe erfolgte mittels Glasspritze über ein Septum direkt in den Zulauf zur Säule. Die Tabelle 17 gibt einen Überblick über die gewählten Versuchseinstellungen.

Tabelle 17: Teilversuche zum Rückhalt der organischen Schadstoffe und Schwermetalle bei realer Zusammensetzung von Verkehrsflächenabflüssen

Teilversuch	Regenspende (l/(s·ha))	Zufluss (l/h)	Dauer (min)	Art des Besichtigungswassers	Konzentration						
					MKW (mg/l)	PAK (mg/l)	MTBE (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	AFS (mg/l)	DOC (mg/l)
Regenspende 1	2,5	7,5	200	Niederschlagswasser	75	0,2	3,0	0,625	0,072	100	10
Regenspende 2	25	75	20	Niederschlagswasser	75	0,2	3,0	0,625	0,072	100	10

3.6.2.4 Feldsäulen RUB

Um die eingesetzten Filtermaterialien auch während der Betriebsphase sowie nach dem Einsatz im Filterschacht-System weitergehend zu untersuchen, wurden bei der Ausrüstung der Filterschächte an den Standorten Wuppertal und Mönchengladbach Glassäulen (Durchmesser 10 cm, Höhe 45 cm), die analog zum Aufbau des Filters gefüllt wurden, mit in die Anlage integriert (Abbildung 16, links). Diese ermöglichten ohne Störung des eigentlichen Filters nicht nur einen Einblick in den Ist-Zustand des Filterkörpers sondern auch die anschließende Untersuchung im Labor. Neben der Bestimmung der Durchlässigkeit wurde orientierend an den Zulassungsgrundsätzen des DIBt zur Prüfung von „Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“ [DIBt, 2015] in mehreren Versuchsreihen die noch vorhandene Kapazität der Feldsäulen bezüglich der Schwermetalle Kupfer und Zink sowie zusätzlich bezüglich der organischen Schadstoffe MKW, PAK, MTBE bei unterschiedlichen Regenspenden ermittelt. Anschließend wurde eine mögliche Schadstoffremobilisierung infolge Auftausalzeinwirkung untersucht (Abbildung 16, rechts).



Abbildung 16: Einbau der Feldsäulen in den Filterkörper am Standort Wuppertal (links), Versuchsaufbau zur weitergehenden Untersuchung der Feldsäulen im Labor (rechts).

Die Feldsäulen wurden aus einem Vorlagebehälter (25 Liter) über eine Schlauchpumpe (ecoline, Ismatec, Schweiz) aufwärts durchströmt beschickt (Strömungsgeschwindigkeiten siehe Tabelle 19). Die Zugabe der organischen Schadstoffe erfolgte mittels einer Glasspritze (Volumen 500 µl) über einen seitlichen Zugang am Säulenboden direkt in den Zulauf.

Die einzelnen Versuchseinstellungen für die Untersuchung der Feldsäulen der Standorte Wuppertal und Mönchengladbach sind in Tabelle 18 aufgeführt. Die jeweiligen Zulaufkonzentrationen für die Parameter Kupfer, Zink, MKW, Salz und AFS richteten sich nach den Zulaufkonzentrationen bzw. -konzentrationen im DIBt-Verfahren [DIBt, 2015]. Die hierfür zugrunde gelegte Anschlussfläche von ca. 31,4 m² resultiert aus dem Verhältnis $A_{e,b}/A_F$ (befestigte Fläche des Einzugsgebiets/Filterfläche) des FiltaPex-Systems in Wuppertal. Die Konzentrationen der PAK sowie des MTBE wurden unter Berücksichtigung der realen Konzentrationsverhältnisse im Niederschlagswasser sowie der analytischen Bestimmungsgrenzen gewählt. Die organischen Schadstoffe (MKW, PAK und MTBE) wurden wie in den vorangegangenen Versuchsreihen in dem entsprechenden Verhältnis als Mischung in Glas-Vials (Volumen 1,5 ml, PTFE-Dichtung) abgefüllt. Für die Versuchsreihen zur Ermittlung des Rückhaltevermögens (Durchläufe 1 bis 9) wurde der pH-Wert im Vorlagebehälter durch Zugabe von 70 µl Salpetersäure zwischen pH 4-5 eingestellt. Für die Beschickung der Säule wurde in allen Teilversuchen deionisiertes Wasser verwendet.

Des Weiteren wurde an einer Feldsäule des Standorts Wuppertal der Feststoffrückhalt mit Millisil W4 als Ersatzstoff der Feststofffraktion < 200 µm überprüft. Hierfür wurde das Millisil W4 mittels eines Magnetrührers in einem Becherglas suspendiert und über einen seitlichen Zugang am Säulenboden direkt in den Zulauf gepumpt. Ziel war es, ein vorzeitiges Absetzen in den Schläuchen oder im Vorlagebehälter zu vermeiden. Die Proben wurden als Gesamtablaufproben in 500 ml Glasflaschen abgefüllt.

Neben der Prüfung des Stoffrückhaltes im Labor wurde jeweils aus einer weiteren Feldsäule unmittelbar nach dem Einsatz im Filterschachtsystem das Filtermaterial schichtenweise ausgebaut, um es anschließend auf die Schadstoffe (Kupfer, Zink, MKW, PAK) die während des Betriebs im Filter zurückgehalten wurden, zu analysieren. Für eine bessere Differenzierung des Schadstoffrückhaltes wurde unterschieden zwischen dem Rückhalt durch das Filtermaterial selbst sowie dem Rückhalt bedingt durch die Elimination der abfiltrierten Stoffe. Hierfür wurde das Filtermaterial im originalen (nicht gespülten) Zustand und im von den Feststoffen befreiten (gespülten) Zustand analysiert.

Tabelle 18: Versuchprogramm Feldsäule

Teil- ver- such	Regen- spende (l/(s·ha))	Zu- fluss (l/h)	Dauer (min)	Konzentration						
				Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	MKW (mg/l)	PAK (mg/l)	MTBE (mg/l)	Salz NaCl (g/l)	AFS (g/l)
1	2,5	28	2 · 53	0,72	6,25	-	-	-	-	-
2	6	68	22	0,72	6,25	-	-	-	-	-
3	15	170	9	0,72	6,25	-	-	-	-	-
4	2,5	28	2 · 53	0,072	0,625	-	-	-	-	-
5	6	68	22	0,072	0,625	-	-	-	-	-
6	15	170	9	0,072	0,625	-	-	-	-	-
7	2,5	28	2 · 53	0,072	0,625	75	0,1	3	-	-
8	6	68	2 · 22	0,072	0,625	75	0,1	3	-	-
9	15	170	2 · 9	0,072	0,625	75	0,1	3	-	-
10	2,5	28	53	-	-	-	-	-	10	-
11	6	68	22	-	-	-	-	-	10	-
12	15	170	9	-	-	-	-	-	10	-
13	2,5	28	53	-	-	-	-	-	-	3,5
14	6	68	22	-	-	-	-	-	-	2,3
15	15	170	9	-	-	-	-	-	-	1,2

3.1.6.3 Vorgehensweise der Auswertung

Zur Berechnung der Durchbruchkurven wird ein Quotient (c/c_0) aus den Ergebnissen der Ablaufproben c und den Werten der Zulaufkonzentration c_0 gebildet. Dieses dimensionslose Verhältnis gibt an, inwieweit die Ablaufkonzentrationen denen der Ausgangskonzentrationen im Zulauf entsprechen. Bei Erreichen des Wertes 1,0 erfolgt ein vollständiger Durchbruch. Dies bedeutet, dass die Konzentrationen im Ablauf denen des Zulaufs entsprechen und somit das Filtermaterial in den Säulen keine Kapazität bezüglich des Rückhaltes mehr besitzt.

Die Durchbruchkurven können durch eine Vielzahl an Modellen mathematisch modelliert und abgebildet werden, wobei oftmals für die Durchbruchversuche das Modell nach *Yan et al.* (2001) verwendet wird. Bei diesem Modell handelt es sich um eine empirische Weiterentwicklung des Thomas-Modells und eignet sich zur Modellierung von Durchbruchkurven, wobei *Yan et al.* (2001) in einer Studie feststellten, dass das Modell nach Gleichung 6 (YAN-

Modell) bessere Ergebnisse (Korrelationsfaktor R^2) gegenüber dem Modell nach Thomas erzielt. Die Gleichung für das Modell nach *Yan et al.* (2001) setzt sich wie folgt zusammen:

$$\frac{c}{c_0} = 1 - \frac{1}{1 + ((v \times t)/b)^a} \quad (6)$$

$$b = \frac{q_e \times w}{c_0} \quad (7)$$

mit

w	mg	Menge des in der Säule verwendeten Adsorbens
v	ml/min	Durchflussgeschwindigkeit
t	min	Versuchsdauer
a	ml	Empirischer Parameter des YAN-Modells
b	ml	Empirischer Parameter des YAN-Modells

4 Laborversuche

4.1 Schüttelversuche

4.1.1 Vorversuche zur pH-Abhängigkeit

Im ersten Schritt wurden Vorversuche zur pH-Abhängigkeit der Sorption von PAK, MKW und MTBE durchgeführt. In Vorversuchen wurden jeweils 5 g Sorptionsmaterial in 500 ml destilliertem Wasser für 24 Stunden gerührt und der pH-Wert aufgezeichnet. Für die Sorptionsmaterialien war festzustellen, dass bei Wasserzugabe der pH-Wert bereits innerhalb weniger Minuten deutlich ansteigt (Abbildung 17). Die größte pH-Änderung zeigte Braunkohlekoks mit einem pH-Wert von ca. 10,5 nach bereits zwei Stunden.

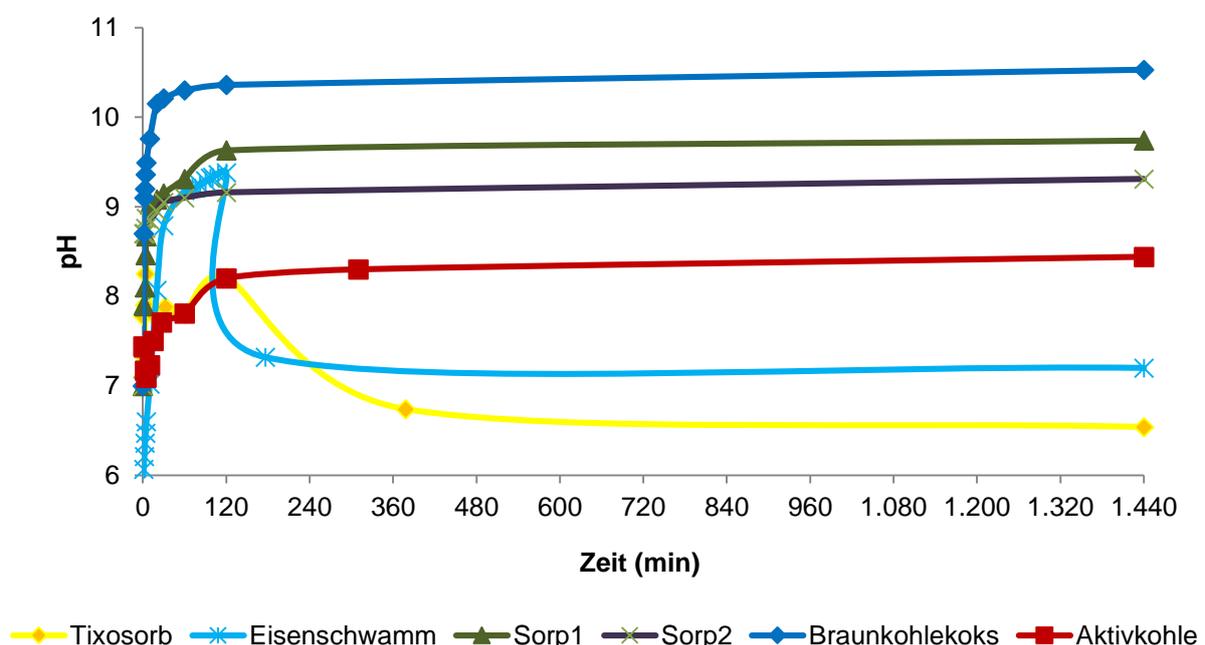


Abbildung 17: Veränderung des pH-Wertes der Sorptionsmaterialien bei Wasserzugabe

Dieser pH-Anstieg wird hauptsächlich durch das Sorptionsmaterial verursacht [Genc-Fuhrman et al., 2007]. Funktionelle Gruppen, die bei Wasserzugabe dissoziieren aber auch für die sorptive Bindung der organischen Spurenstoffe ideal geeignet sind, sind für die pH-Wert-Änderungen verantwortlich. Für das Sorptionsmaterial Tixosorb war anfänglich ebenfalls ein Anstieg des pH-Wertes festzustellen, jedoch fiel dieser nach ca. 2 h ab und pendelte sich im leicht sauren Bereich (pH = 6,5) ein.

Im Gegensatz zur Schwermetallelimination, die sehr stark pH-abhängig ist, ist der Einfluss des pH-Wertes für den Rückhalt organischer Spurenstoffe als sehr gering einzuschätzen. Messungen ergaben, dass bei verschiedenen pH-Werten im sauren und neutralen Bereich sich die Adsorptionskapazität des Sorptionsmaterials nicht verändert. In Abbildung 18 sind exemplarisch die Isothermen für die Adsorption von MTBE an Braunkohlekoks bei einem pH-Wert von 5 und 7 dargestellt. Beide Kurven liegen unmittelbar übereinander, sodass hier ein pH-Einfluss nahezu ausgeschlossen werden kann. Das gleiche Ergebnis konnte für die Ad-

sorption von Naphthalin und MKW an Braunkohlekoks und an den anderen Sorptionsmaterialien erhalten werden (hier nicht gezeigt). Es besteht auch hier keine pH-Abhängigkeit der Sorption, da insbesondere MKW und PAK sehr unpolar sind und nicht durch den pH-Wert beeinflusst werden.

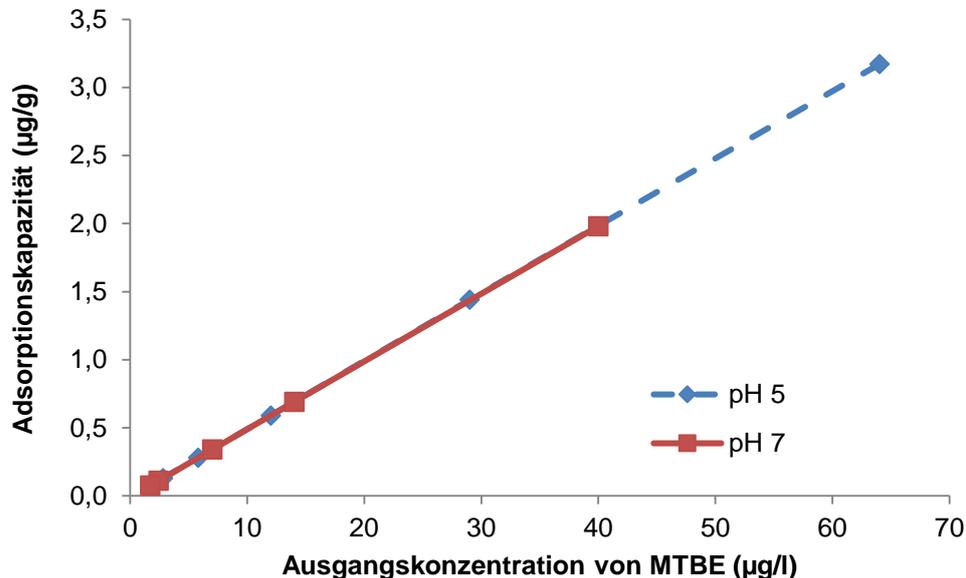


Abbildung 18: Adsorption von MTBE an Braunkohlekoks bei pH 5 und pH 7.

Nach dieser Untersuchung des pH-Einflusses auf die Adsorption der organischen Stoffe an verschiedenen Materialien wurden alle Schüttelversuche bei pH 7,0 durchgeführt, zumal aus Literaturdaten zu Verkehrsflächenabflüssen bekannt ist, dass der pH-Wert meist zwischen 6 und 8 liegt. Hierzu wurde die jeweilige Versuchslösung mit einer Pufferlösung aus Dihydrogenphosphat/Hydrogenphosphat ($\text{KH}_2\text{PO}_4/\text{Na}_2\text{HPO}_4$) auf pH 7,0 eingestellt.

Die Pufferlösung bestand aus:

- 0,066 molarer Kalium-Dihydrogenphosphat-Lösung (KH_2PO_4)
- 0,066 molarer Natrium-Hydrogenphosphat-Lösung (Na_2HPO_4)

Hierzu wurden 1,74 g KH_2PO_4 und 7,23 g Na_2HPO_4 in einem Liter deionisiertem Wasser gelöst. Von dieser Puffer-Stammlösung wurden 100 ml in einem 500-ml-Messkolben mit deionisiertem Wasser aufgefüllt.

Inwieweit sich die Veränderung des pH-Wertes durch das Sorptionsmaterial auf den pH-Wert innerhalb des dezentralen Behandlungssystems auswirkt, kann nur schwer abgeschätzt werden. Einerseits verfügen Niederschlagswasserabflüsse von Verkehrsflächen über Pufferkapazität, welche im Sommer schwächer ist als im Winter [Hilliges et al., 2007]. Andererseits ist schwer vorhersagbar, welche Mengen an Regenwasser das System durchströmen und für einen Austausch des Wassers sorgen. Die Praxisuntersuchungen sollen diese Fragestellung beantworten.

4.1.2 Sorptionsversuche PAK

Die Löslichkeit der meisten PAK in Wasser ist sehr gering und nimmt mit zunehmender Ringanzahl ab. Während Naphthalin, das einfachste PAK, bei dem zwei Benzolringe über eine gemeinsame Bindung anelliert sind, noch eine Löslichkeit in Wasser von 32 mg/l bei 25 °C aufweist, ist Anthrazen, das nächsthöhere PAK mit drei anellierten Benzolringen, unlöslich in Wasser. Fluoren, das nicht aus kondensierten Benzolringen besteht, sondern zwei Benzolringe über einen gemeinsamen Fünfring verbindet, besitzt eine Löslichkeit von 1,9 mg/l bei 25 °C. Alle anderen PAK sind praktisch unlöslich in Wasser. Daher war eine Bestimmung der Adsorptionsleistung der verschiedenen Adsorbentien bezüglich PAK nicht mit allen 16 PAK möglich. Da Naphthalin die größte Löslichkeit in Wasser aufweist, wurde es für die Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten der PAK ausgewählt.

Für die Versuche wurde Naphthalin in der Pufferlösung bei Raumtemperatur gelöst. Es konnten jedoch nicht wie in der Literatur beschrieben 32 mg/l sondern maximal 18,4 mg/l Naphthalin in Lösung gebracht werden. Für die Versuche schwankte die maximale Ausgangskonzentration an Naphthalin zwischen 14,2 und 18,4 mg/l, da nicht immer die gleiche Konzentration an Naphthalin in Lösung gebracht werden konnte. Abbildung 19 zeigt vergleichend die Adsorption von Naphthalin an den verschiedenen Adsorbentien bis zur höchsten, gelösten Naphthalin-Ausgangskonzentration.

Abbildung 19 zeigt, dass die Adsorptionskapazitäten für Braunkohlekoks, Aktivkohle, Tixosorb und Sorp2 bei Einsatz der größtmöglichen Ausgangskonzentration an Naphthalin noch nicht erschöpft sind. Eine Sättigung der Materialien Braunkohlekoks, Aktivkohle, Tixosorb und Sorp2 hat nicht stattgefunden. Eisenschwamm und Sorp1 zeigten hingegen eine schlechte Adsorptionsleistung.

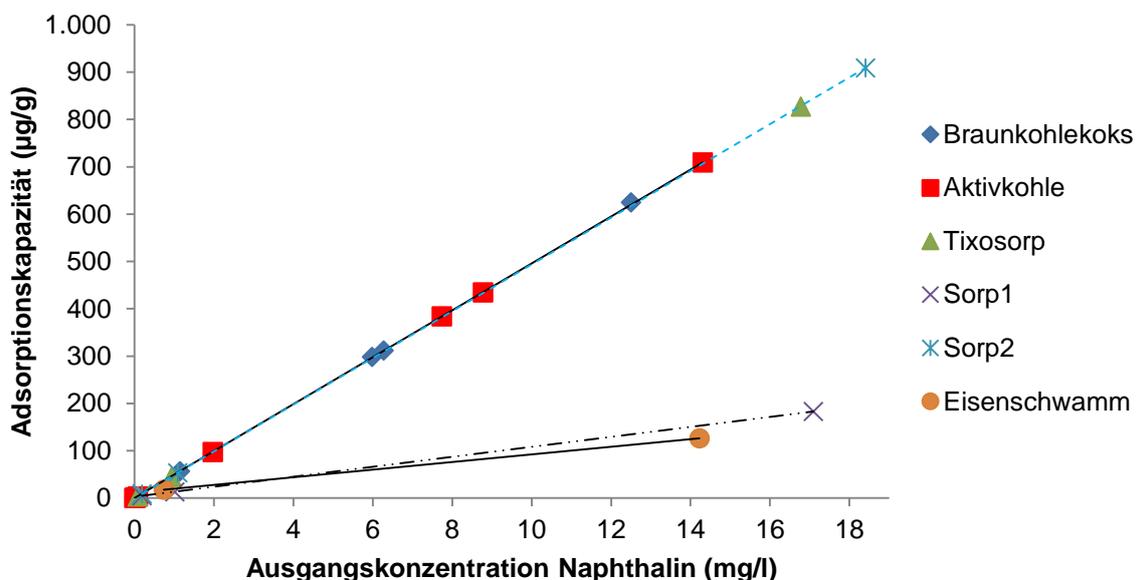


Abbildung 19: Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität verschiedener Adsorbentien bezüglich Naphthalin.

Anzumerken ist, dass der höchste Wert für Sorp2 darauf resultiert, dass die höchste Ausgangskonzentration von 18,4 mg/l eingesetzt wurde. Die tatsächliche Ausgangskonzentration

wurde immer erst nach dem jeweiligen Experiment bestimmt, daher variierte sie in den Versuchen. In Tabelle 19 sind daher die Adsorptionskapazitäten der verschiedenen Adsorbentien bei den höchsten eingesetzten Naphthalin-Ausgangskonzentrationen in mg/g und in Prozent dargestellt. Die höchste Naphthalin-Rückhalteleistung wiesen Braunkohlekoks mit ca. 100 % und Aktivkohle mit 99 %, dicht gefolgt von Tixosorb und Sorp2 (beide 99 %) auf. Nur Sorp1 und Eisenschwamm zeigten deutlich geringere Rückhaltewerte für Naphthalin von 21 % bzw. 18 % und sind daher vergleichsweise ungeeignet, um PAK aus Verkehrsflächenabflüssen zu entfernen.

Tabelle 19: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für Naphthalin bei der höchstmöglich gelösten Ausgangskonzentration an Naphthalin.

Adsorbens	Ausgangskonzentration Naphthalin (mg/l)	Adsorptionskapazität für Naphthalin (mg/g)	Adsorptionsrückhalt für Naphthalin (%)
Tixosorb	16,8	0,827	98,6
Eisenschwamm	14,2	0,126	17,7
Sorp1	17,1	0,183	21,4
Sorp2	18,4	0,908	98,6
Braunkohlekoks	12,5	0,625	99,9
Aktivkohle	14,3	0,709	99,1

Aufgrund der geringen Löslichkeit von Naphthalin konnte die maximale Adsorptionskapazität für die Adsorbentien nicht bestimmt werden. Zur Verifizierung der experimentellen Daten sind für die Adsorption von Naphthalin an Aktivkohle und an Braunkohlekoks dennoch die Sorptionsisothermen nach Freundlich und nach Langmuir in Abbildung 20 und Abbildung 21 gezeigt.

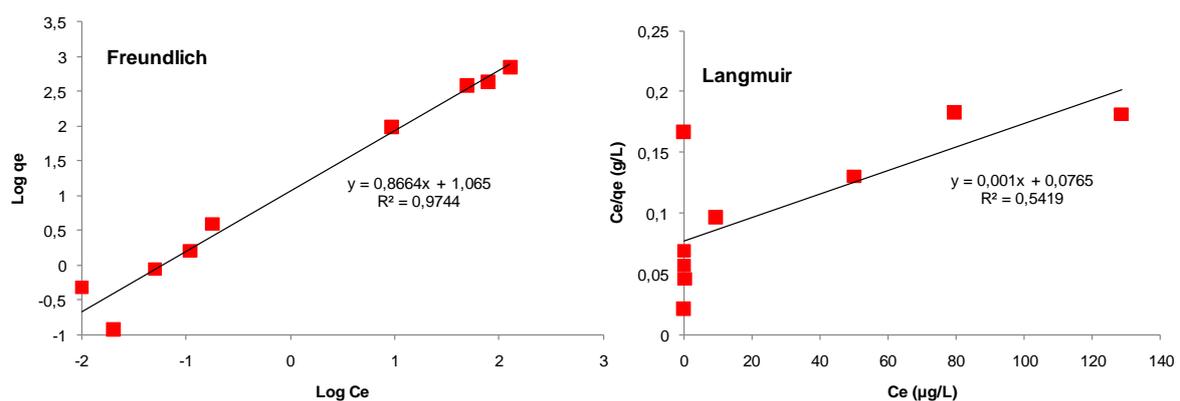


Abbildung 20: Freundlich und Langmuir-Isotherme für Naphthalin an Aktivkohle.

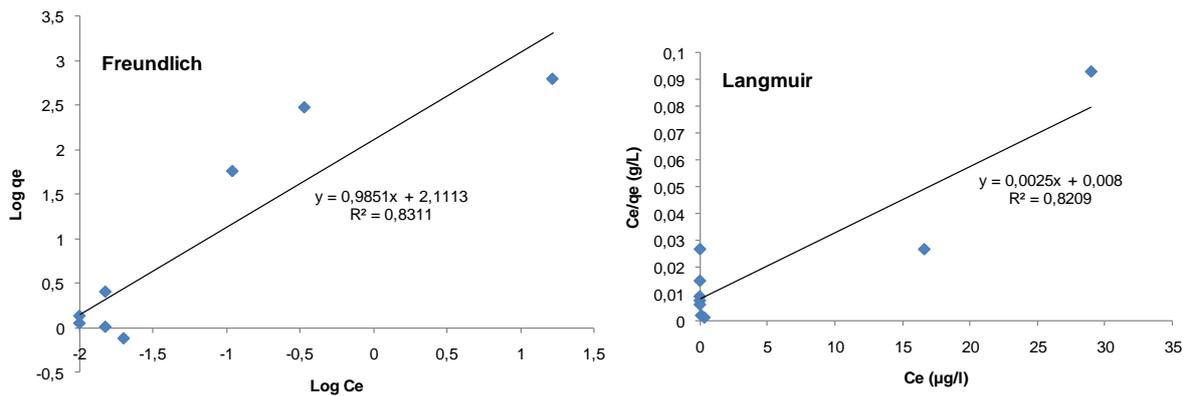


Abbildung 21: Freundlich und Langmuir-Isotherme für Naphthalin an Braunkohlekoks.

Tabelle 20 zeigt die errechneten Parameter für die Freundlich und Langmuir-Isotherme für Braunkohlekoks und Aktivkohle sowie für Tixosorb und Sorp2.

Tabelle 20: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: Naphthalin-Adsorption.

	Langmuir			Freundlich		
	q_m ($\mu\text{g/g}$)	b ($\text{l}/\mu\text{g}$)	R^2	K_F ($\mu\text{g/g}$) ($\text{l}/\mu\text{g}$) ^{1/n}	n	R^2
Braunkohlekoks	500	0,25	0,820	69,82	1,22	0,818
Aktivkohle	1.000	0,013	0,541	11,61	1,155	0,974
Tixosorb	-200	-0,004	0,498	0,220	0,6494	0,991
Sorp2	-1.672	-0,002	0,235	2,046	0,8787	0,979

Die Auswertungen zeigen, dass die Freundlich-Isotherme die Adsorption von Naphthalin an die Adsorbentien besser beschreiben kann als die Langmuir-Isotherme. Freundlich postuliert, dass keine Sättigung des Materials stattfindet. Diese Sättigung konnte aufgrund der geringen Löslichkeit des Naphthalins mit den Schüttelversuchen nicht erreicht werden. Daher sind beide Modelle nur bedingt einsetzbar.

Eine Sättigung der Materialien mit Naphthalin könnte durch Säulenversuche erreicht werden, indem Naphthalin-Lösung einer definierten Konzentration bis zum Erreichen eines Naphthalin-Durchbruchs zugegeben wird. Danach könnte die Beladung bzw. die Adsorptionskapazität hochgerechnet werden.

Zur Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurden Versuche mit $100 \mu\text{g/l}$ Naphthalin durchgeführt. Die Adsorption von Naphthalin an Braunkohlekoks verlief etwas schneller, als an Aktivkohle. Während bei Braunkohlekoks nach 10 min 97 % des Naphthalins adsorbiert waren, wurden bei Aktivkohle 91 % entfernt, nach 30 min 99 % von Braunkohlekoks und 92 % von Aktivkohle.

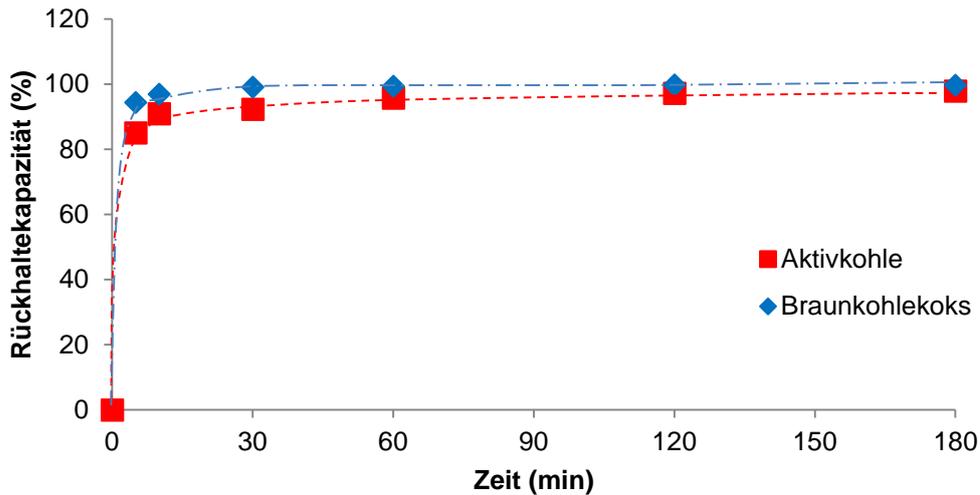


Abbildung 22: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für Naphthalin an Aktivkohle und Braunkohlekoks mit einer Ausgangskonzentration von 100 µg/l.

Fazit:

Die geringe Löslichkeit der PAK gestaltete die Adsorptionsversuche schwierig. Naphthalin, mit der größten Löslichkeit in Wasser wurde daher repräsentativ ausgewählt. Insgesamt eignen sich sowohl Braunkohlekoks, Aktivkohle und Tixosorb wie auch Sorp2. Die Materialien Sorp1 und Eisenschwamm sind ungeeignet, PAK zu entfernen.

Um die maximale Adsorptionskapazität zu bestimmen, wurden nachfolgend Säulenversuche durchgeführt (siehe Kapitel 4.2.1).

4.1.3 Sorptionsversuche MTBE

Stellvertretend für die in Kraftfahrzeugen verwendeten Antiklopfmittel wurde MTBE für die Sorptionsversuche eingesetzt. MTBE besitzt eine Löslichkeit in Wasser von 42 g/l in Wasser (20 °C). Daher wurden Adsorptionsversuche bis in den g/l-Maßstab durchgeführt, bis eine maximale Adsorptionskapazität erreicht war, obwohl MTBE in Verkehrsflächenabflüssen nur im unteren µg/l-Bereich zu erwarten ist. Die maximale Adsorptionskapazität kann jedoch zur Abschätzung maximaler Standzeiten von Filtern beitragen. Abbildung 23 zeigt einen Überblick über die Adsorptionsversuche von MTBE im Bereich 2 µg/l bis 1,1 g/l mit den verschiedenen Adsorptionsmaterialien.

Es zeigte sich, dass nur Braunkohlekoks und Aktivkohle eine gute Adsorptionsleistung aufweisen, Aktivkohle die höchste. Die anderen Sorptionsmaterialien hingegen wiesen relativ schlechte Adsorptionseigenschaften auf, daher wurden auch keine weiteren Sorptionsisothermen und -kinetiken gemessen. Höhere Ausgangskonzentrationen als 1,1 g/l sind Abbildung 23 wegen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt, da die Adsorptionskapazitäten von Aktivkohle und Braunkohlekoks bei höheren Ausgangskonzentrationen weit höher liegen (Abbildung 24).

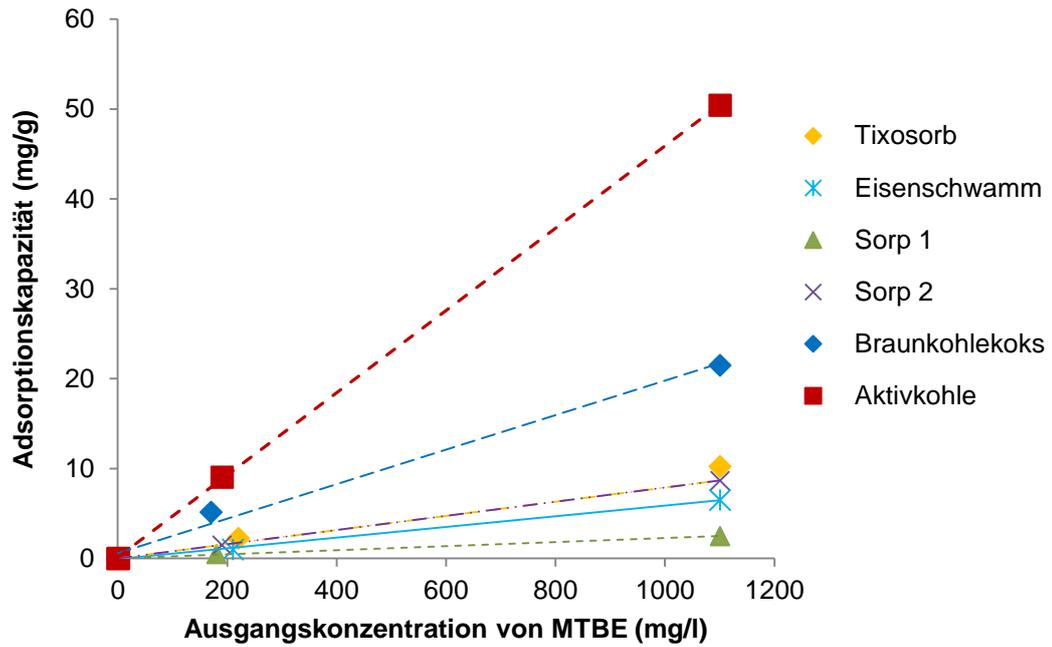


Abbildung 23: Adsorption von MTBE an verschiedenen Sorptionsmaterialien bis zu einer Ausgangskonzentration von 1,1 g/l.

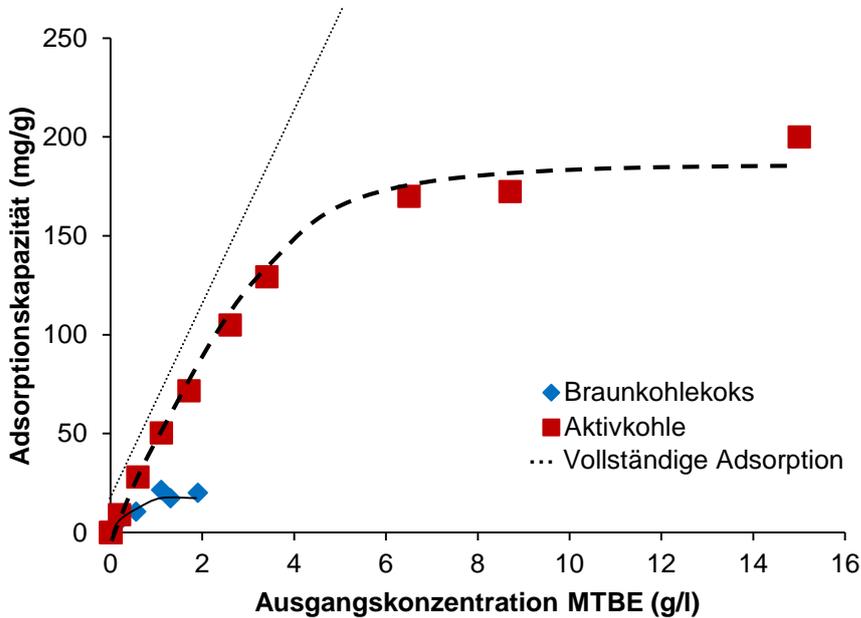


Abbildung 24: Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität von MTBE an Braunkohlekoks und an Aktivkohle.

Tabelle 21 zeigt die Adsorptionsleistungen bei 1,1 g/l MTBE-Ausgangskonzentration detailliert.

Tabelle 21: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für MTBE bei 1,1 g/l

Adsorbens	Ausgangskonzentration MTBE (mg/l)	Adsorptionskapazität für MTBE (mg/g)	Adsorptionsrückhalt für MTBE (%)
Tixosorb	1.100	10,3	18,6
Eisenschwamm	1.100	6,5	11,8
Sorp1	1.100	2,5	4,5
Sorp2	1.100	8,7	7,9
Braunkohlekoks	1.100	21,5	39,1
Aktivkohle	1.100	50,5	91,8

Abbildung 24 zeigt die Versuche zur Ermittlung der maximalen Adsorptionskapazität mit Aktivkohle und Braunkohlekoks. Die experimentell bestimmte maximale Adsorptionskapazität von 20 mg MTBE/g Braunkohlekoks wurde bereits bei einer Ausgangskonzentration von 1 bis 2 g MTBE/l erreicht. Bei Aktivkohle konnte eine um das 10-fache höhere Adsorptionskapazität von 200 mg MTBE/g bei einer Ausgangskonzentration von 6 bis 15 g MTBE/l erzielt werden.

Die Adsorptionskapazität und der -mechanismus eines Adsorbens werden durch die Struktur, Hydrophobizität und die Porenverteilung beeinflusst [Karanfil und Kilduff, 1999; Karanfil et al., 1999]. Die eingesetzte Aktivkohle hat mit einer spezifischen Oberfläche von 836 m²/g eine dreifach größere spezifische Oberfläche als der Braunkohlekoks. Die spezifische Oberfläche der anderen Adsorbentien lag weit darunter (siehe Tabelle 9 in Kapitel 3.1.2). Ebenso ist das Porenvolumen der Aktivkohle mit 0,3874 cm³/g um ein 1,4-faches größer, als das des Braunkohlekoks (0,2796 cm³/g) und mehr als ein 10-faches größer als bei den anderen Adsorbentien. Aus diesem Grund bietet die verwendete Aktivkohle mehr Oberfläche und Porenvolumen zur Adsorption von MTBE.

Vergleicht man die Adsorptionskapazität der Aktivkohle und der Braunkohle mit Zeolithen, auf denen zwischen 8,71 mg MTBE/g Zeolith auf Zeolite beta (CP 811E-150) [Erdem-Senatar et al., 2004] und 38,1 mg MTBE/g auf Zeolith ZSM-5 [Stefan, 2008] adsorbiert werden konnten, so liegt die Adsorptionskapazität von Braunkohlekoks vergleichbar hoch, die von Aktivkohle jedoch um einen Faktor 10 höher. Beide Materialien, Aktivkohle und Braunkohle, haben jedoch gegenüber Zeolithen den Vorteil, dass sie keinem bzw. nur einem geringen Auftausalzeinfluss unterliegen sollten.

Es ist bekannt, dass Zeolithe durch Auftausalz bereits adsorbierte Schwermetalle, die sich ebenfalls in Verkehrsflächenabflüssen befinden, wieder desorbieren. Braunkohlekoks hingegen bindet Schwermetalle chemisch. Eine Remobilisierung durch Natriumchlorid findet nur zu einem sehr geringen Anteil statt [Helmreich et al., 2010].

Zur Verifizierung der experimentell bestimmten maximalen Adsorptionskapazität wurde für die Adsorption von MTBE an Aktivkohle und Braunkohlekoks die Sorptionsisotherme nach Freundlich und nach Langmuir bestimmt (Abbildung 25, Abbildung 26 und Tabelle 22).

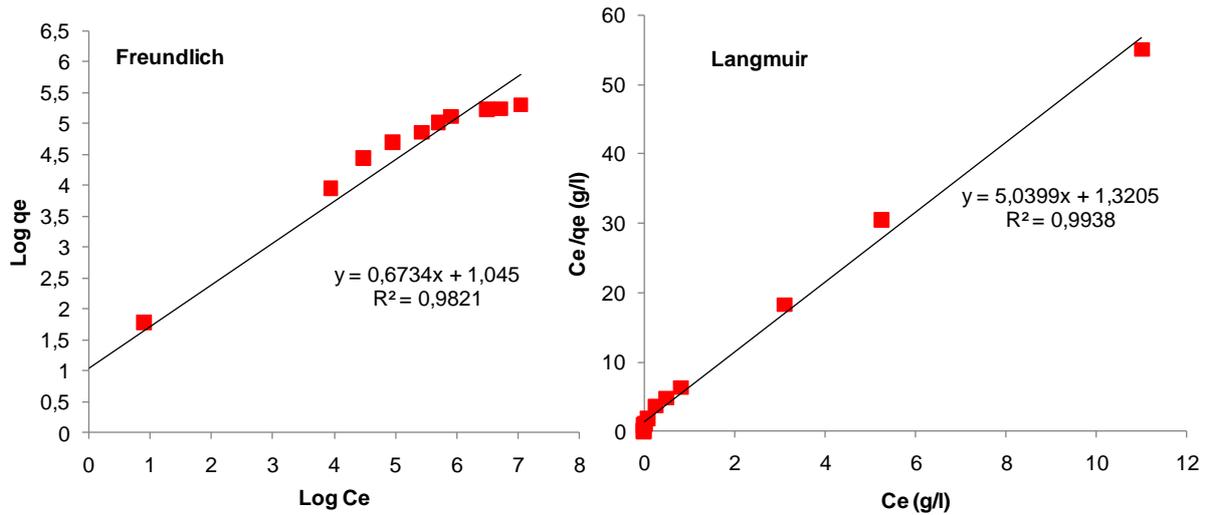


Abbildung 25: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MTBE an Aktivkohle.

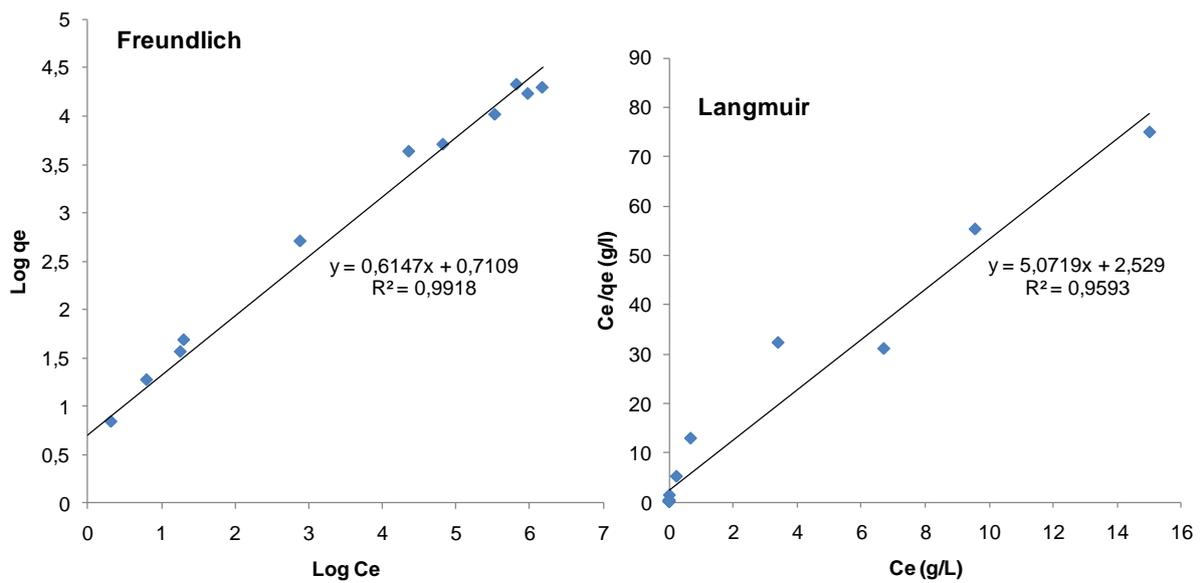


Abbildung 26: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MTBE an Braunkohlekoks.

Beide Modelle können die experimentellen Daten untermauern. Während das Freundlich-Modell die Adsorption von MTBE an Braunkohlekoks etwas besser beschreibt als Langmuir, ist es bei Aktivkohle genau umgekehrt. Insgesamt kann festgestellt werden, dass die über Langmuir errechnete maximale Adsorptionskapazität für MTBE sowohl für Braunkohlekoks als auch für Aktivkohle den aus den Versuchen ermittelten Werten (20 mg/g bzw. 200 mg/g) entspricht.

Tabelle 22: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizienten für die untersuchten Sorptionsmaterialien: MTBE-Adsorption

	Langmuir			Freundlich		
	q_m (mg/g)	b (l/ μ g)	R^2	K_F (mg/g) (l/mg) ^{1/n}	n	R^2
Braunkohlekoks	20	0,0002	0,959	5,13	1,629	0,991
Aktivkohle	200	0,00004	0,994	11,1	1,486	0,982

Zur Ermittlung der Sorptionsgeschwindigkeit wurden Versuche mit 100 μ g/l MTBE durchgeführt. Die Adsorption von MTBE an Aktivkohle verlief schneller, als an Braunkohlekoks. Während bei Braunkohlekoks nach 10 min 61,5 % des MTBE adsorbiert waren, wurden bei Aktivkohle bereits 80,1 % entfernt, nach 30 min 86,5 % von Braunkohlekoks und 94,8 % von Aktivkohle. Nach 120 min konnten beide Materialien über 95 % MTBE entfernen (siehe Abbildung 27). Der Vorteil der Aktivkohle gegenüber Braunkohlekoks ist ebenfalls mit der höheren spezifischen Oberfläche zu erklären.

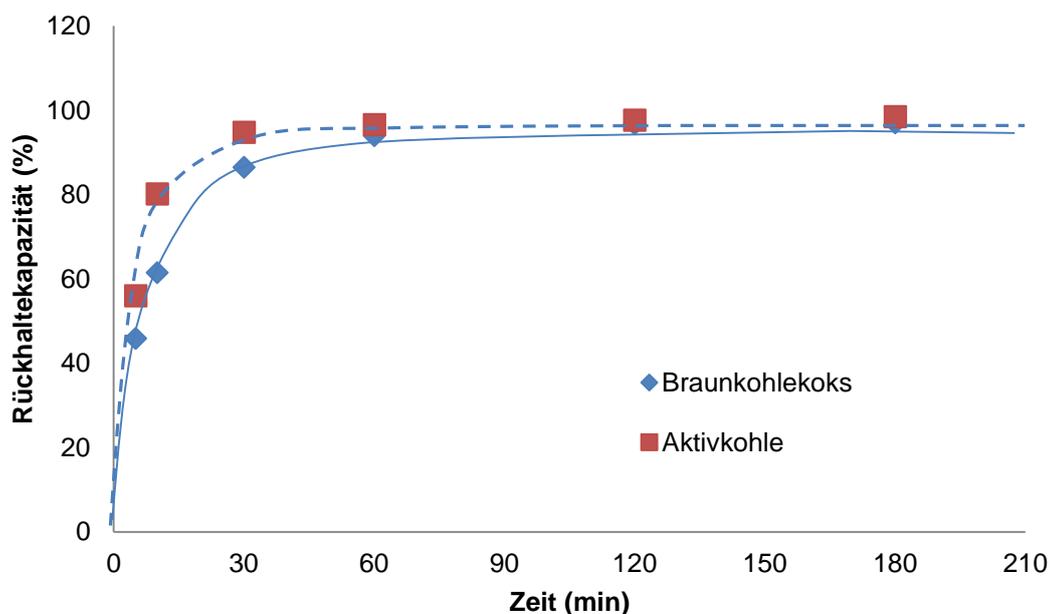


Abbildung 27: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Aktivkohle und Braunkohlekoks mit einer Ausgangskonzentration von 100 μ g/l.

Die Versuche wurden mit höheren Konzentrationen an MTBE wiederholt. Die Adsorptionsgeschwindigkeiten der Adsorption von MTBE mit Ausgangskonzentrationen von 100 μ g/l, 10 mg/l und 100 mg/l für Aktivkohle und für Braunkohlekoks wurden verglichen (Abbildung 28 und Abbildung 29).

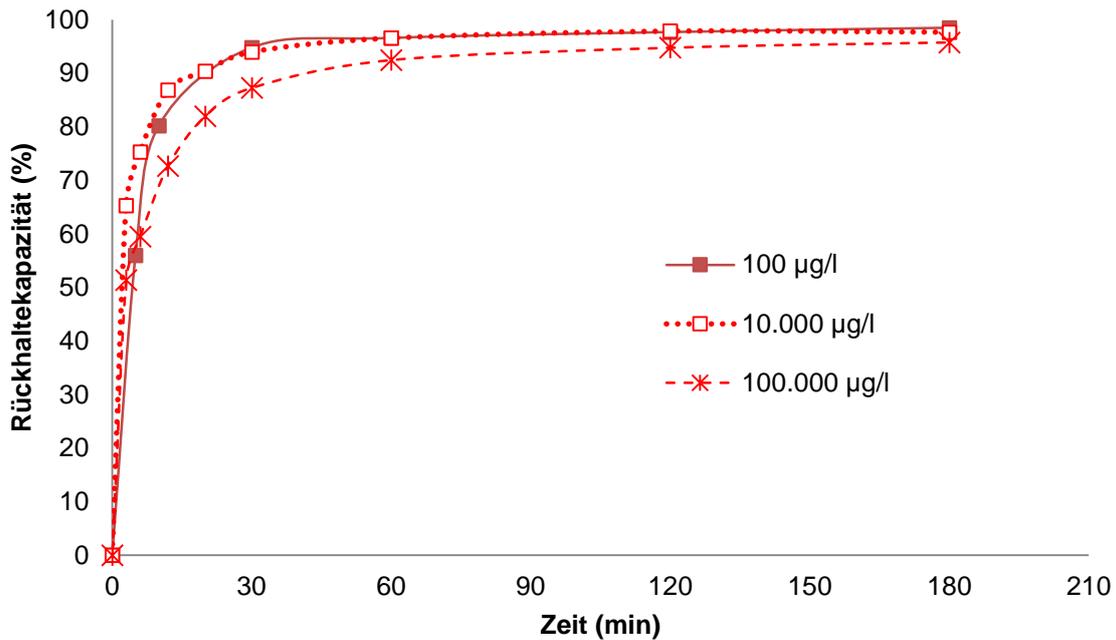


Abbildung 28: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Aktivkohle mit unterschiedlicher Ausgangskonzentration ($C_0 = 0,1; 10; 100 \text{ mg/l}$).

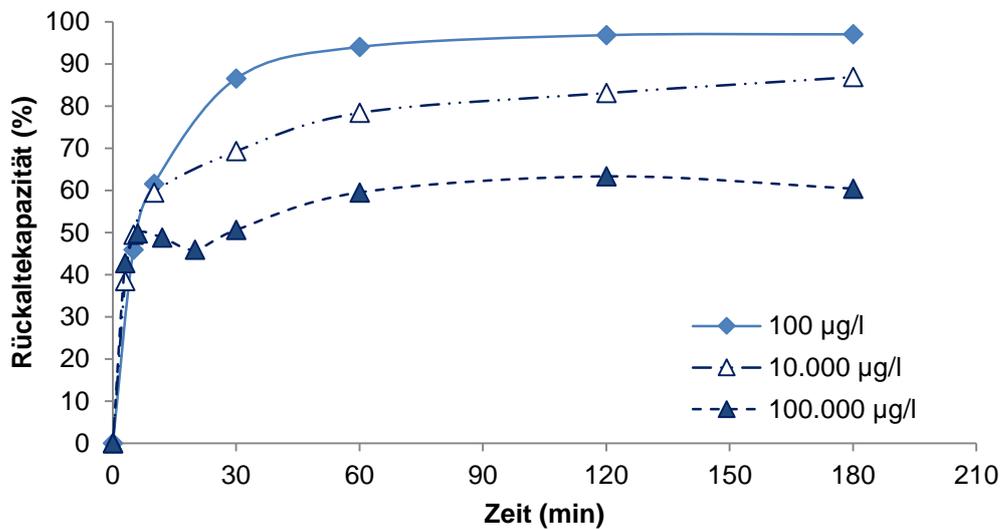


Abbildung 29: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Braunkohlekoks mit unterschiedlicher Ausgangskonzentration ($C_0 = 0,1; 10; 100 \text{ mg/l}$).

Es ist deutlich zu sehen, dass die Adsorptionsgeschwindigkeit mit zunehmender Konzentration abnimmt. Während sie bei Aktivkohle bei der höchsten Ausgangskonzentration nur geringfügig niedriger liegt, ist sie bei Braunkohlekoks in den ersten 5 min noch gleich, und liegt für alle Ausgangskonzentrationen bei ca. 50 %. Ab ca. 60 min ist eine deutliche Sättigung der Adsorptionsmaterialien zu erkennen. Während bei einer Ausgangskonzentration an MTBE von 100 µg/l nach 60 min 94 % des MTBE adsorbiert waren, konnten bei einer Aus-

gangskonzentration von 10 mg/l nur 78 % und bei 100 mg/l nur 59 % zurückgehalten werden.

Fazit:

Insgesamt eignet sich die eingesetzte Aktivkohle F300 am besten zum Rückhalt von MTBE aus Verkehrsflächenabflüssen. Jedoch muss noch untersucht werden, inwieweit ein Einfluss von anderen organischen Stoffen und Schwermetallen sowie von Auftausalz auf die Rückhalteleistung des Materials besteht (siehe Säulenversuche im Labor, Kapitel 3.3.1 und 3.3.2). Es ist bekannt, dass unter natürlichen Bedingungen, d. h. unter Anwesenheit von DOM, die Effektivität und die Lebensdauer von Aktivkohlen drastisch abnehmen (siehe Feldsäulen, Kapitel 3.3.5) [Hopman et al., 1994; Hale und Aneiro, 1997].

Braunkohlekoks hat zwar eine zehnfach niedrigere Adsorptionskapazität für MTBE als Aktivkohle, jedoch ist Braunkohlekoks in anderen Versuchen als optimal für den Rückhalt von Schwermetallen ermittelt worden [Helmreich, 2010]. Daher wird in weiteren Untersuchungen ein Gemisch beider Adsorbentien untersucht (siehe Kapitel 4.2.1).

4.1.4 Sorptionsversuche MKW

MKW sind gekennzeichnet durch ihre geringe Wasserlöslichkeit. Die mittels Kohlenwasserstoffindex analysierten MKW-Fractionen der Kettenlänge C₁₀ bis C₄₀ sind praktisch nicht mehr in Wasser löslich. Die Adsorptionsversuche wurden bis in den g/l-Maßstab durchgeführt, wobei sehr wahrscheinlich die maximale Adsorptionskapazität einiger Sorptionsmaterialien noch nicht vollständig erreicht wurde. Die in Verkehrsflächenabflüssen auftretenden MKW-Konzentrationen liegen deutlich darunter im niedrigen mg/l-Bereich (siehe Tabelle 4 in Kapitel 2.4.2). Abbildung 30 gibt einen Überblick über die Adsorptionsversuche von MKW mit verschiedenen Adsorptionsmaterialien im Bereich von 500 mg/l bis 31,5 g/l.

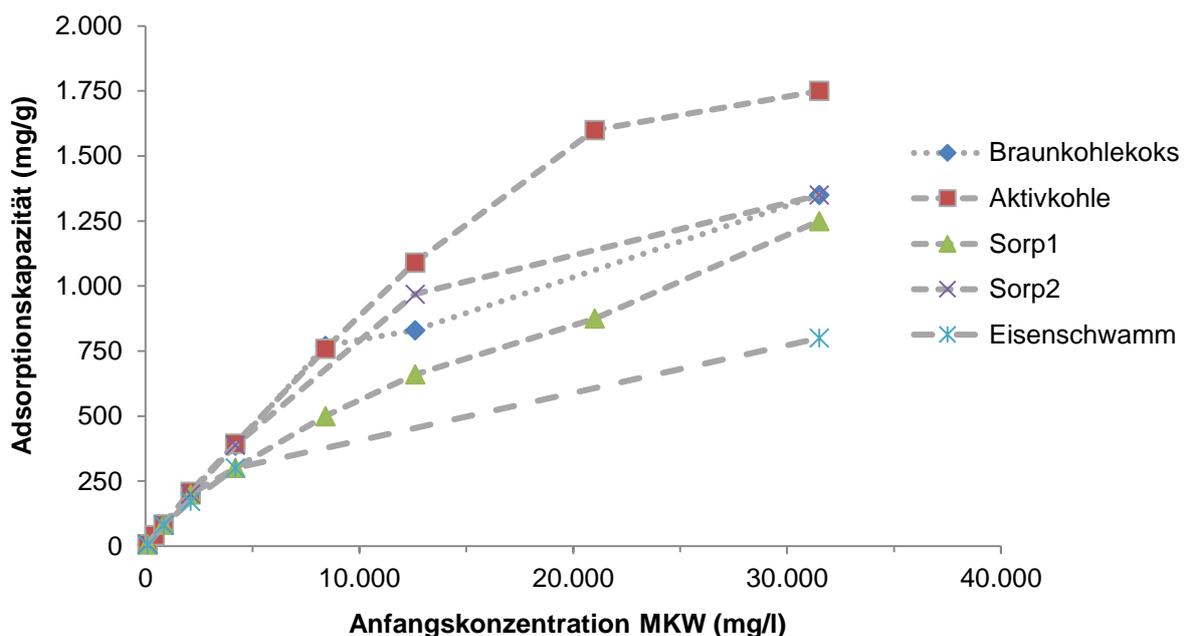


Abbildung 30: Adsorption von MKW an verschiedenen Sorptionsmaterialien bis zu einer Ausgangskonzentration von 31,5 g/l.

Nach der derzeitigen Einschätzung verfügt die Aktivkohle über die höchste Adsorptionskapazität für MKW. Es zeigte sich, dass neben Aktivkohle auch Braunkohlekoks sowie Sorp2 eine gute Adsorptionsleistung aufweisen. Die anderen Sorptionsmaterialien hingegen wiesen eine schlechtere Adsorption auf.

In Tabelle 23 sind die Adsorptionskapazitäten der verschiedenen Adsorbentien bei den höchsten eingesetzten MKW-Ausgangskonzentrationen in mg/g und in % dargestellt. Die höchste Rückhalteleistung an MKW wies Aktivkohle mit 56 % bei einer Ausgangskonzentration von 31,5 g/l auf. Braunkohlekoks aber auch Sorp2 zeigten einen geringeren Rückhalt der zugegebenen MKW von lediglich 43 %. Es sei an dieser Stelle nochmals auf die sehr hohen Ausgangskonzentrationen hingewiesen.

Tabelle 23: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für MKW bis zu einer Ausgangskonzentration von 31 g/l

Adsorbens	Ausgangskonzentration MKW (mg/l)	Adsorptionskapazität für MKW (mg/g)	Adsorptionsrückhalt für MKW (%)
Eisenschwamm	31.000	800	25,4
Sorp1	31.000	1.250	39,7
Sorp2	31.000	1.350	42,9
Braunkohlekoks	31.000	1.350	42,9
Aktivkohle	31.000	1.750	55,6

Zur Verifizierung der experimentell bestimmten maximalen Adsorptionskapazität wurden für die Adsorption von MKW an Aktivkohle und an Sorp2 die Sorptionsisothermen nach Freundlich und nach Langmuir bestimmt (Abbildung 31, Abbildung 32, Tabelle 24).

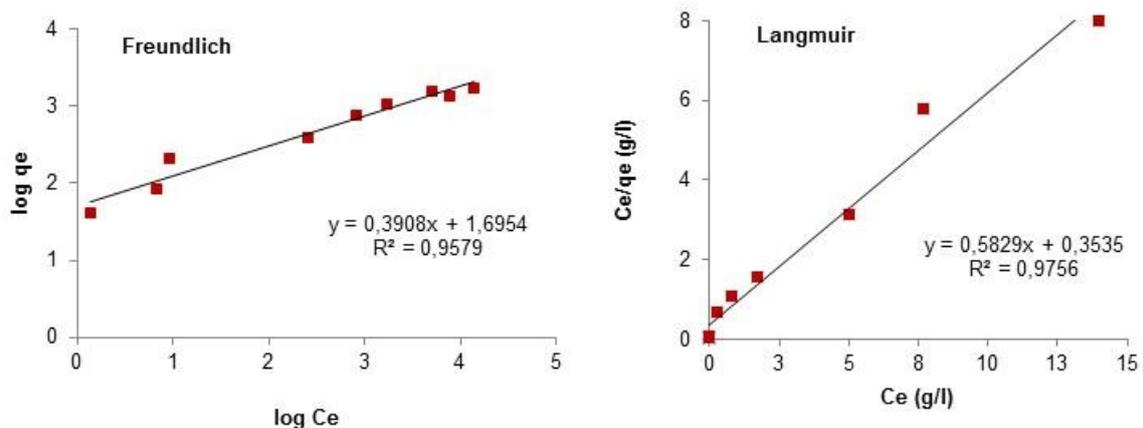


Abbildung 31: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MKW an Aktivkohle Nachkommastellen.

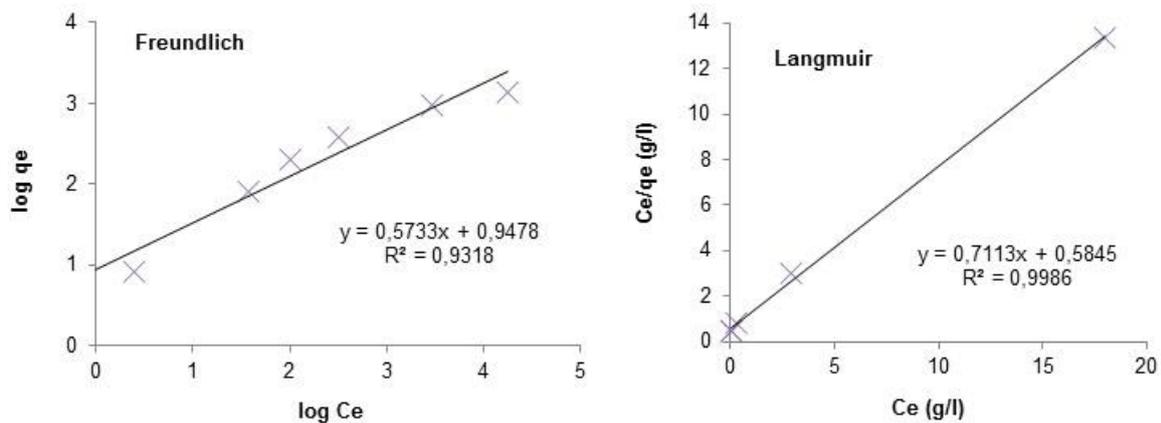


Abbildung 32: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MKW an Sorp2 Nachkommastellen.

In Tabelle 24 sind die errechneten Parameter für die Freundlich- und die Langmuir-Isotherme für die fünf untersuchten Materialien dargestellt.

Tabelle 24: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: MKW-Adsorption

	Langmuir			Freundlich		
	q_m (mg/g)	b (l/mg)	R^2	K_F (mg/g) (l/mg) ^{1/n}	n	R^2
Braunkohlekoks	1.429	0,0012	0,982	3,632	1,785	0,889
Aktivkohle	1.667	0,0017	0,976	2,459	2,559	0,958
Sorp1	1.250	0,0003	0,883	2,263	2,820	0,969
Sorp2	1.429	0,0013	0,998	3,744	1,744	0,932
Eisenschwamm	909	0,0003	0,912	3,895	1,693	0,650

Die Auswertungen zeigen, dass sowohl das Freundlich-Modell als auch das Langmuir-Modell geeignet sind, die Adsorption von MKW an die Adsorbentien zu beschreiben. Tendenziell weisen die berechneten Langmuir-Isothermen eine bessere Übereinstimmung mit den experimentellen Daten auf. Insgesamt kann festgestellt werden, dass die über Langmuir errechnete maximale Adsorptionskapazität für MKW sowohl für Aktivkohle als auch beispielsweise für Sorp2 den aus den Versuchen ermittelten Wert (1.750 mg/g bzw. 1.350 mg/g) nicht genau aber dennoch dem Wertebereich entspricht.

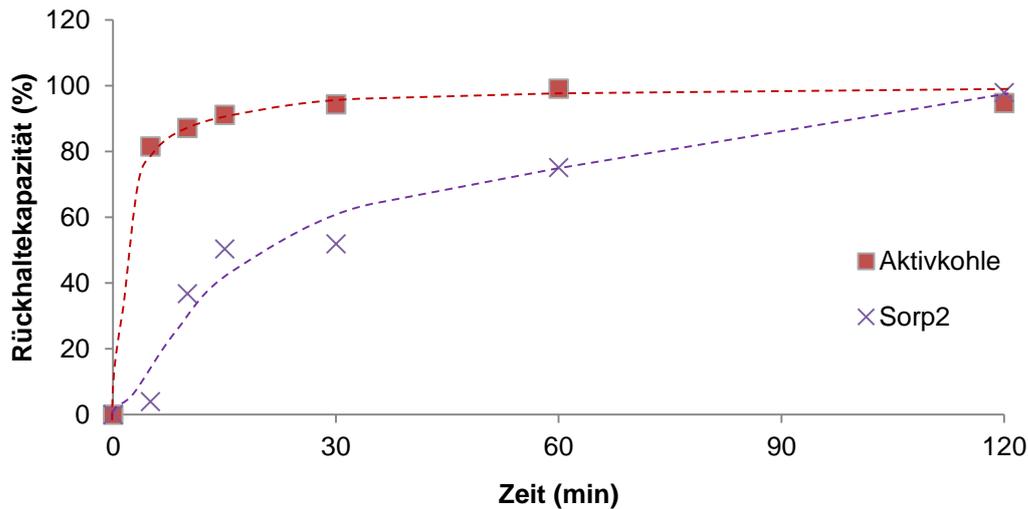


Abbildung 33: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MKW an Aktivkohle und Sorp2 mit einer Ausgangskonzentration von 100 mg/l.

Zur Ermittlung der Sorptionsgeschwindigkeit wurden Versuche mit 100 mg/l Heizöl durchgeführt (Abbildung 33). Die gewählte Konzentration liegt deutlich oberhalb von MKW-Konzentrationen, die in realen Straßenabflüssen auftreten (siehe Tabelle 4). In diesem Konzentrationsbereich ist die Rückhaltekapazität jedoch nur schwer zu ermitteln, da einerseits verschiedene Sorptionsmaterialien, wie Aktivkohle, eine sehr hohe Adsorptionsgeschwindigkeit aufweisen und die zeitabhängigen Konzentrationsänderungen hier nur schwer analytisch zu differenzieren sind. Zudem liegen die niedrigen MKW-Konzentrationen nahe der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l und bergen damit stets Unsicherheiten.

Die Adsorption von MKW an Aktivkohle verlief schneller, als an Sorp2. Während bei Sorp2 nach 10 min 36,8 % der MKW adsorbiert waren, wurden bei Aktivkohle bereits 87,2 % entfernt, nach 30 min 52 % von Sorp2 und 94,4 % von Aktivkohle. Nach 120 min konnten beide Materialien mehr als 98 % der MKW entfernen.

Fazit:

Insgesamt eignet sich die eingesetzte Aktivkohle am besten zum Rückhalt von MKW aus Verkehrsflächenabflüssen. Ebenfalls gut geeignet sind die Materialien Braunkohlekoks sowie Sorp2. Die Aktivkohle weist neben einer hohen maximalen Adsorptionskapazität, die für ein dauerhaft leistungsfähiges Behandlungssystem ist, eine hohe Sorptionsgeschwindigkeit auf. Diese ist insbesondere vor dem Hintergrund, dass die Aufenthaltszeit in einem dezentralen Behandlungssystem und damit auch die Kontaktzeit zwischen dem Sorptionsmaterial und den MKW verhältnismäßig kurz ist, von großer Bedeutung. Die Materialien Sorp1 und Eisenschwamm sind weniger geeignet, MKW zu entfernen.

4.1.5 Zusammenfassung

Als Ergebnis der Schüttelversuche kann festgehalten werden, dass mit den drei Materialien Braunkohlekoks, Aktivkohle F300 sowie Sorp2 die besten Ergebnisse erzielt wurden. Jedes dieser Materialien hat sowohl für die Kapazität (Standzeitbetrachtung) als auch für die Kinetik (hohe Filtergeschwindigkeiten) je nach betrachtetem Schadstoff (PAK, MTBE und

MKW) bessere Rückhaltewerte im Vergleich zu den anderen untersuchten Materialien. Daher werden in den folgenden Säulenversuchen nur diese drei Materialien weiterverwendet.

Ziele der Säulenversuche ist es, die Kapazität der Materialien für organische Stoffe unter realitätsnäheren Bedingungen zu bestimmen. Des Weiteren soll der Rückhalt bei verschiedenen Regenspenden erfasst werden und eine optimale Materialmischung für den Einsatz während des Feldmonitorings bestimmt werden. Zusätzlich ist der ausreichende und auf-tausalzbeständige Rückhalt von Schwermetallen nachzuweisen.

4.2 Säulenversuche

4.2.1 Vorversuche TUM

Zu Beginn der Durchführung der Säulenversuche wurden elf Vorversuche analog zu der Beschreibung in Kapitel 3.6.2.1 durchgeführt. Die wichtigsten Kenndaten der einzelnen Versuche sind in Tabelle 25 wiedergegeben.

Tabelle 25: Konzeption der elf Vorversuche mit Kernergebnissen

Versuchsnummer	Stoff (-gemisch)	Zulaufkonzentration (mg/l)	Material Adsorbens	Masse Adsorbens (g)	Kapazität bei 50 % Durchbruch (mg/g)
1	MTBE	16	Aktivkohle F300	30	19,5
2	Naphthalin	5	Aktivkohle F300	30	.*
3	Zn	15	Aktivkohle F300	30	5,22
4	MTBE	16	Braunkohlekoks	35	2,32
5	Naphthalin	5	Braunkohlekoks	35	.*
6	Zn	15	Braunkohlekoks	35	13,7
7	MTBE/NOM	16/10	Aktivkohle F300	30	17,8
8	MTBE/Zn	16/11	Aktivkohle F300	30	19,9/1,13
9	Zn/Cu/Ni	5/2,5/2,5	Braunkohlekoks	35	1,62/2,00/0,60
10	MTBE/Zn	16/11	Aktivkohle F300/Braunkohlekoks (1:1 Mischung)	15/17,5	11,5/3,36
11	MTBE/Zn	16/11	Aktivkohle F300/Braunkohlekoks (1:1 Schichtung)	15/17,5	11,6/3,28

* 50 % Durchbruch nicht erfolgt

4.2.1.1 Einzelmückhalte

Zur Ermöglichung einer besseren Abschätzung des Rückhaltes sowie der maximalen Standzeit des Filters sollten die Sorptionskapazitäten von Naphthalin (Nap, Stellvertreter für PAK), MTBE und Zink (Zn, Stellvertreter für Schwermetalle) einzeln in Säulenversuchen ermittelt werden. Dabei wurden die beiden Materialien Aktivkohle F300 und Braunkohlekoks getrennt untersucht. Jedes Material wurde in je einem Versuch mit einem der drei Stoffe Naphthalin, MTBE und Zink einzeln beladen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 34 für die Aktivkohle und in Abbildung 35 für den Braunkohlekoks dargestellt.

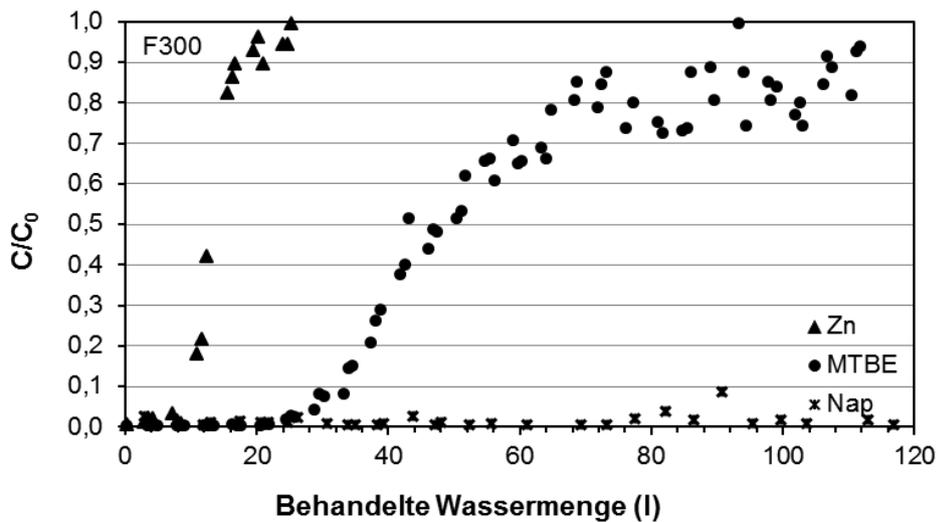


Abbildung 34: Einzelrückhalte Aktivkohle F300: Zulaufkonzentration: 15 mg/l Zn, 16 mg/l MTBE bzw. 5 mg/l Naphthalin (Versuche 1-3).

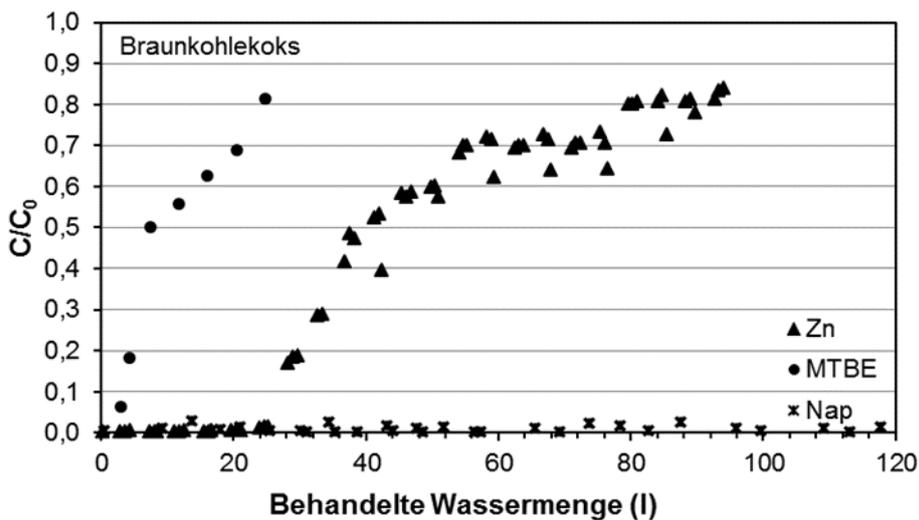


Abbildung 35: Einzelrückhalte Braunkohlekoks: Zulaufkonzentration: 15 mg/l Zn, 16 mg/l MTBE bzw. 5 mg/l Naphthalin (Versuche 4-6).

Für beide Materialien ist ein sehr guter Rückhalt an Naphthalin zu erkennen. Am Ende der jeweiligen Versuche, als die Kapazitäten für MTBE und Zink bereits weitestgehend erschöpft waren, wurden immer noch mindestens 90 % des Stoffes zurückgehalten, sodass auf weitere Untersuchungen des Parameters PAK in den Vorversuchen verzichtet wurde. Da somit kein Durchbruch von 50 % im Labor ermittelt werden konnte, konnte auch keine Kapazität für den Naphthalin-Rückhalt anhand von Säulenversuchen ermittelt werden. Für MTBE und Zink weisen beide Materialien gute Rückhaltewerte auf, wobei der Braunkohlekoks besser für Zink und die Aktivkohle F300 besser für MTBE geeignet ist. Die Aktivkohle weist bei einem MTBE-Durchbruch von 50 % eine rund acht Mal so hohe MTBE-Kapazität als der Braunkohlekoks auf. Dahingegen ist die Kapazität des Braunkohlekoks gegenüber Zink bei einem Durchbruch von 50 % ca. drei Mal so groß. Folglich wurde für weitere Untersuchungen eine Verwendung von Aktivkohle F300 und Braunkohlekoks zur Behandlung des Verkehrsflächenabflusses in Kombination vorgesehen, um sowohl einen möglichst guten Rückhalt orga-

nischer Spurenstoffe als auch von Schwermetallen zu gewährleisten, die beide gemeinsam in den zu behandelnden Verkehrsflächenabflüssen enthalten sind.

Um die Wirkmechanismen des Braunkohlekoks zum Schwermetallrückhalt genauer beschreiben zu können, wurden Fourier-Transform-Infrarot-Spektrometer (FTIR)-Spektren von je einer unbeladenen und einer mit Zink beladenen Probe erstellt (siehe Abbildung 36). Das IR-Spektrum kann dabei Aufschluss geben, welche funktionellen Gruppen auf der Oberfläche des Materials vorhanden sind und wie sich diese nach einer Beladung verändern. Anhand dieser Untersuchung wurde jedoch festgestellt, dass die Veränderungen durch die Zink-Beladung auf der Oberfläche so gering sind, dass keine Veränderungen an den funktionellen Gruppen festgestellt werden konnten.

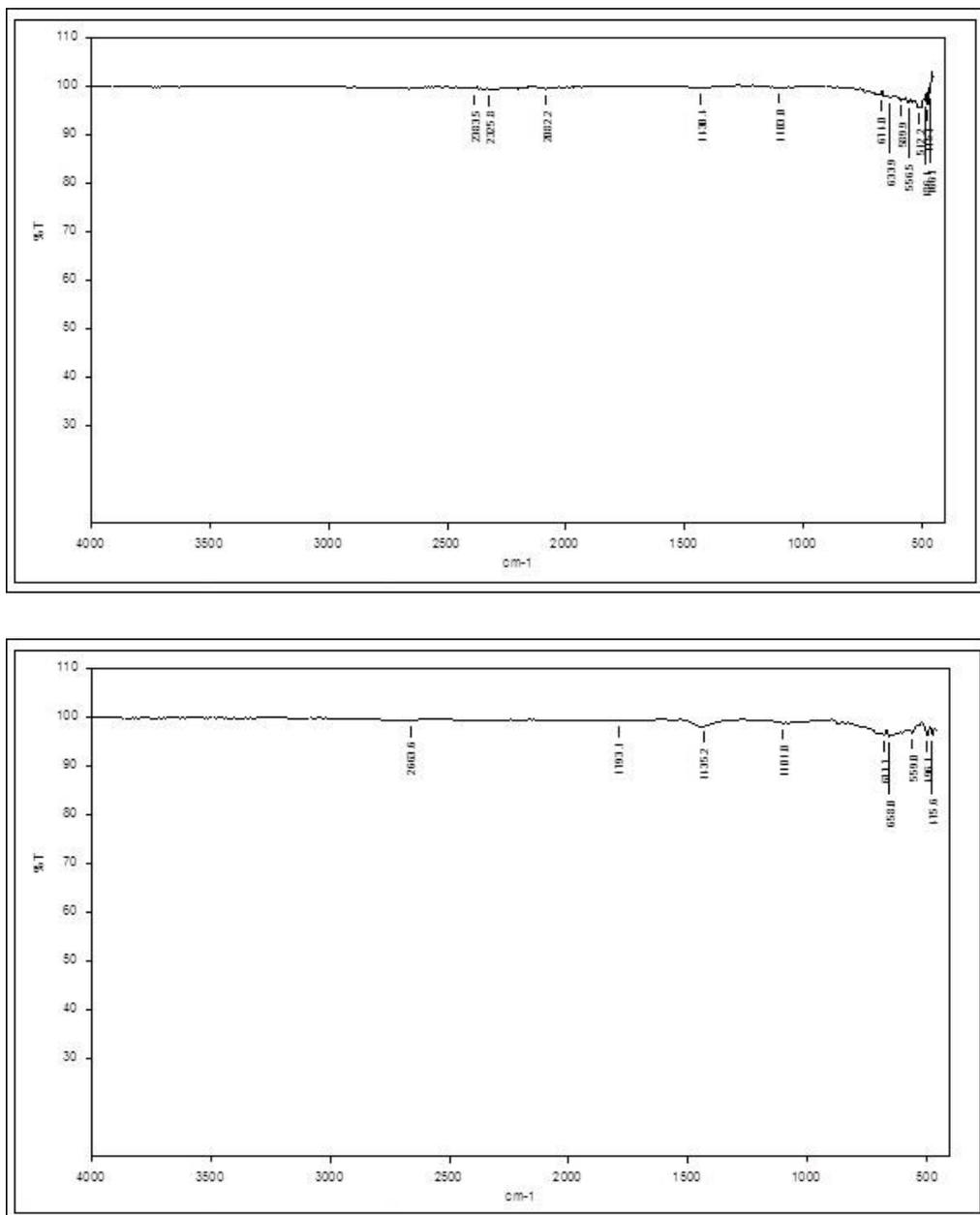


Abbildung 36: FTIR-Spektren des Braunkohlekoks: unbeladene Materialprobe (oben) sowie eine mit Zink beladene Materialprobe (unten).

4.2.1.2 Konkurrenzverhalten

In den nächsten Versuchen wurde das Konkurrenzverhalten zwischen dem Rückhalt von MTBE und NOM bzw. MTBE und Zink in Säulenversuchen anhand der Aktivkohle F300 bestimmt.

Als NOM wurden Huminsäuren verwendet, deren Konzentration im Zulauf über die Bestimmung als TOC zu 10 mg/l eingestellt wurde. Ein Vergleich des MTBE-Einzelrückhaltes mit dem Rückhalt im Konkurrenzverhalten ergibt, dass die Anwesenheit des synthetischen NOM nur einen sehr geringen Einfluss auf den Rückhalt des organischen Spurenstoffes hat. Somit reduziert sich die MTBE-Kapazität bei einem Durchbruch von 50 % durch die Anwesenheit der Huminsäuren nur geringfügig von 19,5 mg/g auf 17,8 mg/g (siehe Abbildung 37), obwohl diese den Porenraum durch die kontinuierliche Zufuhr verändern können.

Rossner und Knappe (2008) ermittelten dahingegen bei ihren Versuchen einen deutlichen Rückgang im MTBE-Rückhalt durch die Anwesenheit von NOM, der in diesen Untersuchungen nicht bestätigt werden konnte. Bei dem Vergleich ist aber zu beachten, dass Rossner und Knappe (2008) mit sehr geringen MTBE-Konzentrationen von 20 µg/l und 100 µg/l gearbeitet hatten, welche um über zwei Zehner-Potenzen im Vergleich zu den hier dargestellten Versuchen geringer waren. Um den Einfluss von NOM auf den MTBE-Rückhalt weiter zu untersuchen, wurden zusätzliche Versuche (siehe Kapitel 4.2.4.3) durchgeführt.

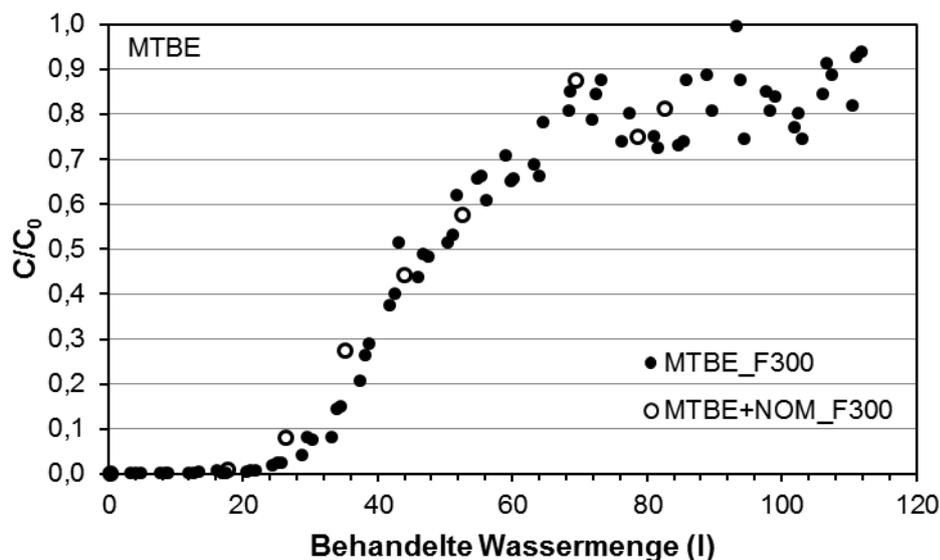


Abbildung 37: Einzel- und Konkurrenzrückhalte Aktivkohle F300 bezüglich des MTBE-Rückhaltes: Zulaufkonzentrationen: 16 mg/l MTBE und 10 mg/l NOM (Versuche 1 + 7).

Dahingegen zeigte sich bei den Versuchen zum Konkurrenzverhalten zwischen MTBE und Zink für die Aktivkohle F300 ein deutlich differenzierteres Bild. Für den Rückhalt von Zink, der in Abbildung 38 dargestellt ist, folgt, dass Zink deutlich schlechter zurückgehalten wurde, wenn neben Zink noch MTBE im Zulauf des deionisierten Wassers enthalten war. Dabei ist zu beachten, dass sich auch hier das Konzentrationsverhältnis der beiden Stoffe (1,6:1) wesentlich von realen Verkehrsflächenabflusskonzentrationen unterscheidet, da in Realität die Zink-Konzentrationen um ein Vielfaches höher als die von MTBE sind. Jedoch kann das

Konkurrenzverhalten im Labor nur anhand des deutlich veränderten Konzentrationsverhältnisses bestimmt werden. Bei einem Vergleich der Zink-Kapazitäten bei einem 50 % Durchbruch ergibt sich eine deutliche Reduzierung von 5,22 mg/g auf 1,13 mg/g.

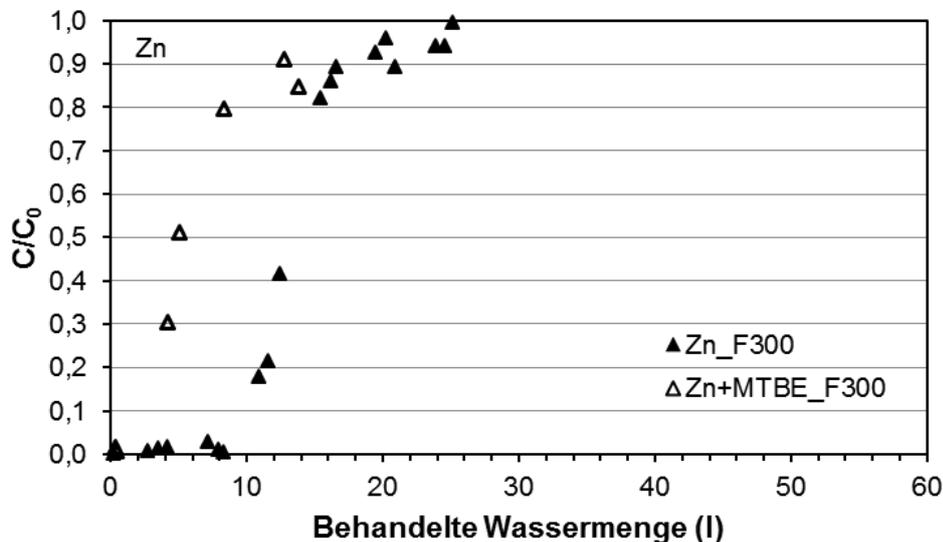


Abbildung 38: Einzel- und Konkurrenzrückhalte Aktivkohle F300 bezüglich des Zink-Rückhaltes: Zulaufkonzentrationen: 11 mg/l Zn und 16 mg/l MTBE (Versuche 3 + 8).

Dahingegen sind für den Rückhalt von MTBE die Unterschiede zwischen dem Einzelrückhalt und dem Konkurrenzrückhalt mit Zink sehr gering. Die Kapazität beim 50 % Durchbruch wird sogar minimal besser, von 19,5 mg/g auf 19,9 mg/g, sodass der MTBE-Rückhalt bei beiden Versuchen vergleichbar gut ist (Abbildung 39).

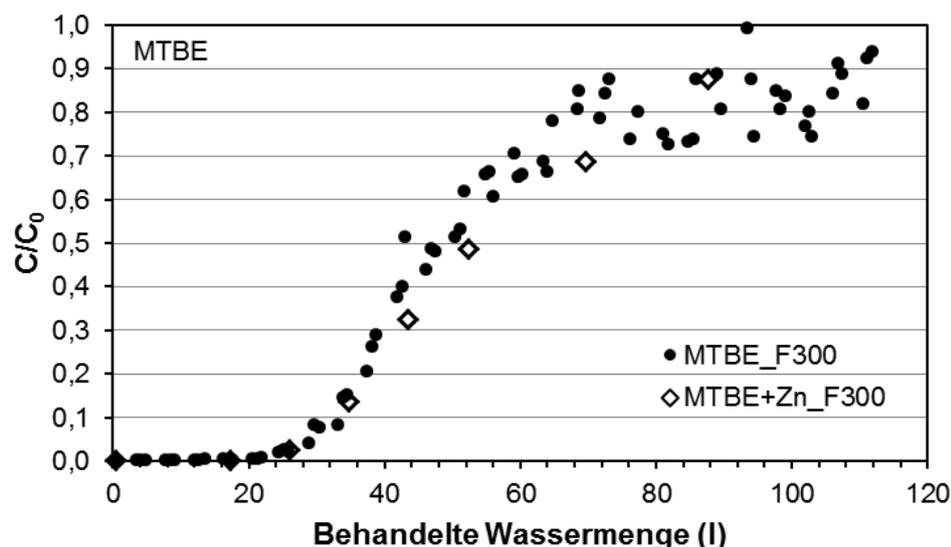


Abbildung 39: Einzel- und Konkurrenzrückhalte Aktivkohle F300 bezüglich des MTBE-Rückhaltes: Zulaufkonzentrationen: 11 mg/l Zn und 16 mg/l MTBE (Versuche 1 + 8).

Für die Unterschiede bezüglich des Verhaltens von Zink und MTBE im Konkurrenzfall können die unterschiedlichen Wirkmechanismen, die zum Rückhalt führen, verantwortlich sein. Die Adsorptionskapazität von MTBE ist dabei direkt mit der Menge und Größe der Mikro-

poren des Filtermaterials verbunden [Li et al., 2002; Seredych et al., 2005]. So werden während der MTBE-Adsorption Porenräume gefüllt, wodurch ein großer Teil der Mikroporen blockiert wird [Kleineidam et al., 2002]. Dahingegen hängt der Zink-Rückhalt vornehmlich von der chemischen Zusammensetzung der Filtermaterialoberfläche ab, zu der beispielsweise funktionelle Gruppen und die Oberflächenladung gehören, welche durch den pH-Wert beeinflusst werden [Demirbas, 2008]. Folglich wird durch den MTBE-Rückhalt die Oberfläche der Aktivkohle F300 mit ihren vielen Mikroporen deutlich reduziert. Mit der Reduzierung der verfügbaren Oberfläche verringern sich gleichfalls die freien Adsorptionsstellen für Zink. Andererseits erfolgt der Zink-Rückhalt auch an Stellen außerhalb der Mikroporen, sodass weiterhin ein reduzierter Zink-Rückhalt an den Meso- und Makroporen möglich ist.

Da es zwischen Zink und MTBE zu einer Beeinflussung des Rückhaltes auf der Aktivkohle gekommen ist, wurde für Braunkohlekoks, welcher besonders für den Rückhalt von Schwermetallen geeignet ist, das Konkurrenzverhalten zwischen verschiedenen Schwermetallen erfasst. Dabei wurden die beiden aufkommensrelevantesten Schwermetalle Zink und Kupfer sowie das recht mobile und ebenfalls in Verkehrsflächenabflüssen enthaltene Schwermetall Nickel untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 40 wiedergegeben. Hierbei ist zu beachten, dass es bei dieser einen Versuchsdurchführung nach ca. 20 l sowie nach knapp 60 l zu jeweils einer kurzen Unterbrechung der Beschickung (ca. 68 h) gekommen ist und sich während dieser Phase das dauereingestaute System leicht regenerieren konnte. Dies erkennt man besonders an dem verbesserten Rückhalt des Kupfers, aber auch leicht an den Rückhaltewerten des Nickels. Es ist zu erkennen, dass Nickel als erstes Schwermetall durchbrach und die Abnahme des pH-Wertes im Ablauf mit den abnehmenden Rückhaltewerten korreliert. Nach dem Nickel-Durchbruch (bei ca. 30 l) wurden bereits auf dem Material zurückgehaltene Nickel-Teilchen durch andere Schwermetalle (besonders Zink) vom Filtermaterial verdrängt, sodass die Nickel-Ablaufkonzentrationen höher als die dazugehörigen Zulaufkonzentrationen waren (Werte größer 1,0). Zink, welches im Zulauf mit der doppelten Konzentration vorhanden war, brach kurz nach dem Nickel durch und weist somit eine rund 2,5-fach höhere Kapazität beim Durchbruch von 50 % auf (1,62 mg/g statt 0,60 mg/g). Als bestes der drei Schwermetalle wurde Kupfer zurückgehalten, das als letztes Schwermetall seinen Durchbruch hatte. Die Kupfer-Kapazität bei einem Durchbruch von 50 % war mit 2,00 mg/g am höchsten. Für alle drei Schwermetalle sind auch die mit dem YAN-Modell erstellten Durchbruchskurven in Abbildung 40 eingezeichnet, um die gute Übereinstimmung der Laboruntersuchungen mit dem geeigneten Modell zu untermauern.

Aus diesen Versuchsergebnissen folgt somit, dass ebenfalls eine Konkurrenz zwischen den einzelnen Schwermetallen bezüglich des Rückhaltes besteht und dabei Zink deutlich schneller durchbricht als Kupfer, somit also wie Nickel als relativ mobil eingeschätzt werden kann. Somit liegen die vorhergehenden Versuche mit reinem Zink auf der sicheren Seite. Zur Bestimmung der effektiven Standzeit und des Rückhaltes unter variierenden Regenspänden muss aber auch das zweite aufkommensrelevante Schwermetall (Kupfer) mitberücksichtigt werden, um eine Überschätzung der Standzeit und des Rückhaltes zu vermeiden.

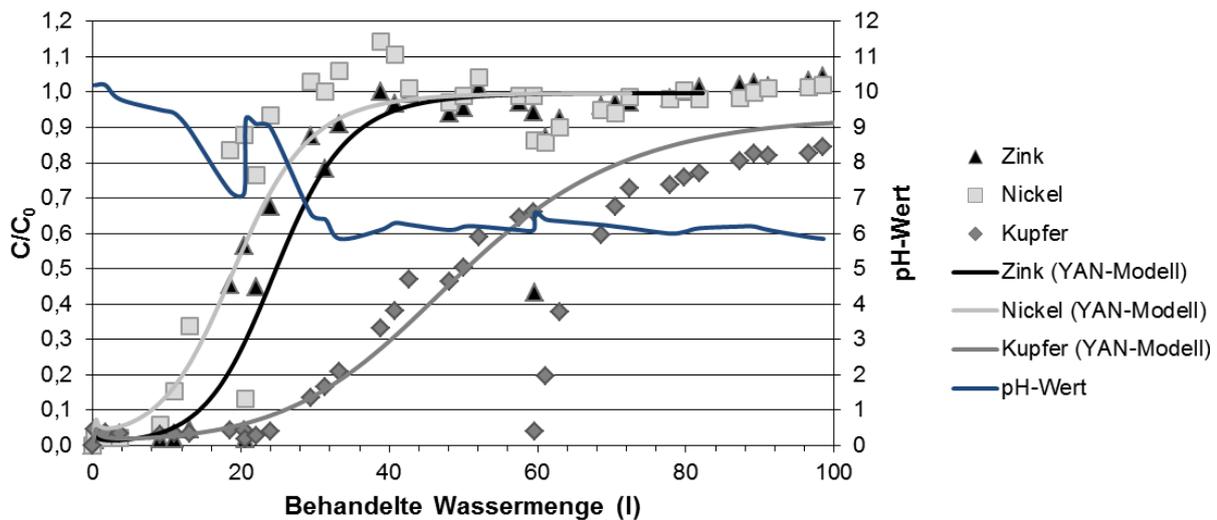


Abbildung 40: Konkurrenzrückhalte Braunkohlekoks bezüglich des Schwermetallrückhalts: Zulaufkonzentrationen: 5 mg/l Zn, 2,5 mg/l Cu und 2,5 mg/l Ni (Versuch 9) [Wulff, 2015].

Vergleichende Schüttelversuche haben gezeigt, dass der Rückhalt von Zink durch die Anwesenheit weiterer Schwermetalle (Kupfer und Nickel) am Braunkohlekoks, aber auch an der Aktivkohle 301, reduziert wird [Huber et al., 2016a].

4.2.1.3 Art der Filtermaterialkombination

Zuletzt wurde in den Vorversuchen bestimmt, inwieweit eine Kombination aus den beiden Filtermaterialien den Schadstoffrückhalt beeinflusst. Dabei wurde der gleichzeitige Rückhalt von MTBE und Zink, der bereits für die Aktivkohle F300 bestimmt wurde, ebenfalls für eine Kombination aus der Aktivkohle und dem Braunkohlekoks bestimmt. Dabei wurden die beiden Filtermaterialien einmal vollständig gemischt und einmal in Schichten übereinander eingebracht (unten Braunkohlekoks, darüber Aktivkohle F300) untersucht. Die Ergebnisse zum MTBE-Rückhalt sind in Abbildung 41 dargestellt, die für den Zink-Rückhalt in Abbildung 42.

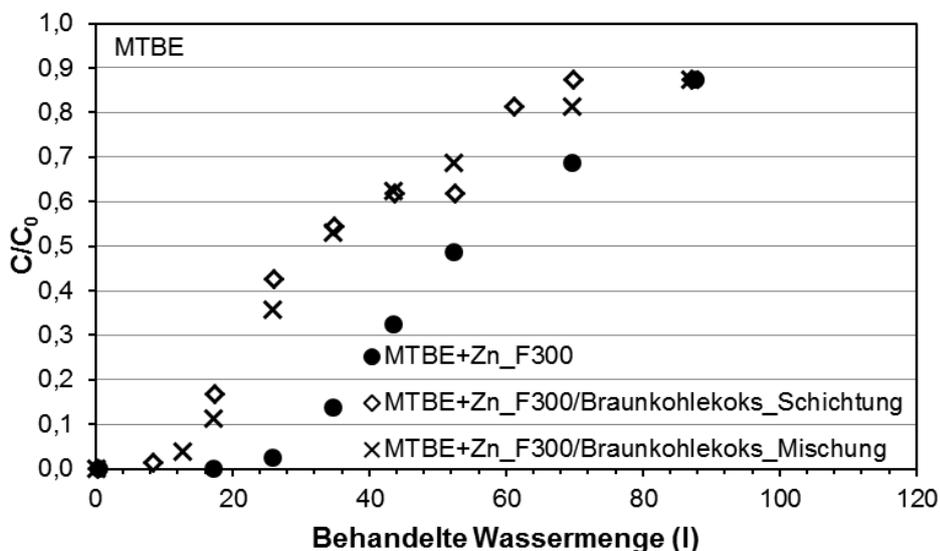


Abbildung 41: MTBE-Rückhalt durch Aktivkohle F300 und die beiden Kohlenkombinationen (Versuche 8, 10 und 11).

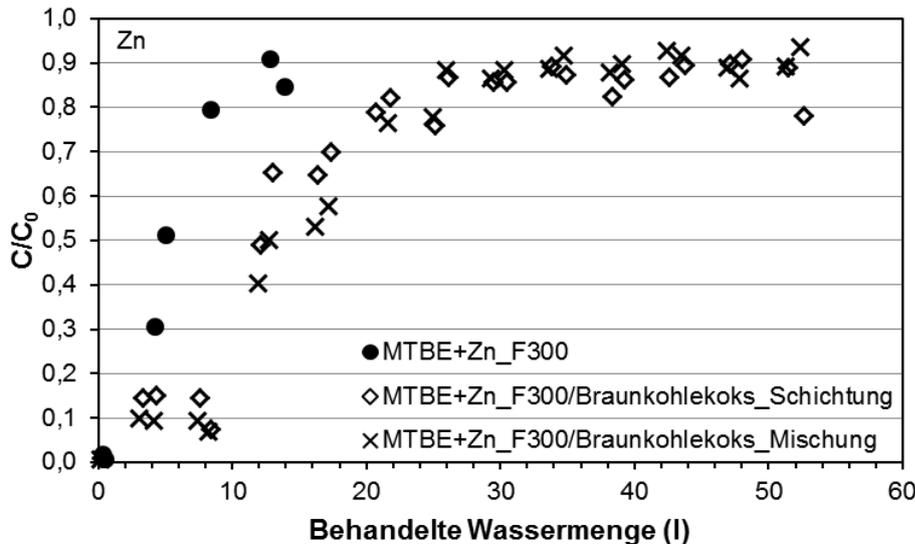


Abbildung 42: Zink-Rückhalt durch Aktivkohle F300 und die beiden Kohlenkombinationen (Versuche 8, 10 und 11).

Durch eine Kombination der beiden Filtermaterialien wurde einerseits ein ausreichender Rückhalt an MTBE ermöglicht und andererseits sichergestellt, dass Zink in höherem Maße zurückgehalten wird. Ein Vergleich der Kapazitäten für MTBE und für Zink zwischen den beiden Kombinationen ergibt, dass die Kapazitäten der homogenen Mischung bei einem Durchbruch von 50 % vergleichbar mit den Kapazitäten der schichtweisen Kombination für beide Stoffe sind. Folglich hat eine Einbringung der zwei Materialien in Schichten bzw. als Mischung keinen Einfluss auf den Rückhalt dieser beiden Schadstoffe [Li und Helmreich, 2014]. Aufgrund der großen Mengen, die in den großtechnischen Versuchen verwendet und zudem manuell verarbeitet werden, wurde der schichtweise Einbau dem einer homogenen Mischung vorgezogen. Diese Einbauart hat somit rein praktische Gründe und hat – wie diese Versuche zeigten – keinen Einfluss auf den Schadstoffrückhalt.

Ein Vergleich des MTBE-Rückhaltes der Kombinationen und der reinen Aktivkohle F300 zeigt zudem, dass ab einem Durchgang von 87 % der MTBE-Rückhalt der drei Varianten nahezu gleich ist, obwohl bei 50 % die reine Aktivkohle eine deutlich höhere Kapazität gezeigt hatte (19,5 mg/g statt 11,5 mg/g bzw. 11,6 mg/g). Bei Zink ist dies nicht zu beobachten, sodass die reine Aktivkohle F300 einen durchwegs geringeren Rückhalt an Zink im Vergleich zu den beiden Kombinationen aufweist.

4.2.1.4 Vergleich der MTBE- und Schwermetall-Kapazitäten aus Säulen- und Schüttelversuchen

Ein Vergleich der in Kapitel 4.1.3 anhand von Schüttelversuchen ermittelten maximalen Kapazitäten für MTBE mit den in den Säulenversuchen ermittelten Kapazitäten ergibt, dass jene deutlich größer sind. Die maximalen Kapazitäten (Langmuir) betragen 200 mg/g für Aktivkohle F300 und 20 mg/g für den Braunkohlekoks.

Dahingegen betragen die Kapazitäten bei einem Durchbruch von 50 % nur 19,5 mg/g für Aktivkohle F300 und 2,3 mg/g für den Braunkohlekoks. Folglich sind die anhand der Säulen-

versuche realitätsnäher ermittelten Kapazitäten, welche einen Rückhalt des Schadstoffes von nur noch 50 % widerspiegeln, um ca. eine Zehnerpotenz geringer.

Für die drei Schwermetalle wurden für den Braunkohlekoks ebenfalls anhand von Schüttelversuchen maximale Kapazitäten ermittelt. Die maximalen Kapazitäten (Langmuir) des Braunkohlekoks betragen 11,2 mg/g für Zink, 16,6 mg/g für Kupfer und 2,7 mg/g für Nickel.

Dahingegen betragen die Kapazitäten bei einem Durchbruch von 50 % nur 1,6 mg/g für Zink, 2,0 mg/g für Kupfer und 0,6 mg/g für Nickel. Daraus folgt, dass auch bei den Schwermetallen die realitätsnäher ermittelten Kapazitäten, welche einen Rückhalt des Schadstoffes von nur noch 50 % widerspiegeln, ebenfalls um knapp eine Zehnerpotenz geringer sind.

Insgesamt folgt aus diesen Ergebnissen, dass eine Abschätzung des Rückhaltes und der Standzeit von Anlagen nicht anhand von Schüttelversuchen erfolgen darf. Die Schüttelversuchsergebnisse ergeben in der Tendenz einen Anhaltspunkt, ob gewisse Schadstoffe zurückgehalten werden können und auch das Verhältnis zu anderen Schadstoffen kann grob ermittelt werden, jedoch ist eine für den Betrieb entscheidende Kapazität nur mit Säulenversuchen zu bestimmen. Dahingegen können die Schüttelversuche als einfaches Mittel zur Vorauswahl von Filtermaterialien für nachfolgende Säulenversuche und als Überprüfung der Güte unterschiedlicher Produktionschargen verwendet werden.

4.2.2 Säulenversuche TUM: einzelne Materialien

Im Anschluss an die Vorversuche wurden die beiden bereits in Säulenversuchen verwendeten Materialien Braunkohlekoks und Aktivkohle F300 zusammen mit zwei weiteren Materialien (Aktivkohle 301 und Sorp2) anhand der in Kapitel 3.1.6.2 beschriebenen Versuche auf den Schwermetallrückhalt sowie auf eine mögliche Remobilisierung durch Auftausalze untersucht. Jedes Material wurde einzeln in eine Säule mit einer Betthöhe von 40 cm mit den beiden Schwermetallen Kupfer und Zink in Kombination mit einer Jahresfracht, aufgeteilt in drei Teilregenspenden analog zur Prüfvorschrift des DIBt beladen [DIBt, 2015]. Anschließend wurde eine eventuelle Schwermetallrücklösung durch Auftausalze (NaCl, CaCl₂ und MgCl₂) anhand einer mittleren Regenspende untersucht.

4.2.2.1 Schwermetallrückhalt unter drei Regenspenden

Die genauen Zulaufkonzentrationen sowie die prozentualen Rückhaltewerte aller vier Materialien sind zusammen mit den zurückgehaltenen Frachten in Tabelle 26 aufgeführt. Die prozentualen Rückhaltewerte der drei auch in den großtechnischen Versuchen eingesetzten Materialien Aktivkohle F300, Braunkohlekoks sowie Sorp2 sind zusätzlich in der Abbildung 43 vergleichend für beide Schwermetalle gegenübergestellt.

Bei geringen Regenspenden wurden beide Schwermetalle von allen anfangs unbeladenen Materialien sehr gut zurückgehalten. Mit steigenden Regenspenden nahm der Rückhalt der einzelnen Materialien unterschiedlich stark ab. Besonders der Zinkrückhalt war bei der höchsten untersuchten Regenspende von 25 l/(s·ha) allgemein gering, vor allem besonders beim Braunkohlekoks, welcher im Vergleich zur F300 die höhere Schwermetallkapazität aufweist. Es ist anzumerken, dass eine Regenspende von 25 l/(s·ha) anfangs vollständig durch den Filter der dezentralen Anlage behandelt wird, da die Ausgangsdurchlässigkeit ent-

sprechend hoch ist, sodass trotz der Abnahme des k_f -Wertes während des Betriebs am Ende der Standzeit 15 l/(s·ha) behandelt werden.

Tabelle 26: Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 1) der einzelnen Materialien: prozentualer Schwermetallrückhalt und zurückgehaltene Fracht an Zink und Kupfer (je Teilregenspende)

	Aktivkohle 301 (40 cm)		Aktivkohle F300 (40 cm)		Braunkohle- koks (40 cm)		Sorp 2 (40 cm)	
	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	6.110	763	6.090	757	6.160	794	6.080	781
	Rückhalt (%)				Rückhalt (%)			
Teil 1: 2,5 l/(s·ha)	100	99	96	99	90	91	99	97
Teil 1: 6,0 l/(s·ha)	94	97	95	97	78	87	92	99
Teil 1: 25 l/(s·ha)	27	84	70	90	22	68	39	81
	Zurückgehaltene Fracht (mg)				Zurückgehaltene Fracht (mg)			
Teil 1: 2,5 l/(s·ha)	363	44	350	43	325	42	367	46
Teil 1: 6,0 l/(s·ha)	347	46	351	45	297	42	330	48
Teil 1: 25 l/(s·ha)	100	39	254	44	81	33	140	38
Teil 1: gesamt	810	129	955	132	703	117	837	132

Der abnehmende Rückhalt korreliert somit stark mit der abnehmenden Kontaktzeit und der damit verbundenen geringeren Erhöhung des pH-Wertes. Bei der kleinsten Regenspende betrug der pH-Wert im Ablauf im Mittel 9,8 (Aktivkohle 301), 8,6 (Aktivkohle F300), 10,9 (Braunkohlekoks) und 9,2 (Sorp2) bei einem Zulauf von 4,6 bis 4,9. Dieser nahm während der zweiten Regenspende etwas ab und erreichte bei der dritten Regenspende im Ablauf nur noch Werte von 7,7 (Aktivkohle 301), 8,0 (Aktivkohle F300), 7,8 (Braunkohlekoks) und 7,1 (Sorp2). Folglich korreliert der Rückhalt eindeutig mit dem pH-Wert, da beispielsweise der beste Rückhalt in der dritten Regenspende durch die Aktivkohle F300 erzielt wurde, welche mit 8,0 den höchsten pH-Wert aufwies. Ferner ist bei diesem Material der Unterschied zwischen den pH-Werten bei den verschiedenen Regenspenden am geringsten. Dahingegen variiert er beim Braunkohlekoks am meisten. Nach *Genc-Fuhrman et al. (2007)* liegt Zink bei einem pH-Wert von 8,5 und geringer vornehmlich gelöst vor, wohingegen Kupfer erst bei pH-Werten kleiner 6,5 in hohem Maße gelöst vorliegt. Anhand dieses Zusammenhangs zwischen der Schwermetallspezies und dem pH-Wert lässt sich der in der dritten Regenspende deutliche Unterschied zwischen dem Rückhalt von Zink und Kupfer erklären, da in einem pH-Wert-Bereich von 7,1 bis 8,0 Zink im Gegensatz zum Kupfer überwiegend gelöst vorliegt und somit schlechter von diesen Materialien zurückgehalten wird. In der ersten Regenspende ist der Rückhalt der beiden Schwermetalle vergleichbar, da hier der pH-Wert durchwegs über 8,5 liegt und somit auch Zink partikulär zurückgehalten werden kann. Folglich wäre für eine Steigerung des Rückhaltes gelöster Schwermetalle besonders eine Erhöhung der Kontaktzeit (geringeres Anschlussflächenverhältnis oder höhere Schichtung) vorteilhaft, welche aufgrund der Randbedingungen jedoch nicht realisiert werden konnte.

Ein Vergleich zwischen den beiden Aktivkohlen zeigt, dass die rezyklierte Aktivkohle 301 bei den beiden geringeren Regenspenden genauso gut abschneidet wie die Aktivkohle F300

und nur bei Kupfer für die höchste Regenspende deutlich reduzierte Rückhaltewerte aufweist. Bei einer Erhöhung der Kontaktzeit könnte also eine rezyklierte Aktivkohle als kostengünstige Alternative zu neuer Aktivkohle in weiteren Untersuchungen in Betracht gezogen werden. Aufgrund der Randbedingungen (siehe Kapitel 3.6.1) konnte dies in diesem Projekt jedoch nicht verfolgt werden.

Ein Vergleich der pH-Wert-Entwicklung sowie des Rückhaltes bei verschiedenen Regenspenden (Kinetik) und den in den Vorversuchen ermittelten Kapazitäten für den Rückhalt von Zink und MTBE ergibt, dass jede der in Abbildung 43 dargestellten Materialien Vor- und Nachteile aufweist. Daher kann einzig eine optimierte Mischung aus den drei Materialien den besten Rückhalt von Schwermetallen und weiteren organischen Spurenstoffen bieten. Daher wurde der Einbau der Filtermaterialien als Kombination anhand weiterer Säulenversuche im halbtechnischen Maßstab optimiert (siehe Kapitel 3.3.3).

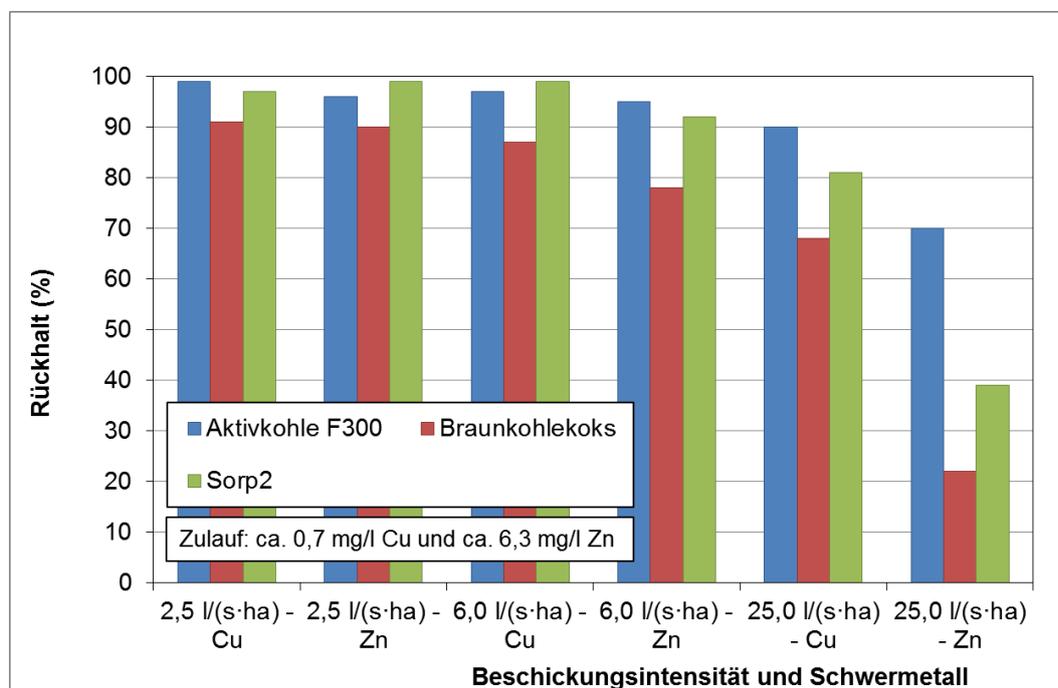


Abbildung 43: Schwermetallrückhalt einzelner Materialien.

4.2.2.2 Rücklösung unter Auftausalzen

Im zweiten Teil der Untersuchung der einzelnen, mit Kupfer und Zink vorbeladenen Materialien ergaben sich für alle vier Filtermaterialien Rücklösungen, welche durch die Kombination von jeweils zwei Auftausalzen zusammen mit Trinkwasser verursacht wurden. Die Verwendung von Trinkwasser orientierte sich an den im Jahr 2014 aktuellen Prüfgrundsätzen des DIBt. Alle Ablaufkonzentrationen, die ausgetragenen Frachten sowie die rückgelösten Anteile in Prozent sind in Tabelle 27 zusammengefasst.

Als Ergebnis der Untersuchung der Remobilisierung im Worst-Case-Szenario kann festgehalten werden, dass die Ablaufkonzentrationen für beide Salzuntersuchungen, für beide Schwermetalle sowie für alle Filtermaterialien oberhalb der Zulaufkonzentrationen lagen. Dabei sind die Ablaufkonzentrationen des zweiten Salzversuches meist deutlich geringer als

beim ersten Salzversuch. Dies kann daran liegen, dass $MgCl_2$ weniger Schwermetalle zurücklöst als $CaCl_2$. Da die Versuche aber hintereinander an den gleichen beladenen Säulen durchgeführt wurden und die rückgelösten Anteile im ersten Salzversuch sehr hoch sind, kann dies nicht sicher belegt werden. Da bei allen Abläufen der pH-Wert bei ca. 8,0 lag, liegt Kupfer weiterhin vornehmlich partikulär vor, sodass dessen Austrag bei allen vier Materialien geringer als der dazugehörige Zinkaustrag ist. Ein Vergleich der vier Materialien ergibt, dass Sorp2 sowohl die geringsten Ablaufkonzentrationen als auch die geringsten prozentualen Rücklösungen aufweist. Dahingegen weist der Braunkohlekoks die höchste Zink-Remobilisierung auf. Bei der Kupfer-Remobilisierung weisen der Braunkohlekoks und die Aktivkohle 301 die höchsten Werte auf.

Tabelle 27: Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 2) der einzelnen Materialien: Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche

	Aktivkohle 301 (40 cm)		Aktivkohle F300 (40 cm)		Braunkohlekoks (40 cm)		Sorp 2 (40 cm)	
	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	433	6,0	513	18,0	272	22,0	391	6,7
	Ablaufkonzentration (µg/l)				Ablaufkonzentration (µg/l)			
Teil 2: NaCl+CaCl ₂	3.060	116	3.200	39	4.000	150	1.890	102
Teil 2: NaCl+MgCl ₂	1.290	111	2.110	91	745	60	678	54
	Ausgetragene Fracht (mg)				Ausgetragene Fracht (mg)			
Teil 2: NaCl+CaCl ₂	141	7	147	2	214	8	76	6
Teil 2: NaCl+MgCl ₂	68	6	110	5	38	2	31	3
	Rückgelöster Anteil (%)				Rückgelöster Anteil (%)			
Teil 2 / Teil 1	26	10	27	5	36	9	13	7

Bei dieser Betrachtung muss berücksichtigt werden, dass zusätzlich nicht unerhebliche Mengen an Schwermetallen während der beiden Spülregenspenden mit Trinkwasser rückgelöst wurden und daher die rückgelösten Anteile in der Realität höher waren. Am Ende der Versuche wurde daher der Einfluss des Trinkwassers auf die Remobilisierung untersucht (siehe Kapitel 3.3.3), da die Ionenzusammensetzung im Trinkwasser nicht der im Verkehrsflächenabfluss entspricht.

4.2.3 Säulenversuche TUM: Optimierung durch Schichtung

Für die halbtechnischen Untersuchungen zur Entwicklung einer optimalen Kombination der einzelnen Filterschichten wurden zwei Versuchsetups ausgewählt. Dabei wurde zusätzlich zu den drei Materialien Braunkohlekoks, Aktivkohle F300 und Sorp2 eine Schicht aus Betonstückchen (FM_fein), die in der Realität als Strömungsgleichrichter und zur groben Filtration dienen soll, berücksichtigt. Die entwickelten Aufbauten bestehen daher aus den drei Filtermaterialien zu je 12 cm und aus 4 cm gebrochenen Porenbeton (FM_fein). Die Durchströmung des Filterbettes erfolgte wie in der Realität von unten nach oben. Dabei wurde für Variante A der optimale pH-Wert für jedes Material (Reihenfolge der Materialien mit steigendem

pH-Wert) und bei Variante B die Körnung der Filtermaterialien (Reihenfolge der Materialien mit steigender Feinheit) berücksichtigt.

Variante A (Schwermetalle)

Für die Variante A wurden alle vier Säulen mit einem insgesamt 40 cm mächtigen Filterbett befüllt. Dieses setzte sich, von unten nach oben betrachtet, aus 4 cm FM_fein, 12 cm Sorp2, 12 cm Braunkohlekoks und 12 cm Aktivkohle F300 zusammen.

Die Versuche bezüglich der Untersuchung des Rückhaltevermögens von Schwermetallen sowie einer möglichen Remobilisierung durch Auftausalze wurden analog zu den Versuchen mit den einzelnen Materialien durchgeführt. Abweichend davon wurden zwei der vier Säulen mit einer doppelten Zulaufkonzentration an Zink und Kupfer beladen (Variante A*).

Variante B (Schwermetalle, MTBE und ETBE)

Bei der Variante B wurden alle vier Säulen mit einem insgesamt 40 cm mächtigen Filterbett befüllt. Dieses setzte sich, von unten nach oben betrachtet, aus 4 cm FM_fein, 12 cm Braunkohlekoks, 12 cm Aktivkohle F300 und 12 cm Sorp2 zusammen.

Die Versuche bezüglich der Untersuchung des Rückhaltevermögens von Schwermetallen sowie einer möglichen Remobilisierung durch Auftausalze wurden ebenfalls analog zu den Versuchen mit den einzelnen Materialien durchgeführt. Abweichend davon wurden bei zwei der vier Säulen die Spülungen sowie die Remobilisierungsversuche mit deionisiertem Wasser durchgeführt (Variante B*).

Zusätzlich wurden die Rückhaltekapazitäten der eingebauten Filtermaterialkombination bezüglich MTBE und ETBE ermittelt. Die Zulaufkonzentration an MTBE lag bei allen Säulen im Mittel bei 6,4 mg/l.

4.2.3.1 Schwermetallrückhalt unter drei Regenspenden

Die genauen Zulaufkonzentrationen sowie die prozentualen Rückhaltewerte der vier Varianten sind zusammen mit den zurückgehaltenen Frachten in Tabelle 28 aufgeführt. Die prozentualen Rückhalte der drei sich in den Schichten bzw. Zulaufkonzentrationen unterscheidenden Varianten A, B und A* sind zusätzlich in der Abbildung 44 vergleichend für beide Schwermetalle gegenübergestellt.

Die gesamte zurückgehaltene Fracht ist dabei bei Variante A* am höchsten, bei der die Säulen mit der höchsten Zulaufkonzentration beschickt wurden. Bei den anderen drei Varianten, die analog zum DIBt getestet wurden, ist der Rückhalt für die Variante B etwas höher als für Variante A. Bei Berechnung der insgesamt zurückgehaltenen Fracht für eine Mischung nach Tabelle 28, bei der aus den einzelnen zurückgehaltenen Frachten der drei Materialien ein Mittelwert gebildet wird, müsste die Mischung im Mittel über alle drei Regenspenden 832 mg Zink und 127 mg Kupfer zurückhalten. Da das Filterbett nur 36 cm anstelle von 40 cm hoch ist, müssten im Mittel 749 mg Zink und 114 mg Kupfer zurückgehalten werden. Ein Vergleich dieser theoretisch ermittelten Frachten mit den gemessenen Frachten der Varianten A und B ergibt, dass diese für Zink sehr gut übereinstimmen und der tatsächliche Kupfer-Rückhalt

beider Varianten etwas höher ist. Dies kann an der minimalen pH-Wert-Erhöhung durch den gebrochenen Porenbeton (FM_fein) liegen.

Da im ersten Versuchsteil die Schwermetallrückhalte mit deionisiertem Wasser bestimmt worden sind und die Varianten B und B* in Teil 1 somit keine Unterschiede in der Versuchsdurchführung aufweisen, sollten die jeweiligen Mittelwerte der Doppelbestimmungen übereinstimmen. Aufgrund der leicht anderen Zulaufkonzentrationen ergeben sich geringe Unterschiede im prozentualen Rückhalt und in der zurückgehaltenen Fracht, jedoch liefern alle Versuchsdurchgänge der Variante B/B* gut übereinstimmende Ergebnisse.

Tabelle 28: Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 1) der verschiedenen Materialkombinationen: prozentualer Schwermetallrückhalt und zurückgehaltene Fracht an Zink und Kupfer (je Teilregenspende)

	Variante A (4/12/12/12cm)		Variante B (4/12/12/12cm)		Variante A* (4/12/12/12cm)		Variante B* (4/12/12/12cm)	
	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	6.000	870	6.070	787	12.200	1.500	6.000	750
	Rückhalt (%)				Rückhalt (%)			
Teil 1: 2,5 l/(s·ha)	97	99	90	87	89	98	90	88
Teil 1: 6,0 l/(s·ha)	87	97	95	97	56	97	93	98
Teil 1: 25 l/(s·ha)	16	41	26	84	6	46	22	82
	Zurückgehaltene Fracht (mg)				Zurückgehaltene Fracht (mg)			
Teil 1: 2,5 l/(s·ha)	349	61	325	41	648	88	321	40
Teil 1: 6,0 l/(s·ha)	325	45	344	47	325	45	339	43
Teil 1: 25 l/(s·ha)	56	34	96	40	47	43	80	37
Teil 1: gesamt	730	140	765	128	1.020	176	740	120

Der prozentuale Rückhalt der Mischungen der Varianten A und B ist vergleichbar mit den Ergebnissen der einzelnen Materialuntersuchungen (siehe Abbildung 43), wobei Variante A bei der ersten Regenspende bessere Rückhaltewerte aufwies als Variante B. Variante B zeigte jedoch bei der dritten Regenspende deutlich höhere Rückhalte für beide Schwermetalle. Dies korreliert sehr gut mit dem pH-Wert, der im ersten Teil bei Variante A mit 10,4 um 0,5 höher war als bei Variante B und im dritten Teil mit 7,2 um 0,3 geringer war. Die pH-Werte im Zulauf schwankten nur geringfügig für alle Regenspenden und Varianten zwischen 4,7 und 4,9. Beim Vergleich der Variante A mit Variante A* gibt es für die erste Regenspende ebenfalls nur geringe Unterschiede, bei der für beide Varianten der pH-Wert im Ablauf im Mittel bei 10,3 lag. Mit zunehmender Regenintensität nimmt der pH-Wert bei Variante A* deutlich schneller ab als bei Variante A (7,3 zu 9,5 bzw. 6,8 zu 7,2). Somit weist Variante A* im Gegensatz zu Variante A für Zink bei der zweiten und dritten Regenspende deutlich geringere prozentuale Rückhaltewerte auf.

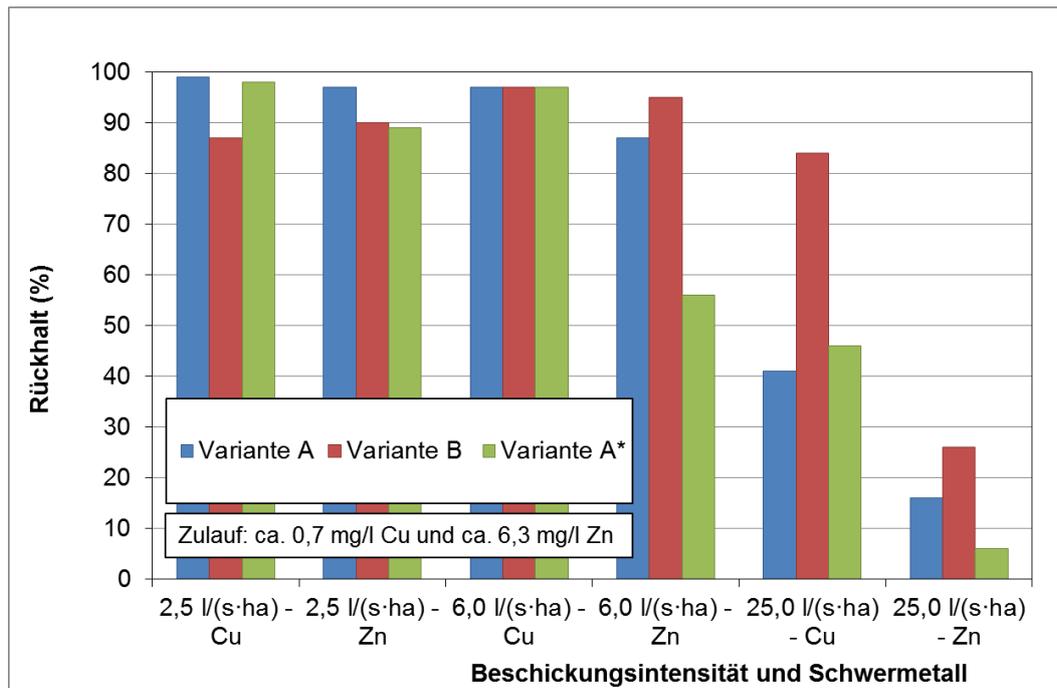


Abbildung 44: Schwermetallrückhalt der drei Varianten mit Materialkombinationen.

Da die Varianten A und B ähnlich viele Schwermetalle bei den beiden für die Bemessung relevanteren Regenspenden von 2,5 l/(s·ha) und 6,0 l/(s·ha) zurückhielten und der pH-Wert im Ablauf nur geringe Unterschiede aufwies, wird für die großtechnische Anlage Variante B bevorzugt, da diese beiden Varianten in der Theorie einen ähnlichen Rückhalt an Feinpartikeln gewährleisten sollten, diese aber aufgrund der abgestuften Körnung bei Variante B zu geringerer Kolmation führen sollte.

4.2.3.2 Rücklösung unter Auftausalzen

Im zweiten Teil der Untersuchung der Materialkombinationen ergaben sich für die drei Filtermaterialkombinationen, welche mit Kupfer und Zink vorbeladen waren und durch eine Kombination von jeweils zwei Auftausalzen zusammen mit Trinkwasser im Teil 2 untersucht wurden, Rücklösungen. Dahingegen zeigte die Variante B*, welche mit Auftausalzen und deionisiertem Wasser beschickt wurde, nur eine geringe Schwermetallremobilisierung, so dass die Ablaufkonzentrationen die Prüfwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für Zink (500 µg/l) und Kupfer (50 µg/l) nicht überschritten hatten. Alle Ablaufkonzentrationen, die ausgetragenen Frachten sowie die rückgelösten Anteile in Prozent sind in Tabelle 29 zusammengefasst.

Aus den Ergebnissen der Auftausalzversuche mit Trinkwasser kann geschlossen werden, dass stärker beladenes Material (Variante A*) deutliche höhere Remobilisierungen bei gleichem Zulaufsignal erfährt als die gleiche Filtermaterialkombination mit geringerer Vorbeladung (Variante A). Ein Vergleich der beiden Varianten A und B ergibt, dass diese ähnlich viel Kupfer rücklösten, jedoch aus Variante B weniger Zink remobilisiert werden konnte. Jedoch sind alle Ablaufkonzentrationen sehr hoch. Die stärkere Zink-Remobilisierung hängt auch mit dem niedrigen pH-Wert im Bereich von 7,8 bis 8,1 zusammen.

Tabelle 29: Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 2) der verschiedenen Materialkombinationen: Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche

	Variante A (4/12/12/12cm)		Variante B (4/12/12/12cm)		Variante A* (4/12/12/12cm)		Variante B* (4/12/12/12cm)	
	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	246	< 5,0	400	< 5,0	351	< 5,0	< 20,0	< 5,0
	Ablaufkonzentration (µg/l)				Ablaufkonzentration (µg/l)			
Teil 2: NaCl+CaCl ₂	3.570	126	3.020	141	5.610	265	143	9
Teil 2: NaCl+MgCl ₂	711	67	887	76	1.660	128	111	6
	Ausgetragene Fracht (mg)				Ausgetragene Fracht (mg)			
Teil 2: NaCl+CaCl ₂	200	7	145	8	307	16	7	0,1
Teil 2: NaCl+MgCl ₂	36	4	42	4	87	7	6	0,1
	Rückgelöster Anteil (%)				Rückgelöster Anteil (%)			
Teil 2 / Teil 1	32	8	24	9	39	13	1	0

Insgesamt kann von einer Beständigkeit der Filtermaterialkombination der Variante B/B* gegenüber Auftausalzen ausgegangen werden. Jedoch können Fremdionen eine Remobilisierung von Schwermetallen verursachen (Variante B). Der tatsächliche Einfluss ist jedoch aufgrund der chemischen Unterschiede zwischen Trinkwasser und Verkehrsflächenabflüssen nur anhand der großtechnischen Feldversuche eruiert. Dabei kann auch eine mögliche Rücklösung von Schadstoffen aus dem dauereingestauten Filter während der Trockenperioden erfasst werden.

4.2.3.3 Variante B (MTBE, ETBE)

Zusätzlich wurden Versuche an den mit einer Jahresfracht an Schwermetallen vorbeladenen Säulen der Variante B mit MTBE (ca. 7,2 mg/l) und ETBE (ca. 12,7 mg/l) und Regenspender von 6,0 l/(s·ha) durchgeführt. Dabei wurden die Säulen jeweils 60 min lang mit der MTBE-Lösung beschickt und anschließend zusätzlich 30 min lang mit der ETBE-Lösung. Diese Säulen mit der Filterkombination der Variante B zeigten für die ersten 30 min einen durchgehenden Rückhalt von ca. 96 % für MTBE und in den folgenden 30 min von ca. 91 % für MTBE. Bei der anschließenden Untersuchung des ETBE-Rückhaltes wurden ca. 98 % des Stoffes durch die Filtermaterialkombination zurückgehalten, sodass ETBE trotz der starken Beladung der Säulen mit Schwermetallen (ca. eine Jahresfracht) und MTBE (etwa zehn Jahresfrachten) sowie der sehr hohen ETBE-Zulaufkonzentration (Faktor 10.000 über realen Konzentrationen) sehr gut zurückgehalten wurde. Somit wurden mindestens zehn Jahresfrachten an MTBE und ETBE durch die entwickelte Filtermaterialkombination mit mindestens je 90 % zurückgehalten. Aufgrund dieser Ergebnisse werden die weiteren Untersuchungen zum Rückhalt organischer Spurenstoffe nur mit MTBE durchgeführt, da dieses schlechter durch die verwendete Filtermaterialkombination zurückgehalten wurde.

4.2.3.4 Variante B (Durchbrüche)

Abschließend wurden Durchbrüche für die Schwermetalle Kupfer und Zink an der Filtermaterialkombination der Variante B ermittelt, da die Schwermetall-Kapazität in Realität im Gegen-

satz zu der Kapazität der organischen Spurenstoffe der limitierende Faktor bezüglich des Rückhaltes gelöster Stoffe sein wird. Dabei wurde zu Beginn der Versuche neues, unbeladenes Material in vier Säulen eingefüllt und dieses wurde mit 16 Regenspends beladen. Dies entspricht einem Gesamtbeschickungsvolumen von 960 Litern je Säule [Wulff, 2014]. Die Schwermetalle wurden bei den Säulen 1 und 2 (S1+S2), wie in Kapitel 3.1.6.2 dargestellt, in einer Mischung aus deionisiertem Wasser und Trinkwasser gelöst und bei den Säulen 3 und 4 (S3+S4) in reinem deionisiertem Wasser. Die Ergebnisse der vier Durchbruchkurven sind in Abbildung 45 dargestellt. Hierbei zeigte sich ebenfalls für Zink ein schnellerer Durchbruch, d. h. eine schnellere Abnahme des Rückhalts, im Vergleich zum Kupfer.

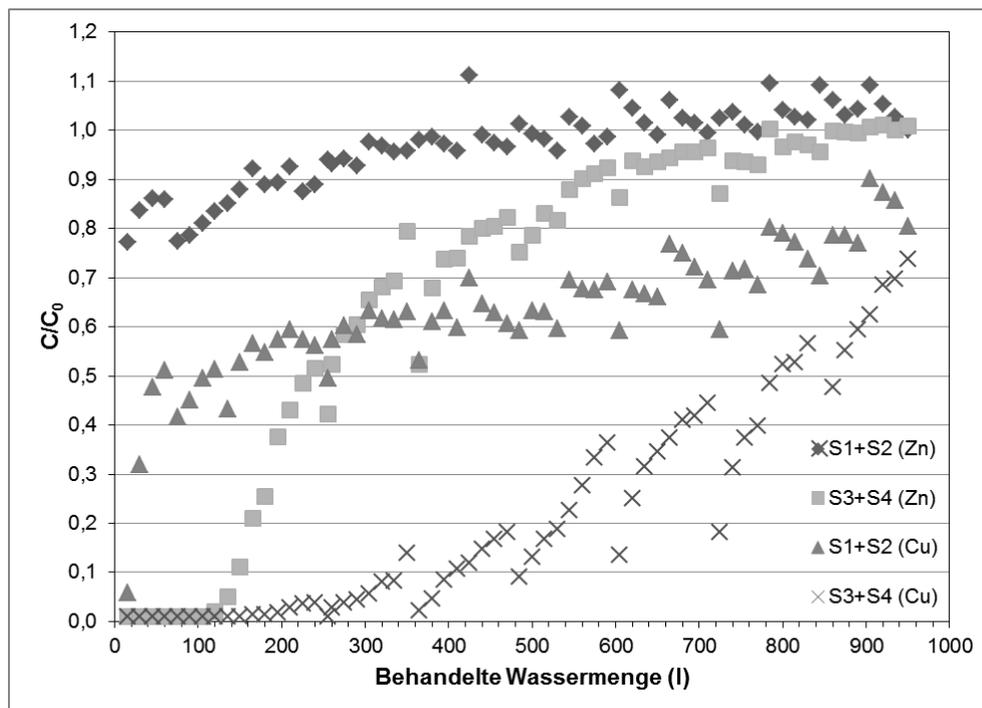


Abbildung 45: Durchbruchkurven bezüglich des Anteils der Zink- und Kupferkonzentrationen im Ablauf zu den Zulaufkonzentrationen.

Es ist zudem deutlich zu erkennen, dass die Durchbrüche der Säulen 1 und 2 sowohl bezüglich Zink als auch für Kupfer deutlich schneller erreicht wurden als bei den Säulen 3 und 4. Dies liegt vor allem daran, dass die Säulen 1 und 2 mit einer Mischung aus deionisiertem Wasser und Leitungswasser beschickt wurden, welche mehr Ionen als das reine deionisierte Zulaufwasser der Säulen 3 und 4 besitzt. Diese Ionen können die möglichen, zur Adsorption verfügbaren Plätze belegen oder bereits auf dem Filtermaterial zurückgehaltene Zink- und Kupferionen austauschen, wie dies bereits in den Spülregenspends mit Trinkwasser zwischen den beiden Versuchsteilen zur Bestimmung des Schwermetallrückhalts und der Rücklösung unter Auftausalzen ermittelt wurde (vgl. Kapitel 4.2.3.2). Dadurch zeigten die Säulen 1 und 2 gleich zu Beginn der Beschickung deutlich höhere Konzentrationen im Ablauf und erreichten dadurch nach wenigen Litern bereits einen Durchbruch von 50 %. Eine weitere Erklärung dafür ergibt sich, wenn man die pH-Werte betrachtet. So nahm dieser für die Säulen 1 und 2 von anfangs 6,7 auf 5,8 nach ca. 650 l ab. Säulen 3 und 4 wiesen hingegen deutlich höhere pH-Werte auf. So lag dieser zu Beginn bei 10,0 und der pH-Wert nahm auf 7,6

ab. Da die pH-Werte für die Säulen 1 und 2 sehr niedrig waren, lagen sowohl Zink vollständig als auch Kupfer zu einem während des Versuchs immer größer werdenden Anteils in gelöster Form vor [Genc-Fuhrman et al., 2007].

Außerdem erkennt man am Verlauf der Kupferkonzentrationen der Säulen 3 und 4, dass es zwischen jeder Regenspende aufgrund der unterschiedlich langen Unterbrechungen zu Regenerationen des Materials gekommen ist. Dabei ist die kurze Unterbrechung von 1-2 h während zweier Regenspenden am Tag fast nicht erkennbar, jedoch ist die über die Nacht anhaltende Ruhephase von ca. 16 h deutlich im Verlauf zu erkennen. So ist immer nach den acht Proben pro Tag ein Sprung im Konzentrationsverlauf nach unten zu erkennen. Dieser hält jeweils für rund 120 min an (ca. 2-3 Proben), bevor die Ablaufkonzentrationen wieder das Niveau vom Vortag erreichen. Ähnliche Prozesse werden wahrscheinlich auch an der Anlage vor Ort ablaufen. Jedoch variieren in der Realität die Regenspenden fortwährend, sodass dieser Vorgang der Regeneration nur indirekt über die verlängerte Standzeit, nicht aber direkt über die Ablaufkonzentrationen erkennbar sein wird.

Im Anschluss an die Durchbruchs-Versuche wurden die Materialien der Säulen 3 und 4 schichtweise entnommen und pro Material jeweils ein Königswasseraufschluss durchgeführt. Die Ergebnisse der pro Material über beide Säulen gemittelten Schwermetallgehalte bei einem Durchbruch von 100 % Zink und 80 % Kupfer sind in Tabelle 30 aufgeführt.

Tabelle 30: Ergebnisse (Mittelwerte von Teil 1) der verschiedenen Materialkombinationen: prozentualer Schwermetallrückhalt und zurückgehaltene Fracht an Zink und Kupfer (je Teilregenspende)

	Braunkohlekoks (12 cm)		Aktivkohle F300 (12 cm)		Sorp 2 (12 cm)	
	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu
Schwermetallgehalt (mg/kg)	4,90	1,99	1,19	0,95	7,62	1,30

Dabei erkennt man, dass die Rückhaltekapazitäten für Kupfer deutlich geringer sind als die für Zink. Dies liegt vor allem an den 8,7-fach höheren Zink-Konzentrationen im Zulaufwasser im Vergleich zu den Kupfer-Konzentrationen. Außerdem sind die Kapazitäten der Aktivkohle F300 in Bezug auf die Schwermetalle deutlich geringer als die der anderen beiden Materialien. Folglich ergänzen sich die drei Materialien in Kombination zur Reduzierung der gelösten Stoffe im Verkehrsflächenablauf.

Als Ergebnis dieser Säulenversuche kann zudem festgehalten werden, dass je nach Einbauort, ausgehend von der limitierenden Zinkkapazität, von einer Gesamtstandzeit der optimierten Filtermaterialkombination in Bezug auf gelöste Stoffe von ca. 12 bis 15 Monaten ausgegangen werden kann.

4.2.4 Säulenversuche RUB: Variante B+

In den bisherigen Versuchsreihen wurde der Rückhalt der verschiedenen Schadstoffgruppen (Schwermetalle und organische Schadstoffe) nacheinander, d. h. zeitversetzt, untersucht. Vor dem Einbau der Filtermaterialkombination in die großtechnischen Anlagen an den verschiedenen Standorten sollte der konzipierte Filteraufbau hinsichtlich des gleichzeitigen Rückhaltes der verschiedenen untersuchten Schadstoffe getestet werden. Der bisherige Fil-

teraufbau (Variante B) wurde nochmals um eine zusätzliche Schicht ergänzt. Eine untere Lage aus groben Betonstückchen (FM_grob) sollte für eine weitere Verbesserung des gestuften Filteraufbaus dienen. Da die Einbauhöhe der konzipierten Materialkombination im Filterschacht infolge der baulichen Gegebenheiten begrenzt war, wurden die Schichthöhen der einzelnen Filtermaterialien angepasst. Für die Anpassung spielten auch hydraulische Aspekte bzw. eine zu starke Reduzierung der Durchlässigkeit eine Rolle. Hieraus ergab sich der in Abbildung 46 dargestellte aufwärts durchströmte Filteraufbau (Variante B+) mit einer Gesamthöhe von 42 cm.

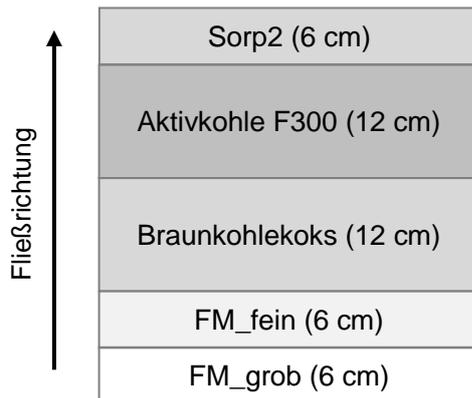


Abbildung 46: Aufbau des Filters (Variante B+) mit Angabe der jeweiligen Schichthöhe.

Die Säulenversuche zur Untersuchung des Rückhaltes der verschiedenen Schadstoffe sowie der möglichen Remobilisierung durch Auftausalze wurden im Wesentlichen bzgl. Regenspenden und -dauer analog zu den Versuchen mit den Einzelmaterialien und Materialkombinationen durchgeführt. Lediglich die Zudosierung der organischen Schadstoffe erfolgte mittels einer Glasspritze durch ein Septum am Säulenboden direkt in den Zulauf.

4.2.4.1 Schadstoffrückhalt unter drei Regenspenden

Neben den Zulaufkonzentrationen der untersuchten Schadstoffe (MKW, PAK, MTBE, Zink und Kupfer) sind in Tabelle 31 die prozentualen Rückhaltewerte sowie die zurückgehaltenen Frachten angegeben. Dieser Filteraufbau (Variante B+) zeigte im Rahmen eines Säulenversuchs bei paralleler Aufbringung der Schadstoffe gemittelt über die drei Regenspenden (2,5 l/(s·ha), 6,0 l/(s·ha), 25 l/(s·ha)) einen Rückhalt von 98 % MKW, 99 % PAK, 73 % MTBE, 70 % Zink und 88 % Kupfer. Zusätzlich sind die prozentualen Rückhalte des konzipierten Filteraufbaus (Variante B+) für die untersuchten Schadstoffe in Abbildung 47 gegenübergestellt.

Ogleich der Filteraufbau geringfügig modifiziert wurde, konnten für die parallele Beaufschlagung der Filtermaterialkombination mit den verschiedenen Schadstoffen gut übereinstimmende Ergebnisse mit den vorangegangenen Versuchsreihen (Kap. 3.3.3.1) festgestellt werden. Für die Schwermetalle Zink und Kupfer ergab sich im Mittel über alle drei Regenspenden eine zurückgehaltene Fracht von 745 mg Zink und 110 mg Kupfer. Aufgrund der leicht anderen Zulaufkonzentrationen ergeben sich gegenüber der Variante B (Tabelle 28) geringe Unterschiede im prozentualen Rückhalt und in der zurückgehaltenen Fracht (765 mg Zink, 128 mg Kupfer).

Tabelle 31: Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 1) der konzipierten Materialkombination (Variante B+): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende)

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	75.000	97	3.000	5.867	696
	Rückhalt (%)				
Teil 1: 2,5 l/(s·ha)	97	100	96	86	88
Teil 1: 6,0 l/(s·ha)	98	100	69	88	98
Teil 1: 25 l/(s·ha)	98	98	55	35	77
	Zurückgehaltene Fracht (mg)				
Teil 1: 2,5 l/(s·ha)	4.360	6	173	317	44
Teil 1: 6,0 l/(s·ha)	4.430	6	125	309	36
Teil 1: 25 l/(s·ha)	4.420	6	99	119	29
Teil 1: gesamt	13.200	18	397	745	110

Die Variante B+ zeigt für alle Regenspenden einen nahezu vollständigen Rückhalt der organischen Schadstoffe MKW und PAK. Hieraus resultiert eine zurückgehaltene Fracht von 13.200 mg MKW und 18 mg PAK. Für MTBE ist eine Abnahme des Rückhaltes bei steigender Regenspende festzustellen. Dieser im Vergleich zu den vorherigen durchgeführten Versuchsreihen (Kap. 4.2.3.3) niedrigere Rückhalt ist hierbei sehr wahrscheinlich auf den Umstand zurückzuführen, dass die organischen Schadstoffe parallel hinzu dosiert wurden. Die Adsorption von MTBE kann durch die Konkurrenzadsorption mit den anderen organischen Wasserinhaltsstoffen wie beispielsweise aliphatischen Kohlenwasserstoffen und monoaromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX) beeinflusst werden [Strupp et al., 2004]. Sowohl aliphatische Kohlenwasserstoffe als auch BTEX finden sich im hinzudosierten Heizöl EL wieder.

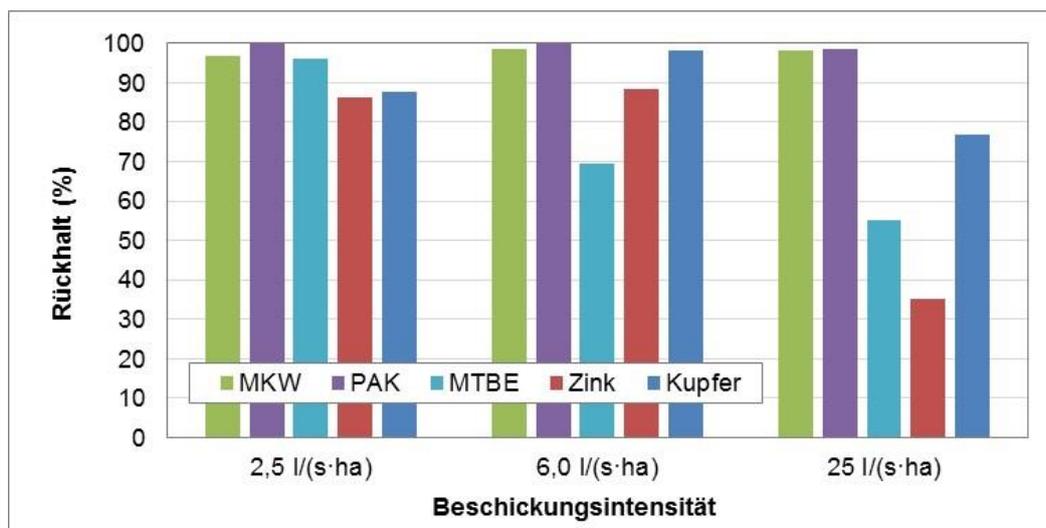


Abbildung 47: Schadstoffrückhalt der konzipierten Materialkombination (Variante B+).

Wie bereits in den vorherigen Versuchsreihen zu erkennen war, ist davon auszugehen, dass die Standzeit des Filters sehr wahrscheinlich durch den Schwermetallrückhalt begrenzt wird,

vor allem durch die Zinkkapazität. Bezüglich des MTBE-Rückhaltes ist anzumerken, dass die MTBE-Zulaufkonzentration ca. um den Faktor 1.000 über den in Verkehrsflächenabflüssen gemessenen MTBE-Konzentrationen liegt und auch die aufgebrachte Fracht die theoretische Jahresfracht deutlich übersteigt. Daher ist für die großmaßstäblichen Untersuchungen ein besserer MTBE-Rückhalt auch bei hohen Regenspenden zu erwarten.

4.2.4.2 Rücklösung unter Auftausalzen

Im zweiten Teil der Untersuchung der mit MKW, PAK, MTBE, Kupfer und Zink vorbeladenen Materialkombinationen ergaben sich zum Teil Rücklösungen, verursacht durch die Kombination von jeweils zwei in Trinkwasser gelösten Auftausalzen. Die Versuche wurden bei einer Regenspende von 6,0 l/(s·ha) für eine Dauer von jeweils 200 min durchgeführt. Alle Ablaufkonzentrationen, die ausgetragenen Frachten sowie die rückgelösten Anteile in Prozent sind in Tabelle 32 zusammengefasst.

Vorab ist festzustellen, dass das verwendete Trinkwasser vergleichsweise hohe Konzentrationen an Kupfer aufweist. Dies ist sehr wahrscheinlich auf die neuen Kupferleitungen des Labors zurückzuführen. Unter Berücksichtigung dieser hohen Konzentration zeigte die Materialkombination kein Rücklöseverhalten, sondern hält noch einen Teil des Kupfers zurück, sodass für den Auftausalzversuch insgesamt eine „negative“ Kupferrücklösung von -14 % ermittelt wurde. Demgegenüber lagen die Ablaufkonzentrationen für beide Salzuntersuchungen, für Zink sowie die organischen Schadstoffe oberhalb der Zulaufkonzentrationen. Zudem lag der pH-Wert bei allen Abläufen bei ca. 7,9, sodass Kupfer vornehmlich partikulär vorliegt und dessen potentieller Austrag geringer ist als der dazugehörige Zinkaustrag. Für Zink wurde eine mit den vorangegangenen Versuchsreihen vergleichbare Rücklösung von etwa 10 % festgestellt.

Für die organischen Schadstoffe MKW und MTBE ergab sich ein remobilisierter Anteil von 2 % bzw. 9 % der zuvor aufgenommenen Schadstofffracht. Ergebnisse anderer Untersuchungen zeigten insbesondere für MTBE als Einzelsubstanz kein Rücklösungsverhalten infolge der Einwirkung von Auftausalzen [Li, 2012]. Sehr wahrscheinlich ist bei den hier durchgeführten Auftausalzversuchen der Austrag von MTBE in Verbindung mit dem Austrag der MKW zu sehen. MTBE ist mit einer Löslichkeit von ca. 50 g/l relativ gut in Wasser löslich. Jedoch reduziert sich bereits die Wasserlöslichkeit beispielsweise in Benzin um den Faktor 10 [Kolb, 2004]. Die bessere Löslichkeit in organischen Lösungsmitteln ($\log K_{ow} = 1,06$) führte wahrscheinlich zu einem teilweise Verbleiben des MTBE in den hinzudosierten MKW. Die MKW, die vorwiegend Makroporen als aktive Stellen zur Adsorption nutzen und nicht bis tief in die Mikro- und Mesoporen des Filtermaterials eindringen [Vesting et al., 2015], binden relativ nah an der Partikeloberfläche und können von dort in geringem Maße wieder freigesetzt werden. Ein weiterer Einflussfaktor ist der Versuchsaufbau sowie die vergleichsweise große Menge der hinzudosierten MKW (ca. 13.500 mg). Aufgrund der Zugabe der nicht wasserlöslichen MKW mittels Glasspritze (Volume 500 µl) kommt es trotz eines sehr geringen Dosiervolumens zu einer Tropfenbildung. Diese Tropfen können zwischen dem Filtermaterial verbleiben und sich später wieder ablösen. In der Gesamtbetrachtung zeigt sich, dass sich von der relativ großen zurückgehaltenen MKW-Fracht (ca. 13.200 mg) ein geringer MKW-Anteil von knapp 2 % vom Filtermaterial gelöst hat sowie ein geringer Anteil des MTBE.

Tabelle 32: Versuchsergebnisse (Mittelwerte von Teil 2) der konzipierten Materialkombination (Variante B+): Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	< 100	< 0,1	< 1,0	169	174
	Ablaufkonzentration (µg/l)				
Teil 2: NaCl+CaCl ₂ 6,0 l/(s·ha)	2.900*	< 0,1	342**	842	40
Teil 2: NaCl+MgCl ₂ 6,0 l/(s·ha)	800*	< 0,1	237**	768	51
	Ausgetragene Fracht (mg)				
Teil 2: NaCl+CaCl ₂ 6,0 l/(s·ha)	166	< 0,006	20	38	-4***
Teil 2: NaCl+MgCl ₂ 6,0 l/(s·ha)	41	< 0,006	14	38	-11***
	Rückgelöster Anteil (%)				
Teil 2 / Teil 1	2*	< 0,07	9**	10	-14***

* Austrag der MKW aufgrund des Versuchssetups

** Erhöhter Austrag des MTBE in Verbindung mit den MKW

*** Rückhalt des Kupfers, d. h. negative ausgetragene Fracht

Die PAK zeigten gewissermaßen kein Rücklöseverhalten, sodass die Ablaufkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen und hieraus ein rückgelöster Anteil von < 0,07 % resultierte. Zusammenfassend konnte für die Materialkombination Variante B+ ein erhöhtes Rücklöseverhalten bedingt durch Auftausalze, besonders CaCl₂, festgestellt werden.

4.2.4.3 Stoffrückhalt bei realer Zusammensetzung von Verkehrsflächenabflüssen

Für die Untersuchung des Schadstoffrückhaltes der konzipierten Materialkombination unter realitätsnäheren Bedingungen wurde eine Säule mit Verkehrsflächenabflüssen, die am Standort Mönchengladbach gesammelt wurden, beschickt. Die Verkehrsflächenabflüsse wurden auf die Schadstoffkonzentrationen, die in den Teilversuchen 4 bis 9 der Feldsäulen (Kap. 4.2.5 und Kap. 4.2.6) eingesetzt wurden, aufgestockt. Die Tabelle 33 zeigt die Zulaufkonzentrationen der untersuchten Schadstoffe (MKW, PAK, MTBE, Zink und Kupfer) sowie den AFS-Gehalt. Ebenfalls angegeben sind die prozentualen Rückhaltewerte sowie die zurückgehaltenen Frachten. In diesen Versuchsreihen wurde nur der Rückhalt untersucht, ohne jedoch eine ganze Jahresfracht an Schadstoffen auf die Säule aufzubringen.

Tabelle 33: Versuchsergebnisse (Mittelwerte) der konzipierten Materialkombination (Variante B+RW): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten bei (je Teilregenspende)

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu	AFS	DOC
Zulaufkonzentration (µg/l)	75.000	205	3.000	819	126	94.800	7.200
	Rückhalt (%)						
2,5 l/(s·ha)	99	100	90	61	74	85	43
25 l/(s·ha)	56	74	55	13	41	28	7
	Zurückgehaltene Fracht (mg)						
2,5 l/(s·ha)	1.850	5,1	67,3	15,5	2,1	1.920	81
25 l/(s·ha)	2.860	3,8	41,5	2,0	1,5	694	12
gesamt	4.720	8,9	109	17	3,5	2.620	93

Im Gegensatz zum bisher eingesetzten deionisierten Wasser ist der Zulauf zur Säule gekennzeichnet durch das Vorhandensein von gelösten organischen Verbindungen (DOC) sowie eine höhere Konzentration an Ionen. Während der beiden Regenspenden wurde eine DOC-Konzentration im Zulauf von im Mittel 7,2 mg/l gemessen. Dies stimmt gut mit dem Konzentrationsbereich von Verkehrsflächenabflüssen anderer Untersuchungen überein [Hilliches et al., 2005; Langbein et al., 2006]. Die elektrische Leitfähigkeit des Zulaufs betrug im Mittel 124 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Bei der niedrigeren Regenspende von 2,5 l/(s·ha) konnte ein Schwermetallrückhalt von 74 % Kupfer sowie 61 % Zink ermittelt werden. Hierbei erhöhte sich der pH-Wert von 7,1 im Zulauf auf im Mittel 8,6 im Ablauf der Säule. Demgegenüber war bei der höheren Regenspende von 25 l/(s·ha) nur eine minimale pH-Werterhöhung von 0,1 im Ablauf festzustellen. Hieraus resultierte u. a. der vergleichsweise niedrige Schwermetallrückhalt von 41 % Kupfer sowie 13 % Zink bei der Regenspende von 25 l/(s·ha).

Für die organischen Schadstoffe MKW und PAK war für die Regenspende von 2,5 l/(s·ha) ein fast vollständiger Rückhalt festzustellen. Bei gesteigerter Beschickungsintensität war eine teils deutliche Abnahme des Rückhaltes bspw. von 99 % auf 56 % für die MKW zu verzeichnen. Der Rückhalt von MTBE reduzierte sich über die beiden Regenspenden von 90 % auf 55 %.

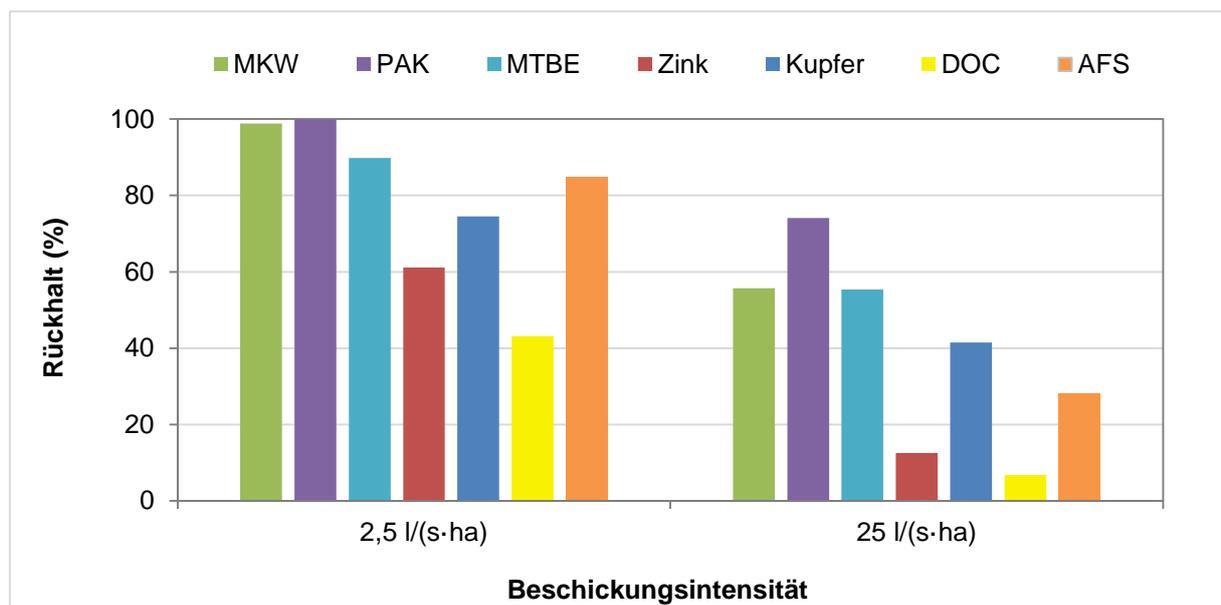


Abbildung 48: Schadstoffrückhalt der konzipierten Materialkombination (Variante B+RW) – Zulauf mit realer Zusammensetzung von Verkehrsflächenabflüssen.

Die Ergebnisse zeigen wie bereits in Kapitel 3.3.1.2 dargestellt, dass neben der Beschickungsintensität die Zusammensetzung des zu behandelnden Niederschlagswassers einen Einfluss auf den Schadstoffrückhalt hat. Vor allem die Menge an Ionen, die den Rückhalt von Schwermetallen beeinflusst, sowie das Vorhandensein von weiteren gelösten organischen Verbindungen (DOC) sind hierbei von Bedeutung. Ergebnisse aus Versuchen, die mit deionisiertem Wasser durchgeführt wurden, sind geeignet und notwendig, um Materialien bei gleichen definierten Voraussetzungen hinsichtlich ihres Schadstoffrückhaltes miteinander

vergleichen zu können. Die direkte Übertragbarkeit der Ergebnisse z. B. von einer im Labor ermittelten Kapazität auf den Rückhalt eines Behandlungssystems in der Praxis ist jedoch nur beschränkt möglich.

4.2.5 Versuche Feldsäulen Wuppertal (Variante B#Wu)

Im Rahmen der Praxisversuche (Kapitel 5.2.1) wurden in dem Filterschacht in Wuppertal vier und an dem Standort in Mönchengladbach zwei Feldsäulen eingebaut. Diese wurden nach einer Belastung mit realen Verkehrsflächenabflüssen nach 4,5 Monaten bzw. 6,5 Monaten ausgebaut und untersucht. Bereits der erste optische Eindruck der in Wuppertal eingebauten Feldsäulen bestätigt die starke Beanspruchung des Filtermaterials (Abbildung 49). Trotz der relativ kurzen Standzeit waren die Zwischenräume des Filtermaterials stark mit Feststoffen belegt. Dies spiegelte sich u. a. auch in einer deutlichen Abnahme des k_f -Wertes des Filters von ursprünglich $5,0 \cdot 10^{-3}$ m/s (Säule mit neuem Material) auf $3,6 \cdot 10^{-4}$ m/s (Feldsäule nach 4,5 Monaten Einsatz) wider.



Abbildung 49: Standort Wuppertal – Entnahme der Feldsäulen aus dem Filterkörper zur weitergehenden Untersuchung im Labor (Abb. links), Unterseite der Feldsäule I mit sehr starken Verschmutzungen (Abb. rechts).

Die vorbelasteten Feldsäulen wurden anschließend weiteren Tests im Labor zum Schadstoffrückhalt und zur Remobilisierung durch Auftausalz unterzogen. Bei den Säulenversuchen der Feldsäulen stand die Fragestellung im Mittelpunkt, welche Veränderungen das Filtermaterial während des Betriebs im Filterschacht erfahren hat und welche Auswirkungen diese auf das Rückhaltevermögen des Filters haben. Zum einen wurden die Materialien natürlich durch Sorption mit gelösten Stoffen beaufschlagt, zum anderen wurden auch Feststoffe zurückgehalten, die ebenfalls eine Beeinflussung des weiteren Rückhaltevermögens von Stoffen bewirken.

4.2.5.1 Schadstoffrückhalt unter drei Regenspenden

In den Teilversuchen 1 bis 6 wurde der Rückhalt einer Feldsäule, die 4,5 Monate eingebaut war, hinsichtlich der Schwermetalle Kupfer und Zink bei unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen und Regenspenden untersucht. In der Tabelle 34 sind neben den Zulaufkonzentrationen der untersuchten Schwermetalle die prozentualen Rückhaltewerte sowie die zurückgehaltenen Frachten angegeben. Des Weiteren sind die prozentualen Rückhalte der Feldsäule

für die untersuchten Schadstoffe in Abbildung 50 gegenübergestellt. Auch nach einer Einsatzdauer von 4,5 Monaten am Standort in Wuppertal zeigte sich für die Feldsäule insgesamt noch ein guter Schwermetallrückhalt. Dieser verringert sich leicht in den Teilversuchen 4 bis 6 (geringe Zulaufkonzentrationen) sehr wahrscheinlich aufgrund der bereits vorhandenen Beladung aus dem Einsatz im Feld sowie aus den Teilversuchen 1 bis 3 (hohe Konzentrationen). Die unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen wurden gewählt, um den Rückhalt zum einen bei hohen Konzentrationen analog des DIBt-Verfahrens sowie zum anderen bei niedrigen Konzentrationen, wie sie in natürlichen Verkehrsflächenabflüssen gemessen werden, zu untersuchen.

Tabelle 34: Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 1 bis 6) der Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende)

	Zn	Cu	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	6.510*	828*	651**	97**
	Rückhalt (%)			
Teilversuch 1: 2,5 l/(s·ha)	86	93	-	-
Teilversuch 2: 6,0 l/(s·ha)	74	88	-	-
Teilversuch 3: 15 l/(s·ha)	61	82	-	-
Teilversuch 4: 2,5 l/(s·ha)	-	-	71	84
Teilversuch 5: 6,0 l/(s·ha)	-	-	69	79
Teilversuch 6: 15 l/(s·ha)	-	-	67	68
	Zurückgehaltene Fracht (mg)			
Teilversuch 1: 2,5 l/(s·ha)	279	36,1	-	-
Teilversuch 2: 6,0 l/(s·ha)	130	17,8	-	-
Teilversuch 3: 15 l/(s·ha)	92,3	19,3	-	-
Teilversuch 4: 2,5 l/(s·ha)	-	-	22,2	4,3
Teilversuch 5: 6,0 l/(s·ha)	-	-	11,2	1,6
Teilversuch 6: 15 l/(s·ha)	-	-	12,9	1,4
Teilversuche 1 bis 3: gesamt	501	73,2	-	-
Teilversuche 4 bis 6: gesamt	-	-	46,3	7,3

* hoher Konzentrationsbereich analog dem DIBt-Verfahren

** niedriger Konzentrationsbereich, wie im Feld gemessen

In den Teilversuchen 1 bis 6 ergab sich insgesamt eine zurückgehaltene Fracht von 80,3 mg Kupfer und 547 mg Zink.

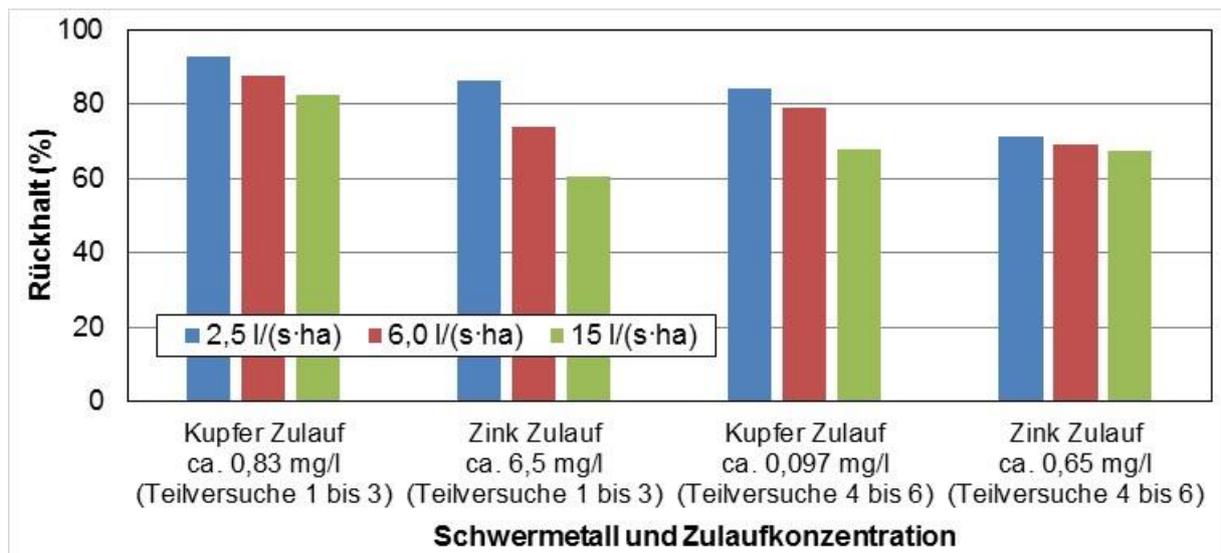


Abbildung 50: Rückhalt der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu) – Schwermetalle Kupfer und Zink (Teilversuche 1 bis 6)

Anschließend wurde die Feldsäule parallel mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen beschickt. Die Feldsäule hielt bei niedrigen Regenspenden die organischen Schadstoffe MKW und PAK nahezu vollständig zurück. Des Weiteren zeigte sich auch für die höchste aufgebrauchte Regenspende von 15 l/(s·ha) noch ein Rückhalt von 88 % der MKW sowie 95 % der PAK. Hieraus resultierte eine zurückgehaltene Fracht von 10.700 mg MKW und 16 mg PAK. Dies entsprach bezogen auf das gesamte Material der Säule (2.063 g) einem spezifischen Rückhalt von 5.190 µg MKW/g bzw. 7,8 µg PAK/g. Für MTBE war im Gegensatz zur Variante B+ ein gleichbleibender Rückhalt von im Mittel 81 % bei allen drei Regenspenden festzustellen, sodass sich hieraus insgesamt eine zurückgehaltene Fracht von 365 mg MTBE bzw. 177 µg MTBE/g Filtermaterial ergab.

Tabelle 35: Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 7 bis 9) der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende)

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	75.000	109	3.000	694	73
	Rückhalt (%)				
Teilversuch 7: 2,5 l/(s·ha)	98	100	79	88	86
Teilversuch 8: 6,0 l/(s·ha)	99	99	83	86	85
Teilversuch 9: 15 l/(s·ha)	88	95	82	73	62
	Zurückgehaltene Fracht (mg)				
Teilversuch 7: 2,5 l/(s·ha)	3.690	5,4	118	32,3	3,6
Teilversuch 8: 6,0 l/(s·ha)	3.700	5,4	124	29,3	3,2
Teilversuch 9: 15 l/(s·ha)	3.310	5,2	123	24,5	1,8
Teilversuche 7 bis 9: gesamt	10.700	16,0	365	86,1	8,6

Für die Schwermetalle Kupfer und Zink zeigten sich im Vergleich zu den vorangegangenen Teilversuchen 4 bis 6 bei ähnlichen Zulaufkonzentrationen ein geringfügig besserer Rückhalt

sowie eine geringere Abhängigkeit von der Regenspende. Dies ist nur bedingt zurückzuführen auf den pH-Wert im Ablauf, der in den Teilversuchen 4 bis 6 trotz höherem pH-Wert im Zulauf mit 6,5 um 1,5 wesentlich niedriger war als bei den Teilversuchen 7 bis 9 mit 8,0.

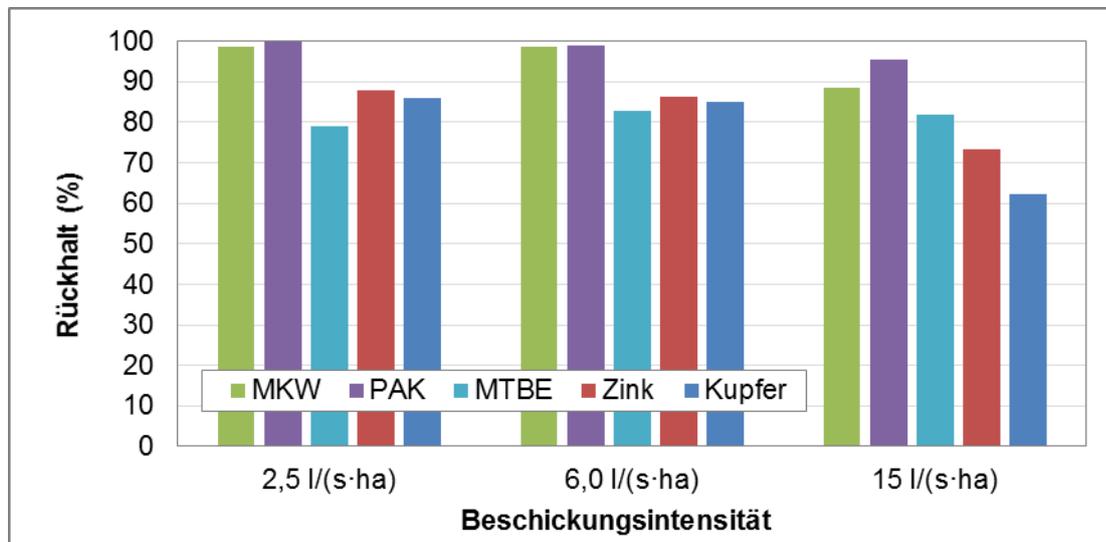


Abbildung 51: Rückhalt der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu) – organische Schadstoffe MKW, PAK, MTBE und Schwermetalle (Teilversuche 7 bis 9).

4.2.5.2 Rücklösung unter Auftausalzen

Im zweiten Teil der Untersuchung der mit MKW, PAK, MTBE, Kupfer und Zink vorbelasteten Feldsäulen ergaben sich geringe Rücklösungen, verursacht durch das im deionisierten Wasser gelöste Auftausalz NaCl. Alle Ablaufkonzentrationen, die ausgetragenen Frachten sowie die rückgelösten Anteile in Prozent sind in Tabelle 36 zusammengefasst.

Tabelle 36: Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 10 bis 12) der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu): Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	< 100	< 0,1	< 1,0	< 20	< 5
	Ablaufkonzentration (µg/l)				
Teilversuch 10: NaCl 2,5 l/(s·ha)	993	< 0,1	-	99,3	14,3
Teilversuch 11: NaCl 6,0 l/(s·ha)	7.080*	< 0,1	-	91,3	19,8
Teilversuch 12: NaCl 15 l/(s·ha)	9.300*	< 0,1	-	71,0	9,3
	Ausgetragene Fracht (mg)				
Teilversuch 10: NaCl 2,5 l/(s·ha)	25	< 0,0025	-	2,5	0,4
Teilversuch 11: NaCl 6,0 l/(s·ha)	177	< 0,0025	-	2,3	0,5
Teilversuch 12: NaCl 15 l/(s·ha)	233	< 0,0025	-	1,8	0,2
	Rückgelöster Anteil (%)				
Teilversuche 10 bis 12 / Teilversuche 1 bis 9	4	< 1	-	1	1

* erhöhte MKW-Konzentration durch zunehmenden Partikelaustrag

Der remobilisierte Anteil der organischen Schadstoffe MKW und PAK beträgt 4 % bzw. < 1 % und ist damit für die MKW etwas höher im Vergleich zu den Auftausalzversuchen der konzipierten Materialkombination Variante B+ mit 2 % (Tabelle 32). Der Austrag von MKW war sehr wahrscheinlich auf einen Austrag von Partikeln und den daran gebundenen Schadstoffen zurückzuführen. Der Anstieg der MKW-Ablaufkonzentration bei steigender Regenspende deutete auf eine verstärkte Mobilisierung der Feststoffe hin. Möglicherweise wurde diese Mobilisierung durch die Einwirkung des Auftausalzes verstärkt bedingt durch eine Destabilisierung des Gefüges der zurückgehaltenen Feststoffpartikel [Grotehusmann und Kasting, 2006]. Der remobilisierte Anteil der PAK ist mit < 1 % ähnlich niedrig wie bei der Variante B+ (Tabelle 32).

Der Anteil des rückgelösten Schwermetalls Zink war mit etwa 1 % gegenüber der Variante B+ mit 10 % (Tabelle 32) deutlich geringer, was auf das hier eingesetzte deionisierte Wasser zurückzuführen war. Für Kupfer konnte ein rückgelöster Anteil von ebenfalls 1 % ermittelt werden.

4.2.5.3 AFS < 200 µm

Abschließend erfolgte die Überprüfung des Rückhaltes dieser Feststofffraktion durch die Feldsäule. Durch die direkte Zugabe des Millisil W4 als Ersatzstoff für die Feststofffraktion < 200 µm in den Zulauf der Feldsäule konnte zwar das vorzeitige Absetzen des Millisil W4 verhindert werden. Jedoch setzte sich ein Großteil des Materials bereits am Fuß der Feldsäule ab. Hieraus resultierte der sehr gute Rückhalt des Filters (Tabelle 37). Lediglich ein Teil des eingebrachten Millisil W4 erreichte das Filtermaterial. Einschränkend ist auch festzuhalten, dass die Teilversuche nur bis zu einer Regenspende von maximal 15 l/(s·ha) durchgeführt wurden.

Tabelle 37: Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 13 bis 15) der vorbelasteten Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu): prozentualer Feststoffrückhalt und zurückgehaltene Feststofffrachten (je Teilregenspende)

	Millisil W4		
Zulaufkonzentration (g/l)	3,5	2,3	1,2
	Rückhalt (%)		
Teilversuch 13: 2,5 l/(s·ha)	92	-	-
Teilversuch 14: 6,0 l/(s·ha)	-	88	-
Teilversuch 15: 15 l/(s·ha)	-	-	86
	Zurückgehaltene Fracht (g)		
Teilversuch 13: 2,5 l/(s·ha)	81	-	-
Teilversuch 14: 6,0 l/(s·ha)	-	50	-
Teilversuch 15: 15 l/(s·ha)	-	-	26
Teilversuche 13 bis 15: gesamt	157		

Die Versuchsergebnisse zeigten dennoch Defizite des Millisil W4 als Ersatzmaterial für die in Verkehrsflächenabflüssen vorhandenen Feststoffe < 200 µm bezüglich der Sedimentationseigenschaften auf. Das Millisil W4 setzt sich zur Hälfte aus Feinpartikeln, d. h. Partikeln < 63 µm zusammen und spiegelt damit die Partikelgrößenverteilung der feinen Feststofffrak-

tion gut wider. Aus der im Vergleich zu Straßensedimenten insbesondere Feinsedimenten zu hohen Dichte von etwa $2,65 \text{ g/cm}^3$ resultiert ein abweichendes, deutlich schnelleres Absetzverhalten des Millisil W4 (siehe auch Kap. 9.2.1). Eine Veränderung der Durchlässigkeit sowie den Einfluss der im Filter zurückgehaltenen Feststoffe konnte daher in diesem Versuchsaufbau nicht festgestellt werden.

4.2.6 Versuche Feldsäulen Mönchengladbach (Variante B#Mg)

Die Abbildung 52 (Mitte) zeigt die zwei am Standort Mönchengladbach entnommenen Feldsäulen. Im Vergleich zum Standort Wuppertal (Abbildung 49) sind rein optisch weniger Feststoffe innerhalb der Säulen sowie auf der Filterunterseite festzustellen (Abbildung 52, rechts). Die Ursache hierfür liegt in der kleineren befestigten Fläche, die an das Behandlungssystem angeschlossen ist, und dem gleichzeitig resultierenden geringeren Feststoffeintrag in das System. Des Weiteren befinden sich weniger Feststoffe auf der Filteroberseite (Abbildung 52, links), da der Notüberlauf innerhalb des Untersuchungszeitraums sehr selten angesprungen ist.



Abbildung 52: Standort Mönchengladbach: Einbauort der entnommenen Feldsäulen (links), Feldsäulen des Standorts Mönchengladbach (Mitte), Ober- und Unterseiten der Feldsäulen mit Verschmutzungen (rechts).

4.2.6.1 Schadstoffrückhalt unter drei Regenspenden

In den Teilversuchen 1 bis 6 wurde der Rückhalt der Feldsäule hinsichtlich der Schwermetalle Kupfer und Zink bei unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen und Regenspenden untersucht. In der Tabelle 38 sind neben den Zulaufkonzentrationen der untersuchten Schwermetalle die prozentualen Rückhaltewerte sowie die zurückgehaltenen Frachten angegeben. Des Weiteren sind die prozentualen Rückhalte der Feldsäule für die untersuchten Schadstoffe in Abbildung 53 gegenübergestellt. Nach einer Einsatzdauer von 6,5 Monaten am Standort Mönchengladbach zeigte sich für die Feldsäule insgesamt noch ein guter Schwermetallrückhalt. Wie erwartet verringerte sich dieser leicht bei der geringeren Zulaufkonzentration (Teilversuche 4 bis 6) aufgrund der bereits vorhandenen Vorbeladung aus den Teilversuchen 1 bis 3.

Tabelle 38: Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 1 bis 6) der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende)

	Zn	Cu	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	6565	415	1822	117
	Rückhalt (%)			
Teilversuch 1: 2,5 l/(s·ha)	85	91	-	-
Teilversuch 2: 6,0 l/(s·ha)	87	95	-	-
Teilversuch 3: 15 l/(s·ha)	78	91	-	-
Teilversuch 4: 2,5 l/(s·ha)	-	-	85	95
Teilversuch 5: 6,0 l/(s·ha)	-	-	76	98
Teilversuch 6: 15 l/(s·ha)	-	-	35	63
	Zurückgehaltene Fracht (mg)			
Teilversuch 1: 2,5 l/(s·ha)	140	6,4	-	-
Teilversuch 2: 6,0 l/(s·ha)	144	11,4	-	-
Teilversuch 3: 15 l/(s·ha)	128	6,5	-	-
Teilversuch 4: 2,5 l/(s·ha)	-	-	28,3	4,4
Teilversuch 5: 6,0 l/(s·ha)	-	-	41,5	2,0
Teilversuch 6: 15 l/(s·ha)	-	-	18,6	1,4
Teilversuche 1 bis 3: gesamt	411	24,2	-	-
Teilversuche 4 bis 6: gesamt	-	-	88,3	7,7

In den Teilversuchen 1 bis 6 ergab sich insgesamt eine zurückgehaltene Fracht von 32,1 mg Kupfer und 499 mg Zink.

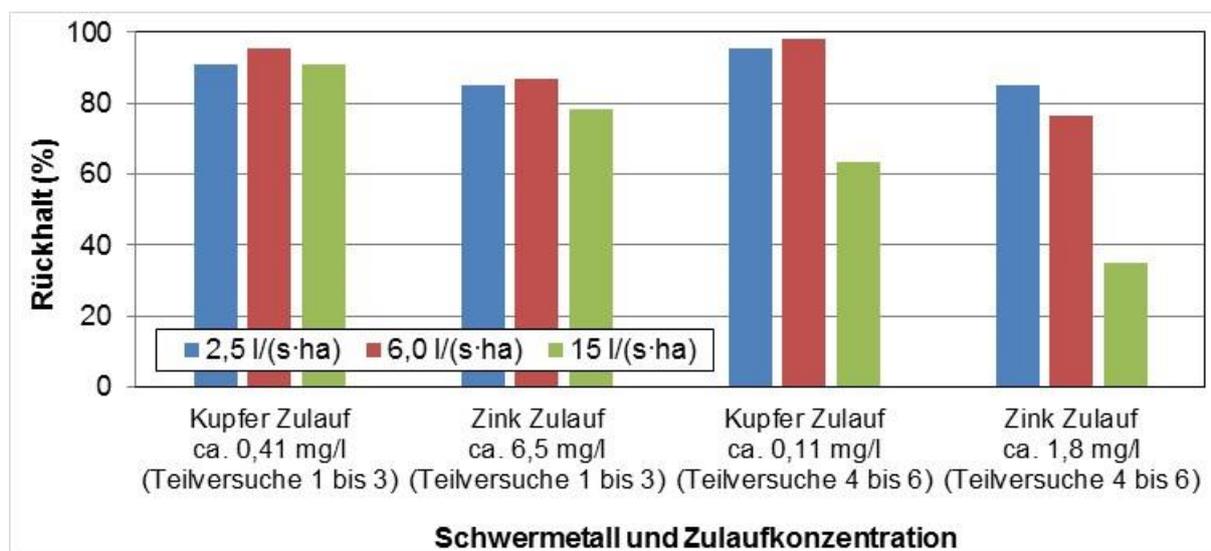


Abbildung 53: Rückhalt der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg) – Schwermetalle Kupfer und Zink (Teilversuche 1 bis 6).

Anschließend wurde die Feldsäule parallel mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen beschickt. Die Feldsäule hält bei niedrigen Regenspenden die organischen Schadstoffe MKW und PAK nahezu vollständig zurück. Des Weiteren zeigte sich auch für die höchste

aufgebrachte Regenspende von 15 l/(s·ha) noch ein Rückhalt von 83 % der MKW sowie 72 % der PAK. Hieraus resultiert eine zurückgehaltene Fracht von 10.550 mg MKW und 28 mg PAK. Für MTBE war ein mit steigender Regenspende ein abnehmender Rückhalt bis auf 70 % festzustellen, sodass sich hieraus insgesamt eine zurückgehaltene Fracht von 366 mg MTBE ergibt.

Tabelle 39: Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 7 bis 9) der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg): prozentualer Schadstoffrückhalt und zurückgehaltene Schadstofffrachten (je Teilregenspende)

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	75.000	205	3.000	872	71
	Rückhalt (%)				
Teilversuch 7: 2,5 l/(s·ha)	99	99	92	95	99
Teilversuch 8: 6,0 l/(s·ha)	100	100	82	95	99
Teilversuch 9: 15 l/(s·ha)	83	72	70	64	60
	Zurückgehaltene Fracht (mg)				
Teilversuch 7: 2,5 l/(s·ha)	3.700	10	138	41	3,4
Teilversuch 8: 6,0 l/(s·ha)	3.700	10	122	41	3,2
Teilversuch 9: 15 l/(s·ha)	3.100	7,4	105	26	1,9
Teilversuche 7 bis 9: gesamt	10.550	28	366	108	8,5

Für die Schwermetalle Kupfer und Zink zeigte sich im Vergleich zu den vorangegangenen Teilversuchen 4 bis 6 bei ähnlichen Zulaufkonzentrationen ein etwas besserer Rückhalt insbesondere bei der Regenspende von 15 l/(s·ha). Ein Einfluss des pH-Wertes im Ablauf kann weitgehend ausgeschlossen werden, da dieser sowohl in den Teilversuchen 4 bis 6 sowie in den Teilversuchen 7 bis 9 bei im Mittel 8,9 lag. Der pH-Wert liegt etwas über dem pH-Wert von 8,0 der Feldsäule Variante B#Wu, da am Standort Wuppertal bereits mehr Niederschlagswasser durch den Filter geflossen war und zu einer sukzessiven Verringerung des pH-Wertes geführt hat.

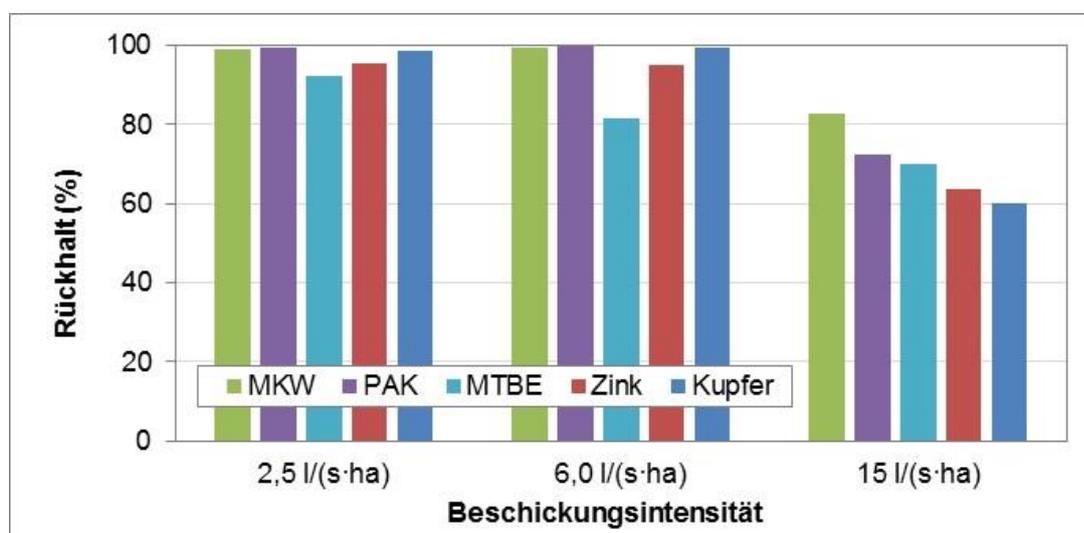


Abbildung 54: Rückhalt der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg) – organische Schadstoffe MKW, PAK und MTBE und Schwermetalle (Teilversuche 7 bis 9).

4.2.6.2 Rücklösung unter Auftausalzen

Im Anschluss an die Beladung mit MKW, PAK, MTBE, Kupfer und Zink erfolgten die Untersuchungen zur Schadstoffrücklösung aufgrund von Auftausalz. Der rückgelöste Anteil der MKW beträgt vergleichbar mit den Auftausalzversuchen der konzipierten Materialkombination Variante B+ sowie der Variante B#Wu geringe 2 %. Der Austrag von MKW war sehr wahrscheinlich auf einen Austrag von Partikeln und den daran gebundenen Schadstoffen vor allem bei der höchsten Regenspende zurückzuführen. Dieses Phänomen war ebenfalls bei der Feldsäule des Standortes Wuppertal zu beobachten (Kap. 4.2.5).

Hinsichtlich PAK und MTBE erfolgte so gut wie keine bzw. nur eine minimale Rücklösung von 0,6 %. Der Anteil des rückgelösten Schwermetalls Zink war mit etwa 2,4 % gegenüber der Variante B+ deutlich geringer, was auf das deionisierte Wasser zurückzuführen war. Für Kupfer konnte ein rückgelöster Anteil von knapp 1 % ermittelt werden. Alle Ablaufkonzentrationen, die ausgetragenen Frachten sowie die rückgelösten Anteile in Prozent sind in Tabelle 40 zusammengefasst.

Tabelle 40: Versuchsergebnisse (Mittelwerte der Teilversuche 10 bis 12) der vorbelasteten Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg): Ablaufkonzentrationen und ausgetragene Fracht durch die Auftausalzversuche

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)	< 100	< 0,1	< 0,1	< 20	< 5
	Ablaufkonzentration (µg/l)				
Teilversuch 10: NaCl 2,5 l/(s·ha)	1.590*	< 0,1	53	205	3,8
Teilversuch 11: NaCl 6,0 l/(s·ha)	148	< 0,1	26	194	2,8
Teilversuch 12: NaCl 15 l/(s·ha)	6.530*	< 0,1	13	196	3,0
	Ausgetragene Fracht (mg)				
Teilversuch 10: NaCl 2,5 l/(s·ha)	40	< 0,0025	1,3	5,1	0,1
Teilversuch 11: NaCl 6,0 l/(s·ha)	3,7	< 0,0025	0,7	4,8	0,1
Teilversuch 12: NaCl 15 l/(s·ha)	163	< 0,0025	0,3	4,9	0,1
	Rückgelöster Anteil (%)				
Teilversuche 10 bis 12 / Teilversuche 1 bis 9	2	< 1	1	2	1

* erhöhte MKW-Konzentration durch Partikelaustrag

4.2.7 Vergleich Variante B+ und Varianten B#

Im nachfolgenden Abschnitt werden die Untersuchungsergebnisse der Säulenversuche an den unterschiedlichen Materialkombinationen miteinander verglichen sowie den Ergebnissen der Feldsäulenversuche gegenübergestellt werden. Hierbei sind Unterschiede hinsichtlich des Versuchsaufbaus (Säulendurchmesser, Regenspende) sowie z. T. einzelner Versuchseinstellungen (Zulaufkonzentration der Schwermetalle) zu berücksichtigen. Die Untersuchungen der Materialkombinationen Variante B, Variante B* und Variante B+ wurden an Säulen mit einem Durchmesser von 5 cm durchgeführt. Mit den vorhandenen Pumpen konnten die Säulen mit einer maximalen Regenspende von 25 l/(s·ha) beaufschlagt werden. Für die Feldsäulen mit einem Durchmesser von 10 cm war mit den Pumpen nur eine Regen-

spende von maximal 15 l/(s·ha) möglich. Des Weiteren wurden für die Untersuchungen der Feldsäulen die Zulaufkonzentrationen der Schwermetalle verringert und somit den Konzentrationen in Verkehrsflächen etwas angepasst.

In der Abbildung 55 sind die Aufbauten der untersuchten Materialkombinationen gegenübergestellt. Die Veränderung der jeweiligen Schichtung spiegelt den Entwicklungsprozess wider. Bei der Materialkombination Variante B/B* standen die drei Materialien Braunkohlekoks, Aktivkohle und Sorp2 im Vordergrund, die sich in den Voruntersuchungen als geeignet erwiesen haben.

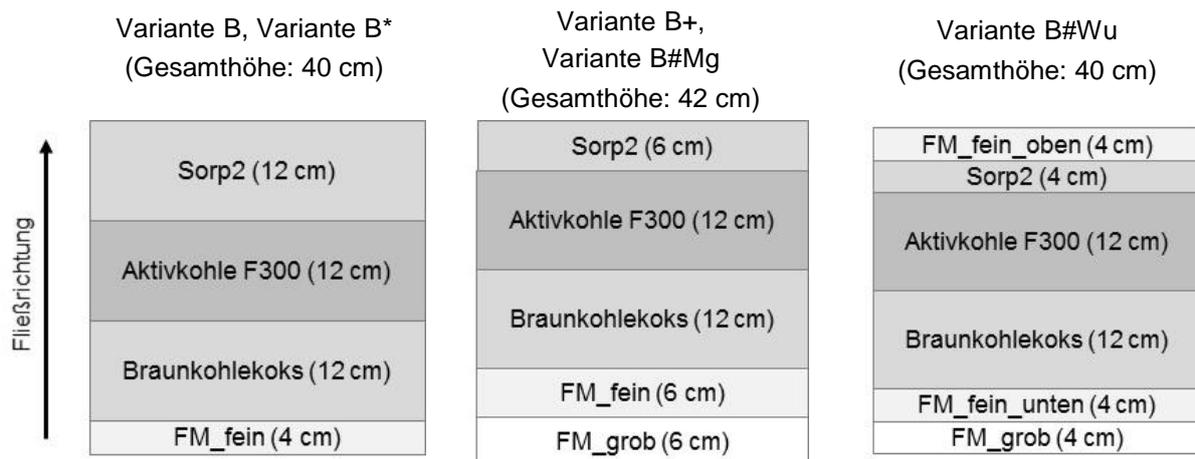


Abbildung 55: Aufbau der untersuchten Materialkombinationen (Variante B, Variante B*, Variante B+, Variante B#Wu, Variante B#Mg).

Die Materialkombination Variante B+ wurde mit Hinblick auf den Einbau im FiltaPex-System neben der vorhandenen Schicht FM_fein um eine Schicht FM_grob ergänzt. Da die Einbauhöhe des Filters im Behandlungssystem begrenzt war, erfolgte eine Anpassung der einzelnen Schichthöhen zu einer Gesamthöhe von 42 cm. Die Variante B+ wurde anfangs zwar am Standort Wuppertal im Filterschachtsystem eingebaut. Jedoch machte ein sehr frühes Filterversagen eine Modifikation des Filteraufbaus erforderlich (Kap. 5.2.3). Die Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu) beinhaltete die Modifikation, die sich neben einer Optimierung der Sieblinie des Braunkohlekoks sowie der Aktivkohle auch aus einer zusätzlichen Schicht FM_fein_oben zusammensetzte. Aufgrund der Schicht FM_fein_oben, die als Schutz der Filteroberseite fungieren sollte, wurde die unteren Schichten FM_grob und FM_fein_unten in ihrer Höhe angepasst, sodass sich eine Gesamthöhe des Filters von 40 cm ergab.

Der Aufbau der Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg) entsprach dem Aufbau der Variante B+. Da in Mönchengladbach aufgrund der geringeren angeschlossenen Fläche im Vergleich zu Wuppertal mit einer geringeren Belastung der Filteroberseite zu rechnen war, wurde auf die Schicht FM_fein_oben verzichtet und die ursprüngliche Materialkombination Variante B+ eingebaut.

4.2.7.1 Schadstoffrückhalt unter drei Regenspenden

In der Tabelle 41 sind die prozentualen Rückhaltewerte sowie die Zulaufkonzentrationen der untersuchten Schadstoffe (MKW, PAK, MTBE, Zink und Kupfer) als Übersicht zusammenge-

fasst. Der Vergleich der verschiedenen Varianten soll anhand graphischer Zusammenstellungen gesondert erfolgen.

Die Materialkombinationen Variante B/B* und Variante B+ zeigen für die Schwermetalle Zink und Kupfer ein ähnlich gutes Rückhaltevermögen (Abbildung 56). Bis zu einer Regenspende von 6,0 l/(s·ha) erzielen die Materialkombinationen einen Rückhalt von Zink zwischen 86 bis 95 %. Erst bei der maximalen Regenintensität von 25 l/(s·ha) verringert sich Zink-Rückhalt deutlich auf 22 % (Variante B*) bis 35 % (Variante B+). Dies verdeutlicht die Bedeutung der Reaktionskinetik und damit der erforderlichen Kontaktzeit zwischen dem Filtermaterial und dem Schwermetall Zink.

Tabelle 41: Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse: prozentualer Schadstoffrückhalt (je Teilregenspende)

	Teilregenspende	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
Zulaufkonzentration (µg/l)		75.000	100	3.000	6.250	720
		Rückhalt (%)				
Variante B	2,5 l/(s·ha)	-	-	-	90	87
	6,0 l/(s·ha)	-	-	-	95	97
	25 l/(s·ha)	-	-	-	26	84
Variante B*	2,5 l/(s·ha)	-	-	-	90	88
	6,0 l/(s·ha)	-	-	-	93	98
	25 l/(s·ha)	-	-	-	22	82
Variante B+	2,5 l/(s·ha)	97	100	96	86	88
	6,0 l/(s·ha)	98	100	69	88	98
	25 l/(s·ha)	98	98	55	35	77
Zulaufkonzentration (mg/l)		75.000	100	3.000	625	72
		Rückhalt (%)				
Feldsäule Wuppertal (Variante B#Wu)	2,5 l/(s·ha)	98	100	79	88	86
	6,0 l/(s·ha)	99	99	83	86	85
	15 l/(s·ha)	88	95	82	73	62
Feldsäule Mönchengladbach (Variante B#Mg)	2,5 l/(s·ha)	99	99	92	95	99
	6,0 l/(s·ha)	100	100	82	95	99
	15 l/(s·ha)	83	72	70	64	60
Säulenversuch mit Verkehrsflächenabflüssen (Variante B+RW)	2,5 l/(s·ha)	99	100	90	61	74
	25 l/(s·ha)	56	74	55	13	41

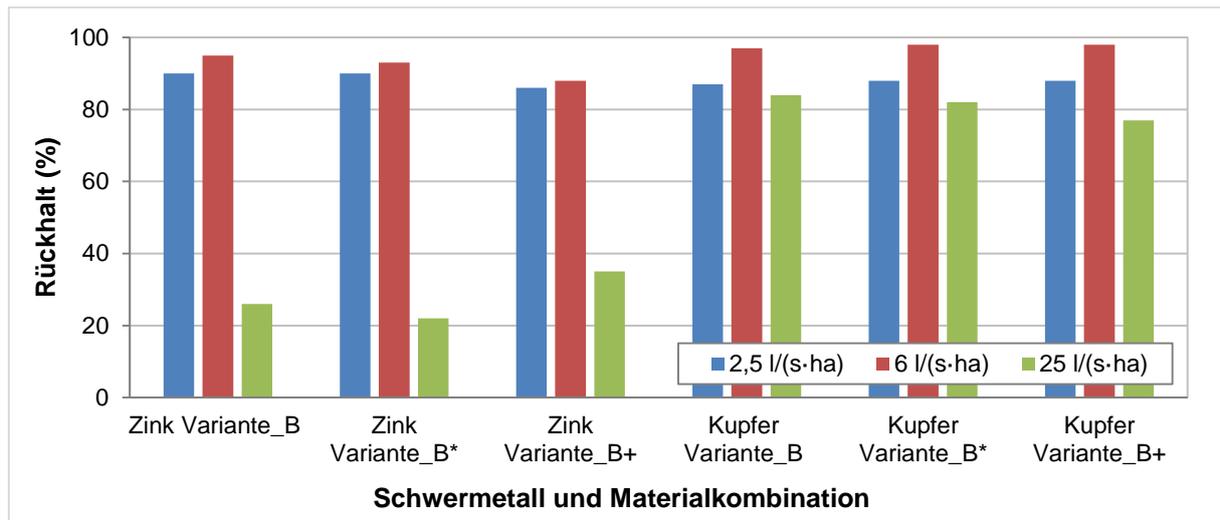


Abbildung 56: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Variante B, Variante B*, Variante B+) – Schwermetalle Kupfer und Zink.

Im Gegensatz zum Zink ist der Rückhalt von Kupfer für die drei Materialkombinationen Variante B/B* und Variante B+ bei allen Regenspenden gut bis sehr gut (Abbildung 56). Auffällig ist hierbei der für alle Materialien sehr hohe Rückhalt von 97 bis 98 % bei der mittleren Regenspende von 6,0 l/(s·ha). Bei weiterer Steigerung der Regenintensität auf 25 l/(s·ha) verringert sich Rückhalt von Kupfer nur moderat auf 77 % (Variante B+) bis 84 % (Variante B).

In der Abbildung 57 ist der Schwermetallrückhalt der untersuchten Materialkombination Variante B+ den Ergebnissen der Feldsäulen der Standorte Wuppertal (Variante B#Wu) und Mönchengladbach (Variante B#Mg) gegenübergestellt. Des Weiteren ist der Rückhalt der Materialkombination Variante B+RW unter Beschickung mit Straßenabfluss dargestellt. Es zeigte sich für die Variante B#Wu ein ähnlich guter Zinkrückhalt wie für die Variante B+ bis zur mittleren Regenspende zwischen 86 und 88 %. Die Variante B#Mg wies mit 95 % einen noch besseren Rückhalt auf, da stoffliche Belastung am Standort Mönchengladbach geringer und die bisherige Beladung niedriger war. Die bestätigen die Untersuchungen der im Filter zurückgehaltenen Feststoffe (Kap. 5.2.7.1, Kap. 5.3.7). So konnte beispielsweise eine im Filter zurückgehaltene Gesamtfeststoffmenge von knapp 30 kgAFS am Standort Wuppertal sowie nur ca. 20 kgAFS am Standort Mönchengladbach festgestellt werden.

Bei Steigerung der Beschickungsintensität auf die maximale Regenspende von 25 l/(s·ha) reduzierte sich für die Variante B+ der Rückhalt von Zink deutlich. Dies ist auch zurückzuführen auf die Verringerung des pH-Wertes im Ablauf von 9,1 (2,5 l/(s·ha)) auf 5,6 (25 l/(s·ha)). Für die Feldsäulen zeigte sich bei der maximalen Regenspende von 15 l/(s·ha) eine im vergleichsweise geringere Abnahme des Rückhaltes auf 73 % (Variante B#Wu) bzw. 64 % (Variante B#Mg). Die pH-Werte im Zulauf beider Säulen lagen im Mittel bei etwa 4,4. Die pH-Werte im Ablauf lagen hier bei 7,9 (Variante B#Wu) bzw. bei 8,9 (Variante B#Mg).

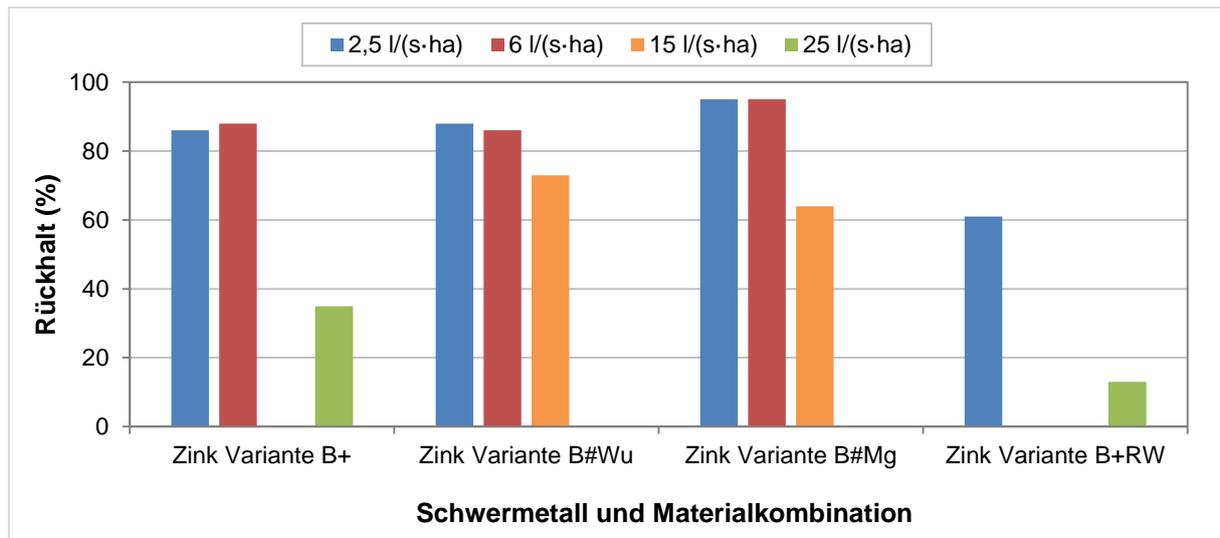


Abbildung 57: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – Schwermetall Zink.

Die mit Verkehrsflächenabfluss beschickte Säule (Variante B+RW) wies den schlechtesten Zinkrückhalt der untersuchten Materialkombinationen auf. Dies ist auf das Vorhandensein von gelösten organischen Verbindungen (DOC) sowie von Ionen, die um die zur Adsorption verfügbaren Plätze konkurrieren oder bereits auf dem Filtermaterial zurückgehaltene Zinkionen austauschen. Dieses Verhalten von Ionen hat sich bereits während der Ermittlung von Durchbruchkurven (Kap. 3.3.3.4) gezeigt.

In der Abbildung 58 ist der Rückhalt von Kupfer für die Variante B+, der Variante B+RW sowie der Feldsäulen Variante B#Wu und Variante B#Mg ebenfalls gegenübergestellt. Es war wie für Zink für alle untersuchten Materialkombinationen ein vergleichbar guter bis sehr guter Rückhalt bis zu einer mittleren Regenspende von 6,0 l/(s·ha) festzustellen. Insbesondere die Feldsäule des Standortes Mönchengladbach (Variante B#Mg) wies einen Rückhalt von 99 % Kupfer auf vermutlich aufgrund der bereits angesprochenen geringeren stofflichen Belastung am Standort (Kap. 5.2.7.1, Kap. 5.3.7). Die Steigerung der Regenspende auf 15 l/(s·ha) führte bei beiden Feldsäulen zu einer Abnahme des Kupferrückhaltes auf etwa 60 % und war damit interessanterweise niedriger als der entsprechende Zink-Rückhalt.

In der Regel wurde bisher in allen Säulenversuchen ein stets besserer Rückhalt des Kupfers gegenüber Zink festgestellt. Demgegenüber konnte die Variante B+ trotz der maximalen Regenspende von 25 l/(s·ha) noch 77 % des Kupfers zurückhalten. Für die Variante B+RW, die mit Verkehrsflächenabflüssen beaufschlagt wurde, konnte im Vergleich zur Variante B+ für die beiden Regenspenden von 2,5 l/(s·ha) und 25 l/(s·ha) eine merkliche Verringerung des Kupferrückhaltes um 14 % bzw. 36 % festgestellt werden.

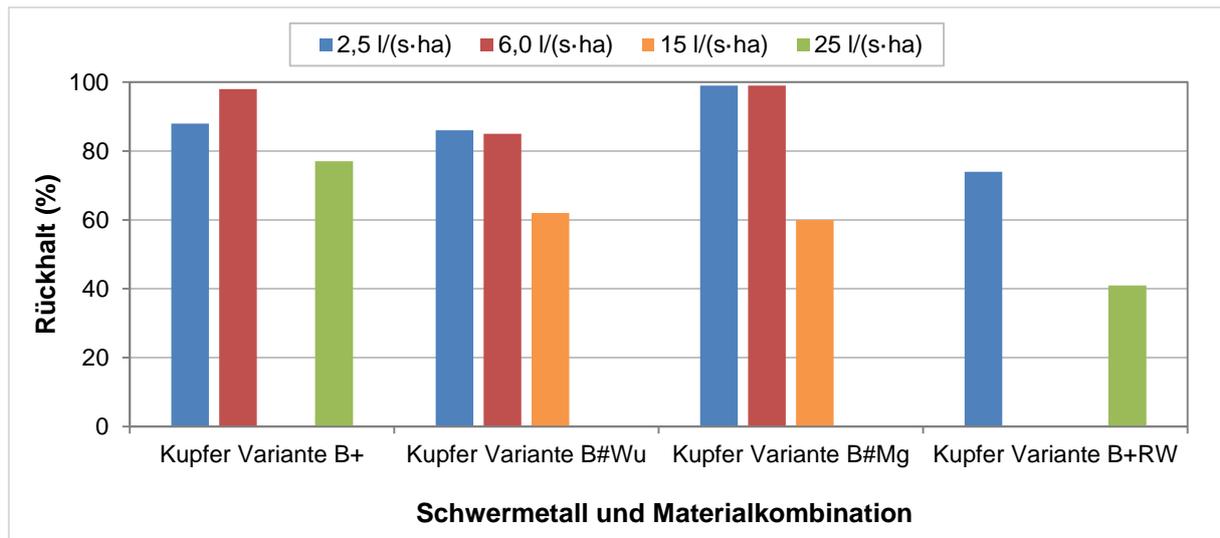


Abbildung 58: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – Schwermetall Kupfer.

Bei der Gegenüberstellung der einzelnen Rückhalte ist zu berücksichtigen, dass die Feldsäulen auch Feststoffe eingelagert haben, die einerseits die Aufnahme/Bindung der gelösten Schadstoffe im Filtermaterial reduzieren. Andererseits sind die Feststoffe aufgrund ihrer geringen Partikelgröße und daraus resultierenden großen Oberfläche sowie des hohen Organikanteils (Glühverlust) in der Lage, gelöste Schadstoffe, z. B. Schwermetalle, zu binden.

In der Abbildung 59 und der Abbildung 60 ist der Rückhalt der Materialkombinationen bezüglich der organischen Schadstoffe MKW und PAK gegenübergestellt. Im Gegensatz zur Variante B+, die über alle Beschickungsintensitäten einen nahezu vollständigen Rückhalt der MKW und der PAK zeigt, weisen die zwei Feldsäulen einen verminderten Rückhalt bei der höchsten Regenspende von 15 l/(s·ha) auf. So kann die Feldsäule des Standortes Mönchengladbach (Variante B#Mg) trotz einer zu erwartenden Vorbeladung (vgl. Kap. 5.3.7 und Kap. 5.3.8) aufgrund des Einsatzes im Filterschachtsystem noch 83 % der MKW sowie 72 % der PAK entfernen. Demgegenüber weist die mit Straßenabfluss beschickte neue Säule (Variante B+RW) bei der maximalen Regenspende von 25 l/(s·ha) einen deutlich reduzierten Rückhalt von 56 % für MKW bzw. 74 % für PAK auf. Dies zeigt den Einfluss der Niederschlagswasserzusammensetzung auf und weist damit auch auf deren Bedeutung für die in Laborversuchen ermittelten Rückhaltewerte hin.

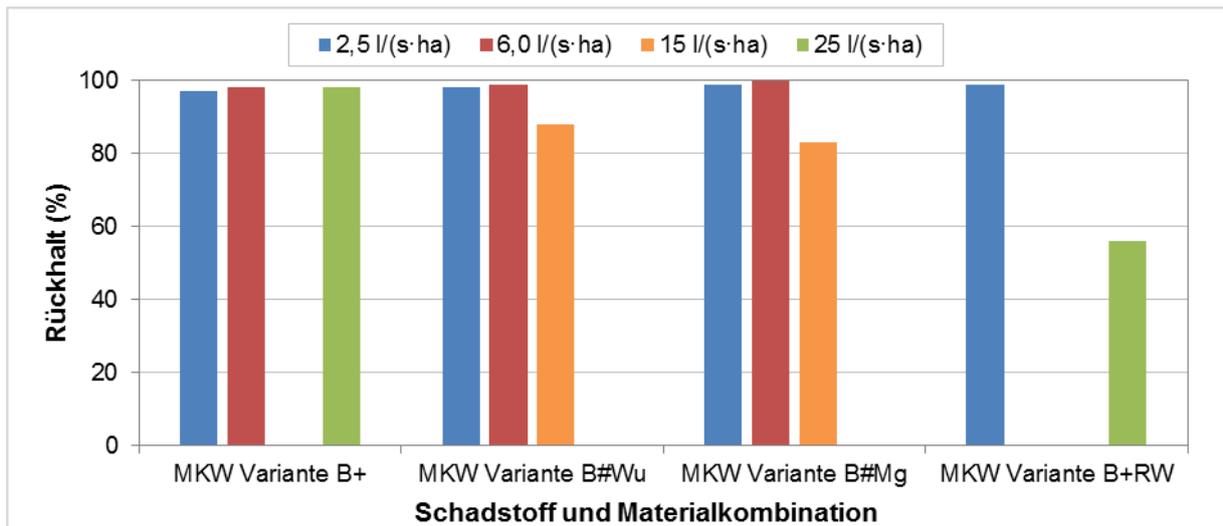


Abbildung 59: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – organischer Schadstoff MKW.

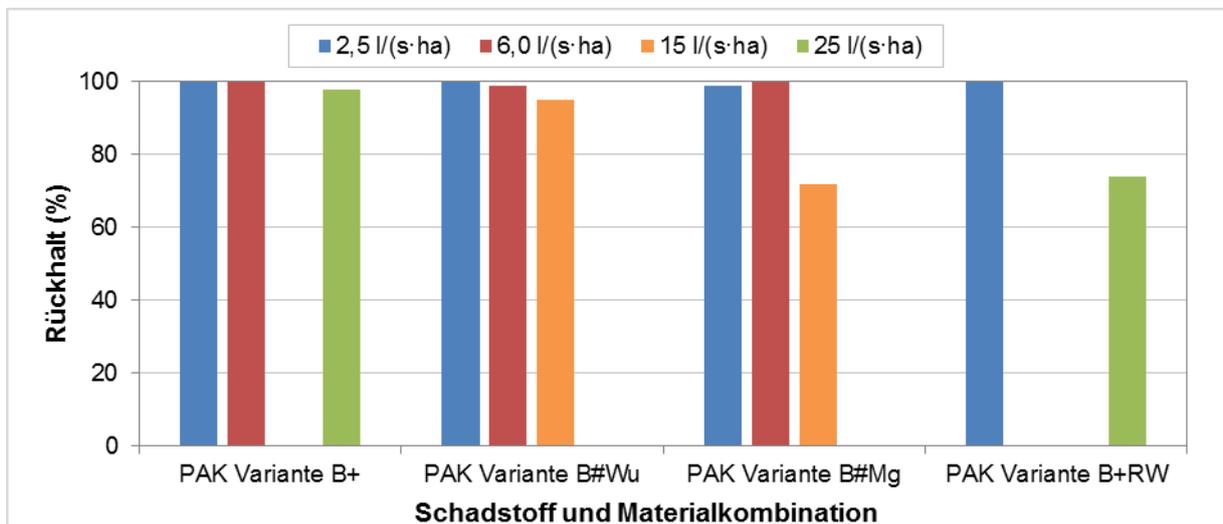


Abbildung 60: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – organischer Schadstoff PAK.

Die Abbildung 61 zeigt den MTBE-Rückhalt der vier untersuchten Materialkombinationen. Mit einer Ausnahme lässt sich hierfür tendenziell die Abnahme des Schadstoffrückhaltes in Abhängigkeit von der Beschickungsintensität erkennen. Demgegenüber zeigt die Feldsäule des Standortes Wuppertal (Variante B#Wu) einen nahezu gleichen Rückhalt von etwa 80 % bei allen aufgebracht Regenspenden. Des Weiteren zeigt sich für die Variante B+RW im Vergleich zur Variante B+, dass der Rückhalt von MTBE nicht durch das Vorhandensein von gelösten organischen Stoffen im Verkehrsflächenabfluss beeinflusst wird. Die bestätigen auch die Beobachtungen in den Untersuchungen zum Konkurrenzverhalten (Kap. 4.2.1.2).

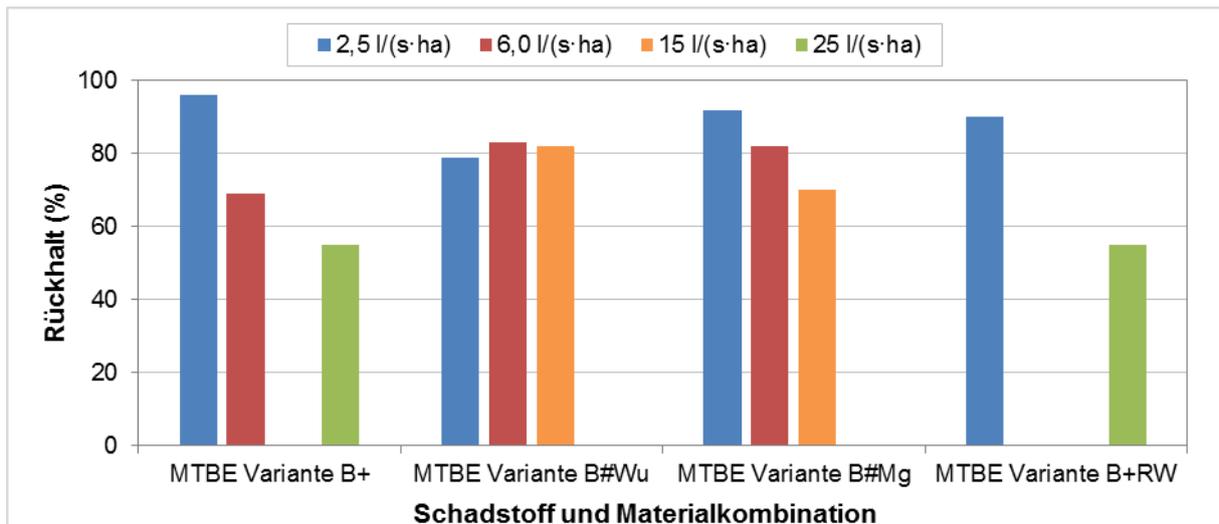


Abbildung 61: Rückhalt der untersuchten Materialkombinationen (Varianten B+, B#Wu, B#Mg und B+RW) – organischer Schadstoff MTBE.

Es ist davon auszugehen, dass die Standzeit des Filters sehr wahrscheinlich begrenzt wird durch den Schwermetallrückhalt, vor allem durch die Zinkkapazität, auch aufgrund des relativ hohen Aufkommens in Verkehrsflächenabflüssen [Huber et al., 2015d]. Ebenfalls weist der Rückhalt von Zink eine relativ große Abhängigkeit von der Regenspende und damit der Filterkontaktzeit auf. Die Ergebnisse der Feldsäulen zeigen jedoch, dass sich sehr wahrscheinlich die im Filter zurückgehaltenen Feststoffe positiv auf den Zinkrückhalt auswirken.

Bei den Feldsäulen im Labor bzw. dem Filterelement im Praxisbetrieb stellt sich insgesamt die Frage, welche Veränderungen durch den Feststoffrückhalt hervorgerufen werden. Die Durchströmung des Filtermaterials ist mit zunehmender Filterlaufzeit sicher nicht mehr gegeben wie zu Beginn (siehe Abbildung 120). Mit großer Wahrscheinlichkeit resultiert daraus, dass ein Teil der freien Adsorptionsplätze auf dem Material nicht zugänglich bzw. verfügbar ist. Dies bedeutet, dass ein Teil der Kapazität ungenutzt bleibt und damit die Standzeit des Filtermaterials im Grunde reduziert wird. Des Weiteren werden sich durch die zunehmende Verringerung des Porenraums und damit auch der Fließwege ebenfalls veränderte sprich verringerte Kontaktzeiten zwischen Filtermaterial und Schadstoff ergeben. Der Rückhalt aller Schadstoffe insbesondere der Schwermetalle ist stark abhängig von der Kontaktzeit zwischen Schadstoff und Adsorptionsmaterial. Demgegenüber steht ein potentiell verbesserter Schadstoffrückhalt aufgrund der zurückgehaltenen Feststoffe, die ebenfalls in der Lage sind, die in den Verkehrsflächenabflüssen gelösten Verbindungen zu binden.

4.2.7.2 Rücklösung unter Auftausalzen

Nach der Vorbeladung der Filtermaterialkombinationen erfolgt die Untersuchung des Rücklöseverhaltens durch die Einwirkung von Auftausalzen. Hierfür wurden unterschiedliche Auftausalze (NaCl, CaCl₂, MgCl₂) sowie Arten des Beschickungswassers (Trinkwasser, deionisiertes Wasser) untersucht. Diese sind mit den rückgelösten Anteilen der untersuchten Materialkombinationen in

Tabelle 42 zusammengefasst. Die Materialien zeigen je nach Vorbeladung, Beschickungswasser sowie eingesetzten Auftausalzen unterschiedlich stark ausgeprägte Rücklösungen.

Für die mit Trinkwasser beschickten Filtermaterialkombinationen Variante B sowie Variante B+ war die höchste Schwermetallremobilisierung festzustellen. Hingegen zeigte die Variante B*, welche mit Auftausalzen und deionisiertem Wasser beschickt wurde, nur eine geringe Schwermetallrücklösung. Des Weiteren war für das Material Variante B+ eine negative Rücklösung, d. h. weitere Aufnahme von Kupfer, festzustellen. Der Auftausalzeinfluss auf eine Remobilisierung von Kupfer scheint folglich deutlich geringer zu sein als der Einfluss auf Zink. Dies wird ebenfalls bestätigt durch den tendenziell höheren rückgelösten Anteil des Zinks, der nicht nur durch die höheren zuvor zurückgehaltenen Frachten verursacht wird.

Tabelle 42: Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse: Rückgelöster Anteil durch Auftausalzversuche

	Beschickungs- wasser	Salz	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
			Rückgelöster Anteil (%)				
Variante B	Trinkwasser	NaCl, CaCl ₂ , MgCl ₂	-	-	-	24	9
Variante B*	deionisiert		-	-	-	1	0
Variante B+	Trinkwasser		2	-	9	10	-14*
Variante B#Wu	deionisiert	NaCl	4	-	-	1	1
Variante B#Mg	deionisiert	NaCl	2	-	1	2	1

* Rückhalt des Kupfers, d. h. negative ausgetragene Fracht

Hinsichtlich der Rücklösung der organischen Schadstoffe zeigt sich ein etwas unspezifisches Bild. So liegt der rückgelöste Anteil der MKW für alle untersuchten Materialien in einer Größenordnung von 2 bis 4 %. Die Feldsäule des Standortes Wuppertal (Variante B#Wu) zeigt hierbei die höchste Wiederfreisetzung an MKW von 4 %, was möglicherweise auf die starke Belegung des Filtermaterials mit Feststoffen zurückzuführen ist. Ein Einfluss der Auftausalzusammensetzung sowie des Beschickungswassers auf die Remobilisierung der MKW ist nicht direkt zu erkennen. Die PAK weisen keine Rücklösung auf, da sich die gemessenen Ablaufkonzentrationen während der Auftausalzversuche alle unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Für MTBE wurde innerhalb der Auftausalzversuche eine Rücklösung von 1 % bis 9 % festgestellt. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass MTBE durch die Kombination von jeweils zwei Auftausalzen zusammen mit Trinkwasser verstärkt remobilisiert wird. Hierbei sind jedoch so gut wie keine Unterschiede in der kombinierten Wirkung von NaCl und CaCl₂ bzw. NaCl und MgCl₂ erkennbar.

4.3 Bewertung der Laborergebnisse und Übertragung auf das Filtermodul der FiltaPex-Großanlagen

Im folgenden Abschnitt soll der potentielle Rückhalt des FiltaPex-Systems, das mit der konzipierten Materialkombination (Variante B+) ausgestattet wird, gegenüber gelösten Stoffen ermittelt werden. Dieser bezieht sich im Wesentlichen auf das optimierte Filterelement. Die Standzeit eines dezentralen Behandlungssystems wird entweder durch dessen hydraulische Leistungsfähigkeit begrenzt oder durch eine Reduzierung der Rückhalteleistung beeinflusst [Huber et al., 2014]. Da im Labor nur die Reduktion der stofflichen Rückhalteleistung getestet werden kann, wird an dieser Stelle davon ausgegangen, dass eine ausreichende hydraulische

sche Leistungsfähigkeit des Systems insbesondere des Filters über die gesamte ermittelte Standzeit vorhanden ist. Der Einfluss der Kolmation soll anhand der in Kap. 5 beschriebenen Feldversuche geklärt werden.

Des Weiteren wird, wie in den Laborversuchen selbst, das Verhältnis der angeschlossenen befestigten (Verkehrs-)Fläche zur Fläche des Filterelementes mit $0,4 \text{ m}^2/\text{cm}^2$ zugrunde gelegt. Dieses Verhältnis entspricht den Gegebenheiten am Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße. Dort ist eine Verkehrsfläche von etwa 1 ha an einen Filterschacht (Typ BE-2200) mit einer Filterfläche von $2,5 \text{ m}^2$ angeschlossen. Dies entspricht der maximalen anschließbaren Fläche für diese Filterschachtgröße. Dabei bezieht sich der im weiteren Verlauf ermittelte theoretische Rückhalt des FiltaPex-Systems nur auf die modifizierte Filtermaterialkombination.

Für die Ermittlung des potentiellen Rückhaltes des FiltaPex-Systems soll der über die drei Regenspenden gemittelte prozentuale Rückhalt der Materialkombination Variante B+ angesetzt werden (siehe Kap. 3.3.4.1, Tabelle 31). Die Regenspendenverteilung eines Säulenversuches zu je einem Drittel $2,5 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$, $6,0 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ und $25 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ erfolgt in Anlehnung an natürliche Regenspendenverteilungen. Somit erzielt die Materialkombination Variante B+ bezogen auf die aufgebrachte Jahresfracht an gelösten Schadstoffen im Mittel ein Rückhalt von 70 % Zink, 88 % Kupfer, 98 % MKW, 99 % PAK sowie 73 % MTBE (Tabelle 43). Der Rückhalt in ähnlicher Größenordnung wurde in den Laborversuchen für die Feldsäulen bestätigt.

Der Rückhalt der Materialkombination Variante B+, der an einer Filtersäule mit einer Filterfläche von $19,6 \text{ cm}^2$ ermittelt wurde, wurde extrapoliert auf die deutlich größere Filterfläche des FiltaPex-Systems von $2,5 \text{ m}^2$. Dies entspricht einem Verhältnis der Filterflächen FiltaPex : Filtersäule von 1.273 : 1. Der Rückhalt der Variante B+ übertragen auf das FiltaPex-System (Faktor 1.273) entspricht einer theoretisch zurückgehaltenen Schadstofffracht von 949 g Zink, 140 g Kupfer, 16.807 g MKW, 23 g PAK sowie 505 g MTBE (Tabelle 43).

Tabelle 43: Theoretischer Rückhalt des modifizierten Filters des FiltaPex-Systems nach Laborversuchen

		MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
		Säule Variante B+				
Regenspende: $2,5 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$	(%)	97	100	96	86	88
Regenspende: $6,0 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$	(%)	98	100	69	88	98
Regenspende: $25 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$	(%)	98	98	55	35	77
Gemittelt über alle Regenspenden	(%)	98	99	73	70	88
Zurückgehaltene Fracht	(mg)	13.200	18	397	745	110
		Modifizierter Filter des FiltaPex-Systems				
Theoretisch zurückgehaltene Fracht	(g)	16.807	23	505	949	140

Hinsichtlich der Übertragbarkeit der Versuchsergebnisse aus dem Labor in die Praxis ist zu berücksichtigen, dass die Stoffkonzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen im Vergleich zu den Konzentrationen der Laborversuche teils deutlich geringer sind. Die Laborergebnisse zeigten (Kap. 4.2.3.1, Tabelle 28), dass bei einer niedrigeren Schadstoffkonzentration der

Rückhalt tendenziell etwas besser war. Inwieweit dies auch für Stoffe im Spurenbereich wie PAK und MTBE zutrifft, kann nicht eindeutig gesagt werden.

Ebenso ist die Frage nicht abschließend geklärt, welchen Einfluss die in den Niederschlagsabflüssen enthaltenen gelösten organischen Verbindungen auf den Schadstoffrückhalt der gelösten Verbindungen haben. In einer Versuchsreihe zeigte sich, dass der Rückhalt von MTBE an der Aktivkohle durch Huminsäuren (NOM) nur geringfügig verringert wird (Kap. 4.2.1.2). Demgegenüber die Untersuchung einer Säule mit der konzipierten Filtermaterialkombination Variante B+, die mit Verkehrsflächenabflüssen beschickt wurden, gezeigt, dass durch die Anwesenheit von gelösten organischen Verbindungen sowie auch Metallionen der Rückhalt einzelner Schadstoffe deutlich reduziert wird (Kap. 4.2.4.3).

Bei der Konzeption der Laborversuche wurden bereits die baulichen Gegebenheiten des FiltaPex-Systems wie z. B. die maximale Filterhöhe sowie der bisherige gestufte Filteraufbau zum Partikelrückhalt berücksichtigt. Eine Übertragung des entwickelten, modifizierten Filters in die Großanlage wurde so sichergestellt. Die Variabilität der verschiedenen Schichten – mit den unterschiedlichen Materialien, Korngrößen und Funktionen – ermöglicht auch die Übertragung auf andere Systeme. Sofern bestimmte Funktionen wie der Partikelrückhalt angepasst werden müssen, können die aufeinander abgestuften Filterschichten weiter modifiziert werden. Eine Anpassung an eine erhöhte Feststoffbelastung wäre somit möglich. Entsprechendes gilt auch für die sorptiv wirksamen Schichten zum Rückhalt gelöster Stoffe. Lediglich standortspezifische Randbedingungen können im Rahmen der Laborversuche nicht berücksichtigt werden. Dies bezieht sich auf die baulichen Verhältnisse sowie auch auf die stoffliche und hydraulische Belastung. Zum Beispiel wurden keine individuellen Zu- und Ablaufverhältnisse sowie die sich daraus ergebenden Wasserspiegellagen bzw. Druckverhältnisse berücksichtigt. Letztlich kann der Feststoffeintrag in das System sowie die Art, wie das Behandlungssystem darauf reagiert, erst im Rahmen von Feldversuchen und betrieblicher Untersuchungen beantwortet werden.

5 Feldversuche

5.1 Aufbau und Wirkung des FiltaPex-Systems

Das System FiltaPex der Pecher Technik GmbH ist ein System zur dezentralen Regenwasserbehandlung von Flächen ab mehreren 100 m² bis zu mehreren Hektar. Je nach Verschmutzung des abfließenden Niederschlages sowie den Anforderungen an die Regenwasserbehandlung können dabei unterschiedliche Reinigungsleistungen gefordert werden. Das System FiltaPex kann dabei je nach Anforderung und Anwendungsfall durch die Größe des Filters und des Aufbaus flexibel konfiguriert werden. Das System FiltaPex ist durch den modularen Aufbau für steigende Reinigungsanforderungen nachrüstbar.

Das System FiltaPex Standard der Pecher Technik GmbH basiert grundsätzlich auf den Wirkmechanismen Sedimentation und Filtration sowie Adsorption in einem Schachtsystem. Im System FiltaPex Standard sind diese Wirkmechanismen in einem Schacht zusammengefasst (Einschachtsystem). In einer früheren Entwicklungsstufe (Projektphase I) war der Sedimentationsprozess auf eine separate Sedimentationsstufe in einem vorgelagerten Schacht ausgelagert (Mehrschachtsystem).

Der Aufbau des Systems FiltaPex Standard (Einschachtsystem) und seine wesentlichen Funktionselemente ist in Abbildung 62 dargestellt. Die aktuell verbauten Filterschächte weisen im Vergleich zur Abbildung die Veränderungen auf, dass die Tauchwand für einen optimierten Rückhalt von Schwimmstoffen bis unterhalb des Trockenwetterwasserspiegels verlängert wurde.

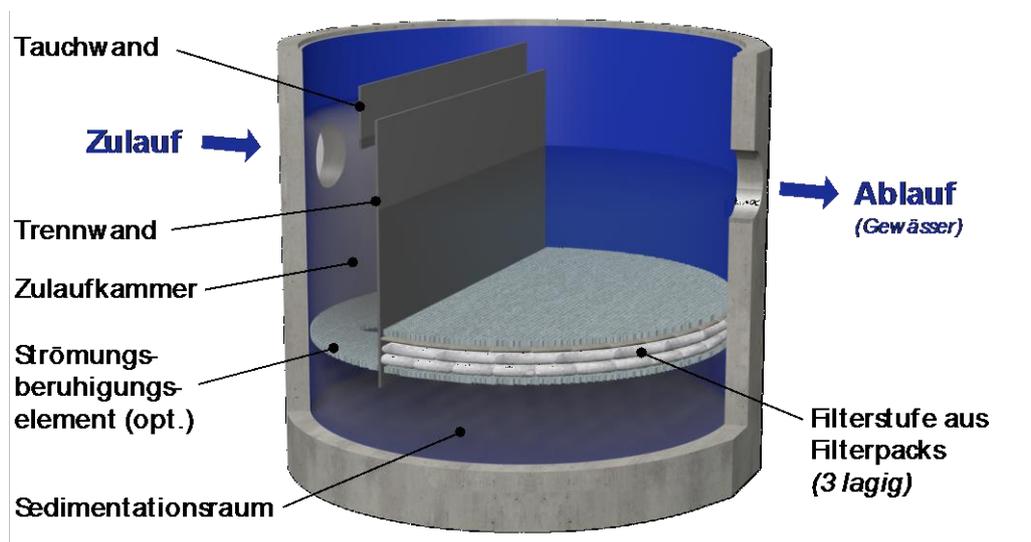


Abbildung 62: FiltaPex Standard mit den wesentlichen Funktionselementen

Sedimentationsraum: Hier erfolgt eine rein mechanische Reinigung der Abflüsse. Sink- und Grobstoffe setzen sich in der ersten Reinigungsstufe ab. Das abgesetzte Material sammelt sich im untenliegenden Sedimentationsraum und kann im Rahmen der Wartungen abgesaugt werden. Zusätzlich ist eine Tauchwand vor der Trennwand angebracht, um Leichtflüssigkeiten auch im Fall eines Überlaufens über die Trennwand (bei sehr hohen Zuflüssen oder wenn die Filterdurchlässigkeit abnimmt) zuverlässig zurückzuhalten.

Filterstufe: Hier erfolgt ein Rückhalt von Abwasserinhaltsstoffen durch einen mehrlagigen und gestuften Filteraufbau. Zur Stabilisierung der Filterelemente sind die Packlagen zwischen zwei begehbaren Gitterrosten fixiert.

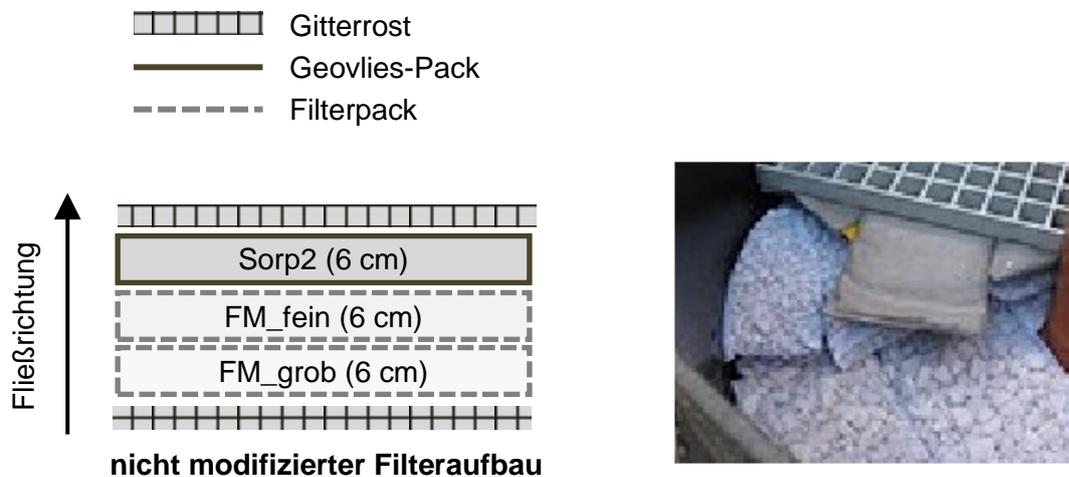


Abbildung 63: Aufbau des Filtersystems FiltaPex Standard

Die Filterelemente werden schichtweise zwischen zwei Gitterrosten angeordnet. Der Filter wird aufwärts durchströmt. Die ersten beiden Filterschichten bestehen aus textilen „Filterpacks“ oder einer losen Schüttung mit nach oben hin abgestufter Korngröße. Das kalkhaltige Schüttgut (Porenbeton) darin hat die Aufgabe, Feststoffe zurückzuhalten, die nicht in der mechanischen Vorbehandlung sedimentiert sind.

Die oberste Lage besteht aus Geovlies-Packs mit einer maximalen Öffnungsweite von 100 µm, die mit einem adsorbierenden Substrat (Sorp2) gefüllt sind. Diese Filterlage dient neben dem Rückhalt von Feinstpartikeln auch der Bindung gelöster Schwermetalle.

Das System FiltaPex Standard ist als Betonschacht mit einem Innendurchmesser von 2,20 m (BE-2200) und 2,40 m (BE-2400) sowie als Kunststoffschacht aus PP mit Innendurchmessern von 2,30 m (WE-2300), 2,60 m (WE-2600), 3,00 m (WE-3000) und 3,40 m (WE-3400) für anschließbare Flächen bis etwa 30.000 m² verfügbar.

Die relevanten technischen Kenngrößen der Systemfamilie FiltaPex Standard sind in Tabelle 44 zusammengestellt.

Tabelle 44: Technische Kenngrößen des Systems FiltaPex Standard.

Kenngröße	Einheit	Wert					
		BE-2200	BE-2400	WE-2300	WE-2600	WE-3000	WE-3400
Typbezeichnung		BE-2200	BE-2400	WE-2300	WE-2600	WE-3000	WE-3400
Schachtdurchmesser (DN)	mm	2.200	2.400	2.300	2.600	3.000	3.400
Schachtmaterial	m ²	Beton	Beton	PP	PP	PP	PP
Filterfläche	m ²	2,5	2,5	2,8	3,5	5,1	7,0
Durchlässigkeit des Filters nach Einbau (k_f -Wert)	m/s	1 · 10 ⁻²					
Einzugsgebietsfläche ^{*)}	m ²	10.000	10.000	12.500	15.000	20.000	30.000
Nominaler Filterdurchfluss am Ende der Standzeit des Filters ^{*)}	l/s	15	15	18,75	22,5	30	45
Zielgröße für Wartungsintervall ^{*)} (Filteraustausch, Schlammabsaugung)	Monate	≥12					

^{*)} Die verfügbare Filterfläche, die in der Zulaufkammer realisierbare Einstauhöhe, die Größe des angeschlossenen Einzugsgebietes sowie die Verschmutzung des Niederschlagsabflusses bestimmen die Filterstandzeit. Im Rahmen der Bemessung des Systems können sich gegenseitig beeinflussende Werte daher variieren. Die in der Tabelle angegebenen Werte gelten als Richtwerte für „normale“ Verschmutzungsverhältnisse.

An beiden Standorten für die in-situ-Versuche befindet sich ein Betonschacht mit einem Innendurchmesser von 2,20 m. Ein Beispiel für einen Betonschacht ist in Abbildung 64 dargestellt.



Abbildung 64: System FiltaPex Standard DN 2200 in Betonausführung, FiltaPex Standard BE-2200 (hier: Ronsdorfer Straße in Wuppertal, Inbetriebnahme 02/2012).

5.1.1 Das FiltaPex-System im Betrieb

Bei Regel-Betrieb (siehe Abbildung 65) gelangt das zufließende Niederschlagswasser über den Schachtzulauf in die Zulaufkammer des Systems. Die Strömung wird dort nach unten in den Sedimentationsraum umgelenkt. Gleichzeitig werden durch die Aufweitung des Strömungsquerschnittes die Strömungsgeschwindigkeiten reduziert und damit die Sedimentation begünstigt. Sedimentierbare Stoffe sammeln sich im Sedimentationsraum und können im Rahmen der Wartungen über die Einstiegsöffnung der Zulaufkammer abgesaugt werden.

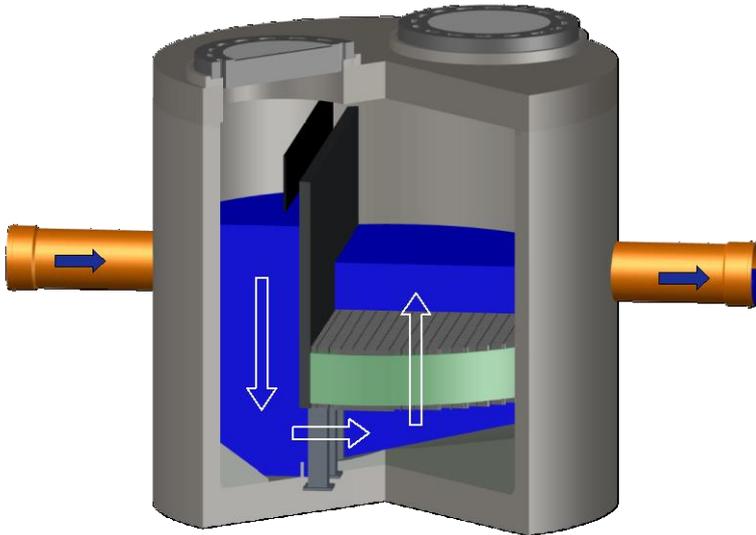


Abbildung 65: Funktionsdarstellung des Systems FiltaPex Standard im Regel-Betrieb

Anschließend durchströmt das zufließende Niederschlagswasser die Filterstufe von unten nach oben.

Nach Passage der Filterstufe kann das behandelte Niederschlagswasser über den Schachtablauf z. B. in ein Oberflächengewässer eingeleitet werden. Leichtflüssigkeiten werden durch die Trennwand zwischen Zulaufkammer und Ablaufkammer weitgehend vor dem Filter zurückgehalten. Für fein suspendierte Leichtflüssigkeiten stellt die Filterstufe darüber hinaus eine weitere Barriere dar.

Durch den Rückhalt der Feststoffe in der Filterstufe wächst systembedingt mit zunehmender Betriebsdauer der hydraulische Widerstand des Filters. Der Filter wird dabei so dimensioniert, dass innerhalb der planmäßigen Filterstandzeit (Zielgröße i. d. R. ≥ 1 Jahr) der zu behandelnde Niederschlagsabfluss (z. B. Q_{krit}) zu jeder Zeit vollständig durch den Filter geleitet wird. Bemessungsrelevant dafür sind die verfügbare Filterfläche sowie die realisierbare Einsauhöhe in der Zulaufkammer.

Bei größeren Niederschlagszuflüssen steigt der Wasserstand in der Zulaufkammer aufgrund des hydraulischen Filterwiderstands so weit an, dass schließlich die Trennwand zwischen Zulauf- und Ablaufkammer überströmt wird. Der höhere Zustrom wird dann über die Filterfläche in den Ablauf geleitet. Dieser in Abbildung 66 dargestellte Bypass-Betrieb bietet die Möglichkeit Niederschlagsabflüsse (z. B. oberhalb des Bemessungsabflusses gemäß Trennerlass NRW) zur Verhinderung eines Rückstaus abzuschlagen. Schwimmstoffe und Leichtflüssigkeiten werden durch die Tauchwand vor der Überfallschwelle in der Zulaufkammer zurückgehalten.

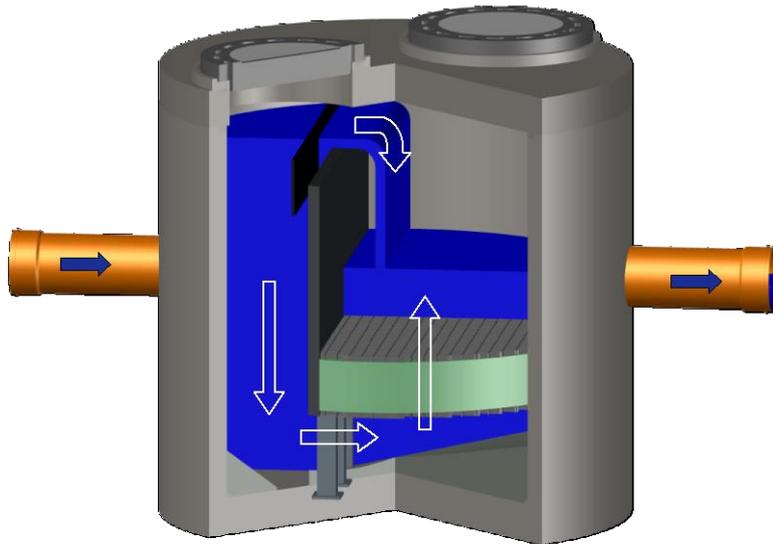


Abbildung 66: Funktionsdarstellung des Systems FiltaPex Standard im Bypass-Betrieb

Vor Erreichen der planmäßigen Filterstandzeit waren der Filterdurchsatz und damit die Reinigungsleistung des Filters noch wesentlich höher als der angesetzte Bemessungsabfluss (z. B. Q_{krit}). D. h., es wird im Mittel über die gesamte Filterstandzeit wesentlich mehr behandelungspflichtiges Niederschlagswasser, als z. B. bei einem klassischen Regenklärbecken, vor der Einleitung in das Gewässer behandelt.

In der Standarddimensionierung des Filterschachtes wird über die Betriebsdauer des Filters eine Abnahme des k_f -Wertes von etwa $1 \cdot 10^{-2}$ m/s auf $1 \cdot 10^{-3}$ m/s zugrunde gelegt. Erfolgt die Bemessung des Filters z. B. auf eine zu behandelnde Regenspende von 15 l/(s·ha), so hat der Filter im Neuzustand also eine um den Faktor 10 höhere Durchgangsleistung von bis zu 150 l/(s·ha).

5.1.2 Änderungen am System FiltaPex Standard

Basierend auf die vorangegangenen Laboruntersuchungen wurden verschiedene Materialien auf ihre Adsorptionsfähigkeit, insbesondere hinsichtlich des Rückhalts von Spurenstoffen untersucht. Besonders Aktivkohle und Braunkohlekoks wiesen eine hohe Adsorptionsfähigkeit von MKW, MTBE und PAK auf (Kap. 4.1 bis 4.3).

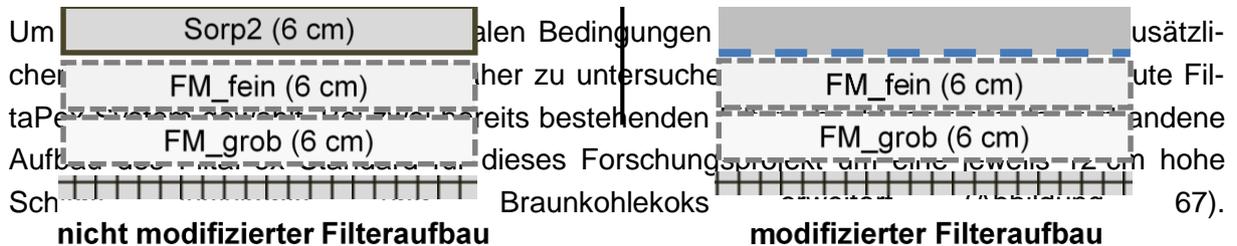


Abbildung 67

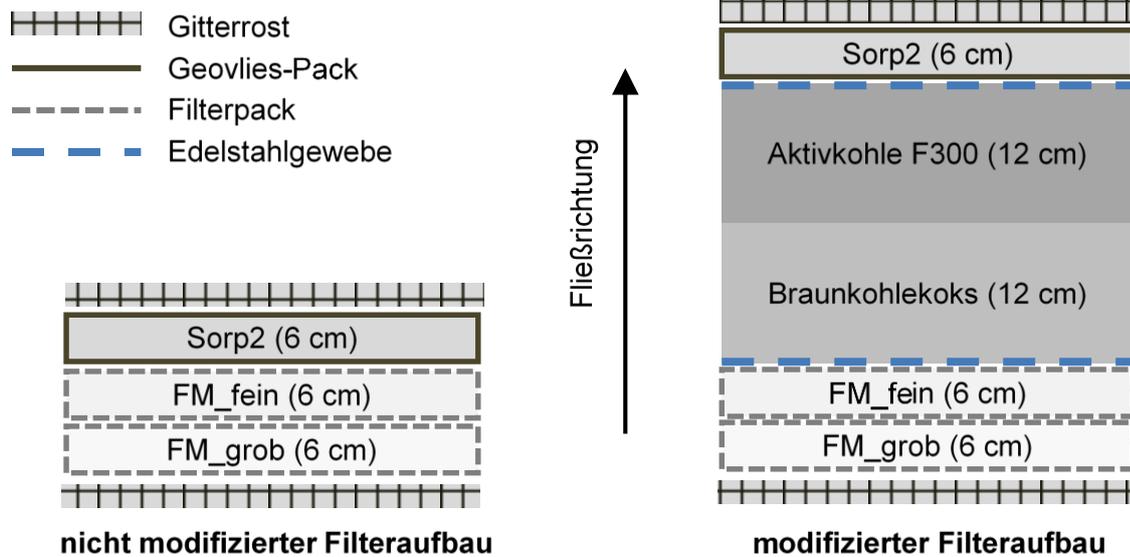


Abbildung 67: Aufbau des Standard Filterelementes (links) und Aufbau des modifizierten Filters (rechts)

Hierfür wurde die oberste Gitterrostlage mit der Auftriebssicherung rund 25 cm nach oben versetzt und beide Materialien als lose Schüttung zwischen einem feinmaschigem Edelstahlgewebe (0,8 mm Öffnungsweite) oberhalb des Aufbaus des FiltaPex Standards zusätzlich in den Filter eingebaut (Abbildung 68 und Abbildung 69).



Abbildung 68: Einbau Braunkohlekoks (Ronsdorfer Straße in Wuppertal)



Abbildung 69: Einbau Aktivkohle und abschließendes Edelstahlgeflecht (Ronsdorfer Straße in Wuppertal)

Für den Aufbau des FiltaPex Standards wurde vorab im Labor ein Durchlässigkeitskoeffizient von $1 \cdot 10^{-2}$ m/s ermittelt. Mit den beiden zusätzlichen Schichten ergab sich eine Durchlässigkeit von $2 \cdot 10^{-3}$ m/s.

Im Rahmen der Neuausrüstung des Filters wurden in dem Filterschacht in Wuppertal vier und an dem Standort in Mönchengladbach zwei Feldsäulen einbaut. Die kreisrunden Glasäulen DN 100 enthielten denselben Filteraufbau und wurden mittig im Filter positioniert (Abbildung 70), um im Nachgang den Stoffrückhalt sowie der noch vorhandenen Aufnahmekapazitäten optisch und analytisch untersuchen zu können. Hierdurch ist eine wichtige Verknüpfung zwischen Theorie und Praxis möglich, da die tatsächliche Belastung eines Filters (z. B. durch Pflanzenfasern, Pollen etc.) im Labor nur sehr schwierig nachkonstruiert werden kann. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in den Kap. 4.2.5 und Kap. 4.2.6 dargestellt.



Abbildung 70: Probekörper für nachfolgende Laboranalysen (Ronsdorfer Straße in Wuppertal)

Da es sich bei beiden Standorten um Filterschachtsysteme eines „älteren“ und bis Mitte 2012 verbauten Modells handelt, ist die vorhandene Tauchwand nicht dauerhaft eingetaucht, da der Wasserspiegel bei Trockenwetter zeitweise unter die Unterkante der Tauchwand fällt. Hierdurch können bei einem Ansteigen des Wasserspiegels im Regenwetterfall ein Teil der Schwimmstoffe hinter die Tauchwand gelangen und im Entlastungsfall wieder ausgetragen werden. Bei neueren Modellen des Filtersystems ist die Tauchwand entsprechend bis in die Trockenwasserspiegellage verlängert.

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurde eine zusätzliche schwimmende Tauchwand in den Filterschacht an der Ronsdorfer Straße in Wuppertal eingebaut.

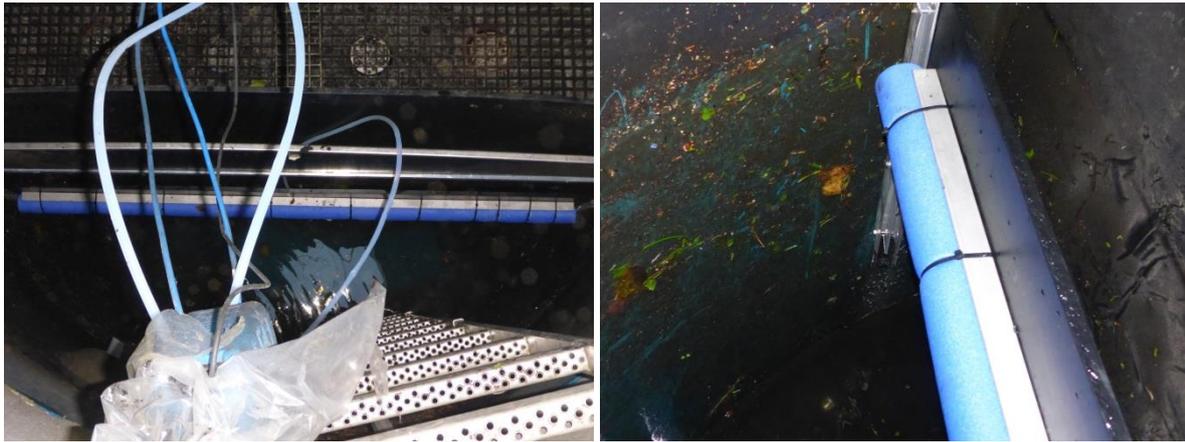


Abbildung 71: Schwimmende Tauchwand

Es hat sich im Rahmen des Betriebs jedoch gezeigt, dass dieses Provisorium betrieblich nicht zuverlässig funktioniert hat. Aus diesem Grund wurde die Konstruktion nicht an dem zweiten Standort in Mönchengladbach verbaut.

5.2 In-situ-Versuch Wuppertal

Ursprünglich sollte ein Hauptteil der Untersuchungen an der Regenwasserbehandlungsanlage der WSW Energie und Wasser AG in Wuppertal-Kulloch durchgeführt werden, da hier eine entsprechende Infrastruktur an Mess- und Regeltechnik aus vorherigen Projekten vorhanden war. Da sich der Betreiber jedoch zwischenzeitlich für einen Umbau der Anlage entschlossen hatte, musste nach alternativen Standorten gesucht werden. Da ein Schwerpunkt der Untersuchungen der Rückhalt von Spurenstoffen aus Oberflächenabflüsse von Verkehrsflächen ist, wurden zwei Filterschachtstandorte mit entsprechenden Einzugsgebieten gewählt. Die beiden Standorte unterscheiden sich in der Größe und Charakteristik der angeschlossenen Fläche und werden im Nachfolgenden beschrieben.

5.2.1 Beschreibung Filtersystem, Standort, Einflussfaktoren auf Probenahme

Der erste Standort für die Untersuchung der Reinigungsleistung und des Betriebsverhaltens des modifizierten Filteraufbaus befindet sich im nördlichen Stadtteil Ronsdorf in Wuppertal. Das Einzugsgebiet verläuft entlang der stark frequentierten vierspurigen Landesstraße 417 in einem Teilbereich der Ronsdorfer Straße (Abbildung 72). Die Fahrbahnen sind jeweils auf beiden Seiten mit Randsteinen gefasst, sodass die Oberflächenabflüsse von 9.480 m² Straßenfläche sowie etwa 140 m² Radweg (Tabelle 45) über 21 Einlaufschächte dem Filtersystem zufließen. Dabei bewirken die Randsteine eine Erhöhung der Verkehrsflächenkonzentrationen [Driscoll et al., 1990; Irish et al., 1998; Li et al., 2008]. Im Anschluss erfolgt die Einleitung in den Böhlenhofer Bach.



Abbildung 72: Übersichtsplan – Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße (Quelle: Dr. Pecher AG)

Tabelle 45: Übersicht des Standortes Wuppertal, Ronsdorfer Straße – Einzugsgebiet, technische Daten

Kfz-Belastung	ca. 20.600 Kfz/d ¹
Mittlerer Niederschlag	ca. 1.200 mm/a
Kategorie der Straße gemäß Trennerlass:	
A _{e,b} Kat I	0,04 ha
A _{e,b} Kat IIa	-
A _{e,b} Kat IIb	-
A _{e,b} Kat III	0,95 ha
Behandlungspflichtiger Abfluss Q _{krit}	14,4 l/s
FiltaPex-System	BE-2200
Filterfläche	2,5 m ²

¹ Daten der Verkehrsbelastung aus dem Jahr 2005 [Straßen.NRW, 2015]

Das Einzugsgebiet ist entsprechend der Lage im Bergischen Land durch einen steilen Geländeverlauf geprägt. Die Fahrbahnen sind seitlich von einer dichten Vegetation umschlossen. Entlang des Mittelstreifens verläuft eine Leitplanke aus verzinktem Stahl, wodurch erhöhte Zink-Ablaufkonzentrationen zu erwarten sind [Dierkes und Geiger, 1998]. Am Ende bzw. Anfang des Einzugsgebiets im Bereich der Kreuzung Ronsdorfer Straße/Alte Ronsdorfer Straße ist eine stationäre Geschwindigkeitskontrolle (70 km/h) installiert, wodurch ein vermehrtes Bremsen vor bzw. Beschleunigen nach der Kontrollanlage beobachtet wurde (Abbildung 73 und Abbildung 74). Dadurch werden erhöhte Konzentrationen an Kupfer und Zink im Anlagenzulauf erwartet [Horstmeyer und Helmreich, 2014].



Abbildung 73: Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße



Abbildung 74: Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße

Der Filterschacht in Betonbauweise des Typs FiltaPex Standard der Pecher Technik GmbH wurde im Februar 2012 in Betrieb genommen (Abbildung 75 und Abbildung 76). Der für das Forschungsprojekt modifizierte Filterschacht wurde über einen Zeitraum von rund 6,5 Monaten (Juli 2014 bis Januar 2015) untersucht und zeitweise beprobt.

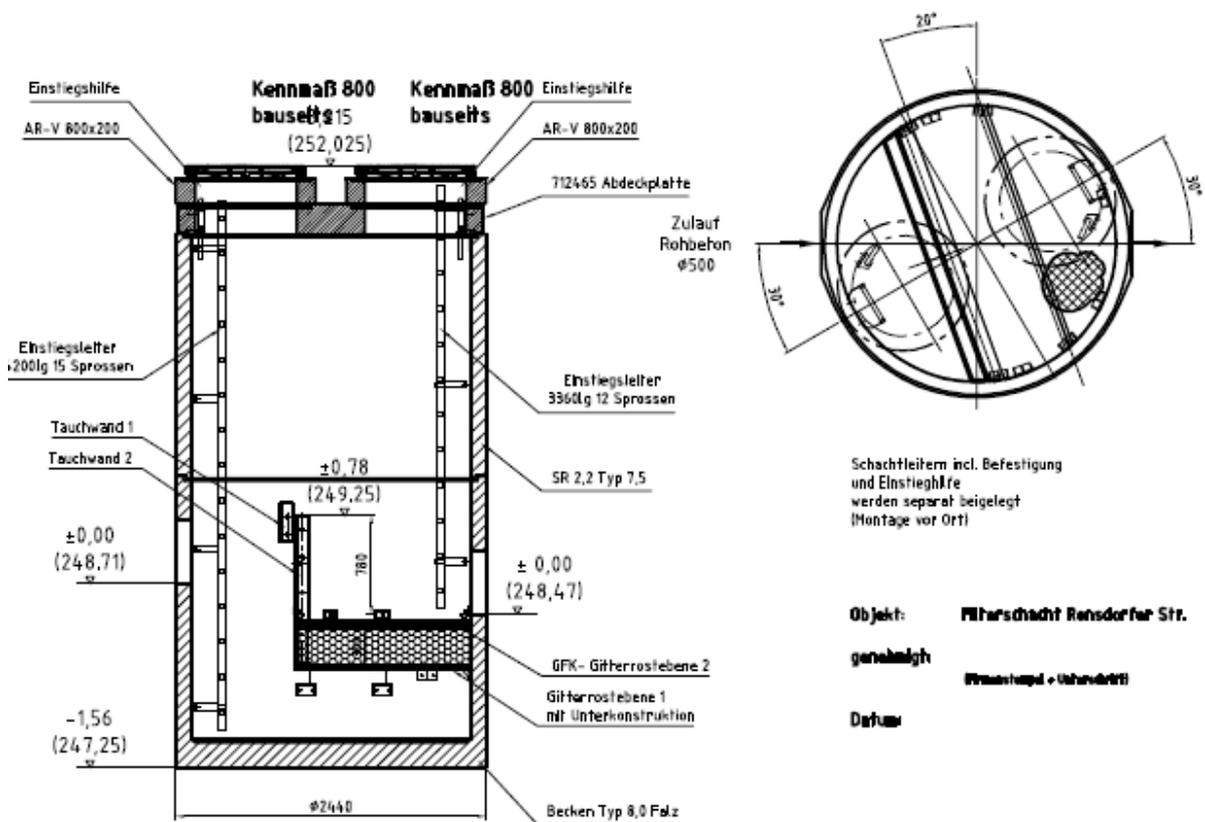


Abbildung 75: Filterschacht Standort Wuppertal (Quelle: WSW AG), Ronsdorfer Straße



Abbildung 76: Filterschacht Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße

Im Rahmen des Betriebs wurde ein konstanter Fremdwasserzufluss von 0,5 l/s bis 1,0 l/s festgestellt. Nach Regenereignissen zeigte sich zudem ein fremdwasserspezifischer erhöhter „Nachlauf“.

5.2.2 Verwendete Mess- und Probenehmertechnik

Es kamen mobile, akkubetriebene Mess- und Probenahmegeräte sowie Geräte zur Datenfernübertragung (DFÜ) zum Einsatz. Alle Geräte waren im aufgestellten Messcontainer oder nicht direkt zugänglich im Kanalnetz verbaut (Abbildung 77). Tabelle 46 gibt eine Zusammenfassung der eingesetzten Geräte.

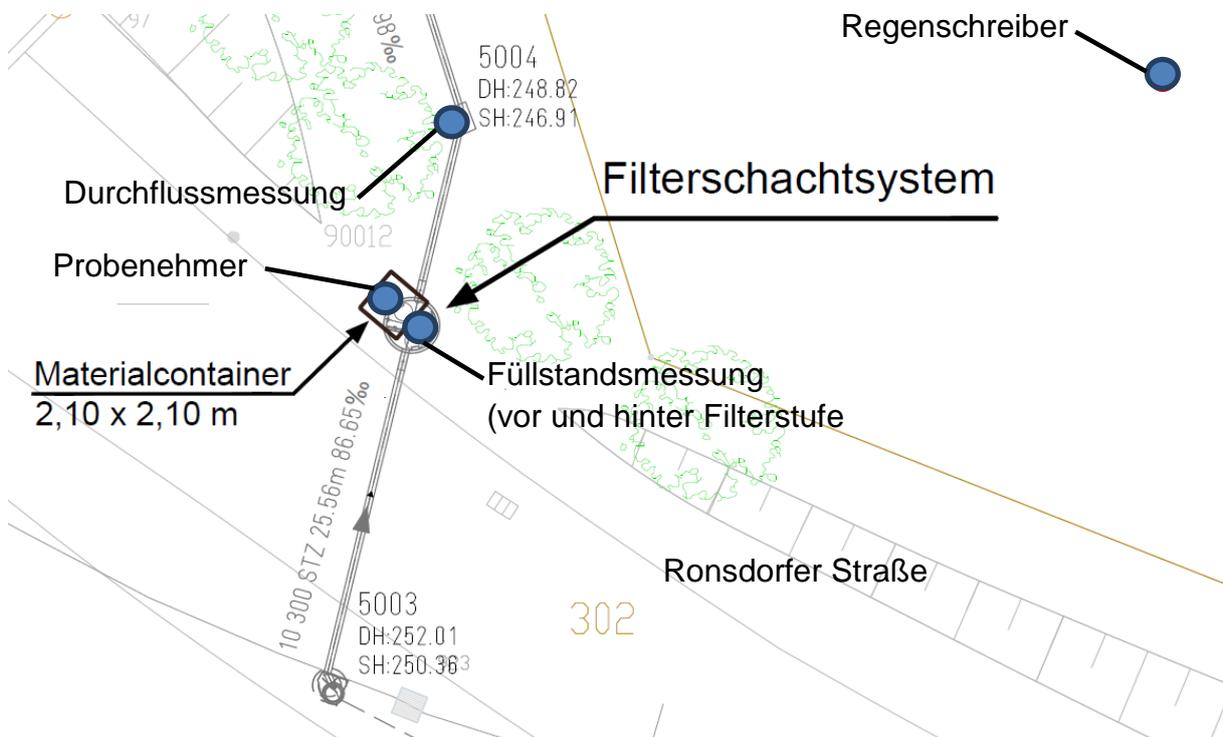


Abbildung 77: Standort Wuppertal, Ronsdorfer Straße – eingesetzte Messgeräte

Tabelle 46: Kenndaten der verwendeten Geräte am Standort Wuppertal

Typ	Hersteller	Modell	Seriennummer
Durchflussmessung (Höhenstand)	Nivus	DSM	1328DSM0124
Durchflussmessung (Fließgeschw.)	Nivus	CSM	1341CSM0261
Durchflussmessung (E-Box)	Nivus	EBM	1345EBM0277
Durchflussmessung (Messwertumformer)	Nivus	PCM Pro	1232PCP2057
DFÜ Durchflussmessung	Nivus	NivuLog 2 Ex PCM	86540903
Höhenstandsmessung Ablauf	Nivus	NivuBar Plus (0-4 m)	1497004 - 2011
Höhenstandsmessung Zulauf	Nivus	NivuBar Plus (0-4 m)	1497002 - 2011
DFÜ Höhenstandsmessung	Nivus	NivuLog 2 Ex	B5AEA904
Probenehmer Zulauf	Endress & Hauser	Liquiport 2000 Ex	970004040B4
Probenehmer Filter	Endress & Hauser	Liquiport 2000 Ex	970002040B4
Probenehmer Ablauf	Endress & Hauser	Liquiport 2000 Ex	970003040B4
Regenschreiber	SEBA Hydrometrie	RG 100	

In einer Kleingartenanlage Böhlerfeld ca. 250 m vom Einzugsgebiet entfernt wurde ein Regenschreiber nach dem Kippwaageprinzip (RG 100, Seba Hydrometrie GmbH & Co. KG, Deutschland) aufgestellt. Nach jeweils 0,1 mm Niederschlag senkt sich die Wippe zu einer Seite ab und schließt einen Kontakt. Die entsprechenden Signale wurden mit einem Zeitstempel intern gespeichert und mehrmals täglich über eine DFÜ an den Messdatenserver der Dr. Pecher AG gesendet.



Abbildung 78: Regenschreiber auf dem Gelände der Kleingartenanlage Böhlerfeld

Weiterhin wurde zur Betriebsdokumentation im Filterschacht je eine Höhenstandsmessung (Druckmessung NivuBar Plus, Messbereich 0 - 4 m, Nivus GmbH) im Zu- und Ablauf (jeweils im Bereich der Einstiegsleitern unterhalb des Trockenwasserspiegels) installiert. Die Daten (2-Minutenwerte) wurden in regelmäßigen Abständen mittels DFÜ (NivuLog 2x, Nivus GmbH) an den Messdatenserver übertragen (Abbildung 79).



Abbildung 79: Höhenstandsmessung Zu- und Ablaufseite

Unter der Annahme, dass der komplette Volumenstrom durch die untere Haltung fließt, erfolgte die Durchflussermittlung zu Beginn des Projektes über ein gedühtes Messsystem (NPP, Fa. Nivus) (Abbildung 80). Es stellt sich jedoch heraus, dass die Fließgeschwindigkeiten an dieser Stelle so hoch waren, dass keine stabile Messung möglich war. Aus diesem Grund wurde die Durchflussmessung für teilgefüllte Kanäle (Höhenstand- und Fließgeschwindigkeitskombination) in die obere Haltung verlegt und die untere mit einer Absperrblase verschlossen. Die Höhenstandsmessung erfolgte hierbei mit dem am Scheitel installierten Ultraschall-Sensor (Abbildung 81).

Zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit wird mit dem auf der Sohle des Kanals installierten Sensor ein kurzes Ultraschallbündel mit einem definierten Winkel in das Messmedium eingestrahlt. Die in dem Messpfad befindlichen Teilchen reflektieren dieses Ultraschallsignal. Nach einer definierten Zeit wird ein zweiter Ultraschallimpuls in das Medium eingestrahlt. Aus den beiden Reflexionsmustern werden mit einem Kreuzkorrelationsverfahren alle nicht eindeutig identifizierbaren Signale verworfen, sodass dann zwei verschobene ähnliche Signalmuster ausgewertet werden können.



Abbildung 80: Messung in der unteren Leitung (links), verschlossene untere Leitung (Mitte), Messung in der oberen Leitung (rechts)



Abbildung 81: Durchflussmessung mit Höhenstands- und Fließgeschwindigkeitsmessung

Dieses System übermittelt die Daten über eine Anschlussbox an einen Messwertaufnehmer resp. Datenlogger, welcher zu einem Durchflusswert umrechnet und speichert (Minutenwerte) werden. An dem Datenlogger ist ein GPRS-Modul zur Übertragung der Messwerte angeschlossen. Weiterhin ist im Messwertaufnehmer eine Programmierung hinterlegt, die Signale über eine Probenahmeanschlussbox zur Aktivierung der Probenehmer weiterleitet.

Die Probenahme erfolgte volumenproportional über drei automatische, akkubetriebene Probenehmer (Liquiport 2000 ex, Fa. Endress & Hauser) im Zulauf (am Ende des Zulaufrohres), hinter der Sedimentationsstufe (unterhalb des untersten Gitterrostes) und im Ablauf (am Anfang des Ablaufrohres) (Abbildung 82).

Für die Probennahme standen acht Glasflaschen mit jeweils 1,8 l zur Verfügung. Für die volumenproportionale Probenahme wurde der Volumenstrom vor Ort zum Volumen aufsummiert und ab dem vorgegeben Volumen (10 m^3) an allen drei Probenehmern zeitgleich eine Probe (300 ml) ausgelöst (Tabelle 47). Hieraus ergibt sich eine theoretische Anzahl von 48 Proben mit einem Probenvolumen 14,4 l. Um ein Vermischen von Proben aus zwei verschiedenen getrennt voneinander zu betrachtenden Regenereignissen auszuschließen, wurde zusätzlich ein Flaschenwechsel bei Unterschreitung des Durchflusses von 2 l/s eingestellt.



Abbildung 82: Probenehmer für Zulauf-, Filter- und Ablaufproben



Abbildung 83: Probenahme Zulauf (links), vor Filter (Mitte) und Ablauf (rechts) Filter Ronsdorfer Str.

Tabelle 47: Parameter der Probenahme am Standort Wuppertal

Steuerung Probenehmer	Grenzwert
Beginn Probenahme	2 l/s (2,0 l/(s·ha))
Probenahme	Alle 10 m ³ 300 ml Probenvolumen
Flaschenwechsel	Nach Probe bei Grenzwertunterschreitung (2 l/s bzw. 2,0 l/(s·ha))

5.2.3 Zusammenfassung Betriebserfahrungen

Der für das Forschungsvorhaben modifizierte Filteraufbau an der Ronsdorfer Straße in Wuppertal wurde erstmalig am 02.07.2014 eingebaut. Der Messbetrieb zur Betriebsüberwachung startete zwei Tage später am 04.07.2014 und endete nach rund 6,5 Monaten mit dem Ausbau der Messgeräte am 18.01.2015 (Abbildung 84).

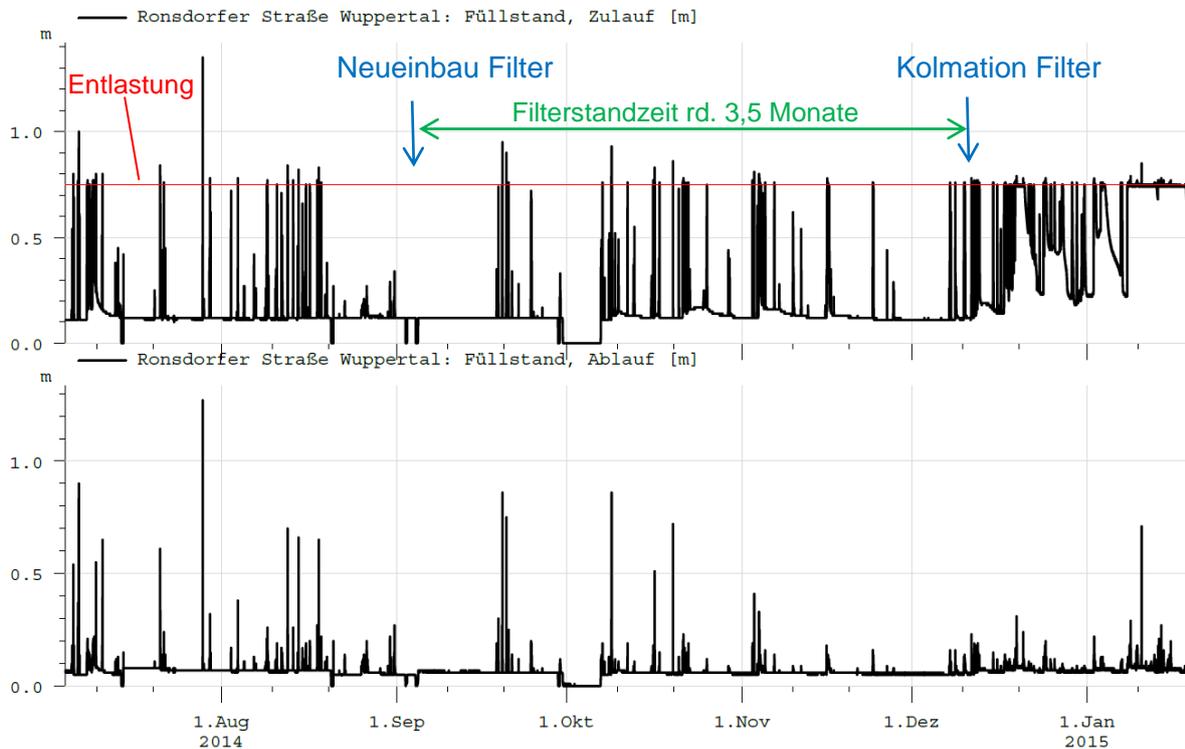


Abbildung 84: Gesamtbetriebszeitraum (04.07.2014 – 18.01.2015) Filterschacht Ronsdorfer Straße

Nachfolgend sind die wichtigsten Arbeiten zusammengefasst:

- 02.07.2014: Einbau des Filters
- 04.07.2014: Einbau der Messtechnik zur Betriebsüberwachung
- 14.07.2014: zweiter Einbau des Filters und Tausch der Traversen zur Auftriebssicherung nach Defekt der GFK-Traversen und Austrag von Filtermaterial
- 04.09.2014: dritter Einbau des Filters nach massiver Versandung und Kolmation des Filters und Einbau der Feldsäulen, vorab Reinigung des Schachtes
- 19.01.2015: Ausbau der messtechnischen Überwachung, Durchführung einer Schlammspiegelmessung, Ende der Probenahmen und Ausbau der installierten Feldsäulen zur Analyse
- 03.11.2015 Rückbau auf das System FiltaPex Standard

Bereits mit Beginn der Versuchsphase in Wuppertal wurde ein konstanter Fremdwasserzufluss beobachtet. Das Wasser war geruchsneutral und klar. Mittels der installierten Durchflussmessung wurde der Fremdwasserabfluss mit 0,5 bis 1,0 l/s ermittelt. Die Zusammensetzung des Fremdwassers ist in Tabelle 48 angegeben. Die genaue Herkunft des Fremdwassers konnte im Rahmen der Untersuchungen jedoch nicht ermittelt werden. Inwieweit das Fremdwasser bei Regenereignissen höher ausfällt, konnte ebenfalls nicht festgestellt werden. Ein entsprechender Einfluss auf den Eintrag ins Filtersystem (z. B. Verdünnungseffekt) ist jedoch gegeben. Fehlan schlüsse konnten während des Projektes an diesem Standort nicht festgestellt werden.

Tabelle 48: Zusammensetzung des Fremdwassers am Standort Wuppertal.

Parameter	Anzahl der Proben	Einheit	Min.	Mittel	Max.
pH-Wert	2	-	6,8	6,9	7,0
Kupfer	2	µg/l	< 5	9,0	12,9
Zink	2	µg/l	< 20	< 20	< 20
Nickel	2	µg/l	< 5	< 5	< 5
Natrium	2	mg/l	67	70	72
Magnesium	2	mg/l	8,1	8,6	9,1
Calcium	2	mg/l	42	47	52
Chlorid	1	mg/l	-	92	-
Ammonium-Stickstoff	1	mg/l	-	0,04	-
Nitrat	1	mg/l	-	5,6	-
MKW	1	µg/l	-	< 0,1	-

Der Filter wurde am 14.07.2014 ein zweites Mal neu ausgerüstet (siehe oben), da nach dem ersten starken Regenereignis (Abbildung 85) die aufgrund des modifizierten Filteraufbaus zu schwach ausgelegte obere GFK-Traverse gebrochen war (Abbildung 86). Dies hatte einen

Austrag der Aktivkohle zur Folge. Im Zuge der Neuausrüstung wurde diese Traverse durch eine stärkere Variante ersetzt.

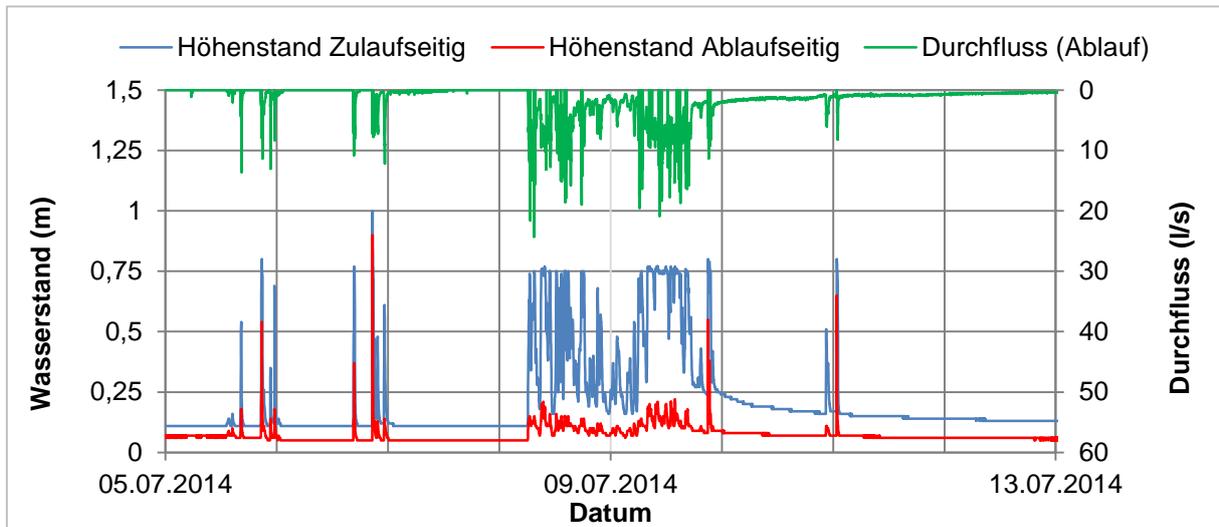


Abbildung 85: Regenereignisse vom 05.07.2014 bis 13.07.2014 (Durchfluss, Höhenstände Zu- und Ablauf)



Abbildung 86: Gebrochene Traverse und ausgetragene Aktivkohle

Im weiteren Verlauf fand am 04.09.2014 eine dritte Neuausrüstung statt, da sich nach einigen Wochen aufgrund eines ungewöhnlich hohen Sedimenteintrages (hauptsächlich als Sand) eine Sandschicht auf dem Filter abgesetzt hatte. Bei der Reinigung des Schachtes wurden ebenfalls für die kurze Standzeit (von rund 1,5 Monaten) ungewöhnlich viele Ablagerungen im Sedimentationsraum und zwischen den Filterschichten festgestellt. Die Herkunft konnte nach einer Ortsbegehung des angeschlossenen Einzugsgebiets nicht festgestellt werden (Abbildung 87).



Abbildung 87: Sand auf dem Filter (links), im Sedimentationsraum (Mitte), Detailansicht (rechts)

Der hohe Feststoffeintrag durch die Vegetation und von den Randstreifen in Kombination mit der starken hydraulischen Belastung des Systems infolge des hohen Verhältnisses zwischen angeschlossener Fläche und Filterfläche sowie der Einzugsgebietscharakteristik (steiler Gelände Verlauf) führten zu einer Abnahme der Filterdurchlässigkeit von anfangs $2,0 \cdot 10^{-3}$ m/s auf $3,6 \cdot 10^{-4}$ m/s (Auswertung von Durchfluss- und Füllstandsdaten). Die Standzeit des neu konzipierten Filteraufbaus war an diesem Standort durch dessen hydraulische Leistungsfähigkeit bis zur Kolmation des Filters auf rund 3,5 Monate begrenzt. Innerhalb dieses gesamten Untersuchungszeitraumes wurden 47 Regenereignisse registriert. Hiervon wurden 18 Regenereignisse beprobt und 15 analysiert.

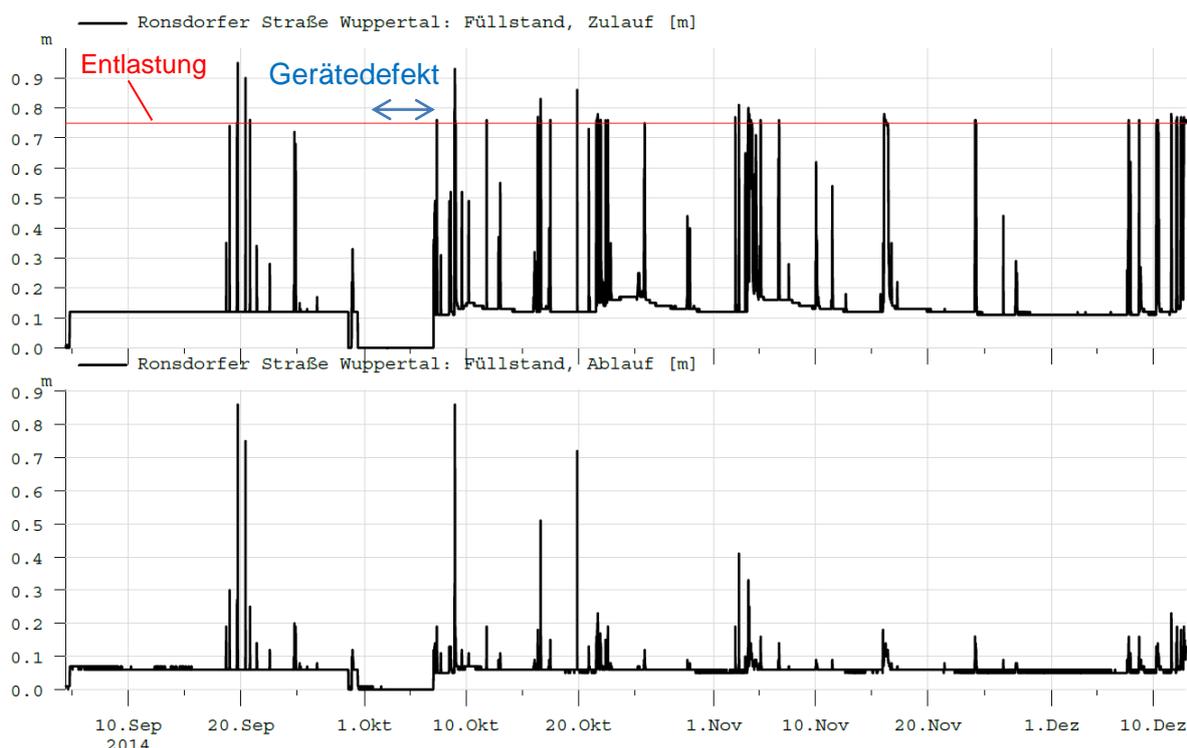


Abbildung 88: Betriebszeitraum ab Filtererneuerung (04.09.2014) bis zur Kolmation (12.12.2014)

5.2.4 Rückhalt des Systems – Regenereignisse

Im Rahmen der Untersuchungen wurden 15 Regenereignisse mit einer maximalen Regenspende von $108 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ volumenproportional beprobt (Tabelle 49). Bezogen auf die mittlere Regenspende wurden fünf Ereignisse in der Kategorie $0 < r < 4 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$, neun Ereignisse in der Kategorie $4 < r < 10 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ sowie ein Ereignis $> 10 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ untersucht. Insgesamt wurden 18 % des im Beprobungszeitraum gefallenen Niederschlags (ca. 400 mm) durch die Probenahme erfasst. Die Proben wurden im Zu- und Ablauf des Behandlungssystems genommen und analysiert. Die Dauer der Regenereignisse variierte zwischen 8 Minuten und 558 Minuten. Den Regenereignissen ging eine Trockenwetterphase von 7 Stunden bis 238 Stunden voraus. Neben der tabellarischen Darstellung sind die Kenngrößen der beprobten Regenereignisse in Abbildung 89 dargestellt.

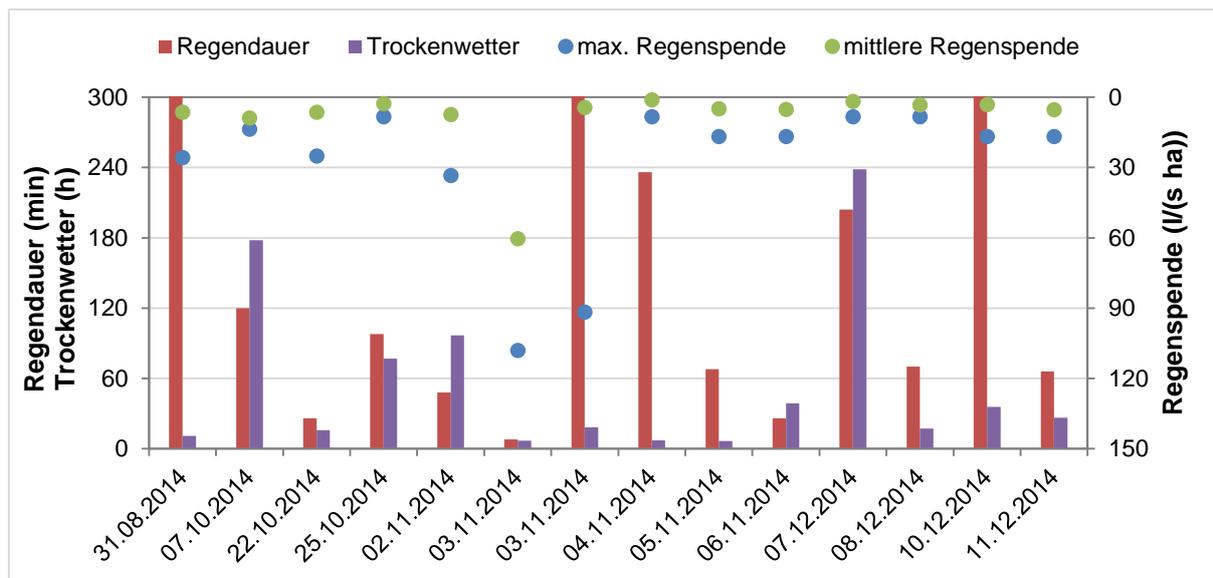


Abbildung 89: Regendauer, vorangegangene Trockenwetterperiode sowie maximale und mittlere Regenspende der einzelnen Regenereignissen, Standort Wuppertal

Tabelle 49: Regendauer, Regenintensität und vorausgehende Trockenwetterperiode der beprobten 15 Regenereignisse in Wuppertal, Ronsdorfer Straße.

Regenereignis am	Regendauer (min)	Maximale Regenintensität (l/(s-ha))	Mittlere Regenintensität (l/(s-ha))	Vorausgehende Trockenwetterphase (h)	Notüberlauf angesprungen
31.08.2014	420	25,8	6,43	11	nein
07.10.2014	120	13,6	8,89	178	nein
21.10.2014	112	50	9,97	42	nein
22.10.2014	26	25	6,41	16	nein
25.10.2014	98	8,33	2,72	77	nein
02.11.2014	48	33,3	7,29	97	nein
03.11.2014	8	108	60,4	7	ja
03.11.2014	558	91,7	4,42	18	nein
04.11.2014	236	8,33	1,06	7	nein
05.11.2014	68	16,7	4,9	7	ja
06.11.2014	26	16,7	5,13	39	ja
07.12.2014	204	8,33	1,8	238	ja
08.12.2014	70	8,33	3,33	17	ja
10.12.2014	378	16,7	3,17	36	ja
11.12.2014	66	16,7	5,3	26	ja

Die gemessenen Stoffkonzentrationen sind in Tabelle 50 aufgeführt. Neben der minimalen, mittleren und maximalen Stoffkonzentration ist ebenfalls die frachtgemittelte Ereigniskonzentration (EMC – Event Mean Concentration) angegeben. Die Ergebnisse bilden den normalen Schwankungsbereich der organischen Schadstoffkonzentrationen in Niederschlagsab-

flüssen ab (vgl. Kap. 2.4.1 bis 2.4.5). Die MKW-Konzentrationen im Zulauf der Anlage variierten zwischen 0,1 mg/l und 5,9 mg/l mit einem mittleren Wert von 1,0 mg/l. Die Konzentrationen der PAK reichten von der Bestimmungsgrenze (< 0,05 µg/l) bis zu einem maximalen Wert von 2,9 µg/l. MTBE/ETBE wurde in keiner der untersuchten Proben wiedergefunden.

Für die Schwermetalle geben *Huber et al.* [2015d] für europäische Verkehrsflächenabflüsse Median-Konzentrationen von ca. 250 µg/l für Zink und etwa 60 µg/l für Kupfer an. Unter Berücksichtigung der Schwerpunktkonzentrationen von 440 µg/l Zink sowie 80 µg/l Kupfer [DWA, 2010] zeigte sich, dass die im Zulauf gemessenen Zinkkonzentrationen im Vergleich zu Kupfer verringert sind. Das Zink-Kupfer-Verhältnis von im Mittel 2,3 liegt damit deutlich unter dem Wert von 5,5 [DWA, 2010], welcher auch nach *Huber et al.* [2016c] typisch für Verkehrsflächenabflüsse ist. Vor Beginn der Beprobung wurde aufgrund der örtlichen Gegebenheiten am Standort Wuppertal (u. a. steiler und kurviger Straßenverlauf, stationäre Geschwindigkeitskontrolle) von sehr vielen Bremsvorgängen und damit verbundenen hohen Schwermetallemissionen ausgegangen.

Auffällig sind die höheren Salzkonzentrationen im Winter, bei denen zugleich ein Anstieg der Schwermetallkonzentrationen im Zulauf der Anlage festzustellen ist. Hierbei ist von einer Mobilisierung der Schadstoffe durch Auftausalz auszugehen [Werkenthin et al., 2014; Huber et al., 2015b]. Für den Zeitraum außerhalb des Einsatzes von Auftausalzen (Regenereignisse vom 25.10.2014, 02.11.2014 und 04.11.2014) wurden Konzentrationen von maximal 33 mg/l Ca und 12 mg/l Na gemessen. Demgegenüber stehen für den Zeitraum mit Einsatz von Auftausalzen (Regenereignisse vom 10.12.2014 und 11.12.2014) Konzentrationen von maximal 34 mg/l Ca sowie insbesondere 387 mg/l Na. Als Auftausalz wurde von dem Eigenbetrieb Straßenreinigung Wuppertal (ESW) vornehmlich Natriumchlorid mittels der Feuchtsalztechnik FS30 angewendet [ESW, 2015]. Natriumchlorid ist das am häufigsten in Deutschland verwendete Auftausalz [Huber et al., 2015c].

Tabelle 50: Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen in Wuppertal, Ronsdorfer Straße.

Parameter	Anzahl der Proben	Einheit	Min.	Median	Mittel	EMC	Max.
pH-Wert	46	-	6,7	7,0	7,0	-	7,4
Elektrische Leitfähigkeit	46	µS/cm	53	117	627	-	4.730
AFS	14	mg/l	28,8	137	196	177	675
Kupfer	40	µg/l	4,0	52,6	64,1	72,8	229
Zink	42	µg/l	20,5	79,9	146	158	689
Kalium	10	mg/l	0,9	1,5	1,5	1,5	2,1
Natrium	10	mg/l	3,6	11	71	105	387
Magnesium	10	mg/l	3,0	4,3	4,4	4,2	6,3
Calcium	10	mg/l	16,3	24,8	25,1	24,9	34,2
MKW	39	mg/l	0,1	1,0	1,4	1,4	5,9
PAK	13	µg/l	< 0,05	1,4	1,7	1,7	2,9
MTBE/ETBE	13	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

Die Abbildung 90 zeigt die jahreszeitlichen Schwankungen der Kupfer- und Zinkkonzentrationen sowie der elektrischen Leitfähigkeit gemittelt über das jeweilige Regenereignis. Diese weist einen sehr starken Anstieg insbesondere im Dezember auf bis zum Maximalwert von 3.990 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

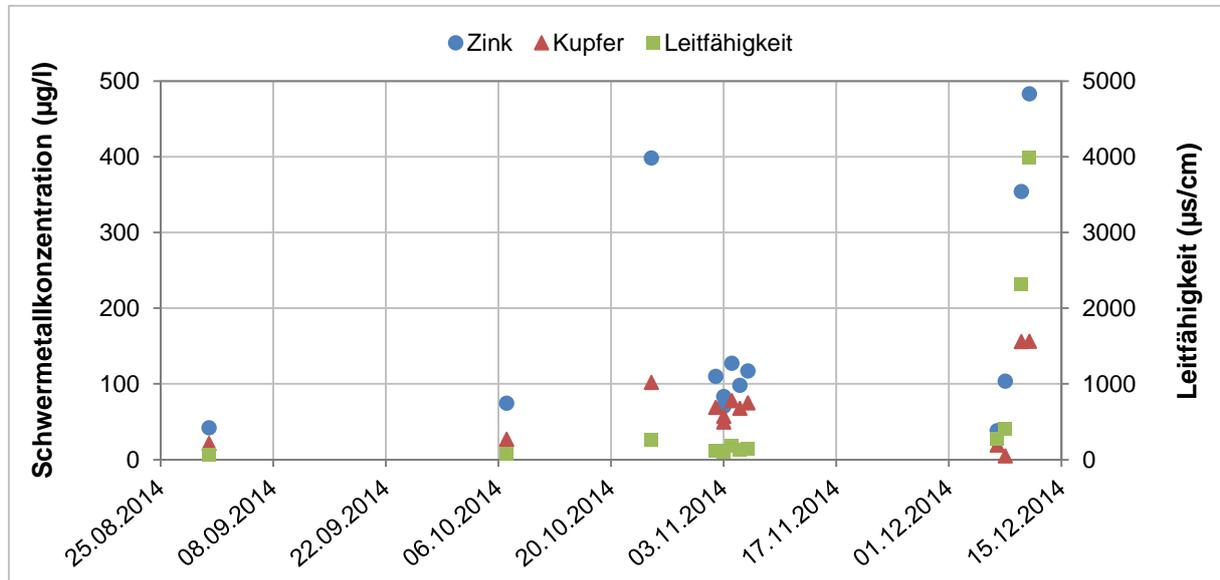


Abbildung 90: Veränderung der Schwermetallkonzentrationen (EMC) in Verkehrsflächenabflüssen sowie der elektrischen Leitfähigkeit aufgrund jahreszeitlicher Einflüsse, Standort Wuppertal

Des Weiteren wurden bei den Proben eine dunklere Färbung sowie eine schlechtere Absetzbarkeit festgestellt. Im Filterschachtsystem waren in dieser Zeit zulaufseitig auf der Wasseroberfläche aufschwimmende, feine Feststoffe zu beobachten (Abbildung 91).



Abbildung 91: Wetterbedingungen am Standort Wuppertal (links) und aufschwimmende Feststoffe auf der Schachtzulaufseite (rechts) am 09.12.2014

Aufgrund des Filterversagens infolge eines hohen Feststoffeintrages unmittelbar zu Beginn der Untersuchungen wurde eine sehr hohe Feststoffkonzentration im Anlagenzulauf erwartet. Diese Erwartungen bestätigten sich mit einer gemessenen mittleren Konzentration von 196 mg/l AFS (maximal 675 mg/l AFS) nicht. Verglichen mit dem Schwerpunktwert von 200 mg/l AFS [DWA, 2010] liegen die gemessenen Werte im selben Bereich.

In der Abbildung 92 sind die Schwermetallkonzentrationen im Zu- und Ablauf des Filtersystems für die untersuchten Regenereignisse dargestellt. Ebenfalls gekennzeichnet ist die Aktivierung des Notüberlaufs bei Abschlagsereignissen. Über den gesamten Zeitraum der Be-

probung lässt sich nur schwer ein Trend, wie beispielsweise bei der Ermittlung der Durchbruchkurven, erkennen (Kap. 3.3.4). Zu sehr wird der Schwermetallrückhalt des Filters von den hydraulischen Verhältnissen überprägt.

Für Kupfer wurde ein Rückhalt innerhalb der beprobten Regenereignisse zwischen -46 % (Ereignis vom 07.10.2014) und 64 % (Ereignis vom 03.11.2014) ermittelt. Daraus resultierte ein über die Gesamtfracht aller Regenereignisse gemittelter Rückhalt von etwa 21 %. *Barjenbruch et al.* [2016] stellen bei dezentralen Systemen in Straßeneinläufen ebenfalls für einzelne Regenereignisse einen negativen Rückhalt fest und führten diesen auf Ausspülungen aus dem Schlammraum zurück.

Hier am Standort Wuppertal wurde zwar relativ häufig der Bypass aktiviert. Der Austrag (negativer Rückhalt) von Kupfer wurde bei zwei Ereignissen ohne aktivierten Notüberlauf gemessen und kann damit wahrscheinlich auf das Versuchsssetup sowie die generelle Problematik der Beprobung von Regenereignissen im Feld zurückgeführt werden (siehe Kap. 5.4). Bleiben alle Ereignisse mit aktiviertem Notüberlauf bei der Gesamtbetrachtung unberücksichtigt, so ergibt sich für die übrigen Regenereignisse ein deutlich verringerter Rückhalt von Kupfer. Erklärbar wäre dies mit einem relativ späten Überschreiten des Grenzwertes zum Auslösen der Probenahme, sodass der Anfang der Niederschlagswelle bereits die Zulaufprobenahme passiert hat. Dies hätte zur Folge, dass im Ablauf überproportional hohe Konzentrationen gemessen wurden (Kap. 5.4). Aufgrund der Problematik der Beprobung von Regenereignissen im Feld war ein gemessener negativer Rückhalt auch für die weiteren untersuchten Parameter Zink, MKW und PAK bei einzelnen Regenereignissen festzustellen.

Für Zink wurde für die untersuchten Ereignisse ein Rückhalt zwischen -7 % (Ereignis vom 10.12.2014) und 74 % (Ereignis vom 25.10.2014) ermittelt. Dabei stimmt die Tendenz (Rückhalt bzw. Austrag) von Zink mit der Tendenz von Kupfer für nahezu alle Regenereignisse überein. Lediglich die beiden Ereignisse unter Auftausalzeinfluss zeigen für Zink im Gegensatz zu Kupfer einen Austrag aus dem System. Aufgrund der während dieser beiden Regenereignisse hohen ausgetragenen Fracht ergibt sich ein über die Gesamtfracht aller Regenereignisse gemittelter Rückhalt von nur etwa 10 %. Im Gegensatz zu Kupfer ergibt sich für Zink unter Berücksichtigung aller Ereignisse ohne Notüberlauf ein erhöhter Gesamtrückhalt von 30 %.

Deutlich wird auch, dass ein Anspringen des Notüberlaufs nicht zwingend keinen Rückhalt bzw. einen Austrag von Schadstoffen bedeutet. Dies ist abhängig von der Dauer sowie Intensität des Notüberlaufvolumenstroms.

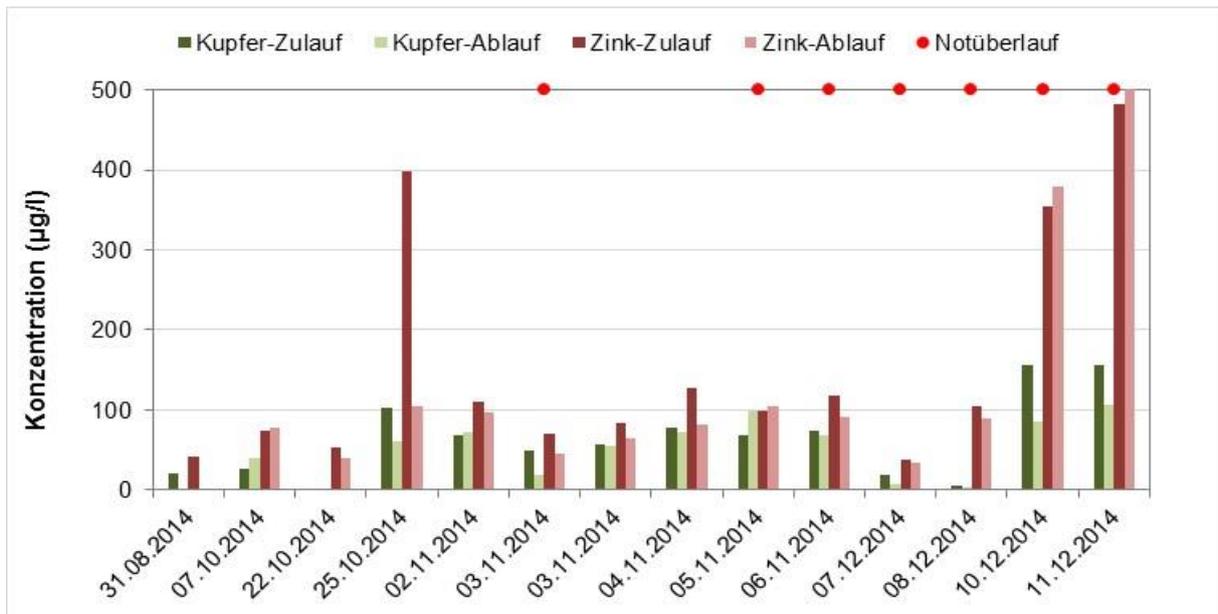


Abbildung 92: Schwermetallkonzentrationen im Zu- und Ablauf des Filtersystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Wuppertal

Die Abbildung 93 zeigt die Zu- und Ablaufkonzentrationen der beiden organischen Schadstoffe MKW und PAK für die untersuchten Regenereignisse. Für die MKW wurde ein Rückhalt innerhalb der beprobten Regenereignisse bis maximal 78 % ermittelt. Daraus resultierte ein über die Gesamtfracht aller Regenereignisse gemittelter MKW-Rückhalt von etwa 12 %. Bleiben alle Ereignisse mit aktiviertem Notüberlauf bei der Gesamtbetrachtung unberücksichtigt, so ergab sich für die übrigen Regenereignisse ein Rückhalt von insgesamt nur 9 %.

Für die PAK betrug der Rückhalt etwa zwischen -20 % und 15 %. Im Mittel lag er bei etwa 4,5 %, wobei nur vier Regenereignisse mit aktiviertem Notüberlauf auf PAK mit positivem Befund beprobt wurden.

Des Weiteren ist der Temperatureinfluss während der Probenahme der organischen Schadstoffe erkennbar. Es ist zu vermuten, dass aufgrund der niedrigen Außentemperaturen und der damit verbundenen verminderten Flüchtigkeit organischer Stoffe während der Regenereignisse im Monat Dezember in den jeweiligen Proben höhere Konzentrationen an MKW und auch PAK gemessen wurden. Das Aufkommen der PAK ist in den Wintermonaten tendenziell etwas höher, wie andere Studien zeigen [Aryal et al., 2011; Callén et al., 2013; Motelay-Masseia et al., 2006].

Zu berücksichtigen ist ebenfalls, dass die gemessenen PAK-Konzentrationen relativ nahe der Bestimmungsgrenze liegen und geringe Veränderungen der Konzentrationen in Zu- bzw. Ablauf einen großen Einfluss auf den ermittelten prozentualen Rückhalt haben.

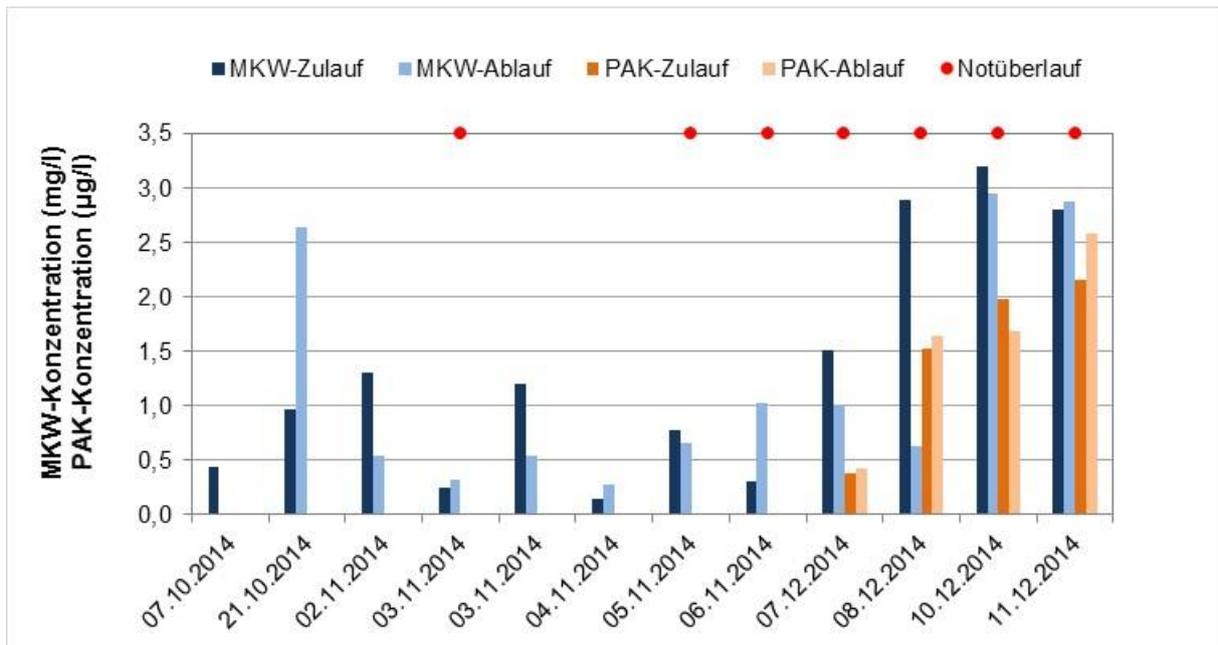


Abbildung 93: Konzentrationen an MKW und PAK im Zu- und Ablauf des Filtersystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Wuppertal

Die Tabelle 51 fasst den Rückhalt des modifizierten Filtersystems für die untersuchten Schadstoffe während der Beprobung zusammen. Werden die Zulaufmengen der jeweiligen Schadstoffe bezogen auf die angeschlossene Verkehrsfläche von 0,95 ha anteilig der beprobten Regenereignisse auf den Gesamtjahresniederschlag hochgerechnet, so ergeben sich hieraus spezifische Jahresfrachten von 1,27 g/(m²·a) MKW, 0,4 mg/(m²·a) PAK, 130 mg/(m²·a) Zink sowie 60 mg/(m²·a) Kupfer. Zum Vergleich sind die spezifischen Jahresfrachten der DIBt-Prüfvorschrift angegeben mit 680 mg/(m²·a) MKW, 300 mg/(m²·a) Zink sowie 51,7 mg/(m²·a) Kupfer [DIBt, 2015]. Hilliges et al. [2013] ermittelten bei ihren Untersuchungen eine spezifische Schwermetallfracht von 482 mg/(m²·a) Zink sowie 97 mg/(m²·a) Kupfer.

Tabelle 51: Schadstoffrückhalt und eliminierte Frachten (anhand der Regenereignisse) des modifizierten FiltaPex-Systems am Standort Wuppertal

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu
Schadstoffrückhalt (frachtgemittelt) (%)	12	4,5	-	10	21
Zurückgehaltene Fracht (g)	81,8	0,01	-	7,05	6,89

5.2.5 Schlammspiegelmessung und Sedimente

5.2.5.1 Schlammspiegelmessung

Für die Quantifizierung des Schadstoffrückhaltes ist neben der Beprobung des Anlagenzulaufs und -ablaufs die Ermittlung der im Filterschacht abgelagerten Sedimentmenge von Bedeutung. Die Abbildung 94 zeigt die Höhe der Sedimentablagerung auf der Schachtzulaufseite, die sich über einen Zeitraum von 4,5 Monaten (04.09.2014–19.01.2015) gebildet hat. Es ist erkennbar, dass sich bereits im direkten Zulaufbereich ein Teil der Feststoffe ab-

lagert. Auch die nicht direkt angeströmten Randbereiche weisen tendenziell höhere Sedimentablagerungen auf. Die Ablagerungshöhen lagen an den 19 gemessenen Punkten zwischen 1,3 cm und 12,3 cm. Hieraus resultiert eine mittlere Ablagerungshöhe von etwa 5,4 cm auf der Schachtzulaufseite.

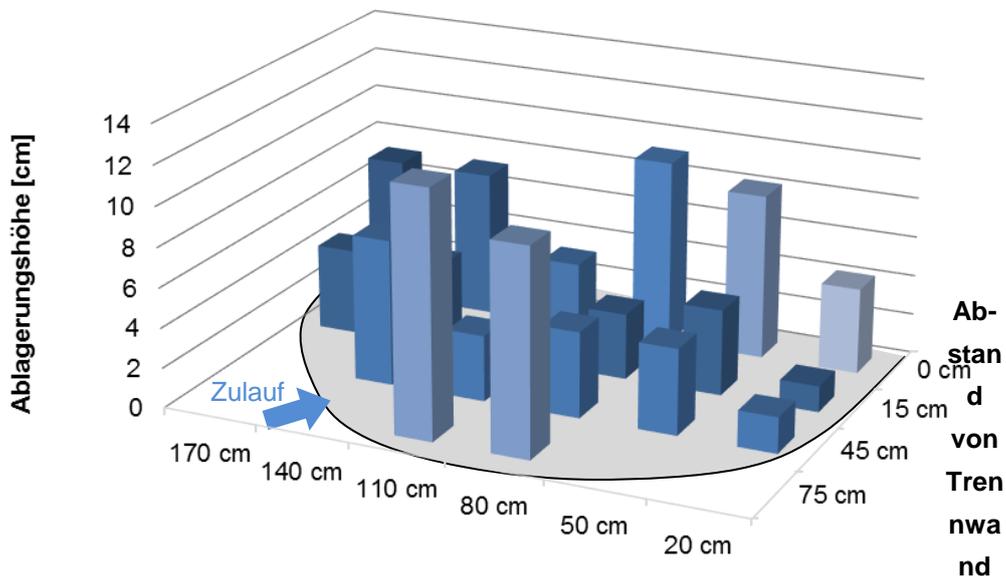


Abbildung 94: Höhe der Sedimentablagerungen in der Sedimentationskammer, Standort Wuppertal

Ziel der Schlammspiegelmessung war es, die Menge der bis zum damaligen Zeitpunkt im Sedimentationsraum abgelagerten Feststoffe zu ermitteln, um eine spätere Bilanzierung des Gesamtsystems zu ermöglichen. Auf Grundlage der mittleren Ablagerungshöhe von ca. 5,4 cm lässt sich für die Teilfläche der Zulaufkammer (1,3 m²) ein Schlammvolumen von knapp 70 l berechnen. Unter Annahme eines Trockensubstanzgehaltes von etwa 40 % (eigene Messungen) sowie einer Dichte von 1,5 g/cm³ [Muschalla et al., 2014] entspricht dies einer Feststoffmasse von 42 kg, die auf der Schachtzulaufseite des Sedimentationsraums zurückgehalten wurde.

Es ist davon auszugehen, dass sich nicht nur auf der Schachtzulaufseite, sondern auch unterhalb des Filters Sedimente abgelagert haben. Hochgerechnet auf die gesamte Fläche des Schlammammelraums (3,8 m²) kann eine Feststoffmasse von etwa 123 kg angenommen werden. Zum Vergleich soll an dieser Stelle der AFS-Rückhalt aus dem Zu- und Ablauf des Systems ermittelt werden. Das gesamte gemessene abgeflossene Volumen betrug ca. 3.925 m³ bei einer Konzentration von 177 mg/l AFS (EMC). Der frachtgemittelte AFS-Rückhalt betrug für die gemessenen Regenereignisse etwa 18 %, sodass sich hieraus eine theoretisch im System zurückgehaltene Feststoffmenge von ca. 128 kg ergibt.

5.2.5.2 Schlammersedimente – Korngrößenverteilung, Schadstoffbeladung

Die Abbildung 96 zeigt die Partikelgrößenverteilungen von zwei Schachtsedimentproben, die an verschiedenen Stellen aus dem Schlammammelraum entnommen wurden. Für die Partikelgrößenmessung wurden vorab die Sedimentbestandteile größer 2 mm mittels Edelstahlsieb abgetrennt (Nasssiegung) (Abbildung 95). Die abgesiebten Anteile, die überwiegend aus Blättern, Samen und kleinen Stöckchen bestanden, wurden jedoch in der Darstellung

berücksichtigt, indem die Kurven um die Anteile der Sedimentbestandteile größer 2 mm von etwa 7 % (Schachtsedimentprobe 1) bzw. 9 % (Schachtsedimentprobe 2) verschoben wurde. Die Sedimentproben finden sich mit einem mittleren Durchmesser d_{50} von 102 μm bzw. 155 μm im Feinsandbereich wieder.



Abbildung 95: Abgesiebte Korngrößenfraktion größer 2 mm (Schachtsedimentprobe 2)

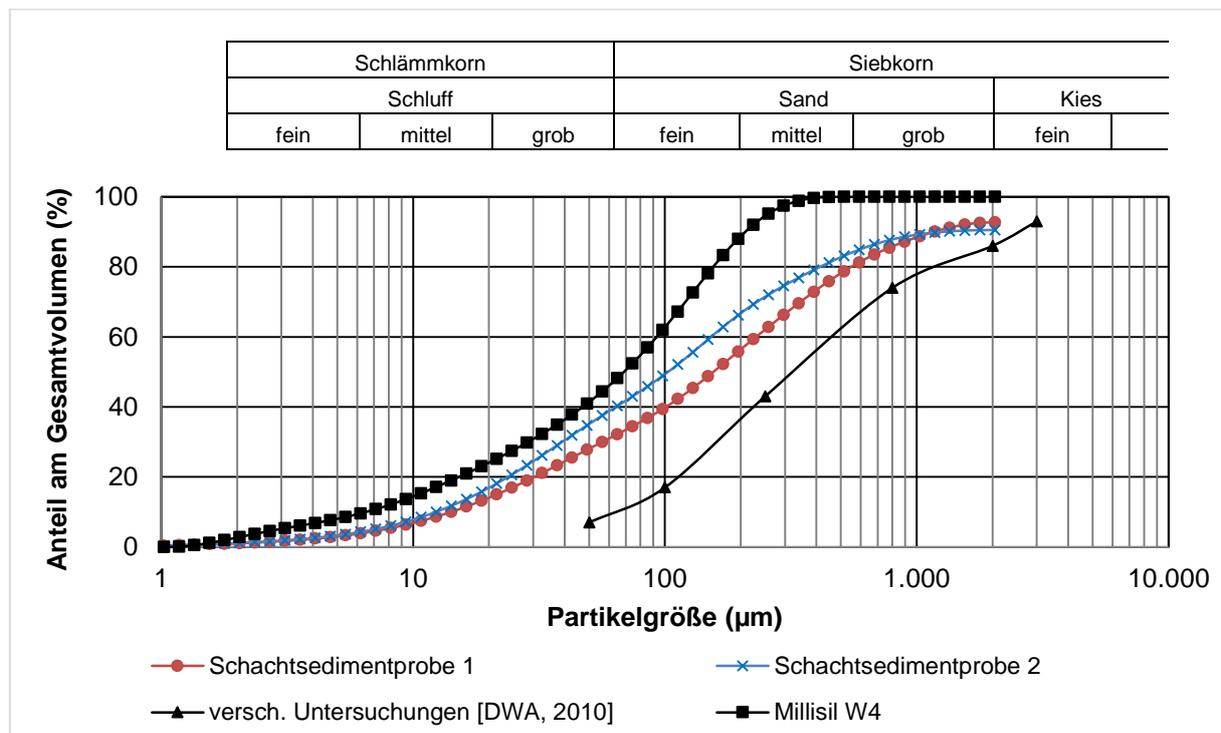


Abbildung 96: Partikelgrößenverteilung zweier Schachtsedimentproben aus dem Schlammraum

Für die Bestimmung der partikulär gebundenen Schadstoffe wurden die zwei untersuchten Schachtsedimentproben in verschiedene Korngrößenfraktionen unterteilt. Die Unterteilung erfolgte mit Edelstahlmaschensieben (Nasssievung) in die Fraktionen: $< 40 \mu\text{m}$; $40-80 \mu\text{m}$; $80-125 \mu\text{m}$; $125-250 \mu\text{m}$; $250-500 \mu\text{m}$; $500-1.000 \mu\text{m}$; $1.000-2.000 \mu\text{m}$; $> 2.000 \mu\text{m}$. In Abbildung 97 ist der Gehalt an partikulär gebundenen MKW für die beiden untersuchten Sedimente dargestellt. Hierbei wurden MKW-Konzentrationen im Bereich von 690 mg/kgTR bis maximal 8.300 mg/kgTR gemessen. Dabei ist ein Anstieg der MKW-Beladung bei kleiner wer-

dender Partikelgröße festzustellen. Mit einem MKW-Gehalt von im Mittel 8.200 mg/kgTR weist der Feinkornbereich < 40 µm den höchsten gemessenen Wert auf.

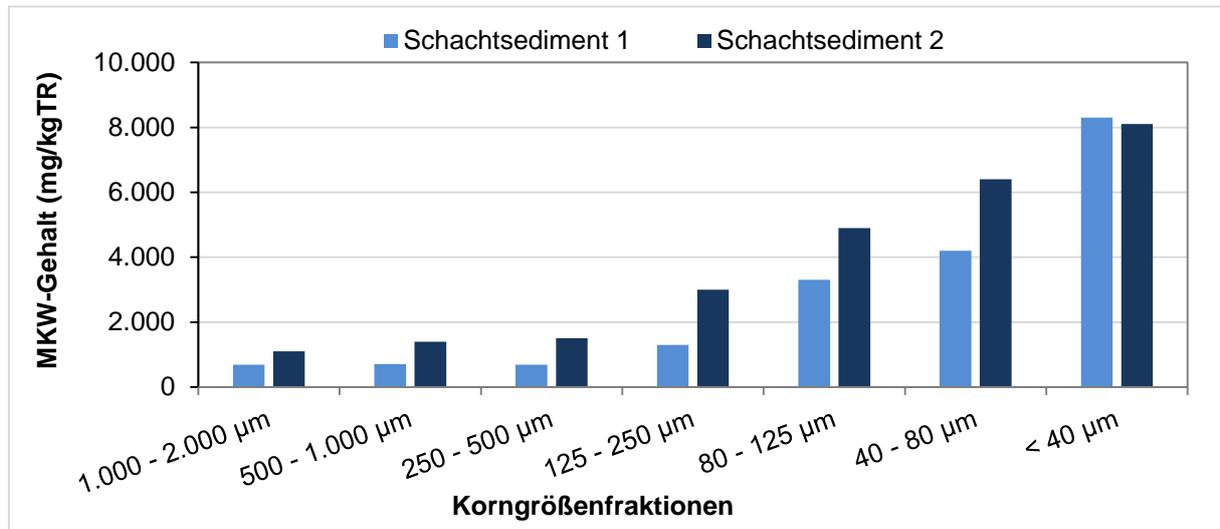


Abbildung 97: MKW-Gehalt der Schachtsedimentproben in Abhängigkeit von der Korngrößenfraktion

Der mittlere MKW-Gehalt für die gesamte Korngrößenfraktion der beiden Schachtsedimente betrug etwa 3.250 mg/kgTR und ist damit vergleichbar mit Werten anderer Untersuchungen zwischen 600 und 6.300 mg/kgTR (vgl. Tabelle 5).

Neben dem MKW-Gehalt wurde ebenfalls der Schadstoffgehalt an Kupfer und Zink in den Sedimentablagerungen bestimmt. Hierbei ist ebenfalls festzustellen, dass die Schadstoffgehalte mit sich verringernder Partikelgröße ansteigen (Abbildung 98). Für Kupfer wurden Werte zwischen 41 mg/kgTR bis 590 mg/kgTR gemessen. Erwartungsgemäß lagen die Zink-Gehalte im Bereich von 130 mg/kgTR bis 1.500 mg/kgTR und somit oberhalb der Kupfer-Gehalte. Für die beiden untersuchten Schachtsedimente betrug der Schwermetallgehalt im Mittel 231 mg/kgTR für Kupfer sowie 615 mg/kgTR für Zink und spiegelt somit auch den Wertebereich von Straßensedimenten mit 96 mg/kgTR für Kupfer und 470 mg/kgTR für Zink wider [Bretzel et al., 2012].

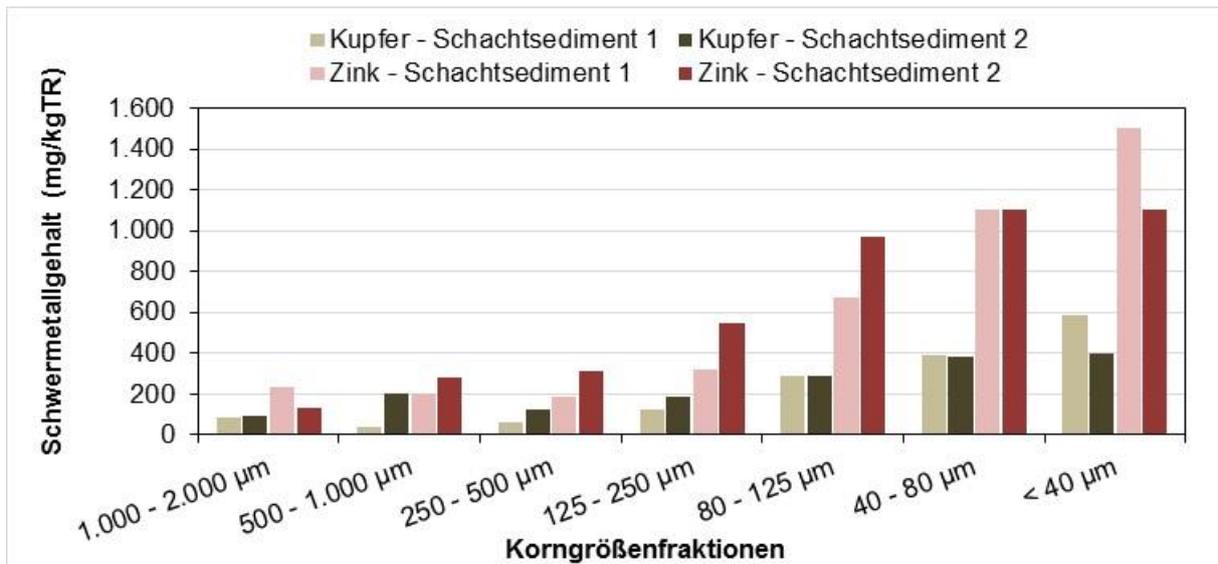


Abbildung 98: Schwermetall-Gehalt der Schachtsedimentproben in Abhängigkeit von der Korngrößenfraktion

Es wurde ebenfalls der PAK-Gehalt der im Filterschacht zurückgehaltenen Sedimente untersucht. Von den untersuchten 14 Sedimentproben konnte lediglich bei einer Probe (Korngrößenfraktion 40– 80 µm) ein PAK-Gehalt von 7,9 mg/kgTR gemessen werden. Die Tabelle 3 gibt einen Überblick verschiedener Untersuchungen mit Werten von im Mittel 1,4 mg/kgTR bis 71 mg/kgTR für PAK.

Die Abbildung 99 zeigt den unterschiedlichen Einfluss der Kornfraktionen auf den Gehalt der untersuchten Schadstoffe, wobei die kleinste Kornfraktion den größten Anteil an der gesamten Schadstoffbelastung hat. Der Anteil an AFS_{fein} bis zu der Korngröße von 63 µm trägt bei den hier untersuchten Schachtsedimentproben etwa die Hälfte der partikelgebundenen Schadstoffe MKW, Kupfer und Zink. Aus einer Auswertung verschiedener Untersuchungen von Straßenstaub und Verkehrsflächenabflüssen geht hervor, dass Kupfer zu 10 % bis 65 % und Zink zu 10 % bis 60 % an der Feinfraktion < 63 µm zu finden sind [DWA, 2010]. Hierbei ist festzustellen, dass die Verteilung der gelösten und partikulär gebundenen Schadstoffe stark abhängig ist von der Probenahme sowie dem Probenahmezeitpunkt [Helmreich, 2010; Huber et al., 2016c].

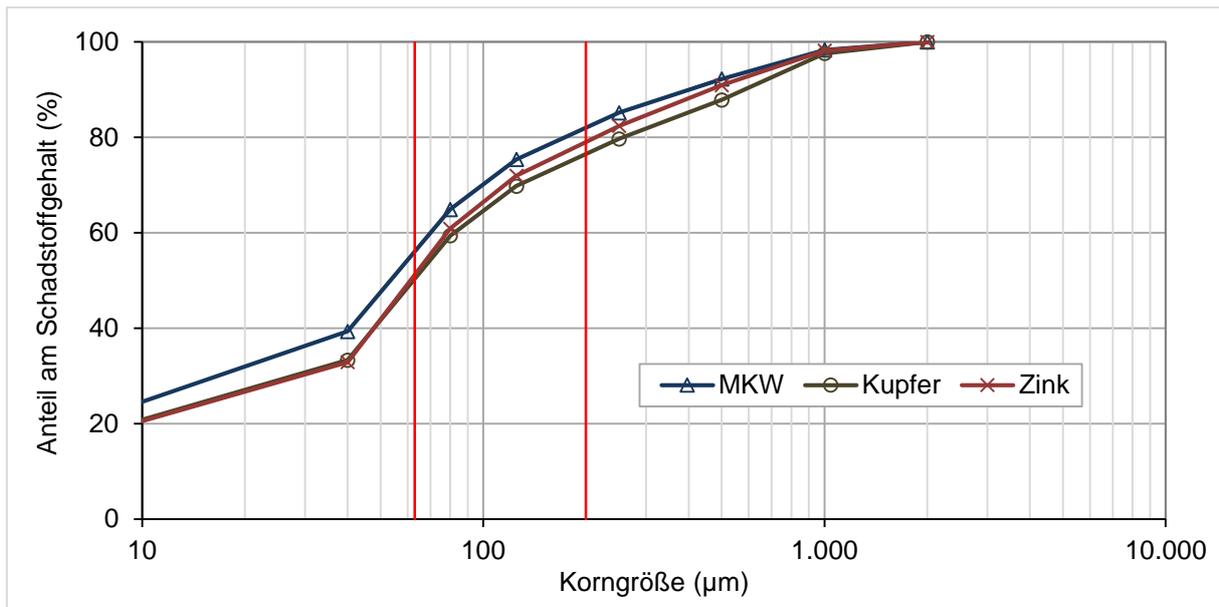


Abbildung 99: Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zum Schadstoffgehalt der Schachtsedimente

5.2.6 Stoffrückhalt im Filter

5.2.6.1 AFS – spezifischer Rückhalt und Korngrößenverteilung

Für die Bestimmung der im Filtermaterial zurückgehaltenen Feststoffe wurde eine der vier Feldsäulen näher untersucht. Das Filtermaterial wurde schichtweise ausgebaut und die darin zurückgehaltenen Feststoffe wurden mit deionisiertem Wasser abgespült über ein Edelsieb mit einer Maschenweite von 500 µm abgetrennt. Die Menge der Feststoffe wurde mittels AFS-Bestimmung ermittelt [DIN 38409-2, 1987].

Abbildung 100 zeigt die Mengenverteilung der Feststoffe über die verschiedenen Filterschichten. Der spezifische Feststoffrückhalt angegeben in mgAFS/cm³ ermittelt sich aus der jeweils pro Schicht zurückgehaltenen Feststoffmenge bezogen auf das Schichtvolumen. Hierbei ist für den aufwärtsdurchströmten Filter deutlich zu erkennen, dass die meisten Feststoffe bereits in der untersten und damit als erste durchströmte Filterlage zurückgehalten werden. Die unterste Schicht FM_grob weist mit etwa 77 mgAFS/cm³ den höchsten spezifischen Feststoffrückhalt der Schichten auf. Dort ist auch der größte Porenraum pro Filterschicht verfügbar. Mit zunehmender Fließstrecke nimmt der Anteil der zurückgehaltenen Feststoffe ab und die Größe der zurückgehaltenen Partikel verringert sich.

Die auf dem auf dem eigentlichen Filter zusätzlich aufgelegte Schicht an Porenbeton (FM_fein_oben) dient als Schutz der obersten feinen Filterschicht (Sorp2) bei Abschlagereignissen. Beim Anspringen des Notüberlaufs gelangen mit dem abgeschlagenen Wasser Feststoffe auf den Filter, die sich dort ablagern und ohne geeigneten Schutz zu einer schnellen Kolmation der Sorp2-Schicht führen würde. Aufgrund der mehreren Regenereignisse mit länger andauernder Aktivierung des Notüberlaufs weist die Schicht FM_fein_oben mit ca. 47 mgAFS/cm³ deutlich erhöhte Feststoffmengen (Abbildung 100) mit einer vergleichsweise groben Sieblinie auf (Abbildung 101). Die darunter geschützt liegende Schicht Sorp2 zeigt einen geringeren spezifischen Feststoffrückhalt von etwa 5 mgAFS/cm³.

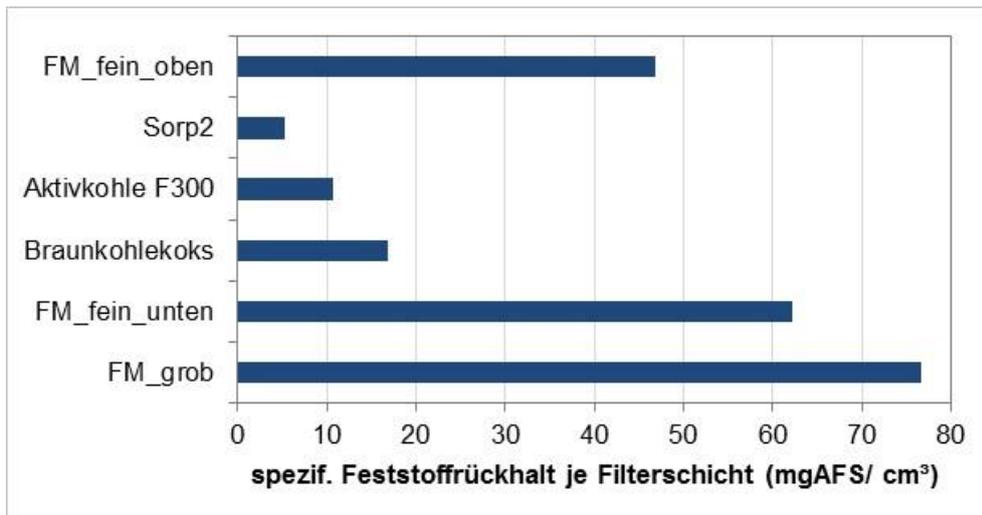


Abbildung 100: Spezifischer Rückhalt an Feststoffen je Filterschicht

Neben der Menge an Feststoffen wurde ebenfalls die Korngrößenverteilung der zurückgehaltenen Feststoffe je Filterschicht mittels Laserpartikelgrößenmessgerät bestimmt. Die Abbildung 101 zeigt die gemessenen Verteilungen. Des Weiteren sind zum Vergleich die Korngrößenverteilung des Millisil W4 sowie eine Sieblinie von Straßensedimenten verschiedener Studien, zusammengestellt von DWA [2010], dargestellt.

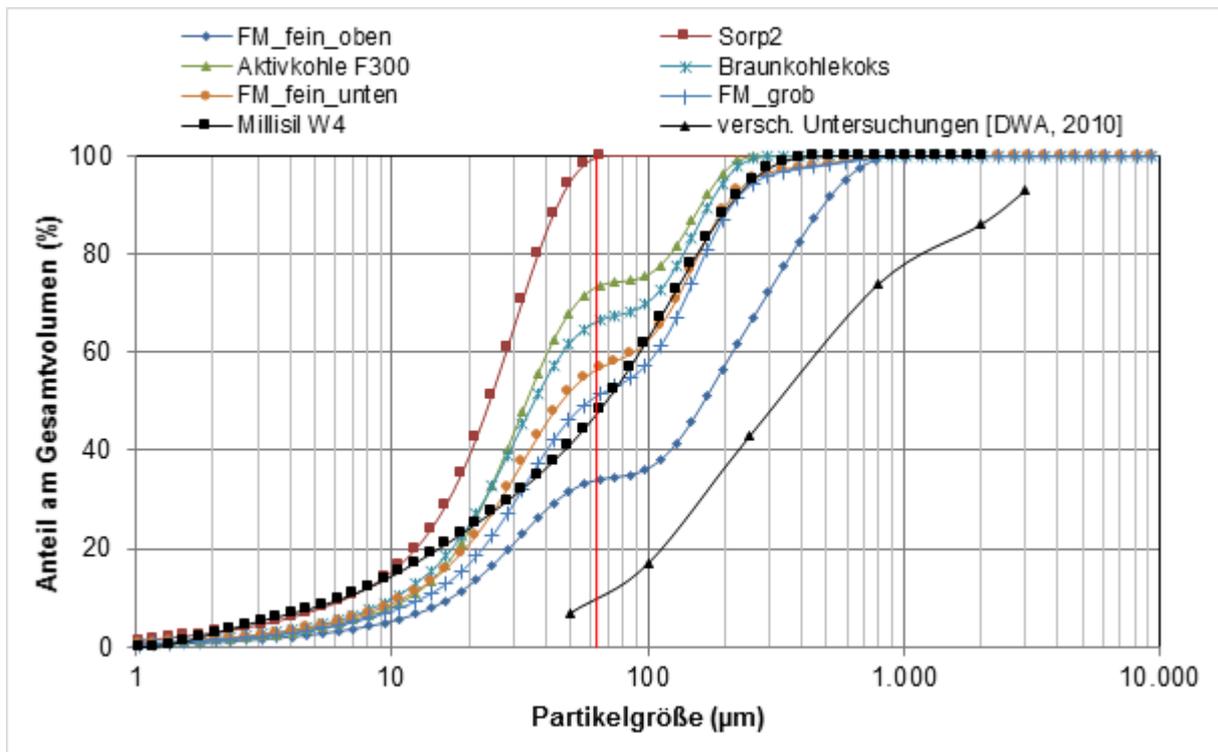


Abbildung 101: Korngrößenverteilung der zurückgehaltenen Feststoffe je Filterschicht.

In der Tendenz ist erkennbar, dass mit der Durchströmung der Filterschichten sich die zurückgehaltenen Feststoffe in ihrer Partikelgröße verändern. So erhöht sich der Anteil der Feinpartikel mit zunehmendem Fließweg durch den Filter. Grobe Partikel werden bereits in der untersten Filterschicht (FM_grob_unten) abgetrennt, bis in der letzten Filterschicht

(Sorp2) die feinsten Partikel zurückgehalten werden. Deutlich wird dies an dem mittleren Partikeldurchmesser d_{50} der zurückgehaltenen Partikel (Tabelle 52). Dieser halbiert sich von 62,6 μm (FM_grob_unten) auf 25,8 μm (Sorp2). Für Millisil W4 zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung mit den im Filter zurückgehaltenen Feststoffen. Diese würde das Millisil W4 zumindest von der Partikelgrößenverteilung her betrachtet relativ gut widerspiegeln.

Tabelle 52: Mittlerer Partikeldurchmesser der zurückgehaltenen Feststoffe je Filterschicht

	d_{10} (μm)	d_{50} (μm)	d_{90} (μm)
FM_fein_oben	18,2	177	518
Sorp2	7,2	25,8	47,5
Aktivkohle F300	12,5	35,9	172
Braunkohlekoks	10,9	38,4	185
FM_fein_unten	11,9	49,1	216
FM_grob	14,2	62,6	227
Millisil W4	7,0	73,6	223
Verschiedene Untersuchungen [DWA, 2010]	ca. 60	ca. 350	ca. 2.800

Im Vergleich zu den Untersuchungen von *DWA* [2010], die Partikelgrößenverteilungen von verschiedenen Straßenabflüssen zusammenstellten, wird die Veränderung der Partikelgrößenverteilung während der Passage des Behandlungssystems deutlich.

5.2.6.2 Rückhalt der im Filter gebundenen Schadstoffe

Neben dem Rückhalt der Feststoffe wurde der Rückhalt der im Filter gebundenen Schadstoffe untersucht. Hierfür wurden die Feststoffe mit deionisiertem Wasser abgespült und über ein Edelstahlsieb (Maschenweite 500 μm) abgetrennt. In Abbildung 102 sind exemplarisch drei Filtermaterialien im ungespülten und gespülten Zustand dargestellt. Deutlich zu erkennen ist die starke Entfärbung der Materialien. Die feststoffbefreiten, beladenen Filtermaterialien (im Folgenden als „Material gespült“ bezeichnet), die Materialien im ungespülten, beladenen Zustand sowie die Materialien im neuen Zustand wurden hinsichtlich der gebundenen Stoffe (MKW, PAK, Kupfer und Zink) untersucht. Die Beladung der gespülten Materialien soll stellvertretend für den an das Material adsorbierten Anteil der Schadstoffe stehen.



Abbildung 102: Gespülte und ungespülte Filtermaterialien, Sorp2 (links), Braunkohlekoks (Mitte) und FM_fein_unten (rechts), Standort Wuppertal

Die Abbildung 103 zeigt den MKW-Gehalt der jeweiligen Filtermaterialien. Die aus Porenbeton bestehenden Materialien FM_grob und FM_fein sowie das Material Sorp2 weisen bereits einen Gehalt an MKW zwischen 145 mg/kgTR und 385 mg/kgTR auf. Dieser ist bei Porenbeton auf dessen Herstellung zurückzuführen, bei der Schalöl bestehend aus mineralischen oder pflanzlichen Ölen als Trennmittel zwischen Gießform und Porenbeton-Rohmasse verwendet wird. Für den Braunkohlekoks und die Aktivkohle F300 wurde keine MKW-Vorbeladung festgestellt.

Die MKW-Beladung der gespülten Filtermaterialien liegt im Bereich von 24 mg/kgTR (Aktivkohle F300) bis 150 mg/kgTR (FM_grob). Hierbei nimmt die Beladung der Materialien in Fließrichtung, d. h. von unten nach oben, bis zur Aktivkohleschicht ab. Dies ist auf den sukzessiven Schadstoffrückhalt während der Filterpassage zurückzuführen. Bei der Gegenüberstellung der neuen Filtermaterialien mit den gespülten Materialien wird deutlich, dass die auf Porenbeton basierten Materialien einen geringeren MKW-Gehalt nach dem Einbau und dem Betrieb im Filter aufweisen. Es ist zu vermuten, dass durch den Einsatz im Filtersystem ein Teil der ursprünglich enthaltenen MKW aus den Porenbetonmaterialien herausgelöst wird und so zu einem verringerten MKW-Gehalt führt. Möglich wäre auch ein Herausspülen der MKW während der Probenaufbereitung. Aufgrund dessen wurden alle Filtermaterialien einem Elutionstest nach *DIN EN 12457-4* [2003] unterzogen, um die Freisetzung der im Material vorhandenen Schadstoffe in das Wasser zu überprüfen. Die Ergebnisse zeigten lediglich für das Material FM_grob einen geringen eluierbaren Massenanteil von 4 mg/kgTR. Bezogen auf den Gesamtgehalt von 285 mg/kgTR entspricht dies einem Anteil von 1,4 %. Jedoch sind die Dauer des Kontakts und das Verhältnis aus Feststoff zu Wasser in dem Laborversuch deutlich geringer als im Feld. Des Weiteren unterscheidet sich die Zusammensetzung von Verkehrsflächen von dem deionisierten Wasser, das für den Elutionstest verwendet wird. Da Sorp2 ebenfalls zu Teilen Porenbeton enthält, sind auch dessen Ausgangsgehalte an MKW erhöht.

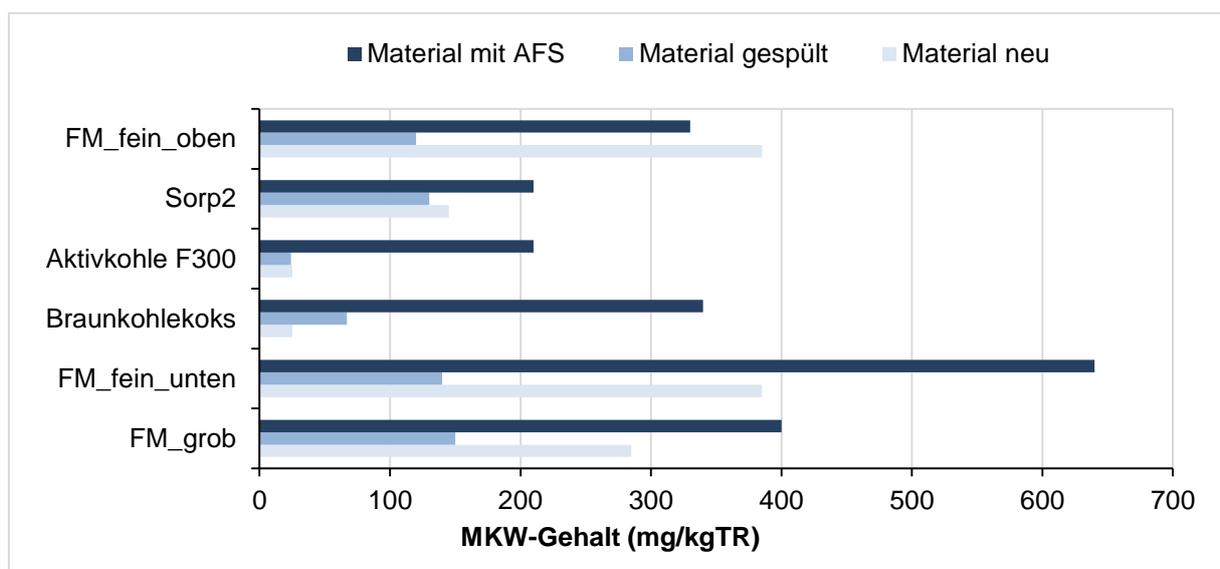


Abbildung 103: Gegenüberstellung des MKW-Gehaltes der gespülten und ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand. Standort Wuppertal

Es ist festzustellen, dass ein Großteil des MKW-Rückhaltes auf die zurückgehaltenen Fest- bzw. Feinstoffe zurückgeht (Abbildung 103, Beladungsdifferenz zwischen gespülten und ungespülten Zustand, insbesondere bei dem Braunkohlekoks sowie der Aktivkohle F300). Hierbei korreliert die Menge der zurückgehaltenen MKW mit der Masse an abfiltrierten Feststoffen, die in der jeweiligen Schicht zurückgehalten wurden (vgl. Abbildung 100). Die auf dem eigentlichen Filter zusätzlich aufgelegte Schicht an Porenbeton (FM_fein_oben) weist ebenfalls deutlich erhöhte Feststoffmengen auf.

Des Weiteren wurden die Materialien auf den Gehalt an PAK untersucht (Abbildung 104). Bis auf zwei Proben, in denen PAK gefunden wurden, sind alle weiteren positiven Befunde auf Proben von ungespülten Materialien zurückzuführen. Dies spricht für den vorwiegend partikulär gebundenen Transport der PAK. Die Höhe des PAK-Gehaltes in der jeweiligen Materialschicht von 0,18 mg/kgTR (Sorp2) bis 1,8 mg/kgTR (FM_grob) korreliert gut mit der Menge der zurückgehaltenen Feststoffe (Abbildung 100). In den gespülten Proben der randnahen Schicht FM_grob sind ebenfalls PAK von 0,2 mg/kgTR gemessen worden. Für alle neuen Materialien wurden keine PAK (unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/kgTR) gemessen.

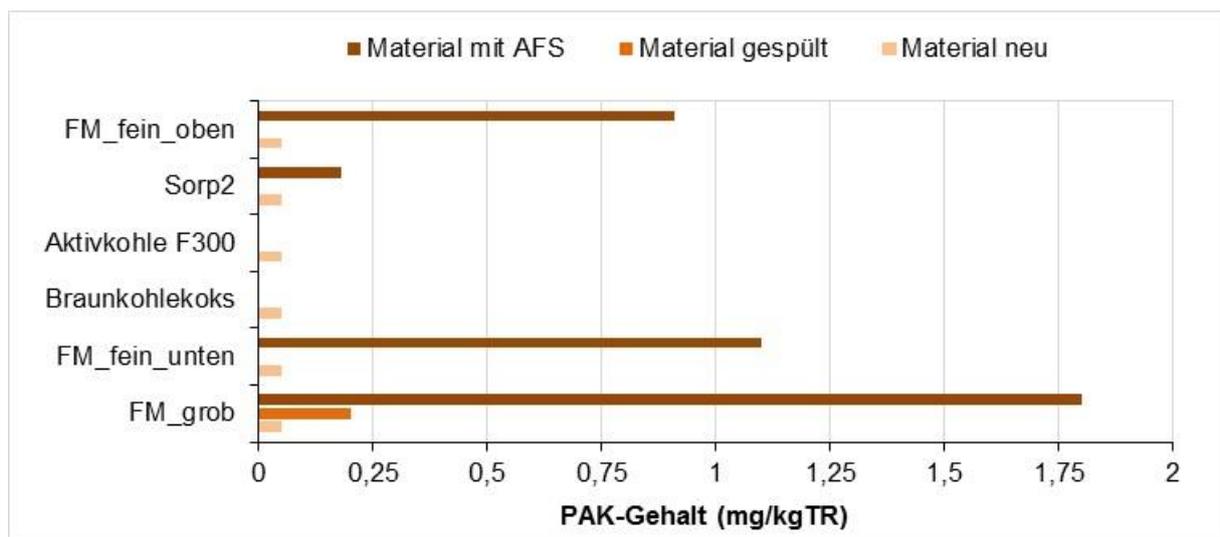


Abbildung 104: Gegenüberstellung des PAK-Gehaltes der gespülten und ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand, Standort Wuppertal

Ebenfalls wurde der Schwermetallgehalt der Materialien untersucht (Abbildung 105). Hierbei wurden relativ hohe Kupferwerte in den neuen Materialien vor allem den Schichten aus Porenbeton bis zu 22 mg/kgTR (FM_grob) festgestellt. Der durchgeführte Auslaugungstest nach DIN EN 12457-4 [2003] zeigte jedoch, dass kein Kupfer aus den Materialien freigesetzt werden konnte.

Beim Vergleich der ungespülten und gespülten Proben zeigte sich ebenfalls ein großer Anteil der Feststoffbeladung am Schwermetallrückhalt der jeweiligen Filterschichten. In den unteren und damit zuerst durchströmten Filterschichten gehen etwa 40 % bis 60 % der zurückgehaltenen Schwermetalle auf den Feststoffrückhalt zurück. Die Kupfer-Beladung der gespülten Filtermaterialien lag im Bereich von 13 mg/kgTR (Sorp2) bis 29 mg/kgTR (Braunkohlekoks). Für Kupfer ist im Gegensatz zu den MKW festzustellen, dass der höchste Rückhalt

der gelösten Schwermetallanteile, d. h. ohne Berücksichtigung der zurückgehaltenen Feststoffe, in der Braunkohlekoks-Schicht erfolgt, so wie es ursprünglich konzipiert wurde.

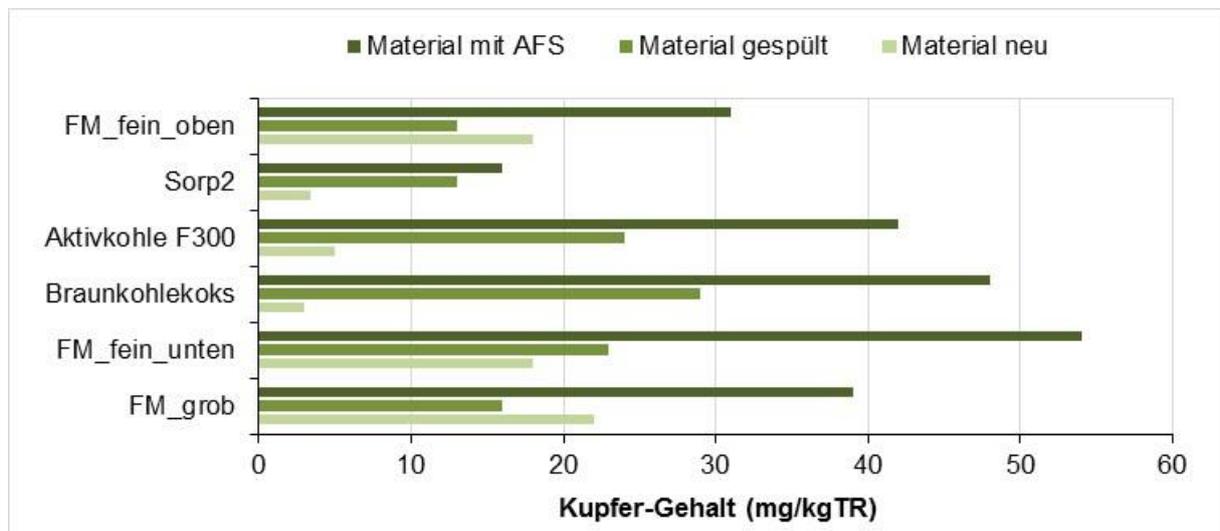


Abbildung 105: Gegenüberstellung des Kupfer-Gehaltes der gespülten und ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand, Standort Wuppertal

Unter Berücksichtigung der zurückgehaltenen Feststoffe kann für die ungespülten Materialien ein Kupfergehalt von 16 mg/kgTR (Sorp2) bis 54 mg/kgTR (FM_fein_unten) festgestellt werden.

Wie für Kupfer zeigte sich für Zink (Abbildung 106), dass die porenbetonhaltigen Filtermaterialien und auch Sorp2 einen Anteil an Zink bereits in neuen Zustand aufweisen. Der Zinkgehalt der neuen Materialien lag zwischen 10 mg/kgTR und 64 mg/kgTR. In dem nach *DIN EN 12457-4* [2003] durchgeführten Auslaugungstest wurde jedoch kein Zink aus den Materialien freigesetzt.

Beim Vergleich der neuen Materialien und gespülten Proben zeigte sich, dass in nahezu allen Materialien, insbesondere in dem Braunkohlekoks und der Aktivkohle F300, ein Zinkrückhalt durch das jeweilige Material stattgefunden hat. Hinzu kommt noch der Rückhalt der partikulären Anteile entsprechend dem AFS-Rückhalt. Wie für Kupfer gehen etwa 40 bis 60 % der zurückgehaltenen Schwermetalle auf den Feststoffrückhalt zurück. Der Zink-Gehalt der gespülten Filtermaterialien lag im Bereich von 58 mg/kgTR (FM_grob) bis 120 mg/kgTR (FM_fein_unten). Unter Berücksichtigung der Vorbeladung der Materialien ist festzustellen, dass der höchste Rückhalt der gelösten Schwermetallanteile in der Braunkohlekoks- sowie der Aktivkohleschicht erfolgte. Die Zink-Beladung der ungespülten Materialien, d. h. mit Berücksichtigung der zurückgehaltenen Feststoffe, lag im Bereich von 76 mg/kgTR (Sorp2) bis 210 mg/kgTR (FM_fein_unten).

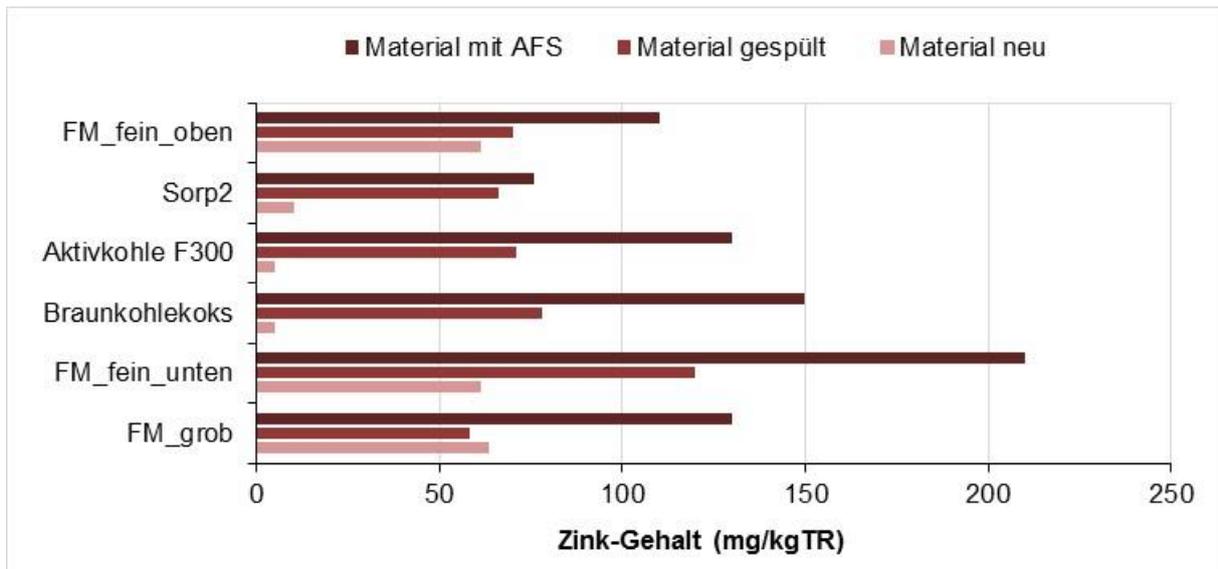


Abbildung 106: Gegenüberstellung des Zink-Gehaltes der gespülten und ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand, Standort Wuppertal

Insgesamt kann festgestellt werden, dass Porenbeton eine starke Vorbelastung mit organischen Stoffen aufweist. Bei einem weiteren Einsatz muss das Material vor dem Einbau vorbehandelt werden.

5.2.7 Bilanz des Gesamtsystems

In diesem Abschnitt wird das FiltaPex-System hinsichtlich der ein- und ausgetragenen Schadstoffe sowie des Schadstoffrückhaltes bilanziert. Hierbei werden die verschiedenen Behandlungsstufen der Sedimentation und Filtration als Ganzes betrachtet. Für die Bilanzierung müssen einige Teilaspekte erläutert werden, die bei der Ermittlung und Bewertung der Ergebnisse berücksichtigt wurden. Diese sind in Abbildung 107 graphisch dargestellt.

Zum einen ist festzuhalten, dass lediglich ein Teil des Anlagenzulaufs und -ablaufs beprobt und analysiert werden konnte. Der Hauptteil der Verkehrsflächenabflüsse (82 %) wurde ohne Beprobung durch das System behandelt. Zusätzlich war ein kontinuierlicher Fremdwasserzufluss (Tabelle 48) durch eindringendes Grundwasser von bis zu 1,0 l/s vorhanden, der zwischen den Regenereignissen für einen geringen aber dennoch kontinuierlichen Wasseraustausch im Schacht sorgte.

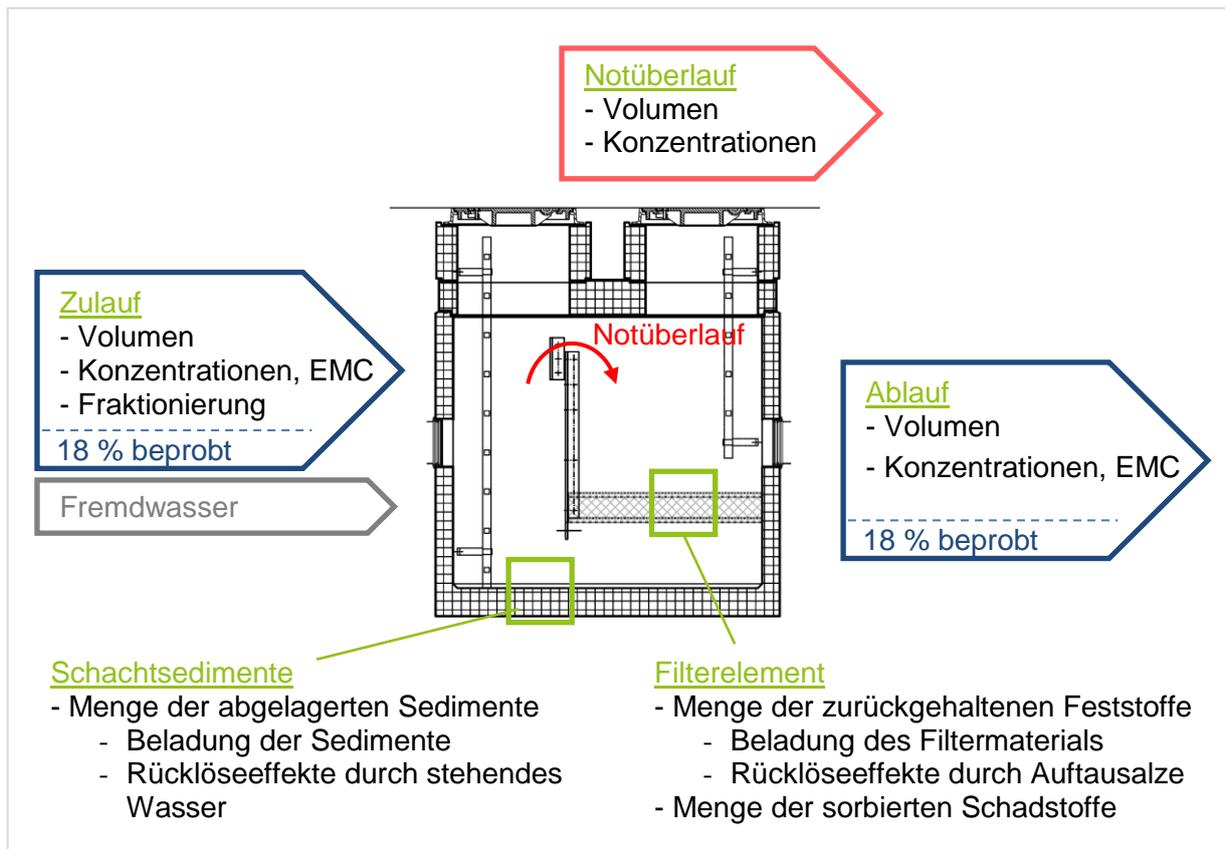


Abbildung 107: Einflussfaktoren auf die Bilanzierung des FiltaPex-Systems, Standort Wuppertal

Neben dem Ablaufvolumen sind die Mengen der transportierten Schadstoffe von Bedeutung. Zur Ermittlung der Konzentrationen wurde der Zulauf und der Ablauf beprobt, um hieraus die frachtgemittelten Ereigniskonzentrationen (EMC) zu bestimmen. Die Niederschlagsabflüsse selbst sowie die Schadstoffkonzentrationen weisen über die Dauer des Regenereignisses Schwankungen auf. Diese werden durch die volumenproportionale Probennahme überwiegend erfasst. Aufgrund der zeitlichen Auflösung beispielsweise der Durchflussmessung in der Größenordnung von einem Messwert pro Minute werden kleine Schwankungen nicht berücksichtigt.

Insbesondere die Aktivierung des Notüberlaufs und der damit verbundene nicht behandelte Niederschlagsanteil konnten nur anhand der Wasserspiegellagen im System ermittelt werden. Eine genaue Erfassung des Durchflusses sowie der Konzentrationen war nicht möglich. Für die Bilanzierung des Systems wird an dieser Stelle angenommen, dass die Konzentrationen im Notüberlauf gleich den jeweiligen Zulaufkonzentrationen sind. Es ist jedoch relativ wahrscheinlich, dass zumindest ein Teil der Feststoffe während der verkürzten horizontalen Passage der Sedimentationskammer noch zurückgehalten wurde. Der Notüberlauf wurde gemeinsam mit dem Wasser, das den Filter passiert hat, als Ablauf beprobt und somit auch erfasst.

Des Weiteren wurde zu Beginn der Messphase für die notwendigen Umbauarbeiten des Filters ein Teil des im Schacht vorhandenen Wassers abgepumpt. Damit war auch eine teilweise Entfernung der bereits abgelagerten Schachtsedimente verbunden, die bei der abschlie-

ßenden Schlammspiegelmessung fehlten und somit tendenziell zu einer zu niedrig ermittelten Sedimenthöhe innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraumes führten.

Die im Schacht an der Sohle abgelagerten Sedimente wurden auf ihren Schadstoffgehalt hin analysiert. Hierbei ist denkbar, dass während der Zeiträume zwischen den einzelnen Regenereignissen möglicherweise Rücklöseeffekte stattgefunden haben. Bedingt durch das im Schacht stehende Wasser könnten Schadstoffen aus den Schachtsedimenten rückgelöst werden. Diese rückgelösten Schadstoffe könnten durch den kontinuierlichen Fremdwasserzulauf sowie beim nächsten Regenereignis aus dem System ausgetragen werden. Ein möglicher Beleg für den Rücklöseeffekt sind die teils höheren Schadstoffkonzentrationen im Ablauf im Vergleich zu den Zulaufkonzentrationen zu Beginn von Regenereignissen.

Es ist auch möglich, dass hervorgerufen durch die Ruhephase zwischen den Regenereignissen innerhalb des dauereingestauten Filters ebenfalls Rücklöseeffekte auftreten könnten. Insbesondere im Winter, wenn Auftausalz von der Straßenoberfläche abfließt und in das Filtersystem gelangt. Die Ergebnisse der Durchbruchkurven (Kap. 3.3.3.4) lassen für die mit einer Mischung aus Trink- und deionisiertem Wasser beschickten Säulen 1 + 2 diesen Einfluss erkennen. Die Ablaufkonzentrationen lagen nach einer Ruhephase während zweier Regenspenden gerade zu Beginn einer neuen Beschickung etwas höher und nahmen im weiteren Verlauf wieder ab, sodass der Rückhalt der Säule sich etwas verbesserte.

Auf eine Bilanzierung des FiltaPex-Systems am Standort Wuppertal wird an dieser Stelle verzichtet aufgrund der zuvor dargestellten Schwierigkeiten in Anlagenbetrieb, insbesondere für die Bilanzierung nicht hinreichend belastbaren Durchflussmessdaten.

5.3 In-situ-Versuch Mönchengladbach, Mittlerer Ring

5.3.1 Beschreibung des Filtersystems, des Standorts, der Messeinrichtung und der Einflussfaktoren

Bei der Auswahl des zweiten Standortes wurde darauf geachtet, dass zum größten Teil Verkehrsflächen an das Filtersystem angeschlossen sind, kein Fremdwasser die Untersuchungen beeinflusst und das Einzugsgebiet kleiner ist als bei dem ersten Standort in Wuppertal.

Der Standort befindet sich im Süden von Mönchengladbach im Ortsteil Geisterbeck. Ein Teilstück des Kanals zur Entwässerung des Mittleren Rings bzw. der Geisterbecker Ring (L208) sind an einen Filterschacht angeschlossen. Dieser befindet sich auf dem Gelände eines Regenrückhaltebeckens (RRB) in der Gerberstraße. In Abbildung 108 sind die Lage des Schachtes und das angeschlossene Einzugsgebiet (lila markiert) dargestellt.



Abbildung 108: Übersichtsplan – Standort Mönchengladbach, Mittlerer Ring (Quelle: NEW AG)

Der Filterschacht in Betonbauweise des Typs FiltaPex Standard der Pecher Technik GmbH wurde im April 2013 in Betrieb genommen (Abbildung 109).

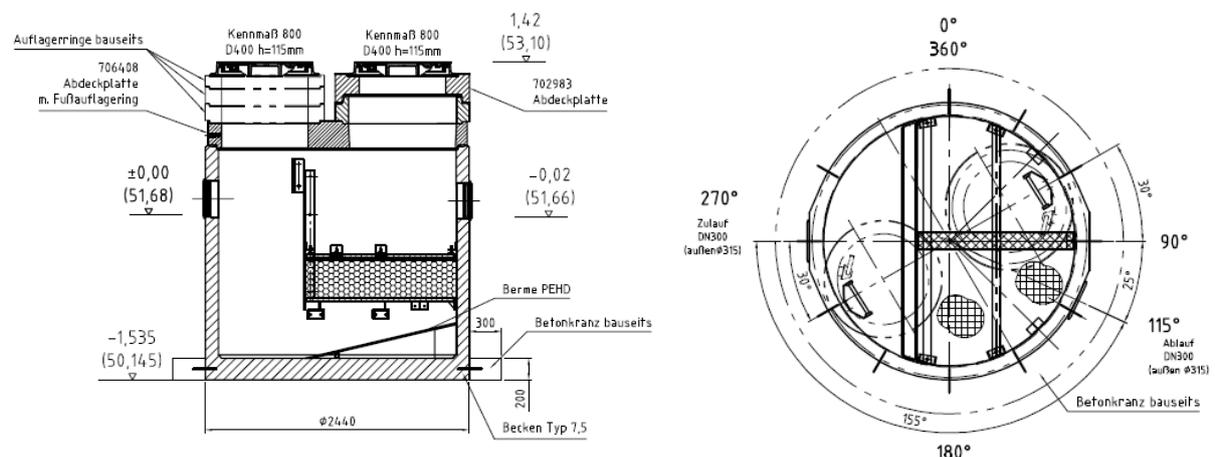


Abbildung 109: Filterschacht Standort Mönchengladbach, Mittlerer Ring (Quelle: NEW AG)



Abbildung 110: Standort am Mittleren Ring in Mönchengladbach

Die Fahrbahnen sind jeweils auf beiden Seiten mit Randsteinen gefasst, sodass die Oberflächenabflüsse von 1.500 m² Straßenfläche sowie etwa 100 m² Rad-/Fußweg über 11 Einlaufschächte dem Filtersystem zufließt. Im Anschluss erfolgt die Einleitung in den Papierbach. Das Einzugsgebiet ist entsprechend der Lage im niederrheinischen Tiefland durch einen ebenen Geländeverlauf geprägt. Die Fahrbahnen sind seitlich von einer Lärmschutzwand aus Gabionenblöcken umschlossen, welche eine Erhöhung der Verkehrsflächenabflusskonzentrationen bedingt [Scheiwiler, 2008]. Der Randbereich ist leicht zur Fahrbahn geneigt und mit Rasen bepflanzt. Entlang der Fahrbahn verläuft auf beiden Seiten eine Leitplanke aus verzinktem Stahl (Abbildung 110). Die Kenndaten des Einzugsgebiets sind in Tabelle 53 zusammengefasst.

Tabelle 53: Übersicht des Standortes Mönchengladbach, Mittlerer Ring – Einzugsgebiet, technische Daten

Kfz-Belastung	ca. 9.500 Kfz/d ¹
Mittlerer Niederschlag	ca. 800 mm/a
Kategorie der Straße gemäß Trennerlass:	
A _{e,b} Kat I	0,01 ha
A _{e,b} Kat IIa	-
A _{e,b} Kat IIb	0,15 ha ²
A _{e,b} Kat III	-
Behandlungspflichtiger Abfluss Q _{krit}	2,0 l/s
FiltaPex-System	BE-2200
Filterfläche	2,5 m ²

¹ Daten der Verkehrsbelastung aus dem Jahr 2015 aufgrund eigener Erhebungen

² Einordnung als Kat IIb-Fläche nach Verkehrszählung, ursprünglich prognostiziert als Kat III-Fläche

5.3.2 Verwendete Messtechnik

An dem zweiten Standort in Mönchengladbach wurden, bis auf die Durchflussmessung, dieselben Geräte wie an dem Standort in Wuppertal verwendet (Abbildung 111). Da eine Stromversorgung im angrenzenden Betriebsgebäude vorhanden war, konnte für die Durch-

flussmessung ein magnetisch-induktives-Messgerät (DN 200, Endress & Hauser, Messbereich 0 – 32 l/s, Promag W, Ser.Nr. 750FED19000) verwendet werden.

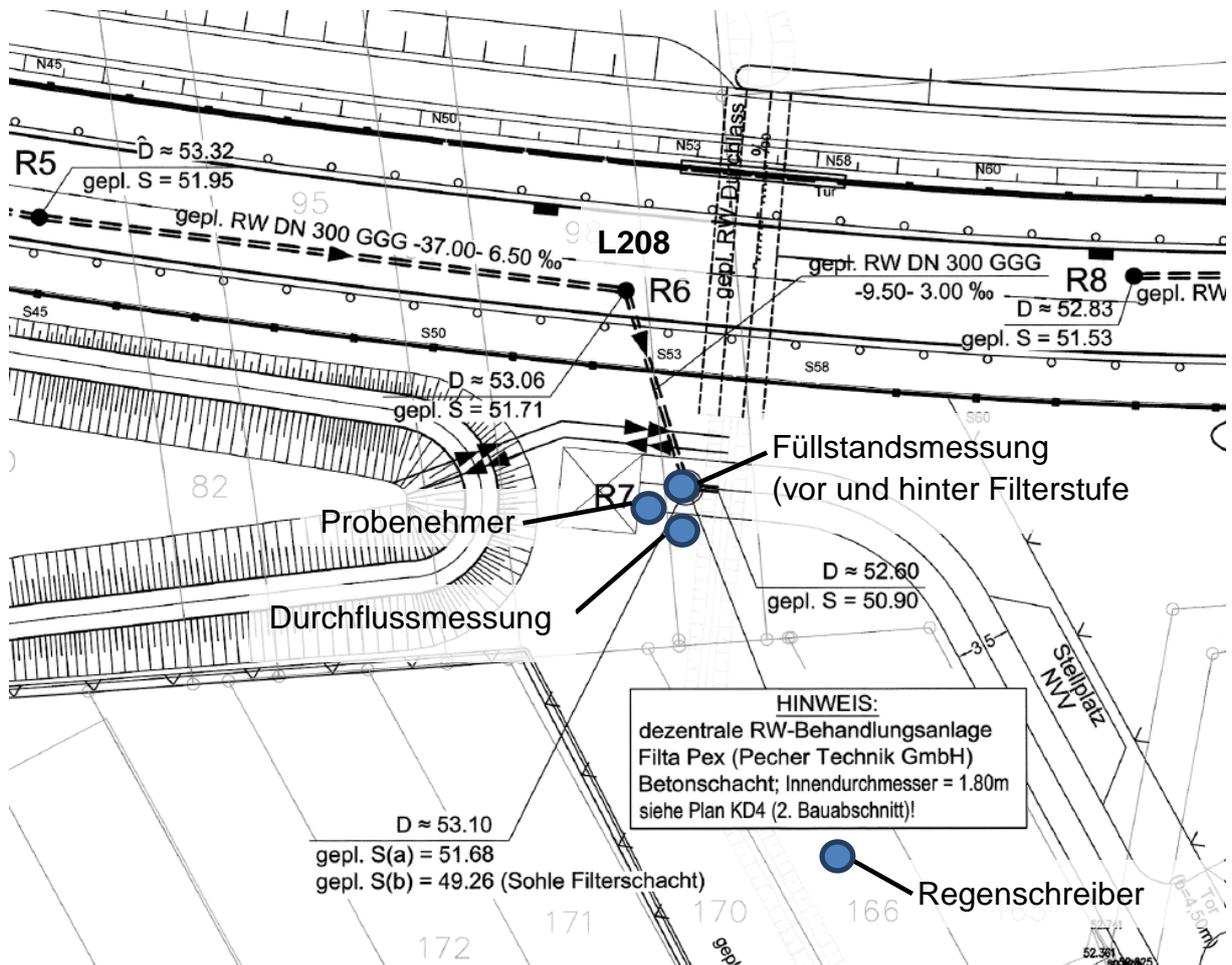


Abbildung 111: Standort Mönchengladbach, L208 – eingesetzte Messgeräte

Auf dem Gelände des RRB in unmittelbarer Nähe zum Mittleren Ring wurde der Regenschreiber (Kippwageprinzip, RG 100, Seba Hydrometrie) aufgestellt (Abbildung 112).



Abbildung 112: Regenschreiberstandort auf dem Gelände des RRB

Weiterhin sind zur Betriebsdokumentation im Filterschacht die beiden Drucksonden (Messbereich 0–4 m, Nivus GmbH) im Zu- und Ablaufbereich installiert worden. Die Daten (2-Minutenwerte) werden in regelmäßigen Abständen mittels DFÜ (NivuLog 2Ex, Nivus GmbH) an den Messdatenserver übertragen (Abbildung 113).



Abbildung 113: Installierte Höhenstandsmessung (links) (hier am Ablauf über dem Filter) und DFÜ (rechts)



Abbildung 114: Gedückertes MID im Ablauf des Filterschachtes

Die Probenahme erfolgte über drei automatische, akkubetriebene Probenehmer (Liquiport 2000 ex, Fa. Endress & Hauser) im Zulauf (am Ende des Zulaufrohres), hinter der Sedimentationsstufe (unterhalb des untersten Gitterrostes) und im Ablauf (am Anfang des Ablaufrohres) (Abbildung 113). Für die durchflussvolumenabhängige Steuerung der automatischen Probenehmer wurde das magnetisch-induktive Durchflussmessgerät im Ablauf des Filters genutzt. Die Daten (2-Minutenwerte) des Durchflussmessgeräts sowie der Probenehmer werden in regelmäßigen Abständen mittels DFÜ (NivuLog 2x, Nivus GmbH) an den Messdatenserver übertragen.

Die gleichzeitige Ansteuerung aller Probenehmer wurde mittels eines Digitalimpulses über die Anschlussbox FELIX mit einer speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS) (Abbildung 114) umgesetzt. Die Kennwerte des Probenahmeprogramms sind in Tabelle 54 enthalten.



Abbildung 115: Probenehmer für Zulauf-, Filter- und Ablaufproben (v. r. n. l.)



Abbildung 116: Installation der Probenehmerschläuche in Zulauf, unter der Filterstufe und vor dem Ablauf (v. l. n. r)



Abbildung 117: FELIX Anschlussbox (Abbildung links), DFÜ für die Übertragung der Durchflusswerte und Steuerbefehle an die SPS (Mitte) und Verschaltung der SPS (Abbildung rechts)

Tabelle 54: Kennwerte Probenahmeprogramm Mönchengladbach

Steuerung Probenehmer	Grenzwert
Beginn Probenahme	Überschreitung von 1 l/s bzw. 2 l/s bzw. 3 l/s (6,3 l/(s·ha) bzw. 12,5 l/(s·ha) bzw. 18,8 l/(s·ha))
Probenahme	alle 0,6 m ³ bzw. 0,9 m ³ 300 ml Probevolumen
Ende Probenahme	Unterschreitung von 0,5 l/s (3,1 l/(s·ha))

5.3.3 Zusammenfassung Betriebserfahrungen

Für die Forschungsphase in Mönchengladbach wurde der gleiche Filteraufbau verwendet, wie zuvor in der Ronsdorfer Straße in Wuppertal. Der Filtereinbau erfolgte am 17.03.2015, der Messbetrieb zur Filterüberwachung startete drei Tage später am 20.03.2015. Der Beginn der Beprobung erfolgte mit Einbau der Probenehmerschläuche am 11.05.2015. Die hierfür Absenkung des Wasserspiegels ist in Abbildung 118 erkennbar. Der Wiederanstieg des Füllstandes erfolgte in den darauffolgenden zwei Regenereignissen.

Der für das Forschungsprojekt modifizierte Filterschacht wurde über einen Zeitraum von rund 6 Monaten (März bis September 2015) untersucht und beprobt. Das Ende der messtechnischen Überwachung erfolgte zusammen mit dem Rückbau des Filters am 17.02.2016 (Abbildung 118).

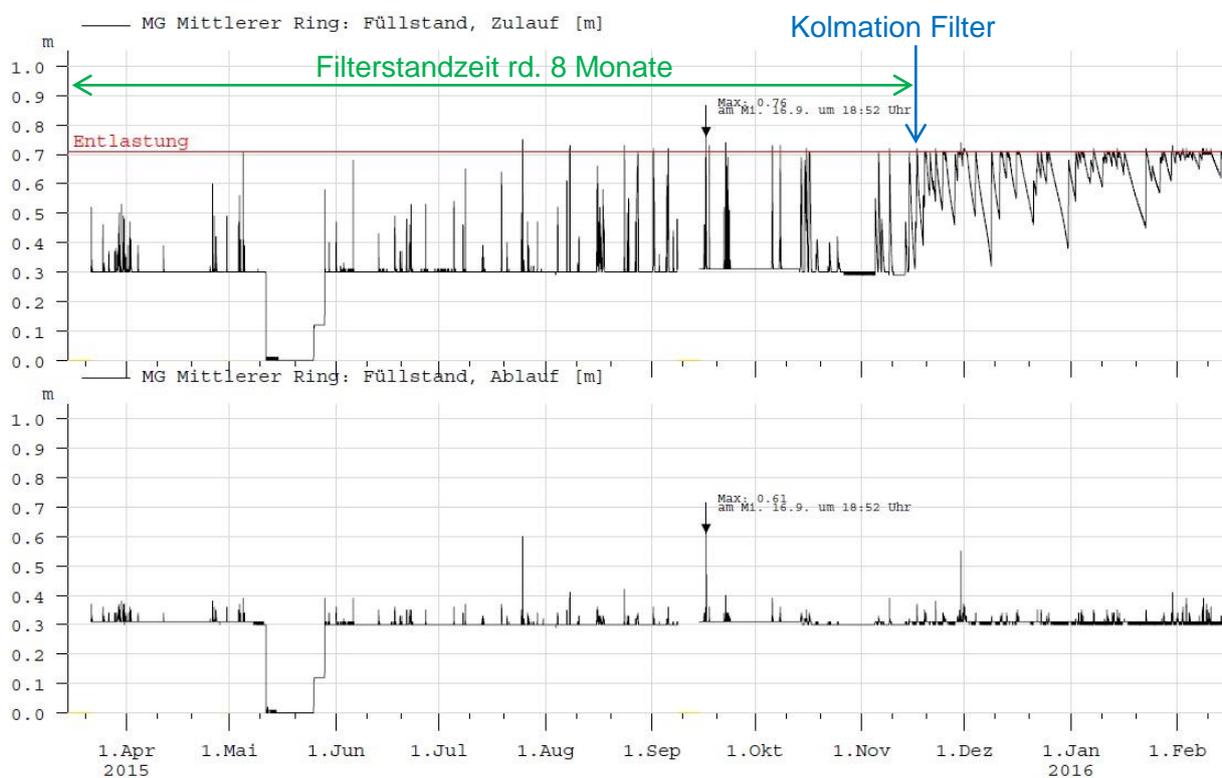


Abbildung 118: Gesamtbetriebszeitraum (17.03.2015 - 17.02.2016) Filterschacht Mönchengladbach, Mittlerer Ring

Nachfolgend sind die wichtigsten Arbeiten zusammengefasst:

- 17.03.2015: Einbau des Filters und der Feldsäulen
- 20.03.2015: Installation der Durchfluss- und Höhenstandsmessung sowie des Regenschreibers
- 11.05.2015: Installation der Probenehmerschläuche, Start des Probenahmeprogramms (Probenahme nach 900 l bei min. 1 l/s Startwert)
- 08.06.2015: nach Spannungsschwankungen und Ausfall der Probenehmer Anschluss an Batterie (geänderte Probenahme: bei 300 l und min. 5 l/s Startwert)

- 18.06.2015: geänderte Probenahme: bei 600 l und min. 3 l/s Startwert
- 01.08.2015: geänderte Probenahme: bei 600 l und min. 2 l/s Startwert
- 08.09.2015: Ausbau der installierten Feldsäulen zur Analyse
- 30.09.2015: Abbau des Regenschreibers
- 17.02.2016: Abbau aller Messgeräte, Wechsel des Filters, Rückbau auf das System FiltaPex Standard

Die Standzeit des Filters in Mönchengladbach betrug bis zur Kolmation rund 8 Monate. Innerhalb dieses Zeitraumes wurden 63 Regenereignisse registriert. Hiervon wurden 16 Regenereignisse beprobt und analysiert. Das gesamte gemessene abgeflossene Volumen betrug 569 m³.

Die Bilanzierung der durchflossenen Volumina erfolgt für den Zeitraum vom 20.03.2015 (Start der Messung) bis zum 15.11.2015 (Kolmation des Filters). Das durchflossene Gesamtvolumen wurde aus den Daten der installierten Durchflussmessung (MID) ermittelt. Das über den Notüberlauf abgeschlagene Volumen wurde über eine Wehrformel nach Poleni mittels der Software „aquaZIS“ (Fa. Aquaplan, Aachen) berechnet. Die Überlaufschwelle hat eine Länge von 2,15 m. Ab einem Füllstand von 0,71 m findet ein Abschlag über den Notüberlauf statt. Für den ausgewerteten Zeitraum (19.03.2015 - 30.09.2015) sind dem Filter 569 m³ Wasser zugeflossen. Davon wurden 93 % (531 m³) durch den Filter geleitet und 7 % (39 m³) über den Notüberlauf abgeschlagen (Abbildung 119).

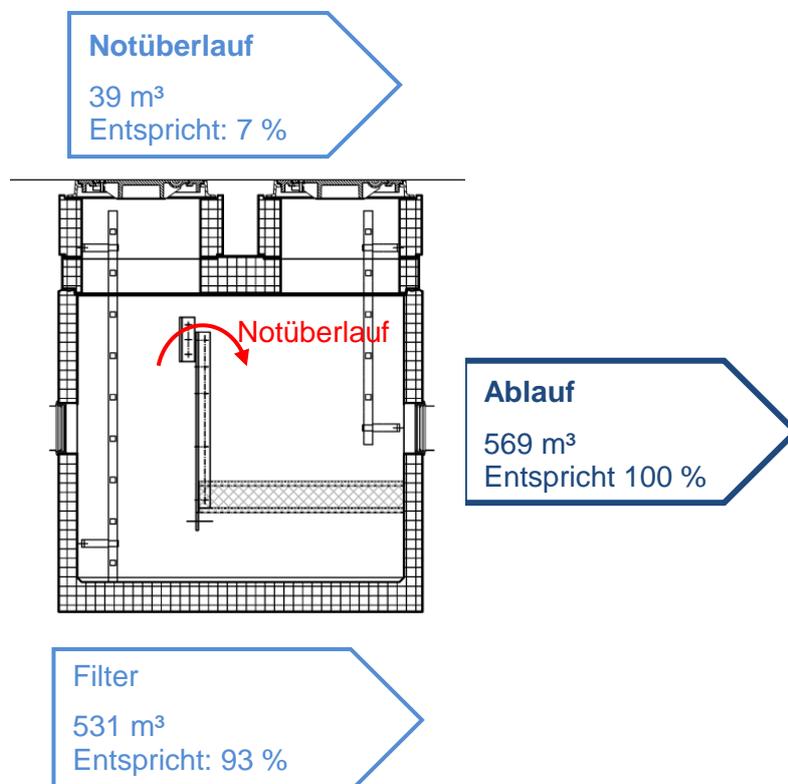


Abbildung 119: Volumenbilanzierung (19.03.2015 - 30.09.2015) Filterstandort Mönchengladbach

genommen und analysiert. Die Dauer der Regenereignisse variierte zwischen 14 Minuten und 394 Minuten. Den Regenereignissen ging eine Trockenwetterphase von 1 Stunde bis 196 Stunden voraus.

Tabelle 55: Regendauer, Regenintensität und vorausgehende Trockenwetterperiode der beprobten 16 Regenereignisse in Mönchengladbach, Mittlerer Ring

Regenereignis am	Regendauer (min)	Maximale Regenintensität (l/(s·ha))	Mittlere Regenintensität (l/(s·ha))	Vorausgehende Trockenwetterphase (h)	Notüberlauf angesprungen
13.06.2015	44	12,5	3,9	177	nein
18.06.2015	48	2,4	1,2	112	nein
18.06.2015	130	3,5	1,0	1	nein
19.06.2015	14	6,3	3,1	34	nein
20.06.2015	42	7,5	3,2	12	nein
27.06.2015	22	18,8	9,0	90	nein
05.07.2015	30	21,3	8,5	196	nein
08.07.2015	44	33,8	14,2	16	nein
19.07.2015	206	29,4	11,0	114	nein
25.07.2015	26	201	32,1	3	ja
08.08.2015	86	58,1	11,9	18	ja
08.08.2015	38	81,2	20,7	2	ja
15.08.2015	352	21,2	9,5	123	nein
01.09.2015	394	21,8	6,3	100	ja
05.09.2015	58	23,6	3,3	9	ja
16.09.2015	340	194	12,1	6	ja

In der nachfolgenden Abbildung 121 sind für die einzelnen Regenereignisse jeweils die Regendauer, die vorangegangene Trockenwetterperiode sowie die maximale und die mittlere Regenspende dargestellt. Sehr deutlich wird hierbei die Heterogenität der beprobten Ereignisse auch in Hinblick der gemäß Trennerlass behandelungspflichtigen kritischen Regenspende von 15 l/(s·ha) [MUNLV, 2004]. Hervorgehoben werden soll das Starkregenereignis vom 25.07.2015 mit einer Regendauer von 26 Minuten und einer maximalen Regenspende von 201 l/(s·ha), auf welches im weiteren Verlauf nochmals eingegangen wird.

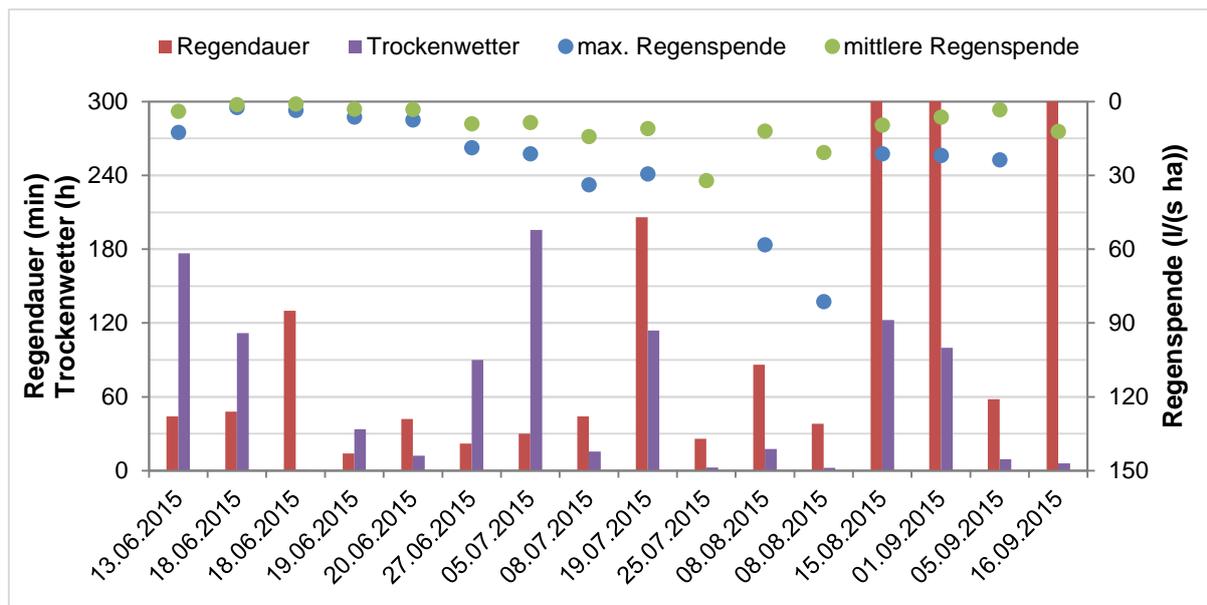


Abbildung 121: Regendauer, vorangegangene Trockenwetterperiode sowie maximale und mittlere Regenspende der einzelnen Regenereignisse, Standort Mönchengladbach

Die während der Regenereignisse gemessenen Stoffkonzentrationen sind in Tabelle 56 aufgeführt. Die MKW-Konzentrationen im Zulauf der Anlage variierten zwischen 0,1 mg/l und 15,1 mg/l mit einem mittleren Wert von 2,3 mg/l. Die Konzentrationen der PAK reichten von der Bestimmungsgrenze (< 0,05 µg/l) bis zu einem maximalen Wert von 4,3 µg/l. MTBE/ETBE wurde erneut in keiner der untersuchten Proben wiedergefunden. Die Schwermetallkonzentrationen betragen im Mittel 64,6 µg/l Kupfer und 280 µg/l Zink, sodass sich hieraus ein Verhältnis von Zink zu Kupfer von 4,3 ergibt. Dieses Verhältnis liegt im Vergleich zu den Proben des Standortes Wuppertal deutlich näher an den Werten aus der Literatur von 5,5 [DWA, 2010] bzw. 4 bis 6 [Huber et al., 2016c]. Die maximalen Schwermetallkonzentrationen im Anlagenzulauf von 305 µg/l Kupfer und 1.490 µg/l Zink gehen auf ein Regenereignis mit einer sehr hohen Feststoffkonzentration von 1.572 mg/l AFS zurück.

Tabelle 56: Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen in Mönchengladbach, Mittlerer Ring.

Parameter	Anzahl der Proben	Einheit	Min.	Median	Mittel	EMC	Max.
pH-Wert	16	-	6,6	7,1	7,0	-	7,4
Elektrische Leitfähigkeit	16	µS/cm	42,0	82,5	102	-	219
AFS	14	mg/l	17,2	101	186	188	1.572
Kupfer	16	µg/l	12,0	55,8	63,1	62,8	305
Zink	16	µg/l	74,0	153	280	363	1.490
DOC	3	mg/l	5,4	8,3	7,9	-	10,0
MKW	16	mg/l	0,2	0,9	3,9	4,2	16,0
PAK	15	µg/l	< 0,05	0,1	0,4	0,7	4,3
MTBE/ETBE	16	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1

In der nachfolgenden Abbildung 122 sind die AFS-Konzentrationen im Zulauf sowie im Ablauf der Sedimentations- und der Filtrationsstufe dargestellt. Des Weiteren ist der Rückhalt der jeweiligen Stufe und des Gesamtsystems abgebildet. Ebenfalls gekennzeichnet ist die Aktivierung des Notüberlaufs bei Abschlagsereignissen. Für die AFS wurde ein Rückhalt innerhalb der beprobten Regenereignisse bis maximal 96 % ermittelt. Daraus resultierte ein über die Gesamtfracht aller Regenereignisse gemittelter Rückhalt des Behandlungssystems von etwa 77 %. Hierbei resultiert ein Großteil des Rückhaltes aus dem Ereignis vom 25.07.2015 bei dem sogar eine kurzzeitige Aktivierung des Notüberlaufs zu verzeichnen war. Bleiben alle Ereignisse mit aktiviertem Notüberlauf bei der Gesamtbetrachtung unberücksichtigt, so ergab sich für die übrigen Regenereignisse ein Rückhalt von insgesamt nur 53 %.

In der Differenzierung des Rückhaltes zeigt sich, dass der Hauptteil der Feststoffe planmäßig durch die Sedimentationsstufe erfolgt. Durch die Bilanzierung der Frachten im Zu- und Ablauf der Sedimentation konnte ein AFS-Rückhalt von 80 % ermittelt werden. Für die Filtrationsstufe inkl. Notüberlauf ergab sich rein rechnerisch ein AFS-Rückhalt von -3 %. Die Auswertung der im Filter integrierten Feldsäulen zeigt jedoch durchaus einen Feststoffrückhalt im Filterelement (Kap.3.3.6). Dieser ist jedoch deutlich geringer und hauptsächlich auf die Feinstoffe ausgelegt. Bei Regenereignissen mit einer Aktivierung des Notüberlaufs ist zu erkennen, dass die Feststoffkonzentration im Ablauf des Filters höher ist als im Ablauf der Sedimentationsstufe. Ein Teil des Anlagenzulaufs wird temporär über die Trennwand abgeschlagen.

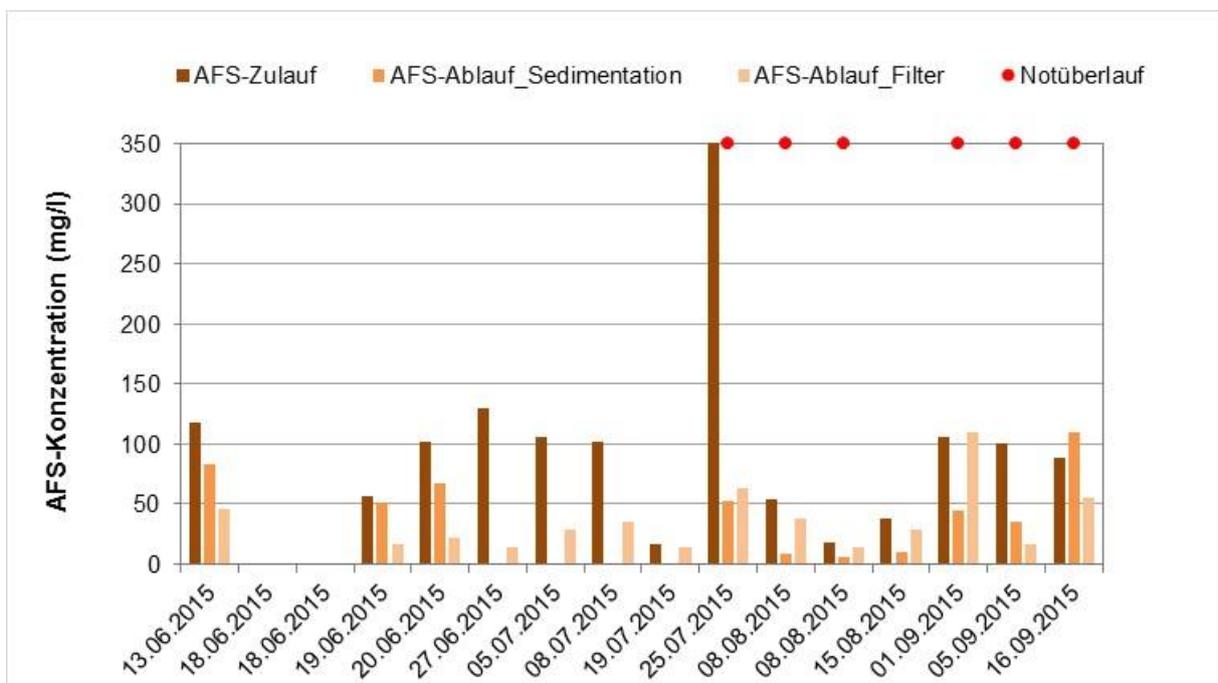


Abbildung 122: Konzentrationen an AFS im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach

Die Abbildung 123 zeigt die Kupferkonzentrationen im Zulauf sowie im Ablauf der Sedimentations- und der Filtrationsstufe sowie den daraus resultierenden Schwermetallrückhalt. Ebenfalls gekennzeichnet ist die Aktivierung des Notüberlaufs bei Abschlagsereignissen. Über den gesamten Zeitraum der Beprobung lässt sich erkennen, dass mit sukzessiver Be-

legung des Filters und der daraus resultierenden Aktivierung des Notüberlaufs der Schwermetallrückhalt deutlich zurückgeht.

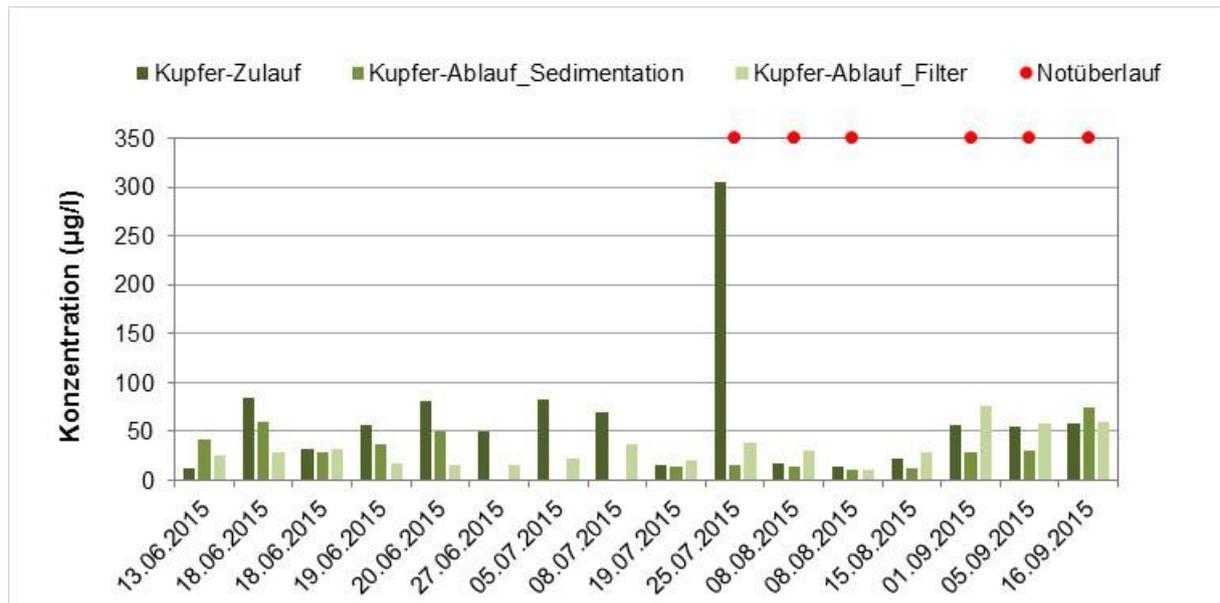


Abbildung 123: Konzentrationen an Kupfer im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchgladbach

Für Kupfer wurde ein Rückhalt innerhalb der beprobten Regenereignisse zwischen -108 % (Ereignis am 13.06.2015) und 87 % (Ereignis am 25.07.2015) ermittelt. Im Gegensatz zu den anderen Schadstoffen zeigte sich für das Ereignis vom 13.06.2015 ein so deutlicher negativer Rückhalt. Dieser Austrag von Kupfer wurde ohne aktivierten Notüberlauf gemessen und kann wie bereits am Standort Wuppertal wahrscheinlich auf das Versuchssetup sowie die generelle Problematik der Beprobung von Regenereignissen im Feld zurückgeführt werden (siehe Kap. 5.4). Erklärbar wäre dies mit einem relativ späten Überschreiten des Grenzwertes zum Auslösen der Probenahme, sodass der Anfang der Niederschlagswelle bereits die Zulaufprobenahme passiert hat. Dies hätte zur Folge, dass im Ablauf überproportional hohe Konzentrationen gemessen wurden (Kap. 5.4). Insgesamt resultiert ein über die Gesamtfracht aller Regenereignisse gemittelter Rückhalt von etwa 35 %. Bleiben alle Ereignisse mit aktiviertem Notüberlauf bei der Gesamtbetrachtung unberücksichtigt, so ergibt sich für die übrigen Regenereignisse ein Rückhalt von insgesamt nur 24 %. Bei der Beprobung der Regenereignisse im Feld war ein gemessener negativer Rückhalt auch für die weiteren untersuchten Parameter Zink, MKW und PAK bei einzelnen Regenereignissen festzustellen.

Während der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes konnte ein Rückhalt von Kupfer zwischen 50 % und 80 % berechnet werden. Mit der Erhöhung des Startwertes der Probenahme von 1 l/s auf 3 l/s ergab sich je nach Charakteristik des Regenereignisses eine verzögerte Probenahme, sodass bei einigen Ereignissen die Stoßbelastung (first flush) im Zulauf nicht vollständig erfasst wurde mit der Folge einer tendenziell zu niedrig gemessenen Zulaufbelastung.

Die Messergebnisse des Starkregenereignisses vom 25.07.2015 zeigen jedoch, dass bei Erfassen der gesamten Abflusswelle im Zu- und Ablauf – aufgrund des sehr frühen Über-

schreitens des Startwertes – das Filtersystem einen sehr guten Schwermetallrückhalt leisten kann. So ergab sich für Kupfer ein Rückhalt von 87 % vor allem aufgrund des sehr guten Feststoffrückhalts. In der Abbildung 124 sind die Proben des Zulaufs, des Ablaufs der Sedimentation und des Ablaufs der Filterstufe gegenübergestellt. Die Entfärbung der Proben verdeutlicht den Rückhalt der Feststoffe und der daran gebundenen Schadstoffe.



Abbildung 124: Proben des Regenereignisses vom 25.07.2015 – Feststoffe in der Zulaufprobe (links) und die zwei Probensätze des Anlagenzulaufs, des Ablaufs der Sedimentationsstufe (Mitte) sowie des Ablaufs der Filterstufe (rechts)

Im Rahmen der beprobten Regenereignisse konnte ein Zinkrückhalt zwischen -54 % (Ereignis am 16.09.2015) und 88 % (Ereignis am 25.07.2015) ermittelt werden (Abbildung 125). Daraus resultierte ein über die Gesamtfracht aller Regenereignisse gemittelter Rückhalt von etwa 11 %. Bleiben alle Ereignisse mit aktiviertem Notüberlauf bei der Gesamtbetrachtung unberücksichtigt, so ergab sich für die übrigen Regenereignisse ein Rückhalt von insgesamt nur 5 %. Der Rückhalt des Zinks lag i. d. R. unterhalb des Kupferrückhaltes und bestätigte damit die Ergebnisse der Laborversuche. Die Auswertung der Regenereignisse ergaben für die Sedimentations- und die Filterstufe einen Zinkrückhalt von 15 % bzw. -4 %.

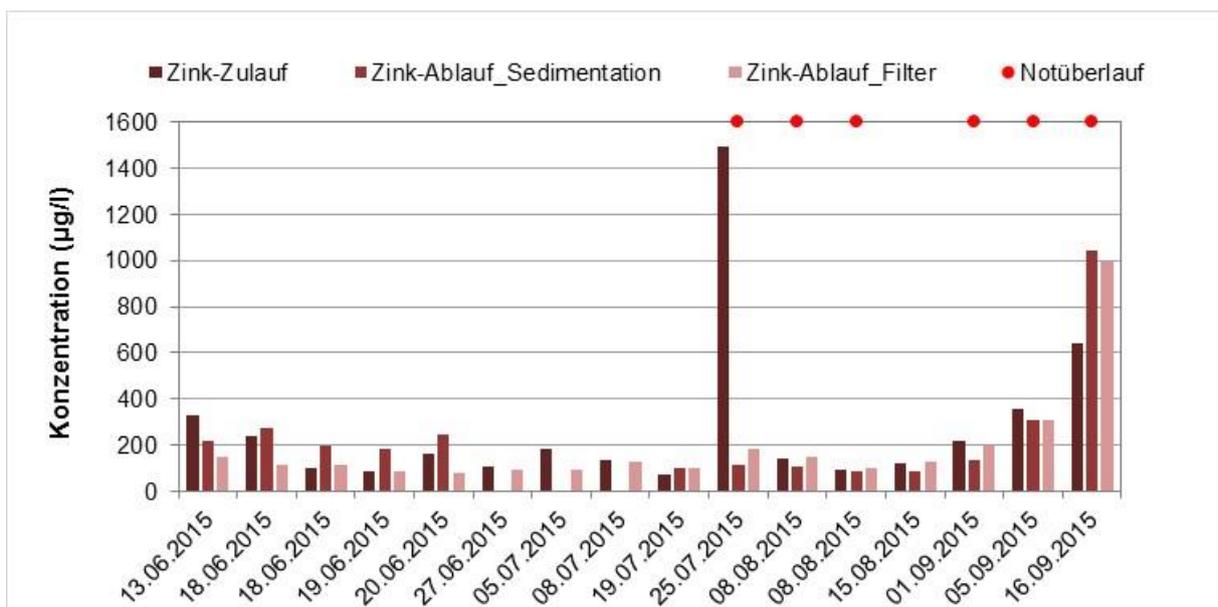


Abbildung 125: Konzentrationen an Zink im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach

Die Abbildung 126 zeigt die Zu- und Ablaufkonzentrationen der MKW sowie den daraus resultierenden Schadstoffrückhalt für die untersuchten Regenereignisse. Die maximale MKW-Konzentration, die innerhalb des Beprobungszeitraumes ermittelt wurde, wurde im Ablauf der Sedimentationsstufe für das Regenereignis vom 19.07.2015 mit 38,8 mg/l gemessen. Für die MKW wurde ein Rückhalt innerhalb der beprobten Regenereignisse zwischen -165 % (Regenereignis vom 20.06.2015) und 99 % (Regenereignis vom 13.06.2015) ermittelt. Daraus resultierte ein über die Gesamtfracht aller Regenereignisse frachtgemittelter MKW-Rückhalt von 39 %. Bleiben alle Ereignisse mit aktiviertem Notüberlauf bei der Gesamtbetrachtung unberücksichtigt, so ergab sich für die übrigen Regenereignisse ein Rückhalt von insgesamt nur 12 %.

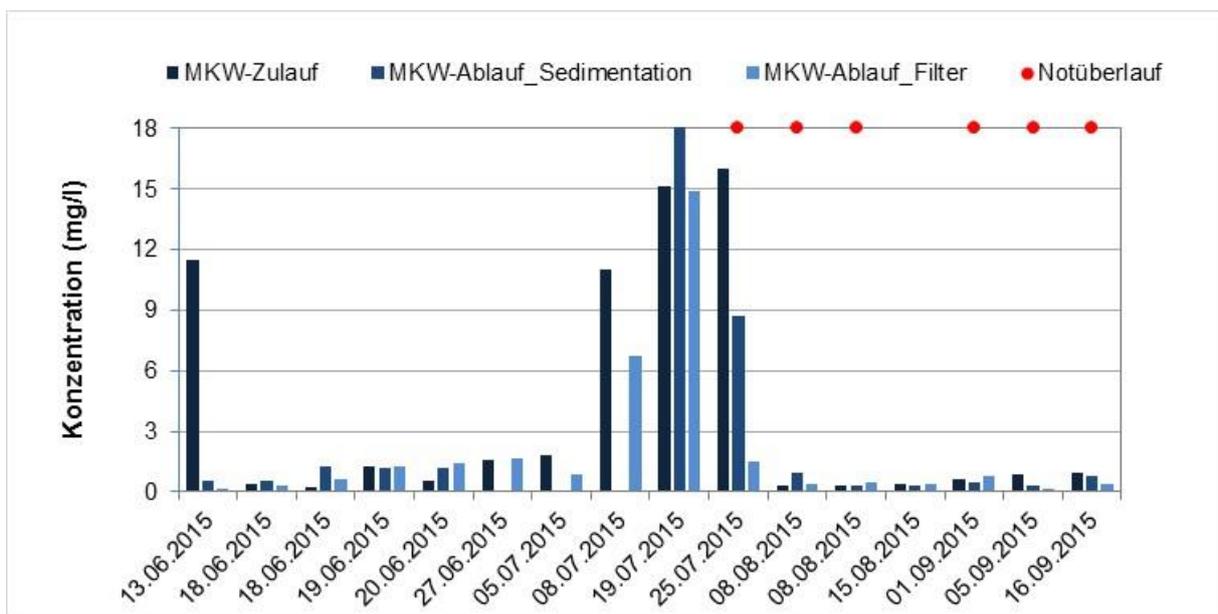


Abbildung 126: Konzentrationen an MKW im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach

Für die PAK betrug der Rückhalt der jeweiligen Regenereignisse zwischen 6 % (Regenereignis vom 16.09.2015) und 99 % (Regenereignis vom 25.07.2015), sodass sich hieraus ein Gesamtrückhalt von 52 % ergab (Abbildung 127). Bleiben alle Ereignisse mit aktiviertem Notüberlauf bei der Gesamtbetrachtung unberücksichtigt, so ergab sich für die übrigen Regenereignisse ein Rückhalt von insgesamt nur 38 %. Auch für den Standort Mönchengladbach war festzustellen, dass die PAK-Konzentration in vielen Proben unterhalb oder nur knapp über der Bestimmungsgrenze lag. Die gemessene maximale PAK-Konzentration sowie der nahezu vollständige PAK-Rückhalt von 99 % wurde für das Starkregenereignis vom 25.07.2015 ermittelt und verdeutlicht die Bedeutung des Feststoffrückhaltes und der damit verbundenen partikelgebundenen Schadstoffe wie den PAK.

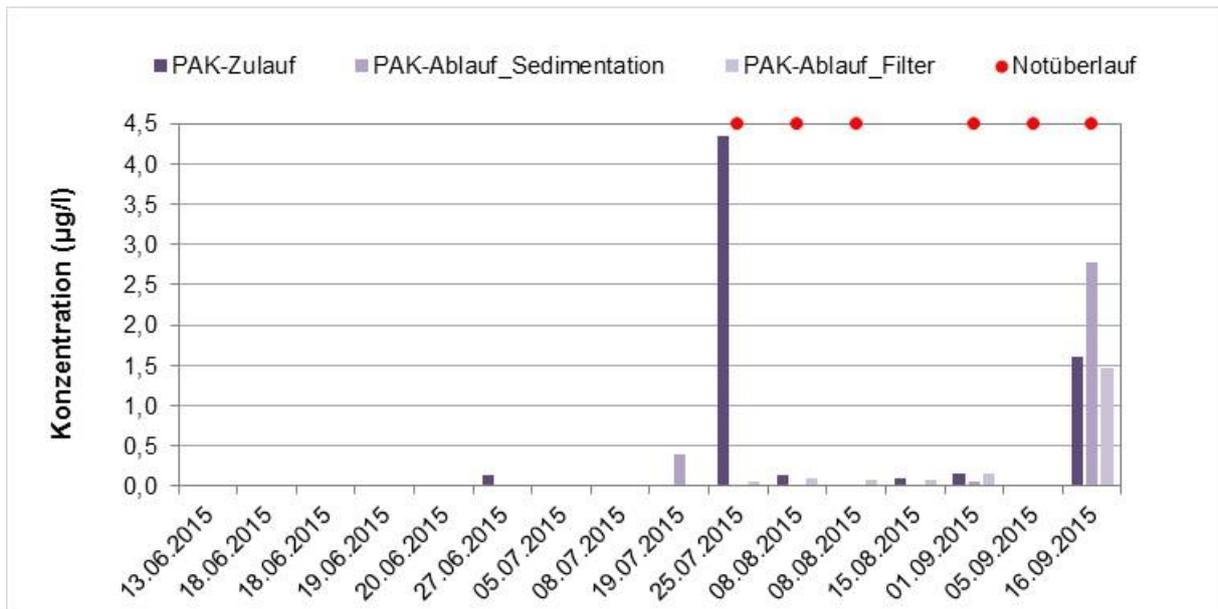


Abbildung 127: Konzentrationen an PAK im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems nach einzelnen Regenereignissen, Standort Mönchengladbach

ETBE und MTBE wurden trotz der reduzierten Bestimmungsgrenzen von jeweils 0,1 µg/l in keiner Probe gemessen.

In der Tabelle 57 ist der Rückhalt des modifizierten Filtersystems für die untersuchten Schadstoffe während der Beprobung zusammengefasst. Hierbei wurden alle beprobten Regen berücksichtigt. Die Betrachtung lediglich der Regenereignisse ohne Aktivierung des Notüberlaufs zeigte für alle Parameter einen insgesamt schlechteren Stoffrückhalt. Dies lag im Wesentlichen begründet in der Umstand, dass das Starkregenereignis vom 25.07.2015 trotz Notüberlauf einen guten prozentualen Rückhalt sowie hohe zurückgehaltene Stofffrachten aufwies. Auch für andere Ereignisse war trotz Notüberlauf ein positiver Rückhalt des Systems zu verzeichnen. Einen weiteren großen Einfluss auf den gemessenen Schadstoffrückhalt hatte die Probenahme im Feld. Diese wird ausführlich in Kapitel 5.4 diskutiert.

Werden die Zulauffrachten der jeweiligen Schadstoffe bezogen auf die angeschlossene Verkehrsfläche von 0,165 ha anteilig der beprobten Regenereignisse auf den Gesamtjahresniederschlag hochgerechnet, so ergeben sich hieraus spezifische Jahresfrachten von etwa 1,2 g/(m²·a) MKW, 0,2 µg/(m²·a) PAK, 106 mg/(m²·a) Zink sowie 18,4 mg/(m²·a) Kupfer. Zum Vergleich sind die spezifischen Jahresfrachten der DIBt-Prüfvorschrift angegeben mit 680 mg/(m²·a) MKW, 300 mg/(m²·a) Zink sowie 51,7 mg/(m²·a) Kupfer [DIBt, 2015]. Hilliges et al. [2013] ermittelten bei ihren Untersuchungen eine spezifische Schwermetallfracht von 482 mg/(m²·a) Zink sowie 97 mg/(m²·a) Kupfer.

Tabelle 57: Schadstoffrückhalt und eliminierte Frachten (anhand der Regenereignisse) des modifizierten FiltaPex-Systems am Standort Mönchengladbach

	MKW	PAK	MTBE / ETBE	Zn	Cu
Schadstoffrückhalt (frachtgemittelt) (%)	39	53	-	11	35
Zurückgehaltene Fracht (g)	917	0,22	-	22,9	12,7

Im Rahmen der im Labor durchgeführten Schüttel- und Säulenversuche zeigte sich ein großer Einfluss des pH-Wertes insbesondere auf die Schwermetallelimination. Für die Adsorption der organischen Schadstoffe wurde keine pH-Abhängigkeit festgestellt (Kap. 3.2.1). Die im Filter eingebauten Materialien haben die Eigenschaft, den pH-Wert z. T. stark anzuheben und hierdurch neben der Adsorption den Rückhalt von Kupfer und Zink aufgrund von Schwermetallausfällungen zu verbessern. Daher ergab sich während der Laborversuche die Fragestellung, inwieweit sich in der Praxis Veränderungen des pH-Wertes durch das Filtermaterial ergeben und welche Auswirkungen diese auf den Schadstoffrückhalt haben.

In der Abbildung 128 ist der pH-Wert im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und Filterstufe des Behandlungssystems für die beprobten Regenereignisse dargestellt. Da der Filter bereits am 17.03.2015 in das System eingebaut wurde, lag zwischen dem ersten hier dargestellten Regenereignis von 13.06.2015 ein Zeitraum von drei Monaten, in denen der Filter bereits in Betrieb war und mit Verkehrsflächenabflüssen beaufschlagt wurde. Die beprobten Regenereignisse wiesen im Zulauf der Anlage im Mittel einen pH $7,0 \pm 0,4$ auf.

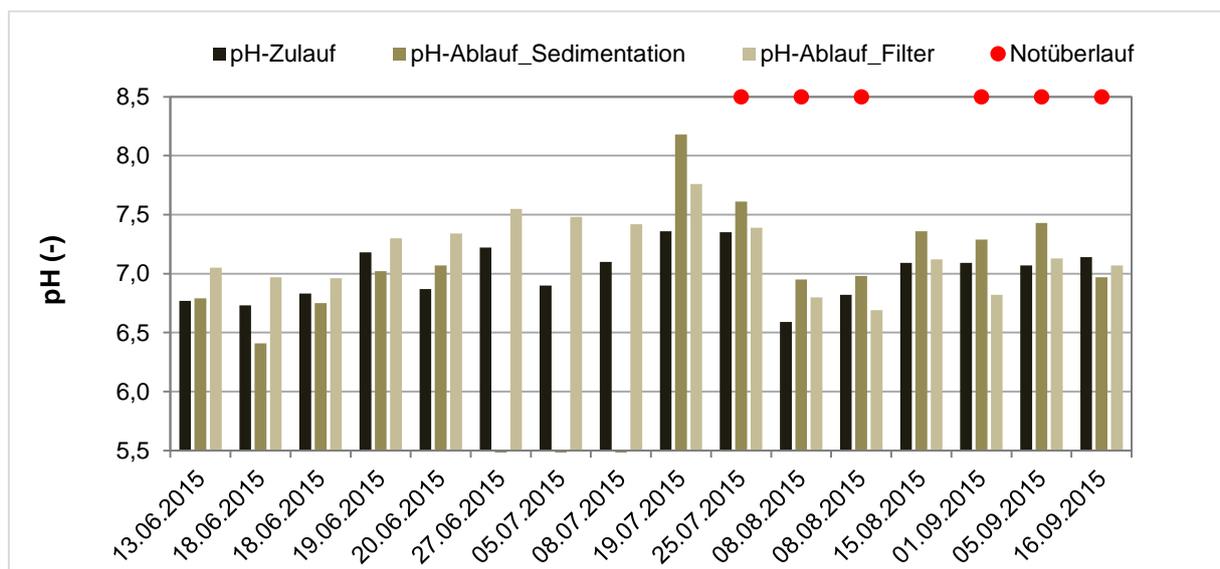


Abbildung 128: pH-Wert im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems, Standort Mönchengladbach

Durch die Filterpassage des Niederschlagswassers, das eine vergleichsweise hohe Pufferkapazität aufweist, kam es zu einer minimalen Anhebung des pH-Wertes von durchschnittlich 0,2. Dieser Effekt ist bei den ersten Regenereignissen ausgeprägter. Im Gegensatz dazu zeigten die Untersuchungen der Feldsäulen des Standortes Mönchengladbach, die mit deionisiertem Wasser ($\text{pH } 4,3 \pm 0,1$) durchgeführt wurden, eine starke Anhebung des pH-Wertes im Ablauf auf etwa $\text{pH } 9,0 \pm 0,2$. Für das deionisierte Wasser, das über keine Pufferkapazität verfügt, ergibt sich im Vergleich zu den Praxisuntersuchungen eine deutlich stärkere Veränderung des pH-Wertes. Für den Rückhalt, insbesondere der gelösten Schadstoffanteile von Kupfer und Zink, bedeutet dies in der Praxis wahrscheinlich eine verminderte Elimination aufgrund von Schwermetallausfällungen.

5.3.5 Schlammspiegelmessung und Sedimente

5.3.5.1 Schlammspiegelmessung

Im folgenden Abschnitt wird die Menge an Sedimente, die sich während der Praxisuntersuchungen im Filterschacht abgelagert haben, ermittelt. Die Abbildung 129 zeigt die Höhe der Sedimentablagerung auf der Schachtzulaufseite, die sich über einen Zeitraum von 6 Monaten (17.03.2015–08.09.2015) gebildet hat. Die Ablagerungshöhen lagen an den 19 gemessenen Punkten zwischen 1,2 cm und 5,8 cm. Hieraus resultiert eine mittlere Ablagerungshöhe von etwa 4,1 cm auf der Schachtzulaufseite.

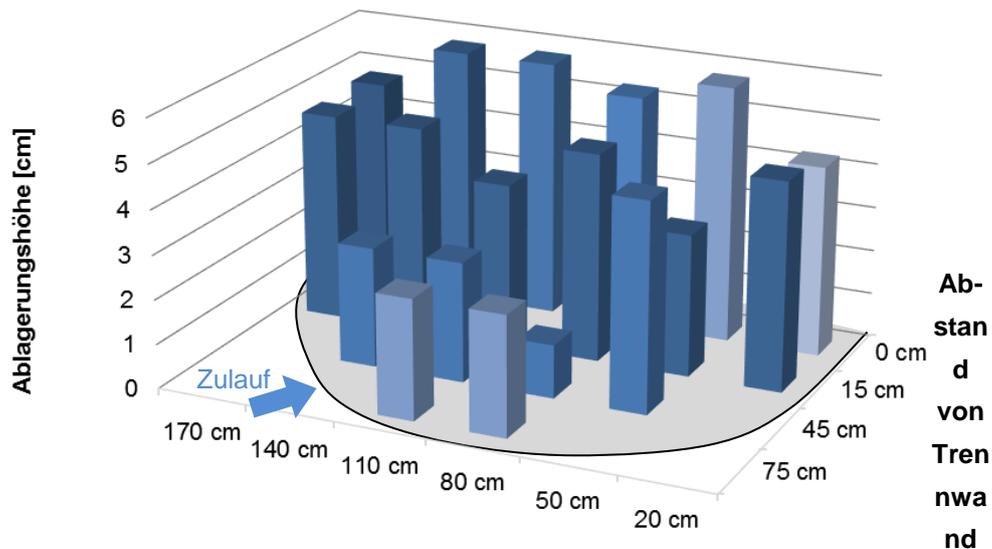


Abbildung 129: Höhe der Sedimentablagerungen in der Sedimentationskammer, Standort Mönchengladbach

Basierend auf der mittleren Ablagerungshöhe lässt sich für die Teilfläche der Zulaufkammer (1,3 m²) ein Schlammvolumen von knapp 54 l berechnen. Unter Annahme eines Trockensubstanzgehaltes von etwa 40 % (eigene Messungen) sowie einer Dichte von 1,5 g/cm³ [Muschalla et al., 2014] entspricht dies einer Feststoffmasse von 32 kg, die auf der Schachtzulaufseite des Sedimentationsraums zurückgehalten wurde.

Es ist davon auszugehen, dass sich nicht nur auf der Schachtzulaufseite, sondern auch unterhalb des Filters Sedimente abgelagert haben. Aufgrund der Berme unterhalb des Filters kann dort maximal von der Hälfte der abgelagerten Sedimente ausgegangen werden. Hochgerechnet auf die gesamte Fläche des Schlammammelraums (3,8 m²) kann eine zurückgehaltene Feststoffmasse von insgesamt etwa 72 kg angenommen werden.

5.3.5.2 Feststoffe, Schlamm- und Sedimente – Korngrößenverteilung, Schadstoffbeladung

Die Abbildung 130 zeigt die Partikelgrößenverteilung von drei Proben des Regenereignisses vom 25.07.2015, die im Zulauf der Behandlungsanlage und in den Abläufen der Sedimentations- und der Filterstufe volumenproportional über das Ereignis genommen wurden. Zum Vergleich sind die Partikelgrößenverteilung des Millisil W4 sowie eine Zusammenstellung verschiedener Messungen von Verkehrsflächenabflüssen [DWA, 2010] dargestellt.

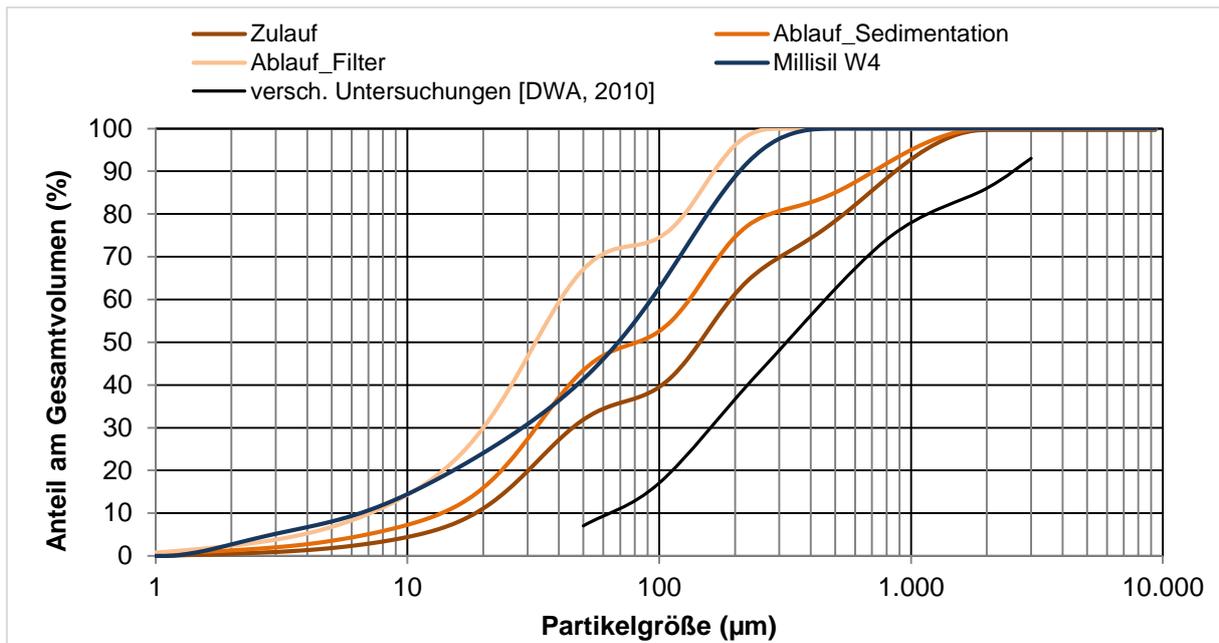


Abbildung 130 Partikelgrößenverteilung der Feststoffe im Zulauf und Ablauf der Sedimentations- und der Filterstufe des Behandlungssystems (Regenereignis vom 25.07.2015), Standort Mönchengladbach

Der Zulauf zur Behandlungsanlage war gekennzeichnet durch einen mittleren Partikeldurchmesser d_{50} von 154 μm (Tabelle 58) und wies im Vergleich zu *DWA* [2010] ($d_{50} = 350 \mu\text{m}$) einen verringerten Grobstoffanteil auf. Dieser wurde bereits in den Straßenabläufen zurückgehalten (Abbildung 131). Während der Passage des Filterschachtsystems wurden sukzessive Partikel abgetrennt. Deutlich erkennbar ist die Verschiebung der Partikelgrößenverteilung in Richtung des Feinanteils. Im ersten Behandlungsschritt (Sedimentationsstufe) erfolgte ein bevorzugtes Absetzen von Partikeln bis zu einer Partikelgröße größer 300 μm . Das bestätigen auch die Beobachtungen am Standort Wuppertal (Kap. 4.3.7.1).



Abbildung 131: Straßenablauf mit Nassschlammfang am Standort Mönchengladbach

Der Ablauf der Sedimentationsstufe ($d_{50} = 87,3 \mu\text{m}$) wies noch die gesamte Bandbreite an Partikelgrößen bis ca. 2 mm auf. In der anschließenden Filtrationsstufe wurden durch die unterschiedlichen Schichten des Filters diese größeren sowie auch feineren Partikel zurückgehalten. Im Ablauf der Filtration ($d_{50} = 34,5 \mu\text{m}$) wurden lediglich noch Partikel mit einem

maximalen Durchmesser von etwa 250 µm gemessen. Alle größeren Partikel wurden im Filter zurückgehalten.

Tabelle 58: Mittlerer Partikeldurchmesser der Feststoffe im Anlagenzulauf und den Abläufen der Sedimentations- und der Filterstufe (Regenereignis vom 25.07.2015), Standort Mönchengladbach

	d₁₀ (µm)	d₅₀ (µm)	d₉₀ (µm)
Zulauf	19,5	154	912
Ablauf_Sedimentation	14,6	87,3	760
Ablauf_Filtration	7,6	34,5	176
Millisil W4	7,0	73,6	223,1
Verschiedene Untersuchungen [DWA, 2010]	ca. 60	ca. 350	ca. 2.800

In der Abbildung 130 ist ebenfalls die Partikelgrößenverteilung des Millisil W4 aufgeführt. Dieses wird von den Kurven des Ablaufs der Sedimentationsstufe sowie der Filtrationsstufe umhüllt und spiegelt somit die Korngrößenverteilung der feinststoffreichen Verkehrsflächenabflüsse wider.

5.3.6 Rückhalt der im Filter gebundenen Schadstoffe

Analog zum Standort Wuppertal wurde für die Bestimmung der im Filtermaterial zurückgehaltenen Feststoffe eine Feldsäule näher untersucht. Das Filtermaterial wurde schichtweise ausgebaut. Die darin zurückgehaltenen Feststoffe wurden mit deionisiertem Wasser abgespült und über ein Edelstahlsieb mit einer Maschenweite von 500 µm abgetrennt. Die Menge der Feststoffe wurde mittels AFS-Bestimmung ermittelt [DIN 38409-2, 1987].

In der nachfolgenden Abbildung 132 ist die Mengenverteilung der AFS über die Höhe der Filterschichten dargestellt. Für den aufwärtsdurchströmten Filter ist deutlich zu erkennen, dass die meisten Feststoffe bereits in der untersten Filterlage, welche zuerst durchströmt wurde, zurückgehalten werden. Die Schicht FM_grob bietet den größten Porenraum pro Filterschicht. Mit zunehmender Fließstrecke nimmt der Anteil der zurückgehaltenen Feststoffe ab. Aufgrund des gestuften Porenraums, der sich infolge der kleiner werdenden Partikelgröße der Filtermaterialien stetig verringert, können weniger aber dafür feinere Feststoffe gebunden werden.

Im Gegensatz zum Standort Wuppertal verfügt dieser Filter über keine zusätzliche obere Schicht FM_fein_oben. Auf diese Schicht wurde am Standort Mönchengladbach verzichtet, da aufgrund der geringeren angeschlossenen befestigten Fläche eine Aktivierung des Notüberlaufes nur in seltenen Fällen erwartet wurde. Bei einigen Regenereignissen erfolgte dennoch der Notüberlauf über die Trennwand und darin enthaltene Feststoffe lagerten sich auf dem Filter ab (Abbildung 133). Auf der untersuchten Feldsäule selbst wurde eine im Vergleich zum Standort Wuppertal geringe spezifische Ablagerung von knapp 0,1 g/cm² bestimmt. Diese geringe Ablagerung auf der Schicht Sorp2 sowie die geringe Menge an Fest-

stoffen innerhalb der Schicht verdeutlichen, dass am Standort Mönchengladbach der Notüberlauf in wesentlich geringerem Maße aktiviert wurde.

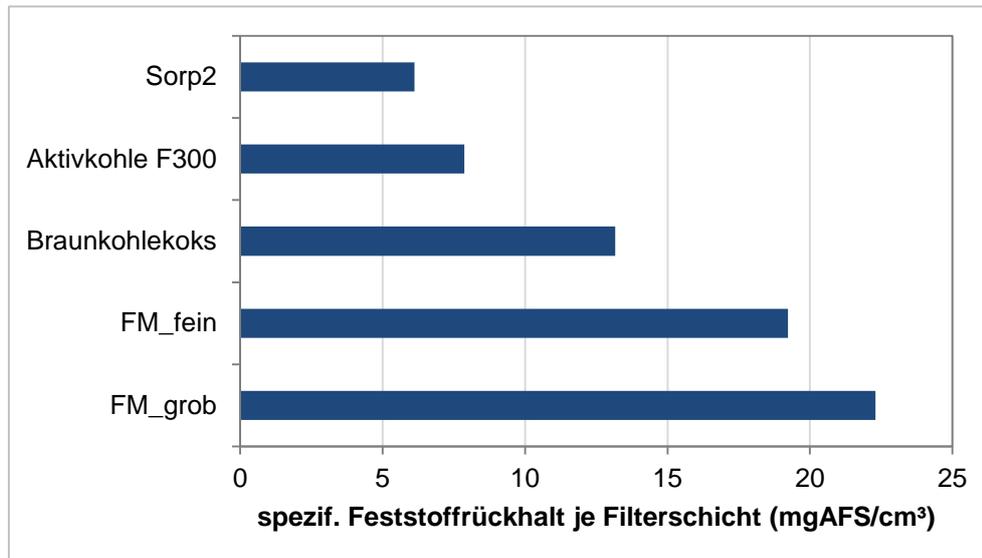


Abbildung 132: Spezifischer Rückhalt an Feststoffen je Filterschicht, Standort Mönchengladbach



Abbildung 133: Filteroberseite bei Ausbau der Feldsäulen, Standort Mönchengladbach

Die Abbildung 134 zeigt den MKW-Gehalt der jeweiligen Filtermaterialien. Wie bereits in Kap. 5.2.7.2 erläutert, wiesen die aus Porenbeton bestehenden Materialien FM_grob und FM_fein sowie das teilweise aus Porenbeton bestehende Material Sorp2 bereits einen Ausgangsgehalt an MKW zwischen 145 mg/kgTR und 385 mg/kgTR auf. Für den Braunkohlekoks und die Aktivkohle F300 lag der MKW-Gehalt unterhalb der Bestimmungsgrenze von 50 mg/kg.

Demgegenüber zeigten die ungespülten Materialien insbesondere der unteren Schichten FM_grob, FM_fein sowie Braunkohlekoks, dass der MKW-Rückhalt im Wesentlichen auf die zurückgehaltenen Fest- bzw. Feinstoffe zurückzuführen ist. Diese Feststoffe sind zum einen Schadstoffträger. Zum anderen wirken die Feststoffe, sobald sie im eigentlichen Filter fixiert sind, als Sekundärfilter für vorhandene gelöste Schadstoffanteile. Der höchste MKW-Gehalt

von 1.500 mg/kgTR wurde in der Schicht FM_fein gemessen. Dieser Wert liegt deutlich über dem Wert von 640 mg/kgTR, der am Standort Wuppertal gemessen wurde.

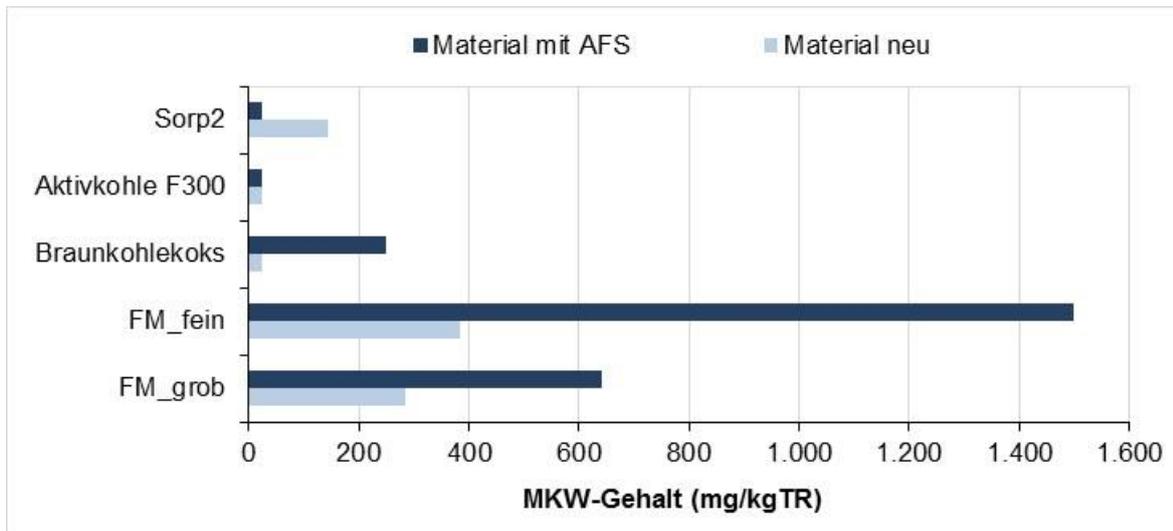


Abbildung 134: Gegenüberstellung des MKW-Gehaltes der ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand

Des Weiteren wurden die Materialien auf den Gehalt an PAK untersucht. Jedoch wurde in keiner der untersuchten Materialproben PAK gefunden (alle Werte < 0,05 mg/kg).

In der Abbildung 135 ist der Kupfergehalt der verschiedenen Filterschichten dargestellt. Unter Berücksichtigung der Beladung des neuen Materials zeigt sich auch am Standort Mönchengladbach für die Schicht aus Braunkohlekoks die größte Differenz der Beladungen von 24 mg/kgTR. Diese ist sowohl auf den Feststoffrückhalt, der im Vergleich zu den anderen Materialien moderat ausfällt (Abbildung 132), als auch insbesondere auf den Rückhalt gelöster Schadstoffanteile zurückzuführen.

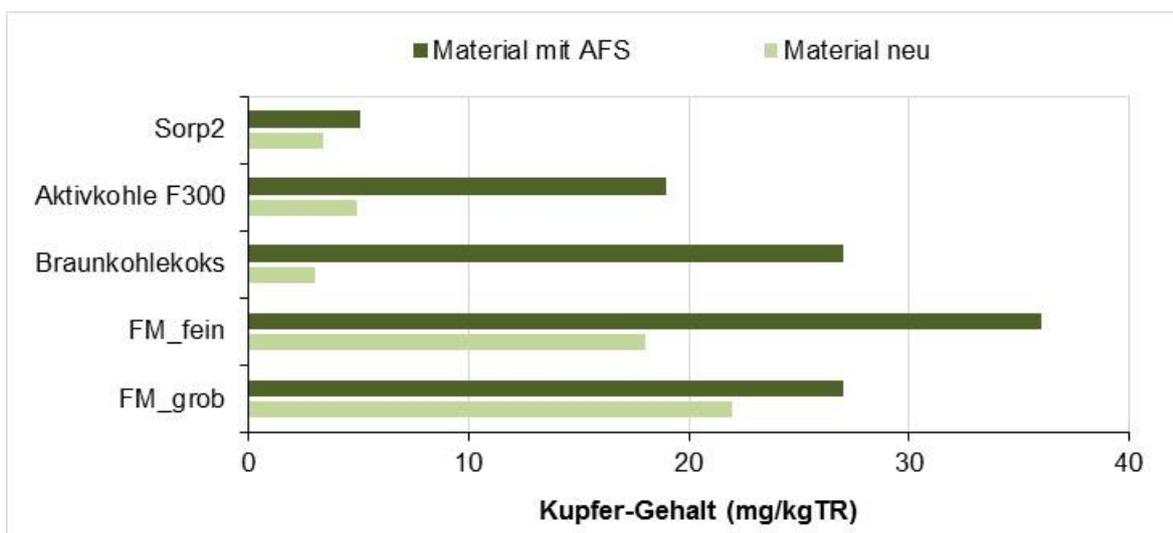


Abbildung 135: Gegenüberstellung des Kupfer-Gehaltes der ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand

Wie bereits für den Standort Wuppertal dargelegt, weisen die porenbetonhaltigen Materialien einen Anteil an Zink zwischen 10 mg/kgTR und 64 mg/kgTR bereits in neuen Zustand auf. In dem nach *DIN EN 12457-4* [2003] durchgeführten Auslaugungstest konnte jedoch festgestellt werden, dass kein Zink aus den Materialien freigesetzt wird.

Beim Vergleich der neuen Materialien und ungespülten Proben zeigte sich, dass in nahezu allen Materialien, insbesondere in dem Braunkohlekoks und der Schicht FM_fein, ein Zinkrückhalt durch das jeweilige Material stattgefunden hat. Die Zink-Beladung der ungespülten Materialien, d. h. mit Berücksichtigung der zurückgehaltenen Feststoffe, lag im Bereich von 13 mg/kgTR (Sorp2) bis 140 mg/kgTR (FM_fein).

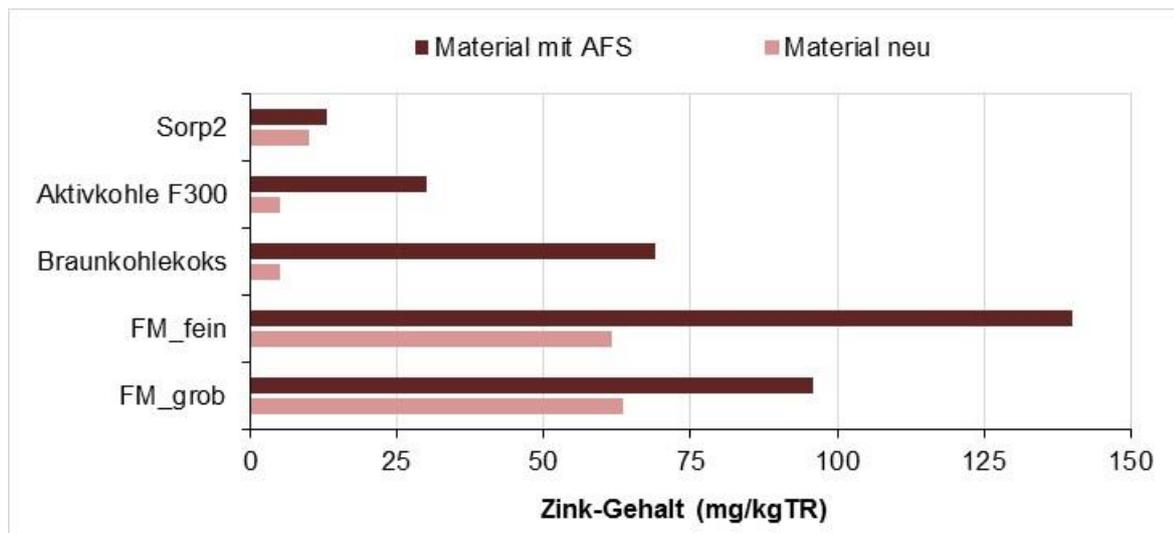


Abbildung 136: Gegenüberstellung des Zink-Gehaltes der ungespülten Filtermaterialien sowie der Materialien im neuen Zustand

5.3.7 Bilanzierung des Gesamtsystems

Das modifizierte FiltaPex-System wurde hinsichtlich der ein- und ausgetragenen Schadstoffe sowie des Schadstoffrückhaltes für den Untersuchungszeitraum vom 17.03.2015 bis 08.09.2015 bilanziert. Hierbei wurden das Filterschachtsystem als Ganzes sowie die Behandlungsstufen der Sedimentation und Filtration einzeln betrachtet. Die für die Bilanzierung zu berücksichtigenden Teilaspekte werden nachfolgend erläutert.

Wie auch am Standort Wuppertal ist festzuhalten (Kap. 5.2.8), dass lediglich ein Teil des Anlagenzulaufs und -ablaufs sowie ein Teil des Zulaufs zum Filter beprobt und analysiert werden konnte. Der Hauptteil der Verkehrsflächenabflüsse (ca. 93 %) wurde ohne Anspringen des Bypasses durch das System behandelt. Durch die 16 beprobten Regenerereignisse wurden etwa 36 % der Zu- und Abläufe des Gesamtabflussgeschehens während des Untersuchungszeitraumes erfasst.

In der Abbildung 137 ist exemplarisch die AFS-Bilanz für das Filterschachtsystem abgebildet. Dargestellt sind die jeweiligen Frachten sowie deren prozentuale Anteile bezogen auf die Zulauffracht des Systems. Für die Ermittlung der Frachten des Zu- und Ablaufs sowie des

Filterzulaufs wurden die jeweilige EMC-Konzentration der beprobten Niederschlagsereignisse (Tabelle 56) sowie das gesamte Niederschlagsvolumen (Zeitraum 19.03.2015 bis 30.09.2015) von 569 m³, das durch das System geflossen ist, zugrunde gelegt. Hieraus resultierten die Feststofffrachten von 107 kg AFS im Zulauf sowie 24 kg AFS im Ablauf des Filterschachtensystems. Bezogen auf das Gesamtsystem entspricht dies einem AFS-Rückhalt von etwa 77 %.

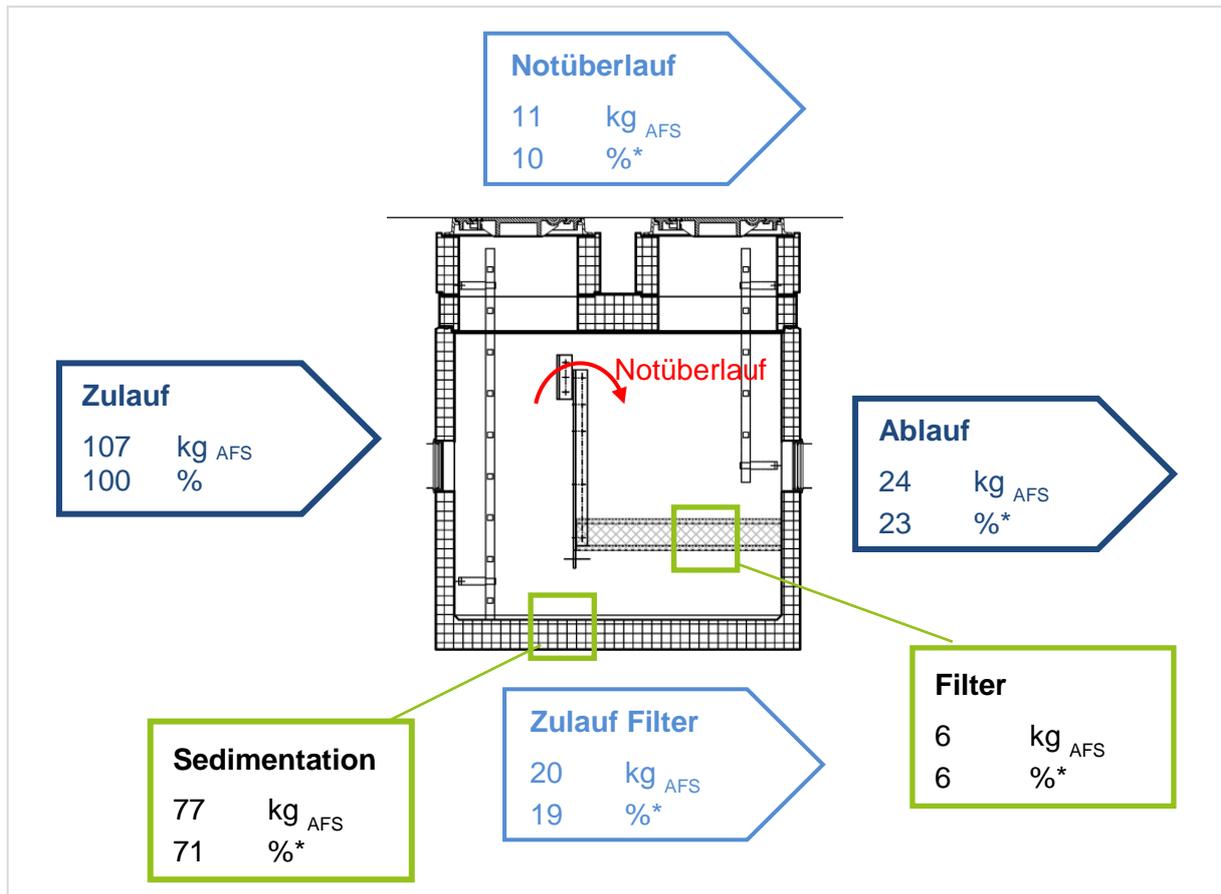


Abbildung 137: Feststoffbilanz des FiltaPex-Systems, Standort Mönchengladbach (* Anteil in % bezogen auf die AFS-Fracht im Zulauf). Aufgrund der verschiedenen messtechnischen Erfassungen der Frachten ergeben die Massenangaben keine geschlossene Bilanz.

Die Fracht im Zulauf zur Filterstufe betrug nach erfolgter Sedimentation 20 kg AFS. In der Gegenüberstellung mit der Gesamtablauffracht von 24 kg AFS wird deutlich, dass die Zulauffracht geringer ist als die AFS-Fracht im Ablauf des Filters. Der Ursache hierfür liegt in dem kurzfristig bei wenigen Regenereignissen aktivierten Notüberlauf, der zu einer Erhöhung der AFS-Fracht führte.

Die AFS-Fracht, die über den Notüberlauf abgeschlagen wurde, wurde getrennt berechnet. Hierfür wurde das Niederschlagsvolumen für den jeweiligen Überlaufzeitraum sowie der dazugehörigen Volumenstrom ermittelt. Die AFS-Konzentration des abgeschlagenen Wassers wurde der jeweiligen Zulaufkonzentration gleichgesetzt, sodass sich insgesamt eine Fracht von etwa 11 kg AFS ergab, die als Notüberlauf über die Trennwand in den Anlagenablauf abgeflossen ist.

Für die Sedimentationsstufe ergab sich aus der Bilanzierung der Zu- und Abflüsse (Zulauf Filter, Notüberlauf) eine zurückgehaltene Feststoffmenge von ca. 77 kg AFS (71 %). Die Schlammspiegelmessung bestätigte diesen Wert mit etwa 72 kg AFS (Kap. 5.3.6.1). Dies entsprach einem Feststoffrückhalt von etwa 67 % durch die Sedimentationsstufe.

Für die darauffolgende Filtrationsstufe resultiert aus der Bilanz der Zulauf- und Ablauffracht zum Filter von ca. 20 kg AFS sowie der Ablauffracht, die sich zusammensetzt aus der Fracht im Ablauf des Systems (25 kg AFS) abzüglich des Notüberlaufs (11 kg AFS), eine zurückgehaltene Feststoffmenge im Filter von ca. 6 kg AFS. Die Untersuchung der im Filter eingebauten Feldsäulen ergab extrapoliert für die gesamte Filterstufe einen höheren Feststoffrückhalt von etwa 12 kg AFS.

Neben den Feststoffen wurde das untersuchte FiltaPex-System hinsichtlich der Schwermetalle Kupfer und Zink sowie der organischen Schadstoffe MKW und PAK bilanziert. Hierbei wurden die Ergebnisse der Schlammspiegelmessung in der Sedimentationsstufe (Kap. 5.3.6.1) sowie die Ergebnisse der Schadstoffbeladung des Filters anhand der Feldsäulen (Kap. 5.3.7) mit einbezogen. Die Tabelle 59 gibt einen Überblick über die Stofffrachten der Teilströme und den Rückhalt des FiltaPex-Systems. Der Zulauf zum Behandlungssystem stellt die Bezugsgröße (100 %) für die berechneten Frachten sowie Rückhalte dar.

Tabelle 59: Stofffrachten der Teilströme und Rückhalt des FiltaPex-Systems unter Einbeziehung der Ergebnisse der Schlammspiegelmessung und der Feldsäulenergebnisse, Standort Mönchengladbach (* Anteil in % bezogen auf die jeweilige Fracht im Zulauf System)

	AFS		Cu		Zn		MKW		PAK	
	kg	%*	g	%*	g	%*	g	%*	g	%*
Zulauf System	107	100	35,7	100	207	100	2.370	100	0,4	100
Stofffrachten der Teilströme										
Notüberlauf	10,5	10	3,3	9	26,7	13	108	5	0,1	16
Zulauf Filterstufe	20,1	19	15,5	44	164	80	2.992	126	0,34	81
Ablauf System	24,4	23	23,1	65	184	89	1.454	61	0,2	48
Rückhalt										
Sedimentationsstufe ¹⁾	71,9	67	16,6	47	44,2	21	233	10	0	0
Filterstufe ²⁾	12,4	12	2,7	8	11,3	5	108	5	0	0
Gesamtrückhalt	84,8	77	19,3	55	55,5	26	341	15	0	0
Gesamtbilanz ³⁾		100		120		115		76		52

¹⁾ Auswertung der Sedimentationsstufe anhand der Schlammspiegelmessung

²⁾ Auswertung der Filtrationsstufe anhand der Feldsäulen

³⁾ Bilanz des Gesamtsystems: Zulauf System = Ablauf System + Gesamtrückhalt

Im Gegensatz zu den AFS zeigte sich für die übrigen Stoffe, dass das Schließen der Bilanz nicht vollständig gelingt. Die Summe der im System zurückgehaltenen Stoffe sowie der noch im Ablauf vorhandenen Stoffe ist beispielweise für die Schwermetalle mit 120 % (Kupfer) bzw. 115 % (Zink) etwas höher als die Stofffracht im Zulauf des Behandlungssystems. Die Ursachen hierfür lagen u. a. in der indirekten Bestimmung der Stofffrachten. Für die Ermittlung der Schadstoffmengen, die an den sedimentierten Feststoffen sowie auch am Filterma-

terial gebunden sind, wurde die Schadstoffbelastung der Feststoffe mit deren Mengen multipliziert. Messungenauigkeiten bzw. Unsicherheiten gewinnen hierdurch stärker an Einfluss.

Des Weiteren ist bei den organischen Schadstoffen MKW und PAK festzustellen, dass die gemessenen Konzentrationen sehr häufig nahe der Bestimmungsgrenze lagen. Insbesondere negative Konzentrationsdifferenzen zwischen Zu- und Abläufen einzelner Regenereignisse wie wirken sich sehr stark auf die rechnerische Bilanz einzelner Behandlungsstufe bzw. des Gesamtsystems aus (siehe Tabelle 59).

Des Weiteren kommt für die PAK zum Tragen, dass im Filter, d. h. auf dem Filtermaterial sowie auch auf den sedimentierten Feststoffen, keine PAK wiedergefunden wurden. Dies führte dazu, dass zwar für die Bilanz des Zu- und Ablaufs des Systems ein PAK-Rückhalt von 52 % ermittelt werden konnte, jedoch konnten die zurückgehaltenen PAK weder innerhalb der Sedimentationsstufe noch in der Filterstufe analytisch wiedergefunden werden. Sofern für die 16 Einzelsubstanzen mit einer matrixabhängigen Bestimmungsgrenze von $> 0,1$ mg/kg eine Gesamtbestimmungsgrenze von > 1 mg/kg angenommen wird, kann von einem maximalen Rückhalt von 0,1 g PAK in der Sedimentationsstufe ausgegangen werden, ohne dass der Rückhalt analytisch feststellbar wäre. Dies entspräche in etwa der Hälfte der zurückgehaltenen Menge an PAK. Für die Filterstufe kann ebenfalls unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze von einem Rückhalt von mindestens 0,1 g PAK ausgegangen werden.

Die Bilanzierung des Systems erfolgte, um den Rückhalt sowie den Verbleib der Schadstoffe innerhalb des Systems aufzuzeigen. Für die AFS war dieses gut möglich, sodass die Ergebnisse aus der Beprobung der Regenereignisse mit der weitergehenden Untersuchung des Schlammspiegels sowie des Filtermaterials gut übereinstimmten. Für die Schwermetalle Kupfer und Zink konnte ebenfalls der Verbleib innerhalb der verschiedenen Behandlungsstufen geklärt werden. Für die organischen Stoffe MKW und insbesondere für die PAK stellte sich die Bilanzierung als relativ schwierig dar, da deren Konzentrationen im Niederschlagswasser selbst aber auch als partikulär gebundene Stoffe meist nahe der analytischen Bestimmungsgrenze lagen und damit eine gewisse Unsicherheit bergen.

Im Folgenden sollen die im Feld gewonnenen Ergebnisse (Tabelle 59) den Laborergebnissen (Kap. 4.3, Tabelle 43) gegenübergestellt werden. Für den Filter Variante B+ übertragen auf das FiltaPex-System ($A_{e,b} = 10.000$ m²) wurde eine Schadstofffracht von 949 g Zink, 140 g Kupfer, 16.807 g MKW, 23 g PAK sowie 505 g MTBE ermittelt, die nach Aufbringung der Jahresfrachten theoretisch zurückgehalten werden kann. Bezogen auf den Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600$ m²) bei einer Filterlaufzeit von etwa einem halben Jahr reduziert sich dieser theoretische Rückhalt auf 76 g Zink, 11 g Kupfer, 1.345 g MKW, 2 g PAK sowie 40 g MTBE (Tabelle 60).

Es ist feststellbar, dass die Zulauffracht zum Behandlungssystem sowie zum Filterelement, die am Standort gemessen wurde, aufgrund der geringeren angeschlossenen Fläche geringer ist im Vergleich zur Zulauffracht, die für den theoretischen Rückhalt des Filters zugrunde gelegt wurde. Im Gegensatz dazu ist festzustellen, dass der Rückhalt des Filterelementes trotz dieser geringeren Zulauffracht deutlich niedriger ist im Vergleich zu den Laborergebnissen der Säulenversuche Variante B+.

Tabelle 60: Gegenüberstellung der Ergebnisse aus Labor- und Feldversuchen für den Standort Mönchengladbach

	MKW	PAK	MTBE	Zn	Cu	AFS
Säulenversuch Variante B+						
Zulaufnachfracht (Ae,b=10.000m ² , Laufzeit=1a) (g)	17.150	23	692	1.356	159	
Rückhalt gemittelt über alle Regenspenden (%)	98	99	73	70	88	
Theoretisch zurückgehaltene Fracht (Ae,b=10.000m ² , Laufzeit=1a) (g)	16.807	23	505	949	140	
Filtapex Standort Mönchengladbach						
Zulaufnachfracht (Ae,b=1.600m ² , Laufzeit=0,5a) (g)	1.372	2	55	108	13	40.000 ¹⁾
Theoretisch zurückgehaltene Fracht (Ae,b=1.600m ² , Laufzeit=0,5a) (g)	1.345	2	40	76	11	-
Zulaufnachfracht gemessen - Gesamtsystem (g)	2.370	0,4	-	207	36	107.000
Zulaufnachfracht gemessen - Filterstufe (g)	2.992	0,3	-	164	15,5	20.100
Rückhalt ermittelt - Gesamtsystem (g)	341	-	-	56	19	84.800
Rückhalt ermittelt - Gesamtsystem (%)	15	-	-	26	55	77
Rückhalt ermittelt – Filterstufe ²⁾ (g)	108	-	-	11	3	12.400
Rückhalt ermittelt – Filterstufe ²⁾ (%)	5	-	-	5	8	12

¹⁾ 50 g AFS/(m²·a) nach DIBt [2015]

²⁾ Auswertung der Filtrationsstufe anhand der Feldsäulen

Der messbare Rückhalt der Filterstufe in situ ist deutlich geringer als im Labor. Einen großen Einfluss auf den Stoffrückhalt hat die Kontaktzeit zwischen Filter und Schadstoff. Die Säulenversuche wurden mit unterschiedlichen Regenspenden (bis maximal 25 l/(s·ha)) bei gleichen Stoffkonzentrationen beschickt. Trotz vergleichbarer mittlerer Regenspenden (Tabelle 55), die am Standort Mönchengladbach gemessen wurden, zeigt sich für viele Regenereignisse, dass die maximalen Regenspenden darüber lagen. Die maximale Regenintensität tritt sehr häufig zu Beginn des Regen auf und hat zwei Effekte. Einerseits bewirken sie eine Mobilisierung der Stoffe von der Straßenoberflächen und führen zu dem typischen Spülstoß zu Ereignisbeginn [Stenstrom et Kayhanian, 2005]. Andererseits werden trifft der Spülstoß mit hohen Durchflussgeschwindigkeit auf das System sowie auf den Filter, sodass hieraus eine kürzere Kontaktzeit im Filterelement resultiert. Aufgrund der großen Filterfläche ist es nicht auszuschließen, dass sich bevorzugte Fließwege einstellen und die Kontaktzeit und damit auch der Rückhalt ebenfalls verringert sind.

Eine weitere Ursache für die deutlich abweichenden Ergebnisse ist die Zusammensetzung der Verkehrsflächenabflüsse. So unterscheidet sich die komplexere Niederschlagswassermatrix in natura sehr von der Zusammensetzung im Labor. Im Rahmen der Laboruntersuchungen mit Verkehrsflächenabflüssen wurde bereits deutlich, dass durch die Anwesenheit von gelösten organischen Verbindungen sowie auch Metallionen der Rückhalt einzelner Schadstoffe reduziert wird (Kap. 4.2.4.3).

Neben den bereits dargestellten Gründen für den reduzierten Rückhalt des Behandlungssystems und insbesondere des Filtermoduls sind die Gewinnung der zugrundeliegenden Daten und die hierfür erforderliche Probenahme ein wesentlicher Einflussfaktor (siehe Kap. 5.4).

5.4 Herausforderung Probenahme im Feld

Die Beprobung von Regenereignissen ist für die Beurteilung der Rückhalteleistung der untersuchten dezentralen Systeme essentiell. Eine bloße Bestimmung der zurückgehaltenen Stoffe im Sedimentationsraum sowie im Filter ermöglicht noch keine Aussage zum Rückhalt des Systems. Eine Bilanzierung des Systems ist ebenfalls nicht möglich, da die Belastung des Anlagenzulaufes unbekannt ist. Aus diesem Grund wurden der Zulauf und der Ablauf der Gesamtanlage sowie der Zulauf zum Filter mittels automatischer Probenehmer beprobt.

Da die Niederschlagsabflüsse aufgrund des variablen Regengeschehens sehr dynamisch verlaufen, wurde eine durchflussproportionale Probenahme verwendet. Die dafür notwendige Messung des Durchflusses erfolgte im Ablauf des dauereingestauten Systems, da der Ablauf bei diesen dezentralen Systemen mit kurzen Fließstrecken im Gegensatz zum Zulauf unbeeinflusst ist von Störungen durch Rückstaueffekte. Diese ergeben sich durch den steigenden Wasserspiegel in der Sedimentationskammer mit teilweisem oder vollständigem Einstau des Zulaufrohres. Um Einflüsse zu vermeiden, wurde das für die durchflussvolumenabhängige Steuerung der automatischen Probenehmer erforderliche Durchflussmessgerät im Ablauf des Filters genutzt. Dabei konnten mit einem magnetisch-induktiven Durchflussmessgerät gute Erfahrungen gesammelt werden.

Die zweite Herausforderung bei Felduntersuchungen ist der Betrieb der Geräte ohne Netzstromversorgung vor Ort. Aus diesem Grund wurde mit einer akkubetriebenen Durchflussmessung sowie akkubetriebenen Probenehmern gearbeitet. Dies schränkte den Einsatzbereich bzw. die Anzahl der Messpunkte pro Zeitintervall in Wuppertal und anfangs auch in Mönchengladbach ein, sodass die Durchflussdaten nur alle zwei Minuten bestimmt werden konnten, um eine akzeptable Haltbarkeit der Akkus zu erhalten.

Grundsätzlich soll eine Probenahme die zu messenden Regenereignisse so vollständig wie möglich erfassen. Der Betreuungsaufwand durch das Personal muss jedoch in einem vertretbaren Rahmen bleiben, sodass sich für eine Beprobung stärkerer Regenereignisse entschieden wurde, um unter anderem auch das notwendige Probevolumen für die spätere Analyse, welches aufgrund der Vielzahl organischer Parameter mit ca. 1,6 l besonders hoch war, zu gewinnen. Sehr kleine Regenereignisse wurden durch die Vorgabe eines Grenzwertes zur Aktivierung der Probenahme ausgeschlossen. Des Weiteren wurde der Grenzwert von 0,5 l/s zur Beendigung des Probenahmeprozesses gesetzt, sodass nicht der gesamte Nachlauf eines Regenereignisses bzw. in Wuppertal auch das Fremdwasser mit beprobt werden sollte. Es wurde festgestellt, dass die Durchflussmessung bei fehlendem Durchfluss minimale Schwankungen aufwies, im Bereich von $\pm 0,2$ l/s.

Die Abbildung 138 zeigt beispielhaft die mittels Datenfernübertragung aufgezeichneten Messdaten für das Regenereignis vom 08.07.2015 am Standort Mönchengladbach. Erkennbar sind die sehr geringen Niederschlagsmengen vor dem eigentlichen Ereignis, die aufgrund der Benetzungs- und Verdunstungsverluste nur zu geringen Bewegungen in der Durchflusskurve führten. Mit Einsetzen des stärkeren Niederschlages sowie dem etwas verzögerten Anstieg des Durchflusses wurden die Probenehmer um ca. 16.45 Uhr bei einem Startwert von 3 l/s aktiviert. Deutlich wird an dieser Stelle auch die leichte Auslöseverzögerung.

zung. Anschließend wurden die Proben durchflussproportional gezogen und die Probenahme nach Unterschreitung des Grenzwertes von 0,5 l/s beendet.

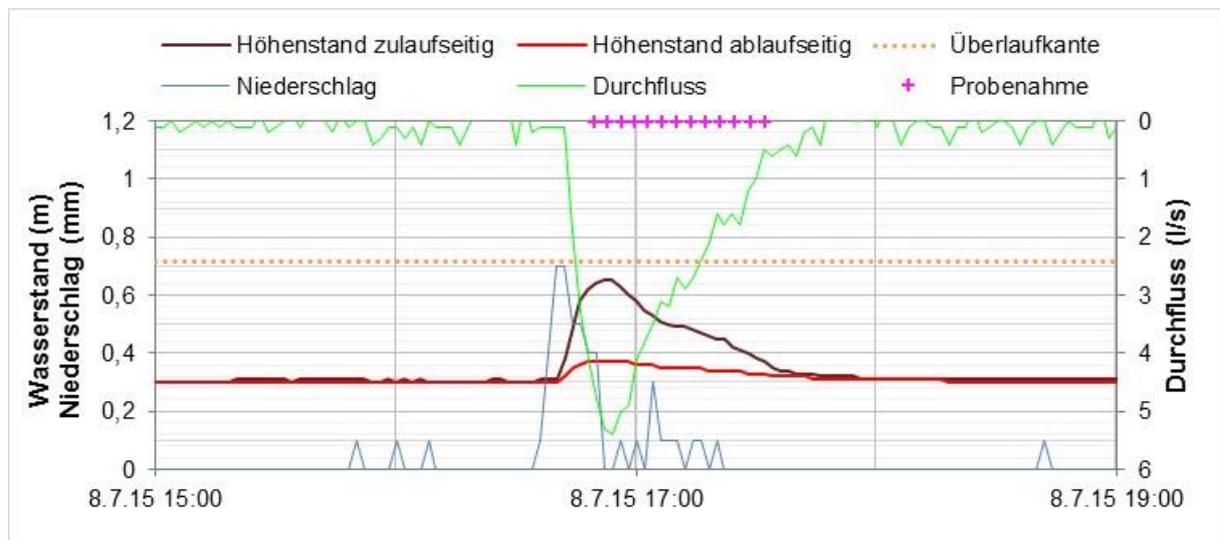


Abbildung 138: Messdaten des Regenereignisses vom 08.07.2015 (3 l/s Startwert)

Die Position der Probenahmeschläuche direkt im bzw. neben dem Zu- und Ablauf ermöglichten eine unmittelbare Probenahme am Anfallort. Bei genauer Betrachtung der Höhenverhältnisse des Systems und der Ruhewasserspiegellagen wird deutlich, dass das Wasser während der Ruhephase an der Unterkante des Auslaufrohrs bzw. 2 cm unterhalb der Unterkante des Zulaufrohrs steht. Konstruktionsbedingt betrug die Höhendifferenz zwischen Zu- und Ablauf in Mönchengladbach nur 2 cm. Dies hat für die Beprobung des Zulaufs zur Folge, dass zu Beginn des Regenereignisses mit der Probe immer auch altes Wasser aus dem dauereingestauten Filtersystem gezogen wird. Das Wasservolumen in der Sedimentationskammer – noch bestehend aus altem Zulauf des vorangegangenen Regenereignisses – weist daher nach zwischenzeitlich erfolgter Sedimentation eine deutlich geringere Verschmutzung auf. Ein Austausch des Wasservolumens erfolgt jedoch erst während des Regenereignisses, wobei je nach Zulaufvolumen nur ein Teil des Wasservolumens ausgetauscht wurde. Die Konzentrationen in den Zulaufproben sind daher zumindest zu Beginn der Regenereignisse tendenziell als etwas zu gering einzuschätzen, sofern keine Remobilisierung im dauereingestauten System erfolgte.

Die Beprobung von geringen und schwankenden Abflüssen stellt grundsätzlich eine Herausforderung dar [Barjenbruch et al., 2016]. Insbesondere wenn die variable Regenintensität zu einer Überschreitung des ermittelten behandlungspflichtigen Abflusses (15 l/(s*ha) bzw. 5 l/(s*ha)) und zu einem kurzen Anspringen der Notentlastung führte. Dies trat mit zunehmender Kolmation des Filters häufiger auf. Eine Probennahme bei Behandlungssystemen mit vermischtem Ablauf (Filter und Überlauf) gestaltet sich auch daher im Feld schwierig.

6 Dimensionierungs- und Betriebsrichtlinien

Grundsätzlich wird bei der Behandlung von Niederschlagsabflüssen zwischen dem Rückhalt von partikulären und gelösten Stoffen unterschieden. Während für den partikulären Stoffrückhalt eine möglichst gute Sedimentation und ein effektiver Filteraufbau (z. B. mehrschichtig) von Bedeutung ist, sind dies bei dem Rückhalt von gelösten Stoffen v. a. Fällungs- und Adsorptionsprozesse, die abhängig von der Durchfluss- bzw. Kontaktzeit sind.

Ein Filter zur Regenwasserbehandlung ist grundsätzlich individuell hinsichtlich der vorgegebenen Reinigungsanforderungen aufzubauen. Voraussetzung dabei ist, eine Durchlässigkeit zu gewährleisten, die auch am Ende der geplanten Standzeit noch ausreichend ist, um den vorgegebenen behandlungspflichtigen Abfluss noch durch den Filter zu leiten und damit behandeln zu können. Bei dem Rückhalt gelöster Stoffe ist dagegen erforderlich, von Beginn an den gewünschten Rückhalt zu erreichen, auch wenn zu Beginn bei höheren Volumenströmen aufgrund der Anfangsdurchlässigkeit die Kontaktzeiten am kürzesten sind.

Grundsätzlich können zwei Effekte die Standzeit limitieren (Huber et al., 2014). Die Standzeit ist limitiert durch das hydraulische Betriebsversagen der Anlage. Häufig wird hierbei eine Kolmation beobachtet, welche meist durch erhöhte Feststoffbelastung in Kombination mit kolmationsfördernden Randbedingungen der Örtlichkeit (z. B. mineralische Streustoffe, Baustaub oder organische Belastung aus Pollenflug, Blüten sowie Laub) ausgelöst wird. Oder die Standzeit ist durch das stoffliche Betriebsversagen der Anlage bzw. eine signifikante Reduktion der stofflichen Rückhalteleistung limitiert. Hierbei ist im Regelfall die Rückhaltekapazität des Filtersubstrats hinsichtlich der Schwermetalle erreicht.

Unter Berücksichtigung eines ausreichenden Rückhalts gelöster Stoffe ist aus physikalischen Gründen die Standzeit eines Filters umso kürzer, je mehr Feststoffe zurückgehalten werden. Es gilt der Zusammenhang zwischen „Wirkung“ und „Wartung“.

Aufgrund der i. d. R. deutlich höheren Beladungskapazität des Filtermaterials zum Rückhalt von gelösten Stoffen über die Zeit ist die Kolmation des Filters der limitierende Faktor und damit bei der Dimensionierung von Filtersystemen der zentrale Punkt.

6.1 Einflussfaktoren auf die Dimensionierung und die Standzeit dezentraler Systeme

Bislang sind über 60 Filterschachtsysteme des Typs FiltaPex Standard (mit integriertem Filter) in Deutschland eingebaut worden. Die gemachten Erfahrungen basieren auf einer Reihe von messtechnischen Betriebsbegleitungen (Füllstandsmessungen im Zu- und Ablauf, Durchflussmessungen) sowie auf vereinzelte Probenahmen aufgrund der Vorgaben der erteilten Genehmigung und Inaugenscheinnahmen. Systembedingt kolmatisiert ein Filter durch den Rückhalt von Partikeln nach einer gewissen Betriebsdauer. Bei dem System FiltaPex Standard wird bei „normalen“ Verschmutzungen von einer Standzeit von einem Jahr ausgegangen.

Es hat sich im Rahmen der Betriebsbegleitung dieses Forschungsprojektes gezeigt, dass eine Reihe von unterschiedlichen Einflussfaktoren die Standzeit der Systeme verlängernd

oder verkürzend beeinflussen (Abbildung 139). Hierbei kann zwischen temporären, dynamischen und statischen Faktoren unterschieden werden.

Tabelle 59 zeigt eine Übersicht von Einflussfaktoren und deren Auswirkungen auf die Standzeit der Filtersysteme. Die Wartungsintervalle und die intensiven Betriebskontrollen, die innerhalb der ersten Monate empfohlen werden, sollten an die Einflussfaktoren des jeweiligen Standortes angepasst werden.

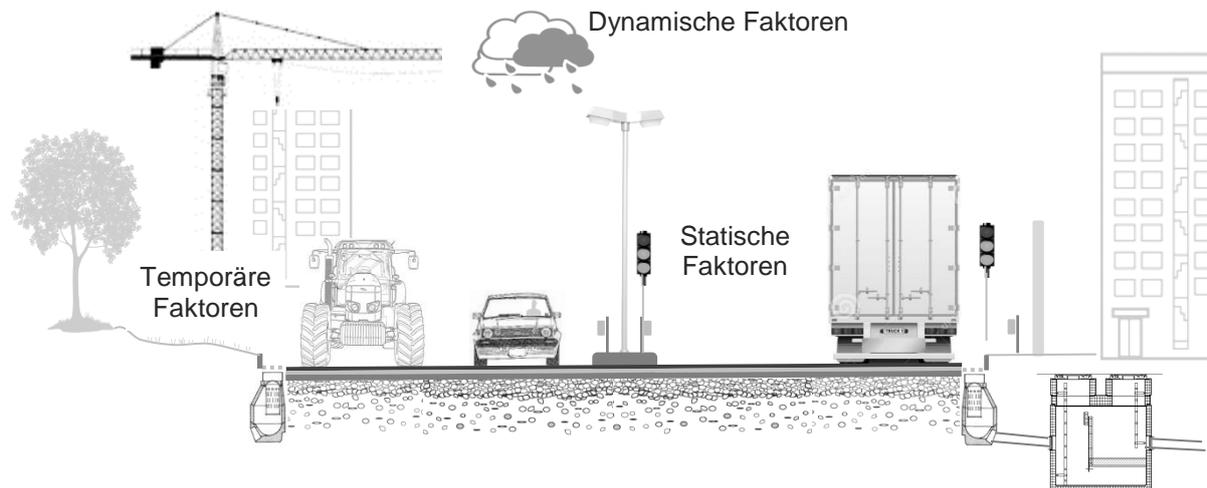


Abbildung 139: Einflussfaktoren auf die Dimensionierung und den Betrieb dezentraler Systeme [Vesting, 2016].

Ein wesentlicher **statischer Einflussfaktor** auf die Standzeit eines Filtersystems ist der **Aufbau des Systems**. Die auf dem Markt verfügbaren dezentralen Systeme weisen je nach Anwendungsbereich einen unterschiedlichen Aufbau auf (siehe Tabelle 8). So verfügen beispielsweise kleinere Systeme, die nachträglich in Straßeneinläufe integriert werden können, nur über einen Filtereinsatz sowie einen Schlammfang. Größere dezentrale Systeme wie z. B. Filterschachtsysteme weisen einen Sedimentationsraum mit ggf. Einbauten wie Lamellenabscheider sowie eine zusätzliche Filtereinheit auf. Die Abstimmung der Funktionseinheiten (Vor)Sedimentation und Filtration ist hierbei essentiell. Je besser die Sedimentation funktioniert, umso weniger Feststoffe werden in den Filter eingetragen und umso stärker wird die Kolmationsneigung reduziert.

Neben dem Aufbau der Anlage wird die Neigung zur Kolmation beeinflusst durch den **Betrieb der Anlage**. Hierbei sind Anlagen, die im Wechselstau betrieben werden, weniger empfindlich gegenüber einer Kolmation als dauereingestaute Systeme [Kaufmann, 2008]. Das zwischenzeitliche Austrocknen des Filters unterstützt den Erhalt der Filterdurchlässigkeit. Filterschachtsysteme mit aufwärts durchströmten Filterelementen werden jedoch konstruktionsbedingt im Dauerstau betrieben.

Grundlage für die Planung der Anlage bildet die **Größe der angeschlossenen befestigten Fläche** sowie die sich daraus ergebende spezifische Anschlussfläche pro Filterfläche. Die für ein System FiltaPex Standard BE-2200 angegebene spezifische Anschlussfläche von $0,4 \text{ m}^2/\text{cm}^2$ gilt für einen Standort mit geringer bzw. normaler stofflicher Belastung. Ist im Rahmen der Planung davon auszugehen, dass aufgrund der Randbedingungen am Standort

die Belastung für das dezentrale System im späteren Betrieb höher sein wird als im Normalfall, so ist bereits hier eine geringere spezifische Anschlussfläche anzusetzen. Alternativ wäre von einem verkürzten Wartungsintervall auszugehen. Häufig werden weitere Flächen aufgrund der örtlichen Topographie zusätzlich abflusswirksam, die in der Planung nicht berücksichtigt wurden. Die Folgen sind eine stärkere hydraulisch sowie stoffliche Belastung und daraus resultierend eine kürzere Standzeit des Behandlungssystems. Bei Systemen mit Notüberlauf erfolgt ggf. eine frühzeitigere Entlastung. In Tabelle 59 Tabelle 61 sind eine Auswahl an Einflussfaktoren und deren Auswirkungen auf die Standzeit zusammengefasst.

Neben der Größe der angeschlossenen Fläche sind für die stoffliche Belastung dezentraler Systeme **die Verkehrsbelastung und die Art der Anschlussfläche** wichtige Einflussgrößen. Die Höhe der Verkehrsbelastung angegeben durch die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) stellt i. d. R. die Bezugsgröße zur Einschätzung der zu erwartenden Verschmutzung der Niederschlagsabflüsse dar. In NRW wird die Behandlungsbedürftigkeit von Verkehrsflächenabflüssen in Abhängigkeit vom Verschmutzungsgrad der an die Einleitungsstelle angeschlossenen Flächen (Kategorie I bis III) [MUNLV, 2004] anhand der DTV charakterisiert [Feldhaus et al., 2009]. Es wurde jedoch festgestellt, dass ab einer bestimmten DTV ein weiterer Anstieg der Verkehrsbelastung nicht zwingend zu einem Anstieg der Stoffkonzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen führt [Grotehusmann et al., 2010; Kayhanian et al., 2012a]. Die Verkehrsdichte kann daher nur eine Orientierung für die Oberflächenverschmutzung sowie für die Standzeitprognose sein [Welker und Dittmer, 2005; Kayhanian et al., 2003].

Vielmehr wird deutlich, dass insbesondere in **Kreuzungs- und Ampelbereichen** aufgrund der Brems- und Beschleunigungsvorgänge hohe Abflussbelastungen auftreten. Durch den erhöhten Bremsen- und Reifenabrieb kommt es zu einer Erhöhung des Feinpartikelanteils und auch einer verstärkten Freisetzung von Schwermetallen [Helmreich, 2010; Horstmeyer et al., 2016]. Leichtflüssigkeiten werden ebenfalls vermehrt freigesetzt. Neben der Verkehrsdichte und dem Verkehrsfluss sind auch der Anteil des ruhenden Verkehrs sowie die Fahrzeuggewichtsklasse relevant. Insbesondere **LKW und Busse** verursachen einen wesentlichen Teil der verkehrsbedingten Feinstaubemissionen [Nielsen et al., 2003; UBA, 2009]. Gegenüber Straßen sind **Parkplätze** aufgrund der geringeren DTV meistens gering belastet z. B. mit AFS [Dierschke, 2014]. Dies trifft besonders auf Behörden- und Firmenparkplätze zu, die nur einmal pro Tag belegt sind [Huber et al., 2016c]. Dennoch kann auch vom ruhenden Verkehr die Belastung von Verkehrsflächenabflüssen z. B. aufgrund von Tropfverlusten [Lambert, 2015] oder eines hohen Lkw-Anteils [Grotehusmann und Kasting, 2002] erhöht sein.

Flächen der Kategorie I und IIa werden in NRW nur in reduzierter Form mit $5 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ bei der Dimensionierung der Anlagen berücksichtigt [MUNLV, 2004]. Unberücksichtigt bleibt bei diesem Ansatz, dass von den Flächen dieser Kategorie unabhängig von der Nutzung gleichermaßen oder erhöht Partikel in die Behandlungsanlage eingetragen werden können, die maßgeblich zur Kolmation führen können.

Tabelle 61: Übersicht von Einflussfaktoren des Betriebs auf ein Filtersystem – erweitert nach [DWA, 2013; Welker und Huber, 2014]

Einflussfaktor		Auswirkung Kolmation bzw. Standzeit	
<i>Aufbau und Betrieb des Filtersystems</i>	Vorsedimentation	+	
	Anlage im Wechselstau	+	
	Anlage im Dauerstau	-	
<i>Größe und Art der Anschlussfläche</i>	spezifische Anschlussfläche je Filterfläche ($A_{e,b}/A_F$)	Planmäßig $A_{e,b}/A_F < 0,4 \text{ m}^2/\text{cm}^2$	o
		Zusätzliche unberücksichtigte abflusswirksame Flächen	-
	Verkehrsbelastung und Art der Anschlussfläche	Anzahl d. Kfz / Kategorie	o / -
		Kreuzungs- oder Ampelbereich	-
		Anteil an LKW und Bussen	-
		Autobahn	o
		Parkplatz	+
	Gefälle der Straße	-	
	Gefälle des Kanals	-	
	Fehlende Schmutzfangemimer in den Straßeneinläufen	-	
	Bordsteine, Lärmschutzwände, seitliche Bebauung	-	
	Anzahl der Fahrspuren, Standstreifen	+	
	Fremdwasser	Eindringendes Grundwasser	-
		Fehleinleitungen aus Schmutzwasserkanälen	-
	<i>Jahreszeitliche und Temporäre Einflüsse</i>	Vegetation	Pollen
Blüten, Pflanzensamen			-
Herbstlaub			-
Gefälle der Oberfläche (Bodenerosion)		-	
Straßenreinigung		+	
Winterdienst		-	
Baustellen im Einzugsgebiet		-	
Landwirtschaftlicher Verkehr		-	
Hohe Regenintensitäten bei Starkregenereignissen	-		

- + positiver Einfluss
- o neutraler Einfluss
- negativer Einfluss

Das Abflussgeschehen sowie die Dynamik der Stoffe in Niederschlagsabflüssen hängen vom **Gefälle der Straße bzw. Oberflächen** sowie des Regenwasserkanals ab. Ein großes Gefälle, so wie es am Standort Wuppertal vorzufinden war, führt einerseits dazu, dass sowohl das gesamte Stoffspektrum – feine als auch grobe Partikel – abgetragen und transportiert werden. Andererseits werden die Stoffe dem Behandlungssystem mit einer hohen Fließgeschwindigkeit zugeführt. Eine andere Untersuchung berichtet dazu von einer unterschiedlichen Beaufschlagung von Straßenabläufen und der daraus resultierenden Verstopfung aufgrund eines nicht planmäßig ausgeführten Straßengefälles [DWA, 2013].

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurde an beiden Standorten (Wuppertal und Mönchengladbach) festgestellt, dass auf das **Einhängen von Schmutzfangeimern** oder -körben in die Straßeneinläufe verzichtet wurde. Der Grund hierfür liegt sehr wahrscheinlich in dem Ziel der Minimierung des Reinigungsaufwandes sowie in der Annahme, dass das Filterschachtsystem diese Reinigungsaufgabe mit übernimmt. Für das System stellt der erhöhte Schmutzfrachteintrag dennoch eine Mehrbelastung dar mit der Folge einer schnelleren Kolmation des Filters.

Bedingt durch Aufwirbelungen und Spritzwasser werden Anteile der Verkehrsflächenabflüsse in das Umland auf angrenzende Oberflächen verteilt [Langbein et al., 2005]. Sie sind dann in den angrenzenden Boden wiederzufinden oder lagern sich Geh- und Radwegen sowie Randstreifen und Standspuren ab. Dieser Effekt wird durch **Bordsteine, Lärmschutzwände oder seitliche Bebauung** reduziert [Scheiwiller, 2008]. Schmutzstoffe lagern sich vor dem Bordstein oder der Bebauung ab und werden während der nächsten Regenereignisse abgeschwemmt [Dierschke, 2014]. Der Effekt von Bordsteinkanten auf eine Änderung der Deposition wurde in *Driscoll et al.* (1990) erwähnt und anhand weiterer Untersuchungen in *Irish et al.* (1998) und *Li et al.* (2008) diskutiert. Einen weiteren Einfluss auf die Belastung der Verkehrsflächenabflüsse haben die **Anzahl der Fahrspuren und der Randstreifen**. Der Effekt, dass Feststoffe und Spritzwasser in das Umland verweht werden, ist bei schmalen Straßen bzw. Randstreifen ausgeprägter. Demgegenüber steht bei sehr breiten Straßen eine größere Fläche für die Ablagerung zur Verfügung, sodass mehr Feststoffe in den Abfluss gelangen. Durch die größere Fläche tritt jedoch aufgrund der größeren Niederschlagsmenge ein Verdünnungseffekt ein. Deutlich wird dies beispielsweise in geringeren Feststoffkonzentrationen in Autobahnabflüssen gegenüber Abflüssen von Stadt- oder Landstraßen [Schäfer, 1999].

Neben den Flächen, die unplanmäßig an das dezentrale Behandlungssystem angeschlossen sind, kann weiteres **Fremdwasser** zu einer Erhöhung des Volumenstroms und dadurch möglicherweise bei Systemen mit einem Bypass bei Regenereignissen zu einer schnelleren Entlastung führen. Fehleinleitungen aus Schmutzwasserkanälen weisen Abwasserinhaltsstoffe auf, die zu einer Beeinflussung eines Filterelementes z. B. durch Biofilmbildung führen können mit der Folge einer reduzierten Filterdurchlässigkeit.

Neben den statischen Einflussfaktoren resultierend aus der Behandlungsanlage selbst sowie den daran angeschlossenen befestigten Flächen führen häufig **temporäre Einflüsse**, die teils nur kurzzeitig einwirken, zu einer schnelleren Kolmation des Filters. Eine wesentliche und schwer abzuschätzende Einflussgröße auf die Filterstandzeit ist die **Vegetation** am Standort. Für einen bestimmten Zeitraum im Jahr können sich die Anzahl, Größe und Art der

Pflanzen im Einzugsgebiet stärker auf die Belastung des Filters auswirken. Im Frühjahr verursachen Blüten und Pollen einem Eintrag an organischen Feststoffen in die Systeme. Diese gelangen nach vorheriger Akkumulation auf der Straßenoberfläche teils innerhalb eines einzigen Regenereignisses als Stoßbelastung in das System und den Filter. Insbesondere **Pollen** stellen aufgrund ihrer organischen Beschaffenheit, ihrer kleinen Partikelgröße von 10 µm bis 100 µm sowie der schlechten Absetzeigenschaften eine wesentliche Kolmationsursache dar [Welker et al, 2013]. Daran zeitlich anschließend sind auch kleinere, ebenfalls schlecht sedimentierbare **Pflanzensamen** ein Kolmationsrisiko für Filter. Am Standort Wuppertal führte dies zu einer vollständigen Belegung der Filterunterseite. Im Herbst führt eingetragenes **Laub** zu einem erhöhten Feststoff-Aufkommen, sofern dieses nicht durch Schmutzfangeimer in Straßeneinläufen oder durch die Straßenreinigung entfernt bzw. teilweise zurückgehalten wird [Selbig, 2016].

Von unbefestigten Flächen im Einzugsgebiet können bei ausreichender Niederschlagshöhe und -dauer Feststoffe aus dem Boden erodieren und in den Verkehrsflächenabfluss eingetragen werden. Ein zur Verkehrsfläche geneigtes Gefälle unterstützte diesen Prozess der **Bodenerosion**, sodass hieraus je nach Größe der unbefestigten Fläche ein relevantes Feststoffaufkommen resultieren kann [Dierschke, 2014].

Der **Winterdienst** führt des Weiteren zu einem verstärkten Eintrag von Feststoffen mit hohen Feinstoff- oder Organikanteilen. Im Winterquartal sowie danach werden aufgrund des eingesetzten Auftausalzes und der Streuung von Split aus der angegriffenen Fahrbahndecke Feststoffe freigesetzt. Des Weiteren bewirken Auftausalze eine Destabilisierung des Bodengefüges und hierdurch einen erhöhten Feinpartikeleintrag in die Behandlungsanlage [Hilliges, 2007]. Die deutlich schlechtere Absetzbarkeit der Feststoffe in Verkehrsflächenabflüssen während der Streusalzphase wurde am Standort Wuppertal ebenfalls in Form Schicht bestehend aus aufschwimmenden Feststoffen beobachtet (Abbildung 91). Dabei ist zu beachten, dass Auftausalze aus verschiedenen Stoffen (z. B. Natriumchlorid, Calciumchlorid und Magnesiumchlorid) bestehen und diese unterschiedlich verwendet werden [Huber et al., 2015c]. Auftausalze haben auch einen Einfluss auf die Remobilisierung bereits zurückgehaltener Schwermetalle [Tromp et al., 2012; Huber et al., 2016b].

Bedingt durch **Baustellen** im Einzugsgebiet können Baustellenverkehr, erhöhte Staubbildung oder Bodenerosion zu einer erhöhten und nach längeren Trockenperioden auch zu einer stoßartigen Zunahme der Feststofffrachten in Oberflächenabflüssen führen. [DBU, 2014]. Von baustelleninduzierten Emissionen können relevante Beiträge zur Partikel PM10-Konzentration ausgehen [LUBW, 2015]. Durch **landwirtschaftlichen Verkehr** kann es ebenfalls zu einem erhöhten Schmutzfrachteintrag kommen [Nadler und Meißner, 2007; Hauraton, 2012]. Diese punktuellen Einträge übersteigen um ein Vielfaches den durchschnittlichen Feststoffeintrag und können hierdurch dezentrale Systeme kurzfristig verstärkt belasten [Dierschke, 2014]. Dem gegenüber entfernt eine vorhandene **Straßenreinigung** den überwiegend gröberen Anteil der Feststoffe in Abhängigkeit von dem jeweiligen Reinigungsintervall sowie der Effektivität der Fahrzeuge [Horwath und Bannerman, 2009; Renschen, 2010].

Weitere signifikante **dynamische Einflussfaktoren** sind die Niederschlagsmenge und die maximale Intensität eines Regenereignisses. Gerade bei **Starkregenereignissen** bewirkt die hohe Regenintensität, dass die Schmutzstoffe von der Oberfläche mobilisiert und abgespült werden [Langbein et al., 2006; Terzakis et al., 2008]. In Abhängigkeit vom Einzugsgebiet können ausgeprägte Spülstöße auftreten [Kayhanian et al., 2012a; Nadler und Meißner, 2007]. Neben der Menge an Feststoffen ist auch die hydraulische Belastung des Filters während Starkregenereignissen von Bedeutung. Die Beaufschlagung des Filters mit einer hohen Feststofffracht in sehr kurzer Zeit stellt für den Filter einen kritischen Zustand dar. Bei Systemen mit Bypass besteht die Möglichkeit der Entlastung. Bei dem im Rahmen des Projektes untersuchten FiltaPex-System erfolgte der Notüberlauf über die Trennwand. Dies hatte am Standort Wuppertal zur Folge, dass bei häufiger Entlastung die mit dem abgeschlagenen Wasser transportierten Feststoffe sich auf der Filteroberseite ablagerten. In Abhängigkeit vom gewählten Filteraufbau besteht dadurch auch die Möglichkeit einer Sedimentschicht von der Filteroberseite, die ggf. auch zu einer Reduktion der Filterdurchlässigkeit führen kann.

Aufgrund der unterschiedlichen, standortspezifischen Einflussfaktoren ist der Betriebsverlauf dezentraler Behandlungssysteme an jedem Standort individuell. Dies bedeutet insbesondere, dass die Standzeit des Systems sowie die Zeitpunkte des Anspringens des Notüberlaufes variieren. Ausgehend von der planmäßigen Standzeit unter normalen Bedingungen können unter Berücksichtigung der Standortfaktoren sowie bisheriger Erfahrungen an anderen Standorten die Standzeit mit Inbetriebnahme zunächst durch den Hersteller abgeschätzt und Wartungsintervalle festgelegt werden. Diese individuell festgelegten Wartungs- und Reinigungsintervalle sind im späteren Betrieb jedoch zu überprüfen. Dies kann u. a. mittels einer messtechnischen Betriebsbegleitung mindestens bis zum ersten Wartungszeitpunkt erfolgen. Hierdurch können die statischen und teilweise auch die dynamischen einzugsgebietsspezifischen Einflussfaktoren auf die Standzeit des Systems erfasst werden. Bei einer reinen Inaugenscheinnahme besteht das Risiko, dass eine Kolmation nicht rechtzeitig erkannt wird und dauerhaft unbehandeltes Niederschlagswasser über den Notüberlauf ins Gewässer abgeschlagen wird. Die temporären Einflussfaktoren auf die Standzeit können bei der Dimensionierung nicht berücksichtigt werden. Dies wäre ausschließlich über eine dauerhafte messtechnische Überwachung möglich.

6.2 Dimensionierung

Im Rahmen der Dimensionierung erfolgt die Festlegung der Anlagengröße sowie der Wartungsintervalle. Ein wesentlicher Eckpfeiler bildet hierbei Standzeit des Filters bzw. des Systems. Für das FiltaPex-System hat sich eine Standzeit von etwa einem Jahr ergeben. Eine Verlängerung der Wartungsintervalle durch eine entsprechend größere Auslegung des Systems ist möglich.

Die Dimensionierung umfasst im Wesentlichen die geplante Standzeit des Systems, die zu erwartenden Bau- und Betriebskosten sowie die geforderte Reinigungsleistung (Abbildung 140). Die Reinigungsanforderungen sind für Nordrhein-Westfalen in den Erlassen des Umweltministeriums geregelt [MUNLV, 2004; MKULNV 2012]. Das wesentliche Kriterium ist hierbei die Vergleichbarkeit mit zentralen Anlagen (RKB), d. h. die Gewährleistung eines Rückhaltegrades von $AFS_{\text{fein}} > 50 \%$ [MKULNV, 2014]. Erhöhte Reinigungsanforderungen

als Auflage der zuständigen Behörde an einem sensiblen Standort oder als Wunsch des Betreibers machen eine Anpassung des Systems notwendig und haben damit Auswirkungen auf die Standzeit und die Investitions- und Betriebskosten.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurde ein Filter entwickelt, der weitergehende Reinigungsanforderungen hinsichtlich organischer Spurenstoffe erfüllen soll. Der Filter wurde in bestehende FiltaPex-Systeme an den Standorten Wuppertal und Mönchengladbach integriert, deren Dimensionierung bereits vorher erfolgt war. Der Einbau des Filters in die vorhandenen Systeme führte aufgrund des komplexeren Filteraufbaus (höherer Aufbau und kleinere Körnungen) zu einer geringeren Durchlässigkeit und unter Beibehaltung der örtlichen Randbedingungen zu einer Verkürzung der Filterstandzeit. Des Weiteren waren mit dem Einbau des modifizierten Filters auch weitere Kosten verbunden.

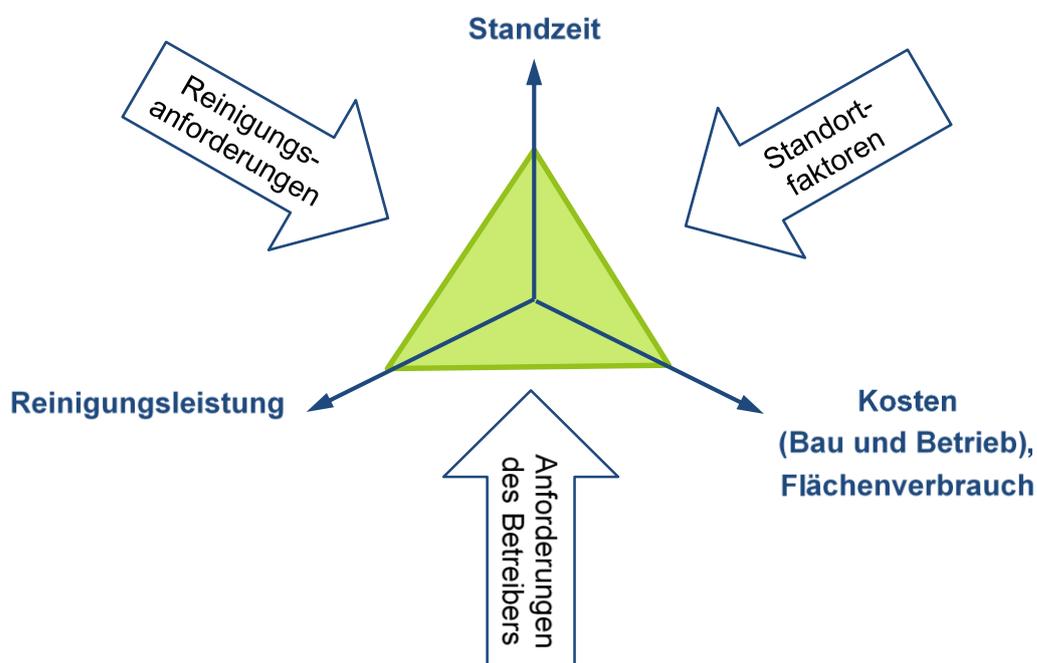


Abbildung 140: Wechselwirkungen der Dimensionierung dezentraler Behandlungssysteme

Ziel ist es, einen möglichst wirtschaftlichen Kompromiss zwischen der erzielbaren Reinigungsleistung und dem erforderlichen Wartungsaufwand zu erreichen. Um diesen auch realistisch abzuschätzen zu können bzw. das System objektiv zu dimensionieren, ist eine Aufnahme der örtlichen Randbedingungen unabdingbar. Der Kolmationsprozess eines Regenwasserfilters ist aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren (siehe Tabelle 59Tabelle 61) so komplex, dass bei der Dimensionierung eine Reihe von Annahmen und Festlegungen getroffen werden müssen. Um den Einfluss der Standortfaktoren im Rahmen der Dimensionierung transparenter zu machen und entsprechend berücksichtigen zu können, wurde nachfolgende Matrix entwickelt. Hierdurch ergibt es eine prognostizierte Standzeit bzw. Zeitbereich, der je nach Anzahl der Einflussfaktoren mehr oder weniger breit ausfällt (Abbildung 141). Wie sich das System bei den vorhandenen Standortfaktoren tatsächlich verhält, zeigt sich erst im Betrieb.

Durchlässigkeit des Filters

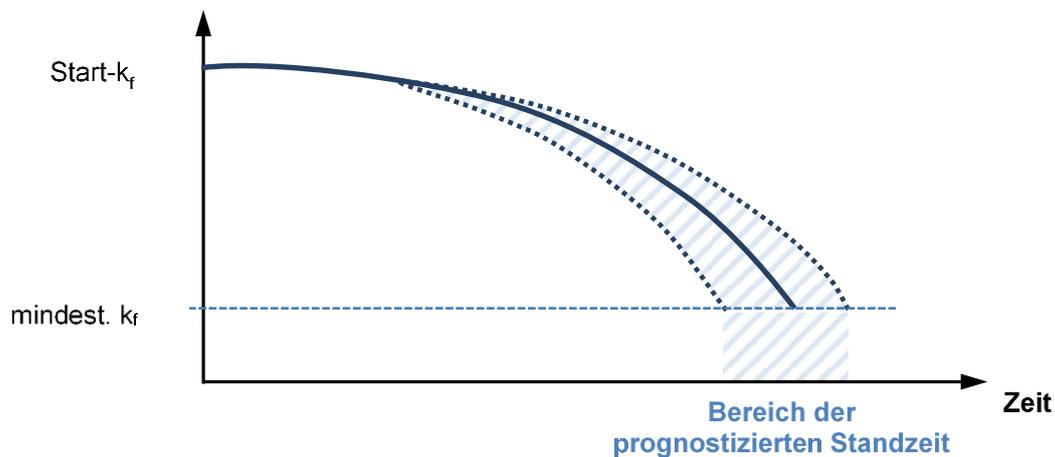


Abbildung 141: Prognose der Standzeit eines Filtersystems

Für die Entwicklung der Matrix (Abbildung 142) wurde sich auf das potentielle AFS_{fein} -Aufkommen am Standort beschränkt, da dieses im Wesentlichen verantwortlich ist für die Kolmation des Filters. Um abschätzen zu können, wie groß der Einfluss der jeweiligen Standortfaktoren für das AFS_{fein} -Aufkommen ist, wurden nach *Dierschke* [2014] die Mengen an AFS und AFS_{fein} exemplarisch für den untersuchten Standort Mönchengladbach berechnet. Dieser Ansatz berücksichtigt verschiedene Randbedingungen des jeweiligen Einzugsgebietes. Es ergeben sich für den Untersuchungszeitraum von etwa 6 Monaten ein mittleres Gesamtfeststoffaufkommen AFS_{ges} von etwa 94 kg AFS sowie ein mittleres AFS_{fein} -Aufkommen von ca. 35 kg. Die Bilanzierung des Gesamtsystems ergab eine Zulaufkraft von 107 kg AFS (Kap. 5.3.8, Abbildung 137) und bestätigt den methodischen Ansatz zur Quantifizierung der Menge an Feststoffen in Verkehrsflächenabflüssen. Sofern bekannt ist, über welche Rückhaltekapazitäten das dezentrale System verfügt, ist die Abschätzung des zu erwartenden Feststoffaufkommens insbesondere des Anteils $< 63 \mu\text{m}$ sinnvoll. Somit könnte der Kolmationszeitpunkt des Filters besser abgeschätzt werden. Eine große Unsicherheit hierbei ist jedoch die Dichte und das Sedimentationsverhalten der Feststoffe.

Dimensionierung Filterschachtsystem			
	Schachtdurchmesser (DN)	2.200	
	anschließbare Einzugsfläche unter "Normalbedingungen"	10.000	m ²
	Standzeit unter "Normalbedingungen"	12	Monate
	Angeschlossene Gesamfläche	1.650	m ²
	Standzeit prognostiziert *	10,0	Monate
* (Standzeit unter "Normalbedingungen" · Abminderungsfaktoren)			
Angeschlossene Flächen			
	Straße	1.650	m ²
	Autobahn	0	m ²
	Parkplatz	0	m ²
Verkehrsbelastung			
	DTV	9.500	Kfz/d
	LKW-Anteil	0,04	-
	PKW	9.100	PKW/d
	LKW	400	LKW/d
Einflussfaktor		Abminderungsfaktor	Einheit
Verkehrsbelastung		0,85	-
	Kategorie I (<300 Kfz/d)	1	-
	Kategorie IIa (300 bis 2.000 Kfz/d)	0,95	-
	Kategorie IIb (2.000 bis 15.000 Kfz/d)	0,85	-
	Kategorie III (>15.000 Kfz/d)	0,8	-
Verkehrsart		0,8	-
	normaler Verkehr	1	-
	Kreuzungs/Ampelbereiche, Stopp-and-go	0,7	-
	sehr ruhiger Verkehr	1,05	-
	Autobahn	0,9	-
	Parkplatz	0,8	-
Staubbelastung am Standort		0,8	-
	ländlicher Standort/geringe Hintergrundbelastung	1	-
	städtischer Standort	0,8	-
	Emissions-/Industriestandort	0,7	-
Vegetation		0,8	-
	keine Vegetation	1	-
	geringe Vegetation	0,8	-
	einseitig vollständig belaubt	0,6	-
	beidseitig vollständig belaubt	0,4	-
Anzahl der Fahrspuren		1	-
	2-spurig	1	-
	4-spurig	1,1	-
	6-spurig	1,2	-
Gefälle der Straße		1	-
	flach	1	-
	mäßig	0,95	-
	steil	0,9	-
Fremdwasser		1	-
	ja	0,9	-
	nein	1	-
Randbebauung		0,7	-
	bei Lärmschutzwänden/Wänden	0,7	-
	bei niedrigen Randsteinen und Seitenstreifen	0,9	-
	ohne Befestigung und ohne Seitenstreifen	1	-
	bei Autobahnen	1,1	-
	bei Parkplätzen	1	-
Straßenreinigung		0,9	-
	keine	0,9	-
	wöchentlich	0,95	-
	täglich	1	-
Bautätigkeit		1	-
		0,05	1/Monat
	vorraussichtliche Dauer	0	Monate
Landwirtschaft		1	-
		0,05	1/Monat
	vorraussichtliche Dauer	0	Monate
Erosion		0,94	-
		0,01	1/Monat
	vorraussichtliche Dauer	6	Monate
Winterstreudienst/Witterungsbedingter Abrieb		1	-
	Frostindexzone I	1	-
	Frostindexzone II	0,95	-
	Frostindexzone III	0,9	-
Modifizierung des Filteraufbaus		0,5	-
	k _f -Wert normal	0,01	m/s
	k _f -Wert modifiz.	0,005	m/s
	Reduktion k _f -Wert	0,5	-

Abbildung 142: Matrix für die Standzeitprognose des Filterschachtsystems exemplarisch für den Standort Mönchengladbach

Im Normalfall wird ausgehend von der maximalen Fläche, die an ein System mit einer bestimmten Größe bei akzeptabler Standzeit angeschlossen werden kann, die Anlagengröße anhand der anzuschließenden Flächen festgelegt. D. h. die Abschätzung der Filterstandzeit sowie die erforderlichen Wartungsintervalle ergeben sich aus der Wahl der Anlagengröße und der angeschlossenen Fläche. Eine individuelle Dimensionierung und Berücksichtigung von einzugsgebietsspezifischen Einflussfaktoren erfolgt bislang nicht. Für die entwickelte Matrix wurden die einzelnen Einflussfaktoren auf Basis der vom Hersteller angegebenen maximal anschließbaren Fläche bei günstigen Bedingungen festgelegt (Ausgangszustand). Mit Berücksichtigung der Charakteristik des Einzugsgebiets können sowohl feststofferhöhende als auch feststoffmindernde Aspekte berücksichtigt werden. In der Abbildung 142 wurden für den Standort Mönchengladbach bei der Dimensionierung einzugsgebietsspezifische Faktoren exemplarisch nachträglich berücksichtigt. Die angegebenen Abminderungsfaktoren sind hierbei variabel und wurden entsprechend den örtlichen Bedingungen mit Ermessensspielraum gewählt.

Neben den Standortfaktoren wurde auch die Veränderung des Filteraufbaus in Form einer reduzierten Filterdurchlässigkeit berücksichtigt. In den durchgeführten Untersuchungen wurde aufgrund der erhöhten Reinigungsanforderungen der Filteraufbau des FiltaPex Standard um zwei Schichten erweitert. Insbesondere diese Schichten mit einer relativ kleinen Korngröße weisen eine erhöhte Kolmationsneigung auf. Diese wurde im Rahmen der Dimensionierung durch einen Abminderungsfaktor proportional zur Reduzierung des k_f -Wertes erfasst. Letztlich sollte stets ein sinnvolles Verhältnis zwischen der Filterfläche und der angeschlossenen Gesamtfläche gewählt werden.

Für den Standort Mönchengladbach ergibt sich mithilfe der Dimensionierungsmatrix eine Reduktion der Filterstandzeit von etwa 10 Monaten. Im Rahmen einer Dimensionierung, in der detailliert die Standortfaktoren betrachtet werden, ist dennoch die ermittelte Standzeit nicht als fix zu bewerten, da ein Teil der Faktoren über den Betriebszeitraum veränderlich bleibt. Nicht zuletzt stellen dynamische Faktoren wie beispielsweise die Niederschlagshäufigkeit und -intensität wesentliche aber nur schwer abschätzbare Einflüsse dar. Hieraus resultiert die Anforderung an den Betrieb dezentraler Systeme, die Systeme insbesondere innerhalb der ersten Betriebszyklen zu überwachen sowie die festgelegten Wartungsintervalle einzuhalten und ggf. anzupassen.

6.3 Wartung und Betrieb

Sinnvoll ist daher eine messtechnische Betriebsüberwachung der Regenwasserbehandlungsanlage, um den Wartungszeitpunkt bedarfsorientiert festlegen zu können. Dies kann mittels Füllstandsmesstechnik erfolgen. Bei der zusätzlichen Ausrüstung mit einer Datenfernübertragung (DFÜ) ist eine kontinuierliche Betriebsbegleitung der Regenwasserbehandlungsanlage vom Büro aus möglich. Ein gerade zum Ende der Standzeit ggf. häufigeres Anfahren der Anlage ist dadurch nicht erforderlich. Über eine Grenzwertmeldung können die Betreiber der Anlagen zeitnah über Überlaufereignisse informiert werden und den Zustand des Filters unter Berücksichtigung des Niederschlags abschätzen. Der optimale Wartungszeitpunkt zum Filterwechsel kann auf diese Weise zeitlich sehr eng eingegrenzt werden.

Nach einigen Reinigungszyklen kann abgeschätzt werden, inwieweit die prognostizierte und ggf. angepasste Standzeit eingehalten wird bzw. soweit zuverlässig enger eingegrenzt werden kann (Abbildung 143). Auf Grundlage dieser Erfahrungen kann auf eine weitere messtechnische Überwachung (aus Kostengründen) verzichtet werden. Mit diesem Vorgehen ist es möglich, eine standortbezogene zuverlässigere Filterstandzeit festlegen zu können. Die oben genannten temporären Einflüsse auf die Standzeit bleiben davon unberücksichtigt und können weiterhin zu einem veränderten Kolmationsverhalten führen. Dies ist im Rahmen des Betriebs zu berücksichtigen.

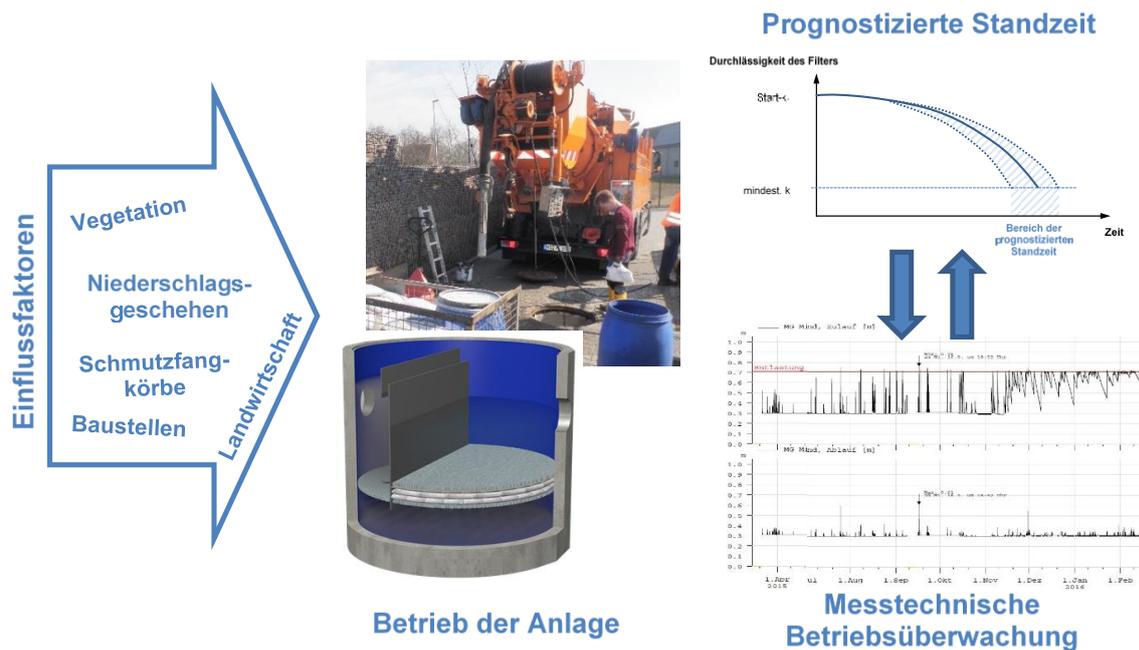


Abbildung 143: Spannungsfeld Wartung und Betrieb

Gerade bei Filterausrüstungen für erhöhte Reinigungsanforderungen (z. B. Schwermetallrückhalt, abweichend von der Anforderung des Landes NRW mit 50 %-AFS_{fein}-Rückhalt) ist darauf zu achten, dass durch zusätzliche Filteraufbauten mit relativ kleinen Korngrößen die Kolmation nicht zu schnell erfolgt, um den Wartungs- und damit Kostenaufwand nicht zu hoch werden zu lassen. Hier sollte ein sinnvolles Verhältnis zwischen Filter- und Anschlussfläche gewählt werden. Eine beispielhafte Übersicht der zusätzlichen Kosten für erhöhte Reinigungsanforderungen der beiden untersuchten Filterstandorte gibt hierzu das Kapitel 7.

Erfahrungen der Pecher Technik GmbH zeigen, dass eine messtechnische Überwachung von Filtersystemen bislang nur von sehr wenigen Betreibern eingesetzt wird. Darüber hinaus ist aufgrund der durchgeführten Wartungen und der Auslieferung von Filtermaterial ein Trend zu beobachten, dass der tatsächliche Wartungszeitpunkt hinter dem prognostizierten Wartungszeitpunkt liegt.

7 Investitions- und Betriebskosten

Die Investitionskosten für die Errichtung einer Regenwasserbehandlungsanlage sind im Wesentlichen die System- und Baukosten. Die Kosten werden dabei durch eine Reihe von system- und standortspezifischen Faktoren beeinflusst. Dies sind maßgeblich die festgelegten Reinigungsanforderungen, der Anlagentyp sowie die Wahl des Standortes der Regenwasserbehandlungsanlage. Abbildung 144 zeigt eine Übersicht der wesentlichen Einflussfaktoren (Auswahl) für die System- und Baukosten einer Regenwasserbehandlungsanlage.

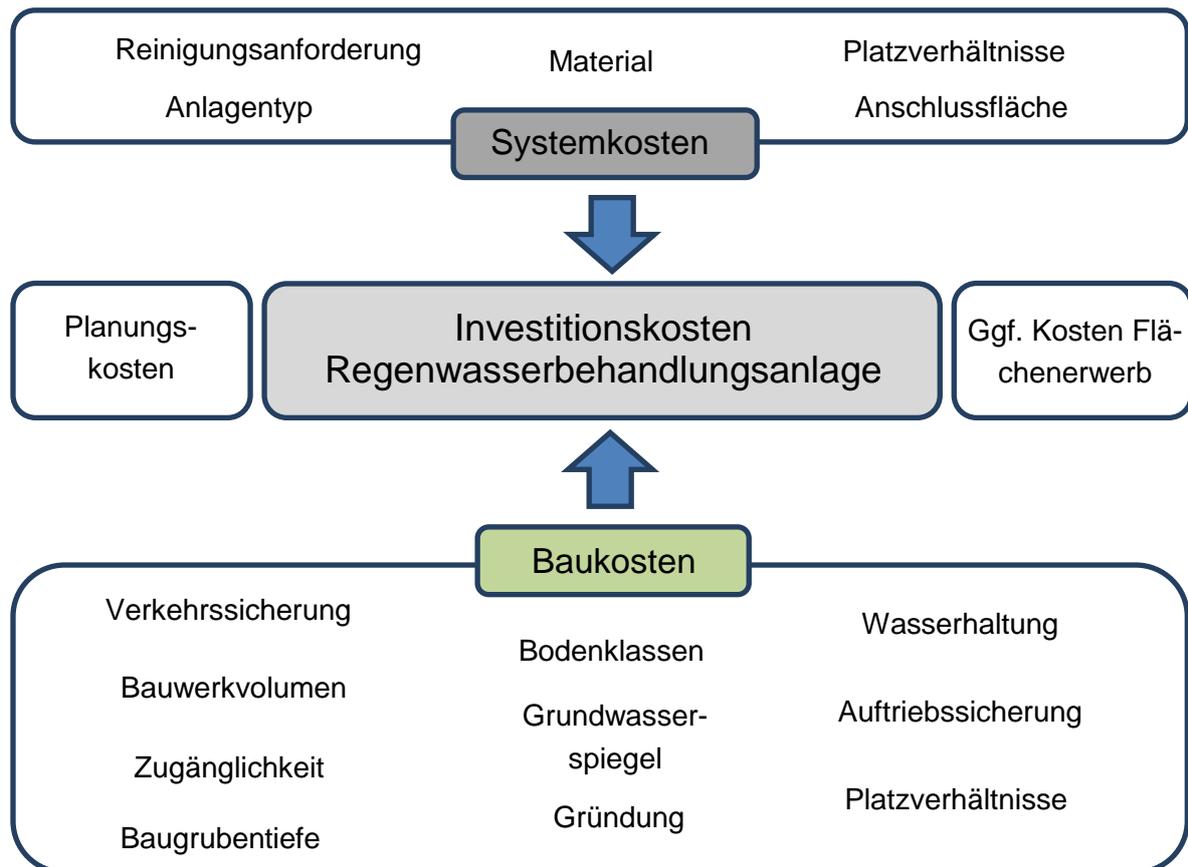


Abbildung 144: Einflussfaktoren (Auswahl) auf die Investitionskosten einer Regenwasserbehandlungsanlage

Vor dem Hintergrund der Vielzahl an Einflussfaktoren auf die Investitionskosten einer Regenwasserbehandlungsanlage ist ein Vergleich der Kosten für unterschiedliche Systeme und Einzugsgebiete oder eine Kosten-Nutzen-Rechnung im Allgemeinen nicht hilfreich. Es sollte vielmehr eine Einzelfallbetrachtung für den jeweiligen Standort erfolgen. Als grundsätzliche Entscheidungshilfe, ob ein Filterschacht oder ein Regenklärbecken wirtschaftlicher ist, gibt das Untersuchungsvorhaben aus dem Jahr 2010 „Gegenüberstellung der Möglichkeiten zentraler und dezentraler Regenwasserbehandlungsmaßnahmen für zwei Gewässereinzugsgebiete“ Hinweise. Dabei wurden für die Einzugsgebiete „Müggenbach“ und „Briller Bach“ in Wuppertal die Kosten u. a. für die beiden Regenwasserbehandlungssysteme exemplarisch gegenübergestellt. Dieser Vergleich kann als Entscheidungshilfe genutzt werden, bis zu welcher Einzugsgebietsgröße der Einsatz eines Filterschachtsystems gegenüber

eines herkömmlichen Regenklärbeckens aus Kostengründen einen Vorteil bieten kann [Pecher et al., 2010].

Die Kostenermittlung erfolgte dabei durch eine dynamische Kostenvergleichsrechnung gemäß LAWA (2005). Die gewählte Nutzungsdauer für die Bauwerke betrug 60 Jahre. Für die Maschinenteknik wurde eine Nutzungsdauer von 15 Jahren und für den baulichen Teil der Pumpwerke 30 Jahre angenommen. Die jährliche Verzinsung wurde mit 3 % angesetzt, Preissteigerungsraten blieben unberücksichtigt (0 %). Der Betrachtungszeitraum beträgt 60 Jahre. Die Kosten sind durch die beengten städtebaulichen Strukturen der Gewässereinzugsgebiete in Wuppertal und Remscheid geprägt. Daraus resultieren vergleichsweise hohe spezifische Kosten für den Bau von Kanälen und Regenbecken. Unberücksichtigt sind bei dieser Auswertung die Kosten für den Zukauf von Grundstücken bei Regenklärbecken [Pecher et al., 2010].

Auf dieser Grundlage wurden für die beiden Einzugsgebiete dynamische Gestehungskosten bezogen auf einen Quadratmeter angeschlossener befestigter Fläche ermittelt. In Abbildung 145 sind die Ergebnisse für das FiltaPex-System (exemplarisch für dezentrale Filtersysteme in Schachtbauwerken) und ein Regenklärbecken (exemplarisch für herkömmliche Systeme) dargestellt.

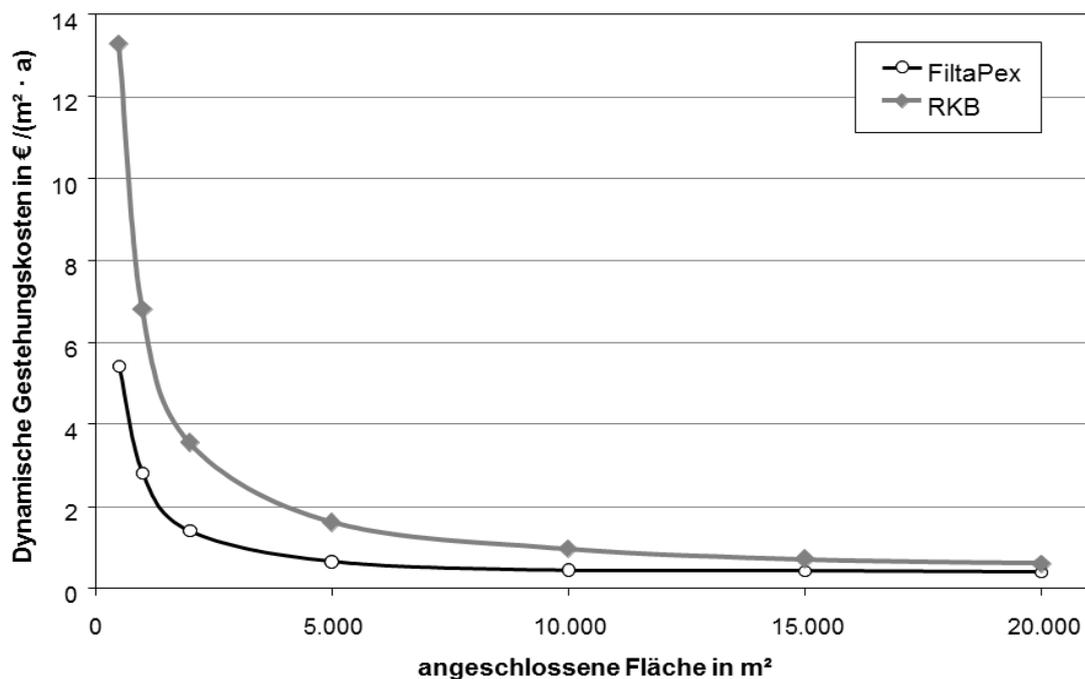


Abbildung 145: Gegenüberstellung dynamische Gestehungskosten FiltaPex und RKB, geändert nach [Pecher et al., 2010]

Demnach liegen die Kosten für das Filterschachtsystem bei „kleineren“ Einzugsgebieten (bis rund 20.000 m²) für die beiden Beispieleinzugsgebiete unterhalb der Kosten für das Regenklärbecken. Der monetäre Aspekt der Reinigungswirkung ist hierbei aufgrund der schwierigen Bewertbarkeit unberücksichtigt geblieben. Das FiltaPex-System behandelt das zufließende Wasser nicht nur über Sedimentation, sondern auch mittels des installierten Filters.

Hierdurch können auch gelöste Stoffe sowie Feinpartikel zurückgehalten werden. Die Reinigungsleistung ist also höher als bei reinen Sedimentationsanlagen.

Im Rahmen dieses Projektes wird nachfolgend der Unterschied der Investitions- und Betriebskosten für „normale“ Reinigungsanforderungen und „erhöhte“ Reinigungsanforderungen am Beispiel der beiden Einzugsgebiete Wuppertal und Mönchengladbach herausgearbeitet. Hinsichtlich der Baukosten lagen keine ausreichenden und vollständigen Informationen vor, um diese in die Betrachtung mit einzubeziehen. Berücksichtigt wurden neben den System- auch die Betriebskosten für die Filterschachtsysteme.

In Nordrhein-Westfalen liegt die Reinigungsanforderung von Regenwasserbehandlungssystemen derzeit bei 50 % AFS_{Fein}-Rückhalt [MKULNV, 2014]. Dies wird im Nachfolgenden als „normale“ Reinigungsanforderung definiert. Von einer „erhöhten“ Reinigungsanforderung kann dann gesprochen, wenn zu der normalen Reinigungsanforderung noch zusätzliche Anforderungen wie z. B. im Rahmen dieses Projektes (Rückhalten von Schwermetallen oder organischen Spurenstoffen) gestellt werden.

In den vorhandenen Eigenkontrollverordnungen und Selbstüberwachungsvorschriften der Länder gibt es keine Vorgaben für Reinigungs- oder Wartungsintervalle für dezentrale oder semizentrale Anlagen zur Einleitung in Oberflächengewässer. In der Praxis haben sich eine Inaugenscheinnahme der Systeme alle drei Monate als ein sinnvolles Intervall für das FiltaPex-System gezeigt (Empfehlung des Herstellers). Das Wartungsintervall der Filterschächte (Austausch des Filtermaterials) ist abhängig von der angeschlossenen Fläche in Bezug auf die Filterfläche und die Charakteristik des Einzugsgebiets. Tabelle 62 zeigt einen Kostenvergleich für das System und die erforderlichen Wartungsarbeiten für normale und erhöhte Reinigungsanforderungen für den Standort Wuppertal (hohes Geländegefälle, angeschlossene Fläche rund 1 ha, siehe auch Abbildung 55) und Tabelle 63 einen Kostenvergleich für den Standort in Mönchengladbach (geringes Geländegefälle, angeschlossene Fläche rund 0,16 ha, siehe auch Abbildung 55). Die Kosten für die vierteljährliche Inaugenscheinnahme des Systems sind hierbei nicht mit aufgenommen worden, da diese Kosten jeweils gleich sind.

Tabelle 62: System- und Wartungskosten des Systems FiltaPex Standard für normale und erhöhte Reinigungsanforderungen in der Regenwasserbehandlung - Standort Wuppertal

Kosten Standort Wuppertal (0,99 ha Anschlussfläche)	Normale Reinigungsanforderung [Nettokosten in EUR]	Erhöhte Reinigungsanforderung (u. a. ETBE, MTBE) [Nettokosten in EUR]
Systemkosten FiltaPex Standard DN 2200 (Beton)	19.500	19.500
Zusätzlicher Filteraufbau (inkl. Material- und Personalkosten)	-	1.250
Wartungsaufwand (1x jährlich, normal verschmutzt) *1	1.200 (Filtermaterial inkl. Entsorgung) + 475 (Saug-/Spülfahrzeug 2 h, Entsorgung 3 t) + 660 6 h 2 Techniker a 55 EUR	-

	= 2.335	
Wartungsaufwand (rund 3,5x jährlich, normalverschmutzt, jedoch durch zusätzliche Filterschicht reduzierte Durchlässigkeit und häufigere Wartung erforderlich) *1		2.335 +1.250 (zusätzliche Filterschicht) + 200 (erhöhter Aufwand Reinigung (+ 1 h) und Entsorgung (+ 1 t)) + 110 (erhöhter Zeitaufwand + 1 h) = 3.895 * 3,5 = 13.633
Gesamtkosten (Inbetriebnahme)	19.500	20.750
Wartungskosten (pro Jahr)/m ² angeschlossener Fläche	0,24	1,38

*1 inkl. Material- und Personalkosten sowie Entsorgung Schlamm und Filtermaterial jedoch ohne An-/Abfahrt

Tabelle 63: System- und Wartungskosten des Systems FiltaPex Standard für normale und erhöhte Reinigungsanforderungen in der Regenwasserbehandlung - Standort Mönchengladbach

Kosten Standort Wuppertal (0,16 ha Anschlussfläche)	Normale Reinigungsanforderung [Nettokosten in EUR]	Erhöhte Reinigungsanforderung (u. a. ETBE, MTBE) [Nettokosten in EUR]
Systemkosten	19.500	19.500
Zusätzlicher Filteraufbau (inkl. Material- und Personalkosten)	-	1.250
Wartungsaufwand (1x jährlich, normalverschmutzt) *1	2.335	-
Wartungsaufwand (1,5x jährlich, normalverschmutzt, jedoch durch zusätzliche Filterschicht reduzierte Durchlässigkeit und häufigere Wartung erforderlich) *1		3.895 * 1,5 = 5.842,50 (Kostenzusammenstellung siehe Tabelle Standort Wuppertal)
Gesamtkosten (Inbetriebnahme)	19.500	20.750
Wartungskosten (pro Jahr)/m ² angeschlossener Fläche	1,46	12,97

*1 inkl. Material- und Personalkosten sowie Entsorgung Schlamm und Filtermaterial jedoch ohne An-/Abfahrt

Für die Umsetzung einer erhöhten Reinigungsanforderung ergeben sich 6,4 % höhere Investitionskosten (1.250 EUR). Bei einer Betrachtung des Wartungsaufwands ergeben sich durch die schnellere Kolmation des Filters aufgrund des veränderten Filteraufbaus aufgrund der „höheren“ Reinigungsanforderungen bezogen auf die Kosten für „normale“ Reinigungsanforderungen für den Standort Wuppertal 484 % (11.298 EUR) und für den Standort Mönchengladbach 150 % (3.508 EUR) höhere Kosten.

In Bezug auf die Kosten pro Jahr und angeschlossene Fläche je m² ergeben sich aufgrund der unterschiedlichen Anschlussflächen für den Standort Wuppertal Kosten von 0,24 EUR

und für Mönchengladbach 1,46 EUR für „normale“ Reinigungsanforderungen. Diese steigen bei den „erhöhten“ Reinigungsanforderungen bei dem Standort Wuppertal um 475 % auf 1,38 EUR und um 788 % auf 12,97 EUR für den Standort Mönchengladbach.

Der Betrieb der beiden Pilotanlagen hat gezeigt, dass aufgrund der schnelleren Kolmation des Filters bei „erhöhten“ Reinigungsanforderungen durch den veränderten Filteraufbau Reinigungsintervalle entstehen, die betrieblich und kostentechnisch gegenüber den „normalen“ Reinigungsanforderungen wesentlich höher liegen. Es ist aber auch zu beachten, dass die „erhöhten“ Reinigungsanforderungen in Wuppertal vergleichbare Kosten wie die „normalen“ Anforderungen in Mönchengladbach, bezogen auf die jährlichen Kosten pro m² Anschlussfläche, verursachen. Somit haben auch die Einzugsgebietscharakteristik und die Planung der Anlagen große Einflüsse auf die Investitions- und Betriebskosten.

Zum jetzigen Zeitpunkt kann eine großtechnische Anwendung der erweiterten Filtersysteme nicht empfohlen werden. Der zusätzliche hohe betriebliche und kostentechnische Aufwand, vor allem bedingt durch eine frühzeitige Kolmation, wird im Vergleich zu dem zusätzlichen Nutzen durch Schadstoffrückhalt als zu groß bewertet. Bisherige dezentrale Reinigungssysteme wie das Standard-FiltaPex-System zeigen einen guten Feststoffrückhalt, wodurch bereits durch den Feststoffrückhalt gute Eliminationsleistungen für viele organische Schadstoffe erreicht werden. Daher ist zur Zeit nur ein Einsatz als Einzelfalllösung denkbar, wenn spezielle Reinigungsleistungen gefordert und alternative Behandlungssysteme nicht verfügbar sind.

8 Mathematische Modellierung

In der Phase 1 dieses Forschungsprojektes wurde ein mathematisches Modell des dezentralen Filterschachtsystems zur Berechnung der Standzeit konzipiert. Die Projektphase 2 sollte die notwendigen Daten zur Weiterentwicklung dieses Modells liefern. Im Zuge der betrieblichen Untersuchungen zeigte sich sehr deutlich, dass eine Übertragung der Ergebnisse schwierig ist aufgrund der großen zeitlichen Variabilität der Regenereignisse hinsichtlich des hydraulischen Geschehens sowie der jeweiligen Stoffkonzentrationen. Hinzu kommt die variable Verteilung der Schadstoffe hinsichtlich ihrer partikulär gebunden bzw. gelöst vorkommenden Anteile. Diese stark schwankenden Eingangsbedingungen spiegeln sich insbesondere in dem sehr schwankenden Stoffrückhalt der einzelnen Regenereignisse wider.

Der wesentliche Einflussfaktor für die Standzeit dezentraler Filtersysteme ist der Eintrag und Rückhalt von Feststoffen. Die Standzeit wird i. d. R. limitiert durch eine Kolmation des Filters und die damit verbundene Verringerung der hydraulischen Durchlässigkeit [Welker et al., 2013]. Die Untersuchungen an den Standorten Wuppertal und Mönchengladbach zeigten sehr deutlich für den dort gewählten komplexen Filteraufbau, dass der Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit teils kontinuierlich mit der Betriebsdauer erfolgte (siehe Abbildung 120). Es zeigte sich aber auch, dass ein Filter aufgrund eines hohen stofflichen Eintrags schlagartig versagen kann.

Für die Abschätzung der Standzeit bei normalem Betrieb ist die hydraulische Modellierung eine Möglichkeit, um Aussagen zu den Strömungsverhältnissen im System, zum sedimentativen Rückhalt der Feststoffe sowie zur Belastung des Filterelementes zu erhalten. Die numerische Strömungssimulation (Computational Fluid Dynamics, CFD) ermöglicht es, komplexe dreidimensionale Strömungsverhältnisse realitätsnah abzubilden. Wesentliche Fragestellungen können hiermit beantwortet werden: Wird das Filterschachtsystem gleichmäßig angeströmt oder gibt es bevorzugte Fließwege mit zu hohen Strömungsgeschwindigkeiten? Wie ist die Geschwindigkeitsverteilung im System insbesondere in den sensiblen Sedimentationsbereichen? Wie ist insbesondere die Anströmung des Filters? Durch welche konstruktiven Veränderungen kann das System verbessert werden?

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Untersuchung des Systems FiltaPex Standard vom Typ BE 2.200 mit einem nicht modifizierten Filteraufbau anhand von CFD-Simulationen dargestellt. Hierbei wurden für den Standort Mönchengladbach, der mit einer angeschlossenen Fläche $A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$ unterhalb der maximalen an das Systems FiltaPex Standard anschließbaren Fläche von 10.000 m^2 liegt, Varianten betrachtet, in denen die Regenspende variiert wurde. Für das System am Standort Mönchengladbach waren folgende konstruktiven Randbedingungen bzw. vorhandene Schachtgeometrie vorzufinden: Unterkante Zulaufrohr (DN 300) 1,335 m, Unterkante Ablaufrohr (DN 300) 1,315 m, Oberkante Trennwand 1,75 m (Abbildung 109).

Die planmäßige reduzierte Durchlässigkeit des Filters (nicht modifizierten Filteraufbau) wurde hier zum Ende der Standzeit mit einem k_f -Wert von 10^{-3} m/s angenommen. Bezogen auf den modifizierten Filter, der am Standort Mönchengladbach im Rahmen der Feldversuche untersucht wurde, entspricht der Durchlässigkeitsbeiwert von 10^{-3} m/s einem Wert nach knapp 5 Monaten Laufzeit (Abbildung 120).

Für die Untersuchung wurde die Open-Source Software OpenFOAM verwendet. Für die Strömungsanalyse wurde ein stationäres Modell für Einphasenströmungen eingesetzt. Der Feststofftransport wurde hier nicht berücksichtigt, sodass Remobilisierungs- und Umlageeffekte ebenfalls nicht abgebildet wurden.

Das Rechennetz des FiltaPex-Systems (Abbildung 146) wurde mithilfe des Netzwerkgenerators erstellt. An relevanten Stellen wurde das Netz verfeinert. Diese feinere Vernetzung ist notwendig, um Auswirkungen z. B. durch die Wand und durch Strukturen wie Filter und Querträger besser aufzulösen. Für die Visualisierung der Berechnungsergebnisse wurde das Open-Source Programm ParaView 5.0.1 genutzt.

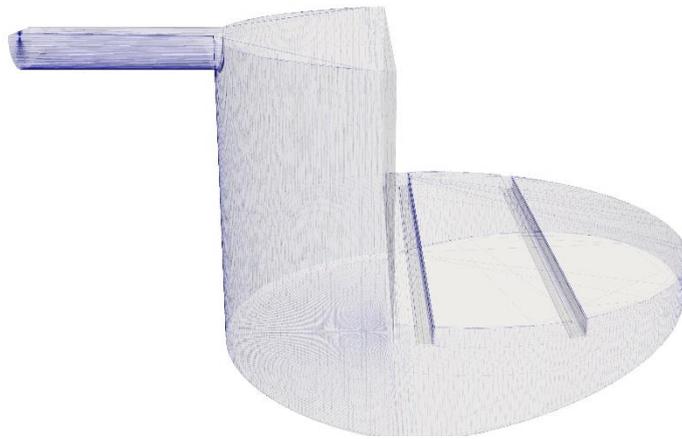


Abbildung 146: Aufbau des Gitters für die CFD-Simulation des FiltaPex-Systems, Standort Mönchengladbach

Die Abbildung 147 zeigt das Geschwindigkeitsprofil im Querschnitt des Systems bei einem Zulauf von 2,4 l/s (Regenspende von ca. 15 l/(s·ha)). Der Zulauf im teilgefüllten zulaufenden Rohr erfolgt mit einer mittleren Geschwindigkeit von 0,056 m/s. Dargestellt in rote Farbe treten an der Oberfläche maximale Fließgeschwindigkeiten von 0,25 m/s auf. Der Zulauf trifft nach Eintritt in den Filterschacht direkt auf die Trennwand und wird anschließend nach unten sowie seitlich abgelenkt. Dies bewirkt zwar eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit. Der Hauptstrom bleibt mit Geschwindigkeiten von 0,05 bis 0,1 m/s nahe der Trennwand. Auf den Boden treffend wird die Strömung abgelenkt zum Teil in Richtung der Sedimentationskammer überwiegend in Richtung des Filters. Unterhalb des Filters ist eine leichte Rückströmung erkennbar.

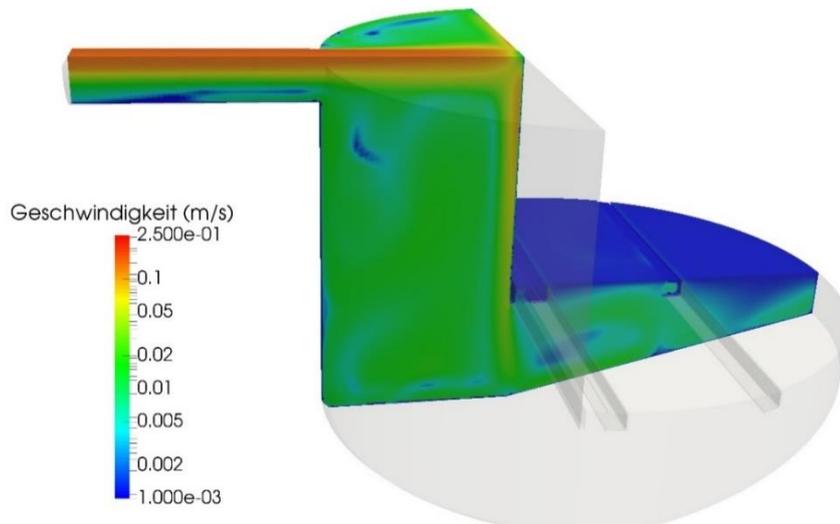


Abbildung 147: Geschwindigkeitsprofil des FiltaPex-Systems, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von 2,4 l/s (Regenspende von ca. 15 l/(s·ha))

Um einen Eindruck von der gesamten Strömungssituation d. h. den Fließrichtungen zu erhalten, sind in der nachfolgenden Abbildung 148 Strömungstracer dargestellt. Erkennbar sind die Ablenkung der Strömung bei Aufprall der Trennwand sowie das Abwärtsströmen (Abbildung 148, links). Des Weiteren wird sichtbar, dass Wirbelstrukturen und aufwärtsgerichtete Strömungsbereiche innerhalb der Sedimentationskammer vorhanden sind, die der Absetzbewegung von Partikeln entgegengesetzt sind (Abbildung 148, rechts).

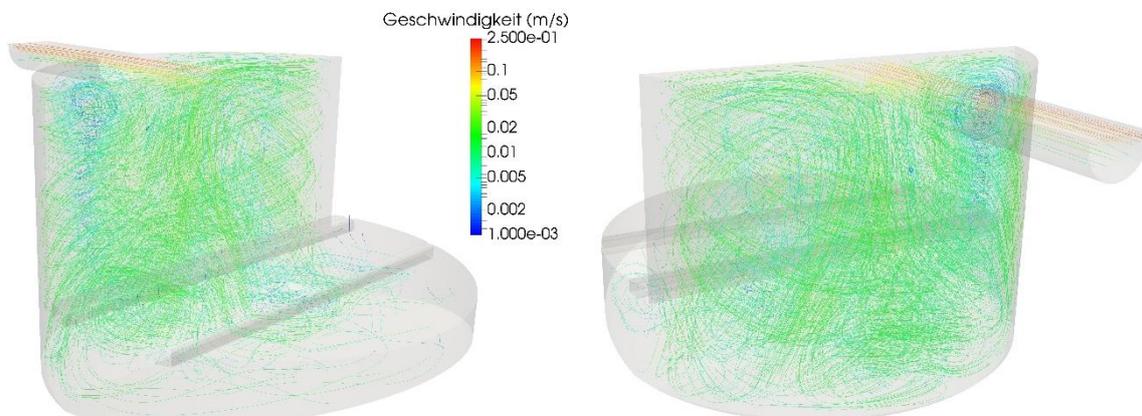


Abbildung 148: Strömungstracer des FiltaPex-Systems, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von 2,4 l/s (Regenspende von ca. 15 l/(s·ha))

Für die Beurteilung des Absetzprozesses der Feststoffe sind Informationen zu den vertikalen Strömungsverhältnissen notwendig. Die Auswertung der CFD-Daten bietet die Möglichkeit, dass lediglich vertikale Geschwindigkeiten angezeigt werden (Abbildung 149). Wie bereits erläutert, fließt der Hauptstrom an der Trennwand abwärts in den unteren Bereich der Sedimentationskammer – hier dargestellt in Blau – von 0,1 m/s (Trennwandoberkannte) bis 0,02 m/s (Trennwandunterkannte). Die aufwärtsgerichteten Strömungsbereiche innerhalb der Sedimentationskammer weisen Werte bis 0,02 m/s auf. Direkt unterhalb des Filters treten Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,001 und 0,0025 m/s auf.

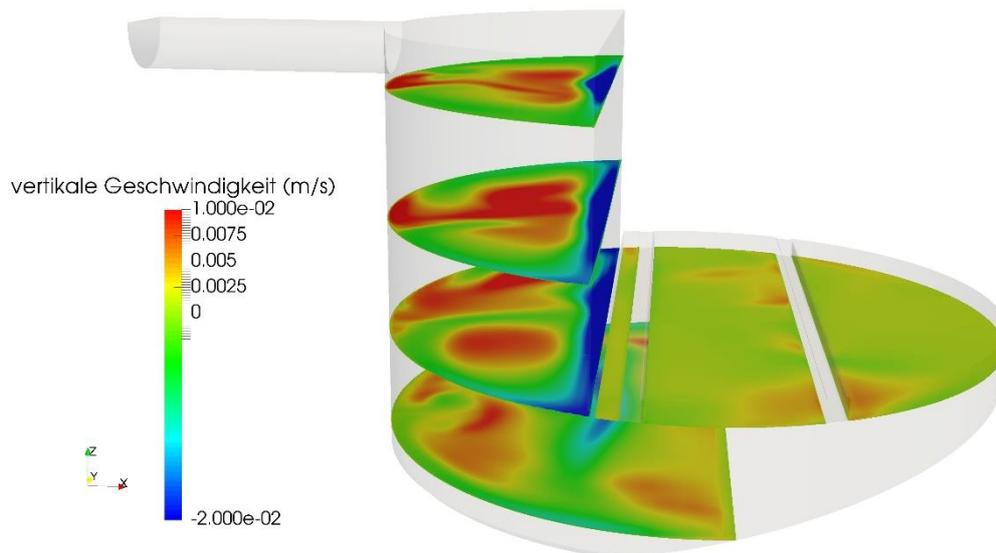


Abbildung 149: Vertikale Strömungsgeschwindigkeiten des FiltaPex-Systems, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von $2,4 \text{ l/s}$ (Regenspende von ca. $15 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$)

Für eine bessere Einordnung der vorliegenden Strömungsgeschwindigkeiten soll an dieser Stelle kurz auf das Absetzverhalten von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen eingegangen werden. Grundsätzlich ist eine große Heterogenität der Feststoffeigenschaften wie Kornform und -größe, Dichte, Organikgehalt etc. festzustellen. Diese Parameter variieren in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet sowie auch am gleichen Standort in Abhängigkeit vom jeweiligen Regenereignis, wodurch eine allgemeine Aussage insgesamt schwierig ist. Ebenso schwankt der Anteil an feinen Feststoffen AFS_{fein} , an dem sich der zu erzielende Rückhaltegrad von Behandlungssystemen orientiert [MKULNV, 2012]. *Fuchs et al.* [2014] weisen in ihren Untersuchungen an Schrägklärern darauf hin, dass mit Auslegung für eine maximale Oberflächenbeschickung von $q_{A,\text{max}} = 4 \text{ m/h}$ ($0,0011 \text{ m/s}$) mittlere Sedimentationswirkungsgrade η_{sed} bezüglich AFS_{fein} bis 40 % erreicht werden können. Diese Geschwindigkeit wird hier noch erreicht.

Die Simulationsergebnisse können Grundlage sein, um Systeme zu verbessern und im Modell zu testen. Für das untersuchte FiltaPex-System vom Typ BE 2.200 ist der Strömungseintritt in das System ein Ansatzpunkt zur Verbesserung. Durch konstruktive Einbauten sollte das Strömungsbild innerhalb der Zulaufkammer optimiert werden. Hierfür wurden verschiedene Möglichkeiten betrachtet. Eine Variante ist in der Abbildung 150 dargestellt. Durch eine Schwelle wurde der Wasserstand zulaufseitig erhöht, sodass hierdurch bereits eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit des Zulaufes auf maximal $0,1 \text{ m/s}$ erreicht wurde.

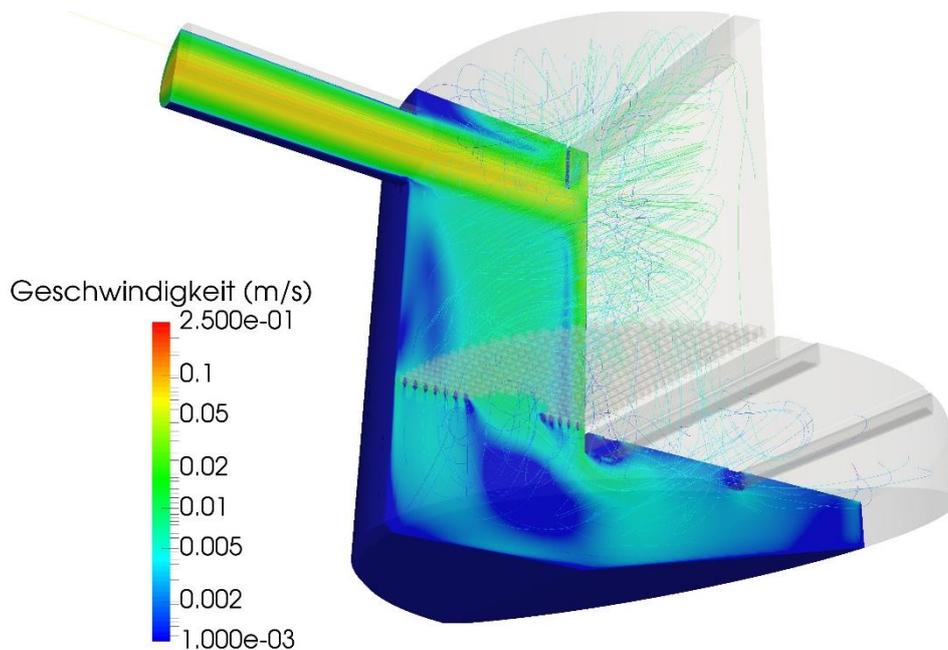


Abbildung 150: Optimiertes Strömungsprofil des FiltaPex-Systems durch Strömungselement, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von 2,4 l/s (Regenspende von ca. 15 l/(s·ha))

Des Weiteren wurde exemplarisch ein Gitterrost im unteren Bereich der Zulaufkammer integriert, um die Strömung gleichmäßiger hinabzuführen sowie das aufwärtsgerichtete Zurückströmen zu reduzieren. Die Abbildung 150 zeigt, dass der Zulauf nicht nur ausschließlich an der Trennwand anliegt sondern über eine größere Fläche durch den Gitterrost abwärts strömt. Die Turbulenzen im Sedimentationsraum werden hierdurch verringert.

Neben der Untersuchung von konstruktiven Änderungen und deren Auswirkung auf die Strömungsverhältnisse Auch bildet die Analyse unterschiedlicher hydraulischer Zustände einen wesentlichen Anwendungsbereich der CFD-Simulation. Für dezentrale Systeme stellt sich die Frage, welche Auswirkung ein Zulauf hat, der über dem nach Trennerlass [MUNLV, 2004] geforderten behandlungspflichtigen Abfluss von 15 l/(s·ha) liegt. Abbildung 151 zeigt das Geschwindigkeitsprofil im Querschnitt des Systems bei einem Zulauf von 16 l/s (Regenspende von ca. 100 l/(s·ha) bei $A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$). Der k_f -Wert des Filters von 10^{-3} m/s entspricht wie hier dargestellt der Durchlässigkeit des modifizierten Filters nach knapp 5 Monaten Laufzeit (Abbildung 120). Mit etwa 5,4 l/s wird noch etwa ein Drittel des Zulaufes durch den modifizierten Filter geleitet. Der verbleibenden zwei Drittel wird über die Trennwand abgeschlagen. Das Strömungsprofil zeigt, wie der Zulauf nach dem Aufprall auf die Tauch- und Trennwand nach unten sowie nach oben abgelenkt wird. Die maximale Fließgeschwindigkeit beträgt hier ca. 0,38 m/s. Im Bereich der Zulaufkammer treten wirbelartige Strukturen auf hervorgerufen durch Wasser, das vom Boden her wieder aufwärts strömt, sowie durch den Zulauf, der durch die Tauchwand abgelenkt wird. Die Geschwindigkeit beträgt hier etwa 0,025 m/s bis 0,05 m/s. Direkt unterhalb des Filters kann eine Aufwärtsströmung zwischen 0,003 m/s bis 0,01 m/s festgestellt werden. Diese liegen oberhalb der vorgeschlagenen maximalen Oberflächenbeschickung von $q_{A,max} = 4 \text{ m/h}$ (0,0011 m/s) [Fuchs et al., 2014], so dass nicht mehr von guten Bedingungen für eine Sedimentation der Feststoffe ausgegangen werden kann.

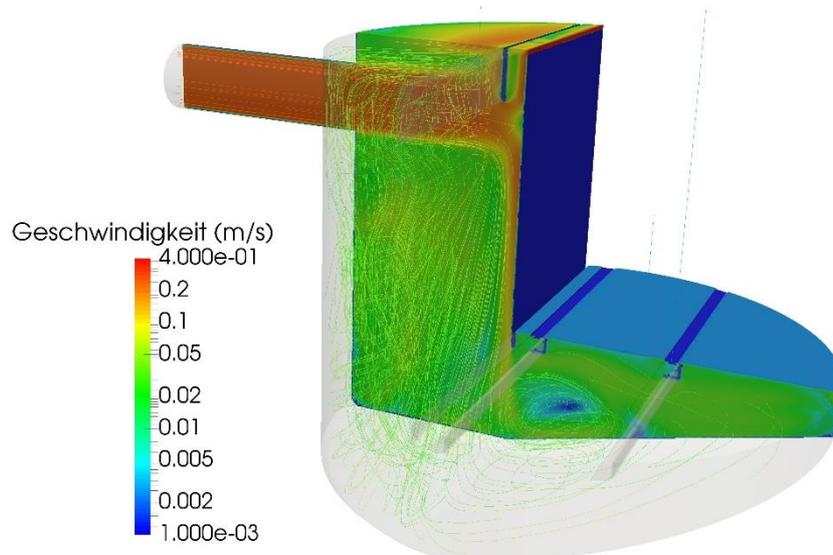


Abbildung 151: Strömungsprofil des Filtapex-Systems, Standort Mönchengladbach ($A_{e,b} = 1.600 \text{ m}^2$) – bei einem Zulauf von 16 l/s (Regenspende von ca. 100 l/(s·ha))

Für das System Filtapex Standard mit nicht modifiziertem Filter wird ein k_f -Wert des Filters von 10^{-3} m/s ebenfalls zu Grunde gelegt als planmäßige Durchlässigkeit bei Standzeitende. Die Simulation zeigt, dass das System, wie es am Standort Mönchengladbach eingebaut ist, mit einem standardmäßigen Filteraufbau sowie der maximalen angeschlossenen Fläche $A_{e,b}$ von 10.000 m^2 nur ein Teil des behandlungspflichtigen Abflusses (16 l/s entspricht einer Regenspende von 16 l/(s·ha)) noch behandelt werden kann. Der Grund hierfür liegt in der bei Vollfüllung von Zu- und Ablauf konstruktiv zur Verfügung stehenden Höhendifferenz der Wasserspiegellagen (Abstand zwischen Oberkante Trennwand und Oberkante Ablaufrohr). Für das relativ niedrige System in Mönchengladbach betrug diese Höhendifferenz ca. 0,135 m. Im Gegensatz dazu verfügte beispielsweise das höher aufbauende System am Standort Wuppertal über eine Höhendifferenz von etwa 0,48 m und wäre damit rechnerisch in der Lage, bei standardmäßigem Filteraufbau bzw. bei einem k_f -Wert von 10^{-3} m/s den behandlungspflichtigen Abfluss ohne Aktivierung des Notüberlaufes zu behandeln.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die CFD-Simulation es ermöglicht, komplexe dreidimensionale Strömungsverhältnisse realitätsnah abzubilden. Hierdurch lassen sich Aussagen zu den Strömungsverhältnissen im Filter, zum sedimentativen Rückhalt der Feststoffe sowie zur Belastung des Filterelementes erhalten. Des Weiteren lassen sich relativ einfach und schnell unterschiedliche Varianten und auch Optimierungsansätze analysieren und miteinander vergleichen.

9 Erweiterung der Zulassungsgrundsätze

Die Erfahrungen mit den durchgeführten Labor- und Felduntersuchungen flossen in die Erarbeitung erweiterter Prüfungen mit dem Ziel ein, die Versuchsmethodik realistischer zu gestalten. Der Grundsatz der Vergleichbarkeit der Anlagen sowie der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ist stets zu gewährleisten.

9.1 Erweiterung der MKW-Prüfung auf Filterelemente

Für dezentrale Niederschlagswasserbehandlungssysteme stellt ein effektiver Schadstoffrückhalt vor allem auch der Rückhalt von MKW eine Aufgabe dar und wird auch im Rahmen von Zulassungsprüfungen geprüft [DIBt, 2015; MKULNV, 2012]. In der Regel werden in dezentralen Systemen für diese Aufgabe mechanische Vorrichtungen wie beispielsweise Tauchwände oder -rohre eingebaut, die den gelösten Anteil der MKW als Schwimmstoffe zurückhalten sollen. Aufgrund ungünstiger hydraulischer Randbedingungen ist es möglich, dass dieses Aufschwimmen der MKW behindert ist. Zudem sind MKW nur in relativ geringen Konzentrationen von 1,0 mg/l (Tabelle 4) bzw. 4,2 mg/l MKW (EMC am Standort Mönchengladbach, Tabelle 56) enthalten, sodass diese nur eine geringe Tendenz zum Aufschwimmen haben und mit dem Niederschlagswasser durch das Behandlungssystem strömen. Die Untersuchungen am Standort Mönchengladbach zeigten deutlich, dass im Zulauf zum Filterelement die MKW noch in Konzentrationen vergleichbar der Zulaufkonzentration vorhanden waren (Abbildung 126, Tabelle 59). Dezentrale Systeme mit einem Filterelement bieten hier die Möglichkeit, die MKW sowie auch andere gelöst transportierte Stoffe zurückzuhalten.

9.1.1 Durchführung der Prüfung

Diese Methodik zur Prüfung der Filtermaterialien beruht auf den durchgeführten Säulenversuchen (Kap. 3.6.2.3). Hierbei wird eine Glassäule mit einem Durchmesser von 100 mm eingesetzt. Versuchsapparaturen bestehend aus Kunststoffrohren (z. B. PVC oder Plexiglas), so wie sie bisher vielfach für die Prüfung des Schwermetallrückhaltes genutzt wird, sind aufgrund ihrer Adsorptionseigenschaften bezüglich organischer Stoffe hierfür nicht geeignet. Die Prüfung erfolgt mit Heizöl EL [DIN 51603-1, 2011].

Grundsätzlich ist es sinnvoll, die Prüfung der Schwermetalle sowie der MKW parallel durchzuführen (Abbildung 152). Die schwermetallhaltige Lösung soll als Matrix für die MKW fungieren, um diese dem Filter zuzuführen. Während eines späteren Einsatzes im Feld laufen zudem die Rückhaltemechanismen ebenfalls parallel ab.

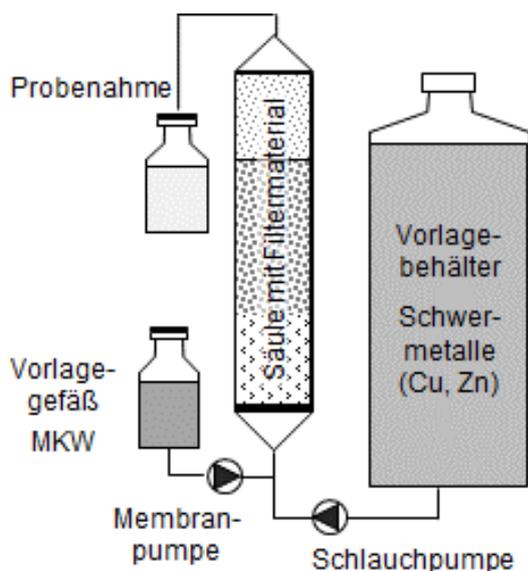


Abbildung 152: Erweiterung der MKW-Prüfung auf ein Filterelement

Die Zugabe der MKW unmittelbar in den Zulauf der Säule erfolgt weitestgehend kontinuierlich mittels einer Membranpumpe. Die Zudosierung sollte möglichst gleichmäßig erfolgen, da die MKW sonst eine Phase bilden, als Blase aufschwimmen und damit deutlich von dem natürlichen Transportverhalten in Verkehrsflächenabflüssen abweichen. Die zuführenden Schläuche müssen entsprechend der zu erwartenden chemischen Belastung durch die MKW beispielsweise als Teflonschlauch ausgelegt sein.

Zur Prüfung des gelösten MKW-Anteils wird, wie auch in den Zulassungsgrundsätzen des DIBt [2015], eine Zulaufkonzentration von 1 mg/l MKW bei einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsabflussmenge von 677 mm zugrunde gelegt [LfU, 2008]. Hieraus resultiert eine jährliche spezifische MKW-Fracht von 0,68 g MKW je m² Verkehrsfläche, die entsprechend des Modells an das System angeschlossen ist. In den Untersuchungen an den Standorten Wuppertal sowie Mönchengladbach wurden Zulaufkonzentrationen von 1,4 mg/l MKW bzw. 4,2 mg/l MKW (EMC) gemessen. Unter Annahme eines gelösten Anteils von bis zu 50 % [IFS, 2002 in Uhl et al., 2006] ergibt sich hieraus eine Konzentration von im Mittel 1 mg/l.

Des Weiteren sind die Regenspenden und die Dauer der Prüfung zum Schwermetallrückhalt anzuwenden. Die sich daraus ergebenden Dosiermengen für MKW sowie Volumenströme sind je m² angeschlossene Verkehrsfläche in Tabelle 63 angegeben. Die spezifischen Belastungen d. h. die Zuflüsse und Frachten sind entsprechend auf das verkleinerte Filtersegment der Prüfsäule anzupassen.

Tabelle 64: Vorschlag zur Erweiterung der MKW-Prüfung am Filterelement – Prüfreagenspenden, Prüfdauer, Wassermenge und Fracht je m² angeschlossener Verkehrsfläche

Teilprüfung	Regenspende (l/(s·ha))	Prüfdauer (min)	Niederschlagsvolumen (l/m ²)	Art des Beschickungswassers	MKW-Zugabe (mg/m ²)	MKW-Konzentration (mg/l)	Zink-Zugabe (mg/m ²)	Zink-Konzentration (mg/l)	Kupfer-Zugabe (mg/m ²)	Kupfer-Konzentration (mg/l)
Regenspende 1	2,5	480	7,2	deionisiert	227	31,4	45	6,25	5,18	0,72
Regenspende 2	6,0	200	7,2	deionisiert	227	31,4	45	6,25	5,18	0,72
Regenspende 3	25	48	7,2	deionisiert	227	31,4	45	6,25	5,18	0,72
Summe	-	-	21,6	-	680	-	135	-	15,5	-

Die Probenahme erfolgt mit Glasgefäßen (z. B. Weithalsglasflaschen mit Glasstopfen). Bei jeder Teilprüfung sind zwei Mischproben (Doppelbeprobung) aus dem gesamten Volumenstrom am Ablauf der Prüfsäule zu entnehmen. Zur Herstellung der Mischproben sind, gleichmäßig verteilt über die jeweilige Prüfdauer der Teilprüfungen 1, 2 und 3, 10-mal d. h. in zwei Teilproben a 75 ml ± 10 ml mit einem Messzylinder aus Glas zu entnehmen [DIBt, 2015]. Mit der ersten Probennahme ist bei jedem Prüfreagenbeginn zu warten, bis das Wasser in der Prüfsäule einmal ausgetauscht ist. Die restliche Zeit der Teilprüfungsdauer wird in neun gleich bleibende Zeitintervalle für die 10 Probennahmen unterteilt. Die Mischproben sind im Anschluss zu konservieren und bis zur Analyse zu kühlen.

Die Probenahme der Schwermetallproben (4 Doppelbeprobungen, 250 ml in PE-HD-Flaschen) erfolgt entsprechend dem DIBt-Verfahren ebenfalls direkt im Ablauf der Filtersäule [DIBt, 2015]. Die erste Probe wird nach dem Austausch der Filtersäule genommen. Die letzte Probenahme erfolgt am Ende der Teilprüfung, die restlichen Proben werden gleichmäßig zwischen erster und letzter Probenahme aufgeteilt. Im direkten Anschluss werden der pH-Wert, die Temperatur und die elektrische Leitfähigkeit gemessen.

9.1.2 Analyse, Auswertung und Bewertung der Prüfergebnisse

Die Analyse der Mineralölkohlenwasserstoffe erfolgt nach DIN EN ISO 9377-2 [DIN EN ISO 9377-2, 2001]. Für das Bestehen der Prüfung können unterschiedliche Vorgaben gemacht werden. Entsprechend der GFS (2004) würde die Prüfung als bestanden gelten, wenn die sich aus den Teilprüfungsfrachten aufsummierte MKW-Gesamtablauffracht nach Gleichung $\leq 10\%$ von 0,68 g/m² und die MKW-Ablauffracht jeder einzelnen Mischprobe der jeweiligen Teilprüfungen $\leq 20\%$ von 0,68 g/m² ist. Dies ergibt sich aus dem rechnerischen Verhältnis der angenommenen Zulaufkonzentration (1 mg/l) und dem Prüfwert Grundwasser (0,1 mg/l) [LAWA, 2004].

Tabelle 65: Vorschlag zur Erweiterung der MKW-Prüfung am Filterelement – MKW-Konzentrationen im Zulauf und Prüfwerte im Ablauf

Zulaufkonzentration (mg/l)	Errechnete zulässige Gesamtablaufkonzentration (mg/l)	Mindestrückhalt Gesamtablauf (%)	Zulässige Ablaufkonzentration je Teilprüfung (mg/l)	Mindestrückhalt je Teilprüfung (%)
31,4	6,28	> 90 %	12,6	> 80 %

9.2 Ergänzung des Prüfverfahrens um PAK und AFS

In den vorangegangenen Laborversuchen wurde der Rückhalt der PAK durch verschiedene Filtermaterialien und -aufbauten untersucht. Im Fokus stand hier der Rückhalt der PAK auch als gelöste Verbindungen. Hinsichtlich einer Prüfung des Rückhaltevermögens von PAK durch ein dezentrales Behandlungssystem ist der Transport der PAK in Verkehrsflächenabflüssen stärker in den Vordergrund zu stellen. Neben den Schwermetallen, wie Kupfer und Zink die teilweise oder Blei und Chrom die primär partikulär transportiert werden [Huber et al., 2016c], werden PAK partikeldominiert transportiert (Kap. 2.4.1), sodass deren Elimination hauptsächlich durch einen Partikelrückhalt und hier insbesondere durch einen Rückhalt der Feinpartikel zu gewährleisten ist. Dem trägt auch der Erlass des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Rechnung [MKULNV, 2012], wonach dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen eingesetzt werden können, wenn der Rückhaltgrad von $AFS_{\text{fein}} > 50 \%$ ist und die betrieblichen Untersuchungsergebnisse eine Vergleichbarkeit mit RKB positiv bescheinigen [Speicher, 2015]. Ebenfalls im zukünftigen DWA-Arbeitsblatt A 102 „Anforderungen an niederschlagsbedingte Siedlungsabflüsse“ soll eine Vorgabe für die AFS-Feinfraktion kleiner $63 \mu\text{m}$ festgelegt werden [Welker, 2014].

Der Feinpartikelrückhalt wird momentan in den bisherigen Prüfverfahren mittels des Quarzmehls Millisil W4 getestet. Mit einer Kornfraktion bis etwa $200 \mu\text{m}$ repräsentiert Millisil W4 ca. 80 % der partikulären Schadstoffe in Straßenabflüssen [DWA, 2010]. Eigene Versuchsergebnisse zeigten dennoch Defizite des Millisil W4 als Ersatzmaterial für die in Verkehrsflächenabflüssen vorhandenen feinen Feststoffe auf (Kap. 4.2.5.3). Das Millisil W4 setzt sich zur Hälfte aus Feinpartikeln, d. h. Partikeln kleiner $63 \mu\text{m}$, zusammen. Aus der im Vergleich zu Straßensedimenten, insbesondere Feinsedimenten, u. a. zu hohen Dichte resultiert ein deutlich abweichendes Absetzverhalten des Millisil W4. Als Quarzmehl besitzt das Millisil W4 eine Dichte von etwa $2,65 \text{ g/cm}^3$ und ist damit spezifisch schwerer als Straßensedimente mit einer mittleren Dichte von $1,5 \text{ g/cm}^3$ bis $2,25 \text{ g/cm}^3$ [Kayhanian et al., 2012b]. Diese variable Dichte wird u. a. auf die poröse Oberfläche der Partikel sowie auf Agglomerationseffekte zurückgeführt [Massoudieh et al., 2008]. Auch innerhalb der verschiedenen Partikelgrößen gibt es Unterschiede, sodass insbesondere Straßensedimente mit kleinem Korndurchmesser eine geringere Dichte besitzen [Zhao et al., 2008]. Diese Dichteunterschiede zwischen den AFS_{fein} und Millisil W4 werden gerade bei der Prüfung aufwärts durchströmter Filterelemente deutlich, indem sich ein Teil des Millisil W4 schneller, d. h. bereits vor Erreichen des Filters, absetzt.

Für die Prüfung auf den Rückhalt an feinen Feststoffen ergibt sich hieraus, dass der Schwerpunkt der Prüfung in Richtung der Sedimentation verschoben wird und weniger auf dem Rückhalt im Filter liegt, wie dies in der Realität eher der Fall sein würde. Vielmehr ist bei der Prüfung durch Einstellen turbulenter Strömungsverhältnisse darauf zu achten, dass das Millisil W4 nicht bereits vor der zu prüfenden Anlage sedimentiert [Welker, 2014]. Dies wirkt sich dahingehend aus, dass der Rückhalt von AFS_{fein} sowie das Kolmationsverhalten des Filters und damit die prognostizierte Standzeit des Filters nicht richtig abgebildet werden. Eine deutlich schnellere Kolmation des Filters in natura ist sehr wahrscheinlich die Folge. Die Intention des Einsatzes von Millisil W4 ist auch nicht auf die Kolmation ausgerichtet [DWA, 2010]. Die Untersuchungsergebnisse an den beiden untersuchten Standorten Wuppertal und Mönchengladbach zeigten sehr die Relevanz der Feinstoffe für die Standzeit eines Filtersystems. Die Suche nach alternativen Prüfmaterialien ist in diesem Zusammenhang zu empfehlen.

9.2.1 Alternative Prüfmaterialien

Für die Ermittlung von geeigneten Materialien für eine Prüfung auf den Rückhalt an feinen Feststoffen sind die nachfolgenden Kriterien besonders hervorzuheben:

- Mit feinen Feststoffen – auch $AFS_{\text{fein}} < 63 \mu\text{m}$ – vergleichbare/übereinstimmende Eigenschaften (Korngrößenverteilung, Sedimentationsverhalten)
- Inerter Stoff – Beibehaltung der Eigenschaften auch unter Einwirkung von Wasser
- Verfügbarkeit auf dem Markt mit reproduzierbaren, gleichbleibenden Eigenschaften bzw. Merkmalen (z. B. Sieblinien)

Die Auswahl von potentiellen Prüfmaterialien, wie z. B. verschiedene Quarzgesteinsmehle, als adäquater Ersatzstoff für feine Feststoffe erfolgte bisher primär aufgrund einer ähnlichen Korngrößenverteilung [DWA, 2010]. In den Untersuchungen von DWA (2010) repräsentierte das Quarzmehl Millisil W4 unter den verschiedenen betrachteten Quarzmehlen an besten der Korngrößenverteilung der AFS in Verkehrsflächenabflüssen sowie die Verteilung partikulär gebundener Schadstoffe (PAK, Schwermetalle) innerhalb der Kornfraktionen der Feststoffe. Die Korngrößenverteilung stellt ein wichtiges und gut zu messendes Merkmal von feinen Feststoffen dar. Jedoch bleiben weitere Eigenschaften, die einen wesentlichen Einfluss auf das (Rückhalte-)Verhalten in dezentralen Behandlungssystemen haben, unberücksichtigt.

Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse sollen einen möglichen Ansatzpunkt für die Suche nach weiteren alternativen Prüfstoffen für die feinen Feststoffe – auch $AFS_{\text{fein}} < 63 \mu\text{m}$ – bieten. Mit dem neuen Regelwerk DWA-A 102 wird künftig AFS_{fein} als neuer Leitwert des feinputikulären Anteils der abfiltrierbaren Stoffe eingeführt [Welker, 2014; DWA, 2016]. In einer Versuchsreihe wurde das Sedimentationsverhalten von Straßenfeinsedimenten und von Millisil W4 verglichen. Die untersuchten Straßensedimente wurden aus drei Regenereignissen (Zulaufproben) am Standort Mönchengladbach gewonnen und auf kleiner $63 \mu\text{m}$ abgesiebt. Ebenfalls mit in die Betrachtungen einbezogen wurden das auf kleiner $63 \mu\text{m}$ abgesiebte Millisil W4, die Pulveraktivkohle AK (Merck KGaA, Deutschland), die Pulveraktivkohle F300 (Chemviron Carbon GmbH, Deutschland) und ein Kreidemehl (eigene Herstellung).

In der Abbildung 153 sind die Partikelgrößenverteilungen der untersuchten Stoffe dargestellt. Dies wurden ebenfalls abgebildet ist die Korngrößenverteilung von drei verschiedenen Zulaufproben des Standortes Mönchengladbach sowie der daraus durch Siebung ($< 63 \mu\text{m}$) gewonnenen Sedimentprobe $\text{AFS}_{\text{fein}} < 63 \mu\text{m}$. Zum Vergleich sind die Partikelgrößenverteilung des Millisil W4 und eine Zusammenstellung verschiedener Messungen von Verkehrsflächenabflüssen [DWA, 2010] angegeben.

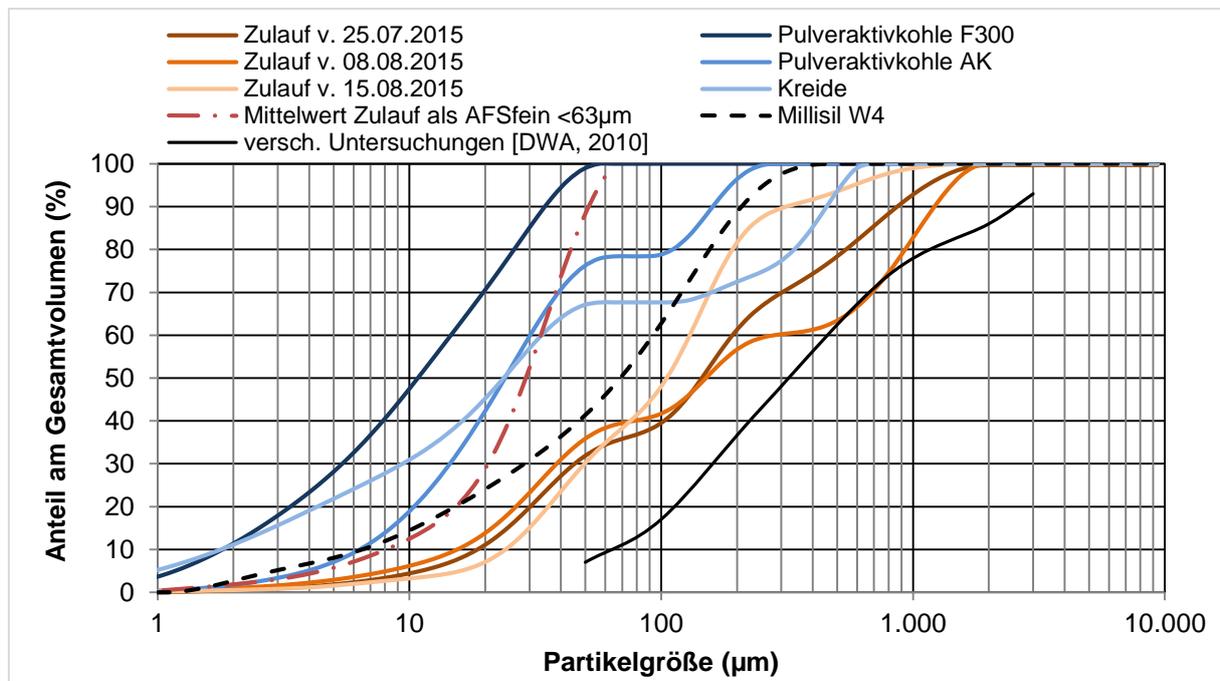


Abbildung 153: Partikelgrößenverteilung der untersuchten Materialien im Vergleich mit verschiedenen Feststoffproben im Zulauf

Deutlich wird, dass die Zulaufproben im Bereich kleiner $100 \mu\text{m}$ einen ähnlichen Verlauf und damit etwa gleiche Anteile an feinen Feststoffen aufwiesen, aber der Bereich größer $100 \mu\text{m}$ variabler war. Im Vergleich zu der Zusammenstellung verschiedener Messungen von Verkehrsflächenabflüssen [DWA, 2010] zeigten sich alle drei Proben eher im feineren Bereich. Die Zulaufproben wurden zumindest hinsichtlich ihrer Partikelgrößenverteilung durch das Millisil W4 gut widerspiegelt.

Mithilfe des Versuchsaufbaus zur Bestimmung des ISV (Schlammvolumenindex) nach DIN EN 14702-1 [DIN, 2006] sollten Aussagen zur Absetzbarkeit und zur Absetzgeschwindigkeit der einzelnen Materialien gewonnen werden. Der ISV gibt an, welches Volumen in Milliliter ein Gramm der Trockensubstanz nach Sedimentation in einem Imhoff-Trichter beansprucht [Gujer, 2006]. Bei der Untersuchung stand nicht der ISV als Vergleichswert im Vordergrund, sondern der statische Absetzversuch zur Charakterisierung des unterschiedlichen Absetzverhaltens der verschiedenen Materialien sowie der Straßensedimente.

Die Versuche wurden mittels Imhoff-Trichter mit einem Volumen von 1 Liter durchgeführt. Die Feststoffkonzentration der Materialiensuspensionen betrug etwa $250 \text{ mg/l} \pm 5 \%$. Für die Untersuchungen wurden mindestens zwei Durchgänge durchgeführt. Betrachtet man den ISV als Funktion der Zeit, kann eine Aussage über die Sedimentationsgeschwindigkeit ge-

troffen werden. Die Abbildung 154 zeigt die Absetzkurven der verschiedenen Materialien für eine Absetzdauer von 60 Minuten.

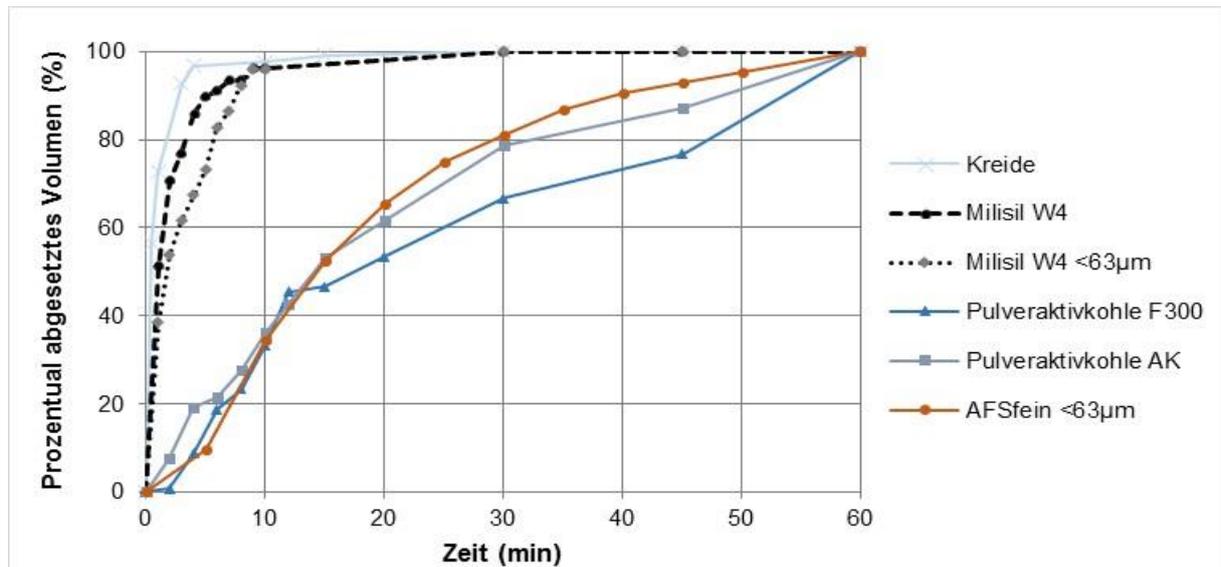


Abbildung 154: Prozentual abgesetztes Volumen in Abhängigkeit der Zeit

Durch die prozentualen Sedimentationskurven der untersuchten Materialien lässt sich die Sedimentationsgeschwindigkeit veranschaulichen. Dabei wird das abgesetzte Volumen eines jeweiligen Zeitpunktes auf das abgesetzte Volumen nach Minuten bezogen. Es ist deutlich zu erkennen, dass sich die Kreide, das Millisil W4 sowie das Millisil W4_{<63µm} sehr schnell abgesetzt haben. Hingegen sedimentierten AFS_{fein} sowie die Pulveraktivkohlen AK und F300 relativ gleichmäßig über die gesamte Prüfdauer von 60 Minuten. Die Steilheit der 3 Kurven ließ erkennen, dass der Absetzprozess hier noch nicht vollständig abgeschlossen war. Jedoch reichte die Absetzdauer von 60 Minuten aus, um das Sedimentationsverhalten der Materialien zu vergleichen und zu bewerten.

Das schnellste Absetzverhalten wies die Kreide auf. Bereits nach einer Minute hatte sich mehr als die Hälfte, und nach vier Minuten haben sich bereits 96 % des Materials abgesetzt. Ein geringer Unterschied war zwischen dem gesiebten Millisil W4_{<63µm} und dem unbehandelten Millisil W4 zu erkennen. Durch die größere Korngrößenverteilung des Millisil W4 sanken größere Teilchen schneller ab. So haben sich 85 % nach vier Minuten abgesetzt, hingegen setzte sich beim Millisil W4_{<63µm} der gleiche Anteil erst nach sieben Minuten ab. Bei beiden Materialien haben sich 96 % nach zehn Minuten abgesetzt.

Ein gleichmäßigeres Sedimentationsverhalten zeigten hingegen die AFS_{fein} < 63 µm, die am Standort Mönchengladbach aus drei Zulaufproben gewonnen wurde. Die Sedimentation setzte erst nach der Bildung von kleineren Agglomeraten ein und stieg gleichmäßig ab dem Zeitpunkt von t=5 min. Nach 15 Minuten waren etwa 50 % und nach 25 Minuten ca. 75 % der Feststoffe sedimentiert. Einen sehr ähnlichen Verlauf zeigte die Kurven der Pulveraktivkohle AK. Leichte Unregelmäßigkeiten im Verlauf der Pulveraktivkohle F300 waren auf eine Adhäsion der gebildeten Flocken an der Wand zurückzuführen.

Die Ergebnisse zeigten, dass zum einen das Sedimentationsverhalten des Quarzmehls Millisil W4 von dem Absetzverhalten der natürlichen Feststoffe, insbesondere AFS_{fein}, abweicht und dies zu einem überschätzten Feststoffrückhalt durch eine Sedimentationsstufe führt. Ein Verändern des Millisil W4, beispielsweise durch das Entfernen der Bestandteile größer 63 µm, führt zu keiner wesentlichen Anpassung der Sedimentationseigenschaften und ist in diesem Zusammenhang nicht zu empfehlen.

Zum anderen wurde gezeigt, dass technische Materialien wie Pulveraktivkohlen verfügbar sind, die die Merkmale und Eigenschaften von AFS_{fein} viel besser nachbilden und sich hierdurch gut als alternative Prüfmaterialien eignen. So wäre beispielweise auch die indirekte Umrechnung des AFS_{fein}-Rückhaltes mittels Faktoren wie nach *Welker* [2014] nicht erforderlich. Eine Quantifizierung des Rückhaltes wäre durch die Verwendung neuer Prüfmaterialien direkt möglich. Weitergehende Untersuchungen sind jedoch erforderlich, die übrigen Materialeigenschaften zu untersuchen und Vergleichsmessungen an Anlagen durchzuführen.

9.2.2 Durchführung der Prüfung

Die Prüfung des Feinstoffrückhaltes mit einem modifizierten Prüfmaterial könnte wie bisher am Gesamtsystem erfolgen. Die Prüfvorrichtungen wären analog zu der Bisherigen aufgebaut [DIBt, 2015; Welker, 2014]. Der Umfang der Prüfmaterialien mit Millisil W4 als Feinstoffe sowie der Grob-, Schwimm- und Schwebstoffe, die ebenfalls im Rahmen einer Prüfung eingesetzt werden [MKULNV, 2012], würde durch ein neues Material AFS_{fein} < 63 µm erweitert werden. Dieses würde in einem noch festzulegenden Mischungsverhältnis über einen Dosierer gleichmäßig über die Dauer der Prüfung zugegeben, mit dem Wasserstrom hydrodynamisch vermischt und anschließend der zu prüfenden Anlage zugeführt.

Es wird empfohlen die bisherige AFS-Jahresfracht beispielsweise von 67,7 g/(m²·a) [Welker, 2014] zu unterteilen in einen Anteil Millisil W4 sowie einen Teil des neuen Materials (z. B. Pulveraktivkohle). Die Gesamtjahresfracht würde entsprechend auf die drei Prüffregenspenden verteilt. In der vierten Prüffregenspende wird wie bisher das Auswaschverhalten bei einer Spülstoßbelastung untersucht [DIBt, 2015; Welker, 2014].

Die Probenahme soll analog zu der Bisherigen erfolgen. Zur Bestimmung des Feststoffrückhaltes werden Wasserproben in Glasflaschen zur AFS-Bestimmung am Gesamtablauf der Anlage entnommen. Ohne Berücksichtigung eines Austauschvolumens werden jeweils 5 Proben (je 2 Proben zur Doppelbestimmung) in 1-Liter-Gefäßen gleichmäßig verteilt genommen.

9.2.3 Analyse, Auswertung und Bewertung der Prüfergebnisse

Die Analyse der Proben erfolgt gemäß DIN EN 872 [2005]. Jede Teilprobe ist über einen vorher gewogenen und getrockneten Filter mit einer Porenweite von 0,45 µm zu filtrieren. Dieser wird nach der Filtration im Trockenschrank bei 105 °C bis zur Massenkonstanz getrocknet und dann gewogen, um die Menge an Feststoffen als AFS zu bestimmen.

Die Auswertung und Bewertung der Prüfergebnisse erfolgt analog zu den bisherigen Verfahren [DIBt, 2015; Welker, 2014]. Für die Auswertung Teilprüfungen werden die AFS-Konzentrationen der jeweiligen Prüffregenspende gemittelt und mit dem tatsächlichen Be-

schickungsvolumen multipliziert. Der Spülstoß (Prüfregenspende 4) wird hierbei nur zur Hälfte berücksichtigt. Die so ermittelten Teilprüfungsfrachten im Ablauf der Anlage werden aufsummiert (Gleichung 9).

$$AFS_{\text{mittel}} = V_{Pr,1} \cdot C_1 + V_{Pr,2} \cdot C_2 + V_{Pr,3} \cdot C_3 + 0,5 \cdot (V_{Pr,4} \cdot C_4) \text{ (mg)} \quad (8)$$

$$C_{\text{ges}} = AFS_{\text{ges}} / (V_{Pr,1} + V_{Pr,2} + V_{Pr,3} + V_{Pr,4}) \text{ (mg/l)} \quad (9)$$

mit:

$V_{Pr,n}$: Beschickungsvolumen der Teilprüfung n (l)

C_n : gemittelte Ablaufkonzentration der Teilprüfung n (mg/l)

AFS_{mittel} : gemittelte Ablauffracht an AFS (mg)

C_{ges} : gemittelte Ablaufkonzentration gesamt in (mg/l)

Die Summe der vier Teil-Ablauffrachten wird ins Verhältnis zur Zulauffracht gesetzt, um so den Wirkungsgrad der Anlage zu ermitteln. Hinsichtlich der Bewertung über das Bestehen der Prüfung können unterschiedliche Ansätze gemacht werden. Die bisherigen Verfahren geben vor, die Prüfung als bestanden zu bewerten, wenn die Gesamtablauffracht weniger als 20 % [Welker, 2014] für Einleitung in Oberflächengewässer bzw. 8 % [DIBt, 2015] für die Einleitung in das Boden-Grundwasser-System der Gesamt-Zulauffracht beträgt. Dies entspricht einem Wirkungsgrad von 80 % [Welker, 2014] bzw. 92 % [DIBt, 2015]. Des Weiteren darf die Ablauffracht einer Teilprüfung, sofern sie den vorgegebenen Prüfwert überschreitet, das Zweifache des Prüfwertes nicht überschreiten. Dies ist gleichbedeutend mit einem AFS-Rückhalt der Teilprüfung von > 60 % [Welker, 2014] bzw. > 84 % [DIBt, 2015].

Im Vergleich zu den bisherigen Prüfverfahren würden die an das dezentrale System gestellten Anforderungen bei Einsatz des neuen Materials als höher jedoch auch als realistischer eingeschätzt werden.

9.3 Grundsätze für organische Spurenstoffe (MTBE/ETBE)

Neben den organischen Schadstoffen MKW und PAK wurden MTBE und ETBE im Rahmen dieses Projektes berücksichtigt. Während der Beprobung von Verkehrsflächenabflüssen an den Standorten Wuppertal und Mönchengladbach konnte die Spurenstoffe MTBE und ETBE in keiner Probe nachgewiesen werden.

Die Literatur belegt jedoch in einzelnen wenigen Quellen (Tabelle 6) eine mögliche Aufkommensrelevanz von MTBE. Für die Implementierung einer Prüfung des MTBE-Rückhaltes wäre es möglich, eine Teilprüfung vergleichbar der ergänzenden MKW-Prüfung am Filterelement (Kap. 9.1) durchzuführen. Diese Prüfung kann auch für andere organische Spurenstoffe wie beispielsweise PSBM erfolgen. Im Vordergrund steht hierbei, dass der Schadstoff vorkommend in Verkehrsflächenabflüssen primär in der gelösten Phase transportiert wird. Partikeldominiert transportierte Stoffe, wie z. B. die PAK, finden nach dem neuen Ansatz in Kap. 9.2. Berücksichtigung.

9.3.1 Durchführung der Prüfung

In dezentralen Behandlungssystemen erfolgt der Rückhalt der vorwiegend gelöst transportierten Schadstoffe durch einen Filter. Dieser könnte im Rahmen einer weiteren Teilprüfung am Filterelement (Prüfanordnung siehe Abbildung 152) getestet werden. Grundlage hierfür ist die Festlegung der zu prüfenden Jahresfracht, mit welcher der Filter verteilt auf drei Regenspenden beaufschlagt wird.

Auf Basis der verfügbaren Daten kann für MTBE eine durchschnittliche Konzentration in Verkehrsflächen von etwa 1,0 µg/l festgelegt werden. Zur Prüfung des MTBE, das nahezu ausschließlich gelöst transportiert wird, wird wie auch in den Zulassungsgrundsätzen des DIBt eine Zulaufkonzentration von 1,0 mg/l MKW bei einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsabflussmenge von 677 mm zugrunde gelegt [DIBt, 2015]. Hieraus ergibt sich eine jährliche spezifische MTBE-Fracht von 0,681 mg MTBE je m² Verkehrsfläche, die an das Behandlungssystem angeschlossen ist.

Für die Prüfung des MTBE-Rückhaltes an der Prüfanordnung 2 nach *DIBt* [2015] sind entsprechend die Regenspenden und die Dauer analog der Prüfung zum Schwermetallrückhalt anzuwenden. Die sich daraus ergebenden Dosiermengen für MTBE sowie Volumenströme sind je m² angeschlossene Verkehrsfläche in Tabelle 64 angegeben. Die MTBE-Prüfung könnte ebenfalls gemeinsam mit der Prüfung des Schwermetallrückhalts erfolgen. Einen gemeinsame Prüfung des MTBE- und des MKW-Rückhaltes am Filterelement wäre ebenfalls denkbar. Die spezifischen Belastungen, d. h. die Zuflüsse und Frachten, sind entsprechend auf das verkleinerte Filtersegment der Prüfsäule anzupassen.

Tabelle 66: Vorschlag zur Erweiterung der MTBE-Prüfung am Filterelement – Prüfrengspenden, Prüfdauer, Wassermenge und Fracht je m² angeschlossener Verkehrsfläche

Teilprüfung	Regen- spende (l/(s·ha))	Prüfdauer (min)	Nieder- schlags- volumen (l/m ²)	Art des Be- schickungs- wassers	MTBE- Zugabe (mg/m ²)	MTBE- Konzentra- tion (µg/l)
Regen- spende 1	2,5	480	7,2	deionisiert	0,227	31,4
Regen- spende 2	6,0	200	7,2	deionisiert	0,227	31,4
Regen- spende 3	25	48	7,2	deionisiert	0,227	31,4
Summe		-	21,6	-	0,681	-

Zur Herstellung der Ablaufproben sind, gleichmäßig verteilt über die jeweilige Prüfdauer der Teilprüfungen 1, 2 und 3, viermal, d. h. in zwei Teilproben in 24 ml Vials blasenfrei zu füllen. Mit der ersten Probennahme ist bei jedem Prüfregenbeginn zu warten, bis das Wasser in der Prüfsäule einmal ausgetauscht ist. Die restliche Zeit der Teilprüfungsdauer wird in 3 gleich bleibende Zeitintervalle für die 4 Probennahmen unterteilt. Die Ablaufproben sind im Anschluss bis zur Analyse zu kühlen.

9.3.2 Analyse, Auswertung und Bewertung der Prüfergebnisse

Die Analyse des MTBE erfolgt nach DIN 38407 F 9 [DIN 38407 F 9, 1995]. Für das Bestehen der Prüfung können unterschiedliche Vorgaben gemacht werden. Zu berücksichtigen wäre an dieser Stelle die Bestimmungsgrenze von i. d. R. 0,1 µg/l – teilweise nur 1,0 µg/l. Die einzuhaltenden Ablaufkonzentrationen müssen sicher analytisch bestimmt werden können. Die Bestimmungsgrenzen würden einem Rückhalt von 99,7 % bzw. 96,8 % entsprechen. Werden hier die geforderten Rückhaltleistungen der MKW-Prüfung angesetzt, so würde die Prüfung als bestanden gelten, wenn die sich aus den Teilprüfungsfrachten aufsummierte MTBE-Gesamtablauffracht nach Gleichung (9) $\leq 20\%$ von 0,68 mg/m² und die MTBE-Ablauffracht jeder einzelnen Ablaufprobe der jeweiligen Teilprüfungen $\leq 40\%$ von 0,681 mg/m² ist.

Tabelle 67: Vorschlag zur Erweiterung der MTBE-Prüfung am Filterelement – MTBE-Konzentrationen im Zulauf und Prüfwerte im Ablauf

Zulauf- konzentration (µg/l)	Errechnete zuläs- sige Gesamtab- laufkonzentration (µg/l)	Mindestrückhalt Gesamtablauf (%)	Zulässige Ablauf- konzentra-tion je Teilprüfung (µg/l)	Mindestrückhalt je Teilprüfung (%)
31,4	6,28	> 80 %	12,6	> 60 %

9.4 Fazit

Aus den in diesem Forschungsprojekt durchgeführten Untersuchungen – sowohl im Labor als auch im Feld – sind umfangreiche Erfahrungen gewonnen worden, die in die Erarbeitung der erweiterten Prüfungen eingeflossen sind. Mit diesen Vorschlägen zur Ergänzung der bisherigen Prüfvorschriften sollen Anregungen gegeben werden, die Versuchsmethodik realistischer zu gestalten und dennoch den Grundsatz der Vergleichbarkeit der Anlagen sowie der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

Vor dem Hintergrund des bevorzugten partikulären Transportes diverser Schadstoffe, u. a. Schwermetalle und organische Spurenstoffe, ist die Prüfung des Feststoffrückhalts als der essentiellste Parameter anzusehen. Hierbei ist die Einführung eines adäquaten Materials als Ersatzstoff für AFS_{fein} hervorzuheben, mit welchem realitätsnahe und reproduzierbare Ergebnisse erzielt werden können. Untersuchungen zeigten, dass das zur Prüfung des Sedimentationsverhaltens eingesetzte Quarzmehl Millisil W4 sich im Absetzverhalten, speziell im Größenbereich $< 63 \mu\text{m}$, signifikant vom Absetzverhalten natürlicher Feststoffe unterscheidet. Die besseren Sedimentationseigenschaften des Millisil W4 führen im realen Praxisbetrieb zu geringeren Sedimentationsraten. Auf dem Markt sind technische Materialien verfügbar, welche eine bessere mit den Absetzeigenschaften natürlichen Feststoffen vergleichbar sind. Beispielsweise bildet Pulveraktivkohle das Sedimentationsverhalten natürlicher Feststoffe deutlich besser nach, so dass auf Faktoren zur Umrechnung des AFS_{fein} -Rückhalts verzichtet werden könnte. Weitergehende Untersuchungen sind jedoch erforderlich, um weitere Materialeigenschaften zu untersuchen.

Des Weiteren bietet die Versuchsmethodik am Filterelement die Möglichkeit, die Prüfung mit anderen vorwiegend oder teilweise gelöst transportierten Schadstoffen durchzuführen. Eine Anpassung der zu testenden Jahresfracht an eine realistische zu erwartende Zulaufmenge des jeweiligen Stoffes (z. B. MTBE, PSBM) zum Behandlungssystem müsste entsprechend erfolgen. Ferner wäre eine Anpassung des geforderten Rückhaltes für ein Bestehen der Prüfung eventuell notwendig. Die Auswahl der Prüfparameter und die Höhe der geforderten Rückhalteleistungen sollten Gegenstand weiterer Diskussionen sein.

10 Zusammenfassung

Projektveranlassung

Durch den Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 26.05.2004 [MUNLV, 2004] werden in Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung der Einzugsgebietsflächen die Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung im Trennsystem geregelt. Mit zunehmenden Erkenntnissen über die Eintragspfade umweltrelevanter Schmutz- und Schadstoffe aus niederschlagsbedingten Oberflächenabflüssen steigen auch die Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung. Weitere bisher nur wenig beachtete Stoffe oder Stoffgruppen rücken in den Fokus. Der Einsatz bisher genutzter zentraler Behandlungssysteme kommt aufgrund der Art des Behandlungsverfahrens (z. B. Sedimentation) oder bei mangelnder Platzverfügbarkeit in vielen Fällen an Grenzen, sodass immer häufiger alternative Behandlungssysteme (z. B. dezentrale Filtersysteme) eingesetzt werden. Diese sind in der Regel mehrstufig aufgebaut und setzen sich beispielsweise aus den Funktionselementen einer mechanisch-physikalischen Reinigungsstufe (Sedimentation) mit anschließender chemisch-physikalischer Reinigungsstufe (Filtration, Ionentauscher, Adsorption, Fällung, etc.) zusammen. Hinsichtlich Wahl der Filtrationsmaterialien in der chemisch-physikalischen Stufe und der daraus resultierenden Wirkungsmechanismen ergeben sich wesentliche Unterschiede im Reinigungsziel bei den verschiedenen dezentralen Behandlungsanlagen.

Viele dieser dezentralen Systeme sind jedoch aufgrund der bisherigen Anforderungen in NRW vor allem hinsichtlich des Rückhalts an Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) optimiert. Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden die Möglichkeiten einer Erweiterung der Reinigungsleistung für organische Spurenstoffe am Beispiel eines Filterschachtsystems untersucht.

Laborversuche

In den Laborversuchen wurden verschiedene Materialien auf ihre potentielle Eignung, gelöste organische Spurenstoffe aus Niederschlagsabflüssen zu entfernen, untersucht. In der ersten Phase wurden mittels Schüttelversuchen die Adsorptionskapazitäten und die Adsorptionsgeschwindigkeiten verschiedener Materialien zum Rückhalt von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) und Methyl-tert-butylether (MTBE) bestimmt. Hierbei erzielten die drei Materialien Braunkohlekoks (Korngröße 1,25–5 mm), Aktivkohle F300 (Korngröße 0,5–2,5 mm) sowie Sorp2 (Mischung aus Aluminiumoxid und Porenbeton) (Korngröße 0,5 – 2,5 mm) die besten Ergebnisse sowohl hinsichtlich der Kapazität (Standzeitbetrachtung) als hinsichtlich der Kinetik (hohe Filtergeschwindigkeiten) je nach betrachteter Substanz.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Schüttelversuche wurden umfangreiche Säulenversuche durchgeführt, um die Kapazität der drei identifizierten Materialien für organische Stoffe unter realitätsnäheren Bedingungen zu ermitteln mit dem Ziel, eine optimale Materialmischung für den Einsatz im Rahmen des Feld-Monitorings zu bestimmen. Zusätzlich wurde der Rückhalt der beiden Leitparameter Zink und Kupfer bestimmt sowie das Verhalten der zurückgehaltenen Stoffe unter Simulierung eines Auftausalzeinsatzes ermittelt. Dabei wur-

den verschiedene Regenspenden (2,5 l/(s·ha), 6,0 l/(s·ha), 15 l/(s·ha), 25 l/(s·ha)) verwendet, um den Rückhalt in Abhängigkeit von der Kontaktzeit zu bestimmen.

Als effektivster Filteraufbau erwies sich bei den Laborversuchen eine Kombination aus der verwendeten Materialkombination Sorp2 (ergänzt mit je einer Schicht Braunkohlekoks und Aktivkohle F300). Um eine entsprechende Kontaktzeit im System zu erreichen, wurde die Filterhöhe beim modifizierten System von 18 cm um 12 cm Braunkohle und 12 cm Aktivkohle erhöht. Dieser modifizierte Filteraufbau zeigte im Rahmen eines Säulenversuchs bei paralleler Aufbringung der Schadstoffe gemittelt über die drei Regenspenden (2,5 l/(s·ha), 6,0 l/(s·ha), 25 l/(s·ha)) einen Rückhalt von 98 % MKW, 99 % PAK, 73 % MTBE, 70 % Zink und 88 % Kupfer. Die im Labor ermittelte Standzeit war hier in Bezug auf die Rückhalteleistung limitiert durch den Parameter Zink. Der ausreichende und auftausalzbeständige Rückhalt von Schwermetallen wurde ebenfalls mit Natriumchlorid als repräsentatives Auftausalz nachgewiesen. Damit lag eine belastbare Materialkombination für die Feldversuche vor.

Feldversuche

Aufbau und Durchführung

Für weitergehende Felduntersuchungen wurden zwei Standorte in Wuppertal und Mönchengladbach ausgewählt, bei denen die bestehenden semi-dezentralen Behandlungsanlagen des Typs FiltaPex der Pecher Technik GmbH mit dem modifizierten Filter nachgerüstet wurden. Damit sollten vor allem die Reinigungsleistung und das Betriebsverhalten des Systems unter realen Bedingungen untersucht und bewertet werden. Die Beprobung jedes Standorts dauerte jeweils ca. sechs Monate und erfolgte nacheinander in den Jahren 2014 und 2015. Dabei wurden die Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, AFS, MKW, PAK, MTBE, ETBE (Ethyl-tert-butylether), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) sowohl im Zulauf als auch im Ablauf der Anlage durchflussproportional bestimmt. Um die eingesetzten Filtermaterialien auch während der Betriebsphase sowie nach dem Einsatz im Filterschacht-System tiefergehend untersuchen zu können, wurden bei der Ausrüstung der Filterschächte spezielle Glasäulen eingebaut, die analog zum Aufbau des Filters gefüllt und mit in die Anlage integriert wurden. Diese Glassäulen wurden nach der Belastung mit realen Verkehrsflächenabflüssen nach 4,5 Monaten (Wuppertal) bzw. 6,5 Monaten (Mönchengladbach) ausgebaut und ermöglichen vergleichende Untersuchungen der noch vorhandenen Restkapazität des Filtermaterials unter Laborbedingungen.

Verkehrsflächenabflüsse

Die an den ausgewählten Standorten analysierten Verkehrsflächenabflüsse bilden bezüglich Konzentrationen an MKW (Event Mean Concentration (EMC) 1,4 mg/l in Wuppertal, 4,2 mg/l in Mönchengladbach) und PAK (EMC 1,7 µg/l in Wuppertal, 0,7 µg/l in Mönchengladbach) einen normalen Schwankungsbereich ab. Lediglich die organischen Stoffe MTBE und ETBE konnten in fast keiner Feldprobe oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/L nachgewiesen werden, obwohl an beiden Standorten fast ausschließlich Straßenflächen (Landesstraßen mit einem Fahrzeugaufkommen von 20.600 bzw. 9.500 Kfz/d) angeschlossen waren. Dies kann evtl. durch den milden Winter und die niedrigen Siedepunkte (55 °C für MTBE und 73 °C für ETBE) sowie hohen Dampfdrücke (270 hPa bei 20 °C für MTBE und 173 hPa bei 25 °C für ETBE) der Verbindungen erklärt werden. Die Konzentrationen der Schwermetalle

Kupfer (EMC 73 µg/l in Wuppertal, 63 µg/l in Mönchengladbach) und Zink (EMC 158 µg/l in Wuppertal, 363 µg/l in Mönchengladbach) liegen im unteren erwarteten Bereich.

In diesem Projekt wurden durch Vorgabe eines Schwellenwertes nur (stärkere) Regenereignisse oberhalb eines Mindestdurchflusses (Wuppertal 2,0 l/s entsprechen 2,0 l/(s·ha); Mönchengladbach 1,0 - 3,0 l/s entsprechen 6,3 – 18,8 l/(s·ha)) beprobt und analysiert. Die Analyseergebnisse wiesen zum Teil hohe Stoffkonzentrationen im Ablauf der Behandlungsanlage auf. Ursache war, dass die variable Regenspende häufig zu einer kurzzeitigen Überschreitung des ermittelten behandlungspflichtigen Abflusses (15 l/(s·ha) bzw. 5 l/(s·ha)) während eines Regenereignisses führte und damit in einem kurzen Anspringen der Notentlastung resultierte. Dies trat mit längerer Betriebszeit und damit mit zunehmender Kolmation des Filters immer häufiger auf. Eine Probenahme bei Behandlungssystemen sollte aus diesem Grund im Feld immer zwischen Filterablauf und Ablauf des Notüberlaufes unterscheiden, was eine konstruktive Differenzierung bedingt. Wesentliche Aufgabe wird es in Zukunft bleiben, die Filterstandzeiten, gerade dann, wenn die Elimination verschiedener Spurenstoffe gefordert ist, zu erhöhen.

Die angewendete Probenahmetechnik birgt zwei Probleme, die zu ungenauen Messergebnissen führen können. Zu Beginn des Regenereignisses findet zumeist eine Stoßbelastung mit hohen Schadstoffkonzentrationen statt. Bei anfänglich geringen Regenintensitäten wird der genannte Schwellenwert des MID von 1 – 3 l/s nicht überschritten, so dass die Stoßbelastung als Fracht nicht vollständig erfasst wird. Bei hohen Regenintensitäten kommt es bedingt durch eine kurze Kontaktzeit im Filter zu einer schlechteren Eliminationsleistung.

Eliminationsleistungen

Die Standzeit im Feld war an beiden Standorten durch die Abnahme der Filterdurchlässigkeit limitiert. Die im Feld binnen Wochen (Wuppertal) bzw. Monaten (Mönchengladbach) von $8,0 \cdot 10^{-3}$ m/s auf $2,8 \cdot 10^{-4}$ m/s um über eine Zehnerpotenz abgenommene hydraulische Durchlässigkeit reduzierte den behandelten Volumenstrom und somit auch den prozentualen Rückhalt erheblich. Ortsspezifische Randbedingungen und wechselnde jährliche sowie jahreszeitliche Belastungen beeinflussten den Betrieb der Regenwasserbehandlungsanlage maßgeblich und führten in Folge zu anderen Ergebnissen als im Labor. Aufgrund der Heterogenität der Ereignisse (Variabilität der Zulaufkonzentrationen, der Regendauern und Regenintensitäten) in Verbindung mit dem Austauschvolumen konnte in der dezentralen Anlage keine Rückhalte für verschiedene Regenklassen ermittelt werden und ein direkter Vergleich der Laborergebnisse für verschiedene Regenspenden (2,5 l/(s·ha), 6,0 l/(s·ha), 15 l/(s·ha)) mit den Felduntersuchungen ist nicht möglich.

Für den Standort Mönchengladbach gelang es in umfangreichen Untersuchungen anhand der Zulauf- und Ablaufbeprobungen in Kombination mit der Stoffspeicherung Stoffbilanzen aufzustellen. Hierbei wurden für die untersuchten Stoffe sowohl im Sediment als auch im Filter analysiert und ausgewertet. Im Mittel betrug der Rückhalt 77 % AFS, 39 % MKW, 53 % PAK, 35 % Cu und 11 % Zn für die beprobten Ereignisse, wobei ca. 93 % des Abflusses behandelt wurde. Die Ergebnisse sind damit für die organischen Spurenstoffe auch im Praxisbetrieb als durchaus gut zu bezeichnen, für die Schwermetalle zu gering.

Am Standort Wuppertal wurden mittlere Rückhalte des Gesamtsystems von 12 % MKW, 4,5 % PAK, 21 % Cu und 10 % Zn ermittelt. Allerdings wurde lediglich ein Teil des Anlagenzulaufs und –ablaufs beprobt. Zusätzlich war ein kontinuierlicher Fremdwasserzufluss durch eindringendes Grundwasser von 1,0 l/s vorhanden, der zwischen den Regenereignissen für einen kontinuierlichen Wasseraustausch im Schacht sorgte.

Der breitere, großtechnische Einsatz des Systems in dieser Form kann also aufgrund der geringen Rückhaltewerte sowie des größeren Betriebsaufwands noch nicht empfohlen werden.

Vergleich Labor- und in-situ-Untersuchungen

Die mittleren Rückhaltewerte zeigen deutliche Unterschiede zwischen Feld- und Labor-Messungen auf, welche sowohl auf die dynamischen Einflussfaktoren im Feld (z. B. Zulaufkonzentrationen, Kontaktzeiten, kein Bypass) als auch auf unterschiedliche Matrices (z. B. Feststoffe, Salz-Gehalt, DOC, pH-Wert) zurückzuführen sind. Die Feldergebnisse sind unter Einwirkung einer komplexen Stoffmatrix entstanden. In den Laborversuchen wurde unter idealisierten Bedingungen ohne eine Feststofffracht gearbeitet. Außer den zu untersuchenden Stoffen wurden den Regenspenden im Labor keine weiteren chemischen Substanzen zugesetzt, welche in der Praxis die Kinetik der Adsorption beeinflussen können. Ferner wurden bei den Laborversuchen nur das Verhalten der gelösten Stoffe untersucht. Durchgeführte Laborversuche mit realem Verkehrsflächenabfluss zeigten gerade bei höheren Regenspenden (25 l/(s·ha)) eine deutliche Verringerung des Rückhalts auf 28 % AFS, 7 % DOC, 56 % MKW, 74 % PAK, 55 % MTBE, 13 % Zn und 41 % Cu. Diese im Labor ermittelten Daten liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie der Rückhalt des Gesamtsystems in Mönchengladbach.

AFS-Rückhalt und Adsorption

Dem Parameter AFS_{fein} kommt sowohl bei der Kolmation des Filters als auch bei der Schadstofffracht große Bedeutung zu. Analysen der Schachtsedimentproben sowie der einzelnen Filterbestandteile konnten den Verbleib der Schadstoffe aufzeigen. Von zwei Schachtsedimentproben wurden Partikelgrößenverteilungen gemessen und der Schadstoffgehalt an MKW, Zink und Kupfer in Abhängigkeit der Korngrößenfraktionen bestimmt. Dabei zeigte sich, dass der Anteil des AFS_{fein} bis zu einer Korngröße von 63 μm bei den untersuchten Schachtsedimentproben etwa die Hälfte der partikelgebundenen Schadstoffe MKW, Kupfer und Zink beiträgt.

Weitergehende Untersuchungen an den Filtermaterialien haben gezeigt, dass MKW und PAK fast vollständig, die Schwermetalle Kupfer und Zink auch zu großen Teilen (40 bis 60 %) partikulär zurückgehalten wurden. Die Menge der zurückgehaltenen Schadstoffe korreliert mit der Masse an abfiltrierbaren Feststoffen, die in der jeweiligen Schicht zurückgehalten wurde. Die Konzentrationen an adsorbierten MKW an den Filtermaterialien Aktivkohle und Braunkohlekoks liegt bei 23 bzw. 67 mg/kgTR. Für Kupfer ist der größte Rückhalt an gelösten Schwermetallen in der Braunkohlekoks-Schicht (29 mg/kgTR) festzustellen. Der Rückhalt des gelösten Zinks erfolgt sowohl durch den Braunkohlekoks (75 mg/kgTR) als auch durch die Aktivkohle (66 mg/kgTR).

Feldsäulenversuche

In die Filterschächte eingebaute Glassäulen wurden nach der Belastung mit realen Verkehrsflächenabflüssen nach 4,5 Monaten (Wuppertal) bzw. 6,5 Monaten (Mönchengladbach) ausgebaut und vergleichenden Untersuchungen der noch vorhandenen Restkapazität des Filtermaterials unter Laborbedingungen unterzogen. Nach der vorangegangenen Belastung zeigte sich bei paralleler Aufbringung der Schadstoffe gemittelt über die drei Regenspender (2,5 l/(s·ha), 6,0 l/(s·ha), 15 l/(s·ha)) im Labor ein Rückhalt von 95 % MKW, 98 % PAK, 81 % MTBE, 82 % Zink und 78 % Kupfer (Wuppertal). Auch die Ergebnisse der Feldsäule des Standorts Mönchengladbach wiesen einen guten Rückhalt von 94 % MKW, 90 % PAK, 81 % MTBE, 85 % Zink und 86 % Kupfer auf. Eine Remobilisierung der Stoffe aufgrund der Einwirkung von Auftausalz fand nur in sehr geringem Maße statt.

Obwohl die Filter noch eine hohe Restkapazität hatten, zwang die Kolmation der Filter im realen Betrieb zu einem Austausch des Materials. Damit ist für den praxisnahen Anlagenbetrieb zu prüfen, wie die im Labor weiterhin verfügbare hohe Restkapazität des Filtermaterials nach 6,5 Monaten auch im realen Betrieb genutzt werden kann. Der Kolmation des Filters ist im realen Betrieb vorzubeugen. Das kann u. a. durch den Einsatz größerer Filtermaterials oder durch bessere vorherige Abtrennung von Feinstoffen gelingen. Die grundlegende Voraussetzung hierfür ist die Kenntnis der Randbedingungen am Standort sowie die Identifizierung potentieller Anwendungsgrenzen (z. B. übermäßige Vegetation und starke Pollenbelastung). Im Rahmen der Dimensionierung kann die dezentrale Anlage in ihrer Größe und Aufbau an die zu erwartende Belastung angepasst werden.

Betrieb und Kosten

Im Rahmen der Betriebsbegleitung wurde durch den modifizierten Filteraufbau (Gesamthöhe rund 42 cm) eine schnellere Kolmation im Vergleich zu dem ursprünglichen System FiltaPex Standard (Gesamthöhe 18 cm) festgestellt. Damit ist der Rückhalt von organischen Spurenstoffen mit hohem betrieblichen und kostentechnischen Aufwand verbunden. Somit kann es sich bei der Umsetzung von Anlagen zum Rückhalt organischer Spurenstoffe mit dem hier beschriebenen Filteraufbau derzeit nur um Einzelfalllösungen handeln - bei einer entsprechend geforderten Reinigungsleistung und wenn kein alternatives Behandlungssystem möglich ist. Eine breitere großtechnische Umsetzung ist derzeit aber noch nicht zu empfehlen. Das System könnte aber insbesondere für Abflüsse von Flächen der Kategorie III des Trennerlasses oder bei hohen Anforderungen an sensiblen Gewässern zur Anwendung kommen, wenn ein erhöhter Wirkungsgrad MKW und PAK gefordert ist.

Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse hinsichtlich der festgestellten Reinigungsleistung und der (zusätzlichen) Kosten auf andere dezentrale bzw. semizentrale Behandlungssysteme ist aufgrund der vielen einzugsgebietsspezifischen statischen, dynamischen und temporären Einflussfaktoren mit Unsicherheiten behaftet. Die einzelnen Faktoren sollten vor der Planung dezentraler Anlagen erfasst, deren Auswirkungen abgeschätzt und dies im Rahmen einer Dimensionierung z. B. in Form einer entsprechenden Matrix (siehe Kap. 6.2) berücksichtigt werden. So kann ein betrieblich sinnvolles Verhältnis zwischen Filter- und Anschlussfläche ermittelt werden. Darauf aufbauend lässt sich der notwendige betriebliche Aufwand für War-

tung und Filteraustausch abschätzen und es lassen sich so die Anwendungsgrenzen unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten bestimmen.

Erweiterung der Zulassungsgrundsätze

In den durchgeführten Labor- und Felduntersuchungen sind umfangreiche Erfahrungen gewonnen worden, die in die Erarbeitung von erweiterten Prüfungen einfließen können. Die Prüfung des Rückhalts von AFS_{fein} ist sinnvoll, die anderer, zusätzlicher Stoffe als bisher gefordert, aber momentan noch nicht erforderlich. Dennoch geben Vorschläge zur möglichen späteren Ergänzung der bisherigen Prüfvorschrift Anregungen, die Versuchsmethodik realistischer zu gestalten und den Grundsatz der Vergleichbarkeit der Anlagen sowie der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Möglichkeiten, neue Stoffe wie z. B. organische Schadstoffe in die Prüfverfahren zu integrieren, wurden aufgezeigt.

Besonders hervorzuheben ist das Prüfverfahren für AFS_{fein}. Organische Verbindungen werden vornehmlich an Partikel adsorbiert und sind dabei primär an der schlecht absetzbaren Feststofffraktion gebunden. Ähnliches gilt für Schwermetalle, welche zu 40 bis 60 % feinstpartikulär transportiert werden. Daher ist die Prüfung des Rückhalts speziell der feinen Feststoffe (< 63 µm) von großem Interesse. Die Einführung eines adäquaten Materials im Prüfverfahren als Ersatzstoff für AFS_{fein} wäre empfehlenswert, so dass realitätsnahe und reproduzierbare Ergebnisse erzielt werden können. Untersuchungen haben gezeigt, dass das zur Prüfung des Sedimentationsverhaltens eingesetzte Quarzmehl Millisil W4 keine vergleichbaren Absetzeigenschaften aufweist wie die in Verkehrsflächenabflüssen vorkommenden (natürlichen) Feststoffe. Pulveraktivkohle ist ein technisches Material mit einer guten Verfügbarkeit. Sie kann das Sedimentationsverhalten der natürlichen Feststoffe deutlich besser abbilden. Allerdings stehen noch weitergehende Untersuchungen aus, um Materialeigenschaften zu prüfen und somit eine gute Eignung zu belegen.

11 Ausblick

Aus der Vielzahl an gewonnenen Erkenntnissen lässt sich weiterer Untersuchungsbedarf bei folgenden Punkten ableiten:

In der aktuellen Phase der Entwicklung und Genehmigung zahlreicher Kompaktsysteme zur Regenwasserbehandlung an dezentralen Standorten ist eine langfristige Wirksamkeit sicherzustellen. Somit ist insbesondere eine Untersuchung des Betriebsverhaltens von Bedeutung, wobei es sinnvoll ist, Zeiträume von mindestens einem Jahr zu analysieren. Es sollte zukünftig mit Inbetriebnahme der Systeme stets auch eine messtechnische Betriebsbegleitung zur Erfassung des hydraulischen Wirkungsgrades erfolgen, um den tatsächlichen einzugsgebietsabhängigen Wartungsaufwand zumindest bis zum ersten Filterwechsel besser abschätzen zu können.

Hierbei sind die Standortfaktoren sowie vor allem die jahreszeitlichen Einflüsse zu dokumentieren, um die für die Planung der Anlagen notwendige Datenbasis aufzubauen. Die Standortfaktoren zu quantifizieren sowie weitere Erkenntnisse zum Verhalten der dezentralen Anlagen unter Feldbedingungen zu erhalten, ist zukünftig wichtig. Dies gilt besonders für Anlagen mit Bypass, da bei diesen Systemen eine Vielzahl der Ereignisse durch eine Entlastung beeinflusst ist.

Für diese notwendige langfristige Untersuchung dezentraler Anlagen ist eine Optimierung der Probenahme erforderlich. Hierdurch sollten noch belastbarere Messergebnisse sowie Aussagen zum in-situ Rückhalt der Anlagen möglich werden. Die Ergebnisse der Felduntersuchungen müssen den im Rahmen der Zulassung gewonnenen Ergebnissen gegenübergestellt werden, um die Aussagekraft von Laborversuchen zu überprüfen. Hinsichtlich der Vergleichbarkeit von Ergebnissen aus Labor- und Feldversuchen insbesondere, wenn stationäre, dynamische und temporäre Einflüsse zu berücksichtigen sind, besteht weiterhin großer Forschungsbedarf.

Ein wichtiger Aspekt ist die Veränderung des Filterkörpers bedingt durch die Einlagerung von Feststoffen. Es stellt sich die Frage, welche Auswirkungen die Bildung der „AFS-Schicht“ im Filter, die zu einem Großteil aus feinen Partikeln besteht, auf das Adsorptionsmaterial hat. Möglicherweise sind die freien Adsorptionsplätze verdeckt und somit nicht mehr verfügbar. Gegebenenfalls wirkt die Feststoffschicht um das Adsorptionsmaterial auch als zusätzlicher, natürlicher Adsorber. Die physikalischen, chemischen und biologischen Abläufe sollten näher untersucht werden, um die im Labor ermittelten Rückhalteleistungen auf reale Systeme sachgerecht übertragen zu können.

Des Weiteren sollte für die Zulassungsprüfung entsprechender Regenwasserbehandlungsanlagen eine Gesamtprüfmatrix entwickelt werden, die das Spektrum der eingetragenen Stoffe und deren physikalischen Eigenschaften besser abbildet, als das zurzeit verwendete Millisil. Besonders wünschenswert ist hier die Erweiterung des Prüfmaterials um leichte feinputikuläre Stoffe (AFS63), da diese im neuen Arbeitsblatt DWA A 102 bemessungsrelevant werden.

Literatur

- Achten, C. (2001): Methyl tert-Butyl Ether (MTBE) in the Aquatic Environment in Germany. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe-Universität.
- Ahn, C.K., Kim, Y.M., Woo, S.H., Park, J.M. (2007): Selective adsorption of phenanthrene dissolved in surfactant solution using activated carbon. *Chemosphere* 69 (11), 1681–1688.
- Allen-King, R.M., Grathwohl, P., Ball, W.P. (2002): New modeling paradigms for the sorption of hydrophobic organic chemicals to heterogeneous carbonaceous matter in soils, sediments, and rocks. *Adv. Wat. Resour.* 25 (8–12), 985–1016.
- Angove, M.J., Fernandes, M.B., Ikhsan, J. (2002): The sorption of anthracene onto goethite and kaolinite in the presence of some benzene carboxylic acids. *J. Colloid Interf. Sci.* 247 (2), 282–289.
- Anderson, M.A. (2000): Removal of MTBE and other organic contaminants from water by sorption to high silica zeolites. *Environ. Sci. Technol.* 34 (4), 725–727.
- Ake, C.L., Wiles, M.C. Huebner, H.J., McDonald, T.J., Cosgriff, D., Richardson, M.B., Donnelly, K.C., Phillips, T.D. (2003): Porous organoclay composite for the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and pentachlorophenol from groundwater. *Chemosphere* 51 (9), 835–844.
- Ania, C.O., Cabal, B., Pevida, C., Arenillas, A., Parra, J.B., Rubiera, F., Pis, J.J. (2007): Removal of naphthalene from aqueous solution on chemically modified activated carbons. *Wat. Res.* 41 (2), 333–340.
- Aryal, R.K., Baral, B., Vigneswaran, S., Naidu, R., Loganathan, P. (2011): Seasonal influence on urban dust PAH profile and toxicity in Sydney, Australia. *Water Sci. Technol.* 63 (10), 2238–2243.
- Aryal, R.K., Furumai, H., Nakajimia, F., Boller, M. (2005): Dynamic behavior of fractional suspended solids and particlebound polycyclic aromatic hydrocarbons in highway runoff. *Water Res.* 39 (20), 5126–5134.
- AWWR (2014): Ruhrgütebericht 2014. Hrsg. Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr und der Ruhrverband. ISSN 1613-4729. Essen.
- Bäckström, M. (2002): Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events. *Water Sci. Technol.* 45 (7), 41–49.
- Barjenbruch, M., Heinzmann, B., Kober, P., Post, M., Remy, Ch., Rouault, P., Sommer, H., Sonnenberg, H., Weiß, B. (2016): Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen. Projekt im Berliner Umweltentlastungsprogramm UEPII/2, Projekt-Nr.: 11315 UEPII/2, Abschlussbericht.
- Baumann, G., Bredereck, E. (1993): Filtration und Flockungfiltration. *Galvanotechnik* 84 (8), 2713–2719.

-
- Baus, Ch., Brauch, H.J., Fleig, M., Sacher, F. (2006): Auswirkungen des Einsatzes von MTBE und ETBE auf Oberflächengewässer und Trinkwasserversorgung im Rheineinzugsgebiet. DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW).
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1998, BGBl. Nr. 36, 1554.
- Bliefert, C. (2002): Umweltchemie. 3. Auflage. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, ISBN 3-527-30374-X.
- Blume, H.P. (2005): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Ecomed-Verlag, Landsberg, ISBN-13: 978-3609658537.
- Boller, M. (2004): Towards sustainable urban stormwater management. *Water Sci. Technol.* 4(1), 55–65.
- Borden, R.C., Daniel, R.A., LeBrun, L.E., Davis, C.W. (1997): Intrinsic biodegradation of MTBE and BTEX in a gasoline-contaminated aquifer. *Water Resour. Res.* 33 (5), 1105–1115.
- Boving, T.B., Zhang, W. (2004): Removal of aqueous-phase polynuclear aromatic hydrocarbons using aspen wood fibers. *Chemosphere* 54 (7), 831–839.
- Boyd, S.A., Shaobai, S., Lee, J.F., Mortland, M.M. (1988): Pentachlorophenol sorption by organo-clays. *Clay Clay Miner.* 36 (2), 125–130.
- Brauch, H.J., Baus, C. (2007): Substitution von MTBE durch ETBE als Zusatz von Ottokraftstoffen. *Gwf Wasser, Abwasser* 148 (7–8), 517–529.
- Bretzel, F., Benvenuti, S., Pistelli, L. (2014): Metal contamination in urban street sediment in Pisa (Italy) can affect the production of antioxidant metabolites in *Taraxacum officinale* Weber. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 21 (3), 2325–2333.
- Brixie, J.M., Boyd, S.A. (1994): Organic chemicals in the environment: Treatment of contaminated soils with organoclays to reduce leachable pentachlorophenol. *J. Environ. Qual.* 23 (6), 1283–1290.
- Cadena, F., Rizvi, R., Peters, R.W. (1990): Feasibility studies for the removal of heavy metal from solution using tailed bentonite. In: *Hazardous and Industrial Wastes, Proceedings of the 26th Mid-Atlantic Industrial Waste Conference*, Drexel University, 77–94.
- Callén, M.S.; López, J.M.; Iturmendi, A.; Mastral, A.M. (2013): Nature and sources of particle associated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the atmospheric environment of an urban area. *Environ. Poll.* 183, 166–174.
- Camponelli, K.M., Lev, S.M., Snodgrass, J.W., Landa, E.R., Casey, R.E. (2010): Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. *Environ. Pollut.* 158 (6), 2143–2149.
- Chin, Y.P., Aiken, G.R., Danielsen, K.M. (1997): Binding of pyrene to aquatic and commercial humic substances: The role of molecular weight and aromaticity. *Environ. Sci. Technol.* 31 (6), 1630–1635.

-
- Choi, J.W., Choi, N.C., Lee, S.J., Kim, D.J. (2007): Novel three-stage kinetic model for aqueous benzene adsorption on activated carbon. *J. Coll. Interface Sci.* 314, (2), 367–372.
- Clara, M., Ertl, T., Giselbrecht, G., Gruber, G., Hofer, T., Humer, F., Kretschmer, F., Kolla, L., Scheffknecht, C., Weiß, S.; Windhofer, G. (2014). Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich.
- Clark, K.J., Sarr, A.B., Grant, P.G., Phillips, T.D., Woode, G.N. (1998): In vitro studies on the use of clay, clay minerals and charcoal to adsorb bovine rotavirus and bovine coronavirus. *Vet. Microbiol.* 63 (2–4), 137–146.
- Cornelissen, G., Gustafsson, O., Bucheli, T.D., Jonker, M.T.O., Koelmans, A.A., van Noort, P.C.M. (2005): Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Env. Sci. Tech.* 39 (18), 6881–6895.
- Crabtree, B., Moy, F., Withehead, M., Roe, A. (2006): Monitoring pollutants in highway runoff. *Water Environ. J.* 20 (4), 287–294.
- Crabtree, B., Dempsey, P., Moy, F., Brown, C., Song, M. (2008): Improved determination of pollutants in highway runoff – Phase 2. Final report, Highways Agency Contract Reference 3/376, Report No.: UC7697, August 2008.
- Cui, H., Cao, Y., Pan, W.P. (2007): Preparation of activated carbon for mercury capture from chicken waste and coal. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 80 (2), 319–324.
- Davis, S.W., Power, S.F. (2000): Alternative sorbents for removing MTBE from gasoline-contaminated ground water. *J. Environ. Eng.-ASCE*, 354–360.
- DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) (2014): Minimierung von Umweltbelastungen (Lärm, Staub, Erschütterungen) beim Abbruch von Hoch-/Tiefbauten und Schaffung hochwertiger Recyclingmöglichkeiten für Materialien aus Gebäudeabbruch. AZ 29014/02. Karlsruhe
- Demirbas, A. (2008): Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: a review. *J. Hazard. Mater.* 157 (2-3), 220–229.
- Deschamps, G., Caruel, H., Borredon, M.E., Bonnin, C., Vignoles, C. (2003): Sorbents oil removal from water by selective sorption on hydrophobic cotton fibers. I. Study of sorption properties and comparison with other cotton fiber-based. *Environ. Sci. Technol.* 37 (5), 1013–1015.
- DESTATIS (2008): Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung – Erläuterungen und Eckzahlen. Statistisches Bundesamt Wiesbaden.
- DIBt (2012): Zulassungsgrundsätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 2: Wasserdurchlässige Beläge für Kfz-Verkehrsflächen für die Behandlung des Abwassers zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser (Abwasserbehandelnde Flächenbeläge). Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin, April 2012.

-
- DIBt (2015): Zulassungsgrundsätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 1: Anlagen zur dezentralen Behandlung des Abwassers von Kfz-Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser. Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin, Januar 2015.
- Dierkes, C., Geiger, W.F. (1998): Decontaminating effect of greened highway embankments. In Proceedings of the NOVATECH-Conference, Lyon, France, S. 497–504.
- Dierkes, C., Göbel, P., Coldewey, W.G. (2005): Entwicklung und Optimierung eines kombinierten unterirdischen Reinigungs- und Versickerungssystems für Regenwasser. Abschlussbericht gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unter Az. 18622. Münster.
- Dierkes, C., Lucke, T. (2015): Development and Approval of an Innovative Permeable Pavement With High Design Demands. E-Proceedings of the 36th IAHR World-Congress. 28 June–03 July 2015, The Hague, the Netherlands.
- Dierkes, C., Lucke, T., Helmreich, B. (2015): General Technical Approvals for Decentralised Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) – The Current Situation in Germany. Sustainability 7, 3031–3051.
- Dierkes, C., Raasch, U., Spengler, B. (2006) Versickerungsleistung und Stoffrückhalt von wasserdurchlässigen Flächenbelägen bei hohen Anschlussverhältnissen. KA Abwasser Abfall 53 (12), 1232–1237.
- Dierschke M. (2014): Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM63) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche. Dissertation, TU Kaiserslautern.
- DIN 18123 (2011): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung. DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38404 DEV C 4 (1976): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung der Temperatur (C 4), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38406 E 3-1 (2002): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 3: Bestimmung von Calcium und Magnesium, komplexometrisches Verfahren (E 3), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38406 E 7 (1991): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung von Kupfer mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) (E 7), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38406 E 8 (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 8: Bestimmung von Zink - Verfahren mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) in der Luft-Ethin-Flamme (E 8), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.

-
- DIN 38406 E 13 (1992): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung von Kalium mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) in der Luft-Acetylen-Flamme (E 13), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38406 E 14 (1992): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung von Natrium mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) in der Luft-Acetylen-Flamme (E 14), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38406 E 32 (2000): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 32: Bestimmung von Eisen mittels Atomabsorptionsspektrometrie (E 32), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38407 F 8 (1995): Deutsche Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen; Gemeinsam erfaßbare Stoffgruppen (Gruppe F) – Teil 8: Bestimmung von 6 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im Wasser mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) mit Fluoreszenzdetektoren, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38407 F 9 (1995): Deutsche Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen; Gemeinsam erfaßbare Stoffgruppen (Gruppe F) – Teil 9: Bestimmung von Benzol und einigen Derivaten mittels Gaschromatographie, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38409, Teil 2 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2). DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38409 H18 (1981): Deutsche Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen; Bestimmung von Kohlenwasserstoffen, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38414 S23 (2002): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Teil 23: Bestimmung von 15 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) durch Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) und Fluoreszenzdetektion, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 51603-1 (2011): Flüssige Brennstoffe – Heizöle. Teil 1: Heizöl EL, Mindestanforderungen, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 1484 DEV H3 (1997): Anleitung zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 12457-4 (2003): Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 4: Ein-

-
- stufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 13346 S 7 (2001): Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung von Spurenelementen und Phosphor - Extraktionsverfahren mit Königswasser; Deutsche Fassung EN 13346:2000, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 27888 C 8 (1993): Wasserbeschaffenheit; Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit (ISO 7888:1985); Deutsche Fassung EN 27888:1993, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 9377-2 (2001): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index - Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie (ISO 9377-2:2000); Deutsche Fassung EN ISO 9377-2:2000, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 10304-1 (2012): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 10523 (2012): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Werts (ISO 10523:2008); Deutsche Fassung EN ISO 10523:2012, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 12020 (2000): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Aluminium - Verfahren mittels Atomabsorptionsspektrometrie (ISO 12020:1997); Deutsche Fassung EN ISO 12020:2000, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 12879 S3 (2001): Charakterisierung von Schlämmen, Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 14702-1 (2006): Charakterisierung von Schlämmen – Absetzeigenschaften - , Teil 1: Bestimmung der Absetzbarkeit (Bestimmung des Schlammvolumens und des Schlammvolumenindex), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 16703 (2005): Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C₁₀ bis C₄₀, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- Dobner, I., Holthuis, J.U. (2007): Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen. AiF-Vorhaben-Nr: 13601 N/1 und N/2 Gemeinsamer Abschlussbericht für den Zeitraum: 01.12.2003 bis 30.11.2006. Bremen.
- Driscoll, E., Shelley, P.E., Strecker, E.W. (1990): Pollutant Loadings and Impacts from Highway Stormwater Runoff, Volume III: Analytical Investigation and Research Report. US Department of Transportation, Report No. FHWA-RD-88-008.

-
- DWA-A 102 - Entwurf (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2016): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2016. ISBN: 978-3-88721-383-1.
- DWA-A 138 (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2005): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2005. ISBN: 3-937758-66-6.
- DWA-M 153 (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2007. ISBN-13: 978-3-939057-98-7.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. Abschlussbericht, angefertigt von der TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft; der Fachhochschule Münster; Fachbereich Bauingenieurwesen und des Instituts für Wasserforschung GmbH, Dortmund. Im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Az: 26840-23), Osnabrück, Juni 2010.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2013): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren – Verifikation. Abschlussbericht, angefertigt von der TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft und der Fachhochschule Münster; Fachbereich Bauingenieurwesen. Im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Az: 28940/02), Osnabrück, Juni 2013.
- Dzombak, D.A., Luthy, R.G. (1984): Estimating adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on soil. *Soil Sci.* 137 (3), 292–308.
- Effenberger, M., Weiß, H., Popp, P., Schirmer, M. (2001): Untersuchungen zum Benzinhaltstoff Methyl-tertiär-butylether (MTBE) in Grund- und Oberflächenwasser in Deutschland. *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 2, 51–60.
- Egodawatta, P., Goonetilleke, A. (2008): Understanding road surface pollutant wash-off and underlying physical processes using simulated rainfall. *Water Sci. Technol.* 57 (8), 1241–1246.
- Erdem-Senatar, A., Bergendahl, J.A., Giaya, A., Thompson, W. (2004): Adsorption of Methyl Tertiary Butyl Ether on Hydrophobic Molecular Sieves. *Environ. Eng. Sci.* 2004 (21), 722–729.
- ESW (Eigenbetrieb Straßenreinigung Wuppertal) (2015): Winterfahrdienst. Aus: www.wuppertal.de/microsite/esw/winterdienst/fahrbahndienst/102370100000223405.
- Fach, S., Geiger, W.F. (2003): Einschätzung des Stoffrückhaltes und der hydraulischen Leistungsfähigkeit wasserdurchlässiger Verkehrsflächen. 31. Abwassertechnisches Seminar: Regenwasserversickerung – eine Möglichkeit der dezentralen Regenwasser-

-
- bewirtschaftung, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, TU München, ISSN: 0942-914X, Band 175, S.147–170.
- Faram, M.G., Iwugo, K.O., Andoh, R.Y.G. (2007): Characteristics of urban run-off derived sediments captured by proprietary flow-through stormwater interceptors. *Water Sci. Technol.* 56 (12), 21–27.
- Feldhaus, R., Klein, N., Röhrig, J., Meier, G. (2009): Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung in kommunalen Trennsystemen am Beispiel des Regierungsbezirkes Köln. Abschlussbericht im Auftrag der Bezirksregierung Köln.
- Freundlich, H. (1907): Über die Adsorption in Lösungen. *Z. Phys. Chem.* 57, 385–470.
- Fuchs, S. (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 79, Oldenburg Verlag, München.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Götz, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. UBA Texte 45/2010, Hrsg. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, September 2010.
- Fuchs, S., Mayer, I., Haller B., Roth, H. (2014): Lamella settlers for storm water treatment – performance and design recommendations. *Water Sci. Technol.* 69 (2), 278–285.
- Galiatsatou, P., Metaxa, M., Kasselouri-Rigopoulou, V. (2002): Adsorption of zinc by activated carbon prepared from solvent extracted olive pulp. *J. Hazardous Mat.* 91 (1–3), 187–203.
- Gauthier, T.D., Seitz, W.R., Grant, C.L. (1987): Effects of structural and compositional variations of dissolved humic materials on pyrene. K_{oc} values. *Environ. Sci. Technol.* 21 (3), 243–248.
- Geiger-Kaiser, M., Jäger, P. (2005): Reinigung von Straßenabwässern, Wirksamkeit von Retentionsfilterbecken zur Reinigung von Straßenoberflächenwässern. *Gewässerschutz* 11.
- Genc-Fuhrman, H., Mikkelsen, P.S., Ledin, A. (2007): Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water Res.* 41 (3), 591–602.
- Gimbel, R., Nahrstedt, A., Panglisch, S. (2008): Filtration zur Partikelabtrennung bei der Wasserreinigung. *Chemie Ingenieur Technik* 80 (1–2), 35–47.
- Gotovac, S., Yang, C.M., Hattori, Y., Takahashi, K., Kanoh, H., Kaneko, K. (2007): Adsorption of polyaromatic hydrocarbons on single wall carbon nanotubes of different functionalities and diameters. *J. Coll. Interface Sci.* 314 (1), 18–24.
- Grapentine, L., Rochfort, Q., Marsalek, J. (2008): Assessing urban stormwater toxicity: methodology evolution from point observations to longitudinal profiling. *Water Sci. Technol.* 57 (9), 1357–1381.

-
- Groffman, A., Peterson, S., Brookin, D. (1992): Removing Lead from wastewater using zeolite. *Water Environ. Tech.* 4 (4), 454–459.
- Gromaire-Mertz, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A., Chebbo, G. (1999): Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci. Technol.* 39 (2), 1–8.
- Grotehusmann, D., Kasting, U. (2002): Schlussbericht zum BAST Forschungsvorhaben FE-Nr. 05.123/2000/GGB: Untersuchung über die Beschaffenheit der Oberflächenabflüsse von Parkflächen bei Tank- und Rastanlagen. Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH, Hannover. Auftraggeber: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- Grotehusmann, D., Kasting, U. (2006): Naturnahe Verfahren zur Behandlung von Regenabflüssen – 2. Untersuchungszeitraum. Forschungsprojekt gefördert durch die Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Hannover, 16.03.2006.
- Grotehusmann, D., Kasting, U. (2009): Vergleich der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern und Versickerungsanlagen an Bundesfernstraßen. Forschungsberichte aus dem Forschungsprogramm des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen und der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e. V., Heft 1024.
- Grotehusmann, D.; Fuchs, S.; Lambert, B.; Rüter, J. (2010): Eigenschaften und Behandlung von Straßenabflüssen. 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. vom 17.03. - 19.03.2010, Essen. In: *Gewässerschutz - Wasser – Abwasser*, Band 220, S. 59/1 – 59/17. ISBN 9783938996263.
- Grüning, H., Giga, A., Quarg-Vonscheidt, J. (2010): Vergleichende Gegenüberstellung von Regenklärbecken und dezentralen Regenwasserbehandlungssystemen. Tagungsunterlagen der DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Wasser und Abfall e. V., 9. Regenwassertage am 8./9. Juni 2010 in Bremen.
- Gujer W. (2006): *Siedlungswasserwirtschaft*, Auflage 3, Springer-Verlag, ISBN-10 3-540-34329-6
- Hale, R.C., Aneiro, K.M. (1997): Determination of coal tar and creosote constituents in the aquatic environment. *J. Chromatogr. A* 774 (1–2), 79–95.
- Haritopoulou, T. (1996): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen – Aufkommen, Transport und Verbleib. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 77, Oldenbourg Verlag, München, ISBN: 3-486-26363-3.
- Heim, S.; Hucke, A.; Schwarzbauer, J.; Littke, R.; Mangini, A. (2006): Geochronology of anthropogenic contaminants in a dated sediment core of the Rhine River (Germany): emission sources and risk assessment. *Acta hydrochemica hydrobiologica* 34 (1–2), 34–52.
- Helmreich, B. (2010): Stoffliche Betrachtungen der dezentralen Niederschlagswasserbehandlung. *Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft*, Technische Universität München, Band 199, ISSN 0942-914X, Habilitation.

-
- Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A., Horn, H. (2010): Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, 80 (9), 991–997.
- Herngren, L., Goonetilleke, A., Ayoko, G.A., Mostert, M. M. M. (2010): Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater in Queensland, Australia. *Environ. Pollut.* 158 (9), 2848–2856.
- Hilliges, R., (2007): Entwicklung eines mehrstufigen Behandlungssystems für hochbelastete Verkehrsflächenabflüsse im urbanen Raum. *Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Band 193, ISSN 0942-914X, Dissertation*
- Hilliges, R.; Schriewer, A.; Helmreich, B. (2005): Entfernung von Schadstoffen aus Straßenabflüssen einer stark befahrenen Straße durch ein Filtersystem. In: 33. Abwassertechnisches Seminar 2005, *Berichte aus Wassergute- und Abfallwirtschaft Technische Universität München, Nr. 185, 164–183.*
- Hilliges, R., Helmreich, B., Horn, H. (2007): Filter zur Entfernung von Schadstoffen aus Niederschlagsabflüssen von Straßen-, Hof- und Parkplatzflächen. *Abschlussbericht, Garching, 21.11.2007.*
- Hilliges, R.; Schriewer, A.; Helmreich, B. (2013): A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff. *J. Environ. Management*
- Hoffmann, E.J., Latimer, J.S., Mills, G.L., Quinn, J.G. (1982): Petroleum hydrocarbons in urban runoff from a commercial land use area. *Journal WPCF* 54 (11), 1517–1525.
- Hoffmann, E.J., Mills, G.L., Laitmer, S., Quinn, J.Q. (1984): Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 18 (8), 580–587.
- Hopman, R., Meerkerk, M.A., Wiegers, W.G., Kruithof, J.C. (1994): The prediction and optimization of pesticide removal by GAC-filtration. *Water Supply* 12 (2), 197–207.
- Horstmeyer, N., Helmreich, B. (2014): Erfahrungen mit Schwermetallbelastungen beim Betrieb von Versickerungsmulden. 42. *Abwassertechnisches Seminar: Zukunftsfähige Bewirtschaftungskonzepte für Niederschlagswasser, Garching, 10. Juli 2014. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Band 211, ISSN 0942-914X, S. 127–144.*
- Horstmeyer, N., Huber, M., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2016): Evaluation of site-specific factors influencing heavy metal contents in the topsoil of vegetated infiltration swales. *Sci. Total Environ.* 560–561, 19–28.
- Horwath, J.A., Bannerman, R.T. (2009): Pollutant Loading to Stormwater Runoff from Highways: Impact of a Highway Sweeping Program, S. 1–136.
- Huang, W., Peng, P., Yu, Z., Fu, J. (2003): Effects of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sediments *Appl. Geochem.* 18 (7), 955–972.

-
- Huber, M. (2016): Development and Evaluation of an Assessment Method for Decentralized Stormwater Treatment Systems for Runoff from Traffic Areas. Dissertation, Technische Universität München.
- Huber, M., Badenberg, S.C., Wulff, M., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2016a): Evaluation of Factors Influencing Lab-Scale Studies to Determine Heavy Metal Removal by Six Sorbents for Stormwater Treatment. *Water* 8, 62:1–19.
- Huber, M., Helmreich, B., Welker, A. (2015a): Broschüre zu dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen für Verkehrsflächen- und Metaldachabflüsse: Schacht-/ Kompakt-systeme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, TU München, Band 213, ISSN 0942-914X.
- Huber, M., Hilbig, H., Badenberg, S.C., Fassnacht, J., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2016b): Heavy metal removal mechanisms of sorptive filter materials for road runoff treatment and remobilization under de-icing salt applications. *Wat. Res.* 102, 453–463.
- Huber, M., Hilbig, H., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2015b): Einfluss von Auftausalzen auf die Remobilisierung von auf Filtermaterialien zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen zurückgehaltenen Schwermetallen. *Aqua Urbanica* 2015, Stuttgart, 07.-08.10.2015. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 225, ISBN 978-3-8356-7292-5, 123–130.
- Huber, M., Welker, A., Dierschke, M., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2014): Ein neues Laborverfahren zur Ermittlung von Standzeiten dezentraler Anlagen zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen. *gwf Wasser/Abwasser* 155 (5), 630–638.
- Huber, M., Welker, A., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2015c): Auftausalze im Straßenwinterdienst – Aufkommen und Bedeutung für dezentrale Behandlungsanlagen von Verkehrsflächenabflüssen zur Versickerung. *gwf Wasser/Abwasser* 156 (11), 1138–1152.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. (2015d): Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen – ein europäischer Vergleich. *gwf-Wasser-Abwasser* 156(9), 896–909.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. (2016c): Critical Review of Heavy Metal Pollution of Traffic Area Runoff: Occurrence, Influencing Factors, and Partitioning. *Sci. Total Environ.* 541, 895–919.
- Hürlimann, J. (2011): Auswirkungen von Straßenabwasser auf Oberflächengewässer. *Abwasser* 11, 793–801.
- Ichiki, A., Ido, F., Minamin, T. (2008): Runoff characteristics of highway pollutants based on a long-term survey through a year. *Water Sci. Technol.* 57 (11), 1769–1776.
- IFS (2002): Untersuchung über die Beschaffenheit der Oberflächenabflüsse von Parkflächen bei Tank- und Rastanlagen, Schlussbericht zum Forschungsvorhaben FE 05.123/2000/GGB der Bundesanstalt für Straßenwesen, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie, unveröffentlicht

-
- IKSR (1997): Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Statusbericht Rhein.
- Irish, L.B., Barrett, M.E., Malina, J.F., Charbeneau, R.J. (1998): Use of Regression Models for Analyzing Highway Storm-Water Loads. *Jour. Environ. Eng* 124, 987–993.
- ISO 17294 Teil 2 (2003): Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma Massenspektrometrie - Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- IUPAC (1972): International Union of Pure and Applied Chemistry.
- Joneck, M., Prinz, R. (1996): Organische und anorganische Schadstoffe in straßennahen Böden unterschiedlich stark befahrener Verkehrswege in Bayern. *Wasser und Boden* 48 (9), 49–54.
- Jones, K.C., Stratford, J.A., Tidridge, P., Waterhouse, K.S., Johnston, A.E. (1989): Polynuclear aromatic hydrocarbons in an agricultural soil: Long-term changes in profile distribution. *Env. Pollut.* 56 (4), 337–351.
- Jonker, J.T.O. (2008): Absorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to cellulose. *Chemosphere* 70 (5), 778–782.
- Jočová, M., Punčochář, M.J., Štamberg, K., Vopálka, D. (2004): Removal of heavy metals from water by lignite-based sorbents. *Fuel* 83 (9), 1197–1203.
- Karanfil, T., Kilduff, J.E. (1999): Role of Granular Activated Carbon Surface Chemistry on the Adsorption of Organic Compounds. 1. Priority Pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 33 (18), 3217–3224.
- Karanfil, T., Kitis, M., Kilduff, J.E., Wigton, A. (1999): Role of Granular Activated Carbon Surface Chemistry on the Adsorption of Organic Compounds. 2. Natural Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.* 33 (18), 3225–3233.
- Kasting, U. (2002): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern Band 17, Dissertation.
- Kaufmann, P. (2008): Straßenabwasser – Filterschacht. Schlussbericht des Forschungsauftrags ASTRA 2005/202 der Berner Fachhochschule Architektur, Holz und Bau, Biel und Burgdorf, 2008.
- Kayhanian, M., Fruchtmann, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E., Wuertz, S. (2012a): Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal. *Water Res.* 46 (20), 6609–6624.
- Kayhanian, M., McKenzie, E.R., Leatherbarrow, J. E., Young, T.M. (2012b): Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Sci. Total Environ.* 439, 172–186.
- Kayhanian, M., Singh, A., Suverkropp, C., Borroum, S. (2003): Impact of Annual Average Daily Traffic on Highway Runoff Pollutant Concentrations. *J. Environ. Eng.* 129, 975–990.

-
- Khan, E., Virojnagud, W., Ratpukdi, T. (2004): Use of biomass sorbents for oil removal from gas station runoff. *Chemosphere* 57 (7), 681–689.
- Kim, J.Y., Sansalone, J.J. (2010): Representation of particulate matter COD in rainfall runoff from paved urban watersheds. *Wat. Air Soil Poll.* 205 (1–4), 113–132.
- Kleineidam, S., Schueth, C., Grathwohl, P. (2002): Solubility-normalized combined adsorption-partitioning sorption isotherms for organic pollutants. *Environ Sci. Technol.* 36 (21), 4689–4697.
- Knappe, D.R.U., Rossner, A., Snyder, S., Strickland, C. (2007): Alternative adsorbents for the removal of polar organic contaminants, 2007. USA: Awwa Research Foundation.
- Koch, R., Schöpke, R., Preuß, V., Mangold, S., Striemann, A. (2002): Eigenschaften und Leistungsfähigkeit von natürlichen Böden für die Behandlung schwach belasteter Abwässer. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Lehrstuhl Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus.
- Koelmans, A.A., Jonker, M.T.O., Cornelissen, G., Bucheli, T.D., Van Noort, P.C.M., Gustafsson, Ö. (2006): Black carbon: The reverse of its dark side. *Chemosphere* 63 (3), 365–377.
- Kolb, A. (2004): Analysis of possible sources and pathways of Methyl-tertiary-butyl ether (MTBE) in the aquatic environment. Dissertation, Johann-Wolfgang-Goethe-Universität.
- Koutcheiko, S., Monreal, C.M., Kodama, H., McCracken, T., Kotlyar, L. (2007): Preparation and characterization of activated carbon derived from the thermo-chemical conversion of chicken manure. *Biores. Tech.* 98 (13), 2459–2464.
- Kumata, H., Masuda, K., Yamada, J., Takada, H. (2000): Water-particle distribution of hydrophobic micro-pollutants in storm water runoff. *Polycycl. Aromat. Comp.* 20, 39–54.
- Lambert, B. (2015): Betriebserfahrungen bei der Reinigung hochbelasteter Parkplatzabflüsse. In Tagungsband IKT-Forum: Niederschlagswasser, Vegetation & Infrastruktur 2015, 22.04.–23.04.2015, Gelsenkirchen, 94–117, ISBN 978-3-9809417-5-4.
- Langbein, S., Steiner, M., Boller, M. (2006): Schlussbericht des Forschungsprojektes – Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbermaterial.
- Langmuir, I. (1932): Surface Chemistry. Nobel Lecture, December 14, 1932. Nobel Lectures, Chemistry 1922–1941. Elsevier Publishing Company, Amsterdam.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz) (2016): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung.
<http://www.lanuv.nrw.de/umwelt/wasser/abwasser/niederschlagswasser/dezentrale-systeme/>
- Lau, S.L., Stenstrom, M.K. (2005): Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Res.* 39 (17), 4083–4092.

-
- LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Düsseldorf.
- Lemić, J., Tomašević-Čanović, M., Adamović, M., Kovačević, D., Milićević, S. (2007): Competitive adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on organo-zeolites. *Micropor. Mesopor. Mat.* 105 (3), 317–323.
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2008): Prüfkriterien zur Beurteilung von Anlagen zum Rückhalt von Metallionen aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern - Festlegung von Regenspenden und Prüfdauern. Augsburg, 06.05.2008.
- Li, L., Quinlivan, P.A., Knappe, D.R.U. (2002). Effects of activated carbon surface chemistry and pore structure on the adsorption of organic contaminants from aqueous solution. *Carbon* 40 (12), 2085–2100.
- Li, M., Barrett, M., Rammohan, P., Olivera, F., Landphair, H. (2008): Documenting Stormwater Quality on Texas Highways and Adjacent Vegetated Roadsides. *Journal of Environmental Engineering* 134, 48–59.
- Li, Y. (2012): Evaluation of adsorbents for road runoff treatment. Dissertation, Technische Universität München.
- Li, Y., Helmreich, B. (2014): Simultaneous removal of organic and inorganic pollutants from synthetic road runoff using a combination of activated carbon and activated lignite. *Separation and Purification Technology* 122, 6–11.
- Li, Y., Lau, S., Kayhanian, M., Stenstrom, M. (2006): Dynamic Characteristics of particle size distribution in highway runoff: Implications for settling tank design. *J. Environ. Eng.* 132 (8), 852–861.
- Liess, M., Schulz, R., Berenzen, N., Nanko-Drees, J., Wogram, J. (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland. UBA Texte 65/01, Umweltbundesamt Berlin.
- Lohmann, R., MacFarlane, J.K., Gschwend, P.M. (2005): Importance of Black Carbon to Sorption of Native PAHs, PCBs, and PCDDs in Boston and New York Harbor Sediments. *Environ. Sci. Tech.* 39 (1), 141–148.
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2015): Untersuchung erhöhter Partikel PM10-Immissionen im Stadtzentrum von Stuttgart. Ergebnisse 2014, Dokumentationsnummer 33-08/2015, Karlsruhe.
- Lund-Weiß, Y., Weusthoff, H.-O., Beier, M., Mikeska, M., Verworn, F. (2015): Weitergehende Untersuchungen zur Wirkungsweise des Nassschlammfangs Modell Hannover. . In Tagungsband IKT-Forum: Niederschlagswasser, Vegetation & Infrastruktur 2015, 22.04.–23.04.2015, Gelsenkirchen, 83–93, ISBN 978-3-9809417-5-4.
- LWG (1995): Wassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen; Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Juni 1995.
- Mackay, A.A., Gschwend, P.M. (2000): Sorption of monoaromatic compounds to wood. *Env. Sci. Tech.* 34 (5), 839–845.

-
- Mahler, B.J.; van Metre, P.C.; Wilson, J.T.; Musgrove, M.; Burbank, T.L.; Ennis, T.; Bashara, T.J. (2010): Coal-Tar-Based Parking Lot Sealcoat: An Unrecognized Source of PAH to Settled House Dust. *Environ. Sci. Technol.* 44 (3), 894–900.
- Mancini, E.R., Steen, A., Rausina, G.A., Wong, D.C.L., Arnold, W.R., Gostomski, F.E. (2002): MTBE ambient water quality criteria development: a public/private partnership. *Environ. Sci. Technol.* 36 (2), 125–129.
- Mantel-Verordnung: Verordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen oder das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzstoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. 3. Entwurf 23. Juli 2015.
- Marsalek, J., Watt, W.E., Anderson, B.E. (2006): Trace metal levels in sediments deposited in urban stormwater management facilities. *Water Sci. Technol.* 53 (2), 175–183.
- Marscher, B. (1999): Sorption von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) im Boden. *J. Plant. Nutr. Soil. Sc.* 162 (1), 1–14.
- Massoudieh, A., Leatherbarrow, J.E., Kayhanian, M., Abrishamchi, A., Young, T.M. (2008): Numerical model for suspended particles removal within a detention basin. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, Großbritannien, 2008.
- Maxin, C.R., Kögel-Knabner, I. (1995): Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) to water-soluble soil organic matter. *Eur. J. Soil Sci.* 46 (2), 193–204.
- Means, J.C., Wood, S.G., Hassett, J.J., Banwart, W.L. (1980): Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environ. Sci. Technol.* 14 (12), 1524–1528.
- Measho, T., Fürhacker, M. (2012): Forschungsergebnisse zur Reinigung von Straßenabwässern. Proceedings „Gewässerschutzanlagen für Verkehrsflächen“. Seminar der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Mercier, L., Detellier, C. (1995): Preparation, characterization, and applications as heavy metal sorbents of covalently grafted thiol functionalities on the interlamellar surface of montmorillonite. *Environ. Sci. Technol.* 29 (5), 1318–1323.
- Mertsch, V. (2011): Empfehlungen zur Verkehrsflächenentwässerung (Vortrag). VSVI-Seminar Straßenentwässerung 2011, am 08.04.2011, Friedberg.
- Mesquita, S.R., van Drooge, B.L., Reche, C., Guimarães, L., Grimalt, J.O., Barata, C., Piña, B. (2014): Toxic assessment of urban atmospheric particle-bound PAHs: Relevance of composition and particle size in Barcelona (Spain). *Environ. Pollut.* 184, 555–562.
- Michelsbach, C., Wöhrle, C. (1994): Settleable solids from combined sewers: Settling, stormwater, treatment and sedimentation rates in rivers. *Water Sci. Technol.* 29 (1–2), 95–102.

-
- MKULNV (2012): Erlass zur Niederschlagswasserbeseitigung vom 20.04.2012. Ministerium Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. Aus: http://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/Erlass_NW_dez_sys_20-4-2012_%282%29.pdf
- Mohan, D., Pittman Jr., C.U. (2006): Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water. *J. Hazardous Mat.* 137 (2), 762–811.
- Moilleron, R., Gonzalez, A., Chebbo, G., Thevenot, D.R. (2002): Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the “Le Marais” experimental catchment in Paris centre. *Water Res.* 36, 1275–1285.
- Moll, B., Quadflieg, A. (2014): Aktualisierung der Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, Wasser und Abfall (3), 10-14.
- Montgomery-Watson (1996): Treatment Alternatives for MTBE in Groundwater; Technology Transfer Note 11; Applied Research Department: Pasadena, CA, 1996.
- Mortland, M.M., Shaobai, S., Boyd, S.A. (1986): Clay-organic complexes as adsorbents for phenol and chlorophenols. *Clay Clay Miner.* 34 (5), 581–585.
- Motelay-Masseia, A.; Garban, B.; Tiphagne-larcher, K.; Chevreuil, M.; Ollivon, D. (2006): Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France): Transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet. *Water Res.* 40 (10), 1995–2006.
- MUNLV (2004): Anforderung an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren; RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen – IV-9 031 001 2104 – vom 26.5.2004.
- MUNLV (2005): Bestandsaufnahme Niederrhein, Umsetzung der WRRL in der FGE Rhein. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- MUNLV (2007): Umweltbericht Nordrhein-Westfalen 2006, Ministerium Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Murakami, M., Yamada, J., Kumata, H., Takada, H. (2008): Sorptive behavior of Nitro-PAHs in street runoff and their potential as indicators of diesel vehicle exhaust particles. *Environ. Sci. Technol.* 41 (4), 1144–1150.
- Muschalla, D., Vallet, B., Anctil, F., Lessard, P., Pelletier, G., Vanrolleghem, P.A. (2014): Ecohydraulic-driven real-time control of stormwater basins. *Journal of Hydrology* 511, 82–91.
- Nadler, A., Meißner, E. (2007): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. Abschlussbericht Entwicklungsvorhaben Oktober 1996 – Oktober 2005. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.

-
- Nadler, A., Meißner, E. (2009): Platzsparende Alternativen zur breitflächigen Versickerung. Ergebnisse langjähriger Untersuchungen an einer Versuchsanlage. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56 (8), 769–776.
- Nielsen, M., Winther, M., Illerup J.B., Mikkelsen, M.H. (2003): Danish emission inventory for particulate matter (PM). Research Notes from NERI (National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark) No. 189, Kopenhagen, 2003.
- NRW (2015): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Basisdaten und ausgewählte Ergebnisse für Nordrhein-Westfalen. 1970 – 2014. Hrsg. Information und Technik Nordrhein-Westfalen, Geschäftsbereich Statistik. Düsseldorf.
- Ottow, J. (1982): Pestizide – Belastbarkeit, Selbstreinigungsvermögen und Fruchtbarkeit von Böden. Landwirtschaftliche Forschung, 35, 238–256.
- Oyanedel-Craver, V.A., Fuller, M., Smith, J.A. (2007): Simultaneous sorption of benzene and heavy metals onto two organoclays. J. Colloid Interf. Sci. 309 (2), 485–492.
- Pagotto, C., Berhard, N., Bond, P., Crosnier, J., DeJong, S.P., Semblat, L., Zimmer, U., Raimbault, G. (1999): Runoff pollution and stormwater infiltration. Proceedings 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney, Australia, 265–273.
- Pecher et al, (2010): Gegenüberstellung der Möglichkeiten zentraler und dezentraler Regenwasserbehandlungssysteme für zwei Gewässereinzugsgebiete.
- Phillips, T.D., Sarr, A.B., Grant, P.G. (1995): Selective chemisorption and detoxification of aflatoxins by phyllosilicate clays. Natural Toxins 3 (4), 204–213.
- Pikaar, I., Koelmans, A.A., van Noort, P.C.M. (2006): Sorption of organic compounds to activated carbons. Evaluation of isotherm models. Chemosphere 65 (11), 2343–2351.
- Polkowska, Z., Zabięgala, B., Gorecki, T., Namiesnik, J. (2005): Contamination of Runoff Waters from Roads with High Traffic Intensity in the Urban Region of Gdańsk, Poland. Polish J. of Environ. Stud. 14 (6), 799–807.
- Reichert, P. (1998): AQUASIM 2.0 – Manual. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), CH-8600 Dübendorf, Schweiz, ISBN 3-906484-16-5.
- Reimann, G. (2015): Betriebserfahrungen mit dezentralen Behandlungsanlagen (Schachtsysteme Innolet und Filtersack). In Tagungsband IKT-Forum: Niederschlagswasser, Vegetation & Infrastruktur 2015, 22.04.–23.04.2015, Gelsenkirchen, 132–134, ISBN 978-3-9809417-5-4.
- Renschen, D. (2010): Messprogramm zur Ermittlung des möglichen Beitrags emissionsgeminderter Feinstaubkehrmaschinen an der Einhaltung anspruchsvoller Immissionsgrenzwerte für Staubpartikel. Abschlussbericht Vorhaben FKZ 340 01 008. Gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Essen, Oktober 2010.

-
- Revitt, D.M., Lundy, L., Ellis, J. B. (2014): An Impact Assessment Approach for Car Park Runoff. 13th International Conference on Urban, 7–12 September 2014, Sarawak, Malaysia.
- Ribeiro, T.H., Smith, R.W., Rubio, J. (2000): Sorption of oils by the nonliving biomass of a *Salvinia* sp. *Environ. Sci. Technol.* 34 (24), 5201–5205.
- Römpp (2000): *Römpp Lexikon Umwelt*, 2. Auflage, Hrsg. Hulpke, H.; Koch, H.A.; Nießner, R.; Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Rossner, A., Knappe, D.R.U. (2008): MTBE adsorption on alternative adsorbents and packed bed adsorber performance. *Water Res.* 42 (8–9), 2287–2299.
- Sample, D.J., Grizzard, T.J., Sansalone, J., Davis, A., P., Roseen, R.M., Walker, J. (2012): Assessing performance of manufactured treatment devices for the removal of phosphorus from urban stormwater. *Journal of Environmental Management* 113, 279–291.
- Sartor, M. (2006): Untersuchungen zum Einfluss elektrokinetischer Repulsationseffekte auf die Tiefenfiltration mit partikulären Schüttbetten. Universität des Saarlandes, Saarbrücken, Oktober 2006.
- Schäfer, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen. Universität Fridericiana zu Karlsruhe, Dissertation.
- Scheffer, F., Schachtschabel, F. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 13. Auflage, Stuttgart: Enke.
- Scheiwiller, E. (2008): Schadstoffabschwemmungen: Am Beispiel von Hochleistungsstraßen. *gwa*, 539–546.
- Schieferstein, E., Heil, V., Horn, C., Sohnemann, J., Kümmel, R. (2002): Bestimmung der nutzbaren inneren Oberfläche poröser Adsorbentien. *Chem. Ing. Tech.* 74 (10), 1400–1403.
- Schipper, P.N.M., Comans, R.N.J., Dijkstra, J.J., Vergouwen, L. (2007): Runoff and wind-blown vehicle spray from road surfaces, risks and measures for soil and water. *Water. Sci. Technol.* 55(3), 87–96.
- Schmidt, T.C, Morgenroth, E., Schirmer, M., Effenberger, M., Haderlein, S.B. (2001): Use and occurrence of fuel oxygenates in Europe. In: Diaz, A.F., Drogos, D.L., editors. *Oxygenates in Gasoline – Environmental Aspects*. Washington D.C.: American Chemical Society, 58–79.
- Sébastien, C., Becouze-Lareure, C., Lipeme Kouyi, G., Barraud, S. (2014): Event-based quantification of emerging pollutant removal for an open stormwater retention basin – Loads, efficiency and importance of uncertainties. *Water Res.* 72, 239–250.
- Selbig, W.R. (2016): Evaluation of leaf removal as a means to reduce nutrient concentrations and loads in urban stormwater. *Sci. Total Environ.* 571, 124–133.

-
- Seredych, M.M., Gun'ko, V.M., Gierak, A. (2005): Structural and energetic heterogeneities and adsorptive properties of synthetic carbon adsorbents. *Appl. Surf. Sci.*, 242 (1–2), 154–161.
- Smith, J.A., Jaffe, P.R. (1994): Benzene transport through landfill liners containing organophilic bentonite. *J. Env. Eng. ASCE* 120 (11), 1559–1577.
- Smith, J.A., Bartelt-Hunt, S.L., Burns, S.E. (2003): Sorption and permeability of gasoline hydrocarbons in organobentonite porous media. *J. Hazard. Mater.* 96 (1), 91–97.
- Sommer, H. (2007): Behandlung von Straßenabflüssen. Anlagen zur Behandlung und Filtration von Straßenabflüssen in Gebieten mit Trennsystemen – Neuentwicklung und Untersuchungen. Dissertation, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover.
- Sommer, H., Nikisch, N. (2009): Untersuchungen zur Funktion und Leistungsfähigkeit eines nachrüstbaren Straßenablauffilters. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 56 (2), 158–163.
- Sommer, H., Lüddecke, J. (2010): Straßenablauffilter für einen wirkungsvollen Gewässerschutz. *KA Betriebs-Info* 40(4), 1776–1780.
- Sommer, H., Post, M., Nikisch, N. (2011): INNOLET G (getaucht), Entwicklung und Erprobung der INNOLET-Filterpatrone zur Nachrüstung vorhandener Straßengullys mit Nassschlammfang, Projekt gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (AZ: 26741-23), Endbericht.
- Sommer, H., Post, M., Estupinan, F. (2016): Dezentrale Behandlung von Straßenabflüssen – Übersicht verfügbarer Anlagen, 4. Auflage, Stand 05/2016.
- Speicher, A. (2015): Ergänzungen und Anmerkungen zum Bericht „Einführung in die dezentrale Niederschlagswasserbehandlung für Verkehrsflächen und Metaldachabflüsse“ der TU München, 29.09.2015. http://www.sww.bgu.tum.de/fileadmin/w00bom/www/Forschung/dS_NRW_TUM_Nachtrag.pdf
- Srinivasan, K.R., Fogler, H.S., Gulari, E., Schultz, J.S. (1985): The removal of trace levels of dioxins from water by sorption on modified clays. *Environ. Prog.* 4 (2), 239–245.
- Srinivasan, K.R., Fogler, H.S. (1990): Use of inorgano–organo clays in the removal of priority pollutants from industrial wastewater: structural aspects. *Clay Clay Miner.* 38 (3), 277–286.
- Starzec, P., Lind, B.O.B., Lanngren, A., Lindgren, A., Svenson, T. (2005): Technical and environmental functioning of detention ponds for the treatment of highway and road runoff. *Wat. Air Soil Poll.* 163, (1–4), 153–167.
- Staufer, P., Ort, Ch. (2012): Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen. Faktenblatt Diffuse Mikroverunreinigungs-Emissionen aus Siedlungen (DIMES). Hrsg. EAWAG, Dübendorf 2012.
- Stefan, C. (2008): Improvements of characterization of single and multisolute adsorption of Methyl tert-butyl ether in zeolites. Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 55, TU Dresden, Dissertation.

-
- Stein, R. (2008): Auswirkungen optimierter Straßenabläufe auf Feststoffeinträge in Kanalisationen. Dissertationsschrift der, RWTH Aachen.
- Stein, R. (2009): Einsatz des Separations-Straßenablaufs zur Reduzierung von Feststoffeinträgen in Kanalisationen. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56 (8), 777–784.
- Stenstrom, M.K., Kayhanian, M. (2005): First Flush Phenomenon Characterization; CTSW-RT-05-73-02.6. California Department of Transportation Division of Environmental Analysis: Sacramento, CA, USA.
- Straßen.NRW (2015): Persönliche Mitteilung von Herrn Paul, Landesbetrieb Straßenbau.NRW vom 06.05.2015.
- Striebel, T., Daub, J., Herrmann, R., (1994): A sampling device for measuring physical and chemical characteristics of urban street runoff. *Sci. Total Environ.* 146/147, 515–523.
- Stotz, G. (1987): Investigations of the properties of the surface water run-off from federal highways in the FRG. *Sci. Total Environ.* 59, 329–337.
- Strupp, H.D., Bakenhus, A., Stauffer, R., Lorenz, D. (2004): Verfahren zur Reinigung von mit MTBE verunreinigtem Grundwasser unter Einbeziehung der Kosten zur Sanierung. *Altlasten Spektrum* 2, 134–148.
- Szczygieł, J., Szyja, B. (2004): Adsorption of C7 hydrocarbons in microporous materials: molecular modelling. *Microporous and Mesoporous Mat.* 76 (1–3), 247–254.
- Terzakis, S., Fountoulakis, M.S., Georgaki, I., Albantakis, D., Sabathianakis, I., Karathanasis, A.D., Kalogerakis, N., Manios, T. (2008): Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region. *Chemosphere* 72, 141–149.
- TrinkwV (2001): „Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001) in der Fassung vom 21.05.2001“. *BGBl Nr. 24, 2001, 959ff.*
- Tromp, K., Lima, A.T., Barendregt, A., Verhoeven, J.T.A. (2012): Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. *J. Hazard. Mater.* 203–204, 290–298.
- UBA (Umweltbundesamt) (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. *Forschungsbericht 202 242 20/02. UBA-FB 000824. Umweltbundesamt, Texte 19-05.*
- UBA (Umweltbundesamt) (2009): Feinstaubbelastung in Deutschland, Pressestelle UBA, Dessau-Roßlau, Mai 2009.
- Uhl, M., Schröder, C., Adams, R., Harms, R. W., Schneider, F., Grotehusmann, D., Kasting, U., Lange, G. (2006): ESOG - Einleitung des von Straßen abfließenden Oberflächenwassers in Gewässer. *Abschlussbericht, Aktenzeichen IV – 9 – 042 252.*
- Valderrama, C., Cortina, J.L., Farran, A., Gamisans, X., Lao, C. (2007): Kinetics of sorption of polyaromatic hydrocarbons onto granular activated carbon and Macronet hypercross-linked polymers (MN200). *J. Coll. Interface Sci.* 310 (1), 35–46.

-
- Vesting, A., Heinz, E., Helmreich, B., Wichern, M. (2015): Removal of hydrocarbons from synthetic road runoff through adsorptive filters. *Water Sci. Technol.* 72 (5), 801–809.
- Vesting, A. (2017): Entwicklung eines dezentralen Behandlungssystems zum Rückhalt von organischen Spurenstoffen aus Verkehrsflächenabflüssen. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft, Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980 (noch unveröffentlicht).
- Vollertsen, J., Lange, K.H., Pedersen, J., Hallager, P., Bruuns, A., Laustsen, A., Bundensen, V.W., Brix, H., Nielsen, A.H., Wium-Andersen, T., Hvitved-Jacobsen, T. (2009): Monitoring the startup of a wet detention pond equipped with sand filters and sorption filters. *Water Sci. Technol.* 60 (4), 1071–1079.
- Wachter, T., Herrmann, R. (2002): Behavior of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, Polynuclear Aromatic Sulphur Heterocycles and Polynuclear Aromatic Ketones during Roof and Road Runoff. Proceedings 9th International Conference on Urban Storm Drainage, Portland, USA.
- Wang, C., Li, Y., Liu, J., Xiang, L., Shi, J., Yang, Z. (2010): Characteristics of PAHs adsorbed on street dust and the correlation with specific surface area and TOC. *Envir. Monit. Assess.*, DOI 10.1007/s10661-009-1205-1.
- Wang, X., Yang, K., Tao, S., Xing, B. (2007): Sorption of aromatic organic contaminants by biopolymers: effect of pH, Copper (II) complexation, and cellulose coating. *Environ. Sci. Technol.* 41 (1), 185–191.
- Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwassersystemen, Habilitationsschrift am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Januar 2004.
- Welker, A. (2014): Entwicklung einer Prüfvorschrift für dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse bei Einleitung in Oberflächengewässer: Im Auftrag des MKULNV NRW. Vergabe-Nr. 08/058.2 Einzelauftrag EA6.1 IV-7-042600002F. Erläuterungsbericht.
- Welker A., Dittmer U. (2005): Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen und PAK – Ergebnisse einer Literaturstudie. *GWF Wasser - Abwasser* Nr. 4 (146), S. 320-332
- Welker, A., Harting, K. (2007): Mineralölkohlenwasserstoffe in Verkehrsflächenabflüssen. *Wasser und Abfall*, 3, 20–25.
- Welker, A., Uhl, M., Dierschke, M., Langner, J. (2013): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren – Verifikation. Schlussbericht gefördert unter dem AZ: 28940/02-23 Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Juni 2013.
- Welker, A., Huber, M. (2014): Dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse – Stand der Technik. 42. Abwassertechnisches Seminar: Zukunftsfähige Bewirtschaftungskonzepte für Niederschlagswasser, Garching, 10. Juli 2014. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Band 211, ISSN 0942-914X, S. 89–106.

-
- Welker, A., Huber, M., Dierschke, M., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2015): Weitergehende Anforderungen an dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse: organische Schadstoffe und Phosphor. Aqua Urbanica 2015, Stuttgart, 07.-08.10.2015. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 225, ISBN 978-3-8356-7292-5, 91–107.
- Werkenthin, M., Kluge, B., Wessolek, G. (2014): Metals in European roadside soils and soil solution – A review. Environ. Pollut. 189, 98–110.
- Werker, H., Twardon, J., Schmitz, S., Wehming, U., Hofmann, J., Alt, K., Ellerhorst, S., Ingenhaag, S., Bosseler, B., Brennerscheidt, C., Loos, S., Togler, R., Overfeld, H., Treunert, E., Schmitt, T., Scheidt, C., Dierschke, M., Welker, A. (2011): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen – Umsetzung des Trennerlasses. Abschlussbericht im Auftrag des MKULNV NRW.
- Wichern, M., Grüning, H., Helmreich, B., Pahl, A., Maile, E., Sosinka, K., Giga, A., Li, Y. (2012). Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt Niederschlagswasserbeseitigung: Vergabe-Nr. 08/058.2. Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen durch ein dezentrales Behandlungssystem für Verkehrsflächenabflüsse. Abschlussbericht Projektphase I.
- Widdowson, M.A., Shearer, S., Andersen, R., Novak, J.T. (2005): Remediation of Polycyclic hydrocarbon compounds in groundwater using poplar trees. Environ. Sci. Technol. 39 (6), 1598–1605.
- Wiles, M.C., Huebner, H.J., McDonald, T.J., Donnelly, K.C., Phillips, T.D. (2005): Matrix-immobilized organoclay for the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and pentachlorophenol from groundwater. Chemosphere 59 (10) 1455–1464.
- Wilcke, W. (2000): SYNOPSIS Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soil – a Review. J. Plant Nutr. Soil Sc., 163 (3), 229–248.
- Wild, S.R., Jones, K.C. (1995): Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. Environ. Pollut. 88 (1), 91–108.
- WRRL (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.
- Wright, D.A., Welborn, P. (2002): Environmental Toxicology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wu, F.C., Tseng, R.L., Juang, R.S. (1999): Pore structure and adsorption performance of the activated carbons prepared from plum kernel. J. Hazardous Mat. 69 (3), 287–309.
- Wulff, M. (2014): Simulation dezentraler Anlagen für die Niederschlagswasserbehandlung von Verkehrsflächenabflüssen. Study Project (unveröffentlicht).

-
- Wulff, M. (2015): Durchführung und Vergleich von Schnellbestimmungsmethoden und Säulenversuchen zur Ermittlung des Schwermetallrückhaltes an Filtermaterialien. Masterarbeit (unveröffentlicht).
- Xanthopoulos, C., Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlussbericht zum Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen, Phase 1, – Teilprojekt 2 –, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- Yin, C.Y., Aroua, M.K., Ashri, W.M., Daud, W. (2007): Impregnation of palm shell activated carbon with polyethyleneimine and its effects on Cd²⁺ adsorption. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Asp.* 307 (1–3), 128–136.
- Yuan, S.Y., Wei, S.H., Chang, B.V. (2000): Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a mixed culture. *Chemosphere* 41 (9), 1463–1468.
- Yuan, S.Y., Chang, J.S., Yen, J.H., Chang, B.V. (2001): Biodegradation of phenanthrene in river sediment. *Chemosphere* 43, 273–278.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 - Case of separate storm sewers. *Water Res.* 46 (20), 6683–6692.
- Zhang, J., Hua, P., Krebs, P. (2013): Potential source contributions and risk assessment of particulate-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in size-fractionated road-deposited sediments. *Water Practice Technol.* 8 (2), 225–233.
- Zhao, H., Yin, C., Chen, M., Wang, W. (2008): Runoff pollution impacts of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dusts from a stream network town. *Water Sci. Technol.* 58 (11), 2069–2076.