



lebensministerium.at

Entwicklung von Methoden zur Prüfung der Eignung von Substraten für die Oberflächenwasserbehandlung von Dach- und Verkehrsflächen

Fördervertrag GZ B100121

Langfassung





Nachhaltig für Natur und Mensch / *Sustainable for nature and mankind*

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich. /
We create and assure the requirements for a high quality of life in Austria.

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für vorsorgende Erhaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as well as responsible use of soil, water, air, energy and biodiversity.*

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein. / *We support environmentally friendly development and the protection of living environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-quality food as well as renewable resources.*

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Sektion VII Wasser
Marxergasse 2, 1030 Wien

Alle Rechte vorbehalten

Gesamtkoordination:

Ao. Univ. Prof. DI Dr. Maria Fürhacker
Universität für Bodenkultur Wien
Institut für Siedlungswasserbau,
Industriewasserwirtschaft
und Gewässerschutz
Muthgasse 18, 1190 Wien

AutorInnen:

Ao. Univ. Prof. DI Dr. M. Fürhacker,
DI T. M. Haile, B. Schärfinger,
Ass.-Prof. DI Dr. G. Kammerer,
DI Dr. Roza Allabashi und
DI S. Magnet, DI A. Lins

Ad-hoc-Gruppe in alphabetischer Reihenfolge:

DI Gerhard Cordt, Ao. Univ. Prof. DI Dr. Maria Fürhacker, DI Tadele Measho Haile, Dr. Fritz Hefler, Ing Raimund Herndl, Prok. Ing. Siegfried Leitner, DI Bernhard Monai, DI Ernst Nöbl, DI Johannes Tatzber, DI Rupert Worel

Wien, November 2013

Layout:

ZS communication + art GmbH

Bildnachweis, Produktion und Druck:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier mit Pflanzenfarben.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Allgemeines.....	1
1.2	Charakterisierung von Straßen- und Dachabwässern.....	1
1.2.1	Partikel und Spurenstoffe in Straßen- und Dachabwässern.....	5
1.2.2	Mechanismen der Partikelentfernung.....	8
1.3	Entfernung von Verunreinigungen durch verschiedene Maßnahmen.....	9
1.3.1	Chemische und physikalische Eigenschaften bei der Entfernung von Schwermetallen.....	11
1.3.1.1	Löslichkeit der Schwermetalle und pH-Wert.....	11
1.3.1.2	Komplexierungsverhalten von Schwermetallen.....	11
1.3.1.3	Sorptionsverhalten von Schwermetallen.....	12
1.3.2	Bodenphysikalische Grundlagen von Bodenfiltern.....	14
1.3.3	Allgemeines zur Wasserleitfähigkeit (Kammerer, 2013).....	15
1.3.4	Bestimmungsmöglichkeiten.....	16
1.3.5	Abschätzung der Durchlässigkeit aus der Kornverteilung.....	16
1.3.6	Hydraulische Leitfähigkeit:.....	17
1.3.7	Filtration.....	18
1.3.8	Adsorption.....	18
1.3.9	Fällung.....	19
1.3.10	Ab- und Einbau.....	19
2	Ansätze in der Schweiz und in Deutschland.....	20
2.1	Schweiz.....	20
2.1.1	Schweizer Bericht (Steiner, 2010).....	20
2.2	Deutschland.....	22
2.2.1	Bewertung von Prüfverfahren laut DWA Bericht 2010 (Schmitt et al. 2010).....	23
2.2.1.1	IUTA-Studie 2006.....	23
2.2.1.2	Studie der EAWAG (CH, Burgdorf) im Auftrag vom BUWAL, CH (Boller et al., 2006).....	23
2.2.1.3	Studie der TU München (beauftragt vom LFU Bayern) 2007.....	24
2.2.1.4	Studie der Uni Münster in Zusammenarbeit mit HYDROCON im Auftrag von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Dierkes et al., 2005).....	24
2.2.1.5	Laborprüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Metalldachabflüsse und Einleitung ins Grundwasser, beauftragt vom LFU Bayern (Welker et al., 2008a und 2008b).....	24
2.2.1.6	Vergleichsprüfungen wasserdurchlässiger Flächenbeläge (DIBt Prüfverfahren, 2005).....	24

2.2.1.7 Studie der TU München (Bayern, München) im Auftrag von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Hilliges et al., 2007b)	25
2.2.1.8 In-Situ-Prüfungen einer Filterpatrone mit künstlichem Niederschlagsabfluss (Sommer, 2007)	25
2.2.1.9 Herstellererfahrungen zu Prüfverfahren für technische Behandlungsanlagen – Wartung und Durchführung.....	25
2.2.1.10 DIBt – Zulassungsgrundsätze Niederschlagsabwasserbehandlungsanlagen (2011).....	25
2.2.1.11 DIBt – Zulassungsgrundsätze Abwasserbehandelnde Flächenbeläge (DIBt, 2005).....	26
2.2.2 Kapazitätsprüfung von Anlagen	27
3 Stand der Technik der Niederschlagswasserbehandlung und rechtliche Grundlagen in Österreich	29
3.1 Allgemeines	29
3.2 Stand der Technik in Österreich	29
3.2.1 Für hochrangige Straßen (Autobahnen und Schnellstraßen, JDTV > 15.000).....	29
3.2.2 Für das geringer frequentierte Straßennetz (JDTV <5.000) und sonstige Flächen	30
3.3 Rechtliche Grundlagen.....	30
3.3.1 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG).....	30
3.3.2 Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW 2010).....	31
4 Ziele	33
5 Material und Methoden	35
5.1 Filtermaterialien	35
5.1.1 Bodenmaterialien	35
5.1.2 Technische Filtersubstrate.....	35
5.1.3 Zusammengesetzte Filtermaterialien.....	35
5.2 Trennvlies und Geotextilien	37
5.3 Prüfsubstanzen	38
5.3.1 Prüfsubstanz Quarzmehl Millisil W4.....	38
5.3.2 Prüfsubstanz Schwermetalle	38
5.3.3 Prüfsubstanz Mineralöl und Mineralölsurrogate.....	38
5.4 Batch-Sorptionsversuche	39
5.4.1 Kinetikversuche	39
5.4.2 Gleichgewichtsversuche	39
5.4.3 Batchsorptionsversuche mit Schwermetallen	39
5.5 Durchlaufversuche.....	40

5.5.1 Säulenversuche für die Auswahl der Säulen und Probenahme für den Partikelrückhalt	41
5.5.1.1 Versuchsaufbau Versuche 1 - 4	41
5.5.1.2 Versuchsdurchführung Versuche 1 - 4	42
5.5.2 Säulenexperimente Schwermetall-Versuche	45
5.5.2.1 Säulenaufbau	45
5.5.2.2 Schwermetallversuche (SM1): Versuchsdurchführung und Probenentnahme	46
5.5.3 BOKU-Prüfversuche analog zur DIBt-Methode (2005): Zulassungsgrundsätze für Abwasserbehandelnde Flächenbeläge	47
5.5.3.1 Versickerungsrate Teil1	47
5.5.3.2 Prüfung des Partikelrückhaltes.....	47
5.5.3.3 Versickerungsrate Teil 2	48
5.5.3.4 Prüfung des Schwermetallrückhaltes	48
5.5.3.5 Prüfung des Kohlenwasserstoffrückhaltes	48
5.5.4 Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag	50
5.5.4.1 Prüfung nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag bei Flächenverhältnis 1:15	51
5.5.4.1.1 Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule (1:15)	51
5.5.4.1.2 Infiltrationsratenbestimmung (1:15)	52
5.5.4.1.3 Partikelretention I (1:15).....	52
5.5.4.1.4 Schwermetallrückhalt (1:15).....	53
5.5.4.1.5 Mineralölrückhalt (1:15).....	53
5.5.4.1.6 Partikelretention II (1:15).....	54
5.5.4.1.7 Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:15).....	54
5.5.4.1.8 Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs durch Aufbringung von NaCl (1:15)	54
5.5.4.1.9 Prüfung der Säureneutralisationskapazität (1:15)	54
5.5.4.2 Prüfung nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag bei Flächenverhältnis 1:200	55
5.5.4.2.1 Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule (1:200)	55
5.5.4.2.2 Infiltrationsratenbestimmung (1:200)	55
5.5.4.2.3 Partikelretention I (1:200).....	55
5.5.4.2.4 Schwermetallrückhalt (1:200).....	56
5.5.4.2.5 Mineralölrückhalt (1:200).....	56
5.5.4.2.6 Partikelretention II (1:200).....	56
5.5.4.2.7 Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:200).....	57
5.5.4.2.8 Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs durch Aufbringung von NaCl (1:200)	57
5.5.4.2.9 Prüfung der Säureneutralisationskapazität (1:200)	57
5.6 Kapazitätsprüfung	57
5.6.1 Kapazitätsprüfung für die Schwermetalle	58
5.6.1.1 Batchsorptionsversuche mit Schwermetallen.....	58
5.6.1.2 Durchlaufversuche – upflow-Modus (Beschickung von unten nach oben)	59

5.6.1.3	Durchlaufversuche – downflow Modus (Beschickung von oben nach unten)	60
5.6.2	Kapazitätsprüfung mit Mineralölsurrogaten	60
5.6.2.1	Sorptionsversuche mit Toluol.....	61
5.6.2.2	Sorptionsversuche mit MTBE	61
5.6.2.3	Batchsorptionsversuche mit Methylrot und Methylenblau	61
5.7	Untersuchungen von Filtermaterialien und realem Straßenabwasser von GSA in Betrieb.....	62
5.7.1	Säulenversuche mit realem Straßenabwasser.....	62
5.7.1.1	Probenahme reales Straßenabwasser.....	62
5.7.1.2	Versuchsordnung der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser	62
5.7.1.3	Analyse des realen Straßenabwassers und der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser	63
5.7.2	Untersuchungen an GSA in Betrieb.....	63
5.7.2.1	Auswahl der GSA in Betrieb	63
5.7.2.2	Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit der GSA in Betrieb	65
5.7.2.3	Korngrößenanalyse der GSA in Betrieb.....	66
5.7.2.4	Analyse der Straßenabwässern der GSA in Betrieb	66
5.8	Analytik	68
5.8.1	Korngrößenverteilung	70
5.8.2	Partikelmessung	70
5.8.3	Messung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS).....	70
5.8.4	Trübungsmessung.....	70
5.8.5	Schwermetallmessung	71
5.8.6	Kohlenwasserstoff-Index mittels Gaschromatographie (GC FID).....	71
5.8.7	Methyl-tert-butylether (MTBE).....	72
6	Ergebnisse und Diskussion	73
6.1	Ergebnisse der Batchversuche.....	73
6.1.1	Ergebnisse der Kinetikversuche.....	73
6.1.2	Ergebnisse der Gleichgewichtsversuche im Batchtest.....	74
6.2	Ergebnisse der Säulenversuche.....	79
6.2.1	Ergebnisse der Versuche 1 – 4 – Auswahl der Säulen und Probenahme für den Partikelrückhalt	79
6.2.1.1	Auswertung Versuchsreihe 1	79
6.2.1.2	Auswertung Versuchsreihe 2	82
6.2.1.3	Auswertung Versuchsreihe 3	88
6.2.1.4	Auswertung Versuchsreihe 4	91
6.2.2	Säulen-Versuche zur Schwermetallentfernung (SM 1).....	95
6.2.3	Ergebnisse der BOKU Prüfung nach DIBt-Prüfmethode (2005).....	102
6.2.4	Ergebnisse der Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag.....	104

6.2.4.1 Ergebnisse Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag – Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) 1:15	104
6.2.4.1.1 Ergebnisse der Infiltrationsratenbestimmung (1:15)	104
6.2.4.1.2 Ergebnisse der Partikelretention I und II (1:15)	105
6.2.4.1.3 Ergebnisse des Schwermetallrückhalts	106
6.2.4.1.4 Ergebnisse des Mineralölrückhalts (Diesel als Prüfschubstanz)	110
6.2.4.1.5 Ergebnisse der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS	111
6.2.4.1.6 Ergebnisse der Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs	111
6.2.4.1.7 Ergebnisse der Säureneutralisationskapazitätsprüfung	113
6.2.4.2 Ergebnisse Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag – Flächenverhältnis 1:200	114
6.2.4.2.1 Ergebnisse der Infiltrationsratenbestimmung (1:200)	114
6.2.4.2.2 Ergebnisse der Partikelretention I und II (1:200)	114
6.2.4.2.3 Ergebnisse des Schwermetallrückhalts (1:200)	116
6.2.4.2.4 Ergebnisse des Mineralölrückhalts (Diesel als Prüfschubstanz) (1:200)	117
6.2.4.2.5 Ergebnisse der Remobilisierung der AFS (1:200)	117
6.3 Ergebnisse der Kapazitätsprüfung	118
6.3.1 Allgemeines	118
6.3.2 Ergebnisse der Kapazitätsprüfung für die Schwermetallprüfung	119
6.3.2.1 Ergebnisse der Batchversuche	119
6.3.2.2 Säulenversuche	119
6.3.2.2.1 Ergebnisse der 32 mm Säulen	119
6.3.2.2.2 Ergebnisse der 100 mm Säulen	127
6.3.3 Ergebnisse der Kapazitätsprüfung für die Sorption von Mineralölsurrogaten	127
6.3.3.1 Ergebnisse der Sorption von Toluol	127
6.3.3.2 Ergebnisse der Sorption von MTBE	129
6.3.3.3 Ergebnisse der Sorption von Methylrot und Methylenblau	130
6.3.4 Vorschläge für die Vorgangsweise bei der Ermittlung der Kapazität für die Schwermetallentfernung:	131
6.4 Ergebnisse der Untersuchungen von Filtermaterialien mit realem Straßenabwasser	133
6.4.1 Ergebnisse der Untersuchungen des realen Straßenabwassers	133
6.4.1.1 Ergebnisse der konventionellen Parameter und der Nährstoffe in realem Straßenabwasser	133
6.4.1.2 Ergebnisse der Schwermetall- und der Kohlenwasserstoffmessungen in realem Straßenabwasser	133
6.4.1.3 Ergebnisse der PAK (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe) Untersuchungen in realem Straßenabwasser	136
6.4.2 Ergebnisse der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser	136
6.4.2.1 Ergebnisse der Partikelentfernung der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser	136

6.4.2.2	Ergebnisse der Schwermetallentfernung der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser	138
6.5	Ergebnisse der Untersuchungen von GSA in Betrieb	140
6.5.1	Ergebnisse der Untersuchungen der GSA A2 mit Bodenfilter in Betrieb	140
6.5.1.1	Ergebnisse der Kornverteilungen und der gemessenen und berechneten hydraulischen Leitfähigkeiten GSA A2	140
6.5.1.2	Ergebnisse der Wasserproben der GSA A2.....	144
6.5.1.2.1	Zulauf GSA A2 Set1	144
6.5.1.2.2	Verteilerbauwerk GSA A2 Set1	145
6.5.1.2.3	Ablauf GSA A2 Set1	146
6.5.1.2.4	Zu- und Abläufe GSA A2 Set2	146
6.5.1.2.5	Ergebnisse der Partikeluntersuchungen der Straßenabwasserproben der GSA A2.....	147
6.5.1.3	Darstellung ausgewählter Regeneriegnisse	148
6.5.2	Diskussion der Reinigungsleistung der GSA A2 mit Bodenfilter in Betrieb	153
6.5.3	Untersuchungen an der GSA H mit (2-Schicht-Filter mit technischem Filtermaterial):	154
6.5.3.1	Ergebnisse der Infiltrationsversuche der GSA H	154
6.5.3.2	Ergebnisse der Abwasserproben der GSA H	156
6.5.3.3	Vergleich der Ablaufwerte der Straßenabwässern der GSA H mit den Ergebnissen der Batch- und Säulenversuche	158
6.5.3.4	Vergleich der Ablaufwerte der beiden GSA A2 und GSA H	159
6.6	Zusammenschau der Ergebnisse	160
6.6.1	Verhalten der hydraulischen Leitfähigkeit und des Partikelrückhalts	160
6.6.2	Versuche zur Bestimmung der Sorptionskinetik	161
6.6.3	Vergleich der Ergebnisse für Kupferdach	162
6.6.4	Vergleich der Ergebnisse für Zinkdach	162
6.6.5	Vergleich der Ergebnisse bei unterschiedlichen Korngrößen.....	163
6.6.6	Vergleich des Materials TF I mit geringerer bzw. größerer Pufferkapazität	163
6.6.7	Vergleich der Ergebnisse aus den Batch-, Säulenversuchen mit den Ergebnissen aus GSA im Betrieb	163
6.6.8	Entfernung von Mineralöl (Kohlenwasserstoffe)	166
7	Zusammenfassung	168
8	Ausblick	173
9	Literatur	174
10	Normen und Richtlinien	179
11	Anhang.....	180

11.1	„Vorläufiger“ Methodenvorschlag zur Prüfung der Filtermaterialien auf Eignung vor dem Einbau	180
11.1.1	Prüfung nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag bei einem Flächenverhältnis 1:15	181
	1) Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule (1:15)	181
	2) Infiltrationsratenbestimmung (1:15)	181
	3) Partikelretention I (1:15)	184
	4) Prüfung des Schwermetallrückhalts (1:15)	184
	5) Prüfung des Mineralölrückhalts (1:15)	184
	6) Prüfung der Partikelretention II (1:15)	185
	7) Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:15)	185
	8) Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs durch Aufbringung von NaCl (1:15)	185
	9) Prüfung der Säureneutralisationskapazität (1:15)	185
11.1.2	Prüfung nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag bei einem Flächenverhältnis 1:200	186
	1) Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule (1:200)	186
	2) Infiltrationsratenbestimmung (1:200)	186
	3) Partikelretention I (1:200)	186
	4) Schwermetallrückhalt (1:200)	187
	5) Mineralölrückhalt (1:200)	187
	6) Partikelretention II (1:200)	188
	7) Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:200)	188
	8) Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs durch Aufbringung von NaCl (1:200)	188
	9) Prüfung der Säureneutralisationskapazität (1:200)	188
11.2	Kapazitätsprüfung	189
11.2.1	Praktische Durchführung der Untersuchungen im upflow Modus (Beschickung von unten nach oben)	189
11.2.2	Praktische Durchführung der Untersuchungen im downflow Modus (Beschickung von oben nach unten)	191
11.3	Anhang Formeln zur Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit	192
11.3.1	Anhang Hazen-Formel:	192
11.3.2	Anhang Breyer-Methode:	192
11.4	Anhang Ergebnisse der Entfernungsraten im Batchversuch	193
11.5	BOKU-Prüfversuche analog zur DIBt-Methode (2005) der Filtermaterialien Sand, TF If, TF IIb, BA und BB (Durchlaufversuche)	195
11.6	Ergebnisse der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag der Filtermaterialien Sand, TF If, TF IIb, BA (geordnet nach Parametern mit dazugehörigen Entfernungsraten (%) und Frachten (mg))	197

11.6.1 Ergebnisse Sand (Quarzsand) der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag.....	197
11.6.2 Ergebnisse Filtersubstrat TF If (Mischung aus verschiedenen Materialien) der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag	199
11.6.3 Ergebnisse Filtersubstrat TF IIb (Mischung aus verschiedenen Materialien) der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag	201
11.6.4 Ergebnisse Boden BA (Boden gemischt mit Grobkies, 0 bis 11 mm) der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag.....	203
11.7 Ergebnisse der zusätzlichen Untersuchungen (Durchlaufversuche) - Kapazitätsprüfung.....	205
11.7.1 Kapazitätsprüfung organische Spurenstoffe mit Toluol als Prüfsubstanz	205
11.7.2 Kapazitätsprüfung – Berechnung der Betriebsjahre der Filtermaterialien (Sand, TF IIa und BA).....	206
11.7.3 Kapazitätsprüfung Schwermetalle (Ergebnisse der 32 mm Säulen)	209
11.7.4 Kapazitätsprüfung – Vergleich der beiden Fließrichtungen downflow und upflow.....	211
11.7.6 Kapazitätsprüfung Schwermetalle (Ergebnisse der 100 mm Säulen) von Sand, TF If und TF IIb.....	216

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Partikelgrößenverteilung im Straßenabwasser (Ng et al., 2003)	8
Abbildung 2: Primäre Partikelentfernungsmechanismen bei granulärer Filtration (McDowell-Boyer et al., 1986, adaptiert)	9
Abbildung 3: Löslichkeiten einzelner Schwermetalle bei unterschiedlichen pH-Werten (vgl. Langhans, 1998)	11
Abbildung 4: Komplexbildung von (a) Kupfer und (b) Zink abhängig vom pH-Wert (Ludwig, 2007)	12
Abbildung 5: Typischer Verlauf einer Freundlich-Isotherme (Sonnenberg, 2003)	13
Abbildung 6: Typischer Verlauf einer Langmuir-Isotherme (Sonnenberg, 2003)	14
Abbildung 7: Zusammenhang zwischen dem k_s -Wert und der Korngrößenverteilung natürlich gelagerter Böden im österreichischen Texturdreieck (Kammerer, 2012) (Basis: Rosetta)	18
Abbildung 8: Korngrößenverteilung der Filtersubstrate	37
Abbildung 9: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus für Versuche 1 bis 4	41
Abbildung 10 Schematischer Aufbau der Versuchssäulen (nicht maßstabsgetreu)	45
Abbildung 11: links: mit Filtermaterialien befüllte Plexiglassäulen; rechts: Auffangbehälter der Abflüsse	51
Abbildung 12: GSA A2, links Übersicht der Anlage (Luftbild: NÖ ATLAS, 2012) modifiziert, rechts oben: Sedimentationsbecken, rechts unten: Filterbecken	64
Abbildung 13: links und mittig: Infiltrationsversuche mit Einzelring-Infiltrometer, rechts: Systemskizze Prüfcylinder laut ÖNORM B 4422-2	65
Abbildung 14: Sorptionsrate der Schwermetalle an Boden BA in Abhängigkeit von der Schüttelzeit in den Batchversuchen ($C_0 = 1$ mg/L jeweils Cu, Cr, Ni, Pb und 10 mg/L Zn)	73
Abbildung 15: Sorptionsrate der Schwermetalle an TF IIa in Abhängigkeit von der Schüttelzeit in den Batchversuchen ($C_0 = 1$ mg/L jeweils Cu, Cr, Ni, Pb und 10 mg/L Zn).	74
Abbildung 16: Sorptionsrate der Schwermetalle an Quarzsand in Abhängigkeit von der Schüttelzeit in Batchversuchen ($C_0 = 1$ mg/L jeweils Cu, Cr, Ni, Pb und 10 mg/L Zn).	74
Abbildung 17: Cu-Sorptionsisotherme für verschiedene Substrate	75
Abbildung 18: Cr-Sorptionsisotherme für verschiedene Substrate	76
Abbildung 19: Ni-Sorptionsisotherme für verschiedene Substrate	76
Abbildung 20: Pb-Sorptionsisotherme für verschiedene Substrate	77
Abbildung 21: Zn-Sorptionsisotherme für verschiedene Substrate	77
Abbildung 22: Partikelanzahl im Ablauf des glatten Rohres (Quarzmehl Millisil W4; Filtermaterial Quarzsand) (V1)	79
Abbildung 23: Partikelgrößenverteilung im Ablauf des glatten Rohres (Quarzmehl Millisil W4; Filtermaterial Quarzsand) (V1)	80
Abbildung 24: Partikelanzahl im Ablauf des gerippten Rohres (Quarzmehl Millisil W4; Filtermaterial Quarzsand) (V1)	80
Abbildung 25: Partikelgrößenverteilung im Ablauf des gerippten Rohres (Quarzmehl Millisil W4; Filtermaterial Quarzsand) (V1)	81
Abbildung 26: Konzentration der abfiltrierbaren Stoffen (AFS in mg/L) im Ablauf des glatten Rohres (Filtermaterial Quarzsand) (V1)	81

Abbildung 27: Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe (AFS in mg/L) im Ablauf des gerippten Rohres (Filtermaterial Quarzsand) (V1)	82
Abbildung 28: Partikelanzahl und Partikelgrößenverteilung im Ablauf (Filtermaterial: Sand, glattes Rohr) (V2)	83
Abbildung 29: Vergleich zwischen AFS und Trübung im Ablauf der Säule mit TF Ia (V2)	84
Abbildung 30: Vergleich zwischen AFS und Trübung im Ablauf der Säule mit TF IIa (V2)	85
Abbildung 31: Vergleich zwischen AFS und Trübung im Ablauf der Säule mit Quarzsand (V2)	85
Abbildung 32: Vergleich der Trübung zwischen den Versuchen mit den verschiedenen Filtersubstraten	87
Abbildung 33: Vergleich der AFS zwischen den Versuchen mit den verschiedenen Filtersubstraten	87
Abbildung 34: Vergleich der AFS Entfernungsraten der verschiedenen Filtersubstraten	88
Abbildung 35: Vergleich zwischen AFS and Trübung im Ablauf der TF IIa Säule (V3)	88
Abbildung 36: Vergleich zwischen AFS und Trübung im Ablauf der Sandsäule (V3)	89
Abbildung 37: Vergleich zwischen AFS and Trübung im Ablauf der TF Ia Säule (V3)	89
Abbildung 38: Vergleich der AFS zwischen den Versuchen mit den verschiedenen Filtersubstraten (V3)	90
Abbildung 39: Vergleich der Trübung zwischen den Versuchen mit den verschiedenen Materialien (V3)	90
Abbildung 40: Partikelrückhalt bei der Filtration durch verschiedene Substrate	91
Abbildung 41: Vergleich der Trübungen in den Abläufen der Säulen mit verschiedenen Filtermaterialien (V4)	92
Abbildung 42: Partikeldurchgang durch das Filtermaterial TF IIa (V4)	93
Abbildung 43: Partikeldurchgang durch das Filtermaterial Sand (V4)	93
Abbildung 44: Partikeldurchgang durch das Filtermaterial TF Ia (V4)	94
Abbildung 45: Partikelrückhalt in den verschiedenen Säulen, Einfluss der Quarzmehlzugabe und Effizienz der Materialien (V4)	94
Abbildung 46: Proben im Ablauf der Säule TF IIa nach der Druckfiltration, links: Runde 1 und rechts: Runde 2	95
Abbildung 47: Vergleich der Durchbruchkurven C_e/C_o von Pb, Cu, Ni, Cr und Zn in der Quarzsandsäule (SM 1.1 Versuch 1 – 5)	96
Abbildung 48: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche des Filtermaterials TF IIa (oben: Pb, Cr, Cu und Ni-Konzentrationen; unten: Zn-Konzentrationen)	97
Abbildung 49: C_e/C_o Verhältnisse für die verschiedenen Schwermetalle für TF IIa	97
Abbildung 50: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche des Filtermaterials TF BA (oben Pb, Cr, Cu und Ni-Konzentrationen; unten Zn-Konzentrationen)	98
Abbildung 51: C_e/C_o Verhältnisse für die verschiedenen Schwermetalle für BA	99
Abbildung 52: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche zwischen grobem und feinem TF I Materialien (TF Ia und TF If) (nach 200 BV)	100
Abbildung 53: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche der Filtermaterialien TF I (oben TF Ia und unten TF If)	101
Abbildung 54: C_e/C_o Verhältnisse für die verschiedenen Schwermetalle für TF Ia und TF If	102
Abbildung 55: AFS Ablaufkonzentrationen in mg/L der Filtermaterialien TF If, TF IIb, Quarzsand (S) und BA	105

Abbildung 56: Entfernungsraten von Millisil W4 (%) in den verschiedenen Filtersäulen	106
Abbildung 57: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials Quarzsand	108
Abbildung 58: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials TF If	108
Abbildung 59: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials TF IIb	109
Abbildung 60: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials BA	109
Abbildung 61: pH Pufferkapazität der Filtersubstrate, TF If, TF IIb, BA und Quarzsand bei einem Start pH-Wert von $3,0 \pm 0,1$ im Zulauf	113
Abbildung 62: AFS Ablaufkonzentrationen (mg/L) von TF If der Partikelretention I und II	115
Abbildung 63: AFS-Rückhalt (%) von TF If der Partikelretention I und II	115
Abbildung 64: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials TF If mit einem Flächenverhältnis von 1:200	117
Abbildung 65: Pb Beladung Säulenversuch 32 mm, ½Q von unten nach oben (upflow)	120
Abbildung 66: Cu Beladung beim Säulenversuch 32 mm, ½Q von unten nach oben (upflow)	120
Abbildung 67: Zn Beladung beim 32 mm Säulenversuch, ½Q von unten nach oben (upflow)	121
Abbildung 68: Durchbruchskurven von Sand in 32 mm Säulen von unten nach oben mit ½Q	121
Abbildung 69: Durchbruchskurven von TF I (mit geringerer Pufferkapazität) in 32 mm Säulen von unten nach oben mit ½Q	122
Abbildung 70: Durchbruchskurven von TF IIb in 32 mm Säulen von unten nach oben mit ½Q	122
Abbildung 71: Durchbruchskurven von BA in 32 mm Säulen von unten nach oben mit ½Q	123
Abbildung 72: Einfluss des Durchflussmodus von oben nach unten (downflow) bei 32 mm Säulen auf den Durchbruch der 5 Schwermetalle	125
Abbildung 73: Einfluss des Durchflussmodus von unten nach oben (upflow) bei 32 mm Säulen auf den Durchbruch der 5 Schwermetalle	126
Abbildung 74: Vergleich der Toluol-Entfernung aus synthetischen Lösungen unter Verwendung verschiedener Filtermaterialien	128
Abbildung 75: Ergebnisse der Methylrotadsorption der Filtermaterialien Sand, Aktivkohle, TF If, TF I, TF II b und TF IIa und der beiden Böden BA und BB	130
Abbildung 76: Ergebnisse der Methylenblauadsorption der Filtermaterialien Sand und Aktivkohle (AK), der Filtermaterialzusammensetzungen TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität, TF If, TF II b und TF IIa und der beiden Böden BA und BB	131
Abbildung 77: Verteilung der Schwermetalle zwischen gelöster und partikulärer Fraktion	135
Abbildung 78: Konzentrationsverteilung in (%) von acht Schwermetallen im Straßenabwasser der A23	135
Abbildung 79: Vegetationsentwicklung des Filterbeckens der Anlage A2 mit den 4 Messpunkten	140
Abbildung 80: 1-Schicht-Bodenfilter Anlage A2, links: abgeplatzte Filteroberfläche der Anlage A2 im Bereich MP2, mittig: Schurf der Anlage A2 im Bereich MP4 und rechts: getrocknetes Filtersubstrat der Anlage A2	140
Abbildung 81: oben: Verlauf der k_{fs} -Werte (m/s) über die Zeit an den 4 Messpunkten von 2011, unten: GSA A2 mit den 4 Messpunkten.	141
Abbildung 82: links: mittlere Korngrößenverteilung der Gesamtfraktion, rechts: Feinbodenanteil der Anlage A2 MP2	142
Abbildung 83: Korngrößenverteilung Feinbodenanteil der Anlage A2, links: MP3 und rechts: MP4	143
Abbildung 84: Tagessumme der Niederschläge über die Beprobungszeit	148

Abbildung 85: GSA A2, links: Sedimentationsbecken mit Blick auf den Zulauf, rechts: Zulaufschacht	148
Abbildung 86: GSA A2, links: Zulauf Verteilerbauwerk (Leichtstoffabscheideraum, rechts: Verteilerbauwerk bei Drosselabfluss	149
Abbildung 87: Regenereignis vom 22.05.2013 der GSA A2, links: Sedimentationsbecken, rechts: Drosselabfluss ins Filterbecken	149
Abbildung 88: Regenereignisauswertung vom 22.05.2012 GSA A2	150
Abbildung 89: Vergleich des Regenereignisses vom 10.06.2012 mit dem Bemessungsregen (eHyd)	151
Abbildung 90: Regenereignis vom 10.06.2012 der GSA A2, links: Sedimentationsbecken, rechts: Wasserverteilung im Filterbecken	151
Abbildung 91: Regenereignisauswertung vom 10.06.2012 GSA A2	152
Abbildung 92: Regenereignis vom 10.06.2012 der GSA A2, links: Filterablauf im Dränschacht um 19:10 Uhr, rechts: Filterablauf im Dränschacht während der Beprobung um 20:00 Uhr	153
Abbildung 93: Auswertung des Infiltrationsversuchs mit Schlammauflage	155
Abbildung 94: Auswertung des Infiltrationsversuchs ohne Schlammauflage	155
Abbildung 95: Zusammenhang von Kupfer-Beladung der Filtermaterial TF I und der Ablaufkonzentrationen der GSA H	158
Abbildung 96: Zusammenhang von Zink-Beladung der Filtermaterial TF I und der Ablaufkonzentrationen der GSA H	158
Abbildung 97: Vergleich des Schwermetallrückhalts in Batch-, Säulenversuchen und GSA bei dem Filtermaterial TF If, Kupfer in $\mu\text{g/L}$	164
Abbildung 98: Vergleich des Schwermetallrückhalts in Batch-, Säulenversuchen und GSA der Filtermaterialien TF Ia und TF If, Zink in $\mu\text{g/L}$	164
Abbildung 99: Vergleich des Schwermetallrückhalts in Batch-, Säulenversuchen und GSA der Filtermaterialien TF Ia und TF If, Zink in $\mu\text{g/L}$, Ausschnitt von Abbildung 98 (strichlierte vertikale Ellipse)	165
Abbildung 100: schematische Darstellung der Säulengeometrie und des Säulenaufbaus	183
Abbildung 101: Entfernungsraten der Schwermetalle der Batchversuche der Filtermaterialien BA, BB, TF Ia, TF IIa und Quarzsand	193
Abbildung 102: Vergleich der Gleichgewichtskonzentrationen von 5 verschiedenen Schwermetallen (Cu, Cr, Ni, Pb und Zn) der Filtermaterialien BA, BB, TF Ia, TF IIa und Quarzsand	194
Abbildung 103: Betriebsjahre Sand, berechnet aus der Zulaufsfracht	206
Abbildung 104: Betriebsjahre TF IIa, berechnet aus der Zulaufsfracht	206
Abbildung 105: Betriebsjahre BA, berechnet aus der Zulaufsfracht	207
Abbildung 106: Betriebsjahre TF Ia, berechnet aus der Zulaufsfracht	207
Abbildung 107: Betriebsjahre TF Ia und If, berechnet aus der Zulaufsfracht	208
Abbildung 108: Pb-Beladung von Sand, TF If mit geringer Pufferkapazität, TF IIb und BA	209
Abbildung 109: Cu-Beladung von Sand, TF If mit geringer Pufferkapazität, TF IIb und BA	209
Abbildung 110: Zn-Beladung von Sand, TF If mit geringer Pufferkapazität, TF IIb und BA	210
Abbildung 111: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Pb in 32 mm Säulen mit TF If	211
Abbildung 112: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Pb in 32 mm Säulen mit TF If	211

Abbildung 113: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Cr in 32 mm Säulen mit TF lf	212
Abbildung 114: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Cr in 32 mm Säulen mit TF lf	212
Abbildung 115: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Cu in 32 mm Säulen mit TF lf	213
Abbildung 116: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Cu in 32 mm Säulen mit TF lf	213
Abbildung 117: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Ni in 32 mm Säulen mit TF lf	214
Abbildung 118: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Ni in 32 mm Säulen mit TF lf	214
Abbildung 119: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Zn in 32 mm Säulen mit TF lf	215
Abbildung 120: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Zn in 32 mm Säulen mit TF lf	215

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Stoffquellen und Stoffemissionen durch Kraftfahrzeugverkehr und von Dächern nach Boller (2003) und Helmreich et al. (2005)	1
Tabelle 2: Vergleich der stofflichen Belastung von Straßenabflüssen	3
Tabelle 3: Schwermetallkonzentrationen im NW-Abfluss von Straßen in Abhängigkeit von der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV) (UBA, 2004 zitiert von Feldhaus und Klein, 2010)	4
Tabelle 4: Verkehrsflächenspezifische Abflusskonzentrationen (Helmreich et al., 2005)	4
Tabelle 5: Konzentrationen relevanter stofflicher Parameter im Niederschlag sowie im NW-Abfluss von Parkplätzen und Hauptstraßen (nach einer Zusammenstellung von Dierkes, 2006, zitiert von Feldhaus und Klein, 2010)	4
Tabelle 6: Verteilung der Schwermetalle auf die gelöste und partikuläre Phase	5
Tabelle 7: Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zur Schwermetall-, PAK-, AFS- und KW-Belastung des Regenabflusses in %	6
Tabelle 8: Zusammenhang zwischen Metallkonzentrationen und Partikelgrößen	7
Tabelle 9: Reinigungsleistung η_x für Becken mit RKB-Funktion (Feldhaus und Klein, 2010)	10
Tabelle 10: Reinigungsleistung η_x für RBF (*) nur ≤ 3 Messwerte verfügbar (Feldhaus und Klein, 2010)	10
Tabelle 11: Klassifizierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit und der Schadstoffentfernung (Steiner, 2010)	20
Tabelle 12: Kategorien für die Behandlung von Straßenabwasser (Steiner, 2010)	21
Tabelle 13: Prüfwerte ausgewählter Stoffe zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser nach § 8 (1) S. 2 Nr. BBodSchV	22
Tabelle 14: Vorgaben für den Bodenfilter nach der RVS (2011)	29
Tabelle 15: Anforderungen an Bodenfilter	30
Tabelle 16: Übersicht über die physikalisch-chemische Charakterisierung der Filtermaterialien	36
Tabelle 17: d_{10} - und d_{60} -Werte der Filtermedien für die Berechnung der Ungleichförmigkeitszahl	37
Tabelle 18: Korngrößenverteilung des verwendeten Quarzmehls	38
Entwicklung von Methoden zur Prüfung der Eignung von Substraten für die Oberflächenwasserbehandlung von Dach- und Verkehrsflächen, Langfassung	xiii

Tabelle 19: Ausgangskonzentrationen und Bestimmungsgrenzen im Batch-Experiment	40
Tabelle 20: Versuchsdurchführung für die Versuchsreihe 1-4	43
Tabelle 21: Versuchsparameter für die Säulenversuche	46
Tabelle 22: Versuchsparameter und Probenahmen	46
Tabelle 23: Zeitschema der Probenahme	48
Tabelle 24: Gegenüberstellung der DIBt-Methode (2005) und BOKU-Versuch nach DIBt (2005)	49
Tabelle 25: Übersicht über die Prüfschritte: Anforderungen und Zugabemengen bei einem Flächenverhältnis von 1:200	55
Tabelle 26: Ausgangskonzentrationen und Bestimmungsgrenzen im Batch-Experiment	58
Tabelle 27: k_F -Wert und Durchflussraten der verschiedenen Filtermaterialien für die Kapazitätsprüfung	59
Tabelle 28: Abflussvolumina in L nach 1, 2, 3 und 4 Jahren und 3 Flächenverhältnissen (AS:Aent) bezogen auf die Säulen	60
Tabelle 29: Übersicht der Schwermetallkonzentrationen in $\mu\text{g/L}$ für die Kapazitätsprüfung	60
Tabelle 30: Kennzahlen der untersuchten Anlagen mit 1-Schicht-Bodenfilter (A2) und mit technischem Filtermaterial (H)	64
Tabelle 31: Beprobungsumfang der Wasseruntersuchungen	67
Tabelle 32: Auflistung der Parameter mit dazugehöriger Einheit, Bestimmungsgrenze, Norm und Verfahren	68
Tabelle 33: Aktuelle Bestimmungsgrenzen für die ICP-MS	71
Tabelle 34: Gleichgewichtskonzentrationen und Gleichgewichtsbeladungen der Filtersubstrate bei einer Ausgangskonzentration von jeweils 10 mg/L für Cu, Cr, Ni, Pb und 100 mg/L für Zn (5 g Substrat und 50 mL Schwermetalllösung)	78
Tabelle 35: Vergleich der Partikelentfernungsraten der Filtermaterialien	84
Tabelle 36: AFS in den Mischproben der Quarzsandfiltersäule (Versuch 1)	86
Tabelle 37: AFS in den Mischproben der Quarzsandfiltersäule (Versuch 2 mit frischer Füllung)	86
Tabelle 38: Beladungskapazität für Quarzsand im Batch- und im Säulenversuch (in mg/kg)	95
Tabelle 39: Maximale Ablaufkonzentrationen und Bedingungen der DIBt-Methode (2005) für die untersuchten Parameter	104
Tabelle 40: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeiten (m/s) der Filtermaterialien TF If, TF IIb, BA und Quarzsand zu Beginn und Ende des Versuchs	105
Tabelle 41: Ergebnisse der Säulenversuche ($\mu\text{g/L}$) und der berechneten Entfernungsraten für Pb, Cu und Zn (%) der Filtermaterialien Quarzsand, TF If, TF IIb und BA	107
Tabelle 42: Ergebnisse der Versuche mit der Prüfsubstanz Diesel (mg/L) und den Filtermaterialien TF I+AK, TF If, TF IIb, Quarzsand und BA mit einem Flächenverhältnis 1:15	111
Tabelle 43: Darstellung der adsorbierten Schwermetallfrachten der Filtermaterialien (mg) und Konzentrationen der Schwermetalle in der aufgetragenen NaCl-Lösung ($\mu\text{g/L}$)	112
Tabelle 44: Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/L}$) im Ablauf nach Spülung mit einer 5 g/L NaCl-Lösung	112
Tabelle 45: Schwermetallfrachten des adsorbierten und des rückgelösten Anteils von Pb, Cu und Zn in gewichteten mg bzw.% bezogen auf die sorbierte Menge	113
Tabelle 46: Ergebnisse der Säulenversuche ($\mu\text{g/L}$) von TF If bei einem Flächenverhältnis von 1:200 und der berechneten Entfernungsraten für Pb, Cu und Zn	116

Tabelle 47: Ergebnisse der Versuche mit der Prüfsubstanz Diesel (mg/L) und dem Filtermaterial TF If mit einem Flächenverhältnis 1:200	117
Tabelle 48: Vorhergesagte Standzeiten bis zum Durchbruch von Pb für zwei verschiedene Flächenverhältnisse: mittlerer Jahresniederschlag = 700 mm	124
Tabelle 49: Zulauf- und Ablaufkonzentrationen der Säulenexperimente mit Toluol	128
Tabelle 50: MTBE Konzentrationen im Zu- und Ablauf und die dazugehörigen Entfernungsraten RE (%) und die Beladungskonzentration (mg/g) der Filtermaterialien	129
Tabelle 51: Konzentrationen der konventionellen Parameter im realen Straßenabwasser der A23, das für die Experimente verwendet wurde	133
Tabelle 52: Konzentrationen an Schwermetallen und Kohlenwasserstoffen im rohen bzw. filtrierten Straßenabwasser der A23	134
Tabelle 53: PAK-Konzentrationen in gesamten und filtrierten Proben aus Straßenabwasser einer hochrangigen Straße der A23	136
Tabelle 54: AFS Konzentrationen und prozentuelle Entfernung durch die Filtermedien Sand, TF If, TF IIb und BA	137
Tabelle 55: Zusammenfassung der AFS Ergebnisse der Filtermaterialien BA, TF If, TF IIb und Sand	138
Tabelle 56: Zusammenfassung der Ergebnisse der Stich- bzw. Mischproben der Ablaufkonzentrationen der Schwermetallentfernung der Filtermedien TF If, BA, S, TF IIb	138
Tabelle 57: Infiltrationsversuche (k_{fs} -Wert) der Anlage A2	141
Tabelle 58: Fraktionsanteile des Feinbodens der GSA A2 der Messpunkte MP2 bis MP4 und des dazugehörigen Mittelwertes MW (Messung 2012)	142
Tabelle 59: Mittlere Zusammensetzung des Feinbodens nach der österreichischen Nomenklatur (ohne Skelettanteil)	143
Tabelle 60: Mittlere Zusammensetzung des Feinbodens nach internationaler Nomenklatur (ohne Skelettanteil) mit berechneten (Rosetta) und gemessenen (Feldversuch) kf-Werten	143
Tabelle 61: Belastungen im Zulauf GSA A2, Parameter Set1	144
Tabelle 62: Statistische Auswertung der Zulaufkonzentrationen GSA A2 Set1	144
Tabelle 63: Belastung am Verteilerbauwerk GSA A2	145
Tabelle 64: Statistische Auswertung der Konzentrationen am Verteilerbauwerk GSA A2 Set1	145
Tabelle 65: Belastungen im Ablauf GSA A2, Parameter Set1	146
Tabelle 66: Statistische Auswertung der Konzentrationen im Ablauf GSA A2 Set1	146
Tabelle 67: Konzentrationen im Zu- und Ablauf GSA A2 Set2	147
Tabelle 68: AFS im Zulauf des Sedimentationsbeckens und des Filterbeckens	147
Tabelle 69: Infiltrationsversuche (k_{fs} -Wert) der Anlage H vom 10.07.2012	155
Tabelle 70: Untersuchungen der GSA H 2005/2007	156
Tabelle 71: Ergebnisse des Zulaufs und der 3 Abläufe der GSA H vom 11.06.2012	157
Tabelle 72: Übersicht über die Prüfschritte: Anforderungen und Zugabemengen bei einem Flächenverhältnis von 1:200	186
Tabelle 73: Abflussvolumina (L) nach 1, 2, 3 und 4 Jahren und 3 Flächenverhältnissen FV bezogen auf die Säulen	190

Tabelle 74: Übersicht der Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/L}$) für die Zulaufkonzentrationen der Kapazitätsprüfung und die Jahresfracht in mg für ein Flächenverhältnis von 1:15

190

Abkürzungs- und Formelzeichenverzeichnis

a	Jahr
A	Säulenquerschnittsfläche
A _s	wirksame Sickerfläche
A _{ent}	abflusswirksame Einzugsfläche
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
b	maximale Beladung
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz (Deutschland)
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung (Deutschland)
BG	Bestimmungsgrenze
BSB ₅	biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
bzgl.	bezüglich
bzw.	beziehungsweise
Cd	Cadmium
C _g	Gleichgewichtskonzentration
C _i	Eingangskonzentration
Cl ⁻	Chlorid
cm	Zentimeter
CO ₂	Kohlendioxid
Cr	Chrom
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
D	Durchmesser
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DC	gelöster Gesamtkohlenstoff
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik
DOC	dissolved organic carbon, gelöster organischer Kohlenstoffgehalt
DTV	durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
d _x	Partikeldurchmesser, den x % der Bodenmasse unterschreiten
EPA	US-Environmental Protection Agency
ETBE	Ethyl- <i>tert</i> -butylether (nach IUPAC: <i>tert</i> -Butylethylether)
ev.	eventuell
EZG	Einzugsgebiet
FAME	Fatty Acid Methyl Ester, Fettsäuremethylester
FH	Fachhochschule
FID	Flammenionisation Detektion
g	Gramm
GEH	granuliertes Eisenhydroxid
GSA	Gewässerschutzanlagen
GUS	gesamten ungelösten Stoffe
GW	Grundwasser
h	Stunde
h _Ü	Überstauhöhe über der Substratoberfläche
η	Viskosität
HW	Hochwasser
ICP-MS	Inductively coupled plasma mass spectrometry

i.d.g.F.	in der gegebenen Fassung
i.d.R.	in der Regel
K_i	Langmuir-Sorptionskoeffizient
k.A.	keine Angabe
K_f	Freundlich-Konstante
KFZ	Kraftfahrzeug
kg	Kilogramm
k	Wasserleitfähigkeit (m/s)
k_f -Wert	Filterdurchlässigkeit (m/s)
k_s	Durchlässigkeitsbeiwert (m/s)
k_u	kapillares Leitvermögen
KW	Kohlenwasserstoffe
L	Liter
L	Strecke bzw. Höhe über der Substratschicht
LF	elektrische Leitfähigkeit (einer Flüssigkeit)
Lfm	Laufmeter
LfU	Bayrisches Landesamt für Umwelt
lt.	laut
M	Masse
MB	Methylenblau
meq/g	Milli-Äquivalent pro Gramm (Ionenaustausch-Sorbenskapazität)
mg	Milligramm
μg	Mikrogramm
min	Minute
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
mL	Milliliter
MP	Mischprobe
MR	Methylrot
MTBE	Methyl-tert-butylether (nach IUPAC: 2-Methoxy-2-methylpropan)
N	Stickstoff
n	Freundlich-Exponent
n.b.	nicht berechenbar
n.g.	nicht gemessen
Ni	Nickel
NO_3^-	Nitrat
NTU	Nephelometric Turbidity Unit, Nephelometrischer Trübungswert
NW	Niederschlagswasser
OG	Oberflächengewässer
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PO_4^-	Phosphat
ppb	parts per billion, „Teile pro Milliarde“
PSD	Particle Size Distribution, Partikelgrößenverteilung
q	Beladung
Q	Durchfluss
QZV Chemie GW	Qualitätszielvereinbarung Chemie Grundwasser
QZV Chemie OG	Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer
RBF	Retentionsbodenfilter
rd.	rund

RE	Entfernungsrate
RKB	Regenklärbecken
RO	Reverseosmose
RVS	Richtlinien und Vorschriften für das Straßenwesen
S	Quarzsand
SO ₄ ⁻	Sulfat
SS	Schwebstoffe
TC	Gesamtkohlenstoffgehalt
TF	Technisches Filtermaterial
Ti	Titan
TNb	gebundener Gesamtstickstoff
TOC	total organic carbon, gesamter organischer Kohlenstoffgehalt
TU	Technische Universität
U	Umdrehung
u.a.	unter anderem
UQN	Umweltqualitätsnorm
u.s.w.	und so weiter
u.v.m.	und vieles mehr
V	Vanadium
V	Volumen
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ψ	$\Delta\psi$ = hydraulische Potentialdifferenz
z.B.	zum Beispiel
Zn	Zink

Begriffsbestimmungen

Technisches Filtermaterial	Als „technisches Filtermaterial“ im Sinne dieser Studie werden einerseits die Filtermaterialien, die in der ÖNORM B 2506 Teil 2 als „technische Bodenfilter“ bezeichnet werden, andererseits die Filtermaterialien, die im ÖWAV-Regelblatt 45 unter technischen Filter genannt sind, verstanden.
k_f -Wert	Im Gegensatz zur in der Geohydraulik unterstellten Richtungsabhängigkeit wird in dieser Studie unter k_f -Wert die vertikale Durchlässigkeit verstanden, wie sie im Kapitel 5.5.4.1.2 und 5.5.4.2.2 mit Vertikalsäulen im Labor bestimmt wurde. Die Laborbestimmung nach ÖNORM B 4422-1 im geschlossenen System von unten nach oben ergab mit entlüfteten Wasser k -Werte, die vergleichbar waren mit jenen, die im Kapitel 5.6.1.2 und 5.6.1.3 (ebenfalls im Labor) bestimmt wurden. Die Laborbestimmung nach ÖNORM B 4422-1 im offenen System von oben nach unten mit konstanter Druckhöhe nach Verdichtung ergibt um ca. eine Größenordnung geringere Werte.
k_{fs} -Wert	Als k_{fs} -Wert wird in dieser Studie der Durchlässigkeitsbeiwert unter feldgesättigten Bedingungen bezeichnet. Er kann als maßgeblich für die vadose Zone betrachtet werden. Seine Bestimmung erfolgte mittels Infiltrationsversuchen. Die bei solchen Versuchen vorliegenden hydraulischen Bedingungen kommen den Strömungsbedingungen in einem Filterbecken am nächsten.
Flächenverhältnis $A_S:A_{ent}$	ist das Verhältnis der wirksamen Sickerfläche A_S zur abflusswirksamen Einzugsfläche A_{ent}

1 Einleitung

1.1 Allgemeines

Abwässer von hochrangigen Straßen, aber auch von gering befahrenen Straßen und von Dachoberflächen können mit Substanzen verunreinigt sein, die in der „EU-Wasserrahmenrichtlinie“ bzw. in den „Qualitätszielverordnungen Chemie Oberflächenwasser“ bzw. „Chemie Grundwasser“ geregelt sind.

Die mit Dezember 2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) sieht die Festlegung von Umweltqualitätsnormen (UQN) für eine Liste von prioritären Stoffen vor. Dabei zählen die in derartigen Abwässern enthaltenen Metalle wie z.B. Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Cadmium und deren Verbindungen zu jenen prioritären Stoffen, deren Emission in die aquatische Umwelt unbedingt verhindert werden sollte. Die Belastung der Gewässer mit den als prioritär eingestuft Verbindungen kann einerseits diffus (z.B. Oberflächenabfluss von Verkehrsflächen) oder punktuell (z.B. aus Abwasserreinigungsanlagen oder auch durch Versickerung derartiger Abwässer) erfolgen.

Die Elimination von Schwermetallen aus Oberflächenabflüssen geschieht in Reinigungsanlagen nach dem Stand der Technik durch folgende Prozesse: Elimination des an den Partikeln adsorbierten Anteils durch Filtration, Fällung als schwerlösliche Salze, Einschluss in Fällungsprodukten oder durch Adsorption an „aktiven“ Anteilen der Sorptionsmaterialien.

Die Reinigung von Straßenabwässern ist eine Herausforderung, da eine möglichst gute Reinigungsleistung mit einer hohen hydraulischen Durchlässigkeit – kombiniert mit einem geringen Flächenbedarf und einer langen Standzeit – verbunden werden soll. Um diese Ziele erfüllen zu können, müssen, die in den Filteranlagen eingesetzten Materialien die Anforderungen an die Entfernung von Partikeln, Schwermetallen und Kohlenwasserstoffen erfüllen und eine entsprechende Durchlässigkeit aufweisen.

1.2 Charakterisierung von Straßen- und Dachabwässern

Der Niederschlagsabfluss von Straßen und Dächern enthält Schwermetalle, abfiltrierbare Stoffe, organische Verbindungen und Nährstoffe (Kasting, 2002; Boller, 2003; Dierkes et al., 2005; Göbel et al., 2007; Helmreich, 2005). Diese Niederschlagsbestandteile stammen bzw. entstehen aus Abgasnebenprodukten, Reifen-, Karosserie- und Fahrbahnverschleiß, Abflüssen aus Niederschlägen, nasser und trockener Deposition und Fahrbahninstandhaltungsarbeiten. Die wichtigsten Ursachen für Verunreinigungen und deren Quellen sind in Tabelle 1 zusammengefasst (Boller, 2003; Helmreich, 2005). Die relativen Beiträge der unterschiedlichen, von Fahrbahnen abgeleiteten Verunreinigungen (z.B. das Verhältnis von Kupfer zu Stickstoff zu abfiltrierbaren Stoffen) hängen stark von der Landnutzung rund um die Verkehrsflächen ab (Choe et al., 2002).

Tabelle 1: Stoffquellen und Stoffemissionen durch Kraftfahrzeugverkehr und von Dächern nach Boller (2003) und Helmreich et al. (2005)

Stoffquelle	Stoffe
Straßen	
Abgase	Stickoxide, Kohlendioxid, Ruß, Kohlenstoff, Blei, Schwefel, Chlor, Magnesium, Natrium, Kupfer, Zink, Kohlenwasserstoffe, PAK, Phenole, PCDD/PCDF
Fahrbahnbeläge (Abrieb)	Silizium, Calcium, Magnesium, Chrom, Nickel, Bitumen
Reifen (Abrieb)	Chrom, Zink, PAK
Bremsbeläge (Abrieb)	Kohlenstoff, Eisen, Magnesium, Barium, Silizium, Schwefel, Titan, Chrom, Vanadium, Nickel, Zink, Kupfer
Benzin, Katalysatoren	Blei, Nickel, Kobalt, Platin, Palladium, Rhodium, PAK, MTBE
Tropfverluste	Öle, Kraftstoffe, Bremsflüssigkeit, Frostschutzmittel
Verdampfungsverluste	Kohlenwasserstoffe
Korrosion	Eisen, Kupfer, Cadmium, Zink
Dächer	
Schwermetallinstallationen, Dachbleche, Fassaden	Kupfer, Zink, Blei, Zinn
Atmosphärische Auswaschung	Pestizide (z.B. Atrazin)
Flachdachisolationen	Pestizide (z.B. Mecoprop, Diuron)

Die Mobilisierung dieser Stoffe aus dem Straßenbelag und das Mitspülen im Regenwasserabfluss werden von der Niederschlagsintensität des Regenereignisses und von der vorhergehenden Entwicklung von Methoden zur Prüfung der Eignung von Substraten für die Oberflächenwasserbehandlung von Dach- und Verkehrsflächen, Langfassung

Trockenperiode beeinflusst. Darüber hinaus variiert die gesamte Stofffracht an Kontaminanten im Regenwasser während eines Niederschlagsereignisses. Das sogenannte „first-flush“-Volumen, rund 20 % des gesamten Abflussvolumens (Deletic, 1998), beinhaltet eine Schadstoffkonzentration, die mindestens eine Größenordnung höher als die mittlere Konzentration des gesamten Ablaufs ist (Shinya et al., 2000 sind; Choe et al, 2002). Das Ausmaß, in dem die „first-flush“-Konzentration die mittlere Konzentration überschreitet, wird durch die Dauer der trockenen Periode vor dem Niederschlagsereignis beeinflusst (Sansalone und Buchberger, 1997a). Folglich ist die Schadstoffbelastung für Maßnahmen zur Reinigung von Straßenabwässern nur grob abschätzbar, weil die Schadstoffkonzentrationen und -frachten der Fahrbahnverunreinigungen räumlich und zeitlich variieren. Eine Zusammenfassung der Konzentrationsmatrix für Straßenabwasser wird in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2.: Vergleich der stofflichen Belastung von Straßenabflüssen

Literatur	Hürlimann (2011)	Ökoplan (1993)	OÖ Land., (2004)	Fuerhacker et al. (2011)	Geiger-Kaiser & Jäger (2005)	Grotehusmann & Kästing (2009)	Kästing (2003)	Schirm & Lorenz (1994)	BLUM (2008)	Holthuis & Mahro (2010)	Göbel et al. (2007)	ASTRA (2006)	Boller (2003)
Ort	Straßen Literatur von drei Ländern Österreich, Schweiz und UK	Autobahnen NÖ Österreich	Autobahn, 21 Mönchgraben Österreich	Parkplatz Gaaden Österreich	Straßen Salzburg Österreich	Straßen Köln-Öst-W. Deutsch.	Straßen Berlin 05/09 Deutsch.	Straßen Bremen Deutsch.	Straßen Augsburg Deutsch.	Straßen Halenrie Deutsch.	Straßen Konz. Von 300 Literatur Schweiz	Straßen Straßen Schweiz	Straßen Burgdorf Schweiz
Land	Österreich, Schweiz und UK	Österreich	Österreich	Österreich	Österreich	Deutsch.	Deutsch.	Deutsch.	Deutsch.	Deutsch.	Schweiz	Schweiz	Schweiz
Parameter	Einheit												
Leitfähigkeit	µS/cm			105 - 59800									
Ct	mg/L			9,6 - 24700		93	117		36 - 4100	68 - 3600	110 - 2400		
pH-Wert	mg/L			6,9 - 12,3		7,49	7,51		6,4 - 7,8	6,9 - 7,26	6,4 - 7,9		7 - 7,5
AFS	mg/L	241,5	183	53 - 789		4	23		4 - 1378	7,6 - 711		100,3	150 - 250
BSB	mg/L									1,8 - 102,8			
CSB	mg/L					n.b.	44,2			18,9 - 257			
TOC	mg/L			2,9 - 113									10 - 20
NH4-N	mg/L			0,73 - 17		n.b.	0,57			0,11 - 1,9	0,5		
NO3-N	mg/L								0,6	0,77 - 3,65	50		6
Eges	mg/L								0,5 - 2	0,08 - 2,38			
	mg/L					n.b.	0,07		0,25 - 0,49				
Cd	µg/L		0	0,1 - 0,36							0,3 - 13,0	0,8	4,5
Cr	µg/L		78								6,0 - 60	10,2	
Ni	µg/L		22			2	3			<100	4,0 - 70	7	
Pb	µg/L	23,1	29			4,9	4,9		1,0 - 40	<100	11,0 - 525	23,1	300
Cu	µg/L		145	11 - 352		30	30		1,0 - 120	60 - 240	97 - 140	56,5	150
Zn	µg/L	69,7	520	55 - 1000		100	112		140 - 840	150 - 1910	120 - 2000	299	500
PAK	µg/L	0,138		1,11 - 8,67							0,2 - 17,1	1,4	3
MWK	mg/L		2	0,1 - 4,4							0,1 - 6,5		
MTBE	µg/L											0,21	

n.b. Nicht bestimmbar
 ** Summe der polycyclische aromatische KW (Referenzstoffe: Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(k)-fluoranthen, Benzo(ghi)-perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren).

Die Verkehrsdichte kann lediglich eine Orientierung für die Oberflächenverschmutzung sein; ein Beleg dafür ist sie nicht (Welker und Dittmer, 2005). Wie die Werte in Tabelle 3 zeigen, ist für stark befahrene Straßen die Behandlung unstrittig. Speziell aber für schwach befahrene Verkehrsflächen fehlen bislang umfassende Messprogramme, die eine eindeutige Zuordnung ermöglichen. Damit wird nicht bezweifelt, dass auch Verkehrsflächen mit geringem oder hauptsächlich ruhendem Verkehr maßgeblich belastete Oberflächen aufweisen können. Tabelle 3, Tabelle 4 und Tabelle 5 zeigen, dass die Konzentrationen an Verunreinigungen grundsätzlich innerhalb bestimmter Grenzen unabhängig von der Quelle stark schwanken; nur die direkten Niederschlagswässer sind weniger kontaminiert. Neuere Untersuchungen belegen, dass vor allem in Kreuzungsbereichen, mit entsprechendem Stop-and-go-Verkehr, hohe Abflussbelastungen vorliegen (Helmreich, 2005; Feldhaus und Klein, 2010); von Bedeutung ist weiterhin die Intensität der Straßenreinigung.

Tabelle 3: Schwermetallkonzentrationen im NW-Abfluss von Straßen in Abhängigkeit von der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV) (UBA, 2004 zitiert von Feldhaus und Klein, 2010)

Schwermetalle	Schwermetallkonzentrationen (µg/L)		
	DTV <2000 KFZ/d	DTV 2000–15000 KFZ/d	DTV > 15000 KFZ/d
Blei	27 bis 122	22 bis 3611	200 bis 203
Cadmium	1,3 bis 1,9	0,7 bis 6,4	1,4 bis 2
Chrom	9,6	8,3 bis 24	11
Kupfer	8,8 bis 76	17 bis 136	109 bis 143
Zink	56 bis 166	202 bis 603	236 bis 242

Tabelle 4: Verkehrsflächenspezifische Abflusskonzentrationen (Helmreich et al., 2005)

Parameter	Einheit	Rad/Fuß-Weg.Hof	Parkplatz	Anliegerstraße	Hauptstraße	Städt. Ringstraße	Autobahn
Blei	µg/L	107	137	137	170	46	224
Cadmium	µg/L	0,8	1,2	1,6	1,9	< 0,5	3,7
Chrom	µg/L			10	11		13
Kupfer	µg/L	23	80	86	97	177	65
Nickel	µg/L			14	11	35	27
Zink	µg/L	585	400	400	407	896	345
PAK	µg/L	0,16	0,16	0,16	4,17	0,7	4,76

Tabelle 5: Konzentrationen relevanter stofflicher Parameter im Niederschlag sowie im NW-Abfluss von Parkplätzen und Hauptstraßen (nach einer Zusammenstellung von Dierkes, 2006, zitiert von Feldhaus und Klein, 2010)

Parameter	Einheit	Niederschlag	NW-Abfluss von Parkplätzen	NW-Abfluss von Hauptstraßen
AFS	mg/L	12	150	163
BSB ₅	mg/L	2	11	11
CSB	mg/L	19	70	105
Cd	µg/L	0,7	1,2	1,9
Zn	µg/L	80	400	407
Cu	µg/L	11	80	97
Pb	µg/L	9	137	170
PAK	µg/L	0,39	3,5	1,65
MKW	mg/L	0,38	0,16	4,17

1.2.1 Partikel und Spurenstoffe in Straßen- und Dachabwässern

Partikel im Regenwasserabfluss werden durch eine Vielzahl von Pfaden wie Baumaterial, trockene und nasse Depositionen, Abnutzung von Automobilteilen und durch den Straßenabrieb eingetragen (Sansalone et al., 1998). Partikel in Regenabflüssen sind Teilchen, die je nach Größe entweder als Gesamtmenge der abfiltrierbaren Stoffe (AFS, $\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$) bezeichnet werden oder – falls sie kleiner sind – als gelöste Inhaltsstoffe klassifiziert werden. Zusätzlich zur offensichtlichen Beeinträchtigung der Wasserqualität wie z.B. hoher Trübung treten Partikel als ein mobiles Substrat für andere Verschmutzungsstoffe wie Schwermetalle, aber auch PAK (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) auf (Herngren et al., 2006).

Die Schwermetalle können in Abwässern in gelöster oder partikulärer Form vorliegen. Vergleicht man generell die Elementuntersuchungen filtrierter und unfiltrierter Proben, sind die Gehalte der unfiltrierten Proben oft um ein Vielfaches höher als der filtrierten Proben. Durch bestimmte Mobilisierungseffekte (Desorption, Komplexbildung) können die adsorbierten Schwermetalle, vor allem in Form kolloidaler Partikel, wieder in den Stoffkreislauf gelangen. Die von verschiedenen Autoren angegebene Verteilung der Schwermetalle auf die gelöste und partikuläre Abwasserphase ist in Tabelle 6 wiedergegeben.

Tabelle 6: Verteilung der Schwermetalle auf die gelöste und partikuläre Phase

Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Literatur
hauptsächlich partikulär	k. A.	k. A.	hauptsächlich gelöst	hauptsächlich gelöst	Goldstone (1990 a,b,c)
hauptsächlich partikulär	k. A.	k. A.	hauptsächlich gelöst	hauptsächlich partikulär	Patterson und Kodulka (1984)
k. A.	k. A.	k. A.	hauptsächlich partikulär	k.A	Ekster und Jenkins (1996)
hauptsächlich partikulär	hauptsächlich partikulär	hauptsächlich partikulär	hauptsächlich partikulär	hauptsächlich partikulär	Schriewer, (2007); Hilliges (2007a)
hauptsächlich partikulär	hauptsächlich partikulär	hauptsächlich partikulär	k. A.	k. A.	Mangani et al. (2005)
hauptsächlich partikulär	hauptsächlich gelöst	hauptsächlich gelöst	hauptsächlich gelöst	partikulär≈gelöst	Bäckström et al. (2003)
<i>k. A. keine Angabe</i>					

Aus Tabelle 6 ist ersichtlich, dass keine einheitlichen Angaben über den Verteilungsgrad der Schwermetalle im Abwasser gegeben werden können. Verschiedene Autoren haben sich mit der Verteilung der Schwermetalle im Verkehrsflächenabfluss beschäftigt und herausgefunden, dass die feinsten Partikel die höchste Konzentration an Schwermetallen aufweisen. Trotz der variablen Menge der Schadstoffbelastung im Niederschlag erscheint die Verteilung der toxischen Schadstoffe in der gelösten und partikulären Phase im „first flush“ konsistent im Vergleich zwischen den Studien.

Die Analysen der Straßenabflüsse zeigen deutlich, dass die meisten der Verunreinigungen an Partikel gebunden sind. 80 % bis 90 % der Kupfer-, Blei-, Zink- und PAK-Belastung ist partikelgebunden und weist eine negative Korrelation mit der Partikelgröße auf (Boller, 2004; Helmreich, 2010; Jacobs et al., 1997; Sansalone und Buchberger, 1997b). PAK-Verbindungen sind in gelöster und partikulärer Form vorhanden, obwohl die stärksten toxischen Verbindungen dieser Klasse partikelgebunden sind (Shinya et al., 2000). Die Verteilungen von Schwermetallen, PAK und Mineralöl in Bezug auf die Partikelgröße sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Die Korngrößenverteilung der Feststoffe sowie ihre Zusammensetzung können einen bedeutenden Einfluss auf die Wasserqualität und auf die verschiedenen physikalisch-chemischen Prozesse haben. Untersuchungen über die Verteilung der Schwermetalle an verschiedenen Teilchengrößen zeigen, dass die meisten anorganischen und organischen Verunreinigungen an den Feinpartikeln ($< 63 \mu\text{m}$) gebunden sind. In dieser Hinsicht sind kleine Teilchen wichtiger als größere, weil sie eine verhältnismäßig hohe Fläche haben, die die Aufnahme der Kontaminanten erleichtert (Herngren et al., 2006; Sansalone et al., 1998).

Tabelle 7: Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zur Schwermetall-, PAK-, AFS- und KW-Belastung des Regenabflusses in %

Korngröße (µm)	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	PAK	KW	AFS	Literatur
> 600	6	11	8	1	< 1				Xanthopoulos (1990)
60 bis 600	14	18	25	18	12				
6 bis 60	80	71	67	81	87				
Summe	100	100	100	100	100				
> 350								2	Jakobs et al. (1997)
150 bis 350						25	5	4	
60 bis 150	10	10	10	10		20	5	7	
6 bis 60	75	75	75	75		40	40	49	
< 6	15	15	15	15		15	50	38	
Summe	100	100	100			100		100	
> 10	71	90	30	50					Boller (2004)
1 bis 10	24	5	18	22					
< 0,1	3	< 1	21	3					
Summe	99	96	69	75					

Die Analyse der Konzentrationen von Schwermetallen (Zn, Pb, Cd, Cu und Cr) im Straßenstaub, der in fünf Partikelgrößen kategorisiert wurde, zeigte, dass die maximale Konzentration der Schwermetalle im 0,45 µm- bis 75 µm-Korngrößenbereich auftritt (Herngren et al., 2006). Die Verteilung und der Verbleib von toxischen Stoffen (z.B. PAK und Schwermetalle), die stark mit Partikeln assoziiert sind, sind stark von der Größenfraktion und Belastung der Feststoffe betroffen. Entweder durch Absorptions- oder Adsorptionsprozesse können sich mehrere Spurenstoffe an Partikel binden und sie als Transportmedien nutzen. Sartor und Boyd (1972) berichteten, dass > 50% der Metalle an Sedimentteilchen < 43 µm im absorbierten Zustand gefunden wurden. Obwohl auf die Feinteile nur 5,9% der gesamten gesammelten Feststoffe entfielen, enthält dieser Teil des Sediments etwa 35% bis 50% der Algennährstoffe, ≈ 75% der gesamten Pestizide und > 50% der Schwermetalle. Tabelle 8 fasst die Ergebnisse mehrerer Studien zusammen, die verschiedene Schwermetalle mit besonderen Sedimentgrößen assoziieren. Diese Ergebnisse sind stark abhängig vom Einzugsgebiet, in dem die Daten gesammelt wurden, was einen Großteil der Variabilität der Metall-Sediment-Paare erklärt.

Auch für den Regenabfluss gibt es Zusammenhänge zwischen Schwermetallgehalt und Partikelgröße im Fahrablauf und es sind höhere Konzentrationen mit kleineren Partikeln assoziiert (Xanthopoulos und Hahn, 1990; Hallberg et al., 2007).

Das Entfernen oder Zurückhalten von Partikeln durch die Behandlung/Filtration des Abflusswassers sind effiziente Maßnahmen, die Schadstoffbelastungen zu reduzieren. Cadmium und Nickel befinden sich gelöst im Ablaufwasser, dies kann auch mit feinen Partikeln assoziiert sein, welche den Filter passieren (Sansalone und Buchberger, 1997b; Shinya et al., 2000). Obwohl diese Anzeichen in mehreren Studien beobachtet wurden, war es wegen der variablen Art der Verunreinigungen und Ablagerungsmuster auf Fahrbahnen nicht möglich, prädiktive Korrelationen zu entwickeln, und zwar zwischen gelösten oder teilchenassoziierten Stoffkonzentrationen und den Parametern, die hauptsächlich für die Wasserqualität verantwortlich sind (z.B. Gesamtmenge an suspendierten Feststoffen).

Tabelle 8: Zusammenhang zwischen Metallkonzentrationen und Partikelgrößen

Partikelgrößen (µm)	Schwermetallkonzentrationen (mg/kg)						Beschreibung der Studie	Referenz
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn		
0 bis 32			181		2140	2080	Sediment von der Straße- hauptsächlich vom Verkehr Neuseeland	Zanders (2005)
32 bis 63			197		2150	1695		
63 bis 125			212		2190	1628		
125 bis 250			184		2330	1073		
250 bis 500			85		2530	507		
500 bis 1000			26		2540	268		
1000 bis 2000			21		2390	226		
< 75			465			450	Sedimentanalyse des Staubes der beim Straßenkehren anfällt, Schweden	German und Svensson (2002)
75 bis 125			285			258		
125 bis 250	4		283			202		
250 bis 500			170			165		
500 bis 1000			50			82		
< 50		300	325	175	1600	4400	Sediment aus dem Abzugsraben während neun Regenereignissen in Hérault, Frankreich	Roger et al. (1998)
50 bis 100		350	250	250	1450	1800		
100 bis 200		360	175	150	1500	1150		
200 bis 500		125	75	150	950	975		
500 bis 100		125	75	150	500	975		
25 bis 38	17,7		347		238	1021	SammLung von 5 Regenereignissen – Untersuchung der Sedimente	Sansalone und Buchberger (1997b)
38 bis 45	18,8		304		208	897		
45 bis 63	17,8		308		210	821		
63 bis 75	17,4		310		219	839		
75 bis 150	15,4		301		214	819		
150 bis 250	10,3		204		198	574		
250 bis 425	9,6		68		98	327		
425 bis 850	10,2		48		70	314		
850 bis 2000	14,3		45		37	266		
< 44	0,6	7,5	113	39,2	112	591	Spurenstoffabfluss von Straßen – abgelagertes Sediment, Beijing, China	Zhao et al. (2010)
44 bis 62	0,5	71,2	96,8	32,9	96,3	471		
62 bis 105	0,4	60,0	87,9	24,6	82,9	383		
105 bis 149	0,3	73,3	91,2	21,4	77,2	327		
148 bis 250	0,3	58,1	77,2	21,1	68	268		
250 bis 450	0,2	40,3	30,9	9,3	53	197		
450 bis 1000	0,2	20,4	27,3	7,9	60,3	162		
> 1000	0,1	28,0	28,0	9,6	45,9	98,7		

Die Konzentrations- und Größenverteilung der Feststoffe hängt von der Abflussrate, Abflussdauer, Intensität des Verkehrs und dem Ort der Probenahme im Einzugsgebiet ab (Deletic et al., 1997; Sansalone et al., 1998). Ellis et al. (1982) untersuchten Eigenschaften der Regenwassersedimente und die Partikelgrößenverteilungen im städtischen Straßenablauf, die nützlich sein können, um durch deren Nachweis die Quelle zu identifizieren. Die Korngrößenverteilung in der Stichprobe korrelierte mit hydraulischen Bedingungen und den vorhergegangenen trockenen Wetterbedingungen. Sansalone et al. (1998) untersuchten auch größere Teilchen im Autobahnablauf und stellten fest, dass ca. 10 % der Feststoffmasse einen Partikeldurchmesser $d < 10 \mu\text{m}$ aufwiesen, für 25 % bis 60 % der Feststoffmasse lag d zwischen $100 \mu\text{m}$ und $400 \mu\text{m}$ und für 40 % bis 70 % der Feststoffmasse galt $d > 400 \mu\text{m}$. Diese

Ergebnisse zeigen, dass Regenabflüsse von befestigten Flächen Feststoffe mit einer breiten Größenabstufung von $< 1 \mu\text{m}$ bis $> 10\,000 \mu\text{m}$ transportieren können (Abbildung 1). Herngren et al. (2006) untersuchten die Partikelgrößenverteilung von auf der Straße abgelagerten Sedimenten mit drei unterschiedlichen Nutzungen (Wohnen, Gewerbe und Industrie) in Queensland State, Australien. Ihre Studie zeigte, dass die Mehrheit der Straßenstaubpartikel im Größenbereich zwischen $0,45 \mu\text{m}$ bis $75 \mu\text{m}$ (54 % bis 72 %) lag, gefolgt vom Größenbereich $76 \mu\text{m}$ bis $150 \mu\text{m}$ (17,5 % bis 28,9 %). Sie beobachteten auch, dass über 90 % der Partikel an jedem Standort einen Durchmesser $< 150 \mu\text{m}$ besaßen. Furumai et al. (2002) maßen die Partikelgrößenverteilung in Straßenabwässern in der Schweiz. Der Befund ergab, dass Partikel $> 250 \mu\text{m}$ selten gemessen wurden.

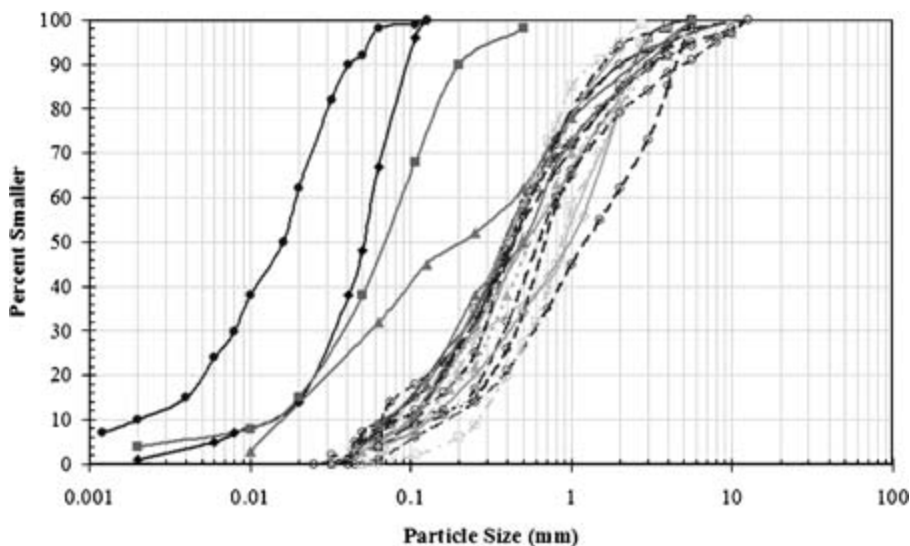


Abbildung 1: Partikelgrößenverteilung im Straßenabwasser (Ng et al., 2003)

Trotz der variablen Größe an Spurenstoffbelastungen in den Abflussproben/Stichproben erscheint die Verteilung der toxischen Verunreinigungen in der gelösten sowie in der partikulären Phase nach dem ersten Aus- bzw. Durchspülen gleich wie in den Studien.

In einer im Jahr 2009 vom österreichischen Umweltbundesamt veröffentlichten Publikation (Vortrag von DI Clara et al., 2009) wird auf die Problematik der Kontamination von Straßenabflüssen mit prioritären Stoffen hingewiesen. Es wurden mengenproportionale Mischproben aus dem Zulauf zum Retentionsfilterbecken an der Landesstraße L 202 entnommen (Entwässerung für 3 Fahrspuren, einem Radfahrstreifen und beidseitigen Gehsteigen, ca. 3300 m^2 , ca. 26.000 KFZ/d, davon rund 5 % Schwerverkehr) bzw. eine Stichprobenahme an der A21 bei der Raststation Hinterbrühl (ca. 42.000 KFZ/d, davon rund 43 % Schwerverkehr) durchgeführt. Es zeigte sich, dass zahlreiche Stoffe und Stoffgruppen und auch prioritäre Stoffe wie Schwermetalle, PAK, Phthalate und Industriechemikalien wie Octyl- und Nonylphenole, Bisphenol A etc. im Abwasser von Verkehrsflächen nachweisbar waren. Die meisten Stoffe oder Stoffgruppen korrelierten mit den abfiltrierbaren Stoffen und lagen entweder an Feststoffen gebunden oder partikulär vor und überschritten zum Teil deutlich die Umweltqualitätsnormen (UQN) der österreichischen Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG BGBl II Nr 96/2006 i.d.g.F. BGBl II Nr 431/2010).

1.2.2 Mechanismen der Partikelentfernung

Suspendierte Partikel können bei Filtern durch drei Mechanismen (Abbildung 2) entfernt werden. Dazu gehören:

- Oberflächen- oder Filterkuchen-Filtration
- Belastungs- / Pressfiltration
- Physikalisch-chemische Filtration

Der Partikelrückhalt in Filteranlagen hängt von der Partikelgröße und -menge der Verunreinigungen, der Partikelgröße des Filtermaterials und von der hydraulischen Belastung ab. Das Vorhandensein von feineren Partikeln und geringeren Belastungsquoten führte zu einer Reduktion der Effizienz des Partikeleinschlusses. Die Verwendung von feinerem Filtermaterial kann zu einer erhöhten Entfernung der feineren Kolloidpartikel führen. Für Teilchen, die sehr viel kleiner sind als die Korngröße des

Filtermediums (allgemein der Fall bei Regenabfluss-Filtration), ist die Partikelentfernung abhängig vom erfolgreichen Transport und der Adsorption eines Teilchens an ein Medium an der Oberfläche (McDowell und Boyer et al., 1986). Während der Filtration lagern sich die Partikel auf der Oberfläche des Filters ab bzw. bilden sie an der Oberfläche einen Filterkuchen. Dieser Filterkuchen hat üblicherweise eine viel geringere hydraulische Leitfähigkeit als das Filtermedium und steuert damit die gesamte hydraulische Kapazität des Filters. Dieser Zustand wurde beim Filtermaterial TF IIa beobachtet.

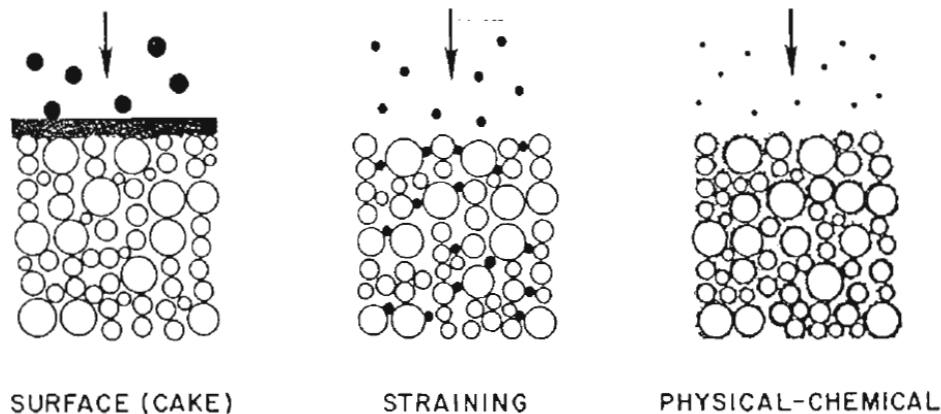


Abbildung 2: Primäre Partikelentfernungsmechanismen bei granulärer Filtration (McDowell-Boyer et al., 1986, adaptiert)

Die Oberflächen- oder Filterkuchen-Filtration resultiert aus der Partikelabscheidung an der Oberfläche eines porösen Mediums und dem sich daraus ergebenden Verschluss der Porenöffnungen. Dies tritt am wahrscheinlichsten bei der Filterkuchen-Filtration auf, wenn das Verhältnis des Korndurchmessers des Filtermediums d_c zum Partikeldurchmesser d_p kleiner als 10 ist (McDowell-Boyer et al., 1986). Belastungs-/Pressfiltration tritt auf, wenn Partikel in das poröse Medium eindringen, sich aber später aufgrund ihrer Größe im Filter festsetzen. Dies kommt im Bereich $10 \leq d_c/d_p \leq 20$ vor (McDowell-Boyer et al., 1986).

1.3 Entfernung von Verunreinigungen durch verschiedene Maßnahmen

Studien, die Straßenabwasser charakterisieren, geben einen Einblick in Behandlungsstrategien, die zur Immobilisierung von Schadstoffen am effektivsten geeignet sind. Um etwa Schwermetallkonzentrationen zu verringern, müssen z.B. für Cu, Pb und Zn die Abwasserbehandlungstechniken imstande sein, die sehr feinen Teilchen effizient zu entfernen. Die Behandlungsstrategie muss ebenso wirksam gelöste Bestandteile immobilisieren, wenn auch Pb, Cu, Zn, Cd, lösliche PAK-Konzentrationen oder andere prioritäre Stoffe verringert werden sollen.

Bei der Behandlung des Oberflächenabflusses von Verkehrs- oder Dachflächen kommt es zu einer Akkumulation von Schwermetallen und persistenten organischen Kontaminanten in der Matrix des Bodenfilters bzw. Oberbodens. Dies wurde an verschiedenen Standorten beispielsweise für Zn, Pb, Cd und PAK nachgewiesen (Helmreich, 2010; Mikkelsen et al., 1997; Weiss et al., 2008; Zimmermann et al., 2005). Datry et al. (2004) untersuchten die Auswirkungen der Infiltration auf die Wasserqualität unter einer Oberbodenschicht. Die Autoren fanden heraus, dass das Grundwasser in einer Tiefe von 1 Meter unterhalb des Grundwasserspiegels fast ausschließlich aus Niederschlagswasser bestand und die Kontaminanten nicht in Tiefen über 3 Meter unterhalb des Grundwasserspiegels vordrangen. Allerdings ist die Dynamik der Leachingprozesse über einen längeren Zeitraum noch nicht geklärt.

Das Design und die Bedienung der Anlagen zur Erhaltung der Wasserqualität basierend auf der Entfernung von Partikeln und partikelgebundenen Bestandteilen erfordert die Quantifizierung der Partikel und der partikelgebundenen Masse. Diese Erkenntnisse zeigen, dass die Beschreibung des Partikelrückhalts an den Materialien und in den technischen Anlagen ein entscheidender Faktor für die Beschreibung der Reinigungsleistung ist. Die Größenverteilung der Partikel kann auch die verschiedenen physikalisch-chemischen Prozesse in einem Filter erheblich beeinflussen.

Das Absetzen von festen Teilchen z.B. in Absetzbecken ist vom Durchmesser abhängig, wobei sich größere Partikel schneller absetzen als kleinere Partikel. Dieser Mechanismus beeinflusst die relativen Konzentrationen von verschiedenen Größen der Partikel (Deletic et al., 2000; Sansalone et al., 1998).

Design-Parameter für häufig angewendete Abflussbehandlungssysteme zur Sedimentation sind erforderlich, um die Leistungsfähigkeit zur Behandlung von Straßenabwässern zu optimieren.

Da viele der Regenwasserinhaltsstoffe, darunter Schwermetalle, toxisch organische Stoffe und Pathogene, bevorzugt an den feineren Fraktionen von Schwebstoffen adsorbieren (Herngren et al., 2006; Westerlund und Viklander, 2006), soll der Fokus stärker auf die Entfernung von feinen Teilchen gelegt werden, die vom Gewässer ferngehalten werden sollen. Das Filtermaterial, in das das Regenwasser infiltriert werden soll, ist so zu wählen, dass es zwei sich widersprechende Kriterien erfüllt: ausreichend durchlässig zu sein, um die große Variation an Abflussvolumina bei Gewittern abzuleiten und fein genug, um kleine Sedimentpartikel zurückhalten zu können. Die breite Palette der bei Regenabflüssen beobachteten Sedimentgrößen (Abbildung 1) zeigt, dass die Wahl der Filtermedien für das Erreichen einer optimalen Performance des Systems kritisch ist.

Die Entfernungsraten von an Feinpartikel gebundenen Verunreinigungen können durch Feinfilter und von gelösten Verunreinigungen durch verschiedene Sorptionsmaterialien verbessert werden. Reaktive Filtermedien wie Zeolith, Vermiculit und humusähnliche Materialien sind leicht erhältlich und können in Regenwasserinfiltrationssysteme eingesetzt werden, um die von den Fahrbahnen abgeleiteten gelösten und partikulär vorliegenden Schadstoffkonzentrationen zu verringern.

Von Feldhaus und Klein (2010) wurden die Reinigungsleistungen von Regenklärbecken (RKB, Tabelle 9) und Retentionsbodenfilter (RBF, Tabelle 10) zusammengestellt. Unter Reinigungsleistung oder auch Wirksamkeit wird hier das stoffliche Rückhaltevermögen einer Niederschlagswasser-Behandlungsanlage verstanden.

Tabelle 9: Reinigungsleistung η_x für Becken mit RKB-Funktion (Feldhaus und Klein, 2010)

Parameter	AFS (%)	BSB ₅ (%) (*)	CS B (%) (%)	TOC (%) (%)	MK W (%) (%)	PAK (%) (% *)	P _{ges} (%) (%)	NH ₄ -N (%) (% *)	NO ₃ -N (%) (%)	N _{ges} (%) (%)	Cd (%) (%)	Cr (%) (%)	Ni (%) (% *)	Pb (%) (% *)	Cu (%) (%)	Zn (%) (%)
Minimum (R_Min)	43	31	26	22	29	96	9	16	-	24	11	7	17	36	5	12
Maximum (R_Max)	85	38	72	22	80	96	74	36	-	33	63	77	17	82	77	84
Median (R_Med)	70	31	55	22	76	96	37	26	-	31	26	50	17	59	64	31

*) ≤ 3 Messwerte verfügbar

Tabelle 10: Reinigungsleistung η_x für RBF (*) nur ≤ 3 Messwerte verfügbar (Feldhaus und Klein, 2010)

Parameter	AFS (%)	BSB ₅ (%) (% *)	CSB (%) (%)	TOC (%) (% *)	MKW (%) (%)	PAK (%) (% *)	P _{ges} (%) (%)	NH ₄ -N (%) (% *)	NO ₃ -N (%) (%)	N _{ges} (%) (%)	Cd (%) (%)	Cr (%) (%)	Ni (%) (% *)	Pb (%) (% *)	Cu (%) (%)	Zn (%) (%)
Minimum (R_Min)	48	50	35	53			29	58	43	12			84	85	85	90
Maximum (R_Max)	95	96	95	92			87	95	100	54			98	85	85	92
Median (R_Med)	90	89	76	70			82	82	100	27			91	85	85	92

*) ≤ 3 Messwerte verfügbar

Vergleicht man die Median-Werte der gemessenen Reinigungsleistung von RKB mit denen der RBF, zeigen sich – abgesehen vom Parameter N_{ges} – für RBF erwartungsgemäß deutlich höhere Leistungen. Der Grund liegt darin, dass in RKB i. w. bevorzugt physikalische Reinigungsmechanismen wirken, in RBF zusätzlich auch chemische und biologische.

Die tatsächliche Effizienz ist aber von den eingesetzten Materialien, von der hydraulischen Durchlässigkeit und der Betriebsdauer abhängig.

Die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) sind ein Maß für den mechanischen Rückhalt ungelöster Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe in Wässern, deren Gehalt oft mit der Trübung korreliert. Sie stellen eine Mischung unterschiedlichster Stoffe dar, die im jeweiligen Einzugsgebiet anfallen. Zu ihnen zählen u.a. Reifen- und Fahrbahnabrieb, Staubbiederschläge (u.a. aus Abgasen), Bodenminerale, Detritus, Exkremate u.v.m.. Je nach ihrer Herkunft können sie ein großes Spektrum gewässerbelastender Stoffe beinhalten. Daher ist mit Bodenfiltern, besonders durch Filtern der kleineren Kornfraktionen, eine wirksame Frachtreduktion zu erzielen. Diesem Reinigungsprozess unterliegen nur ungelöste Stoffe bzw. an mitgeführten Feinstpartikeln adsorbierte Spurenstofffraktionen (Kasting, 2003). Unter ungünstigen Umständen können hydrophob gebundene Spurenstoffe durch Koelution eine Tiefenverlagerung erfahren (Scheunert, 1992). Daher trägt eine effektive Partikelfiltration im

Porenkontinuum des Bodens als eingehende Reinigungsstufe bereits wesentlich zum Grundwasserschutz bei.

1.3.1 Chemische und physikalische Eigenschaften bei der Entfernung von Schwermetallen

Wie schon zuvor erwähnt, spielt bei der Entfernung der Schwermetalle die Teilchengröße eine wesentliche Rolle. Obwohl mit 75% bis 80% der größte Anteil der Schwermetallfracht der Straßenabwässern an der Feinfraktion $< 200 \mu\text{m}$ gebunden ist und mit dieser transportiert wird, konnte bei Untersuchungen von echten Straßenabwässern ein nicht zu vernachlässigender Unterschied in der Konzentration der gelösten und in der Gesamtkonzentration der Schwermetalle festgestellt werden. Daher ist die Wahl des Parameters, ob dieser als Gesamtgehalt ($> 0,45 \mu\text{m}$) oder als gelöster Anteil ($< 0,45 \mu\text{m}$) bestimmt wird, entscheidend.

Bei den in dieser Studie durchgeführten Batch- und Säulenversuchen konnte festgestellt werden, dass wegen der eingesetzten Schwermetalllösung zumeist kein Unterschied zwischen gelösten und Gesamtgehalten an Schwermetallen beobachtet wurde. Daher wurden in der Regel von den im Technikum durchgeführten Versuchen die gelösten Gehalte der Schwermetalle (nach Ansäuern der Proben mit HNO_3 suprapur auf $\text{pH} < 2$) ohne Aufschluss bestimmt.

1.3.1.1 Löslichkeit der Schwermetalle und pH-Wert

Der lösliche Anteil der Schwermetalle ist vom pH-Wert abhängig. In Abbildung 3 ist die Löslichkeit in Abhängigkeit des pH-Wertes einiger Schwermetalle abgebildet (Langhans, 1998).

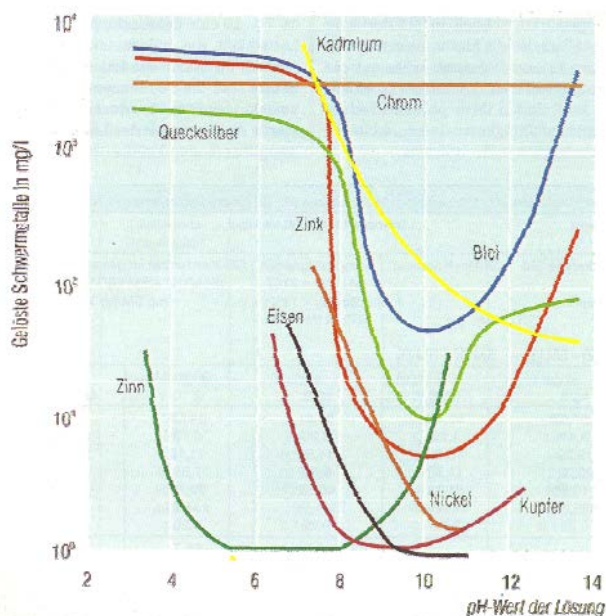


Abbildung 3: Löslichkeiten einzelner Schwermetalle bei unterschiedlichen pH-Werten (vgl. Langhans, 1998)

Wie in Abbildung 3 ersichtlich liegen Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink bei einem pH-Wert ≤ 6 großteils gelöst vor. Laut Hilliges (2007a) liegt der pH-Wert-Bereich von Straßenabflüssen zwischen 7 und 8, jedoch aufgrund der pH-Wert-abhängigen Löslichkeit von Schwermetallen ist es von Vorteil, Versuche mit Schwermetalle in einem pH-Wert-Bereich < 6 durchzuführen, um Beeinflussungen bei der Bilanzierung der Schwermetalle durch Ausfällen von Schwermetallen im pH-Wert-Bereich > 6 , auszuschließen. Jedenfalls muss sichergestellt sein, dass die Schwermetalle nicht im Vorlagebehälter ausfallen.

1.3.1.2 Komplexierungsverhalten von Schwermetallen

Schwermetalle neigen zur Bildung von Komplexen mit z.B. Hydroxid-, Carbonat-, Chlorid- und Sulfationen. In Abbildung 4 ist das vom pH-Wert abhängige Komplexierungsverhalten von Kupfer und Zink dargestellt.

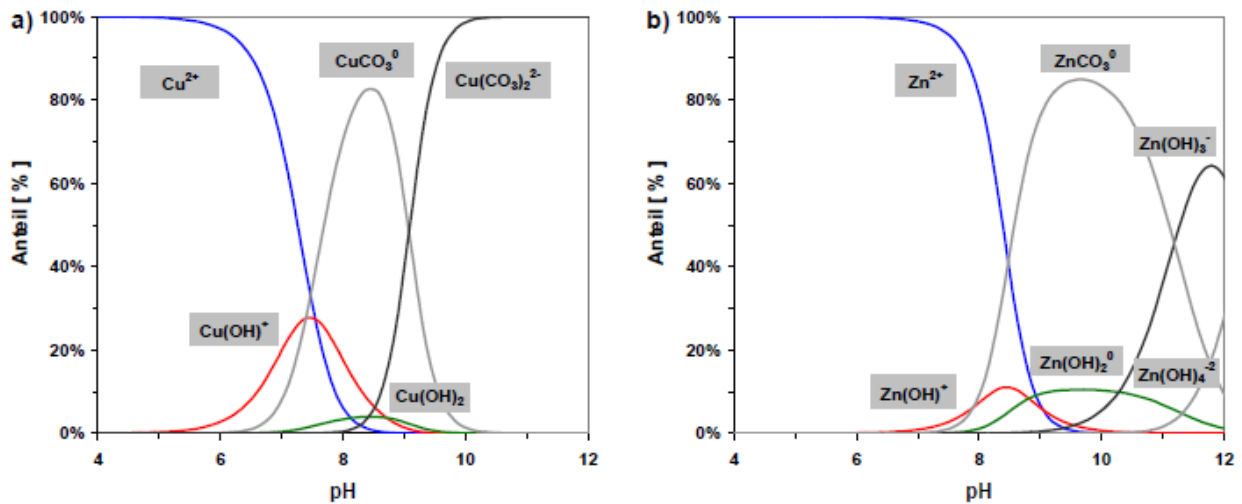


Abbildung 4: Komplexbildung von (a) Kupfer und (b) Zink abhängig vom pH-Wert (Ludwig, 2007)

Ab einem pH-Wert von 6 beträgt der prozentuelle Anteil der Kupferkomplexe < 5 % (als Cu(OH)⁺) und jener von Zink < 0,1 % (Zn(OH)⁺) (Abbildung 4). Um die Komplexbildung von Schwermetallen zu vermeiden und um eine richtige Stoffbilanzierung zu gewährleisten, ist für Versuchsdurchführungen mit Schwermetallen ein pH-Wert-Bereich von ≤ 6 anzustreben.

1.3.1.3 Sorptionsverhalten von Schwermetallen

Eine weitere wichtige Eigenschaft von Schwermetallen ist das Adsorptionsverhalten. Laut Dwivedi et al. (2008) ist die Adsorption eine der vielversprechendsten Methoden zur Entfernung von Blei sowie auch anderer Schwermetalle aufgrund der hohen Effizienz, der leichten Handhabung und der Verfügbarkeit von vielen verschiedenen Adsorptionsmaterialien und die dadurch einhergehende Kostenersparnis.

Beladung

Das Sorptionsverhalten von Schwermetallen lässt sich durch die Beladung gut beschreiben. Sie charakterisiert das Adsorptionsverhalten von gelösten Stoffen – dem Adsorptiv, also jenes Stoffes, der adsorbiert werden soll – und quantifiziert die Adsorptionskapazität des Adsorbens – das ist jener Feststoff, an dem das Adsorptiv gebunden werden soll. Die Beladung kann mit der Gleichung 1 beschrieben werden:

$$q = \frac{(C_i - C_g) * V}{m}$$

Gleichung 1

- q Beladung (mg/g)
- C_i Eingangskonzentration der Lösung (mg/L)
- C_g Gleichgewichtskonzentration der Lösung (mg/L)
- V Volumen der Flüssigkeit (Adsorptiv) (L)
- m Masse des Feststoffes (Adsorbens) (g)

Der Austausch zwischen den gelösten Teilchen in der Flüssigkeit und denen, die an der Feststoffoberfläche anhaften, findet dabei so lange statt, bis sich ein gewisses Gleichgewicht eingestellt hat. Bei Batchversuchen wird dieses Gleichgewicht zum Beispiel als statisches Gleichgewicht bezeichnet, weil es sich nicht weiter mit der Zeit ändert. In Säulenversuchen lässt sich aufgrund der ständigen Zufuhr neuer Lösung nie ein komplettes Gleichgewicht einstellen; man spricht in diesem Fall von einem dynamischen Gleichgewicht (Dwivedi et al., 2008).

Adsorptionsisothermen (Freundlich und Langmuir)

Als Adsorptionsisotherme bezeichnet man laut Ludwig (2005) die Abhängigkeit der Gleichgewichtskonzentration von der Gleichgewichtsbeladung bei konstanter Temperatur. Adsorptionsisothermen werden meist für empirische Modelle genutzt, mit denen Prognosen für die

Verlagerung von Stoffen erstellt werden (Kluge, 2010). Um experimentell ermittelte Werte durch Adsorptionsisotherme darstellen zu können, finden sich in der Literatur verschiedenste Modelle. Die geläufigsten Modelle sind die von Langmuir und Freundlich (Dwivedi et al., 2008). Auf diese beiden Modelle wird im Folgenden näher eingegangen.

Die Freundlich-Isotherme berücksichtigt, dass die sorbierte Menge mit steigender Konzentration des Sorbats in der Gleichgewichtslösung unterproportional wächst. Grund dafür ist die zunehmende Sättigung der Oberfläche, welche zur Verringerung der weiteren Sorption führt. Die Isotherme basiert auf einem empirisch ermittelten Zusammenhang. Dieser beschreibt eine exponentielle Abhängigkeit der Oberflächenbeladung von der Gleichgewichtskonzentration der Lösung (Kluge, 2010).

Die Freundlich-Gleichung wird normalerweise wie folgt dargestellt (Gleichung 2):

$$q = K_f * C_g^{\frac{1}{n}}$$

Gleichung 2

q Beladung (mg/g)

K_f Freundlich-Konstante (L/g)

C_g Gleichgewichtskonzentration der Lösung (mg/L)

n Freundlich-Exponent (-)

Insbesondere zur leichteren graphischen Bestimmung der Parameter kann die linearisierte Form der Freundlich-Gleichung herangezogen werden (Gleichung 3)

$$\ln q = \ln K_f + \frac{1}{n} * \ln C_g$$

Gleichung 3

Bei dem Modell Freundlich-Isotherme geht man von mehrmolekularen Schichten aus (Sonnenberg, 2003).

Abbildung 5 zeigt den typischen Verlauf einer Freundlich-Isotherme, wobei $n < 1$ ist. Mit C wird die Gleichgewichtskonzentration bezeichnet und mit S die dazugehörige adsorbierte Menge eines Stoffes.

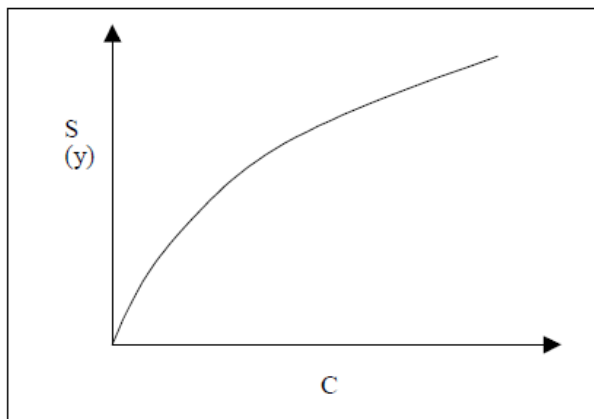


Abbildung 5: Typischer Verlauf einer Freundlich-Isotherme (Sonnenberg, 2003)

Ein weiteres oft angewendetes Modell ist die Langmuir-Isotherme. Diese beschreibt ein Sorptionsmodell, das folgende Punkte berücksichtigt: Die Adsorption findet einschichtig statt, alle Sorptionsplätze sind gleichwertig, die Oberfläche ist homogen und es bestehen keine Wechselwirkungen zwischen den benachbarten Teilchen (Sonnenberg, 2003).

Die Langmuir-Isotherme lässt sich mit der Gleichung 4 darstellen:

$$q = \frac{K_L q_{max} C_{eq}}{1 + K_L C_{eq}}$$

Gleichung 4

- q Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)
- K_L Langmuir-Sorptionskoeffizient
- q_{max} maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)
- C_{eq} Gleichgewichtskonzentration des Sorbats in Lösung

Abbildung 6 zeigt einen typischen Verlauf der Langmuir Isotherme. Als y_{max} gilt hier die maximal mögliche Adsorptionskapazität.

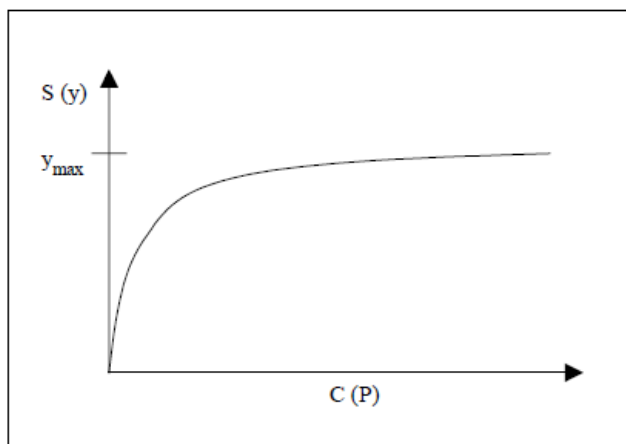


Abbildung 6: Typischer Verlauf einer Langmuir-Isotherme (Sonnenberg, 2003)

Das Sorptionsverhalten wird von mehreren Faktoren beeinflusst, einerseits von den Eigenschaften des Adsorbens sowie des Adsorptivs, als auch von Randbedingungen. Dabei ist die Oberfläche des Adsorbens, die Affinität zur Adsorption, das Lösungsmittel, der pH-Wert und die Temperatur zu nennen, aber auch die Höhe der Anfangskonzentration.

In Abbildung 5 und in Abbildung 6 ist der Verlauf der Funktion konvex. Bei experimentell ermittelten Adsorptionsisothermen existieren unterschiedliche Typen von Zusammenhängen. Dazu zählen konvexe und konkave Verläufe, sowie Kombinationen aus beiden. Ein konvexer Verlauf deutet meist auf gute Aufnahmeeigenschaften für gelöste Stoffe hin. Hingegen interpretiert man aus konkaven Verläufen eher ungünstige Sorptionseigenschaften und man kann mit Wechselwirkungen zwischen Adsorbens und Oberfläche rechnen (Hilliges, 2007a).

Im Zuge dieses Projektes wurden Batchversuche durchgeführt und deren Ergebnisse durch Adsorptionsisothermen dargestellt (siehe Batchversuche Kapitel 5.4.3).

1.3.2 Bodenphysikalische Grundlagen von Bodenfiltern

Die Reinigung von Sickerwasser (z.B. Straßenabwasser) in einem Bodenfilter wird durch physikalische, biologische und chemische Prozesse bestimmt, die sich zum Teil überlagern und gegenseitig beeinflussen. Partikulär vorliegende oder an Partikel gebundene Schadstoffe werden durch die Filterwirkung an der Oberfläche oder in der Bodenfilterschicht abgelagert. Bei der Entfernung der gelösten Inhaltstoffe ist neben der Fällung die Adsorption an der Bodenmatrix der dominierende Prozess. Biologische Vorgänge bewirken in der Folge einen Abbau der organischen Verbindungen und einen Einbau anorganischer Stoffe. Um diese Prozesse über eine möglichst lange Standzeit ohne Wartung oder Austausch des Filtermaterials zu erhalten, dürfen sich die Durchlässigkeit und damit die hydraulische Leitfähigkeit des Filters gegenüber der Bemessung nicht wesentlich verändern.

1.3.3 Allgemeines zur Wasserleitfähigkeit (Kammerer, 2013)

Als *vadose Zone* wird jener Bereich des aus Lockermaterial bestehenden Bodens bezeichnet, der sich über einem etwaigen Grundwasserkörper und dessen mehr oder weniger mächtigen geschlossenen Kapillarsaum befindet und in der Regel ungesättigte Poren aufweist. Die Bewegung des Wassers in der vadosen Zone erfolgt demnach zumeist im ungesättigten Zustand; manchmal auch unter feldgesättigten Bedingungen (z. B. Infiltration mit Überstau). Nur in seltenen Fällen ist von voller Sättigung auszugehen (z. B. Grundwasseraufspiegelung).

Die hydraulische Leiteigenschaft wird in der vadosen Zone im gesättigten Zustand als *Durchlässigkeitsbeiwert* k_s und im ungesättigten als *kapillares Leitvermögen* k_u bezeichnet, in einem Grundwasserkörper hingegen als *Durchlässigkeitsbeiwert* k_f . Der wesentliche Unterschied zwischen k_s und k_u besteht vor allem darin, dass k_u im Gegensatz zu k_s nicht konstant, sondern eine Funktion des Wassergehalts bzw. der Wasserspannung ist und dass das Druckpotenzial (als Teilpotenzial des Gesamtpotenzials) in der ungesättigten Zone im Allgemeinen nicht positiv, sondern negativ ist. Und selbst dann, wenn das Druck- oder Tensiometerpotenzial in der vadosen Zone zeitweilig positiv ist, führen verbleibende Lufteinschlüsse im Porenraum dazu, dass die Durchlässigkeit kleiner bleibt als k_s . Die unter diesen Bedingungen auftretende Durchlässigkeit in der vadosen Zone wird mitunter als k_{fs} -Wert bezeichnet (der Literalindex „fs“ steht für „field saturated“).

Unter vielen Umständen mag die ungesättigte Wasserbewegung durch das Gesetz von Darcy ausreichend charakterisiert sein, doch keineswegs unter allen. Es soll nicht unerwähnt bleiben, dass Phänomene wie z. B. der *Makroporenfluss* oder „*Fingering*“ das Geschehen in der Praxis dominieren können.

Im Zusammenhang mit der Bodenwasserbewegung ist in der Literatur eine Reihe von Begriffen vorzufinden, die ähnliche Bedeutung haben und daher ohne nähere „Definition“ schwer auseinander zu halten sind. Manche von ihnen können zu Gruppen zusammengefasst werden, für die es mitunter einen Überbegriff gibt. Zwei solcher Gruppen sind besonders viele Begriffe zuzuordnen: der Leitfähigkeit und der Strömungsgeschwindigkeit. Während die Begriffe der ersten Gruppe eine mehr oder weniger konstante Stoffeigenschaft charakterisieren und damit als *Parameter* zu bezeichnen sind, kennzeichnen die Begriffe der zweiten Gruppe zeitlich und räumlich variable physikalische Größen und sind daher *Zustandsgrößen*.

Wasserleitfähigkeit

Kastanek et al. (1980) definieren die *Wasserleitfähigkeit* k als eine Bodeneigenschaft, die bei voller Sättigung als Durchlässigkeitsbeiwert und bei Teilsättigung als kapillares Leitvermögen bezeichnet werden kann; k ist daher ein Überbegriff zu diesen Größen. Wegen der Richtungsabhängigkeit ist k eigentlich ein Tensor (mit symmetrischen Nebendiagonalelementen).

Durchlässigkeitsbeiwert

Als *Durchlässigkeitsbeiwert* k_s (oder k_{sat}) wird die Wasserleitfähigkeit des gesättigten Bodens bezeichnet. k_s kann im Feld bei Vorhandensein eines freien Grundwasserspiegels z.B. mit der Bohrlochmethode oder durch einen Pumpversuch ermittelt werden, im Labor an ungestörten Stechzylinderproben, bei denen die Luft aus dem Porenraum vollständig verdrängt wurde. Der Durchlässigkeitsbeiwert ist maßgeblich für den Grundwasserfluss und daher die wichtigste physikalische Eigenschaft des Bodens für die Geohydraulik. In dieser Disziplin wird aus historischen Gründen die Bezeichnung k_f (f steht hier für Filter) bevorzugt und auf eine nähere Spezifikation wie k_s oder k_u verzichtet – nicht zuletzt deshalb, weil die ungesättigte Wasserbewegung üblicherweise in der Geohydraulik vernachlässigt wird und der Parameter k_u damit entfällt.

In Filtersubstraten erfolgt die Strömung sowohl teilgesättigt – insbesondere zu Beginn der Infiltration und bei oberflächennah kolmatierten Substraten die ganze Zeit über – als auch (feld)gesättigt. Unter solchen Umständen sollte die Durchlässigkeit mit k_s bezeichnet werden (Bedingungen wie in der Grundwasserhydraulik liegen weder in Filterbecken noch im Labor vor).

Durchlässigkeitsbeiwert unter feldgesättigten Bedingungen

Für den *Durchlässigkeitsbeiwert unter feldgesättigten Bedingungen* k_{fs} lässt sich zwar keine strenge Definition in der Literatur finden, doch kann k_{fs} als maßgeblich für die vadose Zone betrachtet werden, wenn die Druckpotentialhöhe größer oder gleich Null ist ($h \geq 0$). k_{fs} ist daher eine wichtige Grenzgröße für die Infiltration und kann z.B. mit einem Ring-Infiltrometer, mit einem Permeameterversuch oder mit der umgekehrten Bohrlochmethode bestimmt werden. Weil in der vadosen Zone unter Feldbedingungen selbst bei $h > 0$ Lufteinschlüsse bzw. Luftbläschen in den Poren verbleiben, ist k_{fs}

stets deutlich kleiner als k_s . So gesehen läge es nahe, k_{fs} (und eben nicht k_s) als Grenzfall des kapillaren Leitvermögens bei $\theta = n$ bzw. $h = 0$ zu betrachten.

Die hydraulischen Bedingungen die bei Infiltrationsversuchen vorliegen kommen den Strömungsbedingungen in einem Filterbecken am nächsten. Aus diesem Grund sollte die aus Feldversuchen ermittelte Durchlässigkeit des Filtersubstrats mit k_{fs} bezeichnet werden.

Kapillares Leitvermögen

Im Gegensatz zum Durchlässigkeitsbeiwert ist das *kapillare Leitvermögen* auf den ungesättigten Boden beschränkt. Es kann als hysteresis Funktion sowohl des Wasseranteils als auch der Wasserspannung betrachtet werden: $k = f(\theta)$ bzw. $k = f(h)$.

Als relatives kapillares Leitvermögen k_r wird z. B. von Mualem (1976) das Verhältnis zwischen dem kapillaren Leitvermögen bei gegebener Wasserspannung $k(h)$ und der Wasserleitfähigkeit bei voller Sättigung k_s bezeichnet (öfter noch wird k_r als Funktion der effektiven Sättigung betrachtet: $k_r(S_e)$).

Je nach Disziplin sind unterschiedliche Fachausdrücke vorherrschend. Nachdem sich die Geohydraulik ausschließlich mit der Wasserbewegung im gesättigten Zustand beschäftigt und der *Durchlässigkeitsbeiwert* ihr wichtigster Parameter ist, liegt es auf der Hand, dass sie sich eines speziellen Begriffes bedient, der nur für diesen Zustand zutrifft. Dass hingegen in der Bodenphysik der Begriff des *kapillaren Leitvermögens* viel mehr Verwendung findet als der der Wasserleitfähigkeit, ist weit weniger verständlich, denn die Bodenphysik beschäftigt sich nicht nur mit der Teilsättigung, sondern auch mit dem Zustand der Vollsättigung.

1.3.4 Bestimmungsmöglichkeiten

Einerseits besteht für landwirtschaftlich genutzte Böden eine jahrzehntelange Erfahrung in der Abschätzung der Durchlässigkeit aus der Textur über Pedotransferfunktionen, ebenso in der Geohydraulik für typische Aquifersande und –schotter mittels auf dem wirksamen Korndurchmesser fußenden Formeln (von Hazen, Zunker, Kozeny, Beyer, usw.). Ebenso werden die praktischen Bestimmungen in unterschiedlichen ÖNORM-Serien z.B. L für die Landwirtschaft und B für das Bauwesen beschrieben. Ein Problem ergibt sich daraus, dass Böden für den Einsatz als Filtermaterial Eigenschaften aufweisen müssen, die weder für die landwirtschaftliche Nutzung noch als Aquifer- oder Baumaterial typisch sind, wie z. B. Durchlässigkeit und Adsorptionsstärke. Daraus folgt, dass bei der Beurteilung einerseits mit bodenphysikalischen Methoden und andererseits mit geohydraulischen Methoden erhebliche Diskrepanzen auftreten. Diese Problematik tritt bei technischen Filtersubstraten noch verstärkt auf. Deshalb sind rechnerische Methoden nur begrenzt verwendbar und Labor- und insbesondere Feldversuchen der Vorzug einzuräumen. Aus diesem Grund wurde die Durchlässigkeit in dieser Studie praxisnah in Säulenversuchen mit einer Durchströmung im Überstau von oben nach unten bestimmt.

Grundsätzlich stehen Laborversuche, Feldversuche und indirekte Verfahren zur Auswahl. Abgesehen von theoretischen Untersuchungen sind immer in-situ-Versuche im Feld anzustreben.

Kleiner als der Aufwand für Feldversuche ist jener für Laborversuche. Die notwendige apparative Ausrüstung hängt stark vom Verfahren ab und ist besonders bei hohem Automatisierungsgrad teuer.

Nachdem sowohl die entsprechenden Feld- als auch Laborversuche relativ aufwendig sind, wird das kapillare Leitvermögen k_u oft nur indirekt durch diverse Modellansätze z.B. aus der Korngrößenverteilung bestimmt. In sehr trockenen Böden wird die Wasserbewegung nicht von den Kapillar-, sondern von den Adsorptionskräften beherrscht. Für diesen Bereich sind Modellansätze wie die erweiterte Darcy-Gleichung nicht geeignet.

1.3.5 Abschätzung der Durchlässigkeit aus der Kornverteilung

Bilden die Bodenpartikel ein Einzelkorngefüge, kann die Porenstruktur näherungsweise durch die Korngrößenverteilung beschrieben werden. Um eine mathematische Beziehung zwischen der Korngrößenverteilung und der Durchlässigkeit aufzustellen, können zwei grundverschiedene Wege beschritten werden:

- Pedotransferfunktionen wurden aus rein numerisch-statistischen Ansätzen an Hand von großen Datenmengen abgeleitet, während die
- physikalischen Modellansätze vom Strömungsgeschehen in der Porenstruktur ausgingen.

In der Literatur existiert eine Vielzahl an Verfahren zur Berechnung der Durchlässigkeit aus der Kornverteilung. Zu nennen sind z. B. jene nach Hazen, Slichter, Terzaghi, Beyer, Sauerbrei, Krüger, Kozeny, Zunker, USBR usw. Die einzelnen Methoden unterscheiden sich insbesondere in der Anzahl der neben der Kornverteilung zur Beschreibung der Porenstruktur verwendeten Parameter.

1.3.6 Hydraulische Leitfähigkeit:

Die hydraulische Leitfähigkeit oder Wasserleitfähigkeit des Bodens ist vom Gesamtporenanteil und von der Porengrößenverteilung abhängig. Scheffer et al. (2002) unterscheiden zwischen Feinporen ($< 0,2 \mu\text{m}$), Mittelporen ($10 \mu\text{m}$ bis $0,2 \mu\text{m}$), engen Grobporen ($10 \mu\text{m}$ bis $50 \mu\text{m}$) und weiten Grobporen ($> 50 \mu\text{m}$). Eine Wasserbewegung mit einer nicht zu vernachlässigenden Durchflussrate in Fein- und Mittelporen erfordert einen großen Potentialgradienten. Für die Entwässerung und Belüftung des Bodens sind vor allem seine Grobporen ausschlaggebend. Die Gleichung nach Hagen und Poiseuille macht die starke Abhängigkeit des Durchflusses Q vom Porenradius r deutlich, wobei mit η die dynamische Viskosität, $\Delta\psi$ die hydraulische Potentialdifferenz und L die Fließstrecke in die Gleichung (Gleichung 5) eingehen:

$$Q = \frac{\pi \cdot r^4 \cdot \Delta\psi}{8 \cdot \eta \cdot L}$$

Gleichung 5

Wird der Filter mit AFS-belastetem Wasser durchsickert, können kleinere Partikel in die Grobporen infiltrieren. Gehen letztere in tieferen Schichten in Feinporen über, halten diese die Partikel zurück. Durch die Festsetzung der abfiltrierten Partikel bildet sich mit der Zeit ein oberflächennaher Filterkuchen. Der Bodenfilter verliert seine Wasserleitfähigkeit, die aber durch die Neubildung von Poren, in Form von Sekundärporen, wieder ertüchtigt werden kann.

Blume et al. (2010) unterscheiden nach der Entstehung zwischen Primär- und Sekundärporen. Sekundärporen werden durch bodenbildende Prozesse, Regenwurmgänge, Tierbauten und Wurzelröhren von Pflanzen gebildet. Bodenbildende Prozesse (Gefrieren/Tauen, Schrumpfen/Quellen, Auftrieb/Setzung) und die biologische Aktivität und damit verbundene Ausbildung von Aggregaten im Bodengefüge begünstigt die Entstehung von Sekundärporen. Mit einem Durchmesser von $> 60 \mu\text{m}$ sind Sekundärporen vorwiegend den Grobporen zuzuordnen. Der Anteil der Sekundärporen wird mit der Tiefe kleiner.

Primärporen sind körnungsbedingt und deshalb direkt von der Kornfraktion des Bodens abhängig. Der Anteil körnungsbedingter Grobporen ist nur in Sandböden mit einem Anteil an Grobporen von 70 % relevant. Schluffe und Tone bilden überwiegend Fein- und Mittelporen. Der von der RVS geforderte k_f -Wert von 10^{-4} m/s (bis 10^{-5} m/s) ist nur von solchen natürlichen Böden zu erreichen, die einen sehr hohen Sandanteil besitzen. Äußerst schwierig einzuhalten ist die Kombination zwischen einem Massentongehalt im Bereich von 5 % bis 10 % und einem k_f -Wert $> 10^{-3} \text{ m/s}$. Oftmals wird versucht, die Durchlässigkeit durch eine Erhöhung des Skelettanteils zu vergrößern. Diese Maßnahme ist aus hydraulischer Sicht sehr kritisch zu sehen, weil die Feinpartikel in der Matrix wenig eingebunden sind und durch Suffosion leicht ausgetragen werden. In Abbildung 7 hat Kammerer (2012) den Zusammenhang zwischen dem k_s -Wert und der Korngrößenverteilung natürlich gelagerter Böden im österreichischen Texturdreieck dargestellt. Mit dem Programm Rosetta (hierarchische Pedotransferfunktion) berechnet er die Durchlässigkeit anhand der Korngrößenverteilung. Basis der Berechnung sind mehr als 2000 aus Messungen und Versuchen gewonnene Datensätze (UNSODA-Datenbank). Die Verteilung der k_s -Werte im Texturdreieck zeigt, dass die von der RVS geforderte Durchlässigkeit von 10^{-4} m/s nur mit natürlichen Böden mit einem Sandanteil $> 85 \%$ erreicht werden. Um trotzdem die erforderliche Adsorptionskapazität zu erreichen, muss aber ein größerer Teil des verbleibenden Anteils möglichst aus Tonmineralen bestehen. Böden mit einer Ausfallkörnung sind aber aus Sicht der Gefügestabilität nicht vorteilhaft. Ohne die stabilisierende Wirkung der Aggregatbildung werden die Tonpartikel bei stärkerer hydraulischer Belastung aus dem Filter ausgeschwemmt.

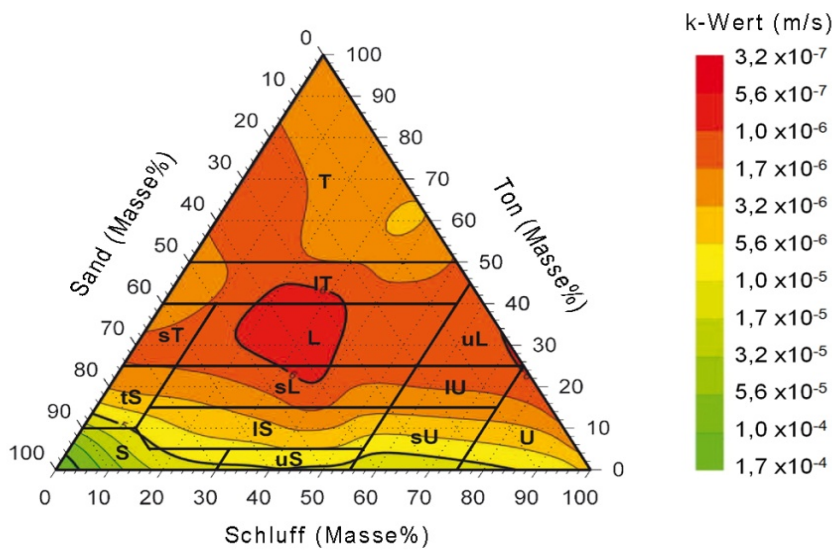


Abbildung 7: Zusammenhang zwischen dem k_s -Wert und der Korngrößenverteilung natürlich gelagerter Böden im österreichischen Texturdreieck (Kammerer, 2012) (Basis: Rosetta)

1.3.7 Filtration

Nach Scheffer et al. (2002) kann feinkörniger Boden selbst Partikel mit $0,2 \mu\text{m}$ zurückhalten. Für die AFS-Analysen werden Filter mit einer Porenweite von $0,45 \mu\text{m}$ verwendet, Partikel mit kleinerem Äquivalentdurchmesser werden nicht erfasst. Einen Vergleich von Schwermetallkonzentrationen aus der unfiltrierten und filtrierten Proben machen Boller et al. (2006). Durch die Filtration mit einer Porenweite von $0,45 \mu\text{m}$ wurden folgenden mittleren Entfernungsraten für Schwermetalle erreicht:

- Chrom: 58,3 %
- Kupfer: 64,7 %
- Zink: 67,8 %

Ein Porenweite von $0,45 \mu\text{m}$ entspricht der Porengröße der Schlufffraktion (Mittelporen).

1.3.8 Adsorption

Als Adsorption wird die Bindung von Stoffen an einen festen Körper (Sorbenten) bezeichnet. In der Bodenkunde (Scheffer et al., 2002) wird zwischen der unspezifischen Adsorption, einer Oberflächenbindung durch Coulomb'sche Kräfte und der wesentlich stärker bindenden spezifischen Adsorption unterschieden. Bei der spezifischen Adsorption werden Metallkationen des Sorbenten durch Liganden der adsorbierten Stoffe ausgetauscht. Die Sorbenten im Boden sind, neben Tonmineralen und Huminstoffen, hydroxylierte Oberflächen von Eisen-, Aluminium- und Manganoxiden. Die spezifische Adsorption von Schwermetallen ist stark vom pH-Wert abhängig. Im sauren Bereich kommt es zur Rücklösung der adsorbierten Partikel. Nach Scheffer et al. (2002) beginnt die Schwermetallmobilisierung bei folgenden pH-Werten:

- Chrom: 4,5 bis 4,0
- Kupfer: 4,5
- Zink: 6,0 bis 5,5
- Nickel: 5,5
- Blei: 4,0
- Cadmium: 6,5

1.3.9 Fällung

Fällungsreaktionen sind stark von dem im Boden vorherrschenden Milieu abhängig. Dazu zählen neben Temperatur und pH-Wert auch die Konzentration von organischen Komplexbildnern und Ionen im Bodenwasser (Scheffer et al., 2002). Ist ein Überschuss an fällenden Substanzen (z.B. Phosphat, Carbonat) in der Bodenlösung, bleiben die Schwermetalle vorerst in Lösung; mit Erreichen des Löslichkeitsprodukts werden die Schwermetalle in Abhängigkeit von ihrer Löslichkeit ausgefällt.

1.3.10 Ab- und Einbau

Ist ausreichend Sauerstoff im Boden verfügbar, kommt es zu einer Umwandlung der festgesetzten organischen Substanzen durch Mikroorganismen wie Bakterien, Einzeller und Pilze. Neben der Mineralisierung, deren Endprodukte Wasser und CO₂ sind, kommt es auch zur Bildung von Huminstoffen. Mikroorganismen und auch höhere Pflanzen sind in der Lage, anorganische Stoffe aufzunehmen. Durch ihre Wurzeln sind Pflanzen in der Lage, dem Boden die Schwermetalle zu entziehen.

2 Ansätze in der Schweiz und in Deutschland

In anderen europäischen Ländern wie z.B. in der Schweiz oder in Deutschland gibt es unterschiedliche Ansätze zur Beurteilung der Eignung von Systemen oder Materialien zur Behandlung von verunreinigten Niederschlagswässern bzw. Straßenabwässern bzw. zur Beschreibung der Anforderungen an Gewässerschutzanlagen. In diesem Kapitel sollen einige verschiedene Vorgangsweisen vorgestellt werden.

2.1 Schweiz

2.1.1 Schweizer Bericht (Steiner, 2010)

Der **Schweizer Bericht (Steiner, 2010)** beschreibt den Stand der Technik für Straßenabwasserbehandlungsverfahren (Stand 2009). Im Folgenden ist ein Auszug aus der Zusammenfassung des Berichts wiedergegeben (Die in der Tabelle 11 angegebenen Verweise beziehen sich auf den Schweizer Bericht). Die kursiv geschriebenen Passagen sind wörtliche Zitate aus dem Schweizer Bericht (Steiner, 2010).

Der vorliegende Bericht beschreibt die Leistungsfähigkeit der heute zur Verfügung stehenden Behandlungsanlagen für Straßenabwasser (SABA), stellt Leistungsanforderungen für die unterschiedlichen SABA-Typen auf und leitet daraus Kategorien für die Behandlung von Straßenabwasser ab. Im Bericht wird auch das Vorgehen zur Leistungsprüfung von verfahrenstechnisch neuartigen SABA-Typen sowie zur Leistungsüberwachung von bereits bekannten SABA-Typen aufgezeigt. Die Beurteilung erfolgt anhand der absoluten Werte der Ablaufkonzentrationen und Wirkungsgrade der gesamten ungelösten Stoffe (GUS), der beiden Indikator-Schwermetalle Kupfer und Zink, sowie des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Die hydraulische Leistung wird mit Hilfe des spezifischen Durchflusses pro Quadratmeter Behandlungsfläche und pro Zeit bewertet. Ebenfalls bewertet werden die Bauwerkshöhe, die benötigte Druckhöhe und soweit möglich die Bau-, Unterhalts- und Entsorgungskosten. Zum Vergleich der Kriterien wird eine Klassifizierung von 1-5 eingeführt. Dabei ist 5 die beste und 1 die schlechteste Wertung. Die Bewertung ist somit technologiebasiert. Die Skalierung der Kriterien für hydraulische Leistung und Schadstoffrückhalt ist in Tabelle 11 beschrieben.

Tabelle 11: Klassifizierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit und der Schadstoffentfernung (Steiner, 2010)

Klassifizierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit sowie der Schadstoffentfernung (5 = beste Bewertung, 1 = schlechte Bewertung). 1) Gesamt Gehalte 2) PAK- Einzelsubstanzen										
Leistungs- klasse	Hydraul. Leistung qw, qv [L/m ² /min]	Spez. Flächen- belastung [m ² m ²]	Konzentrationen					Wirkungsgrad		
			GUS [mg/L]	Cu ¹⁾ [µg/L]	Zn ¹⁾ [µg/L]	PAK ²⁾ [µg/L]	DOC [mg/L]	GUS Cu ¹⁾ [%]	Zn ¹⁾ [%]	
5	>8	>400	<10	<5	<10	<0,1	<4	>90	>90	>90
4	4	200	20	10	20	0,2	6	80	80	80
3	2	100	30	15	30	0,3	8	70	70	70
2	1	50	40	20	40	0,4	10	60	60	60
1	<1	<50	>40	>20	>40	>0,4	>10	<60	<60	<60

Aufgrund der Leistungsfähigkeit der SABA-Typen werden folgende Behandlungskategorien A-E vorgeschlagen (Tabelle 12). Die Kategorien A-E unterscheiden sich hauptsächlich darin, ob nur GUS oder auch Schwermetalle und DOC aus dem Straßenabwasser entfernt werden.

Tabelle 12: Kategorien für die Behandlung von Straßenabwasser (Steiner, 2010)

Kategorien für die Behandlung von Straßenabwasser					
Kategorie	GUS	Cu	Zn	DOC	Verfahren
A	5	4 – 5	4 – 5	4 – 5	Bankette, Mulden-Rigolen, bepflanzte Filter, Sandfilter + Adsorber, Adsorber
B	4 – 5	3 – 4	3 – 4	3 – 4	Splitt-Kiesfilter
C	3 – 4	1	1	1	Polstofffilter, Mikrosieb
D	1 – 2	1	1	1	Lamellenabscheider
E	1	1	1	1	Absetzbecken

Kategorie A: Bepflanzte Retentionsfilter, Bankette und Sandfilter ergänzt mit einer Adsorberschicht sowie der hydraulisch hoch belastbare Adsorber weisen bei den Ablaufkonzentrationen die beste Leistung auf. Während bei GUS 10mg/L in der Regel unterschritten werden (Klasse 5), wird von bepflanzen Retentionsfiltern und vom Bankett bei Kupfer und Zink die Klasse 4-5 erreicht. Die Sandschicht mit Adsorber erzielt bei Zink Klasse 5 und verpasst Klasse 5 bei Kupfer knapp. Verfahren der Kategorie A erzielen auch den höchsten DOC-Rückhalt.

Kategorie B: Der hydraulisch hoch belastbare Splitt-Kiesfilter erzielt aufgrund der derzeitigen Datenlage bei GUS die Klasse 5, bei Kupfer und Zink die Klassen 3-4. Die weitergehende Leistungsprüfung bei diesem SABA-Typ wird die Datengrundlage verbreitern. Der Splitt-Kiesfilter schneidet beim Schwermetallrückhalt somit 1-2 Klassen schlechter ab als die besten Anlagen.

Kategorie C: Polstofffilter und Mikrosiebe erzielen bei GUS Ablaufkonzentrationen der Klasse 3-4 und sind für GUS somit weniger wirksam als bepflanzen Filter, Sandschichten mit Adsorber oder als der Splitt-Kiesfilter. Bei Kupfer und Zink erzielen Polstofffilter und Mikrosiebe nur Klasse 1, was auf den hohen feinpartikulären und gelösten Anteil von Kupfer und Zink im Straßenabwasser zurückzuführen ist. DOC-Rückhalt ist bei diesen beiden Systemen verfahrensbedingt nicht zu erwarten.

Kategorie D/E: Der Lamellenabscheider kann bei GUS Klasse 2 erzielen, bei Kupfer, Zink und DOC Klasse 1. Das Absetzbecken schließlich erzielt bei allen Parametern Klasse 1. Der Wirkungsgrad des untersuchten Lamellenabscheiders beträgt für GUS 50 %, derjenige des Absetzbeckens liegt zwischen 20 und 30 %.

Optimierung: Hydraulische Leistung und Schadstoffentfernung

Bei bisherigen Verfahren geht eine hohe hydraulische Leistung zu Lasten des Schadstoffrückhalts. Diejenigen SABA mit bester Schadstoffentfernung (Klasse 4-5) und gleichzeitig höchster hydraulischer Leistung sind der mit Schilf bepflanzen Sandfilter sowie der Sandfilter mit Adsorberschicht mit einer hydraulischen Leistung der Klasse 2-3. Diese beiden Typen brauchen weniger Fläche als Bodenfilter mit einer hydraulischen Leistung der Klasse 1-2. Eine bessere hydraulische Leistung der Klasse 3-4, dafür einen geringeren Schwermetallrückhalt (Klasse 3-4) zeigt bisher der Splitt-Kiesfilter. Eine weitere Erhöhung der hydraulischen Leistung (Klasse 5) ermöglichen der Polstofffilter sowie das Mikrosieb.

Der Rückhalt von GUS ist mit Klasse 3-4 reduziert, ebenso der Rückhalt von Kupfer, Zink und DOC (Klasse 1). Der Lamellenabscheider schließlich zeigt bei höchster hydraulischer Leistung einen GUS-Rückhalt von maximal Klasse 2. Für eine hohe Schadstoffentfernung bei gleichzeitig hoher hydraulischer Leistung (Klasse 4-5) könnten neuartige, mehrstufige technische Verfahrenskombinationen, wie beispielsweise der hydraulisch hoch belastbare Splittfilter mit einem Adsorber zur Nachbehandlung eine Lösung sein. Leistungsprüfungen (Typenprüfungen) können zeigen, ob die gewünschte Schadstoffentfernung erreicht wird und ob der Aufwand für den Unterhalt und den Betrieb verhältnismäßig sind.

Einordnung der Leistungsklassen

Der Vergleich der Leistungsklassen mit der Einleitbedingung für kommunales Abwasser zeigt für GUS, dass Kategorie A (< 10 mg/L GUS) die Einleitbedingung von 15 oder 20 mg/L unterschreitet. Die GUS-Zusammensetzung im Straßenabwasser unterscheidet sich von geklärtem, kommunalem Abwasser und verursacht damit andere Umweltbelastungen.

Damit können die Einleitbedingungen für kommunales Abwasser nicht immer voll auf Straßenabwasser übertragen werden. Die Behandlungsanforderung gemäß Kategorie A kann bei schwachen Vorflutern wegen der geringeren Verdünnung besonders angebracht sein.

Der Vergleich der Leistungsklassen mit den Anforderungen an die Wasserqualität gemäß Gewässerschutzverordnung für Kupfer, Zink und DOC zeigt, dass die Anforderungen von den besten Behandlungsverfahren bei Kupfer eingehalten und bei Zink unterschritten werden (Tabelle 11). Bei DOC werden die Anforderungen knapp eingehalten. Die Anforderungen gelten im Vorfluter nach weitgehender Durchmischung sowie bei jeder Wasserführung.

Die Vorgangsweise, die vom Schweizer Bundesamt für Straßen ASTRA und Bundesamt für Umwelt BAFU gewählt wurde, ist nicht direkt mit jener in Deutschland vergleichbar, obwohl für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen auch eine Anlagenzulassung erfolgt. Von einigen Autoren in Deutschland wurden Materialien auch in kleineren Prüfanordnungen getestet. Im Folgenden werden die verschiedenen Vorgangsweisen und die Kriterien für Eignungsprüfungen dargestellt.

2.2 Deutschland

Die Anforderungen des BBodSchG werden in Deutschland durch die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) konkretisiert. Niederschlagswasser, das über Versickerungsanlagen in das Grundwasser eingeleitet wird, darf hinsichtlich seiner stofflichen Belastung bestimmte Werte nicht überschreiten. Dieses gilt insbesondere für Niederschlagswasser, das in der Schutzzone III eines Wasserschutzgebietes versickert wird. Einleitungen in das Grundwasser in Schutzgebieten der Zonen I und II sind i.d.R. unzulässig. Die Verordnung gibt Prüfwerte vor, die Maßstab für zulässige Stoffkonzentrationen im zu versickernden Niederschlagswasser sind und definiert Methoden zur Bestimmung dieser Konzentrationen. Bei der Anwendung der Prüfwerte ist zu berücksichtigen, dass die belebte Bodenzone, der Flurabstand und Inhomogenitäten des Bodens die stofflichen Eigenschaften des Sickerwassers verändern können. Tabelle 13 stellt die für die vorliegende Untersuchung relevanten Prüfwerte zusammen.

Tabelle 13: Prüfwerte ausgewählter Stoffe zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser nach § 8 (1) S. 2 Nr. BBodSchV

Parameter	Prüfwert (µg/L)
Anorganische Stoffe	
Cd	5
Zn	500
Cu	50
Pb	25
Ni	50
Cr	50
Organische Stoffe	
MKW	200
PAK	0,2

Die Prüfansätze und Methodenentwicklungen für eine Prüfung und Beurteilung von Niederschlagsabwässern aus **Deutschland** wurden von Schmitt et al. (2010) im Schlussbericht „Behandlungstechniken und -verfahren lt. DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.)“ zusammengefasst. In diesem Bericht aus dem Jahr 2010 wurden bundesweit einheitliche Anforderungen und Kriterien für die Behandlung von Niederschlagsabwässern formuliert, bevor diese wieder ins Grundwasser eingeleitet bzw. versickert werden.

Für eine genauere Klassifizierung wurden diese Abwasserbehandlungsmethoden in zentrale Behandlungstechniken (Regulärklärbecken, Bodenfilter) und dezentrale Behandlungsmaßnahmen eingeteilt. Der Fokus lag auf den dezentralen Behandlungsanlagen, die als zusätzliche Reinigungs- und Filterbehandlung eingesetzt werden, vor allem bei belasteten Abwässern von Dachflächen oder Verkehrsflächen, die nach entsprechender Behandlung ortsnah ins Grundwasser eingeleitet werden sollen.

Ziel war, einen großen Anwendungsbereich für industriell gefertigte, standardisierbare Anlagen zu schaffen und gleichzeitig die technologischen Weiterentwicklungen zur Verbesserung und Effizienzsteigerung der bisher angewendeten Behandlungsanlagen und -techniken zu fördern.

Die wichtigsten Punkte zur Definition von Prüfkriterien sind die Konzeption der Prüfverfahren für unterschiedliche Anlagen, Wirkmechanismen und Zielpunkte für die Einleitung des Niederschlagsabwassers ins Grundwasser oder in oberirdische Gewässer, die Auswahl geeigneter Stoffparameter für die Prüfung und Angaben zur Belastung bzw. Beschickung der Anlagen.

Die genauen Abläufe, Vorgänge und Anordnungen der Versuche zur Prüfung dieser Kriterien wurden festgelegt und auf den Anwendungsbereich der einzelnen Anlagen nach Art, Wirkungsprinzip und Baugröße definiert.

Zusammen mit den Kooperationspartnern TU Münster, FH Kaiserslautern und der IfW GmbH – Institut für Wasserforschung Dortmund wurde ein Arbeitsprogramm zur Entwicklung der Prüfverfahren ausgearbeitet sowie ein Schlussbericht (Schmitt et al., 2010) dokumentiert, der den bisherigen Kenntnisstand zum Stoffaufkommen in verschiedenen Niederschlagsabflüssen sowie die unterschiedlichen Techniken zur Abwasserbehandlung zusammenfasst. Auch vom deutschen Institut für Bautechnik wurden verschiedene Prüfverfahren veröffentlicht.

2.2.1 Bewertung von Prüfverfahren laut DWA Bericht 2010 (Schmitt et al. 2010)

Es wurden vorwiegend Untersuchungen im Labormaßstab betrachtet, die als Vorversuche in Forschungseinrichtungen und bei Anlagenherstellern durchgeführt wurden und für die Abflüsse von Dach- und Verkehrsflächen gedacht sind.

2.2.1.1 IUTA-Studie 2006

Bei dieser-Studie wurden Säulenversuche mit künstlichen Metaldachablaufwässern durchgeführt und die Konzentration von Kupfer und Zink im Zu- und Ablauf gemessen. Die Laborsäulen (Höhe 15 cm, Innendurchmesser 10 cm) waren hier jedoch mit einem Geotextil versehen und als Filter wurden jeweils Sand, Sand-Zeolithgemisch mit Humus und Kokosfasern und ein Zeolithgemisch mit Humus und Kokosfasern getestet. Die Säulen wurden mit definierten Schwermetalllösungen (Kupfer: 3.000 µg/L, Zink: 6.000 µg/L) und Salzen beschickt, deren Konzentrationen einer theoretischen Jahresmenge einer Dachfläche entsprachen. In diesem Versuch wiesen jedoch alle Filtermedien außer Zeolith einen Durchbruch nach einer gewissen Zeit/Berechnungsdauer auf.

2.2.1.2 Studie der EAWAG (CH, Burgdorf) im Auftrag vom BUWAL, CH (Boller et al., 2006)

Auch hier wurden Säulenversuche zur Untersuchung von Dachabläufen von Metaldächern verschiedener Zusammensetzung durchgeführt. Die Säulen (Höhe 16 cm, Durchmesser 11,8 cm) wurden mit einem Gemisch aus granuliertem Eisenhydroxid (GEH) und Kalksand gefüllt und zur Verhinderung von Verstopfung wurden 3 Lagen Geotextil-Filtervlies eingebaut. Die Beregnung erfolgte durch einen Bypass direkt auf die Säule, abgeleitet von realen Dachabläufen (Konzentrationen: Kupfer: 2,20 µg/L bis 46,3 µg/L; Zink: 4,42 µg/L bis 105 µg/L). Die Versuche wurden jeweils im gesättigten und im ungesättigten Zustand über einen längeren Zeitraum durchgeführt. Da die abfiltrierbaren Stoffe bereits durch die Geotextillagen zurückgehalten wurden, ist dieser Vorgang nicht geeignet, den Rückhalt von AFS und Schwermetallen gleichzeitig zu beurteilen, bzw. sollte dann ein AFS-Aufschlag überdacht werden.

2.2.1.3 Studie der TU München (beauftragt vom LFU Bayern) 2007

Hierbei wurden in Laborversuchen mit realen Abläufen von Metalldächern folgende Materialien als Filtermedien untersucht: synthetisches Zeolith Biocalith-K (Granulat aus Calcium-Silikat-Hydrat) und Klinoptilolith (in zwei verschiedenen Korngrößen: 0,8 mm bis 2,5 mm und 0,25 mm bis 5 mm). Diese Ionenaustauschmaterialien wurden in Glassäulen (Durchmesser 5 cm) eingebaut und auf Kupferrückhalt getestet. Dazu wurden die Säulen mit 3 verschiedenen Beregnungsintensitäten getestet. Als Parameter wurde Kupfer mit einer Konzentration im Zulauf von 2000 µg/L verwendet. Nur das feinkörnige Klinoptilolith lieferte gute Rückhalteergebnisse, woraus man erkennt, dass nicht nur die Art des Materials, sondern auch die Körnung das Verhalten eines Filtersubstrats beeinflusst. Weiters stellte man fest, dass in Säulen mit größerem Durchmesser (10 cm bis 11,8 cm) bessere Ergebnisse erzielt werden.

2.2.1.4 Studie der Uni Münster in Zusammenarbeit mit HYDROCON im Auftrag von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Dierkes et al., 2005)

Es wurden verschiedene Filterkonzeptionen (Schichtdicke, Materialkombination) sowie Formkörper (Beton mit Fe₂O₃ sowie Material basierend auf Epoxydharz) mit Filterfüllungen (granuliertes Eisenhydroxid, Betonbruch und Zeolithen) im Säulenversuch (Durchmesser 11,8 cm, Filterdicke von 8 cm bis 40 cm) getestet. Die Beschickung erfolgte mit entionisiertem Trinkwasser mit gelösten Schwermetallen (Kupferkonzentrationen von 153 µg/L bis 2600 µg/L und Zink-Konzentrationen von 370 µg/L bis 6000 µg/L) und man strebte, die Beschickungsmengen entsprechend eines Betriebsjahres an, daher wurden 8 bis 18 Monate Betriebsdauer in einem Versuchszeitraum über eine Woche nachgestellt.

Der Schwerpunkt der Versuche lag im Vergleich der verschiedenen Filtermaterialien und -aufbauten, wobei die Filterformkörper einen großen Einfluss hatten. Insgesamt geht der Trend eher zu den Kunststoffbehältern mit Filtermaterialien auf Zeolithbasis (mit verschiedenen Zusätzen wie z.B. Aktivkohle).

2.2.1.5 Laborprüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Metalldachabflüsse und Einleitung ins Grundwasser, beauftragt vom LfU Bayern (Welker et al., 2008a und 2008b)

Dieses Verfahren sollte vorrangig den Rückhalt von Metallionen (Kupfer und Zink) aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern vor deren Einleitung ins Boden- oder Grundwasser prüfen. Dies erfolgte in 4 Teilbereichen: Nachweis des Ionenaustauschmaterials (Schüttelversuch), Alarmvorrichtung bei Überstau (kein direkter Überlauf ins Grundwasser) sowie die Überprüfung des Rückhalts der abfiltrierbaren Stoffe und Schwermetalle.

(A) Versuche für Niederschlagsabwässer aus Verkehrsflächen mittels technischer Behandlungsanlagen

2.2.1.6 Vergleichsprüfungen wasserdurchlässiger Flächenbeläge (DIBt Prüfverfahren, 2005)

Es wurde eine bereits vorhandene Prüfvorschrift vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) validiert, indem Vergleichsprüfungen in zwei unterschiedlichen Prüfungseinrichtungen mit 2 Flächenbelägen durchgeführt wurden.

Die Flächenbeläge (haufwerksporiger Stein, Sickerfugenstein) wurden auf eine Bettung aus Kalksplitt in einem Wechselrahmen (1 m²) eingebaut und mit AFS und Schwermetallen beaufschlagtem Beschickungswasser beregnet. Trotz des abgestimmten Aufbaus und Durchführung der Versuche wurden Abweichungen in den analysierten Rückhalteergebnissen festgestellt, daher wurde ein optimierter und umfassender Prüfablaufplan für Versuchsdurchführungen entwickelt. Beim Festlegen der Zulaufkonzentrationen und der geforderten Rückhaltewerte müssen die Bestimmungsgrenzen der Parameter berücksichtigt werden, um die Prüfergebnisse auswerten zu können. Als Parameter für diesen Versuch wurden folgende Werte analysiert: Spezifische Versickerungsrate vor Beladung mit AFS, Filterwirkung bzgl. AFS, spezifische Versickerungsrate nach Belastung mit AFS, Schwermetall- und Mineralölrückhalt sowie die Säureneutralisationskapazität.

2.2.1.7 Studie der TU München (Bayern, München) im Auftrag von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Hilliges et al., 2007b)

In dieser Untersuchung wurden großtechnische Filteranlagen (HYDROCON – aus einer vorgeschalteten Rinne zum Feststoffrückhalt und einem Filter bestehend, der aus einem Stahlkörper gebildet und mit Braunkohlekoks gefüllt ist) geprüft, ergänzend wurden Laborsäulenversuche sowie Schüttelversuche durchgeführt. Die Beschickung erfolgte mit Straßenabflüssen mit geringen Schwermetallbelastungen (Zink: ca. 500 µg/L, Kupfer: ca. 150 µg/L). Aus diesen Versuchen wurde vor allem bestätigt, dass das Einhalten von Wartezeiten (Trockenfall) zwischen den Berechnungszeiten das Behandlungsergebnis positiv beeinflusst.

2.2.1.8 In-Situ-Prüfungen einer Filterpatrone mit künstlichem Niederschlagsabfluss (Sommer, 2007)

Das Ziel der Untersuchungen bestand aus der Auswahl eines optimalen Filtermediums. Dazu wurden Filterpatronen getestet, die mit unterschiedlichen Filtermaterialien gefüllt und mit künstlichem Abwasser (Parameter: AFS, PAK, Schwermetallrückhalt von Kupfer und Zink) beschickt wurden. Es wurde deutlich, dass Chlorid eine Auswirkung auf den AFS-Austrag hat und die erhöhte Fracht vermutlich aus dem Filtermaterial stammt – daher sollte der Chloridgehalt bei den Prüfungen einbezogen werden (Leitfähigkeitsmessungen). Ebenfalls wurde ein Konkurrenzverhalten bei gleichzeitiger Belastung mit Zink und Kupfer bzw. Nitrat und Chlorid festgestellt. Daher muss überlegt werden, ob ein Stoff alleine geprüft oder ein Stoffgemisch aufgebracht wird.

2.2.1.9 Herstellererfahrungen zu Prüfverfahren für technische Behandlungsanlagen – Wartung und Durchführung

Für die Entwicklung von Laborprüfverfahren wurden die Aussagen und Erfahrungen von Herstellern von Niederschlagsabwasserbehandlungsanlagen miteinbezogen.

Da Pilotanlagen bereits nach 8 bis 9 Monaten erste Anzeichen von Kolmation oder Verstopfung der Filtermaterialien zeigten, wurde ein Wartungsintervall von einem halben Jahr abgeleitet. Dies entspricht dem Wunsch nach verbindlichen Wartungsvorschriften mit einem Wartungsintervall von 6 Monaten sowie eine Prüfung durch einen externen Sachkundigen nach 5 Jahren. Es wurden auch die Gefahren durch organisches Material (z.B. Blütenpollen) behandelt, die schlimmstenfalls eine Undurchlässigkeit des Filtersubstrats bewirken können. Eine repräsentative Prüfung dieser Gegebenheiten ist jedoch im Laborversuch nicht möglich. Daher sollen diesbezüglich nur Wartungshinweise formuliert werden.

Gleichzeitig wurde festgestellt, dass Filtersysteme in der Realität insbesondere mit Spülstößen besser arbeiten als in Laborversuchen. Dies liegt teilweise daran, dass die Feststoffe in Realität einen Organikanteil aufweisen, der eine zusätzliche Rückhaltewirkung hat. Andererseits kann dieses organische Material auch zu einer Reduktion der Durchlässigkeit führen. Filter, die aus betrieblichen Gründen mit einer Belüftung ausgestattet sind, haben auch einen positiven, allerdings nicht planmäßigen Effekt auf die biologische Reinigungswirkung.

2.2.1.10 DIBt – Zulassungsgrundsätze Niederschlagsabwasserbehandlungsanlagen (2011)

Im Gegensatz zum DWA-Schlussbericht aus dem Jahr 2011 wurden im DIBt-Bericht Zulassungsgrundlagen für Behandlungsanlagen zur Vorbehandlung mineralöhlhaltiger Abwässer von KFZ-Verkehrsflächen (Straßenabwässer) festgelegt.

Die Prüfung und Bewertung der Filtermaterialien erfolgte auf der Grundlage der Grundsätze zur „Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Böden und Grundwasser, Teil I (DIBt-Grundsätze) und wurde in 4 Bereichen durchgeführt: Umweltverträglichkeit, Rückhaltevermögen (Partikel, Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe), Identifikation des Filtermediums und Kolmationsverhalten des Filtersubstrats.

(a) Durchführung der Prüfung:

Das Stoffrückhaltevermögen muss mit zwei Prüfanordnungen geprüft werden: einmal wird die Gesamtanlage geprüft und im zweiten Schritt wird ein Filterelement auf Rückhalt von gelösten Substanzen geprüft. Beim ersten Prüfvorgang besteht die Gesamtanlage aus einem regelbaren Wasserzufluss, einem Durchflussmesser, einer Dosiereinrichtung, einem statischen Mischer und einem Zu- und Ablaufsystem wie sie in der Praxis in der Anlage vorgesehen sind. Beim zweiten

Prüfvorgang besteht die Anordnung aus einem Vorlagebehälter, einer regelbaren Pumpe, einem Durchflussmesser und dem zu prüfenden Filtermedium.

(b) Parameter

Die Parameter für die Prüfung sind Umweltverträglichkeit des Filtermediums, Versickerungsrate vor und nach Feststoffzugabe, Stoffrückhalt (Feststoffe, zwei Schwermetalle (Kupfer und Zink) und Mineralölkohlenwasserstoffe), Auswirkung bzw. Funktionsfähigkeit unter Salzbelastung und die Prüfung der Säureneutralisationskapazität.

Die Prüfungen des Stoffrückhaltevermögens (Partikel-, Kohlenwasserstoff- und Schwermetallrückhalt) sind in beiden Vorgängen mit den jeweiligen Beschickungsmengen und Stofffrachten durchzuführen, um in Summe die durchschnittlichen Jahresfrachten zu erreichen. Die Mengen der Prüfregenspenden werden in Liter/s/ha angegeben, gleichzeitig wird die Prüfdauer festgelegt.

Die Prüfung für den Partikelrückhalt wird mit Quarzmehl (MILLISIL W4 der Quarzwerke GmbH) durchgeführt. Das Quarzmehl wird kontinuierlich aufgebracht, sobald in der Anlage ein annähernd zeitlich konstanter Strömungszustand erreicht ist. Die Aufbringung erfolgt in 3 Durchgängen. Danach wird nach einer Pause von 16 bis 24 Stunden eine 4. Regenspende aufgebracht. In den ersten 3 Durchgängen werden 5 Proben (je 1 Liter) gleichmäßig über den Zeitraum verteilt entnommen, im 4. Durchgang werden 15 Proben im Abstand von jeweils 1 Minute entnommen. Jede Teilprobe wird zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) filtriert. Zur Bewertung werden die Mittelwerte aus den 4 Vorgängen herangezogen. Die ermittelten Ablauffrachten dürfen die vorgegebenen Prüfwerte nicht überschreiten (Rückhalt > 92 %, AFS-Durchgang < 8,0 %).

Die Prüfung zum Kohlenwasserstoffrückhalt wird mit Heizöl (EL nach DIN51603) durchgeführt, ebenfalls in 4 Durchgängen abhängig von der Flächengröße. Auch hier wird der 4. Durchgang ohne Zugabe von Heizöl durchgeführt, allerdings direkt im Anschluss an den vorhergehenden Prüfvorgang. Bei jeder Teilprüfung werden zwei Mischproben entnommen. Dafür werden gleichmäßig über die Prüfdauer verteilt 1, 2, 3 und 10 Mal zwei Teilproben entnommen. Die Mineralölkohlenwasserstoffkonzentration wird nach DIN EN ISO 9377-2 bestimmt. Die Prüfung hat Bestand, wenn die Ablauffracht insgesamt unter 20 % bzw. unter 40 % bei den Mischproben liegt.

Die Prüfungen zum Schwermetallrückhalt werden mit Kupfer und Zink durchgeführt. Zusätzlich wird eine mögliche Rücklösung der zurückgehaltenen Schwermetalle unter Tausalzeinfluss untersucht. Die Filtermedien werden mit den Schwermetallen in gelöstem Zustand in 3 Durchgängen beschickt (gesamt 108 Liter mit jeweils 0,72 mg/L Kupfer und 6,25 mg/L Zink). Es werden jeweils 4 mal 2 Proben pro Durchgang entnommen. Die Probenahmen beginnen, sobald das Wasser im Filterelement einmal ausgetauscht ist. Für die Schwermetalle wird ein Mindestrückhalt festgelegt, der bei Zink 70 % und bei Kupfer 80 % beträgt.

Anschließend an diese Versuche werden dieselben Filterelemente mit einer Tausalzlösung beschickt, um eine eventuelle Rücklösung der Schwermetalle festzustellen und um die zulässigen Ablaufkonzentrationen zu überprüfen (Zink < 500 µg/L und Kupfer < 50 µg/L).

Laut DiBt-Zulassungsgrundsätzen (2011) hat eine Anlage die Prüfung zum Stoffrückhaltevermögen erst bestanden, wenn alle Einzelprüfungen bestanden sind. Liegt eine Einzelprüfung außerhalb der Grenzwerte, darf die Prüfung wiederholt werden, allerdings muss der Prüfvorgang dann zweimal durchgeführt werden.

Bei der Überprüfung des Kolmationsverhaltens des Filtersubstrats werden eigene Säulen mit einem Durchmesser von 100 mm verwendet, wobei die k_s -Werte gemessen werden, nachdem die Filtermedien mit Wasser bzw. Tausalzlösung beschickt wurden und durch Verschluss des Ventils ca. 10 h bis 16 h zur Konsolidierung stehen gelassen wurden, wobei die Reduzierung des k_s -Wertes nicht mehr als 50 % betragen darf.

2.2.1.11 DiBt – Zulassungsgrundsätze Abwasserbehandelnde Flächenbeläge (DiBt, 2005)

Für Flächenbeläge hat das Deutsche Institut für Bautechnik (DiBt) im Heft 19 „Zulassungsgrundsätze Abwasserbehandelnde Flächenbeläge“ Testmethoden für eine spezifische Versickerungsrate, den Partikel-, Schwermetall- und Kohlenwasserstoffrückhalt beschrieben. Die Prüfung der Umweltverträglichkeit erfolgt auf Grundlage des DiBt-Merkblattes zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser.

Dieses Verfahren wurde der zu entwickelnden Methode zugrunde gelegt und wird in Kapitel „Material und Methoden“ näher beschrieben. Auf die Verwendung von Cadmium in der Prüflösung wird

verzichtet, weil einerseits die Cadmiumkonzentration in Straßenabwässern sehr gering ist und andererseits Cadmium sehr toxisch ist.

2.2.2 Kapazitätsprüfung von Anlagen

Neben der Zulassung des Materials ist die Wiederzulassung nach einer bestimmten Betriebsdauer Thema der Untersuchungen. Eine Kapazitätsprüfung soll sicherstellen, dass Anlagen in Betrieb eine Verlängerung der Zulassung erhalten können. Dazu werden unterschiedliche Ansätze, die von der Gesamtgehalts- oder Eluatmessung des Filtermaterials bis zur Bestimmung der maximalen Kapazität in Batch- oder Säulenversuchen gehen, diskutiert.

In Deutschland geht man bei dieser Frage von der vom Hersteller angegebenen Standzeit der Behandlungsanlagen aus, die nicht explizit überprüft werden (Schmitt et al., 2011). Dies liegt vor allem daran, dass keine aussagekräftigen und reproduzierbaren Methoden zur Ermittlung vorliegen. Zur Ermittlung von Standzeiten existieren zwei Möglichkeiten: 1) Die Standzeit ist limitiert durch das Betriebsversagen der Anlagen z.B. durch Kolmation, meist ausgelöst durch erhöhte Feststoffbelastung; 2) Die Standzeit ist limitiert durch eine signifikante Reduktion der stofflichen Rückhalteleistung, weil etwa die Rückhaltekapazität des Filtermaterials bei den Schwermetallen erreicht ist.

Da in Deutschland zurzeit keine aussagefähige Prüfung der Standzeit vorliegt, wurden im DBU-Projekt Recherchen zu den Untersuchungsmethoden zur Ermittlung von Standzeiten durch Befragung der Hersteller sowie Auswertung der vorhandenen Fachliteratur und eine Bewertung der Eignung dieser Methoden durchgeführt. Die Befragung der Hersteller und fachliche Einschätzung der in-situ-Situation ergibt nach Schmitt et al. (2011) die Priorität bei der Kolmation durch den Eintrag von Feststoffen als maßgebend für die Berechnung einer Standzeit.

Für den Fall, dass stoffliche Aspekte (z.B. gelöste Schwermetalle) limitierend sind (z.B. bei Metalldachabflüssen) wird versucht über Schüttelversuche die maximale Sorptionskapazität und damit Lebensdauer auszurechnen. Diese Verfahren sind aber nur bedingt geeignet die realen Verhältnisse abzubilden. Vergleichende Versuche zu Schüttel- und Säulenversuchen haben gezeigt, dass die Ergebnisse zur Dauerhaftigkeit bei Säulenversuchen weit aussagekräftiger waren als die zuvor durchgeführten Schüttelversuche (Dierkes, 2009, zitiert von Schmitt et al., 2011). Es stehen nach Schmitt et al. (2011) folgende Methoden zur Diskussion:

- a) Schüttelversuche sind einfach und reproduzierbar durchführbar, haben aber den Nachteil, dass sie nicht der Realität entsprechen, da Filtrations- und Sorptionsvorgänge nicht wie in einer Filtersäule stattfinden können. Da in den Prüfverfahren beim Einsatz von Filtermaterialien dieser Versuch als Übereinstimmungsnachweis ohnehin vorgesehen ist, kann er zusätzlich orientierende Werte zur Dauerhaftigkeit liefern (LfU, 2010, zitiert von Schmitt et al., 2011).
- b) Weiters ist es möglich eine Filtersäule mit z.B. einer Jahresfracht zu beaufschlagen und nach Versuchsende ein „Beladungsprofil“ aufzunehmen. Anhand dessen kann die noch vorhandene Beladungskapazität und damit die Standzeit abgeschätzt werden. Dieser Versuch wurde bereits durchgeführt und vom IUTA (2006) und von der TUM (2011, zitiert von Schmitt et al., 2011) ausführlich beschrieben. Diese Untersuchungsmethodiken sind als versuchstechnisch aufwendig zu bewerten. Als problematisch bezüglich der Reproduzierbarkeit könnte sich nach LfU (2010, zitiert von Schmitt et al., 2011) abhängig von der Säulengröße und Materialart das Gewinnen des Probematerials aus den verschiedenen Schichten des Materials erweisen.
- c) Die Kationenaustauschkapazität (KAK) wird zur Bewertung der Leistungsfähigkeit von Böden ermittelt und ist daher nur eingeschränkt übertragbar auf die Dauerhaftigkeit von Filtermaterialien. Das Verfahren (Schüttelversuch) müsste an die Bedingungen der Niederschlagswasserbehandlung angepasst werden (realistische Schwermetall- und Stör-Ionenzusammensetzung, realistischer pH-Wert etc.), um damit zu einer realitätsnahen Aussage zu kommen.
- d) Die Ermittlung der Dauerhaftigkeit mittels Filterdurchbruch an einer Säule wurde in einem weiteren, vom LfU Bayern finanzierten Projekt entwickelt (LfU, 2010, zitiert von Schmitt et al., 2011). Hier wird vorgeschlagen, die bis zu dem Zeitpunkt des Durchbruchs aufgebrauchten Frachtjahre als Aussage zur Dauerhaftigkeit zu verwenden.

Die Frachtjahre werden in Anlehnung an die Herstellerangaben angenommen. Die Gesamtfracht wird in zehn Frachtportionen aufgebracht. Bei einer Angabe von z.B. „10 Jahre Dauerhaftigkeit“ wird zehnmal die Fracht von einem Jahr aufgebracht. Gibt der Hersteller 2 Jahre Dauerhaftigkeit an, so wird die Fracht von $24/10 = 2,4$ Monaten jeweils eingetragen. Nachdem eine Frachtportion aufgebracht wurde, wird die Filtersäule mit der realen Schwermetallkonzentration beaufschlagt, das

gesamte Beschickungswasser aufgefangen und die Ablaufkonzentration gemessen. Ein Filterdurchbruch wird nach LfU (2011, zitiert von Schmitt et al., 2011) folgendermaßen definiert: Ein Filter ist funktionstüchtig, wenn sowohl die Vorbelastung einer Frachtportion zu mehr zu 90 % aufgebracht werden kann und die Ablaufkonzentration der Prüflösung die Grenzkonzentration unterschreitet (500 µg/L bei Zink und 50 µg/L bei Kupfer). Ist eine von beiden Bedingungen nicht mehr erfüllt, so hat ein Filterdurchbruch stattgefunden (im Sinne der Dauerhaftigkeit).

Im Ergebnis wird von Schmitt et al. (2011) für den Anwendungsfall „Metaldächer“ zur Beurteilung der Dauerhaftigkeit der Durchbruchversuch an einer Filtersäule vorgeschlagen. Der Versuch ist relativ einfach durchzuführen und entfernt sich nicht zu sehr von der Realität. Ergänzend können aber auch Ergebnisse aus den Schüttelversuchen, die Teil des Übereinstimmungsnachweises im Rahmen des Prüfverfahrens sind, als Plausibilitätskontrolle mit herangezogen werden (LfU, 2011, zitiert von Schmitt et al., 2011).

3 Stand der Technik der Niederschlagswasserbehandlung und rechtliche Grundlagen in Österreich

3.1 Allgemeines

Der Stand der Technik baut auf der Einhaltung von gesetzlichen Vorgaben mit den darin festgelegten Grenz- oder Schwellenwerten für das gereinigte Niederschlagswasser von Dach-, Hof- und Verkehrsflächen auf. In Abhängigkeit vom Verschmutzungsgrad der jeweiligen Flächen und den Grenzwerten für Fließgewässer- oder Grundwassereinleitung normiert der Stand der Technik die Mindestanforderungen der Reinigung. Die technische Ausführung und Bemessung der Reinigungsanlagen ist in Normen und Technischen Richtlinien geregelt. Aus der starken Divergenz des Schadstoffgehaltes im Niederschlagswasser von Dach-, Hofflächen, Parkplätzen und hochrangigen Straßen leitet sich die Differenzierung der Reinigungsanforderungen als Stand der Technik ab. Von den rechtlichen Grundlagen werden jene angeführt, die für die Durchführung des Projektes relevant sind, d.h. die für die Versickerung wichtigen rechtlichen Grundlagen für Grundwasser.

3.2 Stand der Technik in Österreich

3.2.1 Für hochrangige Straßen (Autobahnen und Schnellstraßen, JDTV > 15000)

Die Richtlinie „Gewässerschutz an Straßen“ (RVS 04.04.11, 2011) definiert den Stand der Technik in der Straßenwasserreinigung. Vor der Ableitung der Straßenwässer in Fließgewässer oder Grundwasser hat die Reinigung über eine Bodenpassage zu erfolgen. D.h. üblicherweise werden diese Wässer breitflächig über die Straßenböschung versickert, wo sie durch den belebten und bewachsenen Oberboden gefiltert und gereinigt werden. Aufbau und Zusammensetzung des Filtermaterials der Bodenpassage sind als wesentliche Faktoren für den Schadstoffrückhalt in der RVS 04.04.11 in Form von Kennwerten mit einer Bandbreite definiert. Die Gewässerschutzanlage für die Reinigung der Straßenwässer kann als Bodenfiltermulde oder als zentrale Beckenanlage mit Absetzbecken und Bodenfilterbecken ausgeführt werden. Für die Dimensionierung der Gewässerschutzanlagen gibt die RVS 04.04.11 die Bemessung mit einem 1-jährlichen Tagesniederschlag vor (Tabelle 14).

Tabelle 14: Vorgaben für den Bodenfilter nach der RVS (2011)

Parameter	Einheit	Oberbodenfilter	Mineralischer Filter
Karbonatanteil (als CaCO ₃)	%	2 bis 5	2 bis 50
pH-Wert	-	6 bis 9	6 bis 9
k _t -Wert	m/s	1×10 ⁻⁴ bis 1×10 ⁻⁵	1×10 ⁻⁴ bis 1×10 ⁻⁵
TOC	%	1-3	-
Kiesgrößtkorn	mm	-	8
Ungleichförmigkeitszahl	-	-	3 bis 7

Die Verwendung von örtlich vorhandenem Bodenmaterial ist bei Einhaltung dieser Vorgaben zulässig. Wird die erforderliche Durchlässigkeit nicht erreicht, ist diese durch das Zumischen von Sand einzustellen. Die Beimischung von Kompost, Klärschlamm oder Torf zur Erreichung des TOC-Gehalts ist nicht zulässig. Technisches Filtersubstrat benötigt zusätzlich zu den qualitativen Anforderungen auch den Nachweis einer langfristig ausreichenden Reinigungsleistung (RVS 04.04.11, 2011). Das Filtermaterial ist plan und ohne Verdichtung in das Becken einzubringen. Voraussetzung für die Inbetriebnahme des Bodenfilterbeckens ist eine flächendeckende Grasnarbe und der Nachweis der hydraulischen Durchlässigkeit durch einen Infiltrationsversuch nach ÖNORM B 4422-2 (2002).

Da mit der Bodenpassage in einer Gewässerschutzanlage kein Rückhalt von Chlorid aus dem Winterdienst möglich ist, sind die Auswirkungen der Salzstreuung auf Fließgewässer und Grundwasser zu prüfen und die Verträglichkeit nachzuweisen.

Im städtischen Bereich ist auch die direkte Ableitung in eine biologische Kläranlage zulässig.

3.2.2 Für das geringer frequentierte Straßennetz (JDTV <5000) und sonstige Flächen

Der Stand der Technik für die Straßenentwässerung von geringer frequentierten Straßen ist unter anderem in den Regelwerken ÖWAV-Regelblatt 35 „Behandlung von Niederschlagswasser“ (2003), DWA-A 138 „Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser“ (2005) und der ÖNORM B 2506 Teil 1 und 2 beschrieben. Die ÖNORM B 2506 Teil 2 (2012) gilt für die Versickerung des Abflusses von Dachflächen, befestigten Bodenflächen wie Höfen, Zufahrten, Gehwegen, Terrassen, PKW-Abstellflächen, Lager- und Ladeflächen sowie Verkehrsflächen bis zu einer Belastung von 5000 DTV. Sie beschreibt die qualitativen Anforderungen an das zu versickernde Regenwasser sowie Anforderungen an Bemessung, Bau und Betrieb von Reinigungsanlagen. Für die Regenwassersickeranlagen sind in der ÖNORM B 2506 Teil 2 (2012) zwei gleichwertige Arten von Bodenfiltern – natürliche und technische Bodenfilter – angeführt und spezifiziert. Für diese sind die in der Tabelle 15 genannten Anforderungen einzuhalten.

Als natürlicher Bodenfilter wird Boden der obersten belebten Bodenschicht verstanden. Eine Zumischung von Bodenbestandteilen zum Zwecke der Erreichung der in der Tabelle 15 aufgelisteten Anforderungen ist im Höchstausmaß von 30 Massenprozent zulässig. Bei technischen Bodenfiltern werden dem Boden zur Verbesserung der natürlichen Eigenschaften technische Stoffe im Höchstausmaß von 30 Massenprozent zugesetzt. Nach Mischung der einzelnen Bestandteile weist der technische Bodenfilter vergleichbare physikalisch-chemische und biologische Eigenschaften auf wie ein natürlicher Bodenfilter. Der Boden vor Ort darf durch nicht örtlichen, aber definierten Boden ersetzt werden (ÖNORM B 2506 Teil 2, 2012).

Tabelle 15: Anforderungen an Bodenfilter

Parameter	Einheit	Natürlicher Bodenfilter	Technischer Bodenfilter
Sickerwert	m/s	1×10^{-4} bis 1×10^{-5}	$\leq 1 \times 10^{-3}$
pH-Wert	-	7,0 bis 9,0	6,5 bis 9,5
Tongehalt	% Masseanteil	5 bis 10 (Partikel < 0,002 mm)	5 bis 10 (Partikel < 0,002 mm)
Humusgehalt		≥ 1	≥ 1
Karbonatgehalt		> 5	> 5

Zusätzlich zu den in Tabelle 15 definierten Anforderungen ist für technische Bodenfilter auch noch das Rückhaltevermögen für Partikel > 80 %, Kupfer > 90 %, Zink > 50 % und Kohlenwasserstoffe > 50 % einzuhalten. Adsorptionsfilter müssen außerdem auch noch auf eine Kontaktzeit von mindestens 3 Minuten dimensioniert sein.

Unzulässig ist aber generell die Versickerung über Sickerschächte oder Schotterpackungen ohne vorhergehende Bodenpassage.

Die Auswirkungen der Salzstreuung des Winterdienstes auf Fließgewässer oder Grundwasser bedürfen im Allgemeinen keiner gesonderten Prüfung, da die Streufläche des geringer frequentierten Straßennetzes pro lfm Straße deutlich geringer ist als bei hochrangigen Straßen.

3.3 Rechtliche Grundlagen

3.3.1 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG)

Die Wasserrahmenrichtlinie soll durch die definierten Güteziele bis 2015 einen guten ökologischen und guten chemischen Zustand für Oberflächengewässer sicherstellen. Für das Grundwasser ist ein guter mengenmäßiger und chemischer Zustand zu erreichen. Zusätzlich soll eine Verschlechterung des Zustands verhindert werden. Für Grundwasser fordert die WRRL eine Begrenzung der Einleitung von Schadstoffen und für jene Grundwasserkörper, die der Trinkwassergewinnung dienen sollen, sind Maßnahmen zu treffen, damit die Aufbereitungsmaßnahmen möglichst gering gehalten werden können. In der **Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung** sind Kriterien für die Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwassers angeführt. Die Güteziele für Nitrat und Pestizide werden auf gemeinschaftlicher Ebene, die Schwellenwerte für Schadstoffgehalte, die die gute Beschaffenheit von Grundwasserkörpern gefährden könnten, auf nationaler Ebene durch die Mitgliedstaaten festgelegt. Ebenso werden Vorgangsweisen zur Interpretation von Überwachungsergebnissen und Mindestanforderungen an Überwachungssysteme für die Grundwasserbeschaffenheit sowie Kriterien für die Ermittlung eines signifikant ansteigenden Trends der Belastung des Grundwassers durch einzelne Schadstoffe sowie

Festlegungen zur Bestimmung der Ausgangspunkte für Maßnahmen, die eine diesbezügliche Trendumkehr bewirken sollen, und ergänzende Bestimmungen zur WRRL betreffend die Verhinderung bzw. Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen in das Grundwasser bestimmt. Außerdem wird zwischen gefährlichen Stoffen, deren Eintrag verhindert werden soll, und sonstigen Stoffen, deren Eintrag begrenzt werden soll, unterschieden.

Als gefährlich einzustufen sind jene folgenden Stoffgruppen und Stofffamilien, die in Anhang VIII Z 1 bis 6 und 7 bis 9 der WRRL genannt werden:

1. organohalogene Verbindungen und Stoffe, die im Wasser derartige Verbindungen bilden können
2. organische Phosphorverbindungen
3. organische Zinnverbindungen
4. Stoffe und Zubereitungen oder deren Abbauprodukte, deren karzinogene oder mutagene Eigenschaften bzw. steroidogene, thyreoidale, reproduktive oder andere Funktionen des endokrinen Systems beeinträchtigende Eigenschaften im oder durch das Wasser erwiesen sind
5. persistente Kohlenwasserstoffe sowie persistente und bioakkumulierende organische toxische Stoffe
6. Cyanide
7. Metalle und Metallverbindungen
8. Arsen und Arsenverbindungen
9. Biozide und Pflanzenschutzmittel.

Der Eintrag sonstiger in Anhang VIII WRRL genannter nicht gefährlicher Stoffe oder von nicht gefährlichen Stoffen, die in Anhang VIII WRRL nicht genannt werden, in das Grundwasser ist so zu begrenzen, dass die Einträge nicht zu einer Verschlechterung der Grundwasserbeschaffenheit führen oder signifikant steigende Trends der Verschmutzung auslösen.

3.3.2 Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW 2010)

In der **Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW BGBl. II Nr. 98/2010 idF. BGBl. II Nr. 461/2010)** werden Schwellenwerte für die Bestimmung des guten chemischen Zustands, Kriterien für die Beurteilung der Messergebnisse, Kriterien für die Ermittlung von Trends und Maßnahmen für die Verhinderung oder Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen in das Grundwasser festgelegt. Der flächendeckende Grundwasserschutz steht dabei im Vordergrund.

In der QZV Chemie GW Anlage 1 sind chemische Güteziele für Nitrat, Pestizide, aber auch für weitere grundwasserrelevante Parameter gelistet. Diese Parameter sind Schwellenwerte, die im Wesentlichen 90 % der derzeit geltenden Trinkwassergrenzwerte entsprechen. Die Beurteilung des chemischen Zustands von Grundwasser erfolgt auf der Ebene der Grundwasserkörper.

In der Anlage 2 ist die Liste der Stoffe angeführt, die vom Verbot der direkten Einbringung (gemäß § 6 Abs. 1) erfasst sind, sofern sie nicht auf Grund ihrer geringen Toxizität, ihrer Kurzlebigkeit oder des geringen Risikos der Bioakkumulation vernachlässigt werden können:

1. organohalogene Verbindungen und Stoffe, die im Wasser derartige Verbindungen bilden können
2. organische Phosphorverbindungen
3. organische Zinnverbindungen
4. Stoffe und Zubereitungen oder deren Abbauprodukte, deren karzinogene oder mutagene Eigenschaften bzw. steroidogene, thyreoidale, reproduktive oder andere Funktionen des endokrinen Systems beeinträchtigende Eigenschaften im oder durch das Wasser erwiesen sind
5. Mineralöle und Kohlenwasserstoffe
6. Zyanide
7. Quecksilber und Quecksilberverbindungen
8. Cadmium und Cadmiumverbindungen

Unter direkter Einbringung ist nach § 6 Abs. 2 jede dauernde oder zeitweilige Einbringung von Schadstoffen in das Grundwasser ohne Bodenpassage zu verstehen.

In der Anlage 3 ist die Liste der bewilligungspflichtigen Stoffe enthalten. Nach § 7 Abs. 1 ist jede von § 6 nicht erfasste Einbringung von in der Anlage 2 angeführten Schadstoffen sowie die direkte oder indirekte Einbringung von in der Anlage 3 angeführten Schadstoffen in das Grundwasser bewilligungspflichtig nach Maßgabe des § 32 WRG 1959; bei Einbringungen ins Grundwasser sind die Schadstofffrachten so zu begrenzen, dass eine Verschlechterung (§§ 4 und 5) bzw. eine Verschmutzung des Grundwassers (§ 30 Abs. 3 Z 3 WRG 1959) verhindert wird. Eine Verschmutzung des Grundwassers durch Stoffe, für die in der Anlage 1 ein Schwellenwert festgelegt wurde, ist jedenfalls dann nicht gegeben, wenn diese Schwellenwerte bei Eintritt in das Grundwasser eingehalten werden. Wird ein Schwellenwert bei Eintritt in das Grundwasser überschritten, ist zu prüfen, ob eine Verschlechterung bzw. eine Verschmutzung des Grundwassers gegeben ist.

In § 8 sind die Untersuchungen angeführt: Sofern in einem Bescheid nicht ohnedies gemäß § 134 Abs. 3 WRG 1959 ein kürzerer Zeitraum als vier Jahre für Überprüfungen vorgesehen ist, hat die Behörde die nach dieser Verordnung bewilligten Anlagen zusätzlich zu diesen Überprüfungen zu untersuchen, sodass die Intervalle zwischen den Überprüfungen nicht länger als vier Jahre betragen.

4 Ziele

In der ÖNORM B 2506 „Regenwasser-Sickeranlagen“ für Abläufe von Dachflächen und befestigten Flächen Teil 2 - „Qualitative Anforderungen an das zu versickernde Regenwasser, Bemessung, Bau und Betrieb von Reinigungsanlagen“, dem ÖWAV-Regelblatt 35 „Behandlung von Niederschlagswässern“ und dem in Bearbeitung befindlichen ÖWAV-Regelblatt 45 „Oberflächenentwässerung ausgewählter Betriebsanlagen durch Versickerung und Verrieselung in den Untergrund“ sind Grundlagen für eine entsprechende Reinigung von z.B. Dachflächenwässern, Hofflächen- bzw. von Verkehrsflächenabläufen festgelegt. Trotz dieser Vorschriften bleiben noch viele Fragen über deren Anwendung offen. Besonders wichtig ist in diesem Zusammenhang die Beurteilung von technischen Filtermaterialien, die anstatt von natürlichem Bodensubstrat in Filterbecken zur Reinigung von verunreinigtem Niederschlagswasser eingesetzt werden können.

Ein Ziel des gegenständlichen Projektes ist es, die Grundlagen für die Beurteilung von Substraten zu schaffen und mit Werten aus der Praxis zu vergleichen. Damit soll auch Erfahrung für die Vorschreibung von Grenzwerten in Behördenverfahren gewonnen werden.

Dazu wurden folgende Projektmeilensteine definiert:

- Entwicklung von Methoden zur Beschreibung der Rückhaltekapazität für Partikel, Schwermetalle, organische Kontaminanten und Mineralöle
- Vergleich von Batch- und Säulenmethoden (z.B. analog zu OECD 106 „Adsorption und Desorption“)
- Prüfung der Möglichkeiten zur Vorhersage der Beladung von Substraten mit Schadstoffen und der max. Rückhaltekapazität
- Untersuchung der Reinigungsleistung von Filterbecken für Straßenoberflächenwässer in der Praxis
- Abschätzung der Standzeiten der verwendeten Materialien

Das generelle Ziel dieses Projektes ist die Entwicklung von Methoden zur Prüfung (von natürlichen und) künstlich hergestellten Substraten zur Reinigung von Oberflächenwässern auf ihre Eignung für den Einsatz in Reinigungsanlagen zum Schutz von Oberflächen- und Grundwässern.

Es sollen folgende Teilziele verfolgt werden:

- Festlegung eines einheitlichen repräsentativen Prüfsubstrats, z.B. Quarzmehl Millisil W4, zur Simulation des Partikelrückhaltes im Filterkörper; Vergleich mit der Partikelverteilung in realen Proben
- Prüfung der Korngrößenverteilung der Partikel in Hinblick auf die optimale Entfernung der Feinteile, da diese besonders belastet sind
- Ermittlung des optimalen hydraulischen Durchsatzes bezogen auf das zu prüfende Medium
- Auswahl der Schadstoffe und deren Konzentration im Standardprüfgemisch, Pufferung der Lösung, der Zudosierungsart und des Beaufschlagungszeitraums
- Auswahl und Prüfung der Testmethode für Kohlenwasserstoffe
- Abschätzung der Relevanz der Laborversuche bezogen auf eine technische Anlage
- Abschätzung der Standzeiten von Materialien in Hinblick auf einen Filtertausch bzw. der Beladungskapazitäten
- Prüfung des Einflusses von Salzgaben auf die Remobilisierung von Schwermetallen
- Abschätzung der möglichen Auswirkungen von weiteren Schadstoffen in Hinblick auf einen effizienten umfassenden Umweltschutz
- Betrachtung der oben genannten Überlegungen an Hand in der Praxis ausgeführter Beispiele

Diese Fragen sollten einerseits durch Laborversuche, aber auch an (bestehenden) technischen Anlagen untersucht werden. Als Prüfparameter wurden Partikel, Metalle und Kohlenwasserstoffe gewählt. Nach Maßgabe der Zeit soll auch noch das Verhalten der MTBE geprüft werden. Zusätzlich

sollen auch Sedimentationsbecken miteinbezogen werden, um eine bessere Abschätzung über die Filterstandzeiten zu erhalten.

Um die Anwendbarkeit der Methode zu überprüfen wurden einerseits mineralische Filtermaterialien wie Quarzsand, andererseits auch Materialmischungen zur Erzielung bestimmter Eigenschaften selbst hergestellt bzw. vorgemischte handelsübliche Produkte eingesetzt. Die Ergebnisse, die mit Hilfe der Säulenexperimente erhalten wurden, wurden mit Ergebnissen von GSA in Betrieb verglichen.

Die Versuchsergebnisse wurden periodisch einer Expertengruppe (Ad-hoc-Gruppe der ÖNORM) bestehend aus D.I. Worel (Fa. Triiaqua W.N.), D.I. Monai, Ing. Leitner (beide Fa. SWUT), Dr. Cordt (Ziviltechniker, Zell am See), Ing. Herndl (MA 45), D.I. Tatzber (NÖ Landesregierung), D.I. Nöbl (Ingenieurbüro Nöbl) und Dr. Friedrich Hefler vorgestellt. Von der Gruppe wurde die weitere Vorgehensweise diskutiert und vorgeschlagen. Vom BOKU-Team wurden diese Vorschläge aufgenommen und auf ihre Anwendbarkeit geprüft.

Zusätzlich wurden zum besseren Verständnis auch Daten aus anderen Studien mitbetrachtet.

5 Material und Methoden

Um die Entfernungseffizienz von ausgewählten Kontaminanten wie Schwermetallen, Partikel und Mineralölen zu prüfen, wurden Bodensubstrate im Vergleich mit technischen Filtermaterialien und Quarzsand geprüft (Tabelle 16). Um einzelne Reaktionsmechanismen zu beschreiben, wurden auch Geomaterialien wie Zeolith in die Betrachtungen miteinbezogen.

- 2 Bodensubstrate BB und BA
- Quarzfiltersand (0,7 mm bis 1,25 mm)
- Technisches Filtermaterial I (TF Ia und TF If)
- und Technisches Filtermaterial II (TF IIa und TF IIb).

Des Weiteren sollen die Ergebnisse der Versuche dieser Studie mit der Reinigungsleistung von 2 zweistufigen Gewässerschutzanlagen in Betrieb (eine GSA mit Bodenfilterpassage und eine GSA mit technischen Filtermaterialien) verglichen werden.

5.1 Filtermaterialien

5.1.1 Bodenmaterialien

Zwei Arten von Filtersubstraten basierend auf natürlichem Bodenmaterial wurden in Batch- und Säulenversuchen verwendet: die Bodenmaterialien eher sandiger Boden (BA) und eher toniger Schluffboden (BB) werden auch als Boden BA und Boden BB bezeichnet.

Sandiger Boden (BA) ist ein Filtersubstrat, das aus einer durch die Fa. ASFINAG 2011 errichteten Gewässerschutzanlage entnommen wurde. Es handelt sich um eine Mischung aus Schluff, Sand und Kies mit einer Teilchengröße von 0,063 bis 11,2 mm. Das Material wurde ohne physikalische oder chemische Modifikation in den Experimenten verwendet. Das Material entspricht lt. Auskunft des Betreibers den Anforderungen der RVS 04.04.11.

Toniger Schluffboden (BB): Dieses Filtersubstrat wurde ebenfalls einer Gewässerschutzanlage entnommen. Letztere wurde im Jahre 2010 in Betrieb genommen. Die ursprüngliche Zusammensetzung dieses Materials war Ton, Schluff, Sand und Kies mit einigen Steinen (Korngröße > 11,2 mm). Da es in der Großanlage ein Problem mit der hydraulischen Durchlässigkeit gab, wurde das untere Trenngewebe ausgetauscht. Die Proben wurden während der Tauschphase entnommen. Dadurch kann es zum Eintrag von Grobmaterial aus der Dränschicht gekommen sein. Für die Batch- und Säulenversuche wurden diese großen Steine entfernt (Teilchengröße > 11,2 mm). Ansonsten wurden keine weiteren physikalisch-chemischen Modifikationen vorgenommen.

5.1.2 Technische Filtersubstrate

Geomaterialien

Sand (S): Als inertes Referenzmaterial wird Quarzsand (Quarzwirk Österreich) verwendet (Bezugsquelle Baumax, Bezeichnung Filtersand für Schwimmbecken). Der Sand hatte eine Korngröße von 0,71 bis 1,25 mm. Das reine Material hatte einen pH-Wert von 6,5 (gemessen in destilliertem Wasser).

Aktivkohlen

Aktivkohle Hydriffin XC30: granuliert Aktivkohle aus Steinkohle

Aktivkohle Hydriffin CC: granuliert Aktivkohle aus Kokosnussschalen

5.1.3 Zusammengesetzte Filtermaterialien

Von den verwendeten zusammengesetzten Filtermaterialien waren TF If und TF IIa und b handelsübliche Produkte.

Technisches Material I (TF I): Dieses Material besteht im Wesentlichen aus anorganischen Geomineralien und wurde in unterschiedlicher Korngröße und Zusammensetzung verwendet. Um einzelne Effekte besser studieren zu können, wurde dem Material z.B. Aktivkohle zugesetzt bzw. Pufferkapazität weggelassen, um den Effekt von schlecht bzw. besser gepufferten Materialien beobachten zu können.

TF Ia – Materialmischung mit relativ großen Partikeln der Korngrößenklasse 0,63 bis 5,6 mm

TF If – Materialmischung mit Korngrößen zwischen 0,5 und 2,5 mm

Das **Technisches Material II (TF II)** besteht aus natürlichen Bestandteilen von Böden. Das technische Material muss dabei entsprechend der Auflagen der ATV 138 die belebte Bodenzone in einer Versickerungsmulde darstellen. Das Material enthält zeolithische Mineralien, großporige Mineralien und langsam wirkende Kalke. Der im Labor gemessene k_s -Wert beträgt 5×10^{-4} m/s (nach Setzung), die Kationenaustauschkapazität 20,6 cmol/kg und der pH-Wert 7,4 (gemessen in destilliertem Wasser).

Die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Filtermaterialien sandiger Boden (BA), toniger Schluff-Boden (BB), Sand (S), Technisches Filtermaterial I (TF I) und Technisches Filtermaterial II (TF II) sind in der Tabelle 16 aufgelistet.

Tabelle 16: Übersicht über die physikalisch-chemische Charakterisierung der Filtermaterialien

Filtermaterial	k_f -Wert (m/s)	pH (-)	Karbonatgehalt (als CaCO ₃) (%)	TOC (%)	U (d ₆₀ /d ₁₀)	PSD (mm)
S	$4,6 \times 10^{-3}$	7,1	-			0,71–1,25
TF Ia	$2,3 \times 10^{-2}$	8,9	6,5	< 1,0	4,3	1,0–8,0
TF If	$1,6 \times 10^{-3}$	8,9	16,8	<1,0	2,3	0,5–5,6
TF IIa	$7,4 \times 10^{-4}$	7,9	13,9	2,89	4,6	0,063–5,6
TF IIb	$5,2 \times 10^{-4}$	8,1	24,8	8,58	6,7	0,002–5,6
	a) $1,6 \times 10^{-3}$					
BA	$4,7 \times 10^{-4}$	8,4	15,9	2,29	14,3	0–11,2
	b) $8,7 \times 10^{-4}$					
BB	$2,3 \times 10^{-5}$	8,5	18,9	2,88	28,6	0–11,2
	b) $3,0 \times 10^{-5}$					
RVS ^{c)}	¹⁾ 10^{-4} – 10^{-5}	6–9	2–5		3–7	
	²⁾ 10^{-4} – 10^{-5}	6–9	2–50		3–7	

^{a)}Hazen, ^{b)} Beyer und PSD: Partikelgrößenverteilung, ^{c)}Richtwerte der RVS, ¹⁾ Oberboden, ²⁾ Mineralischer Filter, U: Ungleichförmigkeitszahl

Abbildung 8 zeigt die Zusammensetzung und die Korngrößenverteilung der Filtersubstrate. Besonders die technischen Filtersubstrate sind eng gestuft.

Die k_s -Werte wurden einerseits durch Messung, andererseits durch Berechnung aus dem effektiven Korndurchmesser nach Hazen und nach Beyer ermittelt.

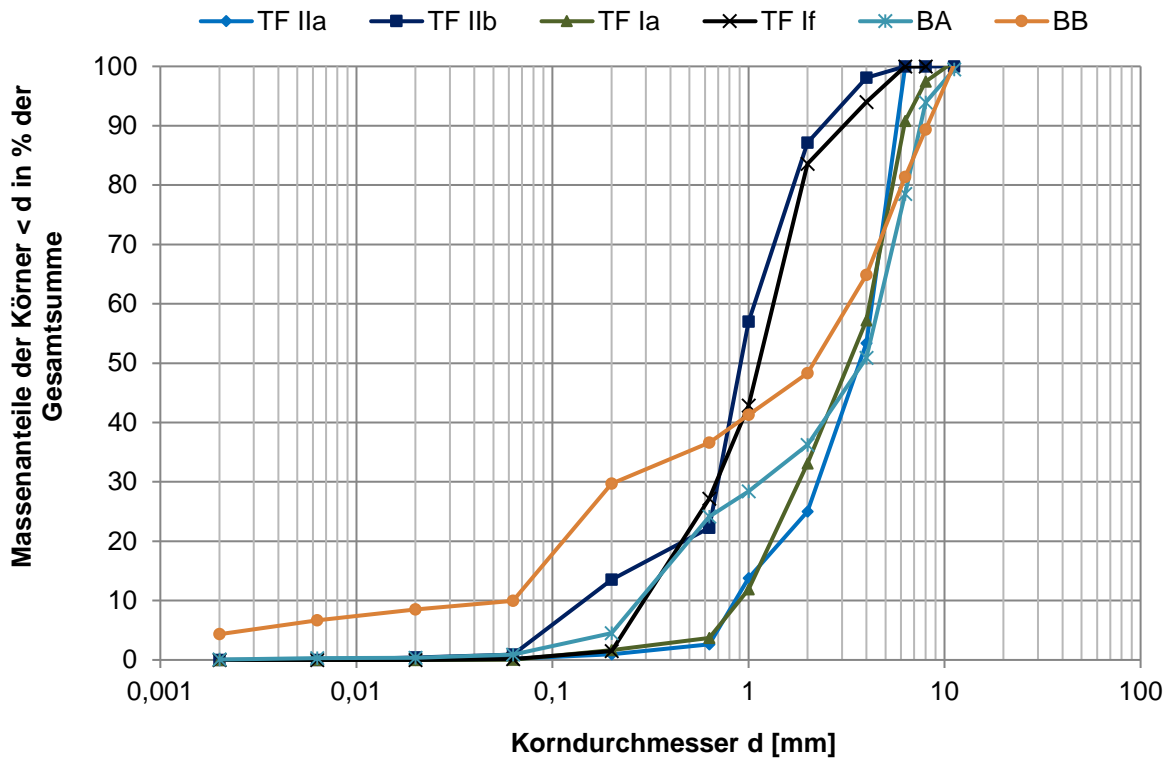


Abbildung 8: Korngrößenverteilung der Filtersubstrate

Die Ungleichförmigkeit der Filtermedien wurde durch Trockensiebung mittels Siebe der Größen 0,063 mm bis 11,2 mm bestimmt. Für die Berechnung der Verteilung wurden alle Korngrößen herangezogen.

Die Berechnung der Ungleichförmigkeitszahl von verschiedenen Filtermedien ist in der Tabelle 17 aufgelistet.

Tabelle 17: d_{10} - und d_{60} -Werte der Filtermedien für die Berechnung der Ungleichförmigkeitszahl

Filtermaterial	d_{10}	d_{60}	Ungleichförmigkeitszahl
TF Ia	0,95	4,1	4,3
TF If	0,6	1,4	2,3
TF IIa	0,9	4,1	4,6
TF IIb	0,18	1,2	6,7
BB	0,14	2,1	
BA	0,35	4,9	14,3
RVS-Richtlinien			3 – 7

d_{60} Partikeldurchmesser, den 60 % der Bodenmasse unterschreitet
 d_{10} Partikeldurchmesser, den 10 % der Bodenmasse unterschreiten, d.h. 90 % der Bodenmasse weist einen Partikeldurchmesser $> d_{10}$ auf.
 RVS-Richtlinien und Vorschriften für das Straßenwesen (RVS)

5.2 Trennvlies und Geotextilien

In den Säulen wurde unter der Dränschicht das Geotextil TS09 (90 g/m²) der Fa. Tencate eingesetzt. Zwischen Dränschicht und Filtermaterial und oberhalb des Filtermaterials wurde ein Stützgewebe verwendet. Das Stützgewebe oben diente der besseren Verteilung der Partikel durch Formung einer homogenen Oberfläche.

5.3 Prüfsubstanzen

5.3.1 Prüfsubstanz Quarzmehl Millisil W4

Für die Partikelrückhalteversuche wurde als Prüfsubstanz Millisil W4 gewählt, da dieses Quarzmehl einen relativ hohen Feinanteil hat und die Schwermetalle und auch PAK besonders im Feinanteil konzentriert sind. Außerdem wird Millisil W4 auch in Deutschland vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) als Prüfsubstanz für die Prüfung des Partikelrückhalts eingesetzt.

Das Quarzmehl hat eine Korngrößenverteilung gemäß Tabelle 18 (z.B. Millisil W4 der Quarzwerke GmbH). Der Partikeldurchmesser von ca. 50 % des Quarzmehls liegt unter 63 µm (Tabelle 18).

Tabelle 18: Korngrößenverteilung des verwendeten Quarzmehls

Siebanalyse mit Luftstrahlsieb		Analyse mit Cilas Granulometer	
Lichte Maschenweite (µm)	Summe der Rückstände (Masse-%)	Korndurchmesser (µm)	Summe der Rückstände (Vol-%)
400	0,1	32	70
315	0,2	16	80
200	4	8	88
160	10	6	91
125	22	4	93
100	30	2	96
63	51		
40	66		

Quelle: Bodenökologische Labor Bremen GmbH

5.3.2 Prüfsubstanz Schwermetalle

Als Prüfsubstanzen wurden handelsübliche Schwermetallstandardlösungen der Fa. Merck KGaA, Darmstadt, Deutschland eingesetzt:

- Cu: 1000 mg Cu (CuCl in H₂O),
- Cr: 1000 mg Cr (CrCl₃ in 4,2 % HCl)
- Pb: 1000 mg Pb (Pb(NO₃)₂) in H₂O)
- Ni: 1000 mg Ni (NiCl₂ in H₂O) und
- Zn: 1000 mg Zn (ZnCl₂ in 0,06 % HCl)

Der gewünschte pH in der Lösung wurde entweder mit HNO₃ suprapur oder mit NaOH eingestellt. Die Zusammensetzung der verschiedenen Schwermetalllösungen, die für die Experimente dieser Studie verwendet werden, ist für die Prüfung der Filtermedien (bodenbasiertes oder technisches Filtermaterial) entscheidend, da die Entfernungsraten der Materialien relativ zueinander bei unterschiedlichen Metallkonzentrationen variieren können. Materialien, die bei niedrigen Metallkonzentrationen wirksam sind, können bei höheren Schwermetallkonzentrationen von anderen Filtermaterialien übertroffen werden. Vor allem in den ersten Minuten von Starkregenereignissen können Dach- und Straßenabwässer sehr hohe Konzentrationen an Schwermetallen aufweisen.

Deshalb wurden vor Start der Versuche Schwermetalle ausgesucht, die in Straßenabwässern in höheren Konzentrationen auftreten und deshalb für die Prüfung der Reinigungsleistung der Filtermaterialien eine wichtige Rolle spielen. Als Schwermetallprüfsubstanzen wurden Blei, Kupfer und Zink (bzw. Chrom und Nickel) ausgewählt; die Konzentrationen und deren Verhältnisse zueinander wurden für die verschiedenen Prüfungen im Einvernehmen mit der Ad-hoc-Gruppe festgelegt. Für jede Versuchsserie wurden zu Beginn die genauen Konzentrationen bestimmt und die kommerziell erhältlichen Stammlösungen im jeweiligen Verhältnis mit RO-Wasser verdünnt und der pH-Wert eingestellt.

5.3.3 Prüfsubstanz Mineralöl und Mineralölsurrogate

Nach Absprache mit der ad-hoc-Gruppe wurde als Mineralöl Diesel Plus der Fa. OMV Bezugsquelle Tankstelle Muthgasse 1 (Diesel mit maximal 7,0 % hydrierte Pflanzenöle) verwendet.

Als Prüfsubstanzen der Mineralölsurrogate wurden folgende Substanzen benutzt:

- Toluol (Merck)
- MTBE (Merck)
- Methylrot Natriumsalz (Firma Alfa Aesar)
- Methylenblau (Firma Sigma M9140)

Die Prüfsubstanzen wurden, wie bei der Versuchsdurchführung angegeben, mit RO-Wasser verdünnt.

5.4 Batch-Sorptionsversuche

5.4.1 Kinetikversuche

Zur Ermittlung der minimalen Kontaktzeit, die für die Einstellung des Gleichgewichts notwendig ist, wurden Batchversuche zur Ermittlung des kinetischen Verhaltens durchgeführt. Die verwendeten Filtersubstrate (Bodenmaterialien, TF Ia, TF IIa und Quarzsandfilter) wurden mit der Sorptivlösung in Glasgefäßen (100 mL) unterschiedlich lange in Kontakt gebracht. Für die Filtermedien wurde ein Verhältnis von Masse zu Volumen von 1:10 (5 g Filtersubstrat zu 50 mL Lösung) gewählt. Die Kinetikversuche wurden mit einer Schwermetalllösung durchgeführt, die die Schwermetalle Zn, Cu, Pb, Cr und Ni in einem bestimmten Konzentrationsverhältnis enthielt. Die Ausgangskonzentrationen für Cu, Pb, Cr und Ni waren jeweils 1000 µg/L und für Zn 10000 µg/L. Diese Ausgangskonzentrationen liegen etwa um einen Faktor 2 bis 5 über denen im Straßenablauf typischerweise auftretenden Höchstkonzentrationen (z.B. für Cu 1,0 µg/L bis 352 µg/L, Pb 1,0 µg/L bis 525 µg/L und Zn 100 µg/L bis 2000 µg/L (siehe Tabelle 19)). Diese Ausgangskonzentrationen wurden so gewählt, damit die Endkonzentrationen nicht unterhalb der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenze liegen. Der pH-Wert der Ausgangslösung wurde jeweils mit Natronlauge oder Salpetersäure suprapur auf $\text{pH } 6 \pm 0,2$ eingestellt. Unmittelbar nach Beendigung der Reaktionszeit wurde der pH-Wert in der Lösung wieder gemessen. Nach Versuchsende wurden die Glasflaschen zur Sedimentation der Partikel für ca. 1 min abgestellt. Anschließend erfolgte die Trennung der flüssigen und festen Phase mittels Zentrifuge (Biofuge Primo) bei 4000 U/min, um die Feststoffe abzutrennen und um mögliche Einflüsse von Filtermaterialien während der Messung auszuschließen. Die flüssigen Teilproben werden mit HNO_3 angesäuert und bis zur Analyse bei 4 °C aufbewahrt.

5.4.2 Gleichgewichtsversuche

5.4.3 Batchsorptionsversuche mit Schwermetallen

Zur Ermittlung der Sorptionsgleichgewichte wurden Batchversuche mit Metallstandardlösungen in 100 mL-Glasflaschen bei Raumtemperatur ($(22 \pm 3) \text{ }^\circ\text{C}$) durchgeführt. Die gewählten Konzentrationen der gemischten Standards von Cr, Cu, Ni, Pb und Zn wurden durch Verdünnung ihrer kommerziell erhältlichen Stammlösungen von 1000 mg/L in HNO_3 hergestellt. Nach Zubereitung der Lösungen mit den erforderlichen Schwermetallkonzentrationen wurde der pH-Wert unter Verwendung von Säure (10 %ige HNO_3 -Lösung suprapur) oder Lauge (NaOH) auf $6,0 \pm 0,2$ eingestellt, damit der pH-Wert jenem pH-Wert ähnelt, der in Regenabflüssen beobachtet wurde. Danach wurden 50 mL der Schwermetalllösungen mit $\text{pH } 6,0 \pm 0,2$ in Glasflaschen mit 5 g Filtersubstrat versetzt, um ein Mischungsverhältnis von Masse zu Volumen von 1:10 (100 g/L Sorbens-Dosierung) zu erhalten. Dann wurden innerhalb weniger Minuten die Lösungen und die Sorptionsmittel durch leichtes Schütteln der Chargen gemischt, die pH-Werte erneut gemessen und wieder neu auf $6,0 \pm 0,2$ eingestellt. Nach dieser pH-Einstellung wurden die Chargen mit dem Horizontalschüttler bei 150 U/min für 16 Stunden geschüttelt. Für die Durchführung dieser Versuche wurde bisher noch keine standardisierte Methode definiert. Daher wurde die OECD-Richtlinie (OECD-TC-106) für das Adsorptions-Desorptions-Verhalten von Chemikalien als Basis für die Batch-Gleichgewichts-Experimente herangezogen. Diese Richtlinie setzt die Mindestmasse und das Verhältnis von Sorbens und Sorbat fest und schlägt eine Reaktionszeit von 16 Stunden vor, welche auch für diese Experimente gewählt wurde. Die pH-Werte wurden nach Beendigung der Schüttelperiode überprüft, um mögliche pH-Wert-Abweichungen von den Ausgangswerten identifizieren zu können. Die 16-stündige Schüttelperiode sowie das Verhältnis von 100 g Feststoff pro Liter Lösung kann die tatsächliche Entfernung von Schwermetallen von in der Praxis verwendeten Filtermedien in Gewässerschutzanlagen übertreffen. Diese Konditionen wurden hier jedoch verwendet, um die 5 Filtermaterialien sowie die Belastbarkeit der jeweiligen Filtersubstrate unter identischen Bedingungen zu vergleichen. Nach der Schüttelzeit wurden die Ansätze 5 Minuten bei 4000 U/min zentrifugiert, die Überstände entnommen, angesäuert (mit HNO_3 suprapur) und bis zu den Schwermetallmessungen bei 4 °C gelagert. Es wurden zwei Arten von Kontrollversuchen

durchgeführt. Zusätzlich zu den Proben wurden Filtersubstrate ohne Schwermetallzusatz und Schwermetalllösungen ohne Zugabe von Sorbentien/Filtersubstraten behandelt. Durch die ersten Kontrollen wurde die Freisetzung von Schwermetallen aus dem Substrat beobachtet; durch die zweiten Kontrolleexperimente wurden die Schwermetallkonzentrationen ermittelt, die zur Bewertung der anfänglichen Metallkonzentrationen verwendet wurden. Alle verwendeten Chemikalien waren von analytischer Qualität und wurden ohne weitere Reinigung oder Behandlung verwendet. Das Experiment bestand insgesamt aus 6 Konzentrationsstufen mit den in Tabelle 19 angegebenen Schwermetallausgangskonzentrationen.

Tabelle 19: Ausgangskonzentrationen und Bestimmungsgrenzen im Batch-Experiment

Schwermetalle und Konzentrationen (µg/L)					
	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
BG	0,05	1	1	0,5	3
ACR	1–230	1–353	1–150	1–525	5,5–2000
Batch 1	50	50	50	50	500
Batch 2	125	125	125	125	1250
Batch 3	500	500	500	500	5000
Batch 4	1000	1000	1000	1000	10000
Batch 5	5000	5000	5000	5000	50000
Batch 6	10000	10000	10000	10000	100000

ACR: Minimum- und Maximumkonzentrationen in Straßenabwasser
BG: Bestimmungsgrenzen

Die Konzentrationen der sorbierten Anteile auf dem Substrat wurden anhand der folgenden Massengleichgewichtsgleichung (Gleichung 6) kalkuliert:

$$q_e = \frac{(C_o - c_e) \times V}{m}$$

Gleichung 6

- q_e Endkonzentration des sorbierten Anteils der wässrigen Lösung am Sorptionsmittel (in µg/g Substrat)
- C_o Ausgangskonzentration der wässrigen Lösung (µg/L)
- C_e Gleichgewichtskonzentration der wässrigen Lösung (µg/L)
- m Masse des eingesetzten Substrates (g)
- V Volumen der wässrigen Lösung (L)

Der Anteil der entfernten Schwermetallionen (RE %) wurde mit der Gleichung 7 kalkuliert:

$$RE = \left(\frac{C_o - C_e}{C_o} \right) \times 100$$

Gleichung 7

- C_o Ausgangskonzentration der wässrigen Lösung (µg/L)
- C_e Gleichgewichtskonzentration der wässrigen Lösung (µg/L)
- RE Entfernungsrate (%)

5.5 Durchlaufversuche

Die Durchlaufversuche wurden im Technikum der Universität für Bodenkultur mit unterschiedlichen Säulen (verschiedene Durchmesser, Längen, Material, Beschaffenheit u.s.w.) durchgeführt. In einem ersten Schritt wurden verschiedene Säulen in Hinblick auf Partikelrückhalt untersucht. Nach Beurteilung der verschiedenen Säulen wurde nach Rücksprache mit der Ad-hoc-Gruppe entschieden, welche Säulen für die weiteren Durchlaufversuche am besten geeignet sind. In einem 2. Schritt

wurden dann Schwermetallversuche, Versuche nach der DIBt-Methode und Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag durchgeführt.

5.5.1 Säulenversuche für die Auswahl der Säulen und Probenahme für den Partikelrückhalt

5.5.1.1 Versuchsaufbau Versuche 1 - 4

Der Aufbau der Säulen-Versuchsanlage ist in Abbildung 9 schematisch dargestellt. Es wurden 2 Arten von runden Versuchssäulen mit einem Innendurchmesser von 11 cm und einer Höhe von 80 cm bestehend aus Kunststoff verwendet. In der Ad-hoc-Gruppe wurde diskutiert, dass möglicherweise glatte Wände zu Kurzschlussströmungen führen könnten. Um den Einfluss dieser Randeffekte zu bestimmen, wurden Versuche mit einem glatten und gerippten Rohr durchgeführt. Es wurden Versuche mit Sand als Filtermedium mit beiden Rohren und die weiteren Versuche nur mit dem glatten Rohr durchgeführt.

Die Säulen wurden unten mit Geotextil 100 und einem Gitter abgedichtet und bis zu einer Höhe von 30 cm mit verschiedenen Filtersubstraten (Sand, TF Ia und TF IIa) gefüllt. Oben auf den Säulen befand sich jeweils eine Beregnungseinheit mit einer Düse. Über diese Düse gelangte das Wasser in die Säulen. Unter den Säulen wurden PE-Kanister angeordnet, in denen das Sickerwasser aus den Säulen aufgefangen wurde. Nach definierten Zeitabständen wurden Stichproben von 500 mL bis zu 1,5 L gesammelt. Das gesamte Wasser eines Versuchsdurchlaufs wurde im Kanister aufgefangen und als Mischprobe ebenfalls analysiert.

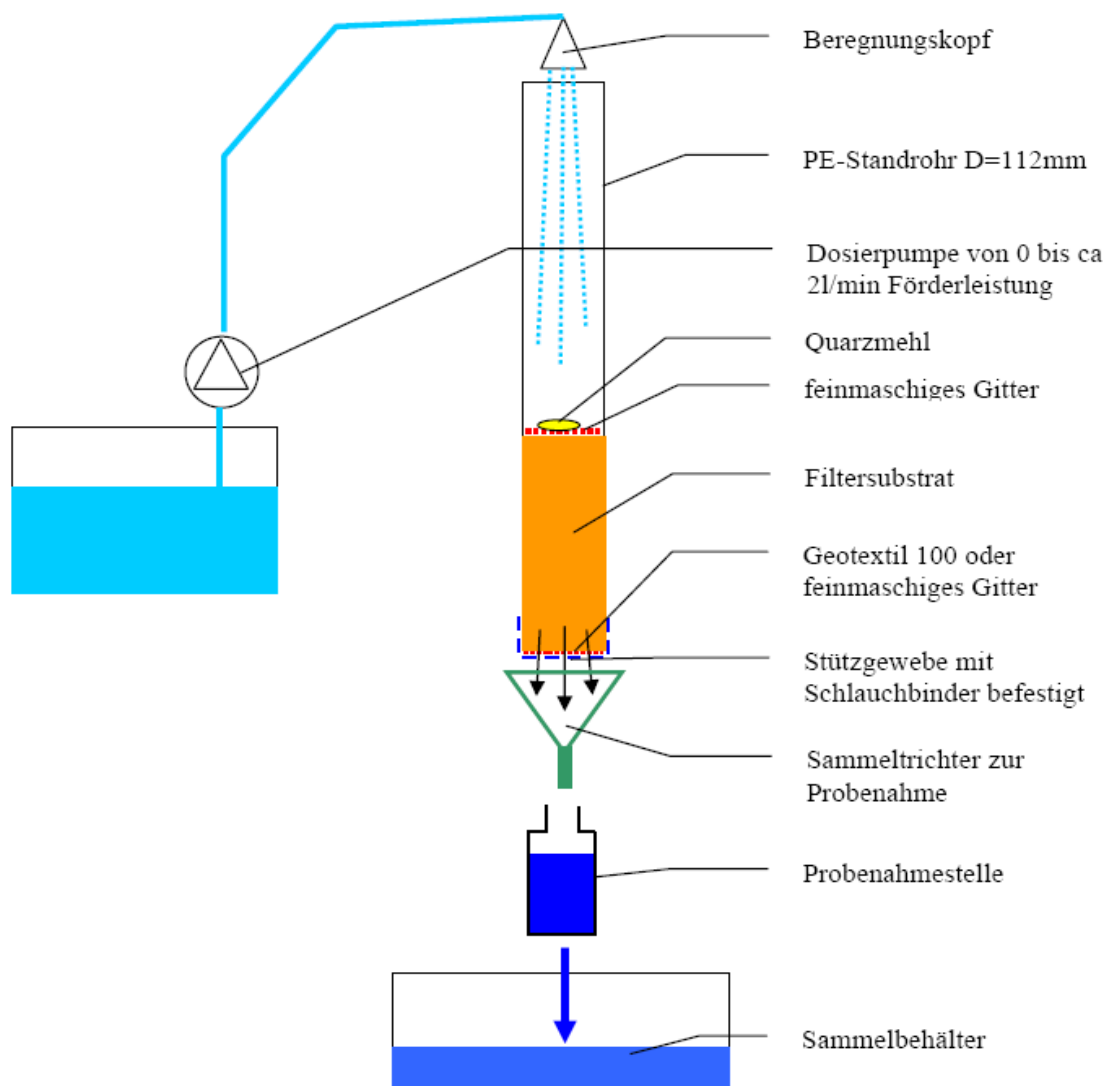


Abbildung 9: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus für Versuche 1 bis 4

5.5.1.2 Versuchdurchführung Versuche 1 - 4

Die Säulen wurden mit den Filtermedien schichtweise gefüllt und mit Leitungswasser gespült, bis die Trübung des Ablaufs gleich dem des Leitungswassers war (< 2 NTU). Dieser Schritt sollte sicherstellen, dass kein Feinmaterial aus den Säulen die Messungen verfälscht. Die Trübung des Ablaufs der Säulen wurde vor und während des Experimentes gemessen. Während der Spülvorgänge bzw. der Beschickung wurden die Fließgeschwindigkeiten 5 bis 10 mal in regelmäßigen Abständen gemessen, um die anfänglichen Infiltrationsraten zu messen und die Grenze der Überstaubildung auf eine bestimmte Höhe (5 bis 15 mm) festzulegen. Bei den ersten orientierenden Versuchen wurde das Wasser über einen Schlauch mit Wasserleitungsdruck aufgebracht. Dadurch konnte der Volumenstrom nicht konstant gehalten werden, wodurch die Ergebnisse sehr schwer zu interpretieren waren. In weiterer Folge wurden Präzisionspumpen für die Wasseraufgabe verwendet.

Es wurden 1 bis 3 mal 10 g der Prübsubstanz Quarzmehl Millisil W4 direkt auf ein Gitter auf die Oberfläche der Säule aufgebracht. Die Säule wurde mit einer Schlauchquetschpumpe mit Leitungswasser mit verschiedenen Fließgeschwindigkeiten (60 bis 200 mL/min), abhängig von der hydraulischen Leitfähigkeit des Filtermediums, beschickt. In der Tabelle 20 sind die einzelnen Versuche mit ihren dazugehörigen Durchflussraten angegeben. Das Verhalten der Filtermedien wurde durch die hydraulische Leitfähigkeit, die Messung der Partikelanzahl und Partikelgröße und durch die visuelle Einschätzung überwacht. Die Probenahme mit den dazugehörigen Zeitintervallen finden sich in Tabelle 20.

Für die Bestimmung der Durchschnittskonzentration an AFS (abfiltrierbare Stoffe) wurde der gesamte Ablauf in einem großen Behälter gesammelt und vor der Probenentnahme gut durchgemischt. Die Effizienz der Partikelentfernung wurde durch die Filtration der Ablaufproben über $0,45 \mu\text{m}$ Filter und Messung der suspendierten Feststoffkonzentration ermittelt. Es wurden unterschiedliche Proben gezogen. Stichproben wurden zu bestimmten Zeiten oder nach bestimmten Volumina zur Beurteilung eines momentanen Zustandes entnommen, der Mischzeitraum bezieht sich auf die Zeit, die für die Füllung der Flasche benötigt wird, Mischproben beziehen sich auf das über den gesamten Versuch oder einen Teil des Versuches kontinuierlich gesammelte Wasser, um aus der Mischung den Durchschnittswert zu bestimmen.

In diesen Versuchen sollten vier unterschiedliche Fragestellungen geprüft werden:

- Effekt der Säulenbeschaffenheit (gerippte oder glatte Oberfläche) auf die Partikelentfernung und Handhabbarkeit der Säulen,
- Vergleich der 4 Filtermaterialien,
- Auswirkung des Trockenfallens bzw. der erneuten Beschickung/Beregnung auf die Partikelentfernung, Remobilisierung der zurückgehaltenen Partikel und
- Effekt der Kolmation nach dreimaliger Zugabe von Partikeln.

Durch eine mehrmalige Zugabe von Partikeln kann es entweder zur Kolmatierung und Undurchlässigkeit des Filters oder zu einer Verbesserung der Filterwirkung durch die Verkleinerung der Poren kommen. Dies ist vor allem bei sehr durchlässigen Filtermaterialien der Fall. Zusätzlich sollte die Reaktion der Materialien beim Trocknen/Trockenfallen zwischen den Partikelapplikationen geprüft werden. Um die Durchlässigkeit bzw. Undurchlässigkeit einzuschätzen, wurde der Durchfluss jeder Säule am Anfang und am Ende des Experiments beobachtet, ebenso die Fließgeschwindigkeit und Überstaubildung auf den Filtermedien.

Es wurden 4 Versuchsreihen durchgeführt. Die Versuchsdurchführung für die Versuchsreihe 1 bis 4 ist in der Tabelle 20 dargestellt. Folgende Schritte waren für alle Versuchsreihen gleich:

- Füllung der Säule mit dem Filtersubstrat
- Einstellung der Pumpe auf 1,2 bis 1,4 L/min
- Start Spülung des Filters
- Trübungsmessung: Leitungswasser (0,5 NTU), nach ca. 10 min Ablauf (0,8 NTU) und nach 30 min (0,7 NTU) (NTU Trübungseinheit, wobei bis zum Referenzparameter von 0,2 NTU rein optisch nichts erkennbar war)
- Stop Spülung nach 40 min
- Pause ca. 15 min
- Abdeckung oberhalb der Filterschicht mit Metallgitter zur besseren Verteilung, Aufbringung des Quarzmehls 10 g oder nach Pausen bis zu 3×10 g

Tabelle 20: Versuchsdurchführung für die Versuchsreihe 1-4

Versuchsreihe	Säulentyp	Substrat	Füllmenge (kg)	Partikeldurchmesser (mm)	Flussrate (L/min)	Dosierung	Probenahmeintervalle (min)
Versuche 1	glatt	Sand	5,9	0,7 – 1,25	1,2 – 1,4	10g	5, 10, 15, 30, 60
	gerippt	Sand	5,9	0,7 – 1,25	1,2 – 1,4	10g	5, 10, 15, 30, 60
Versuche 2	glatt	Sand	5,9	0,7 – 1,25	1,2 – 1,4	10g	1 – 5
		Sand	5,9	0,7 – 1,25	1,2 – 1,4	10g	1 – 5
		TF Ia	2,8	0,25 – 6,3	1,2 – 1,4	10g	1 – 5
		TF IIa	2,8	0,63 – 5,6	1,2 – 1,4	10g	1 – 5
Versuche 3	glatt	Sand	5,9	0,7 – 1,25	1,2 – 1,4	10g	1, 2 und 15
		TF Ia	2,8	0,25 – 6,3	1,2 – 1,4	10g	1, 2 und 15
		TF IIa	2,6	0,63 – 5,6	1,2 – 1,4	10g	1, 2 und 15
Versuche 4	glatt	Sand	5,9	0,7 – 1,25	Mit Überstau	30g (10g in 3 Runden)	1, 2 und 15
		TF Ia	2,8	0,25 – 6,3	Mit Überstau	30g (10g in 3 Runden)	1, 2 und 15
		TF IIa	2,6	0,63 – 5,6	Mit Überstau	30g (10g in 3 Runden)	1, 2 und 15
		Boden A	4,3	0 – 11,2	Mit Überstau	30g (10g in 3 Runden)	
		Boden B	3,8	0 – 11,2	Mit Überstau	20g (10g in 2 Runden)	

Versuchsreihe 1: Auswahl der Rohrmaterialien

In der Versuchsreihe 1 wurde die Partikelverteilung (Partikelrückhalt) im Ablauf der beiden Säulenstrukturen (glattes und geripptes Rohr) miteinander verglichen und jenes Rohrmaterial ausgewählt, das in den weiteren Versuchen zum Einsatz kommt (glattes Rohr).

Gemessene Parameter: Trübung, Partikelanzahl und -größe und AFS.

Versuchsreihe 2:

Während der Versuchsreihe 2 wurde die Partikelverteilung (Partikelrückhalt) im Ablauf von verschiedenen Filtermaterialien (Sand, TF Ia und TF IIa) miteinander verglichen unter Verwendung der in der Versuchsreihe 1 ausgewählten Säulenstruktur: glattes Rohr.

Gemessene Parameter: Trübung, Partikelanzahl und -größe und AFS

Versuchsreihe 3:

Diese Versuche dienen der Beschreibung des Verhaltens nach Trockenfallen der Filtermaterialien und anschließender Wiederbeschickung. Dabei sollen die natürlichen Bedingungen in Gewässerschutzanlagen simuliert werden (Transport bzw. Weitertransport von Partikeln nach neuerlichen Regenereignissen und mögliche Kolmationen auch ohne erneute Partikelzugabe). Vom Probelauf 1 bis 5 wurde die Säule mit einer Zulaufmenge von 1,4 L/min und im Probelauf 6 mit einer erhöhten Zulaufmenge von 1,8 L/min beschickt. Als Filtermaterialien wurden TF Ia, TF IIa und Sand verwendet.

Start **Probelauf 1:** Pumpe mit 1,4 L/min

- Probenahme 5 Mal nach je 1 min, anschl. 5 x nach 2 min (Gesamtzeit 15 min), parallel dazu Trübungsmessung (Abnahme von 88 NTU auf rd. 2 bis 5 NTU)
- Probenahme einer Mischprobe der Gesamtdurchlaufmenge aus dem Sammelbecken
- Stopp des Durchflusses, damit die Säule austropft, Dauer ca. 15 min (Gesamtwasservolumen im Versuch 17,5 L + 10 x 0,5 L Proben = 22 L)
Anmerkung: theoretische Gesamtmenge 15 min x 1,4 = 21 L pro Durchlauf (Differenz wegen leichter Zeitüberschreitung)

Start Probelauf 2:

- sofortige Probenahme: 2 Mal im Abstand von 2 min (22 NTU, bzw. 6 NTU)
- nach 5 Min Spülung und Probenahme der Gesamtdurchlaufmenge aus dem Sammelbecken (Gesamtwasservolumen im Versuch : 6 L + 3 x 0,5 L Proben = ca. 7,5 L)
Anmerkung: theoretische Gesamtmenge 5 min x 1,4 L/min = 7 L pro Durchlauf (Differenz wegen leichter Zeitüberschreitung)
- Stopp Probelauf 2
- Pause für ca. 15 min, damit die Säule austropfen kann

Start Probelauf 3:

- sofortige Probenahme: 2 Mal im Abstand von 2 min (8 bzw. 2 NTU)
- nach 5 min Spülung und Probenahme der Gesamtdurchlaufmenge aus dem Sammelbecken (Gesamtwasservolumen im Versuch 5 L + 3 x 0,5 L Proben = ca. 6,5 L)
Anmerkung: theoretische Gesamtmenge 5 min x 1,4 L = 7 L/Durchlauf
- Stopp Probelauf 3
- Pause für ca. 15 min, damit die Säule austropfen kann

Start Probelauf 4:

- sofortige Probenahme: 1 Mal (5 bis 10 NTU)
- nach 5 min Spülung und Probenahme der Gesamtdurchlaufmenge aus dem Sammelbecken (Gesamtwasservolumen im Versuch 5,5 L + 2 x 0,5 L Proben = ca. 6,5 L)
- Stopp Probelauf 4
- Pause für ca. 15 min, damit die Säule austropfen kann

Start Probelauf 5:

- sofortige Probenahme: 1 Mal (3 bis 7 NTU)
- nach 5 min Spülung und Probenahme der Gesamtdurchlaufmenge aus dem Sammelbecken (Gesamtwasservolumen im Versuch 5,5 L + 2x 0,5 L Proben = ca. 6,5 L)
Anmerkung: theoretische Gesamtmenge 5 min x 1,4 L/min = 7 L pro Durchlauf
- Stopp Probelauf 5
- Pause für ca. 15 min, damit die Säule austropfen kann

Start Probelauf 6:

- sofortige Probenahme: 1 Mal (3 bis 7 NTU)
- Erhöhung der Zulaufmenge auf 1,8 L/min; d.h. Überstau konstant bei 1 bis 2 cm
- nach 3 min Spülung und Probenahme der Gesamtdurchlaufmenge aus dem Sammelbecken
- Stopp Probelauf 6

Zu den angegebenen Intervallen wurden Stichproben als Einzelproben gezogen, da sich die Konzentration laufend geändert hat. Unter der Säule wurde ein PE-Kanister angeordnet, mit dem das Filterwasser der Säule aufgefangen wurde. Es wurde jeweils das gesamte Wasser eines Versuchsdurchlaufs aufgefangen und als Mischprobe analysiert.

Anmerkung: Beim Sand und TF I hat sich der k_s -Wert während des Versuchsablaufes nur geringfügig, jedoch beim Filtermaterial TF II von 1,4 auf 0,4 L/min verringert.

Versuchsreihe 4:

Diese Versuchsreihe diente der Beschreibung des Verhaltens beim Trockenfallen und bei der Wiederbeschickung nach mehrmaliger Applikation von Partikeln. Es sollte der Transport von Partikel bei neuerlichen Regenereignissen bzw. eine mögliche Kolmation bei erneuter Partikelzugabe untersucht werden.

- Untersuchung des Pauseeffekts (Trockenfallen und Wiederbeschickung)
- Untersuchung der Partikelentfernungseffizienz zur Beurteilung der Verstopfungsneigung
- Effekt nach dreimaliger sequentieller Quarzmehlapplikation (Anwendung)
- Versuchsablauf ist wie in Versuch 3 beschrieben
- Probenahme: nach je 1 min (5x) nach 2 min (5x) dann sofort nach 15 min Pause

5.5.2 Säulenexperimente Schwermetall-Versuche

In den Säulenversuchen wurden verschiedene Filtermaterialien verwendet: zwei Bodensubstrate BA und BB und technische Filtermaterialien TF Ia und Ib, TF IIa und IIb bzw. Quarzsand. Die Säule mit dem Quarzsand diente als Vergleichssäule und enthielt als Filtermaterial lediglich Quarzsand der Korngröße 0,71 bis 1,25 mm.

5.5.2.1 Säulenaufbau

Der experimentelle Aufbau ist in Abbildung 10 dargestellt. Zehn zylindrische Säulen (80 cm x 10 cm) aus durchsichtigem Plexiglas wurden als vertikal durchströmte Festbett-Säulen verwendet.

Die Filter haben folgenden Schichtaufbau:

- Deckschicht (ca.10 mm): Grobkies (4/8-Kies)
- Filtersubstrat (300 mm): Bodensubstrate, TF Ia und If, TF IIa und IIb bzw. Quarzsand
- Drainage (250 mm): Grobkies (8/16)

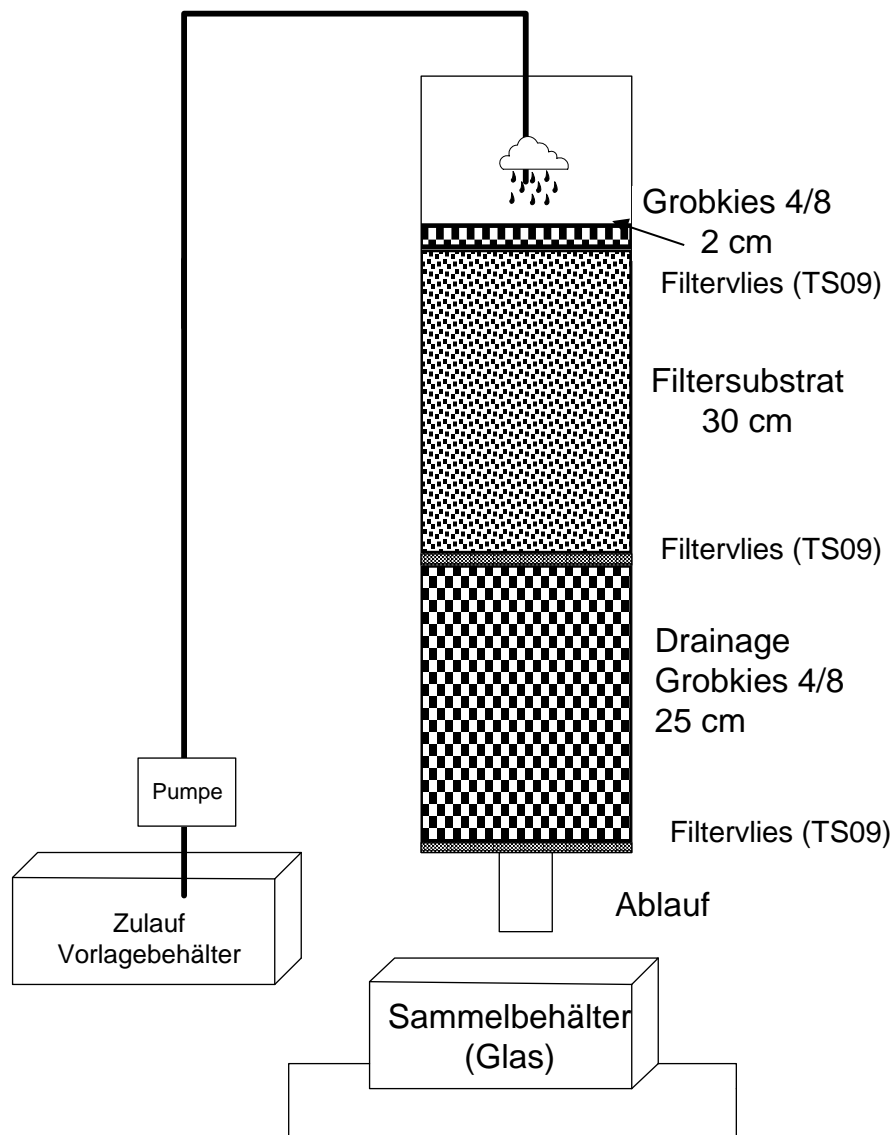


Abbildung 10 Schematischer Aufbau der Versuchssäulen (nicht maßstabsgetreu)

Unten im Bereich des Abflusses wurde ein Trennvlies (Geotextil TS09) eingelegt, um Materialverluste zu verhindern. Auf diesem wurde 4/8-Kies als Drainage bis zu einer Höhe von 25 cm vom unteren Ende der Säule aufgefüllt. Ebenso wurde ein Trennvlies (Geotextil TS09) zwischen der Drainage und dem Filtermedium angebracht, um das Filtermaterial am Auswaschen zu hindern bzw. eine Verstopfung der Drainage zu verhindern. Die Filtermedien wurden in den Säulen mit einer Füllhöhe von 30 cm eingebracht.

Zur besseren Verteilung der Lösung und um eine Erosion des Materials zu verhindern, wurde auf der Oberfläche des Mediums ein Trennvlies (Geotextil TS09) und eine 1 bis 2 cm 4/8 Kies-Schicht aufgebracht. (Die Säulen waren oben und unten offen, um den Innendruck in den Säulen annähernd dem Umgebungsdruck anzupassen.) Um einen Rückstau in der Säule zu vermeiden wurde der Durchmesser des Ablaufstutzens (32 mm Innendurchmesser) relativ groß gewählt. Zur Flüssigkeitsbeschickung wurde für größere Mengen eine Schlauchquetschpumpe des Typs WATSON-MARLON 520 UN und für kleinere Mengen eine ISMATEC IDEX-Schlauchpumpe (Sechskopfgetriebe, Laboratoriumstechnik GmbH, Deutschland) verwendet. Die Beschickung erfolgte in einer Art, dass sich ein Überstau von 5 bis 10 mm, je nach hydraulischer Leitfähigkeit, ergab. Die Filtermedien, der Filteraufbau und der Durchfluss sind in Tabelle 21 dargestellt. Um Kontaminationen oder Verluste von Schwermetallen zu vermeiden, wurde ein Tygon-Schlauch als Pump- und Zuleitungsschlauch verwendet. Außer dem lehmigen Bodenmaterial wurden alle Säulenversuche unter ungesättigten Verhältnissen betrieben. Die Materialmenge zur Erreichung einer Filterschichthöhe von 30 cm wurde mittels Schüttdichte berechnet und eingewogen und langsam schichtweise in die Säulen gefüllt.

Tabelle 21: Versuchsparameter für die Säulenversuche

Filtersubstrat	Bettvolumen (L)	Substratmasse (g)	Schüttdichte (g/cm ³)
TF Ia	2,355	1660	0,7
TF IIa	2,355	1810	0,76
Boden BA	2,355	4250	1,63
Quarzsand	2,355	3840	1,8
Boden BB	2,355	3808	1,62

5.5.2.2 Schwermetallversuche (SM1): Versuchsdurchführung und Probenentnahme

Die Säulen wurden jeweils im Durchlauf mit Überstau betrieben. Die Versuchsdauer war abhängig von der hydraulischen Leitfähigkeit des Materials und lag zwischen 2 Stunden und vielen Tagen. Stich- und Mischproben wurden nach den gewünschten Zeitintervallen bzw. abhängig von der Infiltrationsrate des Materials nach bestimmten Volumina in Glasgefäßen, in denen HNO₃ suprapur vorgelegt wurde, genommen. Der pH-Wert des Zulaufs sowie des Ablaufs wurde während jeder Probenentnahme gemessen. Die Schwermetallkonzentrationen wurden mittels ICP-MS analysiert. Die Versuchsparameter sind in Tabelle 22 aufgelistet. Ein Bettvolumen entspricht 2355 mL.

Tabelle 22: Versuchsparameter und Probenahmen

Nr.	Filtermedium	Datum	Versuch ID	Konzentrationen	Gesamtvolumen (L)
SM1.1	Sand	04.07.2011	Versuch 1 (V1)	10 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 100 µg/L (Zn)	60
		19.07.2011	Versuch 2 (V2)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	100
		03.08.2011	Versuch 3 (V3)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	200
		29.09.2011	Versuch 4 (V4)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	200
		11.10.2011	Versuch 5 (V5)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	100
		03.11.2011	Versuch 6 (V6)	200 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 2000 µg/L (Zn)	100
SM1.2	TF IIa	01.07.2011	Versuch 1 (V1)	10 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 100 µg/L (Zn)	100
		14.07.2011	Versuch 2 (V2)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	110
		28.07.2011	Versuch 3 (V3)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	200
		22.09.2011	Versuch 4 (V4)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	200
		12.10.2011	Versuch 5 (V5)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	200
		19.10.2011	Versuch 6 (V6)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	200
		28.10.2011	Versuch 7 (V7)	200 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 2000 µg/L (Zn)	100
		04.01.2012	Versuch 8 (V8)	500 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 5000 µg/L (Zn)	100
		10.01.2012	Versuch 9 (V9)	500 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 5000 µg/L (Zn)	100
		06.02.2012	Versuch 10 (V10)	1000 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 10000 µg/L (Zn)	100
		20.03.2012	Versuch 11 (V11)	1000 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 5000 µg/L (Zn)	100

Nr.	Filter-medium	Datum	Versuch ID	Konzentrationen	Gesamt-volumen (L)
SM1.3	Boden BB	31.10- 04.11.2011	Versuch 1 (V1)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	80
		07 - 13.12.2011	Versuch 2 (V2)	200 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 2000 µg/L (Zn)	50
		27.12.2011 - 10.01.2012	Versuch 3 (V3)	200 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 2000 µg/L (Zn)	50
SM1.4	Boden BA	13.07.2011	Versuch 1 (V1)	10 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 100 µg/L (Zn)	50
		28. - 29.07.2011	Versuch 2 (V2)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	80
		12. - 13.09.2011	Versuch 3 (V3)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	110
		04.- 07.10.2011	Versuch 4 (V4)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	110
		13.- 19.10.2011	Versuch 5 (V5)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	100
		31.10.- 04.11.2011	Versuch 6 (V6)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	100
		07.- 14.12.2011	Versuch 7 (V7)	200 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 2000 µg/L (Zn)	80
		27.12.2011 - 10.01.2012	Versuch 8 (V8)	200 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 2000 µg/L (Zn)	80
		6.02. - 15.02.2012	Versuch 9 (V9)	500 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 5000 µg/L (Zn)	60
SM1.5	TF Ia	27.10.2011	Versuch 1 (V1)	30 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 300 µg/L (Zn)	200
		28.10.2011	Versuch 2 (V2)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	220
		31.10.2011	Versuch 3 (V3)	50 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	220
SM1.6	TF If	01.03.2012	Versuch 1 (V1)	1000 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 10000 µg/L (Zn)	200
		21.03.2012	Versuch 2 (V2)	100 µg/L (Cu, Cr, Ni, Pb) und 500 µg/L (Zn)	200

Die Schwermetallverhältnisse in dieser Versuchsreihe entsprachen zumeist 1 (Cu, Cr, Ni, Pb) zu 10 (Zn). Da die Zn-Konzentration bereits sehr hoch war, wurde am 21.3.2012 für den Versuch mit TF If eine 1:5 Konzentration eingesetzt.

5.5.3 BOKU-Prüfversuche analog zur DIBt-Methode (2005): Zulassungsgrundsätze für Abwasserbehandelnde Flächenbeläge

Da die eingesetzten Produkte laut DIBt-Prüfung einerseits die hydraulischen Anforderungen als auch die Anforderungen an einen Stoffrückhalt für die Leitparameter (Schwermetalle, Partikel und Kohlenwasserstoffe) erfüllen müssen, wurde diese Methode auf Anwendbarkeit und Änderungsbedürfnisse für die Prüfung von Filtermaterialien herangezogen.

5.5.3.1 Versickerungsrate Teil1

Laut DIBt (2005) wird zur Ermittlung der spezifischen Versickerungsrate der unbelasteten Versickerungsfläche die Prüffläche (in unseren Versuchen Säulenfläche) mit Regen konstanter Intensität von $540 \pm 20 \text{ L/(s*ha)}$ mindestens 30 Minuten beregnet.

Die Prüfung ist bestanden, wenn der Regen dieser Intensität überstaufrei zur Versickerung gelangt ist.

Die im BOKU-Säulenversuch verwendeten Filtersäulen hatten einen Durchmesser von 10 cm und somit eine Fläche von $78,5 \text{ cm}^2$. Das Verhältnis der Säulenoberflächen zu jenen der DIBt-Flächenbeläge von 1 m^2 betrug somit 1:127. Die von der DIBt-Methode vorgeschriebene Regenspende von $540 \pm 20 \text{ L/(s*ha)}$ entsprach im Säulenversuch einem Durchfluss von 25 mL/min , was bei einer 30-minütigen Versuchsdauer ein gesamtes Durchflussvolumen von $\approx 0,75 \text{ L}$ ergab. Dieses Volumen reichte nicht aus, um ein für die Messungen ausreichendes Probenvolumen im Ablauf zu erhalten. Aus diesem Grund wurde die Versuchszeit auf drei Stunden verlängert.

5.5.3.2 Prüfung des Partikelrückhaltes

Die Prüfung des Partikelrückhaltes erfolgte für die DIBt- und für die BOKU-Versuche mit Quarzmehl mit einer Korngrößenverteilung gemäß Tabelle 23 (z.B. Millisil der Quarzwerke GmbH). Die Partikeldurchmesser von 50 % des Quarzmehls liegen unter $63 \mu\text{m}$.

Zunächst erfolgte für die BOKU-Prüfung eine einstündige Beregnung der Versickerungsfläche mit einer Intensität von $200 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$. Anschließend wurden 8 g des Quarzmehls auf der Säulenoberfläche (100 mm Durchmesser, DIBt-Methode $1000 \pm 10 \text{ g/m}^2$) händisch mit einem Sieb gleichmäßig über die Säulenfläche verteilt. Dann werden die Säulen erneut mit Trinkwasser einer

bestimmten Intensität berechnet. Nach Beginn der zweiten Berechnung wurden in Zeitabständen gemäß Tabelle 23 je 2 Proben im Ablauf der Säulen entnommen.

Tabelle 23: Zeitschema der Probenahme

DIBT Prüfmethode		Säulenversuche	
Zeit in Minuten	Probenahme	Zeit in Minuten	Probenahme
0	Start der Berechnung	0	Start der Berechnung
5	Probe 1	15	Probe 1
15	Probe 2	30	Probe 2
30	Probe 3	60	Probe 3
45	Probe 4	90	Probe 4
60	Probe 5	120	Probe 5
120	Probe 6	180	Probe 6
180	Probe 7	240	Probe 7

Die DIBt-Methode fordert einen Partikeldurchgang von weniger als 20 g von 1000 g. Die BOKU-Prüfung nach DIBt (2005) ist bestanden, wenn insgesamt in Summe nicht mehr als 160 mg pro 8 g abfiltrierbarer Stoffe (AFS) im Sickerwasser festgestellt werden.

5.5.3.3 Versickerungsrate Teil 2

Zur Ermittlung der spezifischen Versickerungsrate der belasteten Säulenfläche wird eine Versickerung nach mehreren Monaten Einsatz simuliert. Dazu wird die mit Quarzmehl belastete Prüffläche (Säule D = 100 mm) mit einem Regen konstanter Intensität von $270 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$ mindestens 30 Minuten mit Trinkwasser beregnet (DIBt-Methode, 2005).

Die DIBt-Prüfung ist bestanden, wenn der Regen dieser Intensität überstaufrei zur Versickerung gelangt. Dieses Kriterium wurde für die BOKU-Prüfung nach DIBt direkt übernommen.

5.5.3.4 Prüfung des Schwermetallrückhaltes

In einem nächsten Schritt wurden die mit Partikel belasteten Säulen mit einer Schwermetalllösung beaufschlagt. Für die BOKU-Versuche nach DIBt des Schwermetallrückhaltes wurden die Säulen zunächst 60 Minuten lang mit RO-Wasser (Leitfähigkeit $< 20 \mu\text{S/cm}$) mit $100 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$ beregnet. Dann wurden die Säulen mit einem schwermetallhaltigen Wasser mit einer Intensität von $100 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$ über einen Zeitraum von 48 h (Beschickungszeit DIBt-Methode: 300 Minuten) beregnet. Auch in diesem Fall wurde die Berechnungszeit verlängert, um bessere Aussagen über die Adsorption zu bekommen (es wurden auch 8 anstatt 5 Proben gezogen). Die Ausgangskonzentrationen der Schwermetalle (Cu, Pb und Zn) wurden mit je $1000 \pm 10 \mu\text{g/L}$ und der pH-Wert der Lösung auf 5 eingestellt. Nach jeweils 60 Minuten (bzw. 3h und 6 h) wurden Stichproben (insgesamt 8 Proben) im Ablauf der Säulen entnommen und die Schwermetallgehalte (Cu, Pb und Zn) analysiert.

Die Prüfung ist nach der DIBt-Methode bestanden, wenn die mittleren Ablaufkonzentrationen $\text{Pb} \leq 50$, $\text{Cu} \leq 100$ und $\text{Zn} \leq 500$ (jeweils $\mu\text{g/L}$) betragen. Für die BOKU-Versuche nach DIBt wurde die Beurteilung analog übernommen.

5.5.3.5 Prüfung des Kohlenwasserstoffrückhaltes

In einem weiteren Schritt wurden die so vorbelasteten Säulen mit Kohlenwasserstoffen beaufschlagt. Zur Ermittlung des Kohlenwasserstoffrückhaltes werden die Säulen mit RO-Wasser für 60 Minuten mit einer Intensität von $100 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$ beregnet. Nach 30 Minuten Berechnungspause wurde das Prüfol (in den BOKU Versuchen nach DIBt Diesel, in der DIBt-Methode Heizöl) mit einer Pipette über die Säulenfläche verteilt aufgetropft. Nach 30 Minuten Einwirkzeit wurden die Säulen erneut mit RO-Wasser mit einer Intensität von $100 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$ beregnet. Die BOKU Prüfung nach DIBt dauerte 5 Stunden (statt 90 min wie in der DIBt-Methode) und nach einem Zeitraum von 60 Minuten wurde jeweils eine Mischprobe (ca. 350 mL auf einmal abgefüllt) entnommen.

Die Prüfung ist nach der DIBt-Methode bestanden, wenn die mittlere Konzentration aller Mischproben $\leq 4 \text{ mg/L}$ beträgt.

In der Tabelle 24 ist die DIBt-Methode (2005) im Vergleich zum BOKU-Versuch nach DIBt (2005) dargestellt.

Tabelle 24: Gegenüberstellung der DIBt-Methode (2005) und BOKU-Versuch nach DIBt (2005)

Parameter	Regen Intensität [L/(s.ha)]	Konzentrationen	Dauer der Beregnung (Min)		Zulässige Ablauf- konzentration
			DIBT	Säulen	
Versickerungsrate Teil 1	540±20	Trinkwasser	30	180	Überstaufrei
Partikelrückhalt	200±10	1000 ± 10 g/m ²	180	240	Gesamt AFS 20 g
Versickerungsrate Teil 2	270±10	Trinkwasser	30	180	Überstaufrei
Schwermetall- rückhalt	100±10	1000 µg/L ±10%	300	2800	Pb ≤50, Cu ≤100, Zn ≤ 500 µg/L
Mineralölrückhalt	100±10	20,8 ± 0,8 g/m ²	90	360	KW Mittelwerte ≤ 4 mg/L

5.5.4 Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag

Ausgehend von den Erkenntnissen aus den Vorversuchen und den Erfahrungen aus den BOKU-Versuchen nach DIBt wurde in Abstimmung mit der Ad-hoc-Gruppe ein „vorläufiger“ Methodenvorschlag erarbeitet. Durch die Diskussionen und laufenden Anpassungen der Methode an die Praxis durch die Ad-hoc-Gruppe, war es nicht immer möglich für alle Materialien vergleichbare Versuchsdaten zu liefern.

Die Untersuchungen wurden so gewählt, dass das gesamte Säulenvolumen beaufschlagt wird, das ist sichergestellt, wenn die Säule nach Entlüftung im Überstaubetrieb gefahren wird. Dieses Kriterium, ist verglichen mit anderen Prüfmethode sehr streng, erlaubt allerdings für jede Säule einen adäquaten Betrieb, was bei einem vorgegebenen Durchfluss nicht der Fall ist. Die durchgesetzten Frachten sollten zumindest einer 4-Jahresfracht entsprechen; das berechnete Wasservolumen basiert auf einem Jahresniederschlag von 700 mm und einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) von 1:15 (entsprechend 84 L für 1 Jahr bezogen auf die Säulenfläche). Dieses Volumen wurde den Teilschritten zugrunde gelegt, wobei manchmal nur ein Teil oder ein Vielfaches davon eingesetzt wird. Als Prüfsubstanz für die Prüfung der Partikelentfernung wurde Millisil W4 gewählt, da dieses Quarzmehl einen relativ hohen Feinanteil hat und die Schwermetalle und auch PAK besonders im Feinanteil konzentriert sind. Der Partikeldurchmesser von ca. 50 % des Quarzmehls liegt unter 63 μm . Außerdem wird Millisil W4 auch in Deutschland vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) als Prüfsubstanz für die Prüfung des Partikelrückhalts eingesetzt. Der Berechnung der Jahresfracht an AFS im Zulauf liegen mittlere Konzentrationen im Straßenabwasser von 90 bis 100 mg/L AFS (Göbel et al, 2007) zugrunde; tatsächlich wurde eine Konzentration von 91 mg/L AFS eingesetzt um, für das gewählte Niederschlagsvolumen, auf 30 g/4 Jahre zu kommen.

Als Prüfsubstanzen für die Schwermetallentfernung werden handelsübliche Schwermetallstandardlösungen eingesetzt: Merck KGaA, Darmstadt Germany 1000 mg Cu (CuCl_2 in H_2O), 1000 mg Cr (CrCl_3 in 4,2 % HCl), 1000 mg Pb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ in H_2O), 1000 mg Ni (NiCl_2 in H_2O) und 1000 mg Zn (ZnCl_2 in 0,06 % HCl). Aus diesen Konzentrationen werden die Lösungen mit den entsprechenden Konzentrationen und pH-Werten hergestellt. Die Schwermetallkonzentrationen werden ursprünglich aus mittleren Konzentrationen der Gesamtgehalte von 170 $\mu\text{g/L}$ Pb, 97 $\mu\text{g/L}$ Cu und 407 $\mu\text{g/L}$ Zn aus der Literatur (Göbel et al., 2007) abgeleitet, wurden aber durch die Ad-hoc-Gruppe vereinfacht und angepasst. Im Laufe der Versuche wurden besonders die Pb-Konzentrationen diskutiert und für die Kapazitätsprüfung werden andere Konzentrationsverhältnisse vorgeschlagen.

Als Prüfsubstanz für die Prüfung von Mineralölrückhalt wird Diesel (kommerzielles Produkt mit Anteilen an Fettsäuremethylester FAME) verwendet. Die Frachtberechnung geht von einer Konzentration von 5 mg/L Diesel aus. Diese Konzentration wurde gewählt, weil für den Fall, dass höhere Konzentrationen zu erwarten sind, diese durch Mineralölabscheider zurückgehalten werden können. Außerdem zeigen die Daten aus der Literatur, dass die Konzentrationen im Straßenabwasser kleiner 5 mg/L KW-Index sind (Göbel et al., 2007).

Der „vorläufige“ Methodenvorschlag zur Prüfung von technischen Filtermaterialien für die Reinigung von Abwässern von Dach- und Verkehrsflächen beruht auf einer Materialprüfung im Labor im Säulenversuch. Die Prüfung besteht aus neun verschiedenen Teilprüfungen und wird in folgender Reihenfolge durchgeführt:

- 1) Säulenvorbereitung, Entlüftung und Spülung der Säule
- 2) Infiltrationsratenbestimmung
- 3) Partikelretention I
- 4) Schwermetallrückhalt
- 5) Mineralölrückhalt
- 6) Partikelretention II
- 7) Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS
- 8) Winterbetrieb und Remobilisierung der Schwermetalle
- 9) Prüfung der Säureneutralisationskapazität

Die Teilprüfungen 1) bis 8) werden mit ein und derselben mit Filtermaterial gefüllten Säule durchgeführt. Für Teilprüfung 9) zur Bestimmung der Säureneutralisationskapazität muss die Säule mit frischem Filtermaterial gefüllt werden.

Zusätzlich zu diesen 9 Teilprüfungen wurden noch zusätzliche Prüfungen der verschiedenen Filtermaterialien vorgenommen wie z.B. k_s -Wert Bestimmung in Säulen mit entlüftetem Wasser von unten nach oben (Ergebnisse hier nicht gezeigt).

Da bei Gewässerschutzanlagen in Betrieb verschiedene Flächenverhältnisse (Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$)) anzutreffen sind, werden für die Prüfung nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag, nach Absprache mit der Ad-hoc-Gruppe, die Filtermaterialien in Bezug auf 2 verschiedene Flächenverhältnisse mit 1:15 und 1:200 geprüft. Dabei wurden folgende Filtermaterialien auf folgende Flächenverhältnisse geprüft:

Flächenverhältnis 1:15: TF If, TF IIb, Quarzsand und BA

Flächenverhältnis 1:200: TF If

5.5.4.1 Prüfung nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag bei Flächenverhältnis 1:15

5.5.4.1.1 Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule (1:15)

Eine Plexiglassäule mit 100 mm Innendurchmesser und einer Länge von 800 mm mit abgeschrägtem Boden und einem unteren Auslass von 32 mm Innendurchmesser wurde wie in Abbildung 11 dargestellt mit dem zu prüfenden Filtermaterial befüllt und zuerst mit 84 L destilliertem Wasser, das der Niederschlagsmenge von 1 Jahr entspricht, gespült. Für die Förderung der Flüssigkeiten wurden Präzisionspumpen wie z.B. WATSON-MARLON-Pumpen, Verder- oder ISMATEC-Schlauchquetschpumpen eingesetzt, um das Wasser bzw. die Prüflösungen aus einem Vorlagebehälter mit 160 L Fassungsvermögen in die Säulen zu pumpen.

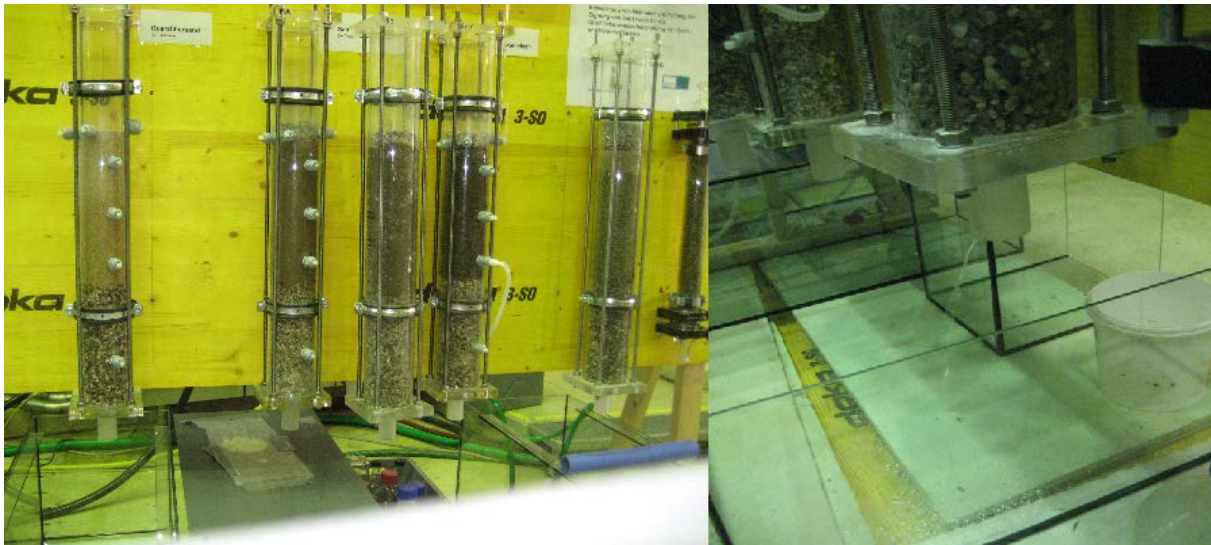


Abbildung 11: links: mit Filtermaterialien befüllte Plexiglassäulen; rechts: Auffangbehälter der Abflüsse

Für die Prüfung wurde am unteren Ende der Säule Trenngewebe eingelegt, darauf wurden 25 cm Dränschicht mit einer Körnunggröße von 4 mm bis 8 mm eingebracht. Das für die Prüfung verwendete Filtermaterial wurde ohne chemisch-physikalische Veränderungen über der Dränschicht mit einer Schichthöhe von 30 cm, Schicht für Schicht vorsichtig trocken eingefüllt. Da im „vorläufigen“ Methodenvorschlag auch Schwermetalllösungen zum Einsatz kamen, wurde als Material des Vorlagebehälters Glas gewählt. Anschließend wurden die Säulen von unten nach oben mit Wasser gefüllt, damit die eingeschlossene Luft nach oben hin entweichen, eine Sättigung des Systems erreicht und die Ausbildung von bevorzugten Strömungspfaden verringert werden konnte. Die Säule wurde zur Entfernung der Feinteile aus dem Material im Überstaubetrieb gespült. Durch das Spülen des Filtermaterials wurde eine visuell erkennbare Trübung bzw. ein Messwert mit dem Trübungsmessgerät als Kriterium für die Dauer der Spülung herangezogen. Die Spülung wurde bis zu einer Trübung < 10 NTU durchgeführt. Sollte das Material dauernd Partikel abgeben, wird der Versuch nach max. 30 min abgebrochen.

Bei der Spülung bzw. Wahl der Durchflussgeschwindigkeit muss Folgendes bedacht werden: natürliche bzw. naturnahe Böden könnten sich bei Belastung durch Überstau verdichten und es ist zu prüfen, wie sich das Filtermedium beim Trockenfallen verhält (Rissbildung, Entmischung des Tonanteils im Boden, etc.). Ebenso muss beachtet werden, dass die Filtermedien nach Trockenpausen nicht ganz trocken werden, sondern immer noch einen Feuchtigkeitsanteil enthalten.

5.5.4.1.2 Infiltrationsratenbestimmung (1:15)

In dieser Studie wurden hydraulische Leitfähigkeitstests durchgeführt, um die Änderung der Infiltrationsrate und das Verstopfungsverhalten der Filtermedien zu evaluieren.

Bei einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) von 1:15 entspricht das aufgebrachte Volumen von 84 Liter, bezogen auf unsere Filterfläche, dem einer hydraulischen 1-Jahresbelastung. Die hydraulische Leistung sollte $\geq 0,6 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$ (d.h. $k_s > 10^{-5} \text{ m/s}$) sein. Bei der Bestimmung der Infiltrationsrate werden pro Prüfung 84 Liter mit einer solchen Zuflussgeschwindigkeit appliziert, die zu einem konstanten Überstau von $\approx 5 \text{ cm}$ über dem Substrat führte. Die dabei auftretende Durchflussrate q durch die gesättigte Säule wurde mit einer Stoppuhr und einem 1000 mL Messzylinder (20 bis 30 Messungen pro Säule) nach Erreichen von stationären Verhältnissen gemessen.

Eine vertretbare Versuchsdauer ergibt sich bei einem Beschickungsvolumen von 84 L in der oben beschriebenen Säule nur mit einem k_f -Wert des Filtersubstrats von deutlich mehr als 10^{-5} m/s . Aufgrund der geringen Überstauhöhe im Verhältnis zu Filtersubstrathöhe kann zur Vereinfachung der q_s -Wert näherungsweise gleich dem k_s -Wert gesetzt werden.

Zur Berechnung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit, wurde die Darcy-Gleichung (Gleichung 8) umgeformt. Die hydraulischen Leitfähigkeitstests wurden nach den Experimenten zur Bestimmung der Schadstoffentfernungseffizienz wiederholt, um etwaige Veränderungen der Infiltrationsrate der Filtermedien zu bestimmen.

$$k_f = \frac{Q \cdot L}{A \cdot (L + h_0)}$$

Gleichung 8

- k_f Durchlässigkeitsbeiwert (m/s)
- Q Durchfluss (m^3/s)
- L Höhe der Substratschicht (m)
- A Säulenquerschnittsfläche (m^2)
- h_0 Überstauhöhe über der Substratoberfläche (m)

5.5.4.1.3 Partikelretention I (1:15)

Die Partikelretention wurde in 2 Schritten geprüft. Dabei wurde während der Partikelretention I mit $\frac{1}{3}$ und während der Partikelretention II mit $\frac{2}{3}$ der gesamten Quarzmehlzugabe gearbeitet. Die Partikelretentionen I und II wurden mit Hilfe des Parameters abfiltrierbare Stoffe (AFS in mg/L) und der Prüfsubstanz Quarzmehl Millisil W4 durchgeführt. Vor Prüfung der Partikelretention I wurden die mit dem zu prüfenden Filtermaterial gefüllten Säulen mit einem Jahresniederschlagsvolumen von 84 L gespült (Infiltrationsratenbestimmung). Nach dem Austropfen der Säule wurden die entsprechenden Quarzmehlmengen (Partikelretention I und II entsprechen insgesamt einer 4-Jahresfracht) auf die ausgetropften Säulen aufgebracht und mit entsprechenden NS-Mengen beregnet. Es wurde vorerst 10 g Quarzmehl gleichmäßig auf die nicht eingestaute und nicht trocken gefallene Säule appliziert, gleichmäßig auf der Oberfläche verteilt und mit 42 L im Überstaubetrieb beregnet. Ab Beginn der Beregnung wurden 3 Mischproben von den ersten 3 L gezogen.

Nach diesem erstmaligen Aufbringen von 10 g Quarzmehl (Partikelretention I) wurde die hydraulische Leitfähigkeit nochmals gemessen, um den Effekt des Verstopfens aufgrund des Partikelrückhalts und der Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit zu beurteilen.

Der zweite Schritt der Partikelretention erfolgt im Kapitel Partikelretention II.

Kriterium der Einhaltung Partikelretention I:

Als Kriterium der Partikelreduktion sollen 80 % AFS-Rückhalt analog zur ÖNORM B 2506 Teil 2 erreicht werden.

5.5.4.1.4 Schwermetallrückhalt (1:15)

Die Prüfung des Schwermetallrückhalts (Cu, Zn und Pb) erfolgte unmittelbar nach den Versuchen zum Partikelrückhalt I. Dazu tropfte die Säule aus und der Zulauf erfolgte wieder so, dass sich ein Überstau von 5 cm bildete. Dieser Vorgang wurde für jede Konzentrationsstufe wiederholt; die Beschickung erfolgte mit jeweils 84 L. Es wurden jeweils 3 repräsentative Mischproben aus den gesammelten Abläufen nach je $28 \text{ L} \pm 20 \%$ gezogen und untersucht. Das heißt, die Abläufe wurden in drei verschiedenen Glasbehältern gesammelt, die nach ca. 28 L getauscht wurden. Die Ergebnisse wurden volumengewichtet gemittelt.

Kriterium der Einhaltung des Schwermetallrückhalts:

Folgende Konzentrationen mit den dazugehörigen pH-Werten wurden pro Versuch festgelegt:

1. Konzentrationsstufe: 100 µg/L für Cu, Zn und Pb pH $5,8 \pm 0,2$
2. Konzentrationsstufe: 500 µg/L für Cu, Zn und Pb pH $5,8 \pm 0,2$
3. Konzentrationsstufe: Kupferdach: 3000 µg/L für Cu und 500 µg/L für Zn pH $5,5 \pm 0,2$
4. Konzentrationsstufe: Zinkdach: 150 µg/L für Cu und 5000 µg/L für Zn pH $5,5 \pm 0,2$

Folgende Kriterien der Schwermetallentfernung wurden für die Mischproben festgelegt:

1. Kriterium: Entfernung von $\geq 80 \%$ für Cu und $\geq 50 \%$ für Zn; Grenzwert für Pb: $< 9 \mu\text{g/L}$
2. Kriterium: Entfernung von $\geq 80 \%$ für Cu, $\geq 50 \%$ für Zn und $\geq 95 \%$ für Pb
3. Kriterium: Entfernung von $\geq 80 \%$ für Cu und $\geq 50 \%$ für Zn

Für folgende Konzentrationsstufen gelten folgende Kriterien:

1. Konzentrationsstufe → 1. Kriterium
2. Konzentrationsstufe → 2. Kriterium
3. und 4. Konzentrationsstufe → 3. Kriterium

Obwohl in der ÖNORM B 2506 Teil 2 eine Entfernung von 90 % Kupfer und 50 % Zink gefordert wird, wurde von der Ad-hoc-Gruppe für die Prüfung unter diesen worst-case-Umständen eine Entfernung von 80 % für Kupfer als Passkriterium festgelegt. Für sämtliche Berechnungen wurden die Konzentrationen $< \text{BG}$ mit der halben BG berücksichtigt. Zusätzlich wurde auch die Entfernungsrates bezogen auf die Gesamtfracht im Zulauf und im Ablauf berechnet. Die Frachten wurden jeweils gewogen und berechnet und es wurden auch die aus den Materialien wieder freigesetzten Konzentrationen z.B. für Pb mitberücksichtigt; es soll jedenfalls das 2. Kriterium eingehalten werden.

5.5.4.1.5 Mineralölrückhalt (1:15)

Vor Prüfung des Mineralölrückhalts tropften die Säulen aus. Anschließend wurde der Mineralölrückhalt mittels Zugabe durch Pipette von 420 mg Diesel in 4 Gaben ($126 \mu\text{L}$ pro Gabe) pro Säule untersucht. Pro Dieselgabe wurde mit 21 L RO-Wasser gespült. Dies ergibt ein Gesamtvolumen von 84 L. Es wurden nach jeder Dieselzugabe nach 5, 10, 15 und 20 min zu je 100 mL Proben gezogen (4 Stichproben) und in einer graduierten 500 mL-Probenflasche gesammelt. Als Probenflaschen dienten Braunglasschliffflaschen, aus denen direkt die KW-Indizes durch Extrahieren mit dem Lösungsmittel Hexan gemessen wurden.

Kriterium der Einhaltung der Mineralöilentfernung von Mischproben:

1. Kriterium: Ablaufkonzentration $< 0,3 \text{ mg/L}$
2. Kriterium: Entfernung von $\geq 95 \%$

Obwohl die ÖNORM B 2506 Teil 2 für Mineralöl eine Entfernung von $> 50 \%$ vorsieht, wurden von der Ad-hoc-Gruppe die Kriterien 1 und 2 vorgeschlagen.

5.5.4.1.6 Partikelretention II (1:15)

Beim Schritt Partikelretention II wurden zweimal Partikel zugegeben, wobei die Beschickung dazwischen unterbrochen wurde und die Säule austropfte. Nach gleichmäßiger Aufbringung des Quarzmehls wurde wieder im Überstau gearbeitet. Nach der 2. Zugabe von 10 g Quarzmehl wurde die Säule mit 21 L RO-Wasser beschickt und ab Beginn der Beregnung 3 Mischproben von den ersten 3 L gezogen. Danach tropfte die Säule aus und es wurde in einer 3. Zugabe 10 g Quarzmehl appliziert und mit 21 L beregnet.

Kriterium der Einhaltung Partikelretention II:

Bei der Partikelreduktion soll als Kriterium 80 % Rückhalt erreicht werden.

5.5.4.1.7 Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:15)

Für die Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS wurden die Versuche ebenfalls im Überstaubetrieb durchgeführt. Zuerst floss das Wasser aus der Säule und sie trocknete für 1 Stunde.

Für die Bestimmung der Infiltrationsrate und der Remobilisierung der AFS wurde die Säule mit 84 Liter RO-Wasser gespült. Die ersten drei Liter des Ablaufs wurden auf AFS untersucht und die errechnete Fracht durfte 2 g nicht überschreiten.

Kriterium der Einhaltung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS:

Die Reduktion der Infiltrationsrate muss $\leq 50\%$ und der Partikelaustrag darf maximal 10 % der gesamten Quarzmehlzugabe der letzten Partikelretention II betragen.

5.5.4.1.8 Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs durch Aufbringung von NaCl (1:15)

Um den Einfluss des Auftausalzes während der Winterperiode in Bezug auf die Remobilisierung der adsorbierten Schwermetalle zu untersuchen, wurden spätestens 24 Stunden nach Beendigung des Experiments die mit Schwermetallen geladenen Säulen mit 42 L einer 5 g/L NaCl-hältigen Lösung gespült, die mit RO-Wasser hergestellt wurde. Es wurden während der Aufgabe der 42 Liter Gesamtdurchflussmenge 4 Stichproben zu je 100 mL in mit HNO₃ suprapur angesäuerte Glasflaschen abgefüllt. Die erste 100 mL-Probe wurde nach Durchfluss eines Bettvolumens und die restlichen 3 Proben nach gleichen Volumenabständen entnommen.

Von allen Proben wurde Blei, Kupfer und Zink (in manchen Fällen auch Cr und Ni) analysiert.

Kriterium der Einhaltung der Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs:

Die Kriterien wurden noch nicht endgültig festgelegt. Es wird empfohlen, Konzentrationsziele im Ablauf festzulegen. In Anlehnung an die Werte in Deutschland DIBt (2011) Ablaufkonzentrationen von Cu $\leq 50 \mu\text{g/L}$ und Zn $\leq 500 \mu\text{g/L}$, (ev. Pb $\leq 9 \mu\text{g/L}$) nicht überschritten werden. Um zu verhindern, dass eine potentielle hohe Remobilisation zu Beginn des Versuches übersehen wird, wird empfohlen Mischproben aus dem Sammeltank nach Durchlauf des ersten, zweiten und dritten Drittels des gesamten Volumens (42 L) zu ziehen.

5.5.4.1.9 Prüfung der Säureneutralisationskapazität (1:15)

Die Mobilität der Schwermetalle wird hauptsächlich vom pH-Wert kontrolliert. Deshalb ist die Neutralisationskapazität des Substrats ein entscheidender Parameter, um die Mobilisation von adsorbierten Schwermetallen und anderen Schadstoffen zu vermeiden. Das Hauptziel dieser Versuchsserie war, die pH-Pufferkapazität der Filtermaterialien bei einem Start pH-Wert von $3,0 \pm 0,1$ zu untersuchen. Das Experiment wurde mit RO-Wasser durchgeführt und der pH-Wert wurde mit HNO₃ eingestellt. Jede Säule (TF If, TF If mit wenig Pufferkapazität, TF IIb und Quarzsand) wurde mit einer Durchflussmenge von 120 Liter und jene Säule, die mit dem Boden BA gefüllt wurde, wegen der geringen Durchlässigkeit nur mit 80 Liter beschickt. Die Durchflussrate wurde so eingestellt, dass sich 5 cm Überstand der Wassersäule ergaben.

Kriterium der Prüfung der Säureneutralisationskapazität:

Der pH-Wert soll während des Durchlaufs des Niederschlags von einem halben Jahr oder während einer Versuchsdauer von 30 Minuten nicht unter 6,0 fallen.

5.5.4.2 Prüfung nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag bei Flächenverhältnis 1:200

In der Tabelle 25 sind die einzelnen Prüfschritte, die bei einer Prüfung von Filtermaterialien die bei einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) von 1:200 eingesetzt werden, kurz zusammengefasst.

Tabelle 25: Übersicht über die Prüfschritte: Anforderungen und Zugabemengen bei einem Flächenverhältnis von 1:200

Teilprüfungen	Prüfung	Zugabe	Anforderung /Kriterium der Prüfung
1	Säulenvorbereitung	RO-Wasser nach Bedarf	Trübung < 10 NTU
2	Infiltrationsrate und Suffosionsstabilitätstest	84 L RO-Wasser	Mindestens $1 \cdot 10^{-5}$ ≤ Trübung aus Pkt.1
3	Partikelretention I	133 g Quarzmehl Millisil W 4 auf 100 L RO-Wasser	≥ 80 % ≤ 2 g (≤ 20 %)
4	Schwermetallrückhalt (Abfluss von Verkehrsflächen)	Pb 200, Cu 400 und Zn 1600 µg/L, gelöst in 1100 L RO-Wasser	Pb ≤ 9 µg/L, Cu ≥ 80 %, Zn ≥ 50 %
5	Mineralölrückhalt	5,6 g Diesel (in vier Teilen je. 42 L)	≤ 0,3 mg/L (≥ 95 % Rückhalt)
6	Partikelretention II	266 g Quarzmehl Millisil W 4 (In 20 Teilen jeweils 26,6 g) auf 200 L (10 bis 20 L je Gabe) RO-Wasser	AFS ≥ 80 % Rückhalt
7	Remobilisierung der AFS und Änderung der Infiltrationsrate	84 L RO-Wasser Probenahme 3 mal je 1 L	≥ 50 % der Infiltrationsrate aus Teil 2 AFS ≤ 20,8 g (8 % der 266 g)

5.5.4.2.1 Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule (1:200)

Die Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung bei der Prüfung nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag bei einem Flächenverhältnis von 1:200 wurde analog der Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule bei einem Flächenverhältnis von 1:15 vorgenommen (siehe Kapitel 5.5.4.1.1).

5.5.4.2.2 Infiltrationsratenbestimmung (1:200)

Da beim Versuch mit dem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) von 1:200 das Hauptaugenmerk auf dem Partikel- und Schwermetallrückhalt gelegt wurde, wurde die Infiltrationsratenbestimmung, in Abstimmung mit der Ad-hoc-Gruppe, nicht mit Volumina von > 1 m³ sondern wieder mit einem Volumen von 84 L (siehe Flächenverhältnis 1:15) durchgeführt. Die hydraulische Leistung sollte ≥ 0,6 L/(m² * min) (d.h. der k_f -Wert > 10⁻⁵) sein. Die Bestimmung der Infiltrationsrate wird pro Prüfung mit 84 Liter und einer Zuflussgeschwindigkeit, bei der sich ein konstanter Überstau von ≈ 5 cm über dem Substrat einstellt, betrieben. Die Durchflussraten durch die gesättigten Säulen wurden mit einer Stoppuhr und einem 1000 mL Messzylinder (20 bis 30 Messungen pro Säule) gemessen.

Zur Berechnung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit, wurde eine Ableitung der erweiterten Darcy-Gleichung (Gleichung 8) verwendet. Die hydraulischen Leitfähigkeitstests wurden nach den Experimenten zur Bestimmung der Schadstoffentfernungseffizienz wiederholt, um etwaige Veränderungen der Infiltrationsrate der Filtermedien zu bestimmen.

5.5.4.2.3 Partikelretention I (1:200)

Die Partikelretention wurde analog der Prüfung bei einem Flächenverhältnis von 1:15 in 2 Schritten durchgeführt. Die Gesamtmenge an Partikel von 400 g entspricht einer 4-Jahresfracht. Dabei wurde während der Partikelretention I mit $\frac{1}{3}$ und während der Partikelretention II mit $\frac{2}{3}$ der gesamten Quarzmehlzugabe gearbeitet. Die Partikelretention I und II wurde mit Hilfe des Parameters abfiltrierbare Stoffe (AFS in mg/L) und der Prüfsubstanz Quarzmehl Millisil W4 durchgeführt. Vor Prüfung der Partikelretention I wurden die mit dem zu prüfenden Filtermaterial gefüllten Säulen mit einem Volumen von 84 L gespült (siehe oben) und anschließend ließ man sie austropfen. Es wurden insgesamt 133 g Quarzmehl auf die Säule aufgebracht und mit insgesamt 100 L (Monatsniederschlag) beregnet. Diese Quarzmehlmenge wurde in 10 Gaben zu je 13 g Quarzmehl der Säule aufgebracht und mit 10 L pro Quarzmehlzugabe im Überstau gespült. Die Proben wurden ab Beginn der Beregnung als Stich- und Mischproben zu je 2 Mal 1 L entnommen. Obwohl der first-flush Effekt

bekannt ist, wurden bei einem höheren Flächenverhältnis nicht die gesamte Quarzmehlmenge auf die Säulen aufgebracht, sondern auf 10 Gaben aufgeteilt. Diese Aufteilung der Quarzmehlzugabe entspricht auch eher der Prüfung der Partikelretention im Feld, da bekannt ist, dass sich während des gesamten NS-Ereignisses Partikel im Abfluss befinden.

Nach diesem erstmaligen Aufbringen von 133 g Quarzmehl (Partikelretention I) wurde die hydraulische Leitfähigkeit nochmals gemessen, um den Effekt des Verstopfens aufgrund des Partikelrückhalts und der Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit zu beurteilen.

Der zweite Schritt der Partikelretention erfolgt im Kapitel Partikelretention II.

Kriterium der Einhaltung Partikelretention I:

Als Kriterium der Partikelreduktion sollen 80 % AFS-Rückhalt erreicht werden.

5.5.4.2.4 Schwermetallrückhalt (1:200)

Für die Prüfung des Schwermetallrückhalts (Cu, Zn und Pb) wurden pro Versuch und Konzentration die ausgetropften Säulen mit einer 4-Jahresfracht an Schwermetallen und einem Jahresniederschlag von 1100 L pro Versuch beschickt. Im Laufe der Versuche wurde in der Ad-hoc-Gruppe neuerlich die Zusammensetzung der Straßenabwässer bzw. die zu wählenden Schwermetallverhältnisse diskutiert. Für diese Versuche wurden 3 Metalle mit einem Schwermetallverhältnis von 50:100:400 für Pb:Cu:Zn gewählt. Als Grundlage für diese Schwermetallverteilung wurden Literaturdaten herangezogen. Da eine 4-Jahresfracht in nur einem Jahresniederschlagsvolumen aufgebracht wurde, wurden 4-fache Konzentrationen (von 200 µg/L Pb, 400 µg/L Cu und 1600 µg/L Zn) eingesetzt. Nach jedem Abflussvolumen von 110 L ($\pm 10\%$) wurde eine Probe, d.h. insgesamt 10 repräsentative Mischproben gezogen und untersucht. Da der Entfernung der gelösten Fraktion an Schwermetallen größere Bedeutung beigemessen wurde, wurden die Proben mit Hilfe eines Spritzenaufsteckfilters (Porenweite 0,45 µm) filtriert. Die Abflusskonzentrationen wurden von Mischproben, die in einem 110 L Glasbehälter gesammelt wurden, analysiert, um die Ergebnisse im Laufe der Prüfung mit jenen der gesamten Durchflussmenge vergleichen zu können. Die Ergebnisse wurden gewichtet gemittelt.

Kriterium der Einhaltung des Schwermetallrückhalts:

Folgende Konzentrationen mit den dazugehörigen pH-Werten wurden pro Versuch festgelegt:

Konzentrationsstufe: 400 µg/L für Cu, 1600 µg/L für Zn und 200 µg/L für Pb pH 5,5 +/- 0,2

Folgende Kriterien der Schwermetallentfernung wurden für die Mischproben festgelegt:

1. Kriterium: Entfernung von $\geq 80\%$ für Cu und $\geq 50\%$ für Zn;
2. Grenzwert für Pb: $< 9\ \mu\text{g/L}$ fraglich und offen

5.5.4.2.5 Mineralölrückhalt (1:200)

Vor Prüfung des Mineralölrückhalts tropften die Säulen aus und die Zugabe von 5,6 g Diesel (4 Jahresfracht) zu je 4 Gaben à 1,4 g (=1,68 mL) pro Säule wurde untersucht. Nach 5 Minuten Sickerzeit wurde pro Dieseltgabe mit 42 L RO-Wasser gespült (Gesamtvolumen 168 L). Nach jeder Dieseltgabe wurden in gleichen Zeitabständen 4 Stichproben zu je 100 mL in einer graduierten 500 mL Probenflasche gesammelt. Als Probenflaschen dienten Braunglasschliffflaschen, aus denen direkt die KW-Indizes, durch Extrahieren mit dem Lösungsmittel Hexan, gemessen wurden.

Kriterium der Einhaltung der Mineralölelntfernung von Mischproben:

1. Kriterium: Ablaufkonzentration $< 0,3\ \text{mg/L}$
2. Kriterium: Entfernung von $\geq 95\%$

5.5.4.2.6 Partikelretention II (1:200)

Bei Schritt Partikelretention II wurden zehnmal Partikel zugegeben, wobei die Beschickung dazwischen unterbrochen wurde und die Säule austropfte. Nach gleichmäßiger Aufbringung des Quarzmehls wurde wieder im Überstau gearbeitet. Während des Versuchs Partikelretention II wurden insgesamt 260 g Quarzmehl in 10 Gaben aufgebracht. Nach jeder Gabe von Quarzmehl (=26 g) wurde die Säule mit 5 Mal 20 L und 5 Mal 10 L RO-Wasser beschickt. Das verringerte Volumen ergab sich durch die Abnahme der Infiltrationsrate (von 740 mL/min auf 60 mL/min). Ab Beginn der Beregnung wurden jeweils 2 Stich- und Mischproben zu je 1 L gezogen.

Kriterium der Einhaltung Partikelretention II:

Bei der Partikelreduktion soll als Kriterium 80 % Rückhalt erreicht werden, obwohl von der ÖNORM B 2506 Teil 2 nur > 50 % gefordert werden.

5.5.4.2.7 Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:200)

Für die Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS wurden die Versuche ebenfalls im Überstaubetrieb durchgeführt. Zuerst floss das Wasser aus der Säule und sie trocknete für 1 Stunde. Danach wurde wieder Wasser über die Säule geleitet. Allerdings war die Infiltrationsrate schon sehr gering, sodass dieser Versuch nicht zu Ende geführt wurde.

Kriterium der Einhaltung (1:200):

Da die Infiltrationsrate sehr gering war, sollte der Versuchsansatz überdacht werden und ev. die Quarzmehlzugabe reduziert und an reale Bedingungen angepasst werden (Absetzbecken berücksichtigen!). Die Versuchsbedingungen sehen vor, dass ca. 2,1 kg Filtermaterial mit 0,4 kg Partikel beaufschlagt werden.

5.5.4.2.8 Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs durch Aufbringung von NaCl (1:200)

Dafür wurde noch keine Methode erarbeitet.

5.5.4.2.9 Prüfung der Säureneutralisationskapazität (1:200)

Dafür wurde noch keine Methode erarbeitet.

5.6 Kapazitätsprüfung

Die Kapazität eines Filtermaterials ist definiert als die „Lebensspanne“, in der das Filtermaterial betrieben werden kann, bis die Ablaufkonzentration einen Grenzwert oder das Verhältnis $C_e/C_0 \leq 0,9$ überschreitet (Helliges, 2007). Um diese Funktionsperiode, bevor das Material getauscht werden muss, vorhersagen zu können, ist es notwendig, Kapazitätstests mit den eingesetzten Materialien durchzuführen. Es können zwei unterschiedliche Vorgangsweisen gewählt werden – entweder können Batchtests oder Durchlaufversuche durchgeführt werden.

Bei den Batchtests werden einige Gramm des Materials mit unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen geschüttelt, separiert und analysiert. Die Differenz zwischen Ausgangs- und Endkonzentration wird bestimmt und durch die eingesetzte Masse dividiert, daraus errechnet sich die Beladung in mg/kg Material. Diese Methode wird vor allem mit Konzentrationen, die wesentlich (10 bis 100 Mal) über denen der Straßenabwässer liegen, durchgeführt. Die Gleichgewichtskonzentrationen liegen sehr hoch und über den Zielwerten und auch bereits über den Konzentrationen der unbehandelten Straßenabwässer.

Bei der zweiten Methode (Durchlaufversuche) wird die Adsorptionskapazität in Säulen geprüft; die bis zum Durchbruch betrieben werden können. Der Durchbruch ist erreicht, wenn die Konzentration eines ausgewählten Schwermetalls im Ablauf einen bestimmten Zielwert oder Grenzwert erreicht bzw. überschreitet (typischerweise ist das ein regulatorischer Grenzwert). Die Versuche wurden analog zu jenen des „vorläufigen“ Methodenvorschlages durchgeführt, aber in kleineren Säulen über einen längeren Zeitraum. Da der Durchbruch bei manchen Materialien erst nach tausenden von Bettvolumina erreicht wird, wurde eine alternative Methode mit kleineren Säulen gewählt, um die sehr großen Volumina zu reduzieren.

Für jeden Versuch wurde eine Säule frisch gefüllt, d.h. alle Durchbruchkurven wurden mit „frischen“ unbelasteten Materialien ermittelt.

Für die Kapazitätsprüfung dieser Studie wurde ein Zeitraum von 4 Jahren gewählt und mit den dafür entsprechenden Schwermetallfrachten durchgeführt.

5.6.1 Kapazitätsprüfung für die Schwermetalle

Die maximale Kapazität kann entweder in Batch- oder in Durchlaufversuchen ermittelt werden.

5.6.1.1 Batchsorptionsversuche mit Schwermetallen

Die Batchversuche, zur Ermittlung der Sorptionsgleichgewichte, wurden mit Metallstandardlösungen in 100 mL Glasflaschen bei Raumtemperatur ($22 \pm 3 \text{ }^\circ\text{C}$) durchgeführt. Die gewählten Konzentrationen der gemischten Standards von Cr, Cu, Ni, Pb und Zn wurden durch Verdünnungen ihrer kommerziell erhältlichen Stammlösungen von 1000 mg/L hergestellt. Nach Zubereitung der Lösungen mit den erforderlichen Schwermetallkonzentrationen wurde der pH-Wert unter Verwendung von Säure (10 % HNO_3 Lösung suprapur) oder Lauge (NaOH) auf $6,0 \pm 0,2$ eingestellt. 50 mL dieser Schwermetalllösungen wurden in Glasflaschen mit 5 g Filtersubstrat versetzt, um ein Mischungsverhältnis von Masse zu Volumen von 1:10 zu erhalten. Dann wurden innerhalb weniger Minuten die Lösungen und die Sorptionsmittel durch leichtes Schütteln der Chargen gemischt, die pH-Werte erneut gemessen und wieder neu auf $6,0 \pm 0,2$ eingestellt und für 16 Stunden geschüttelt. Es wurden 5 Filtermaterialien (TF Ia, TF IIa, S, BA und BB) unter identischen Bedingungen verglichen. Nach der Schüttelzeit wurden die Ansätze 5 Minuten bei 4000 U/min zentrifugiert, die Überstände entnommen, angesäuert (mit HNO_3 suprapur) und bis zu den Schwermetallmessungen bei $4 \text{ }^\circ\text{C}$ gelagert. Es wurden zwei Arten von Kontrollversuchen durchgeführt. Zusätzlich zu den Proben wurden Filtersubstrate ohne Schwermetallzusatz und Schwermetalllösungen ohne Zugabe von Sorbentien/Filtersubstraten behandelt. Durch die ersten Kontrollen wurde die Freisetzung von Schwermetallen aus dem Substrat beobachtet; durch die zweiten Kontrolleexperimente wurden die Schwermetallkonzentrationen ermittelt, die zur Bewertung der anfänglichen Metallkonzentrationen verwendet wurden. Alle verwendeten Chemikalien waren von analytischer Qualität und wurden ohne weitere Reinigung oder Behandlung verwendet. Das Experiment bestand insgesamt aus 6 Konzentrationsstufen mit den in Tabelle 26 angegebenen Schwermetallausgangskonzentrationen.

Tabelle 26: Ausgangskonzentrationen und Bestimmungsgrenzen im Batch-Experiment

Schwermetalle und Konzentrationen ($\mu\text{g/L}$)					
	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
BG	0,05	1	1	0,5	3
ACR	1- 230	1- 353	1- 150	1- 525	5,5 - 2.000
Batch 1	50	50	50	50	500
Batch 2	125	125	125	125	1.250
Batch 3	500	500	500	500	5.000
Batch 4	1000	1000	1000	1000	10000
Batch 5	5000	5000	5000	5000	50000
Batch 6	10000	10000	10000	10000	100000

ACR: Minimum- und Maximumkonzentrationen in Straßenabwasser
BG: Bestimmungsgrenzen

Die Konzentrationen der sorbierten Anteile auf dem Substrat wurden anhand der folgenden Masse-Gleichgewicht-Gleichung (Gleichung 6) kalkuliert:

$$q_e = \frac{(C_o - c_e) \times V}{m}$$

q_e Endkonzentration des sorbierten Anteils der wässrigen Lösung am Sorptionsmittel (in $\mu\text{g/g}$ Substrat)

C_o Ausgangskonzentration der wässrigen Lösung ($\mu\text{g/L}$)

C_e Gleichgewichtskonzentration der wässrigen Lösung ($\mu\text{g/L}$)

m Masse des eingesetzten Substrates (g)

V Volumen der wässrigen Lösung (L)

Der Anteil der entfernten Schwermetallionen (RE %) wurde mit der Gleichung 7 kalkuliert:

$$RE = \left(\frac{C_o - C_e}{C_o} \right) \times 100$$

C_o Ausgangskonzentration der wässrigen Lösung ($\mu\text{g/L}$)

C_e Gleichgewichtskonzentration der wässrigen Lösung ($\mu\text{g/L}$)

REEntfernungsrate (%)

Batchversuche bei hohen Konzentrationen nach Hilliges (2007a):

Wegen der schlechten Löslichkeit der Schwermetalle wurde ein Verfahren nach Hilliges (2007a) gewählt, um den Einfluss der Präzipitation auf die Interpretation der Ergebnisse gering zu halten. In den Batchversuchen wurden Volumina von 80 mL Schwermetalllösungen (Gemisch von Pb, Cu, Cr, Ni und Zn) mit 2,0 g Feststoff versetzt und 16 h geschüttelt. Danach wurde über Faltenfilter abfiltriert, das Filtrat mit HNO_3 suprapur angesäuert, und danach wurde der Filterkuchen mit diesem sauren Filtrat zur Lösung der angelagerten bzw. ausgefällten Präzipitate gewaschen. Diese Lösung wurde aufgefangen und analysiert.

5.6.1.2 Durchlaufversuche – upflow-Modus (Beschickung von unten nach oben)

Die Kapazitätsprüfung mit einer Beschickung von unten nach oben wurde an folgenden Filtermaterialien vorgenommen:

2 technische Filtermaterialien: TF If und TF Ilb bzw. TF If mit wenig Pufferkapazität

Prüfmateriale: Quarzsand (S)

bodenbasiertes Material: Boden BA

Versuchsaufbau:

Es wurden Säulen mit unterschiedlichen Durchmessern 13,2 mm (Daten nicht dargestellt) und 32 mm ausprobiert. Der zur vorgeschlagenen Prüfmethode ausgewählte Innendurchmesser der Säule betrug 32 mm. Die Beschickung erfolgte von unten nach oben mit der halben Menge an Q, die sich laut k_f -Wert normalerweise bei einer Beschickung von unten nach oben einstellen würde. Die Befüllung der Glassäulen erfolgte gleichmäßig von unten nach oben. Um einen gleichmäßigen Zulauf zu gewährleisten und eine Verblockung zu verhindern, wurden im Zulaufbereich hohle Glaszylinder mit einer Abmessung von 5 mm Durchmesser und 5 mm Länge als unterste Schicht, mit einer Schichthöhe von 3 bis 4 cm eingefüllt. Darüber wurde eine 1 bis 2 cm Schicht Glaskugeln (Durchmesser 1 bis 4 mm) und darüber eine Glasfritte positioniert. Auf diese Fritte wurde das zu prüfende Filtermaterial mit einer Filterschichthöhe von insgesamt 20 cm, bei zweischichtigen Materialien mit einem Verhältnis von 1:1, vorsichtig eingefüllt. Dabei wurde vor der Füllung der Säule das Material gut durchmischt und in Teilen in die Säule gefüllt. Als letzte bzw. oberste Schicht wurden wiederum Glaskugeln (Durchmesser 1 bis 4 mm) verwendet.

Der Zulauf erfolgte über Silikonschläuche aus einem Vorlagebehälter bestehend aus Glas, mit einem Fassungsvermögen von 160 Liter, und wurde mittels Ismatec ISM 444 Schlauchquetschpumpe geregelt. Da die mehrkanalige Schlauchquetschpumpe nur mit jeweils einer Drehzahl geregelt werden kann, wurden die unterschiedlichen Durchflussraten der verschiedenen Filtermaterialien mit 2 verschiedenen Schlauchinnendurchmessern erzeugt. Während der Versuchsdurchführung wichen die tatsächlichen Durchflussraten von den zuvor eingestellten Durchflussraten (siehe Tabelle 27), die den berechneten Durchflussraten entsprechen, aufgrund von Luftblasenbildung und damit einhergehender Blockierung der Schläuche, ab. Vor Versuchstart wurde die Säule mit RO-Wasser von unten nach oben gesättigt, damit etwaige Porenluft aus dem Material entweichen konnte. Die Abläufe wurden in separaten Glasbehältern mit einem Fassungsvermögen von 100 Liter gesammelt.

Tabelle 27: k_f -Wert und Durchflussraten der verschiedenen Filtermaterialien für die Kapazitätsprüfung

Filtermaterialien	k_f -Wert (m/s)	berechnete halbe Durchflussmenge (mL/min)	tatsächlich gemessene Durchflussmenge (mL/min)
TF If	$1,20 \cdot 10^{-3}$	28,5	22,0 bis 35,0
TF Ilb	$1,19 \cdot 10^{-3}$	28,7	19,0 bis 39,5
BA	$4,15 \cdot 10^{-4}$	10,0	7,25 bis 12,75
S	$3,15 \cdot 10^{-3}$	76,0	55,0 bis 76,0

Die gesamte Beschickungsmenge entsprach einer 4-Jahres-Abflussmenge und wurde abhängig vom Säulendurchmesser, der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge in Österreich (ca. 700 mm/a laut Hydrographischem Jahrbuch) und verschiedenen Verhältnissen von wirksamer Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) 1:15, 1:100 und 1:200 berechnet (Tabelle 28).

Tabelle 28: Abflussvolumina in L nach 1, 2, 3 und 4 Jahren und 3 Flächenverhältnissen ($A_s:A_{ent}$) bezogen auf die Säulen

Flächen- verhältnis $A_s:A_{ent}$	Beschickungsmenge nach			
	1 Jahr (L)	2 Jahren (L)	3 Jahren (L)	4 Jahren (L)
1 : 15	8,44	16,9	25,3	33,8
1 : 100	56,3	113	169	225
1 : 200	113	225	338	450

Schwermetallkonzentrationen

Die Kapazitätsprüfung der Filtermaterialien erfolgte einerseits in Batchtests, andererseits in Säulenversuchen. Die Säulenversuche wurden nur mit Schwermetall-Standardlösungen beschickt, wobei zwei verschiedene Versuchsanordnungen verwendet wurden: Beschickung von unten nach oben und Beschickung von oben nach unten. Die Schwermetallkonzentrationen (siehe Tabelle 29) orientieren sich an den gemittelten Konzentrationen von Göbel et al. (2007) und Helmreich et al. (2010). Es wurden in den Experimenten vierfache Konzentrationen der in Tabelle 29 angegebenen eingesetzt.

Tabelle 29: Übersicht der Schwermetallkonzentrationen in µg/L für die Kapazitätsprüfung

Schwermetalle	Zulaufkonzentrationen Kapazitätsprüfung (µg/L)
Blei, Chrom & Nickel	50
Kupfer	100
Zink	400

Probenahme:

Während der Versuche wurden alle 3 Stunden Proben direkt aus dem Ablauf und zusätzliche Proben, sobald das 1-, 2-, 3- oder 4-Jahres-Volumen die Säulen passiert hatte, in 100 mL Glasflaschen entnommen und mit HNO_3 suprapur stabilisiert.

Kriterium der Einhaltung:

Die Kriterien für die Entscheidung, ob das Filtermaterial weiterhin einsatzfähig ist, sind erfüllt, wenn die Konzentrationen von 50 µg/L Cu, 500 µg/L Zn und/oder 9 µg/L Pb nicht überschritten werden.

5.6.1.3 Durchlaufversuche – downflow Modus (Beschickung von oben nach unten)

Bei der Kapazitätsprüfung, bei der die Beschickung von oben nach unten erfolgte, wurde die Säule mit jenem Q, das sich laut k_f -Wert ergab bzw. mit leichtem Überstau betrieben. Die Kapazitätsprüfung mit der Beschickung von oben nach unten wurde an einem technischen Filtermaterial (TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität) durchgeführt.

Versuchsaufbau und Probenahme

Die Versuchsanordnung und Probenahme war wie für den upflow Modus.

Kriterium der Einhaltung:

Siehe oben.

5.6.2 Kapazitätsprüfung mit Mineralölsurrogaten

Um die Effizienz der technischen Filtermaterialien, des Quarzsandes und der bodenähnlichen Substrate in Bezug auf die Adsorption von organischen Verbindungen zu untersuchen, wurden als Prüfsubstanz verschiedene Mineralölsurrogate (Toluol, MTBE, Methylrot, Methylenblau und Tenside) im Batchtest (alle Surrogate) bzw. im Säulentest (Toluol) geprüft.

5.6.2.1 Sorptionsversuche mit Toluol

Um die Effizienz der Filtermaterialien für die Adsorption von organischen Verbindungen zu bewerten, wurden Toluol-Adsorptionsversuche im Batch-Verfahren durchgeführt. Die Experimente wurden durch Zugabe von 2,5 bis 50 g Adsorbens zu 500 mL einer Toluol enthaltenden Lösung durchgeführt. Die anfängliche Toluol-Konzentration betrug 200 bis 400 mg/L. Die Mischung wurde mit einem Überkopfschüttler mit 9 U/min bei Raumtemperatur und über einen Zeitraum von 16 Stunden, gemäß den OECD-Richtlinien (OECD-TC-106), geschüttelt. Die Löslichkeit von Toluol in Wasser beträgt bei 20°C 470 mg/L. Die anfänglichen Adsorptionsexperimente mit Toluol wurden mit einer maximalen Ausgangskonzentration von 400 mg/L durchgeführt, um den Einfluss der Toluol-Unlöslichkeit bei hohen Konzentrationen zu umgehen. Um die Toluol-Konzentrationen zu messen, wurde ein DC® 640 Spektralphotometer verwendet. Die Wellenlänge wurde bei 268 nm eingestellt. Eine Kalibrierkurve wurde im Bereich von 12 bis 400 mg/L Toluol erstellt. Die Menge an Toluol, welche durch das Adsorptionsmittel adsorbiert wurde, wurde aus der Differenz von Ausgangskonzentrationen (C_0) und Gleichgewichtskonzentrationen (C_e) bestimmt. Die Menge des adsorbierten Toluols (bzw. Mineralölsurrogats) auf dem zu untersuchenden Filtersubstrat wurde mit der Gleichung 6 kalkuliert.

Es wurden folgende Filtermaterialien bzw. Böden untersucht: TF Ia, TF IIa, TF IIb, Sand, BA und BB.

Die Säulenversuche mit Toluol wurden in den 32 cm Säulen durchgeführt. Da Toluol flüchtig ist, wurde soweit wie möglich der Zulauf in einer verschlossenen Flasche gehalten. Die Ausgangskonzentration betrug 25 mg/L Toluol. Die Zulauf- und Ablaufkonzentrationen wurden regelmäßig beprobt. Es wurden auch Versuche mit nicht formstabilen Kunststoffbehältern durchgeführt, allerdings hat sich diese Versuchsanordnung nicht bewährt und die Versuche wurden abgebrochen.

5.6.2.2 Sorptionsversuche mit MTBE

Für die Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität wurden 2 g Filtermaterial mit 250 mL MTBE-Lösung in einem Glasgefäß für 16 Stunden mit einem Horizontalschüttler bei einer Drehzahl von 125 U/min geschüttelt. Die Ausgangskonzentrationen von MTBE lagen zwischen 10 µg/L und 1000 µg/L. Anschließend wurden die Probe für 1 Stunde absetzen lassen. Die Experimente wurden bei Raumtemperatur ($22\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$) durchgeführt. Die Löslichkeit von MTBE in Wasser liegt bei 42 g/L bei 20 °C. Zur Bestimmung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurde eine MTBE-Standardlösung von 100 µg/L, 10 mg/L und 100 mg/L mit deionisiertem Wasser angesetzt, Überkopf geschüttelt und die Adsorption nach den Reaktionszeiten von 0, 5, 10, 30, 60, 120 und 150 min analysiert. Hierzu wurde die nicht adsorbierte MTBE-Konzentration in der wässrigen Phase nach Filtration über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C 1,2 µm) bestimmt. Von folgenden Filtermaterialien wurden Batchsorptionsversuche mit MTBE durchgeführt:

TF If, TF IIb, Quarzsand, Aktivkohle XC-30 und BA.

In einem weiteren Experiment wurden 100 mL Lösung mit Konzentrationen zwischen 100 und 10000 mg/L mit 2 g Feststoff versetzt und 16 Stunden bei 125 U/min am Horizontalschüttler geschüttelt. In diesem Experiment wurden die Materialien BA, TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität und AK verwendet. Zusätzlich wurden Kontrollproben bestehend aus Substrat und RO-Wasser ohne MTBE und Blindproben (RO-Wasser) der Behandlung unterzogen und analysiert.

5.6.2.3 Batchsorptionsversuche mit Methylrot und Methylenblau

Es wurden Experimente mit Methylrot und Methylenblau durchgeführt um die Frage zu klären, ob diese Farbstoffe als Prüfsubstanz zur Bestimmung der Adsorptionkapazität der Filtermaterialien und Böden in Bezug auf organische Verbindungen Verwendung finden können.

Als Methylrotstandard diente Methylrot Natriumsalz der Firma Alfa Aesar und das Methylenblau wurde von der Firma Sigma bezogen (M9140). Die Versuchsdurchführung war für Methylrot und Methylenblau gleich. In 250 mL Schottflaschen wurden 25 g Filtermaterial eingewogen und die jeweiligen Methylrot- bzw. Methylenblaulösungen mit einem Volumen von 250 mL dazu dotiert. Es wurden diese Volumina gewählt, um das Luftvolumen in der Flasche so gering wie möglich zu halten. Von allen Proben wurden Doppelansätze durchgeführt. Als Kontrollprobe wurde den Methylrot- und Methylenblaulösungen keine Filtermaterialien zugesetzt. Die Konzentration der Methylrotlösung betrug 232 mg/L und die der Methylenblaulösung 269 mg/L. Die angesetzten Proben wurden mit einer Geschwindigkeit von 9 U/min für 16 Stunden Überkopf geschüttelt (Richtlinie OECD-TC-106). Anschließend wurden die Probenflaschen für eine Stunde in Ruhe stehen gelassen, damit sich in einem ersten Trennschritt die Partikel durch Gravitation absetzen. Anschließend wurde der Überstand abdekantiert und in einem zweiten Separationsschritt mit Hilfe einer Zentrifuge (Geschwindigkeit

3.000G für 15 Minuten) weitere Feststoffpartikel von der wässrigen Lösung getrennt. Die Messungen erfolgten photometrisch mittels DC® 640 Spektralphotometer. Zur Bestimmung der Wellenlängen, bei denen die beiden Farbstoffe gemessen wurden, wurden zuvor Screenings von beiden Farbstoffen mit unterschiedlichen Konzentrationen durchgeführt. Dabei konnte festgestellt werden, dass für die Wellenlänge 630 nm für Methylrot und 510 nm für Methylblau die jeweils maximale Absorption gemessen wurde. Da die Farbe Methylrot vom pH-Wert abhängig ist (MR verfärbt sich orange im pH-Wert Bereich von 4,4 bis 6,2), wurde vor der Messung der pH-Wert der Methylrotproben mit einem Puffer auf 6,1 eingestellt. Der Puffer bestand aus 108,8 g Kaliumdihydrogenphosphat (KH_2PO_4) und 34,8 g Dikaliumhydrogenphosphat (K_2HPO_4) pro Liter RO-Wasser. Zu 9 mL Probe bzw. verdünnter Probe wurde 1 mL dieser Pufferlösung dazu gegeben.

In einem Vorversuch wurde die Beeinflussung der einzelnen Materialien in Bezug auf die photometrische Messung überprüft, indem die Probenmaterialien mit destilliertem Wasser angesetzt, Überkopf geschüttelt, die Feststoffe von der wässrigen Phase durch die beiden Trennschritte getrennt und bei den beiden Wellenlängen 630 nm und 510 nm gemessen wurden. Dabei konnte festgestellt werden, dass es zu keiner Beeinflussung der Messungen durch etwaiges Leaching aus den Filtermaterialien bzw. Filtermaterialzusammensetzungen der einzelnen Proben kam.

Allerdings war es notwendig Proben, die das Filtermaterial Aktivkohle und die Filtermaterialzusammensetzungen, die Aktivkohle beinhalten, über 0,45 μm Porenweite zu filtrieren. Durch Vorversuche konnte festgestellt werden, dass es bei den restlichen Filtermaterialien keinen Unterschied zwischen flitrierten und nicht flitrierten Proben gab; dieser tritt nur bei Vorhandensein von Aktivkohle auf.

Die adsorbierten Mengen an Methylrot und Methylenblau an die Adsorbentien, wurden aus der Differenz von Ausgangskonzentrationen (C_0) und Gleichgewichtskonzentration (C_e) bestimmt. Die am Feststoff adsorbierten Mengen an Methylrot bzw. Methylenblau auf dem zu untersuchendem Filtersubstrat wurde mit der Gleichung 6 (siehe 5.4.3 Batchsorptionsversuche mit Schwermetallen) und die Entfernungsrates für Methylrot bzw. Methylenblau (RE %) mit der Gleichung 7 (siehe Kapitel 5.4.3) berechnet.

Es wurden die Filtermaterialien bzw. die Filtermaterialzusammensetzungen Aktivkohle, Sand, TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität, TF If, TF IIa, TF IIb und die Böden BA und BB untersucht.

5.7 Untersuchungen von Filtermaterialien und realem Straßenabwasser von GSA in Betrieb

5.7.1 Säulenversuche mit realem Straßenabwasser

5.7.1.1 Probenahme reales Straßenabwasser

Die Probenentnahme fand an einem Straßenabwasserbehandlungssystem der Autobahn A23, bei Kaisermühlen statt. Das Behandlungssystem besteht aus einem Absetzbecken, in das das Abwasser einer achtspurigen Straße geleitet wird. Die Straße ist mit Asphalt gedeckt. Der Jahresdurchschnitt des ermittelten täglichen Verkehrsaufkommen (DTV) beträgt an diesem Straßenabschnitt > 240000 (34000 LKW), mit einer Höchstgeschwindigkeit von 80 Stundenkilometer. Das Straßenabwasser wird über ein separates Regenwasser-Kanalisationssystem in die Behandlungsanlage befördert. Vor der Einleitung in den Kanal wird der Abfluss über das Schachtabsetzbecken geleitet, in dem die absetzbaren Fraktionen entfernt werden. Von diesem Absetzbecken bzw. Sedimentationsbecken wurden 100 L verschmutztes Wasser aus früheren Niederschlagsereignissen in Kunststoff-Kanister gepumpt und ins Technikum der BOKU transportiert, wo anschließend die Säulenversuche durchgeführt wurden. Von diesem Abwasser wurden auch chemische Parameter bestimmt.

5.7.1.2 Versuchsanordnung der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser

Die Filtermedien wurden S, TF If, TF IIb und BA verwendet, der Säulenaufbau und die Durchflussrate, die im Säulenexperiment zur Schwermetall-, Mineralöl- und Partikelentfernung verwendet wurden, waren identisch mit jenen des „vorläufigen“ Methodenvorschlags. Die Filtermedien in den Säulen wurden zuvor mit Standard-Lösungen von 1000 $\mu\text{g/L}$ (Cu, Pb, und Zn) mit einem Volumen von 20 L beladen.

Das Straßenabwasser, welches in den Experimenten verwendet wurde, wurde aus dem Absetzbecken einer Straßenmeisterei in Wien Ende der Wintersaison (23.03.2012) nach einer verlängerten Absetzzeit entnommen. Die Absetzbecken wurden ein Jahr zuvor gereinigt, sodass die Konzentration an Schadstoffen eventuell vom anfallenden Schlamm beeinflusst wurde.

Das Abwasser wurde von oben nach unten unter Verwendung einer peristaltischen Pumpe mit einer Fließgeschwindigkeit, die einen Überstau von 1 bis 5 cm bewirkt, in die Filtersäulen gepumpt, damit die Filtration unter gesättigten Bedingungen durchgeführt werden konnte. Dies erlaubte auch eine gleichmäßige hydraulische Verteilung auf den gesamten Filter. Der Ablauf aus den Filtersäulen wurde in 100- bis 160-L-Sammelbehältern aus Glas aufgefangen.

5.7.1.3 Analyse des realen Straßenabwassers und der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser

Der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die Temperatur und die Trübung wurden unmittelbar nach dem Transport gemessen. Die Analysen der Schwebstoffe (SS), die Verteilung der Partikelgrößen, die Gesamtmenge und die Menge der gelösten Schwermetalle, die Werte für 16 EPA-PAK's, Mineralöl, Benzol, ETBE, Ethylbenzol, MTBE, kationische, anionische und nicht ionische Tenside, TNb, Toluol, Xylol, BSB₅, CSB, Ammonium und Phosphor wurden zum Teil für die gesamte Probe des Abwassers, die abgesetzte Probe und die gesammelten Proben aus den Abläufen der Säulen bestimmt.

5.7.2 Untersuchungen an GSA in Betrieb

5.7.2.1 Auswahl der GSA in Betrieb

Im hochrangigen Straßennetz wurden in den letzten Jahren zahlreiche Gewässerschutzanlagen in unterschiedlichen Ausführungen errichtet. Die Richtlinie „Gewässerschutz an Straßen“ (RVS 04.04.11, 2011) trägt dieser Entwicklung Rechnung und definiert den Stand der Technik in der Straßenabwasserreinigung. Diese, für Bundesstraßen verbindlichen Richtlinie, sieht eine Filtration der Straßenabwässer über einem bewachsenen Oberboden mit vorhergehender Entfernung der partikulären Fracht durch ein vorgeschaltetes Sedimentationsbecken vor (zweistufige Behandlung von Straßenabwässern). Der Bodenfilter besteht entweder aus Oberboden (1 Schicht) oder aus Oberboden und mineralischem Filter (2 Schichten). Mit der Beprobung von Zu- und Abläufen der Anlagen können Erkenntnisse über den Verschmutzungsgrad der zufließenden Straßenabwässer und die Reinigungsleistung der Anlagen gewonnen werden. Die Untersuchungen der Filtersubstrate geben Aufschluss über die Entwicklung der Filtermaterialien Oberboden und mineralischer Filter. Diese Bodenentwicklungen beeinflussen sowohl die Reinigungsleistung als auch die Standzeit der Filtersubstrate.

2 ausgewählte Anlagen wurden auf ihre Funktion und Reinigungsleistung hin überprüft. In dieser Studie wurden Filter bestehend aus 1 Schicht (Oberboden) und 2 Schichten (Oberboden mit darunter liegendem mineralischen Filter) untersucht.

Es wurden folgende 2 GSA untersucht:

- 1-Schicht-Bodenfilter: A2
- 2-Schicht-Filter: H mit 3 Reinigungsstraßen

Die untersuchten GSA unterscheiden sich in folgenden Punkten:

- Verkehrsbelastungen der Entwässerungsflächen
- Betriebsweise der Sedimentationsbecken (mit und ohne Dauerstau)
- Baujahr der GSA
- Art der Ausleitung (in Grundwasser oder Fließgewässer)
- Grad der Ausstattung (Leichtstoffrückhalt, HW-Entlastung, Notfallverschlüsse)

Um die Beprobungen möglichst effizient zu gestalten wurde auch ein Augenmerk auf folgende Faktoren gelegt:

- geringe Distanz bzw. Fahrzeit zwischen den Anlagenpaaren an einem Standort
- gute Zugänglichkeit der Beprobungsstellen für die Wasserbeprobung
- einfache und sichere Zufahrt zu den GSA

Der genaue Aufbau der untersuchten Anlagen mit 1- bzw. 2-Schicht-Filter sind in der Tabelle 30 aufgelistet.

Tabelle 30: Kennzahlen der untersuchten Anlagen mit 1-Schicht-Bodenfilter (A2) und mit technischem Filtermaterial (H)

Kennwerte der Anlagen mit technischen Filtermaterialien	A2	H
Inbetriebnahme (Jahreszahl)	2011	2005
Verkehrsstärke JDTV (Kfz/Tag)	28.549	Parkplatz
Fläche EZG (m ²)	49.800	16.000
Ölabscheider	nein	ja
Sedimentationsbecken Bauweise	Stahlbeton	Stahlbeton
Sedimentationsbecken Betriebsart	ohne Dauerstau	Dauerstau
Sedimentationsbecken Fläche (m ²)	820	
Filterbecken Aufbau	25cm Bodenfilter Geotextil Dränkies Abdichtung	3 Filterstraßen mit je Geotextil (Vorfiltermatte 300 g/cm ²) 36cm technisches Filtermaterial Trenngewebe Dränkies 8/16 Abdichtung
Filterbecken Fläche (m ²)	2.360	Fläche gesamt: 40,5 Fläche pro Straße: 13,5
Verteilbauwerk Bauart	Rohrdrossel und Wehr	Verteilung vom Sedimentationsbecken auf die 3 Straßen im Filterbecken durch Rohre
Einleitung in	OW	OW
Fläche EZG / Fläche Filterb.	21,1	395

Die GSA H wurde in der Winterperiode 2005 in Betrieb genommen, um die Reinigungsleistung von technischen Filtermaterialien in Bezug auf Abwasser von Parkplätzen zu untersuchen. Ein Mineralölabscheider ist dem Sedimentationsbecken vorgeschaltet. Das Abwasser passiert den Mineralölabscheider, wird im freien Gefälle auf die 3 Filterstraßen aufgeteilt und durch Gravitation vom technischen Filtermaterial gereinigt. Die Filterstraße 2 entspricht dem unter Laborbedingungen getesteten technischen Filtermaterial TF If. Über einen Kontrollschacht kann jede einzelne Filterstraße beprobt werden.

Die Anlage A2 ist in der Abbildung 12 dargestellt.



Abbildung 12: GSA A2, links Übersicht der Anlage (Luftbild: NÖ ATLAS, 2012) modifiziert, rechts oben: Sedimentationsbecken, rechts unten: Filterbecken

5.7.2.2 Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit der GSA in Betrieb

Bei der Prüfung der hydraulischen Leitfähigkeit orientiert sich die RVS 04.04.11 an der ÖNORM B 4422-2 (2002), bei der die Infiltrationsversuche mit Hilfe von in die Filteroberfläche eingelassenen Betonringen, mit einem Durchmesser von 30 bis 100 cm, durchgeführt werden. Reynolds et al. (2002) verwendete dünne Stahlringe, die 5 cm tief in den Boden eingeschlagen wurden. Diese Methode ist im Vergleich zur ÖNORM B 4422-2 (2002) weit weniger zeitaufwendig und schont ebenfalls die Filteroberfläche. Ring-Infiltrometer nach ÖNORM L 1066 werden häufig zur Messung der Wasserdurchlässigkeit an der Bodenoberfläche verwendet. Die Strömung von Einzelring-Infiltrometer in den Boden ist rotationssymmetrisch zweidimensional-vertikal. Die gesamte Durchflussmenge durch den Boden aus einem Ring-Infiltrometer ist eine Kombination aus vertikaler und horizontaler Infiltration. Die Bestimmung wurde in Anlehnung an die ÖNORM L 1066 durchgeführt.

Die hydraulische Leitfähigkeit wurde von den 2 untersuchten Anlagen (A2 und H) durch Infiltrationsversuche mittels Einzelringversuche analog der von Reynolds et al. (2002) angewandten Methode untersucht, indem an mehreren Punkten im Filterbecken die Infiltrationsraten gemessen wurden. An der Anlage A2 wurden diese Messungen nach einem Jahr wiederholt, um Rückschlüsse über die zeitliche Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeit zu ziehen. Die Abbildung 13 zeigt Infiltrationsversuche mit Einzelring-Infiltrometer und eine Systemskizze eines einfachen Prüfzylinders laut ÖNORM B 4422-2. Der Durchmesser der verwendeten Stahlringe betragen rund 15 cm.



Abbildung 13: links und mittig: Infiltrationsversuche mit Einzelring-Infiltrometer, rechts: Systemskizze Prüfzylinder laut ÖNORM B 4422-2

Bei der Auswertung der Versuche wird, im Gegensatz zur ÖNORM B 4422-2, nicht nur die Überstauhöhe (hydrostatischer Druck) sondern auch der ungesättigte horizontale Fluss unterhalb des Zylinders mitberücksichtigt.

Die Auswertung der Infiltrationsversuche erfolgt durch die Berechnung des Durchlässigkeitsbeiwerts k_{fs} -Wertes laut Reynolds et al. (2002) laut Gleichung 9:

$$k_{fs} = \frac{q_s}{\frac{H}{(C_1 \cdot d + C_2 \cdot a)} + \frac{1}{\alpha \cdot (C_1 \cdot d + C_2 \cdot a)} + 1}$$

Gleichung 9

k_{fs} $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ Durchlässigkeitsbeiwert bei Feldsättigung; Eine vollständige Sättigung kann unter Feldbedingungen i. A. nicht erzielt werden. Wegen der verbleibenden eingeschlossenen Luftblasen ist der k_{fs} -Wert daher stets kleiner als der im Labor bei vollständiger Sättigung gemessene (ganz abgesehen von Inhomogenitäten).

q_s $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ gemessene Infiltrationsrate unter konstanten Überstauhbedingungen

H cm Überstauhöhe; Höhe des stationären Wasserspiegels im Zylinder über der Bodensole

C_1 dimensionslose quasi-empirische Konstante, für $d \geq 3 \text{ cm}$ und $H \geq 5 \text{ cm}$ beträgt $C_1 = 0,316 \pi$

C_2 dimensionslose quasi-empirische Konstante, für $d \geq 3 \text{ cm}$ und $H \geq 5 \text{ cm}$ beträgt $C_2 = 0,184 \pi$

d cm Einschlagtiefe des Innenzylinders in den Boden, $d = 5 \text{ cm}$

- a cm Radius des Zylinders
- α^* cm⁻¹ makroskopischer Kapillarlängenparameter; α^* drückt die relative Bedeutung der Schwerkraft bezogen auf die Kapillarkraft aus, wobei große Werte von α^* die Dominanz der Schwerkraft über die Kapillarkraft anzeigen. ,
Für Grobsand, kiesiger Sand und Böden mit zahlreichen Rissen und/oder Makroporen gilt $\alpha^* = 0,36$.

Die hydraulischen Leitfähigkeiten der 2 GSA wurden an folgenden Tagen gemessen:

GSA A2: 24.08.2011, 03.07.2012

GSA H: 10.07.2013

Zusätzlich zu den vor Ort gemessenen Durchlässigkeiten wurde mit Hilfe der Filtersubstratanalysen von der Gewässerschutzanlage A2 die Durchlässigkeit ($k_{f,Ros}$ -Wert) aus der Kornverteilung berechnet. Für die Berechnung der k_f -Werte mit Rosetta müssen die Fraktionen von der österreichischen Nomenklatur in die US-amerikanische Nomenklatur transponiert werden. Die Umrechnung des Sand- bzw. Schluffanteils in diese internationale Norm erfolgt nach Gleichung 10 bzw. Gleichung 11 aus Kammerer (2013).

$$p_{SI} = p_{SA} + p_{UA} * 0,068$$

Gleichung 10

$$p_{UI} = p_{UA} * 0,932$$

Gleichung 11

- p_{SA} (%) Massenanteil Sand nach österreichischer Nomenklatur
- p_{UA} (%) Massenanteil Schluff nach österreichischer Nomenklatur
- p_{SI} (%) Massenanteil Sand nach internationaler Nomenklatur
- p_{UI} (%) Massenanteil Schluff nach internationaler Nomenklatur

5.7.2.3 Korngrößenanalyse der GSA in Betrieb

Filtersubstratanalysen wurden von der GSA A2 (1-Schicht-Bodenfilter) untersucht. Dabei wurde an jenen Messpunkten Filtersubstrate entnommen, an denen die Infiltrationsversuche durchgeführt wurden. Dabei wurden je nach Mächtigkeit des Filters zwei bis drei Entnahmehorizonte ausgewählt. Von der obersten Schicht wurde die Grasnarbe abgestochen um die organische Substanz zu entfernen. Die Substratproben wurden als gestörte Proben zu jeweils 0,5 L in verschiedenen Tiefen der Filterschicht entnommen.

Als erster Schritt der Korngrößenanalysen erfolgte die Trennung der Skelettfractionen (>2 mm) vom Feinboden durch Trockensiebung. Aus dem daraus gewonnenen Feinboden wurden die einzelnen Sandfraktionen mittels Nasssiebung abgetrennt und gewogen. In weitere Folge wurden mit Hilfe des Pipettierverfahrens nach Kubiena die Schluff- und Tonanteile bestimmt. Diese Siebanalysen wurden im Labor des Instituts für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft (IHLW) an der BOKU durchgeführt. Die Analysemethoden und Auswertungen entsprechen im Wesentlichen denen der ÖNORMEN L1061-1 (2002) und L1061-2 (2002).

Der Skelettanteil der Filtersubstrate wurde im Vorfeld der Probenahme geschätzt um das nötige Probenvolumen zu bestimmen. Dabei wurde, auch aufgrund der Materialspezifikation der entsprechenden Normen, von geringeren Skelettanteilen ausgegangen. Die entnommenen Probenvolumen waren für eine qualifizierte Bestimmung des Skelettanteils zu gering. Aufgrund der vielen Stichproben (bis zu 12) in den sehr homogenen Filterschichten dürften die Mittelwerte dieser Stichproben den Skelettanteil recht gut repräsentieren.

5.7.2.4 Analyse der Straßenabwässern der GSA in Betrieb

Bei der GSA A2 erfolgte ereignisbezogene und bei der GSA H nicht ereignisbezogene Probenahmen. Die Probenentnahme erfolgte unterhalb der Wasseroberfläche mit Hilfe eines Probenschöpfers aus Polyethylen. Die Proben wurden in die dafür vorgesehenen Probenflaschen überführt und zur Universität für Bodenkultur gebracht, wo sie bei 4 °C bis zur Analyse gelagert wurden. Ein Überblick über die Anzahl der gezogenen Proben an den verschiedenen Entnahmepunkten gibt Tabelle 31 wieder.

Tabelle 31: Beprobungsumfang der Wasseruntersuchungen

Probenahmezeitpunkt	Probenahmestelle		A2	H
Ereignisbezogen Set 1	Zulauf		12	
	VBW		6	-
	Ablauf		9	
Ereignisbezogen Set 2	Zulauf		1	
	VBW		0	-
	Ablauf		3	
nicht ereignisbezogen Set 1 und 2	Zulauf			1
	Ablauf		-	1 *)

**) jeweils 1 Probe von jeder Straße und 1 Mischprobe*

Es wurden von den Wasserproben der GSA A2 und H folgende Parameter untersucht:

Set 1: AFS, pH-Wert, Leitfähigkeit, TC, DC, TOC, DOC, TN und TN filtriert

Set 2: PAK's, Chlorid und Schwermetalle (Ba, Pb, Ca, Cd, Cr, Ni, Ti, V und Zn), KW-Index, Nitrat, Phosphat und Sulfat

Die Auswahl dieser Parameter erfolgte aufgrund der entsprechenden Verordnungen der einzelnen GSA.

Es wurde von den 2 GSA an folgenden Tagen Proben gezogen:

GSA A2: 04.05.2013; 22.05.2013 um 11:50, 12:10 und 12:40; 10.06.2012 um 18:20, 18:30, 18:40, 19:00 und 19:20; 21.06.2012

GSA H: automatische Probenentnahme (LF gesteuert) in den Jahren 2006 und 2007
einmalige Probenentnahme am 10.07.2012

5.8 Analytik

In der Tabelle 32 sind die chemischen Parameter mit ihren dazugehörigen Einheiten, der Bestimmungsgrenze, der Norm und dem Bestimmungsverfahren aufgelistet.

Tabelle 32: Auflistung der Parameter mit dazugehöriger Einheit, Bestimmungsgrenze, Norm und Verfahren

Parameter	als	Einheit	Bestimmungsgrenze	Norm	Verfahren
Abfiltrierbare Stoffe	AFS	mg/L	1	DIN 38409 T2	mittels Membran-Druckfiltration: 0,45µm und 10bar
Acenaphthylen	Acenaphthylen	µg/L	0,005	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Ammonium	N	mg/L	0,03	DIN 38406 T5	photometrisches Verfahren mit Nitroprussidnatrium
Anthracen	Anthracen	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Barium gesamt	Ba	µg/L	3	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Benzo(a)anthracen	Benzo(a)-anthracen	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Benzo(a)pyren	Benzo(a)-pyren	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Benzo(b)fluoranthen	Benzo(b)-fluoranthen	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Benzo(g,h,i)perylen	Benzo(g,h,i)-perylen	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Benzo(k)fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Benzol	C6H6	µg/L	0,1	DIN 38407 F9	GC-MS Bestimmung, Headspace-GC-MS
Blei gelöst	Pb	µg/L	0,5	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Blei gesamt	Pb	µg/L	4	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	O ₂	mg/L	1	EN 1899-1	Bestimmung der Sauerstoffabnahme nach 5 Tagen bei 20°C mittels Verdünnungsmethode
Cadmium gelöst	Cd	µg/L	0,05	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Cadmium gesamt	Cd	µg/L	0,1	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Chlorid	Cl ⁻	Mg/L	0,2	EN ISO 10304-1	Ionenchromatographie
Chrom gelöst	Cr	µg/L	0,5	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Chrom gesamt	Cr	µg/L	1	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung
Chrysen	Chrysen	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	O ₂	mg/L	20	DIN 28409 T41	mittels K2Cr207 – Titration gemessen

Parameter	als	Einheit	Bestimmungs- grenze	Norm	Verfahren
Dibenzo(a,h)anthracen	Dibenzo(a,h)- anthracen	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Ethylbenzol	C7H8	µg/L	0,2	DIN 38407 F9	GC-MS Bestimmung, Headspace-GC-MS
Fluoranthren	Fluoranthren	µg/L	0,02	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Fluoren	Fluoren	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Indeno(1,2,3)pyren	Indeno(1,2,3)- pyren	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Kupfer gelöst	Cu	µg/L	1	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS- Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Kupfer gesamt	Cu	µg/L	3	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS- Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
KW-Index	KW-Index	mg/L	0,1	DIN EN ISO 9377-2	Lösungsmittlextraktion (Flüssiginjektion) und anschließende Messung mittels Gaschromatographie FID
MTBE	MTBE	µg/L	0,1		Messung der filtrierten Probe mittels GC/MS Headspace
Naphthalin	Naphthalin	µg/L	0,02	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Nickel gelöst	Ni	µg/L	0,5	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS- Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Nickel gesamt	Ni	µg/L	0,5	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS- Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Nitrat	NO3-N	mg/L	0,1	EN ISO 10304-1	Ionenchromatographie
Phenanthren	Phenanthren	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Phosphat	PO3-P	mg/L	0,5	EN ISO 10304-1	Ionenchromatographie
Phosphor gesamt	P	mg/L		DIN EN ISO 6878	photometrisches Verfahren mit Ammoniummolybdat
Pyren	Pyren	µg/L	0,01	DIN Normvorschlag F39:2007	Fl./Fl.-Extr. und GC-MS
Sulfat	SO4-	mg/L	0,2	EN ISO 10304-1	Ionenchromatographie
Tenside anionisch	Tenside anionisch	mg/L	0,2 bis 2,0		Messung mittels Hach Lange Küvettest, Tensidmessung mit Photo-Küvetten
Tenside kationisch	Tenside kationisch	mg/L	0,2 bis 2,0		Messung mittels Hach Lange Küvettest, Tensidmessung mit Photo-Küvetten
Tenside nicht ionisch	Tenside nichtionisch	mg/L	0,2 bis 6,0		Messung mittels Hach Lange Küvettest, Tensidmessung mit Photo-Küvetten
Titan gesamt	Ti	µg/L	3	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS- Bestimmung nach Zentr./Aufschl.

Parameter	als	Einheit	Bestimmungs- grenze	Norm	Verfahren
TNb (Gesamter gebundener Stickstoff)		N mg/L	1	DIN EN 12260	Verbrennung, Chemielumineszenz
TOC (Gesamter organischer Kohlenstoff) DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)		C mg/L	1	DIN EN 1484 H3	Messung nach Ansäuerung mittels NDIR-Messgerät DOC mit vorheriger Filtration
TC (Gesamtkohlenstoff) DC (Gesamtkohlenstoff gelöst)		C mg/L	1	DIN EN 1484 H3	Verbrennung und NDIR-Detektion
Toluol	C ₆ H ₅ CH ₃	µg/L	0,2	DIN 38407 F9	GC-MS Bestimmung, Headspace-GC-MS
Vanadium	V	µg/L	2	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Xylol	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	µg/L	0,25	DIN 38407 F9	GC-MS Bestimmung, Headspace-GC-MS
Zink gelöst	Zn	µg/L	3	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
Zink gesamt	Zn	µg/L	6	EN ISO 17294-2 E29	halbquantitative ICP-MS-Bestimmung nach Zentr./Aufschl.
pH-Wert	pH-Wert	-	-	DIN 38404 C5	pH Elektrode geeicht mit käuflichen Standardpuffern 4 und 7
elektrische Leitfähigkeit	elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	-	EN 13038	Leitfähigkeitselektrode

5.8.1 Korngrößenverteilung

Die Anteile der verschiedenen Korngrößen der verwendeten Filtersubstrate wurden mittels einer Siebanalyse in Anlehnung an die ÖNORMEN L 1061–1 (2002) und L 1061–2 (2002) bestimmt. Die Korngrößenverteilung wurde in den meisten Fällen unter Einbeziehung aller Korngrößen bis zu 11,2 mm ermittelt. Für die Bestimmung der Sand, Schluff und Tonfraktion wurde nur der Feinanteil < 2 mm herangezogen. Für Bodenmaterialien werden die Massenanteile an Schluff und Ton (< 0,063 mm) durch das Pipettierverfahren nach Kubiena bestimmt.

5.8.2 Partikelmessung

Die Anzahl und Korngrößenverteilung der Partikel wurde mit dem Partikelzähler Abakus mobil fluid mit einem Lasersensor bestimmt. Das ist ein Mess- und Auswertesystem zur Bestimmung der Anzahl und Größe von Partikeln in Flüssigkeiten. Das Messsystem eignet sich für den stationären Laboreinsatz. Es deckt durch die variable Ausrüstung mit unterschiedlichen Sensoren einen Messbereich von 1 µm bis 100 µm ab. Das Gerät misst in einer 10 mL Probe 10 Mal die Partikelanzahl der Probe und errechnet daraus einen Mittelwert.

5.8.3 Messung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS)

Die abfiltrierbaren Stoffe wurden mittels Druckfiltration über 0,45 µm Membranfilter bestimmt. Die Filter wurden in einem Trockenschrank bei Standardbedingungen (110 °C) getrocknet und vor und nach der Filtration mittels Feinwaage gewogen. Aus der Gewichts Differenz und dem Filtratvolumen wurde die Konzentration in mg/L berechnet.

5.8.4 Trübungsmessung

Für die Bestimmung der Trübung im Ablauf der Säulen wurde das Trübungsmessgerät Turbiquant 1100 IR mit drei Kalibrierpunkten (1000 NTU, 10 NTU und 0,2 NTU) verwendet.

5.8.5 Schwermetallmessung

Für die Bestimmung der Schwermetalle (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn) wurde ein ICP-Massenspektrometer ELAN DRC-E (Perkin-Elmer, Sciex, Canada) mit einem Crossflow-Zerstäuber verwendet. Die Daten wurden mit ELAN® 6000/6100 und DRC TM Version 3,3 Software (Perkin-Elmer, Sciex, Canada) ausgewertet. In Tabelle 33 werden die Bestimmungsgrenzen für gelöste Anteile bzw. für Gesamtgehalte nach Mikrowellen-Aufschluss angegeben. Bei Messung im Totalquant-Modus (TQ) ergeben sich schlechtere Bestimmungsgrenzen; normalerweise wurden die Proben im Singlequant-Modus (quant) gemessen.

Tabelle 33: Aktuelle Bestimmungsgrenzen für die ICP-MS

Parameter	BG ppb gelöst quant	BG ppb gesamt quant	BG ppb gelöst TQ
Cd	0,05 ppb	0,1 ppb	2,0 ppb
Cr	0,5 ppb		3,0 ppb
Cu	1,0 ppb	3,0 ppb	2,0 ppb
Ni	0,5 ppb		2,0 ppb
Pb	0,5 ppb		2,0 ppb
Zn	3,0 ppb	6,0 ppb	5,0 ppb
KW-Index			0,1 ppm

BG: Bestimmungsgrenzwerte

Die Kalibrierung der Schwermetallmessung erfolgte durch Messung mittels ICP-MS der wässrigen Standardlösungen. Ein interner Standard (10mg/L Indium) wurde zur Kompensation der variierenden Plasmabedingungen herangezogen. Der Arbeitsbereich beträgt 5 bis 200 ppb für jedes Element. In diesem Konzentrationsbereich sind die Kalibrierfunktionen linear, mit einem Regressionskoeffizienten von 0,9997 bis 0,9999. Für die Bestimmung der Totalgehalte an Schwermetallen (nach Aufschluss) wurden die Kalibrierlösungen so wie Proben behandelt.

Eine Multielement-ICP-Standardlösung A 28 L (geliefert von Roti® STERN CarlRoth GmbH) wurde für die Herstellung der Kalibrierlösungen verwendet. Die Kalibrierlösungen wurden in 1 % HNO₃ plus 40 mg/L Ca und 20 mg/L Mg vorbereitet.

5.8.6 Kohlenwasserstoff-Index mittels Gaschromatographie (GC FID)

Die EN ISO 9377-2:2000, Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index, Teil 2: Verfahren nach Lösungsmittelextraktion und Gaschromatographie besagt:

„Dieses Verfahren ist für Trink- und Oberflächenwasser, Kläranlagenabläufe sowie Abwässer geeignet und erlaubt die Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index in Konzentrationen oberhalb 0,1mg/L. Das Verfahren ist nicht für eine quantitative Bestimmung von flüchtigen Mineralölbestandteilen geeignet, kann jedoch auf der Basis der Peakmustererkennung eine qualitative Information zur Zusammensetzung der Mineralölbelastung liefern. Der Parameter ist die Summe der Konzentrationen der mit dem Kohlenwasserstoff-Lösemittel, Siedepunkt zwischen 36 °C und 69 °C, extrahierbaren Stoffe, die mit Florisil nicht absorbieren und die mit Retentionszeiten zwischen denen von n-Decan (C₁₀H₂₄) und n-Tetracontan (C₄₀H₈₂) chromatographisch bestimmt werden können. Die Wasserprobe wird mit einem Extraktionsmittel (Hexan) extrahiert, und die polaren Substanzen werden in einem clean-up-Schritt über Florisil entfernt. Ein Aliquot der gereinigten Teilprobe wird durch Kapillargaschromatographie über eine unpolare Säule und Detektion mit Flammenionisation (FID) analysiert. Die Gesamtpeakfläche zwischen den Standards n-Decan und n-Tetracontan wird gemessen.“

Als Vergleichswerte können die Grenzwerte der AAEV oder der Schwellenwert lt. QZV Chemie GW herangezogen werden. Die Grenzwerte der AAEV beziehen sich auf die H18-Methode (Summe-KW-Methode), daher sind die analytischen Ergebnisse des Kohlenwasserstoff-Index mittels GC mit diesen Grenzwerten nur bedingt vergleichbar. Der Kohlenwasserstoff-Index wird in mg/L angegeben und die Bestimmungsgrenze liegt bei < 0,1 mg/L Summe-KW.

- Grenzwerte laut AAEV (Allgemeine Abwasseremissionsverordnung), BGBl.1996/186:
 - Einleitung in ein Fließgewässer: Summe-KW: 10 mg/L
 - Einleitung in ein öffentliches Kanalnetz: Summe-KW: 20 mg/L
- Schwellenwert gemäß QZV Chemie GW BGBl II 98/2010 KW – Index 0,1 mg/L

5.8.7 Methyl-tert-butylether (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 für 10 min geschüttelt. Bei hohen Konzentrationen wurden nur 100 µL der Probe ins Vial pipettiert und mit RO-Wasser aufgefüllt.

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 mm, 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, Scanzeit 0,4 s. Die Quantifizierung erfolgte durch die Auswertung der Peakflächen der charakteristischen Masse 73 über externe Standards. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 0,1 µg/L.

Für die höheren Konzentrationen (Messbereich 0,5 bis 1000 mg/L) wurde das System mit einem Split 1:100 betrieben. Bei höheren Konzentrationen wurden die Proben 1:10 verdünnt.

6 Ergebnisse und Diskussion

6.1 Ergebnisse der Batchversuche

6.1.1 Ergebnisse der Kinetikversuche

Die Reinigungsleistung von Gewässerschutzanlagen ist stark abhängig von den k_f -Werten der Filtersubstrate, aber auch von deren Sorptionskapazität. Die Aufnahme von Spurenstoffen (Schwermetallen, PAK usw.) durch das Filtersubstrat über die Zeit ist ein wichtiger Parameter für die Auswahl der Materialien und Entwicklung der Filterkörper. Ein Filtersubstrat soll eine hohe Spurenstoffaufnahme in möglichst kurzer Zeit haben. Bei diesen Versuchen wurden 3 Minuten als minimale Schüttelzeit gewählt, aber durch die Manipulationszeit der Proben war eine gewisse Zeit für z.B. Substrat-, Lösungs- und Mischungsvorbereitung, Schüttelzubereitung und Stofftrennung der Suspension notwendig. Deshalb waren Kontaktzeiten unter 5 Minuten nicht zu realisieren. Die Ergebnisse der Kinetikversuche für Boden A und Boden B und die technischen Substrate TF Ia und TF IIa zeigten eine sehr rasche Schwermetallaufnahme. Nach einer Reaktionszeit von 5 Minuten und Ausgangskonzentrationen für Cr, Cu, Ni, Pb von jeweils 1 mg/L und Zn 10 mg/L konnten bereits 96 % der Schwermetalle eliminiert werden. Die Konzentration in der Lösung (C_e) lag unter 0,1 mg/L bei Cr, Cu, Ni und Pb – und unter 0,5 mg/L bei Zn. Die Ergebnisse der Kinetikversuche für BA sind in der Abbildung 14 und für TF IIa in der Abbildung 15 beispielhaft dargestellt. Abbildung 14 und Abbildung 15 lassen erkennen, dass bereits nach einer Kontaktzeit von rund 5 min für die Böden und technischen Substrate das Gleichgewicht erreicht wurde und danach die Beladung der Substrate über die betrachtete Zeit nahezu konstant blieb. Beträgt die Kontaktzeit dieser Substrate mit der Schwermetalllösung > 5 min, ist die Dauer des Sorptionsversuchs für die hier geprüften Sorbens-Sorptiv-Kombinationen bedeutungslos. Beladungen für Kontaktzeiten < 5 min waren aber im Batchversuch nicht ermittelbar.

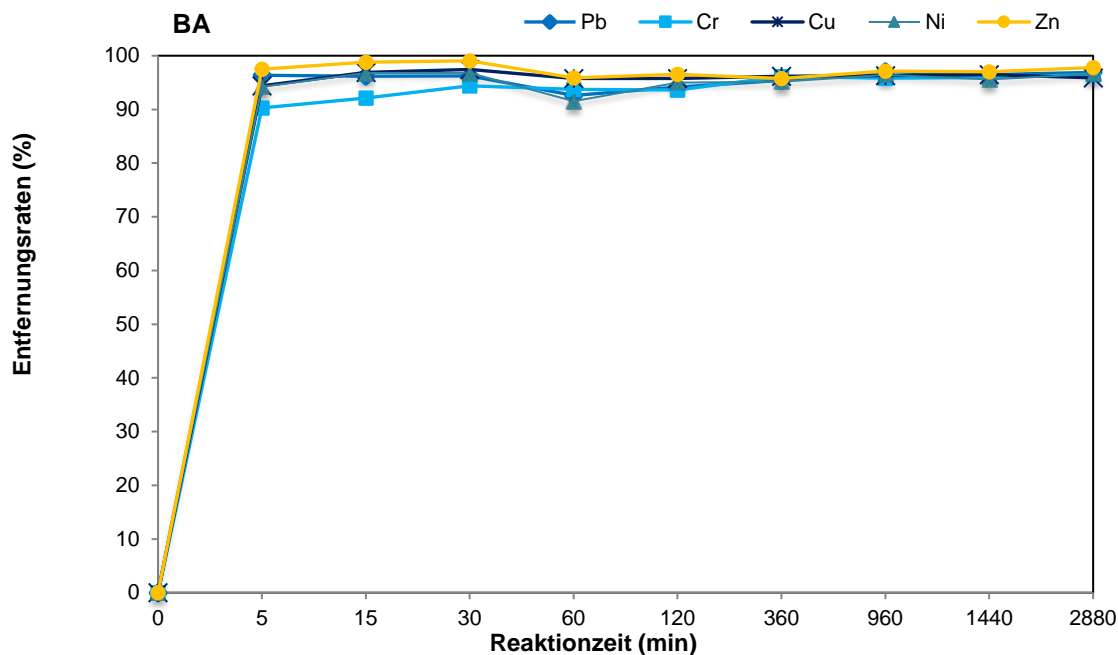


Abbildung 14: Sorptionsrate der Schwermetalle an Boden BA in Abhängigkeit von der Schüttelzeit in den Batchversuchen ($C_0 = 1$ mg/L jeweils Cu, Cr, Ni, Pb und 10 mg/L Zn)

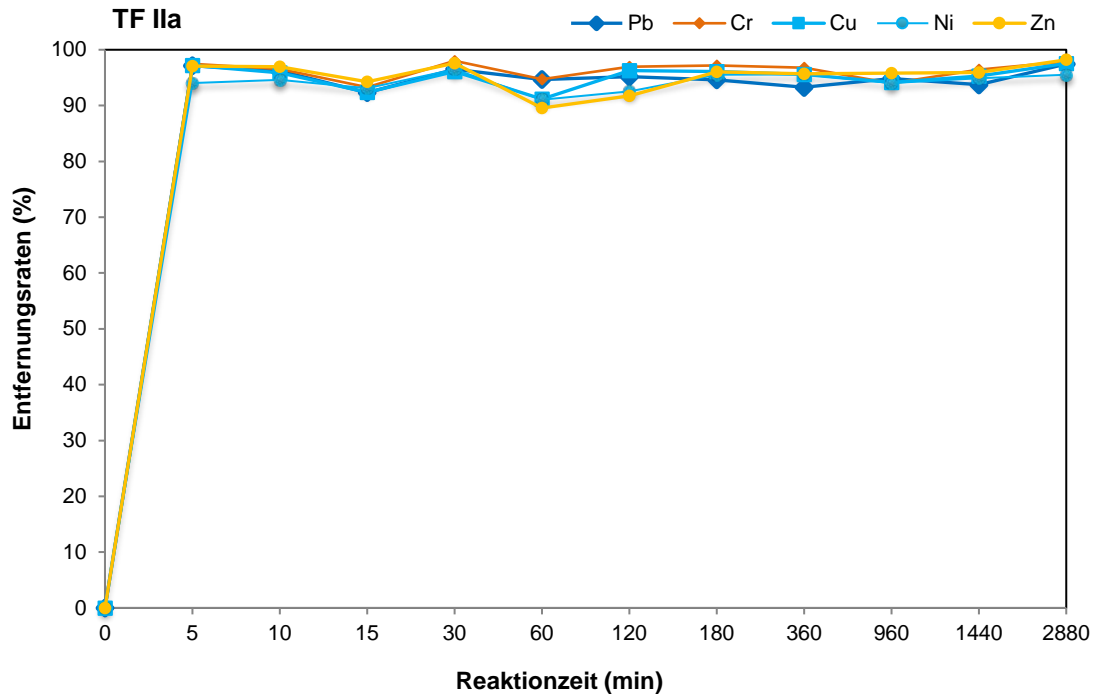


Abbildung 15: Sorptionsrate der Schwermetalle an TF IIa in Abhängigkeit von der Schüttelzeit in den Batchversuchen ($C_0 = 1$ mg/L jeweils Cu, Cr, Ni, Pb und 10 mg/L Zn).

Im Gegensatz zu den Böden und technischen Substraten, steigt die Beladung des Quarzsands bis ca. 360 min sehr leicht degressiv an und bleibt dann über die betrachteten Kontaktzeiten konstant (Abbildung 16). Nur die Aufnahme von Pb an Quarzsand war sehr rasch und blieb über die Reaktionszeit konstant (siehe Abbildung 16). Bei einer Reaktionszeit von 5 Minuten und Ausgangskonzentrationen für Cr, Cu, Ni, Pb von jeweils 1 mg/L und für Zn von 10 mg/L konnten bereits 34 % an Cr, 47 % an Cu, 15% an Ni, 92% an Pb und 38% an Zn eliminiert werden.

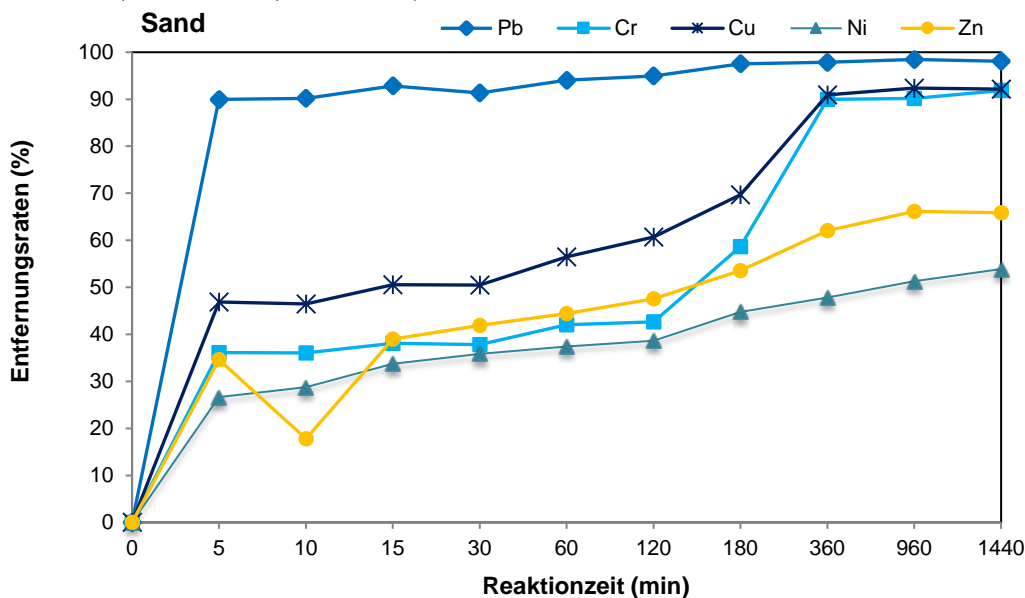


Abbildung 16: Sorptionsrate der Schwermetalle an Quarzsand in Abhängigkeit von der Schüttelzeit in Batchversuchen ($C_0 = 1$ mg/L jeweils Cu, Cr, Ni, Pb und 10 mg/L Zn).

6.1.2 Ergebnisse der Gleichgewichtsversuche im Batchtest

Die Leistung des untersuchten Filtersubstrats bei der Verringerung der Schwermetallgehalte wurde mit synthetischen Lösungen ermittelt, indem der Prozentsatz des entfernten Schwermetalls nach der 16 stündigen Schüttelperiode berechnet wurde (Gleichung 2).

Bei Ausgangskonzentrationen $> 50 \mu\text{g/L}$ erwiesen sich die getesteten Filtersubstrate (außer Quarzsand) als sehr effektiv bei der Entfernung von $> 90 \%$ der Metalle aus den Standardlösungen. Bei Konzentrationen $< 50 \mu\text{g/L}$ lag die Entfernrungsrate $< 70 \%$. Es ist zu erwarten, dass sich bei gewissen geringen Konzentrationen ein Gleichgewicht einstellen würde, bei dem die Entfernung gering ist. Vergleicht man die Entfernungseffizienz (in %) für die verschiedenen Substrate, zeigt sich, dass sich die auf Bodenmaterialien sehr ähnlich verhalten wie die mineralischen Substrate ($\text{BB} \approx \text{BA} \approx \text{TF IIa} \approx \text{TF Ia} > \text{S}$) außer Sand. Eine bevorzugte Adsorptionsabfolge kann für alle Substrate für die Metalle wie folgt festgelegt werden: $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Ni}$. Eine Erhöhung der Anfangskonzentrationen löst auch eine Erhöhung der Gleichgewichtskonzentrationen aus, die Entfernungsleistung bleibt jedoch annähernd gleich. Deshalb ist die Entfernungsquote alleine kein Indikator für die Bewertung eines Filtersubstrats.

Batch-Sorptionsuntersuchungen zeigten eine hervorragende Schwermetallentfernungsleistung der untersuchten Filtermedien bei hohen Schwermetallkonzentrationen. Hintereinandergeschaltete Batchversuche mit unterschiedlichen Kupfer- und Zinkkonzentrationen wurden nicht durchgeführt.

Da es aufgrund der beschränkten Löslichkeit der Schwermetalle bei dem gewählten pH-Wert, konnten keine maximalen Beladungskapazitäten bestimmt werden. Aus diesem Grund war es auch nicht möglich die Isothermen mit der Langmuir-Funktion anzugleichen, sondern nur mit der nach Freundlich.

In Abbildung 17 bis Abbildung 21 sind die Gleichgewichtskonzentrationen der Metallionen bei unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen im Verhältnis zur Gleichgewichtskonzentration am Feststoff des Filtersubstrats dargestellt. Die Ergebnisse für Cu, Cr, Ni, Pb und Zn beziehen sich auf Metallionenlösungen. Die Experimente sind im Doppelansatz ausgeführt worden und die Werte stellen den Durchschnitt der Analysenergebnisse dar.

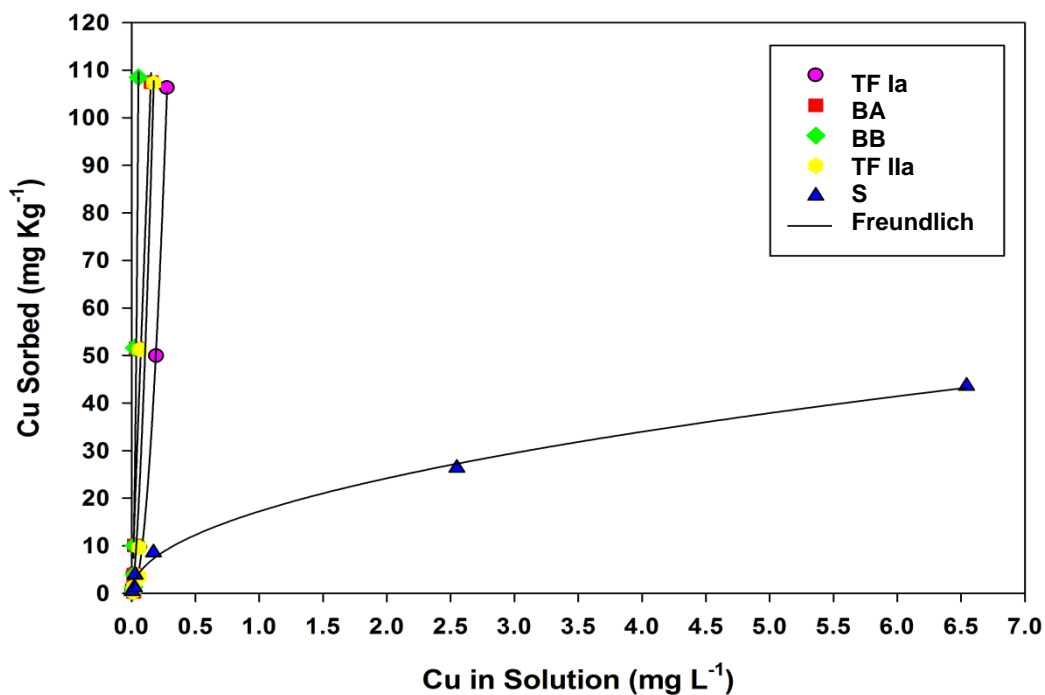


Abbildung 17: Cu-Sorptionsisotherme für verschiedene Substrate

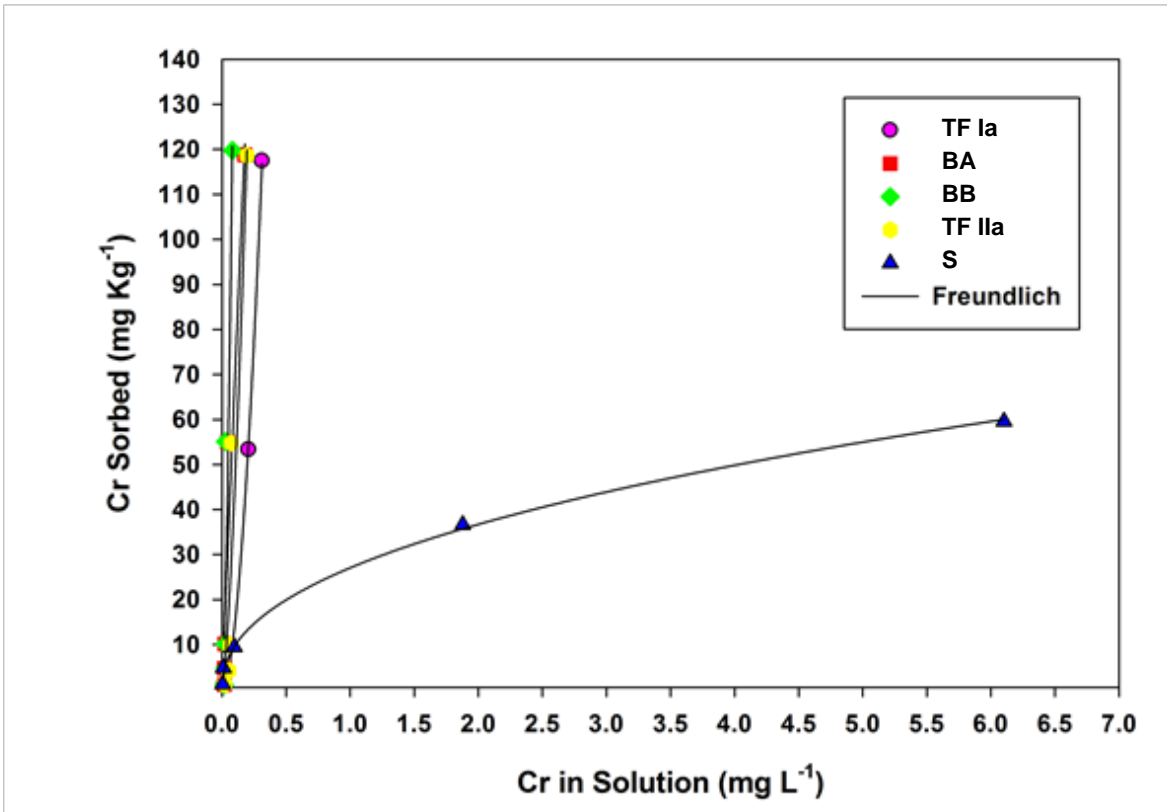


Abbildung 18: Cr-Sorptionisotherme für verschiedene Substrate

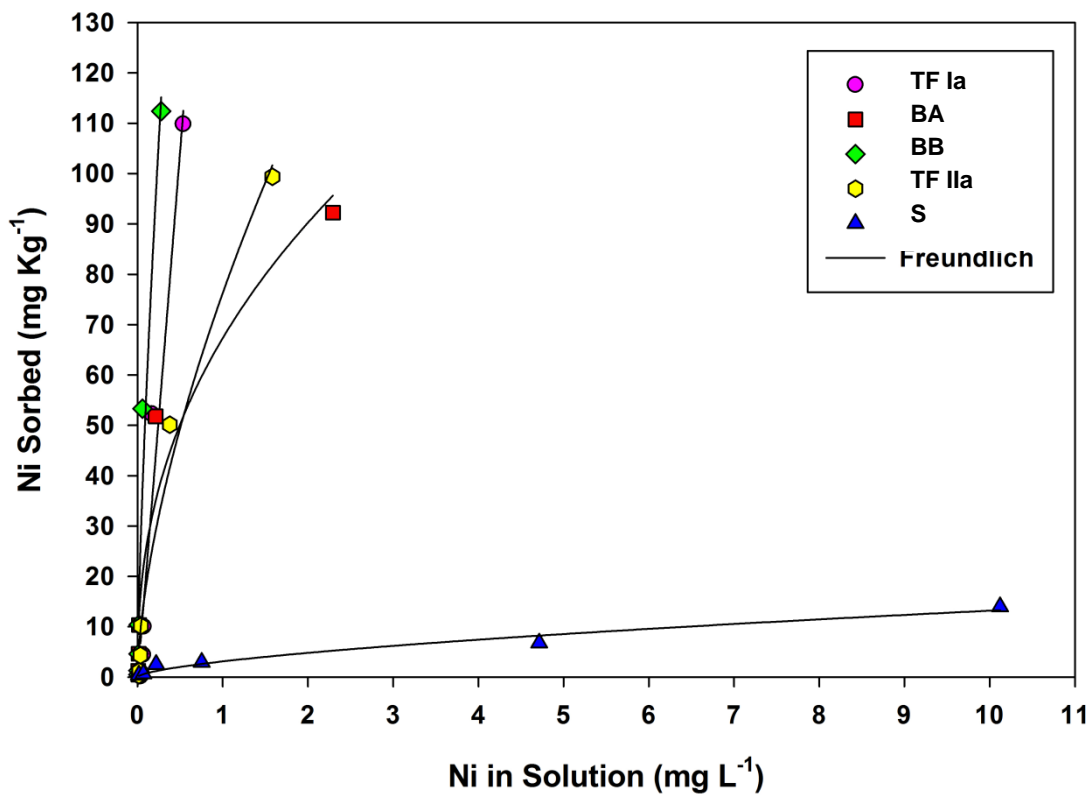


Abbildung 19: Ni-Sorptionisotherme für verschiedene Substrate

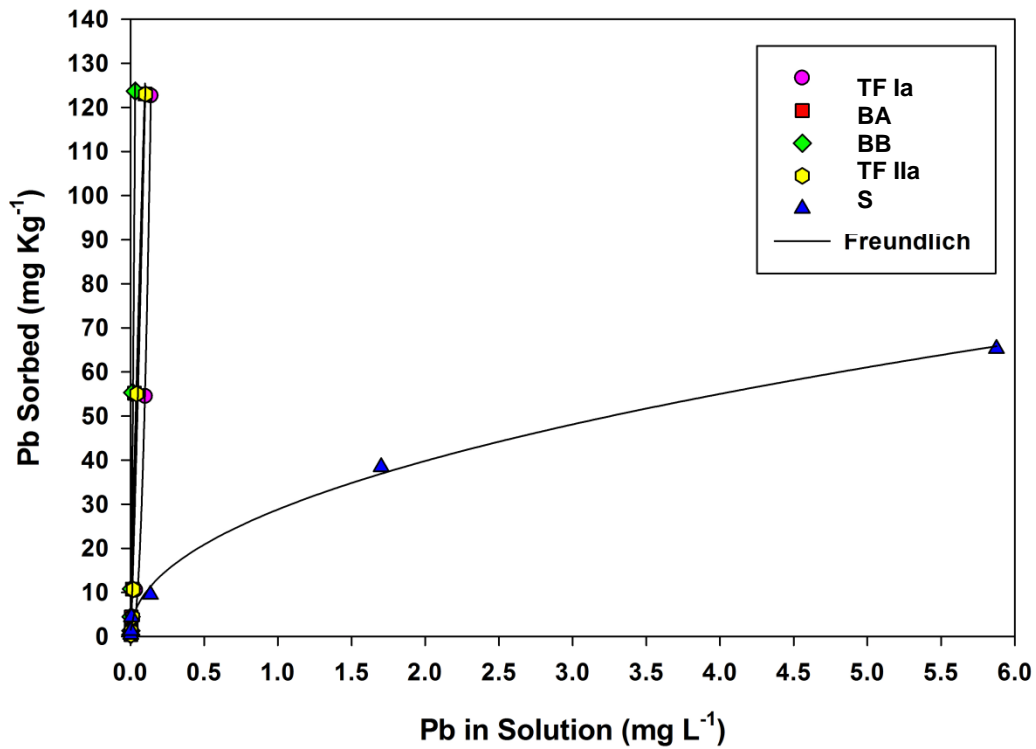


Abbildung 20: Pb-Sorptionsisotherme für verschiedene Substrate

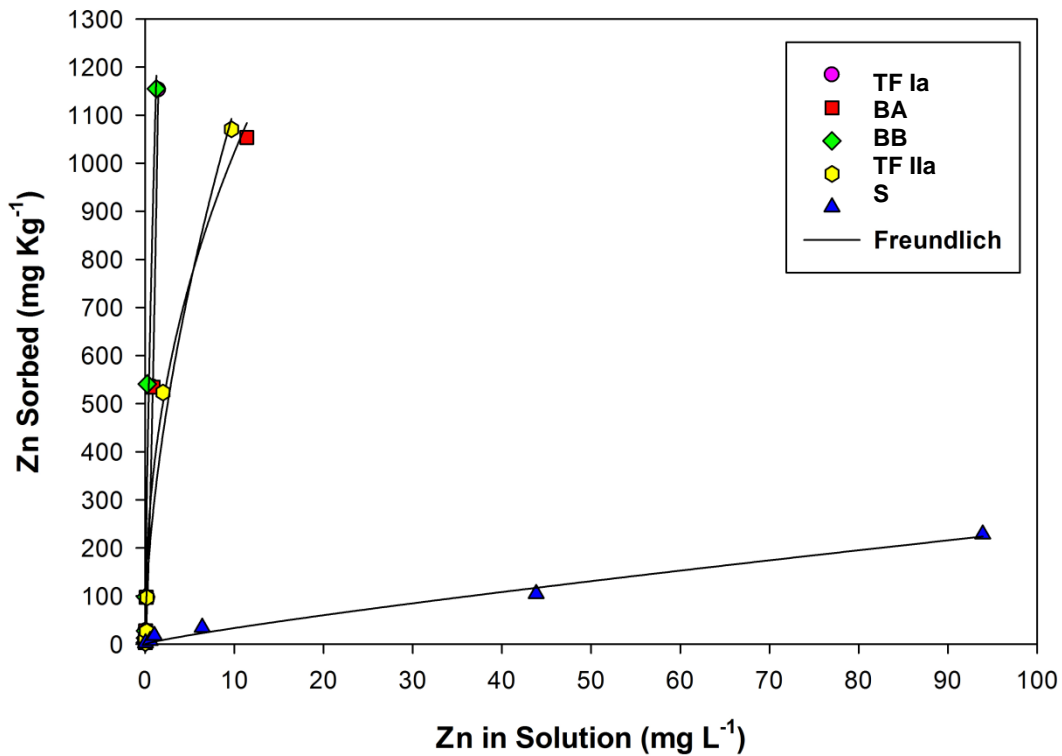


Abbildung 21: Zn-Sorptionsisotherme für verschiedene Substrate

Wie in Abbildung 17 gezeigt, erhöhte sich die Beladung der bodenbasierten und der mineralischen Substrate für die Cu-Ionen mit einer erhöhten Anfangskonzentration der Cu-Ionen. Aufgrund der beobachteten hohen Adsorptionskapazität war es nicht möglich, eine Sättigungskonzentration (maximale Beladungskapazität) zu erreichen. Die Erhöhung der Ausgangskonzentration der Cu-Ionen über das Niveau von 10 mg/L hinaus führte entweder zu einer Absenkung des pH-Wertes durch die saure Stammlösung, welche nicht relevant in Bezug auf den Regenwasserabfluss ist bzw. die Einstellung des pH-Wertes würde zu einer Fällung des Metalls als Hydroxid, da z.B. das Löslichkeitsprodukt für $\text{Cu}(\text{OH})_2$ bei $10^{-20} \text{ mol}^3/\text{L}^3$ liegt, führen. Wie man aus Abbildung 17, Abbildung 18 und Abbildung 20 sehen kann, waren die Freundlich-Adsorptionsisothermen von Cu, Cr und Pb für die Böden und für die mineralischen Substrate sehr ähnlich. Für Ni und Zn ergibt sich ein ähnliches Bild; BA und TF IIa erreichen bei gleicher Ausgangskonzentrationen höhere Gleichgewichtskonzentrationen für Pb, Ni und Zn verglichen mit TF Ia und BB. Es sei erwähnt, dass die Beladung der getesteten Substrate für Zn deutlich höher war, was auf die hohen Anfangskonzentrationen (0,5 bis 100 mg/L) zurückgeführt werden kann. Dies weist auch darauf hin, dass die Filtermedien, außer Sand, bei höheren Cu, Cr, Ni Anfangskonzentrationen eine höhere Beladung haben könnten.

In der vorliegenden Studie wurde die Beladung, die aus der maximal verwendeten Anfangskonzentration von 10 mg/L in Bezug auf Cu, Cr, Ni und Pb; 100 mg/L und für Zn erhalten wurde, als Referenzbeladung für die Interpretation und den Vergleich verwendet (Tabelle 34).

Tabelle 34: Gleichgewichtskonzentrationen und Gleichgewichtsbeladungen der Filtersubstrate bei einer Ausgangskonzentration von jeweils 10 mg/L für Cu, Cr, Ni, Pb und 100 mg/L für Zn (5 g Substrat und 50 mL Schwermetalllösung)

Substrate	Gleichgewichtskonzentrationen ($\mu\text{g/L}$)					Beladung (mg/kg)				
	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
Ausgangskonzentration	10853	12060	11520	12400	116761					
TF Ia	278	312	538	34	1483	106	116	110	123	1152
TF IIa	174	194	1583	102	9685	107	99	119	123	1071
Sand	6543	6101	10121	5876	93961	43	60	14	65	228
Boden (BA)	153	178	2294	99	11413	107	119	92	123	1054
Boden (BB)	54	80	278	32	1270	108	120	112	124	1155

Mit einer geringen Präferenz zeigt der Vergleich der Adsorptionskapazitäten der 4 Adsorbentien, dass sie sich wie folgt verhalten: $\text{BB} \approx \text{BA} \approx \text{TF IIa} \approx \text{TF Ia}$. Im Vergleich zu den Böden und mineralischen Substraten war die Adsorptionskapazität des Quarzsandes sehr niedrig. Die maximale Beladung war in der Reihenfolge $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Ni}$, wenn die anfänglichen Ionenkonzentrationen im Bereich von 50 bis 10000 $\mu\text{g/L}$ für Cu, Cr, Ni und Pb; und 0,50 bis 100 mg/L für Zn lagen. Die Gleichgewichtskonzentrationen waren etwas unterschiedlich je nach Substrat, allerdings wurde Ni auch von Bodensubstraten nicht optimal entfernt,

Für die gut adsorbierenden Substrate war es nicht möglich eine maximale Kapazität anzugeben, weil die Schwermetalllösungen sehr stark angesäuert werden müssten, um diese in Lösung zu halten. Durch eine entsprechende Pufferkapazität würden die Schwermetalle ausgefällt werden, wodurch eine Interpretation des Adsorptionseffektes schwierig wird. Sand wies im Allgemeinen die niedrigsten Beladungen auf, während bei BB verhältnismäßig höhere Beladungen beobachtet wurden.

Die Ergebnisse zeigten, dass die bodenbasierten und mineralischen Substrate die höchste Adsorptionskapazität für die Entfernung von Schwermetallen aus wässrigen Lösungen mit multiplen Bestandteilen besitzen und dass die Kapazitäten der Substrate gleichwertig und für die Bewertung vergleichbar sind.

Um eine Sättigung des Materials im Batchversuch doch noch erreichen zu können, wurde ein Verfahren analog zu Helliges (2007) gewählt. Es wurden die Feststoffe in größeren Volumina und mit hohen Schwermetallkonzentrationen geschüttelt. Danach wurde durch Waschen des Filterkuchens mit dem angesäuerten Filtrat versucht die oberflächlich adsorbierten Schwermetallpräzipitate abzulösen. Die Ergebnisse waren wenig aussagekräftig, weil die Endkonzentration für die Substrate gleich oder sogar höher als die Ausgangskonzentration war.

6.2 Ergebnisse der Säulenversuche

6.2.1 Ergebnisse der Versuche 1 – 4 – Auswahl der Säulen und Probenahme für den Partikelrückhalt

6.2.1.1 Auswertung Versuchsreihe 1

Das Reinigungsvermögen des Systems in Hinblick auf abfiltrierbare Stoffe (AFS) ist von entscheidender Bedeutung. Ein Großteil der wassergefährdenden Inhaltsstoffe im Niederschlagswasserabfluss kann an Partikel (zumeist an Partikelgrößen von 6 bzw. 10 bis ca. 60 μm) gebunden und somit weitertransportiert und ausgewaschen werden. Der Partikelrückhalt ist also von entscheidender Bedeutung. Daher wurden einerseits die Mengen der Partikel im Ablauf als AFS und andererseits von einigen Proben auch die Partikelgrößenverteilung bestimmt.

Im Rahmen der ersten Versuchsreihe wurde als Filtersubstrat Sand verwendet und zwei Säulenarten mit glattem und geripptem Rohr eingesetzt. Die Partikelanzahl der beiden Versuche wurden verglichen (glattes Rohr: Abbildung 22 und Abbildung 23 und geripptes Rohr: Abbildung 24 und Abbildung 25). Es wurden die Fraktionen $> 1 \mu\text{m}$, $> 5 \mu\text{m}$ und $> 10 \mu\text{m}$ jeweils bereinigt um die nächst größere Fraktion dargestellt (bei späteren Versuchen auch $> 20 \mu\text{m}$). Obwohl das Gerät bis zu Partikelgrößen von 100 μm messen kann, ergaben sich für die größeren Partikel keine zuverlässigen Werte.

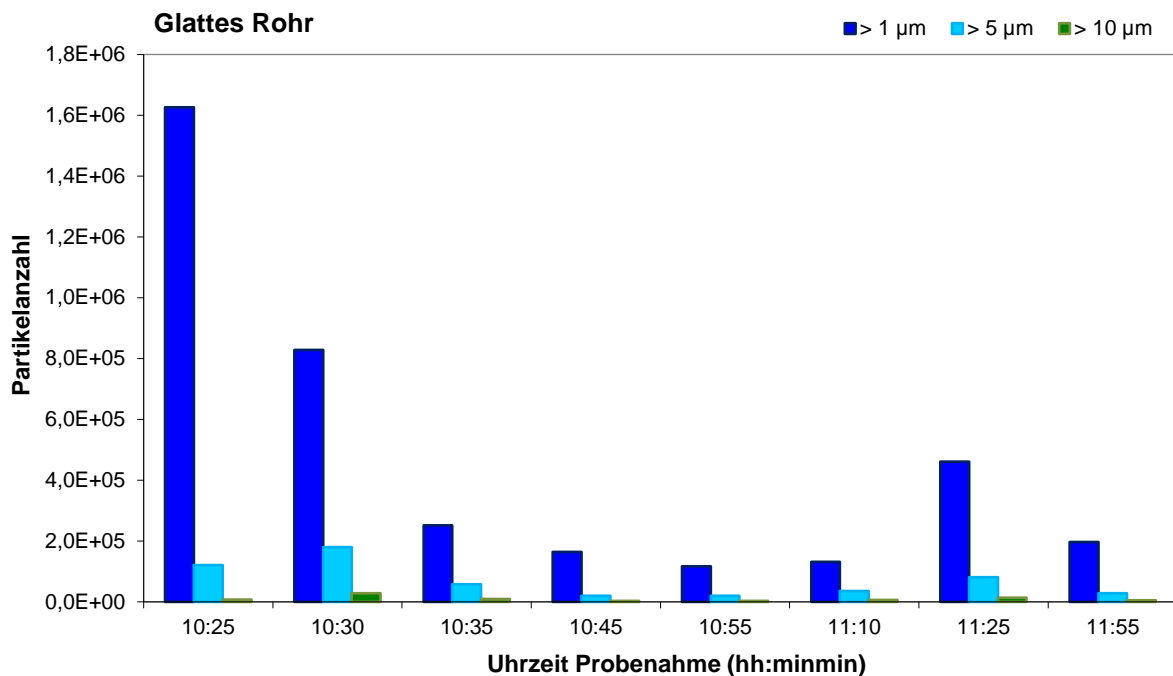


Abbildung 22: Partikelanzahl im Ablauf des glatten Rohres (Quarzmehl Millisil W4; Filtermaterial Quarzsand) (V1)

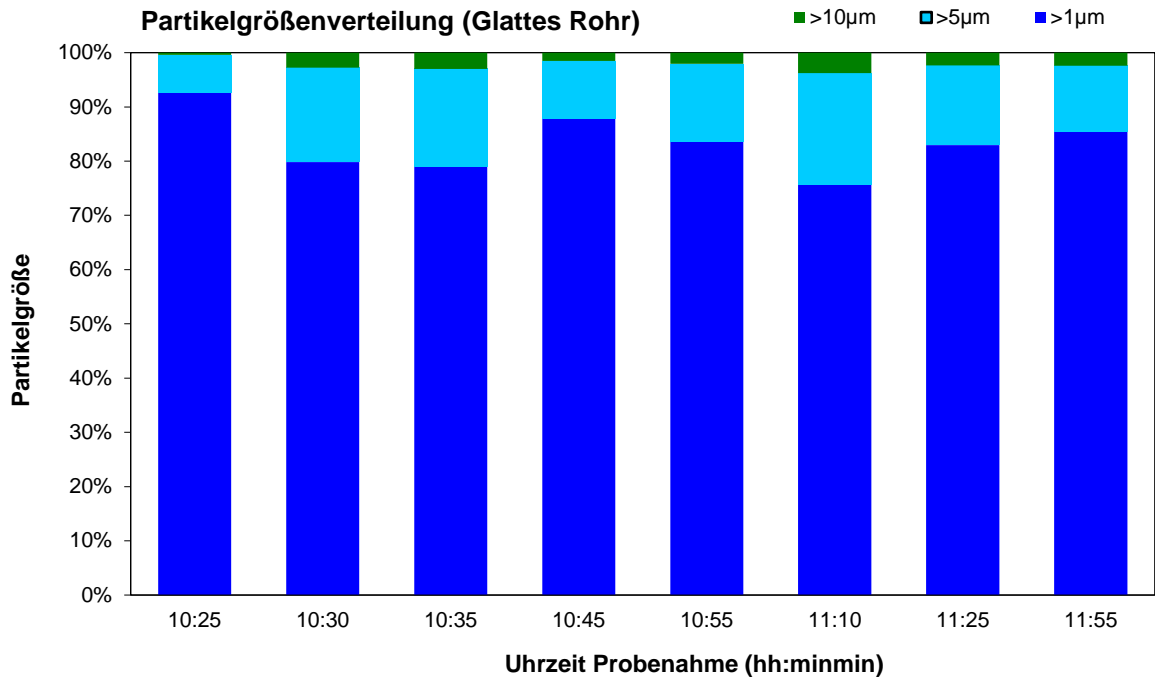


Abbildung 23: Partikelgrößenverteilung im Ablauf des glatten Rohres (Quarzmehl Millisil W4; Filtermaterial Quarzsand) (V1)

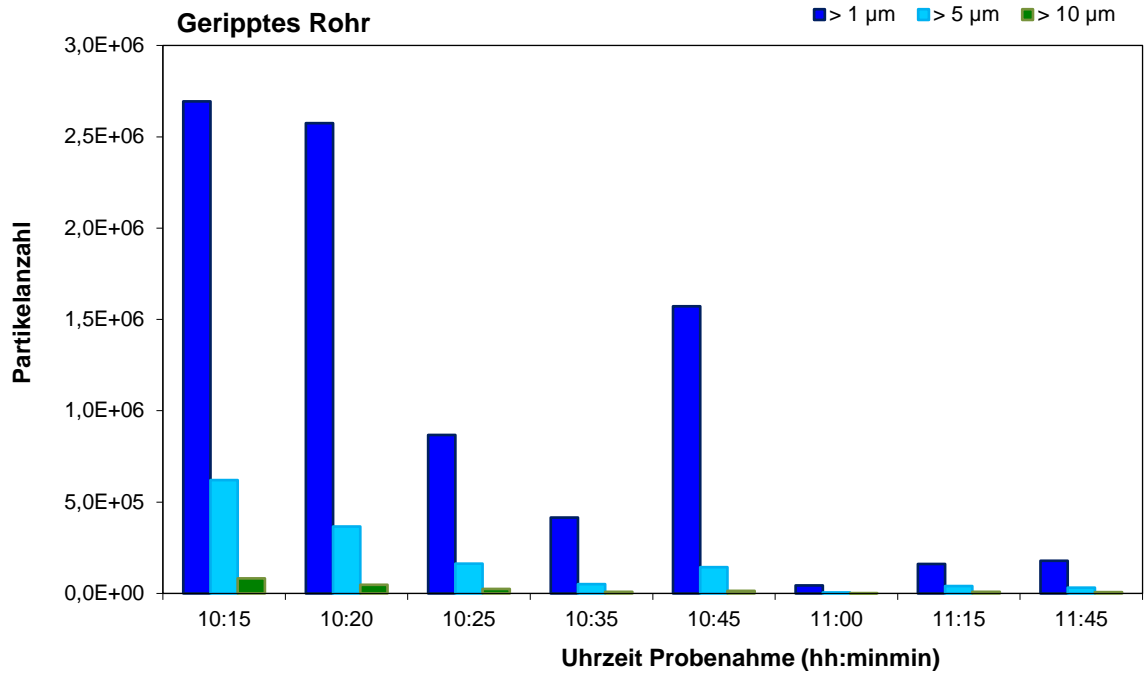


Abbildung 24: Partikelanzahl im Ablauf des gerippten Rohres (Quarzmehl Millisil W4; Filtermaterial Quarzsand) (V1)

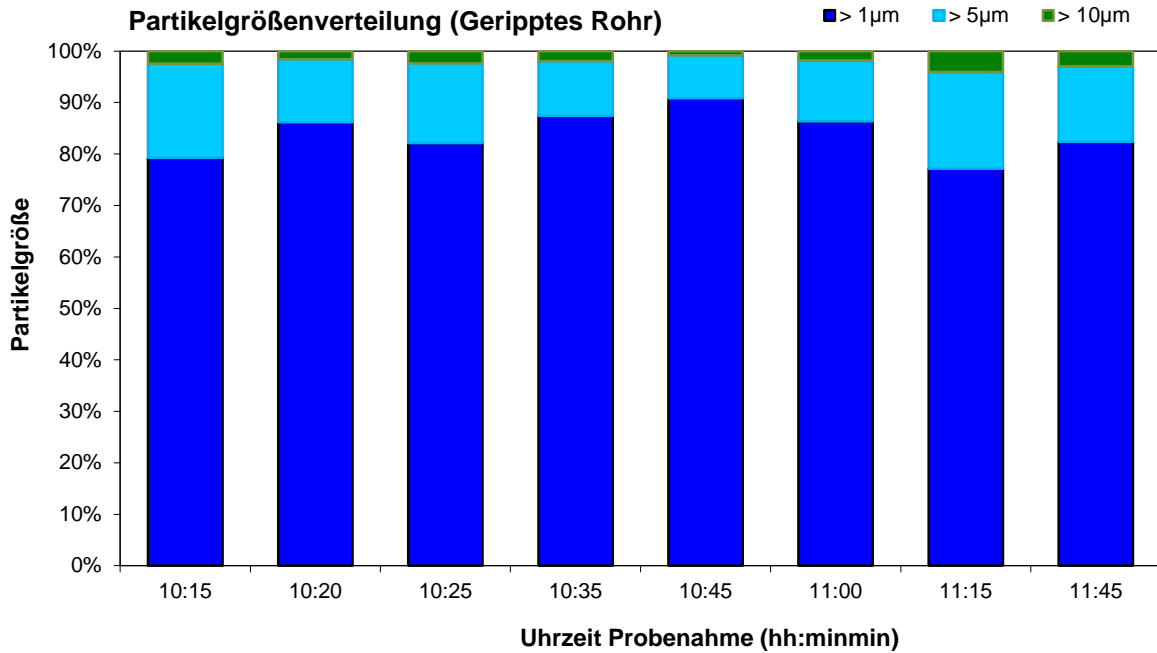


Abbildung 25: Partikelgrößenverteilung im Ablauf des geripptes Rohres (Quarzmehl Millisil W4; Filtermaterial Quarzsand) (V1)

Aus der Differenz der gemessenen AFS im Ablauf nach der Säule und der eingesetzten Quarzmehlmenge mit dazugehörigem Durchflussvolumen wird die prozentuelle Entfernung errechnet (Abbildung 23 und Abbildung 25). In Abbildung 23 und Abbildung 24 ist der zeitliche Verlauf der Partikelgrößen in den Abläufen der beiden Säulen zu erkennen. Im Ablauf der ersten 5 Minuten des Versuchs mit dem glatten Rohr werden etwa 40 mg/L AFS erreicht (Abbildung 26) und bei dem mit dem geripptes Rohr etwa 120 mg/L AFS (Abbildung 27). Während des Versuchs steigt die Effizienz des Filtersandes durch eingetragene Partikel und einer Verengung der Poren, so dass zu Ende der Versuche nur noch 3,5 mg/L AFS im Ablauf gemessen wurden. Die ausgetragene Fracht an AFS war im Ablauf des glatten Rohres in Summe ca. 1,7 g, was einem Wirkungsgrad von 85 % entspricht und 2,1 g beim geripptes Rohr, was einem Wirkungsgrad von 80 % entspricht.

Das Verhalten der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) im Ablauf (Angabe in mg/L) ist in der Abbildung 26 für das glatte Rohr und in der Abbildung 27 für das geripptes Rohr dargestellt.

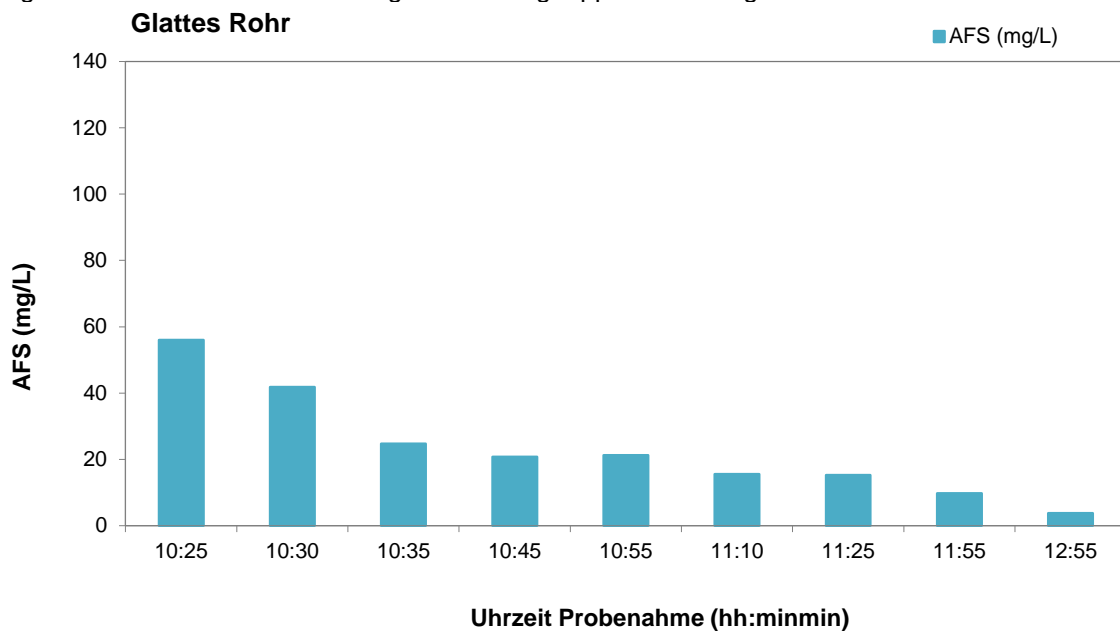


Abbildung 26: Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe (AFS in mg/L) im Ablauf des glatten Rohres (Filtermaterial Quarzsand) (V1)

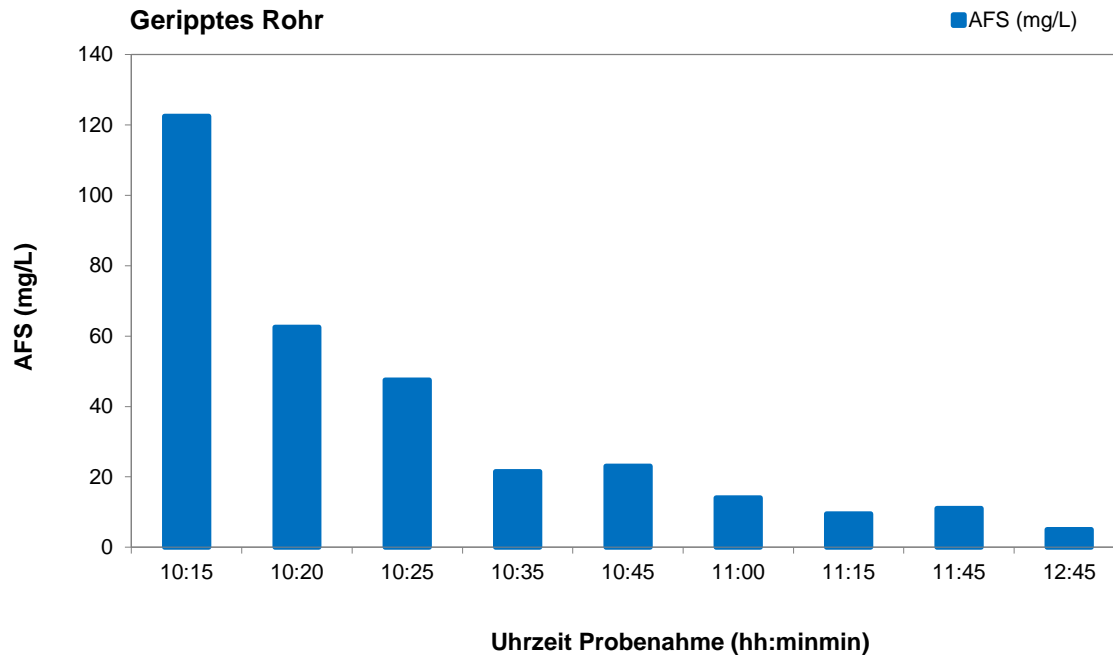


Abbildung 27: Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe (AFS in mg/L) im Ablauf des gerippten Rohres (Filtermaterial Quarzsand) (V1)

Die Konzentrationen der AFS der beiden Rohre mit unterschiedlicher Rohroberfläche unterschieden sich. Die Konzentrationen an AFS waren im gerippten höher als im glatten Rohr, allerdings ist die Probenahme besonders bei diesen Versuchen sehr stark vom Probenahmezeitpunkt abhängig, weil sich die Konzentrationen besonders in den ersten Sekunden bis Minuten sehr stark ändern.

Da von der Ad-hoc-Gruppe vor Versuchsbeginn mit einer Kurzschlussströmung an der Wand des glatten Rohres gerechnet wurde, diese aber im praktischen Experiment jedenfalls nicht durch erhöhte Partikelkonzentrationen im Ablauf des glatten Rohres nachweisbar war und es außerdem bei der Befüllung des gerippten Rohres zu Problemen kam, wurde beschlossen, mit glatten Rohren weiterzuarbeiten.

6.2.1.2 Auswertung Versuchsreihe 2

Wichtig für die Bewertung der Wirksamkeit eines Filtersubstrats ist die Analyse der Partikelanzahl und deren Größenverteilung. Es wurde das Verhalten der Partikelentfernung in Bezug auf AFS von den Filtermaterialien Quarzsand, TF Ia und TF IIa Filter verglichen. Es wurden jeweils 10 g Quarzmehl appliziert; das Durchlaufvolumen an Leitungswasser war unterschiedlich. Die Ergebnisse der Messung der Partikelgrößenverteilung im Ablauf der mit Sand gefüllten Säulen haben gezeigt, dass die Anzahl der Teilchen von 1 bis 5 μm am höchsten war gefolgt von den Teilchen mit einer Größe von 5 bis 10 μm (Abbildung 28). Die gleichen Verhältnisse wurden auch für die Säulenversuche mit TF Ia und TF IIa ermittelt (Ergebnisse hier nicht abgebildet). Schwermetalle und andere Spurenstoffe werden besonders an Partikel der Korngröße > 10 μm (Boller, 2004) gebunden, in Hinblick auf diese Partikelgrößen waren die Filtersubstrate daher effektiv.

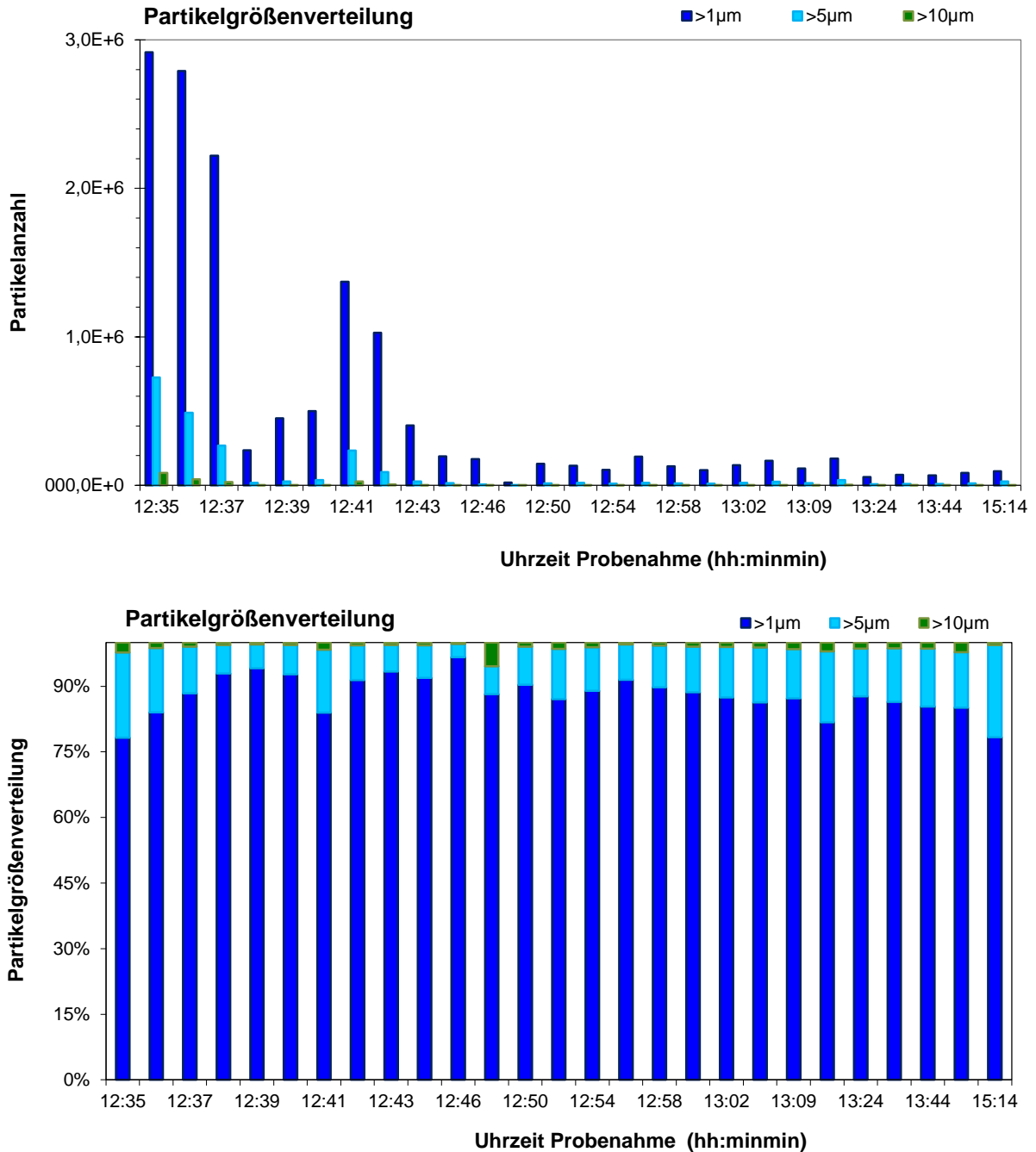


Abbildung 28: Partikelanzahl und Partikelgrößenverteilung im Ablauf (Filtermaterial: Sand, glattes Rohr) (V2)

Da sich zeigte, dass die Partikelgrößenverteilung bereits in der reinen Quarzmehlsuspension schwierig zu messen war, wurde die Beurteilung der Partikelentfernung in weiterer Folge auf den Parameter AFS bezogen.

Höhere Partikelkonzentrationen im Abfluss und eine höhere Trübung des Abflusses wurden typischerweise im Frühstadium des Experiments beobachtet. Die Konzentrationen an AFS waren in der ersten Minute besonders hoch und sanken dann stark ab um sich nach 3 Minuten auf einem relativ geringen Wert einzupendeln. Nach Austropfen und Wiederbeschickung wird auch ohne weitere Partikelzugabe ein Peak im Ablauf gemessen (Abbildung 29, Abbildung 30 und Abbildung 31). Beim Filtermaterial TF IIa hat sich die Infiltrationsrate laufend verringert. Tabelle 35 gibt einen Überblick über die Frachten und prozentuale Entfernung.

Tabelle 35: Vergleich der Partikelentfernungsraten der Filtermaterialien

Filtersubstrat	Durchflussvolumen des Leitungswassers (L)	Versuchsdauer (min)	Gesamtfracht AFS im Abfluss (mg)	AFS Entfernung (%)
Sand	223	167	1668 ± 200	80 - 90
TF IIa	90	82	1250 ± 200	85 - 95
TF Ia	220	184	1768 ± 200	80 - 90

In der Abbildung 29, Abbildung 30 und Abbildung 31 sind die AFS und Trübungen im Ablauf der 3 Filtermaterialien Quarzsand, TF Ia und TF IIa dargestellt.

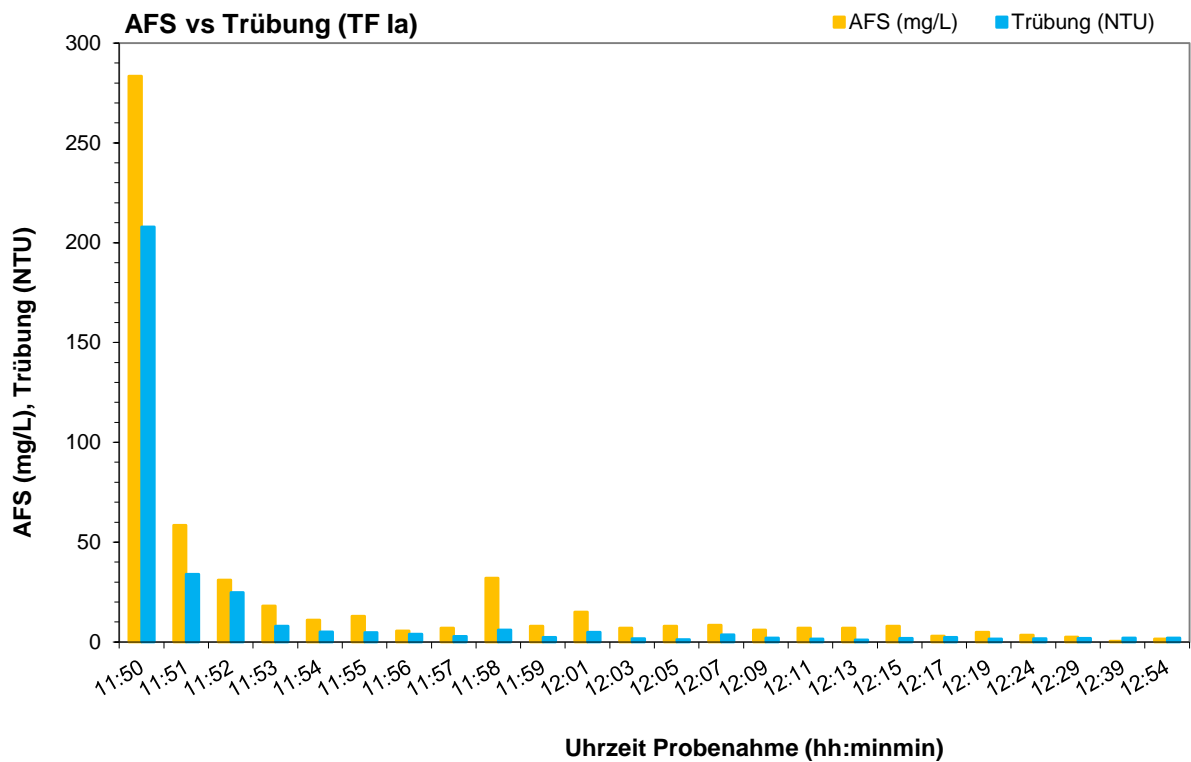


Abbildung 29: Vergleich zwischen AFS und Trübung im Ablauf der Säule mit TF Ia (V2)

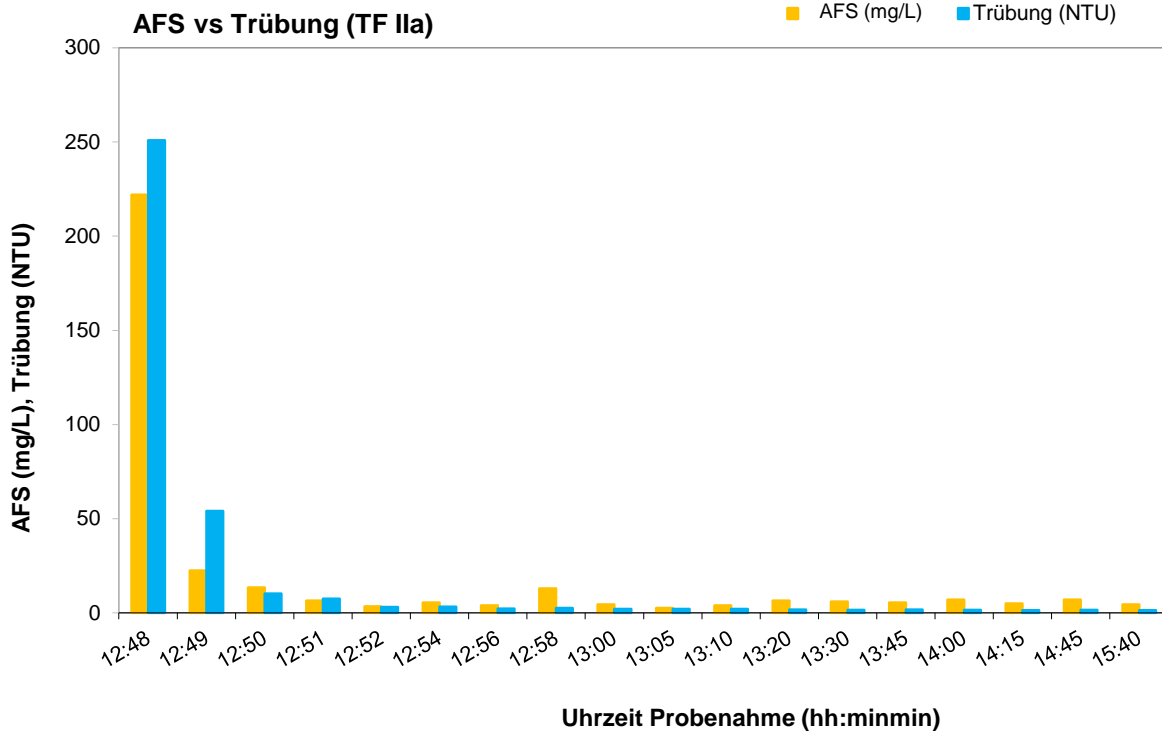


Abbildung 30: Vergleich zwischen AFS und Trübung im Ablauf der Säule mit TF IIa (V2)

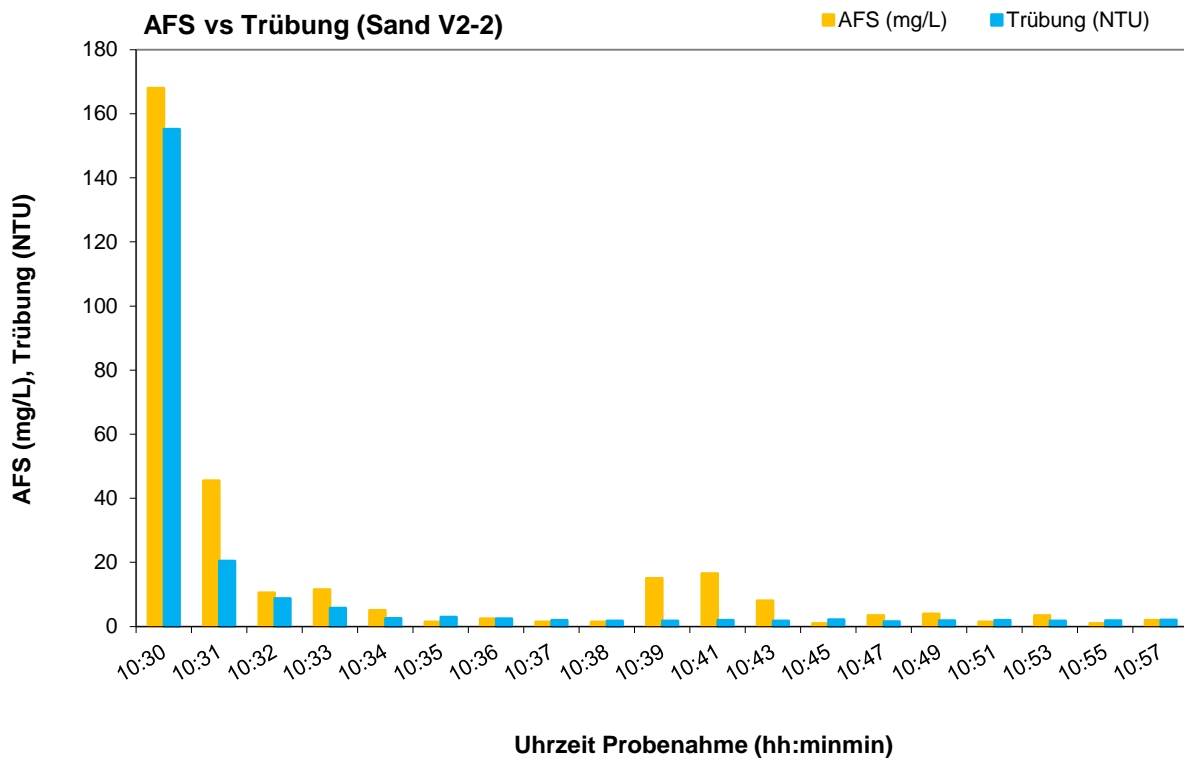


Abbildung 31: Vergleich zwischen AFS und Trübung im Ablauf der Säule mit Quarzsand (V2)

Die Ergebnisse der Abbildung 29, Abbildung 30 und Abbildung 31 zeigen, dass innerhalb der ersten Minuten die höchsten Konzentrationen und Frachten an AFS aus den Säulen ausgetragen werden. Aus diesem Grund ist der Zeitpunkt der Probenahme besonders wichtig. Tabelle 36 und Tabelle 37 zeigen die Gesamtmenge der AFS in den Kurzzeitmischproben und der Gesamtmischprobe (MPges) (vom Sammelbehälter) für ein bestimmtes Zeitintervall.

Tabelle 36: AFS in den Mischproben der Quarzsandfiltersäule (Versuch 1)

Zeitintervall (Min)	Ablaufvolumen (L)	AFS (mg/L)	AFS (mg/Zeitintervall)
0 – 5	7	30	212
5 – 15	14	17	238
15 – 30	21	3	63
MP nach 30 min	42	10,5	441
30 – 60	42	9,5	399
60 – 90	42	8,5	357
90 – 120	42	6,5	273
Summe AFS aus Kurzzeitmischproben			1983
MPges	223	7,5	1670

Tabelle 37: AFS in den Mischproben der Quarzsandfiltersäule (Versuch 2 mit frischer Füllung)

Zeitintervall (Min)	Ablaufvolumen (L)	AFS (mg/L)	AFS (mg/Zeitintervall)
0 – 5	7	31	217
5 – 15	14	14	196
15 – 30	21	13,5	284
MP nach 30 min	42	10	420
30 – 60	42	9,5	399
60 – 90	42	5,7	239
90 – 120	42	9,3	391
Summe AFS aus Kurzzeitmischproben			1726
MPges	223	6,5	1450

In Tabelle 36 und Tabelle 37 sind 2 Parallelversuche mit Sandsäulen dargestellt. Die Versuche sind gut reproduzierbar und der Austrag von Partikeln ist nach dem Start des Experiments besonders hoch (siehe auch Abbildung 31 und Abbildung 32).

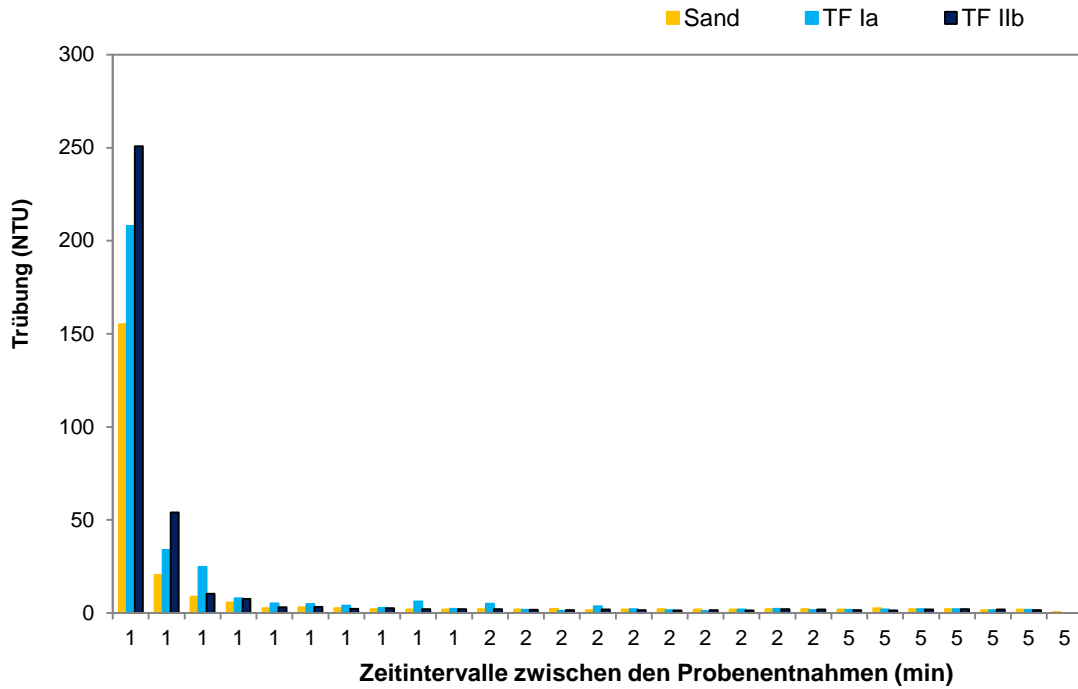


Abbildung 32: Vergleich der Trübung zwischen den Versuchen mit den verschiedenen Filtersubstraten

Die Trübung zeigt, außer für TF IIa, ein ähnliches Verhalten wie die AFS mit etwas niedrigeren Ergebnissen. Im Vergleich zwischen den Säulen läßt die TF Ia zu Beginn etwas höhere Konzentrationen an AFS durch.

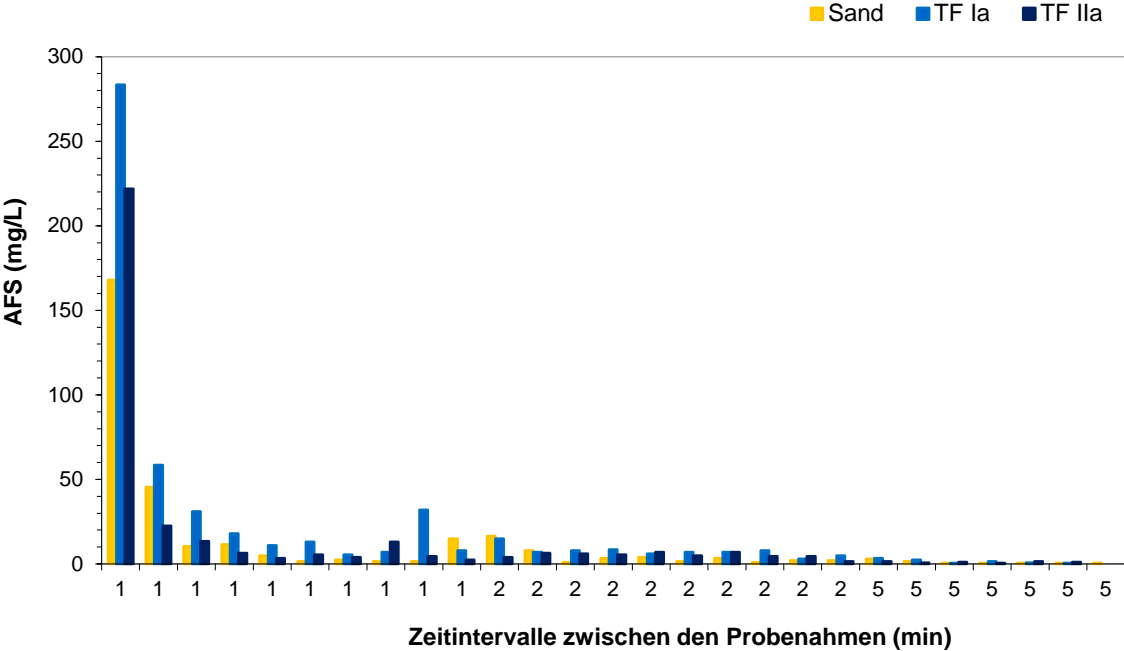


Abbildung 33: Vergleich der AFS zwischen den Versuchen mit den verschiedenen Filtersubstraten

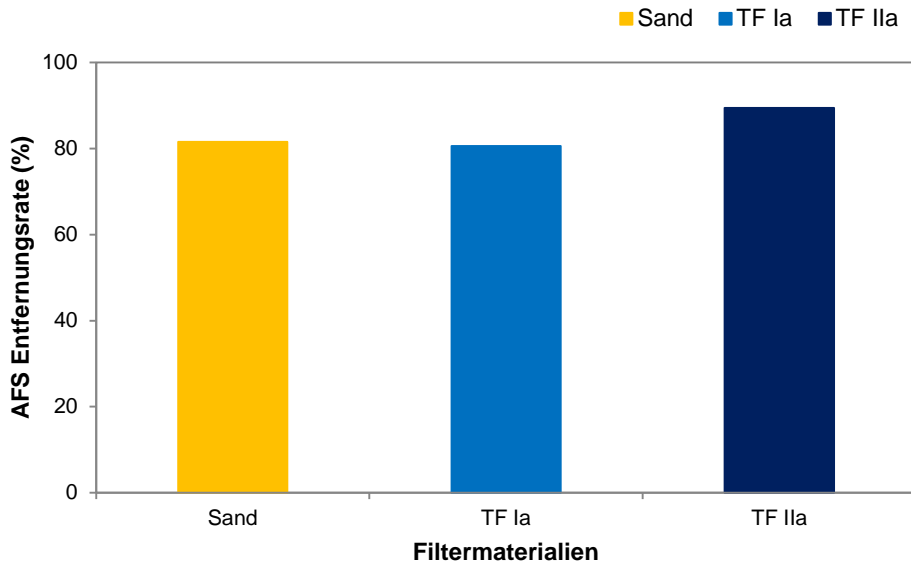


Abbildung 34: Vergleich der AFS Entfernungsrates der verschiedenen Filtersubstraten

6.2.1.3 Auswertung Versuchsreihe 3

In dieser Versuchsreihe wurde die Wirkung von kurzen trockenen Perioden (Pause) mit anschließender Wiederbeschickung (Durchfluss) auf die Partikelkonzentrationen im Ablauf getestet. Die Ergebnisse zeigten, dass abwechselnde Durchfluss- und Trockenperioden die Leistung aller Filtermedien in Hinblick auf die Partikelentfernung beeinflussten (TF IIa: Abbildung 35, Sand: Abbildung 36 und TF Ia: Abbildung 37). Weitere Beschickungen führten auch ohne Partikelzugabe zu neuerlichen Austrägen.

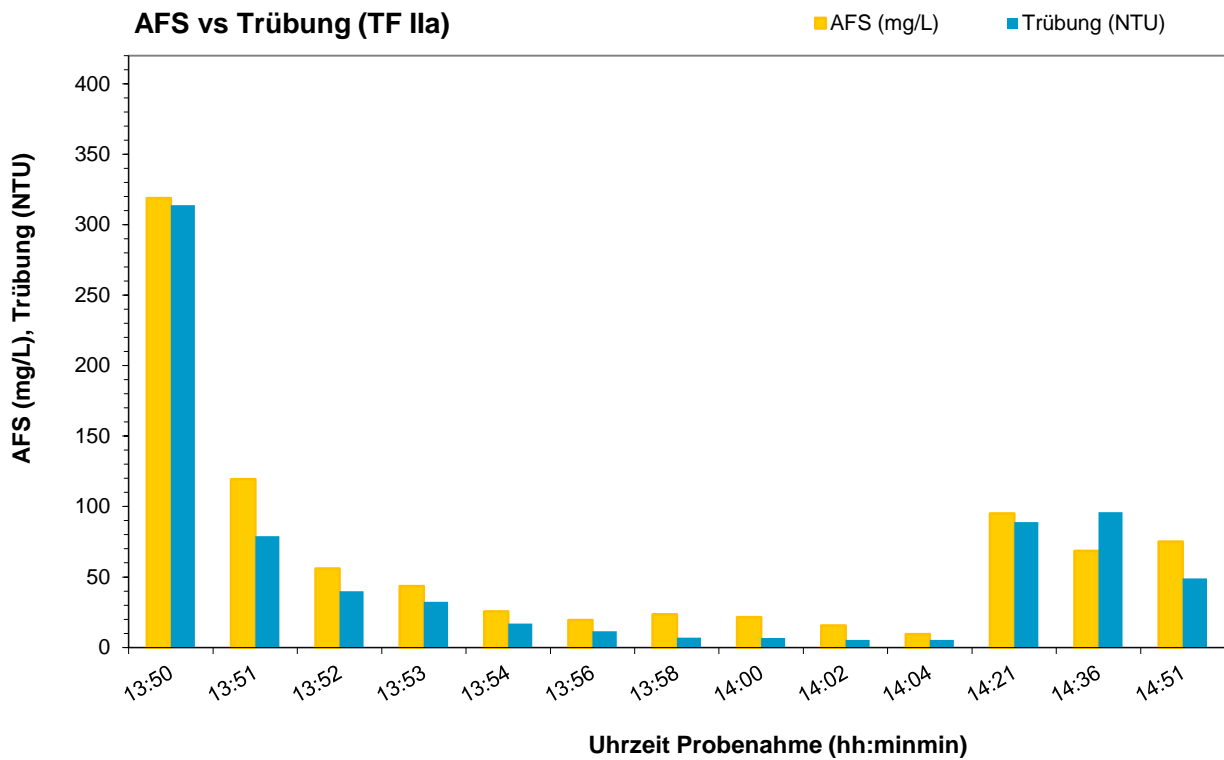


Abbildung 35: Vergleich zwischen AFS and Trübung im Ablauf der TF IIa Säule (V3)

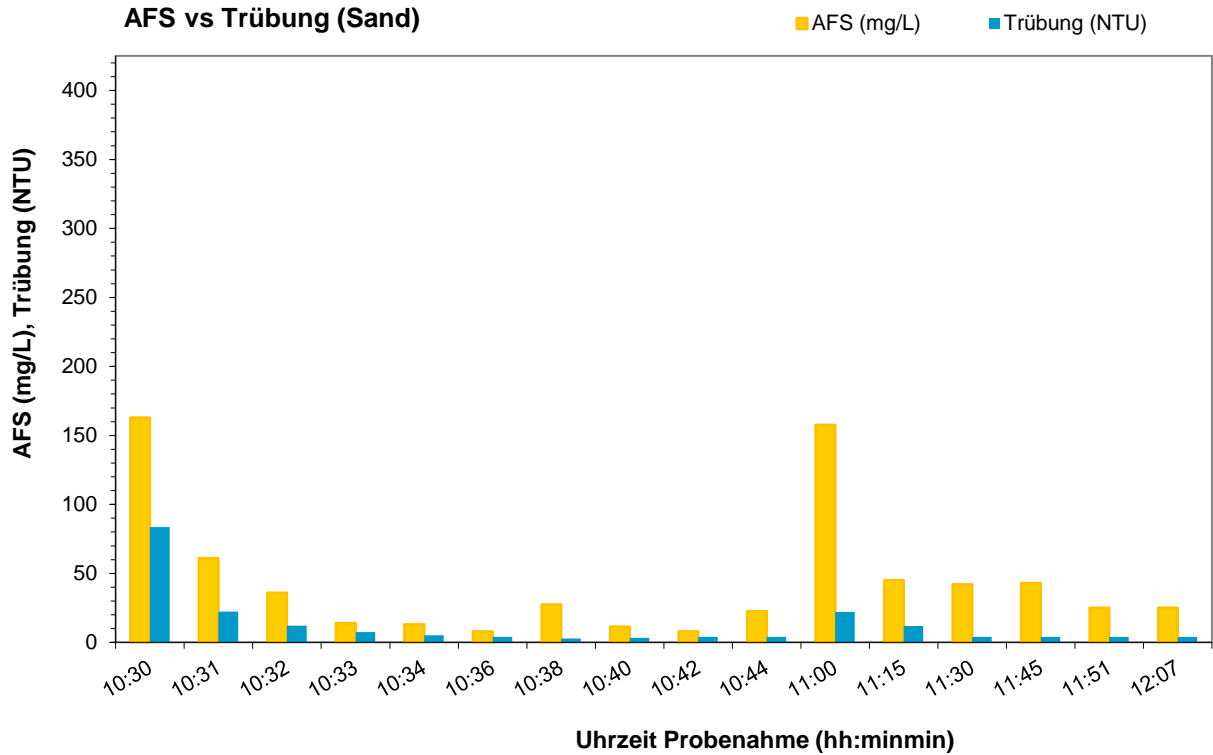


Abbildung 36: Vergleich zwischen AFS und Trübung im Ablauf der Sandsäule (V3)

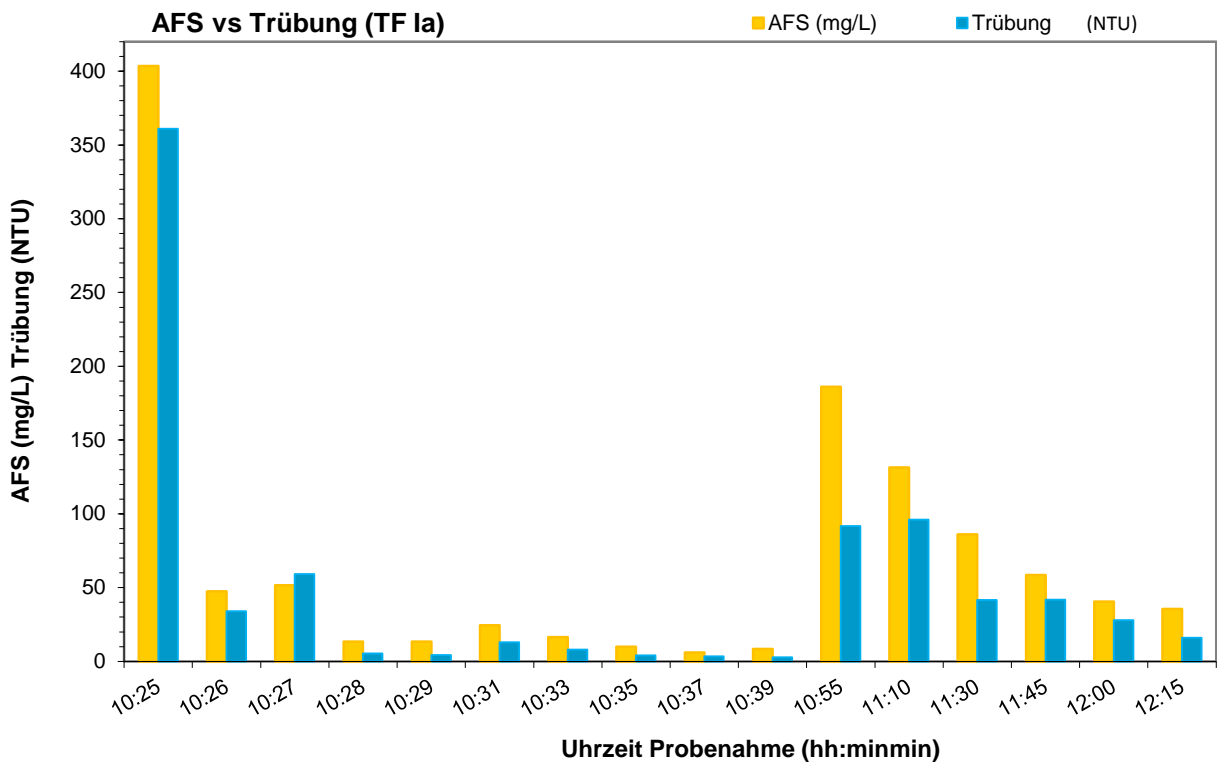


Abbildung 37: Vergleich zwischen AFS and Trübung im Ablauf der TF Ia Säule (V3)

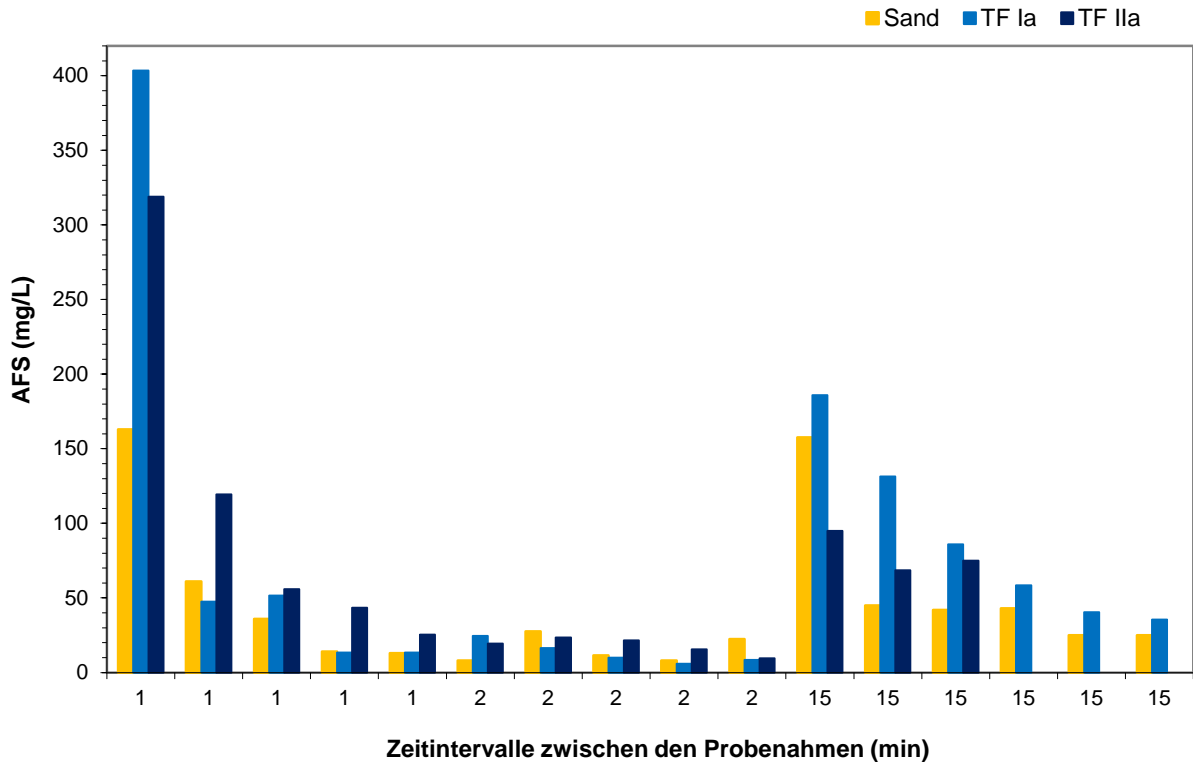


Abbildung 38: Vergleich der AFS zwischen den Versuchen mit den verschiedenen Filtersubstraten (V3)

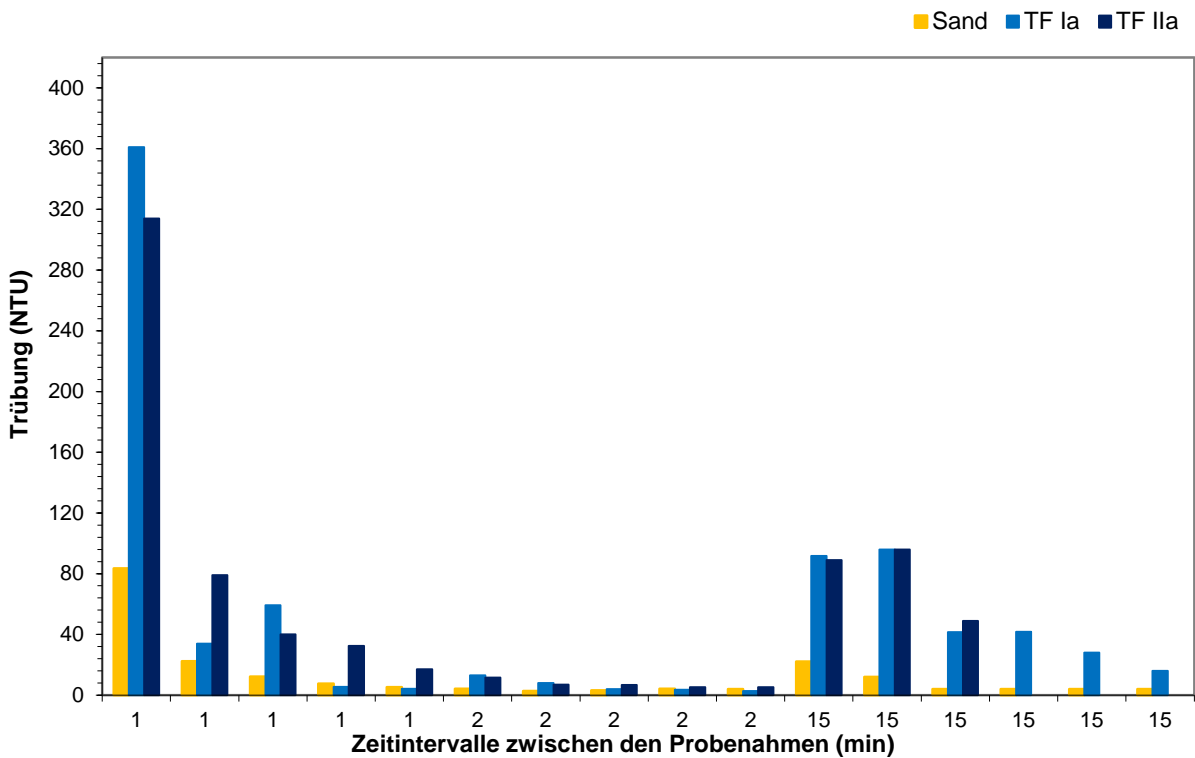


Abbildung 39: Vergleich der Trübung zwischen den Versuchen mit den verschiedenen Materialien (V3)

Die Remobilisierung der zurückgehaltenen Partikel während der ersten Trocknungs- und Wiederbeschickungsphase war hoch (zwischen 80 und 100 mg/L) und verringerte sich laufend in den folgenden Phasen. Das Benetzung- und Trocknungsregime hatte auch einen starken Einfluss auf die Trübung im Ablauf, mit einer deutlich höheren Trübung nach den ersten trockenen Perioden (Pause) im Vergleich zu nassen Perioden. Der Vergleich der Filtermaterialien bezüglich AFS und Trübung ist in

Abbildung 38 und Abbildung 39 dargestellt. Es ist bemerkenswert, dass bei beiden zusammengesetzten technischen Filtermaterialien die AFS und die Trübung ähnliche Werte zeigten als jene von Sand.

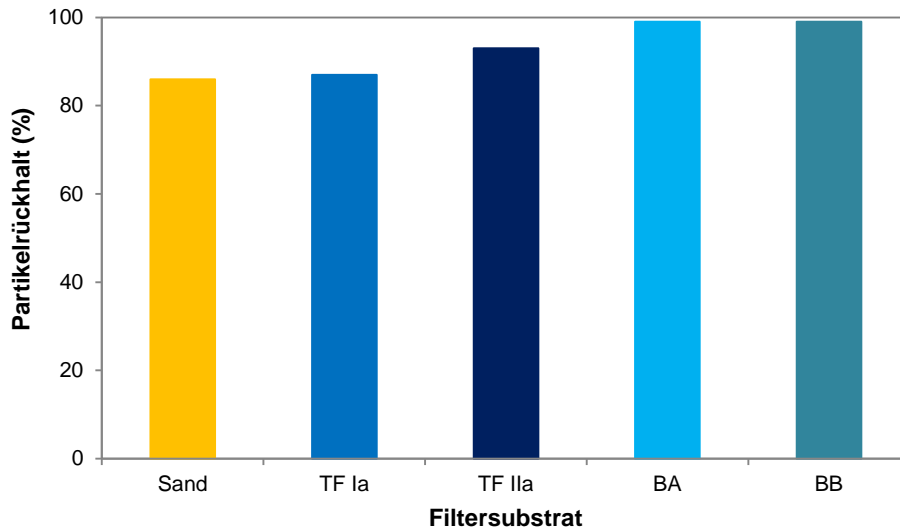


Abbildung 40: Partikelrückhalt bei der Filtration durch verschiedene Substrate

Die Angaben des Partikelrückhalts in Abbildung 40 beziehen sich auf die gesamte Versuchsdauer von 1 h 40 min bis 2 h.

Der prozentuale Partikelrückhalt der 3 verschiedenen Filtersubstrate ist in der Abbildung 40 abgebildet. Wenn man die Zeitintervalle kürzer wählt und die Proben nach jeder Minute zieht, ergibt sich, dass sich nach den ersten drei Minuten der Austrag einpendelt und erst nach einer Unterbrechung des Durchflusses wieder ansteigt. Aus diesem Grund wurden von der Ad-hoc-Gruppe beschlossen, die Beurteilung des Partikelaustrags auf die ersten 3 Minuten zu beziehen.

6.2.1.4 Auswertung Versuchsreihe 4

In den folgenden Versuchen wurde die Leistung der Filtersubstrate (Sand, TF Ia und TF IIa) in Hinblick auf die AFS und Trübung bei sequentieller Anwendung von Partikelapplikation (Quarzmehl) bei konstanter Flussrate geprüft (Abbildung 41). Es wurde beobachtet, dass für alle Säulen die Trübung nach der ersten Quarzmehlzugabe höher war als nach der nächsten Zugabe. Im Vergleich zu TF IIa und Sand produzierte TF Ia während des Experiments eine höhere Trübung, die durch das Auswaschen von Partikel aus der Zeolith-Fraktion bedingt war. Die Partikel des TF IIa und Quarzsand selbst konnten in der Einfahrphase leicht ausgewaschen werden, allerdings waren die feinen Partikel von TF Ia selbst in der Lage an den großen Teilchen zu adsorbieren und wurden nach der Unterbrechung des Flusses wieder abgelöst, bzw. entstand aus dem Material selbst laufend Abrieb, der dann mit den AFS mitbestimmt wurde. Dies war leicht durch eine leicht gelbliche Farbe vom weißen Quarzsand zu unterscheiden.

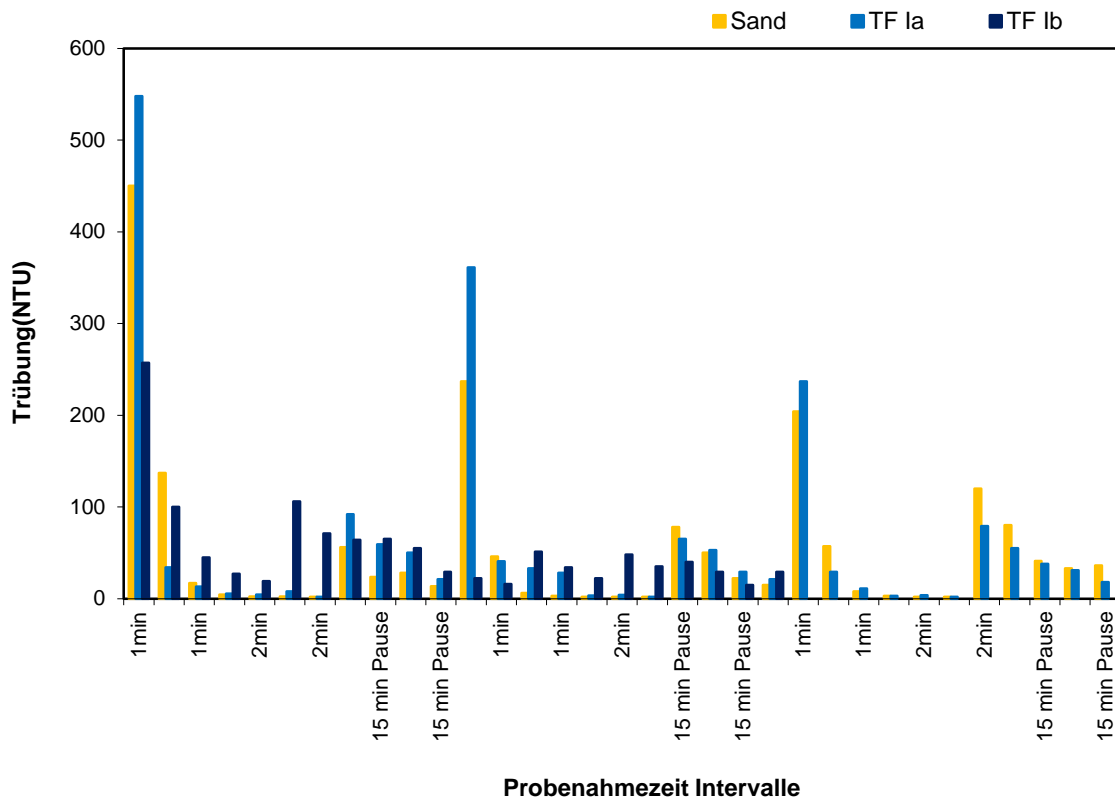


Abbildung 41: Vergleich der Trübungen in den Abläufen der Säulen mit verschiedenen Filtermaterialien (V4)

Alle Filtersäulen zeigten nach einer Partikelapplikation einen allgemeinen Trend eines verminderten Durchflusses über die Zeit. Die Infiltrationsrate für die Säule TF IIa verminderte sich bei sequentieller Partikelzugabe (Quarzmehl Millisil W4) von einem Ausgangswert von etwa 1,4 L/min zu einer völligen Verblockung nach Durchgang von rund 150 Liter Wasser (Abbildung 41). Für die beiden anderen Säulen (TF Ia und Quarzsand) war in dieser kurzen Versuchsdauer eine Filterverblockung nicht zu beobachten.

Die folgenden 3 Abbildungen zeigen den Verlauf des Partikelaustrags im Ablauf der Säulen TF IIa (Abbildung 42), Sand (Abbildung 43) und TF Ia (Abbildung 44) bei drei sequentiellen Zugaben von Quarzmehl zu je 10 g bei einer konstanten Flussrate (1,4 L/min). Es wurde beobachtet, dass die Effizienz der Partikelentfernung für alle Filter zu Beginn der Filtration niedriger war und die AFS-Konzentrationen im Ablauf hoch waren (200, 600 und 400 mg/L von AFS bei Durchströmung der Filtermedien TF IIa, Sand und TF Ia jeweils während der ersten Minute). Die Effizienz der Sandsäule verbesserte sich nach den anschließenden Quarzmehlzugaben, von 85% während der ersten Phase (10 g Quarzmehl) auf 90 % in der dritten Phase. Ähnliche Tendenzen in der Leistungssteigerung wurden für TF Ia beobachtet. Die Entfernung von Partikel durch TF IIa verbesserte sich deutlich von 95 auf 99% (AFS von 12 bis 21 mg/L), da sich der Filter zunehmend verlegte und am Ende keine hydraulische Leistungsfähigkeit mehr aufwies. Durch eine Verlegung des Filters erhöhte sich die Aufenthaltszeit des Wassers in dem Filtermedium und verbesserte die Entfernung von AFS.

Obwohl im Fall der Sand- und TF Ia Säule eine komplette Verstopfung der Säulen nicht beobachtet werden konnte, kam es doch zu einer Abnahme der Fließgeschwindigkeit und der AFS-Konzentration im Ablauf. Es bildeten sich verstopfte Schichten, die die Effizienz der Entfernung von feinen Partikeln aufgrund des reduzierten Porenraums zwischen den Medienkörnern verstärkt. Ferner kann die Ablagerung von Partikel in den Hohlräumen der Filtermedien die Kornformunterschiede effektiv vermindern, und damit die Performanceunterschiede verringern oder beseitigen und die Behandlungseffizienz erhöhen.

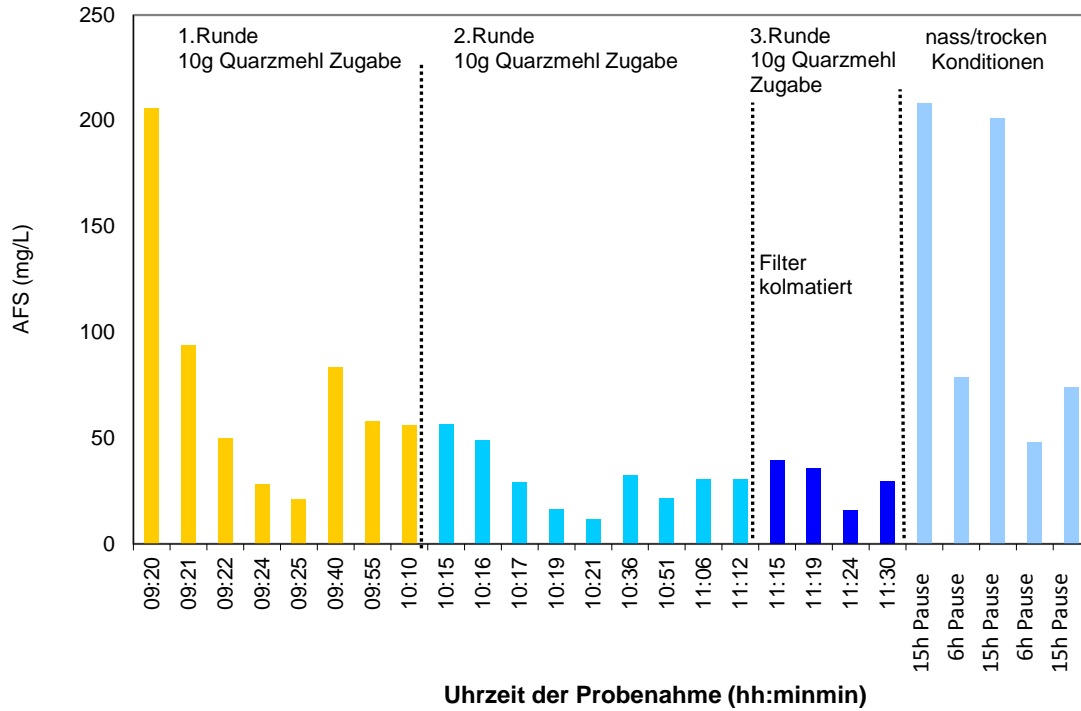


Abbildung 42: Partikeldurchgang durch das Filtermaterial TF IIa (V4)

Das Filtermaterial TF IIa war nach der 3. Applikation kolmatisiert, deshalb wurde der Filter 15 Stunden austropfen lassen und dann mit 10 L Wasser gespült. Der Vorgang wurde nach 6 Stunden etc. wiederholt. Aus dem ersten Liter wurde jeweils die AFS-Konzentration bestimmt. Es zeigt sich, dass der Partikelaustrag nach den langen Pausen besonders hoch war.

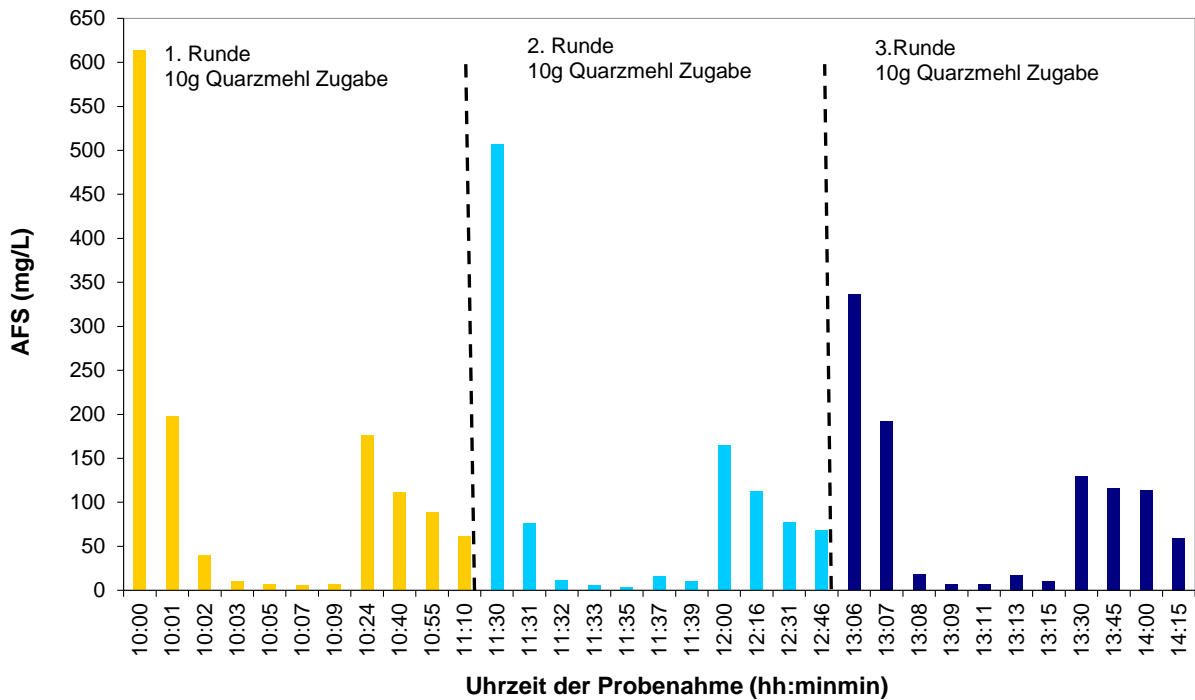


Abbildung 43: Partikeldurchgang durch das Filtermaterial Sand (V4)

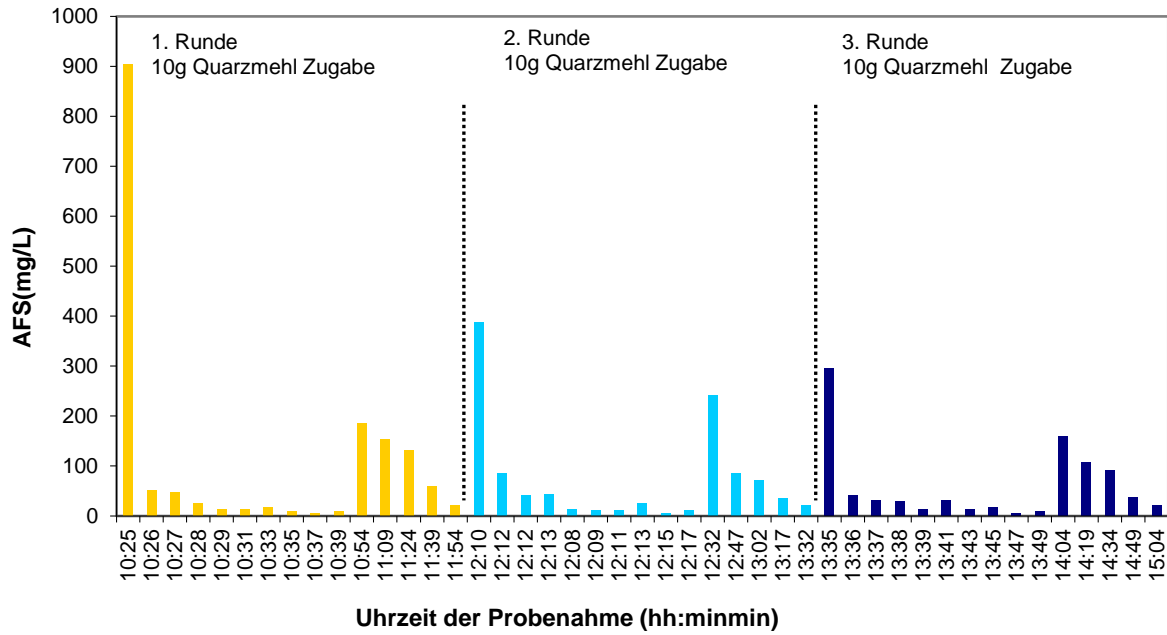


Abbildung 44: Partikeldurchgang durch das Filtermaterial TF Ia (V4)

In der Abbildung 45 ist der Partikeldurchgang durch die verschiedenen Säulen und der Einfluss der Quarzmehlzugabe und die Effizienz der einzelnen Materialien dargestellt.

Alle Filter zeigten im Säulenversuch eine Verringerung des Durchflusses im Laufe der Zeit. Die Infiltrationsraten für die Säule TF IIa entwickelten sich durch Zugabe von Quarzmehl von einer anfänglichen Fließrate von 1,4 L/min zu einem kompletten Stillstand aufgrund der folgenden Undurchlässigkeit des Filtermaterials nach ca. 150 Liter Wasser. Die Säulen mit Sand und TF Ia zeigten nur eine geringfügige Veränderung der hydraulischen Leitfähigkeit. Die Leistungsfähigkeit der Filtermaterialien zur Partikelabscheidung innerhalb der Filtermatrix ist abhängig von der Partikelverteilung des angewandten Quarzmehls und dessen Aufwandmenge, der Fließgeschwindigkeit, dem Durchfluss, den Nass- und Trockenbedingungen der Trocken- und Beregnungsphasen und der Korngröße des Filtermaterials.

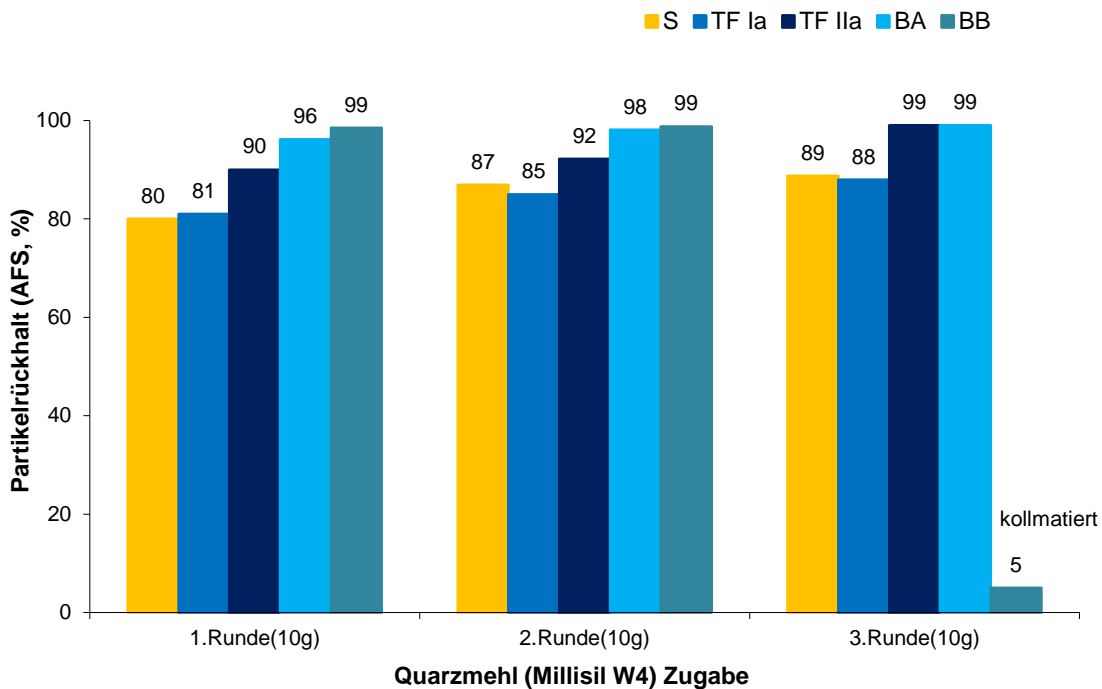


Abbildung 45: Partikelrückhalt in den verschiedenen Säulen, Einfluss der Quarzmehlzugabe und Effizienz der Materialien (V4)

Die Filtrerrückstände nach der Druckfiltration der Abläufe der Säule TF IIa sind nach der Runde 1 viel dunkler als nach Runde 2 (Abbildung 46).



Abbildung 46: Proben im Ablauf der Säule TF IIa nach der Druckfiltration, links: Runde 1 und rechts: Runde 2

Erkenntnisse aus der Versuchsreihe 4

- Die Effizienz des Partikelrückhalts ist vergleichbar mit jener von Versuch 3
- Nach den drei sequenziellen Quarzmehlabplikationen bleibt die Effizienz für die Filtersubstrate Sand und TF Ia konstant.
- Die hydraulische Leitfähigkeit der Säulen TF IIa, BB und BA geht während der Versuche stark zurück.

6.2.2 Säulen-Versuche zur Schwermetallentfernung (SM 1)

Sandversuch (SM1.1)

Die Ergebnisse der Schwermetallentfernung im Säulenversuch mit Quarzsand sind in Abbildung 47 dargestellt, wobei die volle Beladung des Materials (d.h. $C_e/C_0 = 1$) für Ni und Zn (annähernd auch für Pb, Cu) nach ≈ 200 Bettvolumina (450 L) beobachtet wurde. Die theoretische Beladungskapazität des Quarzsandes wurde berechnet basierend auf der beobachteten Beladung (bei der höchsten Konzentration von 10 mg/L für Pb, Ni, Cu und 100 mg/L für Zn) aus den Batchversuchen und der Masse des Materials welches in die Säule gefüllt wurde. Ein Vergleich der aus den Batchversuchen berechneten Kapazitäten für die Säule und der maximalen Belastbarkeit berechnet aus der Durchbruchkurve wird in Tabelle 38 dargestellt. Wie der Vergleich ergab, war die tatsächlich ermittelte Kapazität für Pb, Cu, Zn und Ni in der Säule viel geringer als im Batchversuch, während für Sand die Durchbruchkurve für Cr innerhalb des experimentellen Volumens von 300 Bettvolumina (700 L) nicht beobachtet wurde. Allerdings war die Gleichgewichtskonzentration im Batchversuch um vieles höher als im Säulenversuch. Beim Säulenversuch erreichten die Konzentrationen für Zn und Ni nach 200 BV mehr als 90 % der Eingangskonzentration, sanken aber im Laufe des weiteren Betriebes wieder ab. Die pH-Werte der Zu- und Ablaufproben waren $5,8 \pm 0,2$ und $6,5 \pm 0,2$ und damit in jenem Bereich, in dem die Schwermetalle eher in Lösung bleiben. Quarzsand ist kein reaktives Medium, in welchem ein etwaiger Entfernungsprozess durch Ionenaustausch entstehen kann. Die hauptsächlich vermuteten Entfernungsmechanismen der Schwermetalle bestehen aus Oberflächendiffusion und Adsorption, bzw. auch Effekte durch eine oberflächlich ausgebildete Eisenschicht.

Tabelle 38: Beladungskapazität für Quarzsand im Batch- und im Säulenversuch (in mg/kg)

Beladungskapazität	Einheit	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
Experiment		Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
Batchversuch	mg/kg	43	60	19	65	228
berechnet aus dem Batchversuch	mg/2,5kg	164	226	53	248	868
Aktuelle Beladung im Säulenversuch	mg/2,5kg	26	-	25	25	250

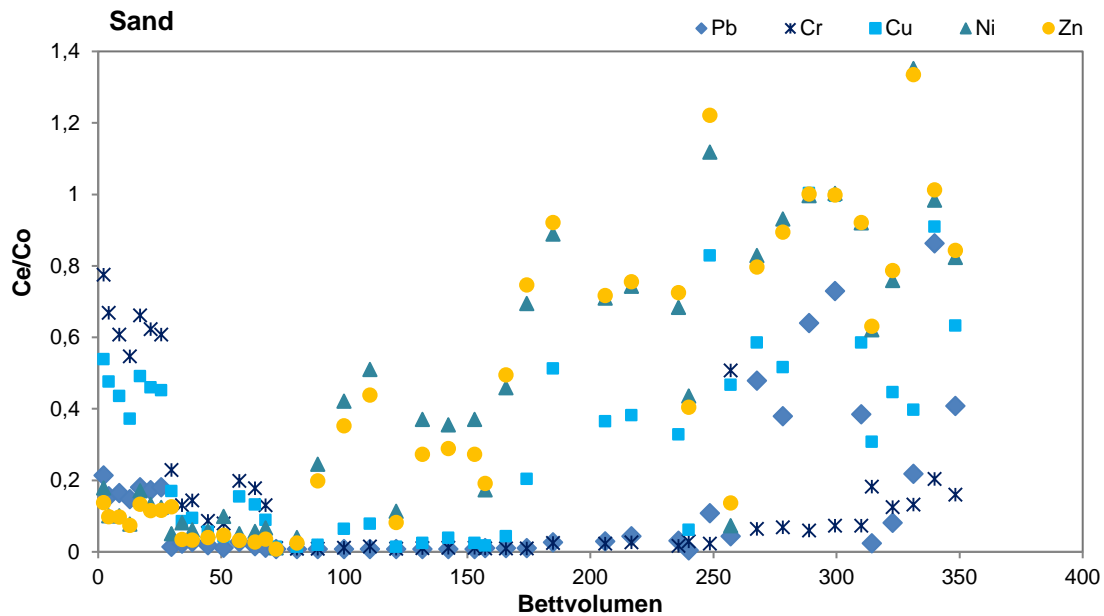


Abbildung 47: Vergleich der Durchbruchkurven C_e/C_0 von Pb, Cu, Ni, Cr und Zn in der Quarzsandsäule (SM 1.1 Versuch 1 – 5)

Im linken Teil der Grafik in Abbildung 47 sind die Zulaufkonzentrationen besonders niedrig ($10 \mu\text{g/L}$ Pb, Cu, Ni, Cr und $100 \mu\text{g/L}$ Zn) und der Rückhalt ist für Cr und Cu besonders gering. Ab 25 Bettvolumen d.h. bei höheren Konzentrationen wird die prozentuale Entfernung besser. Mit steigender Beladung steigen die Ablaufkonzentrationen bis zum Erschöpfungspunkt (Sättigungskapazität) stetig und für eine kurze Zeit sind sie gleich den Zulaufkonzentrationen. Bei weiterer Beschickung werden wieder Teile der Lösung adsorbiert und es stellt sich ein neues Gleichgewicht ein, das unterhalb der Ausgangskonzentration liegt. Diese Effekte sind auch in der Literatur beschrieben (Helliges, 2007). Aus diesem Grund sind nur Ablaufkonzentrationen bis zu 80 % der Zulaufkonzentration leicht zu interpretieren; darüber wird es schwierig. Deshalb wird analog zur Literatur (Hellige, 2007) die Erschöpfungskapazität bei 80 % festgesetzt. Im linken Teil der Abbildung 47 (links von der vertikalen strichlierten Linie) ist zu erkennen, dass sich Cu- und Cr Konzentrationen von $10 \mu\text{g/L}$ sehr schwer auch von frischen Säulen nur zu 20 bis 60 % entfernen lassen.

Technische Filtermaterial TF IIa SM1.2

Die Entfernungsrates und die Durchbruchkurven von Schwermetallen in synthetisch hergestellten Straßenabwässern (Schwermetalllösungen; Mischung von 5 Elementen) sind in einem Säulenversuch mit TF IIa, durch schrittweise Erhöhung der Schwermetallkonzentrationen zur Ermittlung der Gleichgewichtseinstellung untersucht worden. TF IIa wurde gewählt, weil es schon in den Batchversuchen gute Entfernungsrates für Schwermetalle zeigte (siehe Ergebnisse der Batchversuche Abbildung 17).

In den Säulenversuchen wiesen die Kupfer-, Nickel-, Chrom-, und Zink-Durchbruchkurven unter Verwendung von Schwermetalllösungen (Konzentrationen von Kupfer, Nickel und Blei von 10 bis $1000 \mu\text{g/L}$ und von Zink von 100 bis $10000 \mu\text{g/L}$; Abbildung 48 und Abbildung 49) nach einer Unterbrechung der Beschickung einen Rückgang der Ablaufkonzentrationen auf. Die Durchbruchkurve von Blei war jenen zuvor genannten Schwermetallen sehr ähnlich, wies jedoch signifikant niedrigere Ablaufkonzentrationen auf. Während des Versuchs im unteren Konzentrationsbereich ($10 \mu\text{g/L}$; 0 bis 50 Bettvolumina) stieg das Verhältnis von Kupferzulaufkonzentration zu Kupferablaufkonzentration ($=C_e / C_0$) von 0,03 auf 0,15 und die von der Säule eluierte Kupferkonzentration nahm von 3 % auf ca. 40 % zu; auch Ni und Cr werden bei geringen Konzentrationen nur mangelhaft zurückgehalten.

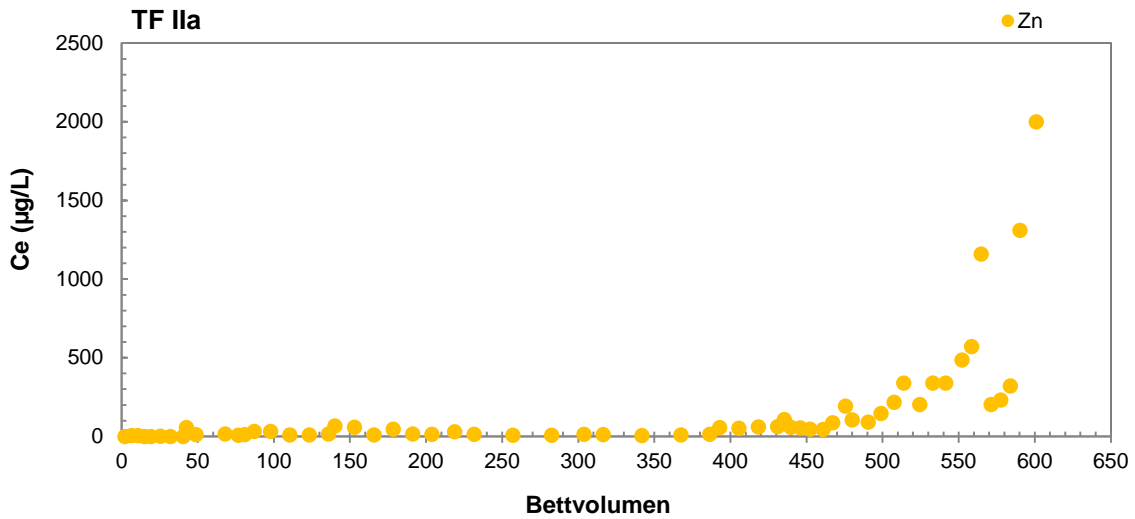
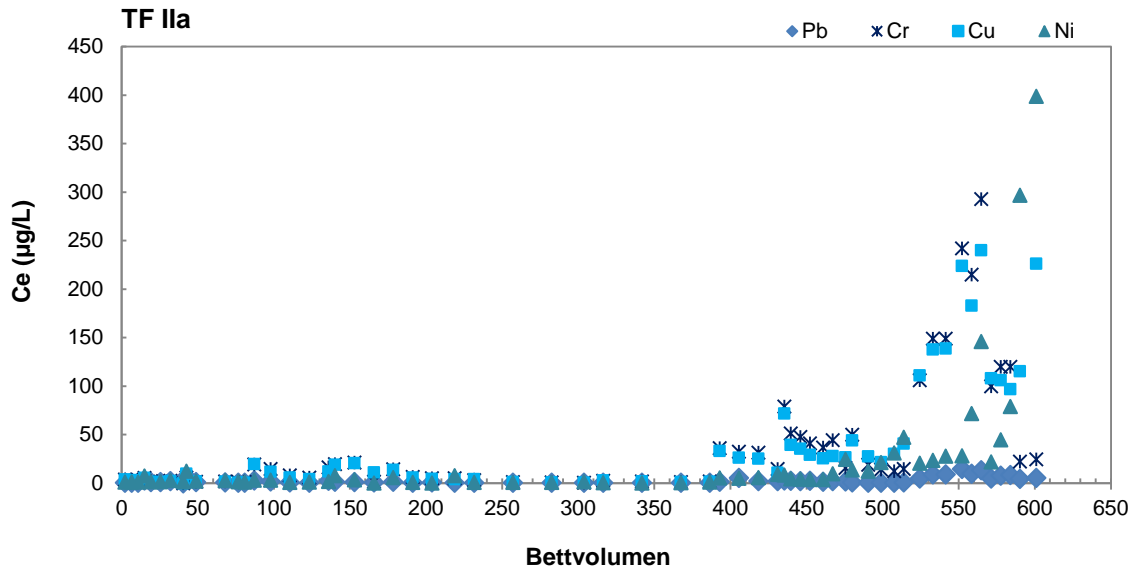


Abbildung 48: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche des Filtermaterials TF IIa (oben: Pb, Cr, Cu und Ni-Konzentrationen; unten: Zn-Konzentrationen)

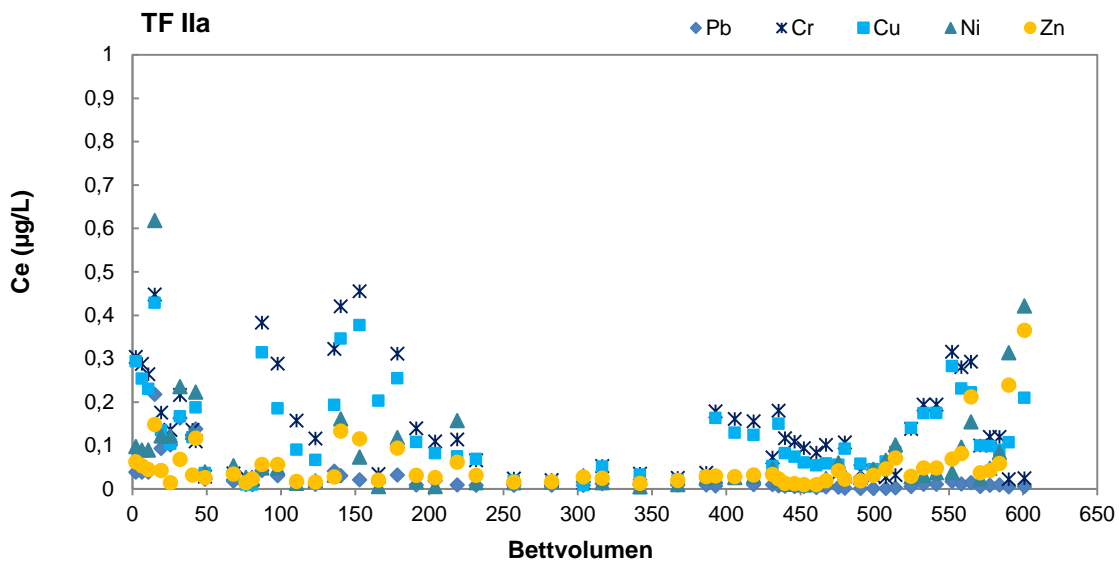


Abbildung 49: C_e/C_0 Verhältnisse für die verschiedenen Schwermetalle für TF IIa

Während des Säulenversuchs mit dem technischen Filtermaterial TF IIa konnte festgestellt werden, dass es auch bei der durchgehenden Verwendung einer gemischten Schwermetalllösung (Pb, Cu, Ni, Cr und Zn) mit gleichbleibendem Mischungsverhältnis, zu keiner Reduktion der Reinigungsleistung des Filtermaterials TF IIa in Hinblick auf einzelne Metalle kam. Die Untersuchungen der Durchbruchkurven der 5 Schwermetalle Blei, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink und die niederen Bleikonzentrationen im Ablauf lassen erkennen, dass Blei mit dem Filtermaterial TF IIa am Besten interagiert hat. Das Verhältnis ($=C_e / C_0$) lag für Blei zwischen 0,01 und 0,28 und die durchschnittliche Bleikonzentration im Ablauf betrug $< 0,5$ bis $15 \mu\text{g/L}$. Die eluierte Konzentration im Ablauf betrug 2 bis 6% der gesamten zugegebenen Konzentrationen. Die Durchbruchkurve von Zink weist ähnliche Charakteristika auf wie jene von Kupfer. Der Versuch wurde unterbrochen, als die Konzentrationen der Schwermetalle signifikant anstiegen. Für Zink wurden Konzentrationen von bis zu $2000 \mu\text{g/L}$ im Ablauf gemessen. Die Konzentrationsverhältnisse C_e/C_0 für die verschiedenen Parameter lagen zwischen 0,01 und 0,63 und waren bei hohen Zulaufkonzentrationen niedriger. Verglichen mit den Entfernungsraten bei einer Zulaufkonzentration von $10 \mu\text{g/L}$ Chrom war jene bei $50 \mu\text{g/L}$ Chrom besser entfernbar und führten zu niedrigeren Ablaufkonzentrationen. Alle Chrom- und Zinkkonzentrationen im Ablauf lagen über der Bestimmungsgrenze von $> 1,0 \mu\text{g/L}$ für Chrom und $> 3,0 \mu\text{g/L}$ für Zink.

Für das Filtermaterial TF IIa nahmen die Ablaufkonzentrationen nach einer Durchströmung von ca. 550 Bettvolumina stark zu, was durch einen Wechsel der Zulaufkonzentration bedingt ist, obwohl die Sättigungskapazität nicht erreicht wurde. Zwischen den Versuchen gab es immer wieder Pausenzeiten. Bei V10 (nach ca. 550 BV) stieg die Konzentration stetig an, obwohl die Sättigungskapazität noch nicht erreicht wurde. Beim nächsten Versuch (V11) mit gleicher Zulaufkonzentration waren die Ablaufkonzentrationen zu Beginn wieder sehr gering und erhöhten sich im Laufe des Versuchs stetig mit einem Maximum, das über jenem vom V10 lag. Ein solcher Sägezahnverlauf wurde auch von Hellige (2007) beobachtet. In der Praxis könnte das bedeuten, dass sich nach dem Regenereignis neue Gleichgewichte einstellen und wieder mit geringeren Gleichgewichtskonzentrationen zu Beginn des Regenereignisses gerechnet werden kann. Das gilt allerdings nur für den Fall, dass es zu keinen Schrumpfungen und damit veränderten Durchlässigkeiten bzw. einem Austrag von partikelgebundenen Metallen kommt. Die Entfernungsraten waren nach der Vorbelastung und der geringeren Kontaktzeit in der Säule niedriger als in den Batchversuchen.

Bodenmaterialien (SM1.3, SM1.4)

Die Filtersäulen mit den bodenbasierten Substraten verstopften sich im Rahmen der experimentellen Versuche innerhalb der Durchströmung von 200 Bettvolumen für Boden BA und 80 Bettvolumen für Boden BB. Dadurch wurde der Durchbruch nicht erreicht (Abbildung 50 und Abbildung 51).

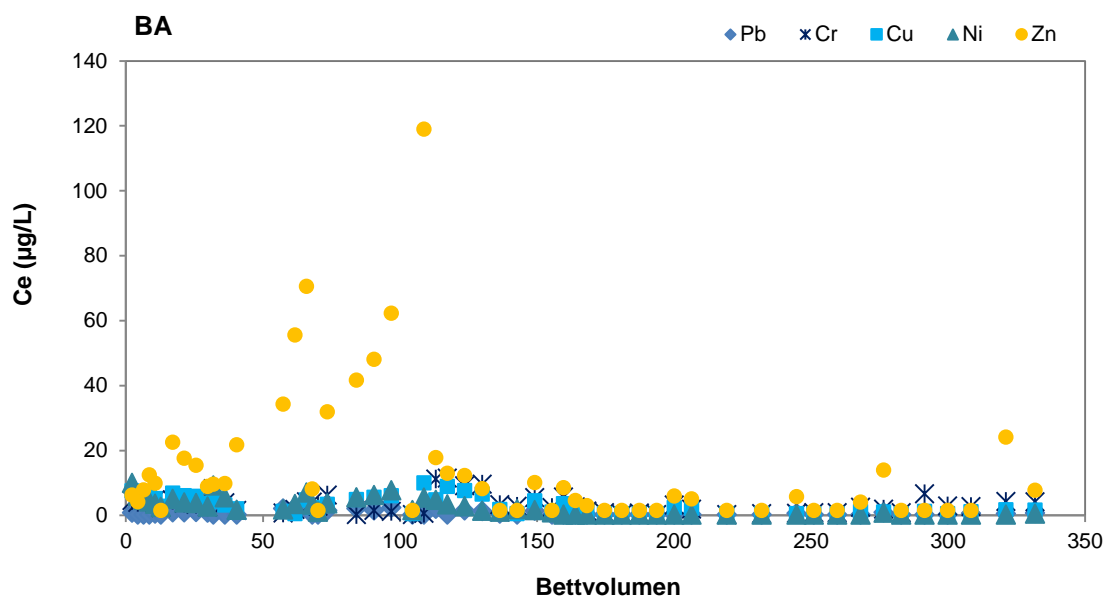


Abbildung 50: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche des Filtermaterials TF BA (oben Pb, Cr, Cu und Ni-Konzentrationen; unten Zn-Konzentrationen)

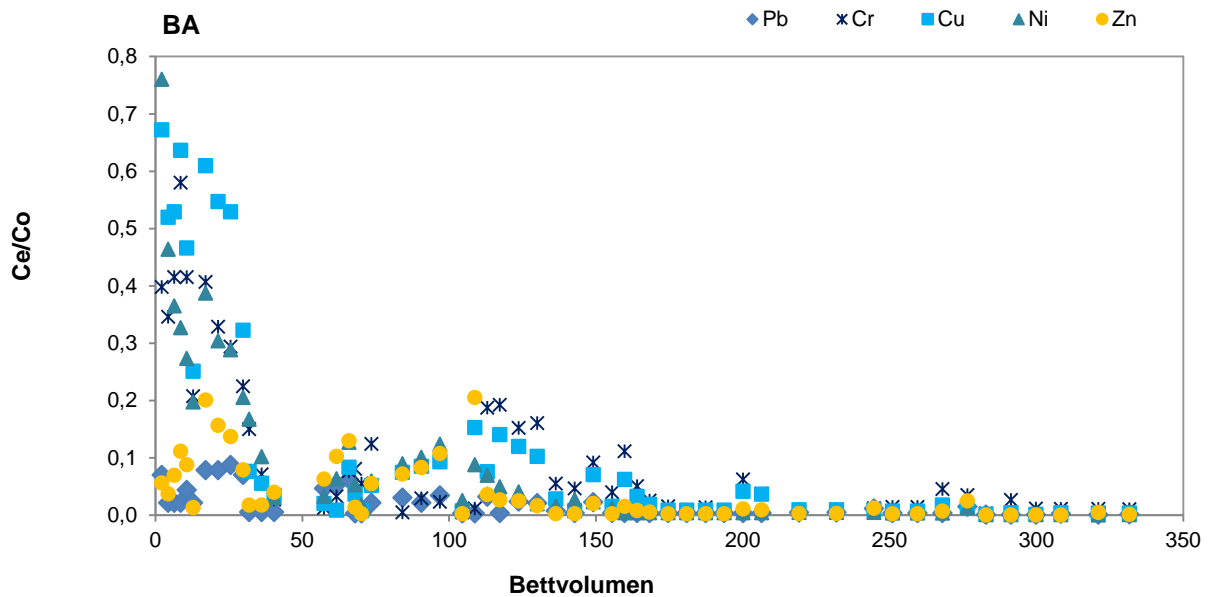


Abbildung 51: C_e/C_0 Verhältnisse für die verschiedenen Schwermetalle für BA

Die Versuche zeigten, dass der Rückhalt zu Beginn der Versuche mit trockenem Boden relativ geringer war. Durch die Wasserzugabe ist der Boden gequollen und kolmatiert und blieb relativ wassergesättigt. Um den Betrieb aufrecht zu erhalten, wurde die Säule BA automatisch nach 3 Stunden Betriebszeit wieder für ca. 3 Stunden außer Betrieb genommen. In den Säulen war ein Trockenversuch wie er in der Natur vorkommt nicht mehr möglich, sodass nur die ersten Ergebnisse für diese Betrachtung herangezogen werden können. Die Säulenergebnisse deuten darauf hin, dass das bodenbasierte Substrat, außer zu Beginn, eine hohe Affinität für alle getesteten Schwermetalle hat und die prozentuale Entfernung im späteren Verlauf für alle getesteten Schwermetalle zumindest über die Versuchsdauer konstant blieb. Die Erfahrung aus den Laborversuchen, dass die gut adsorbierenden Böden schnell die Durchlässigkeit verlieren, deckt sich auch mit jener aus der Praxis. Zu beachten wäre auch, dass durch die trockenen Böden weniger zurückgehalten wird als durch die gesättigten.

Technische Filtermaterialien TF Ia und TF If (SM1.5 und SM1.6)

Um den Einfluss der Durchlässigkeit auf die Adsorptionseigenschaften zu prüfen wurden vom TF I zwei verschiedene Körnungen geprüft. Die 100 cm-Säulen waren mit den Materialien TF Ia (grobes Material 1,25 bis 5,6 mm, $k_f = 2,3 \cdot 10^{-2}$ m/s) bzw. TF If (feines Material 0,5 bis 2,5 mm, $k_f = 1,6 \cdot 10^{-3}$ m/s) gefüllt.

In Abbildung 52 sind die Mittelwerte der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf für Pb, Cr, Cu, Ni und Zn nach dem Durchgang von 450 L einer 80 µg/L (Pb, Cr, Cu, Ni) bzw. 600 µg/L (Zn) Lösung dargestellt. Die Ablaufkonzentrationen der Materialien waren sehr unterschiedlich, obwohl die Entfernungsraten auch für das grobe Material bei ca. 80 – 94 % Pb ca 50 % für Cu und Cr und 65 bis 75 % für Ni bzw 70 bis 80 % für Zn lagen. Es zeigt sich, dass im Säulenversuch das feine Material wesentlich besser war, aber auch, dass ein Material mit einem k_f von $1,6 \cdot 10^{-3}$ m/s die Schwermetalle sehr gut entfernt hat und dass ein k_f $1 \cdot 10^{-3}$ m/s wie in der ÖNORM B 2506 Teil 2 gefordert keine absolute Grenze für den Einsatz in GSA darstellen sollte. Allerdings führte der Einsatz des größeren Materials k_f $2,3 \cdot 10^{-2}$ bei gleicher Zusammensetzung (außer der Körnung) zu höheren Ablaufkonzentrationen (Abbildung 53 und Abbildung 54).

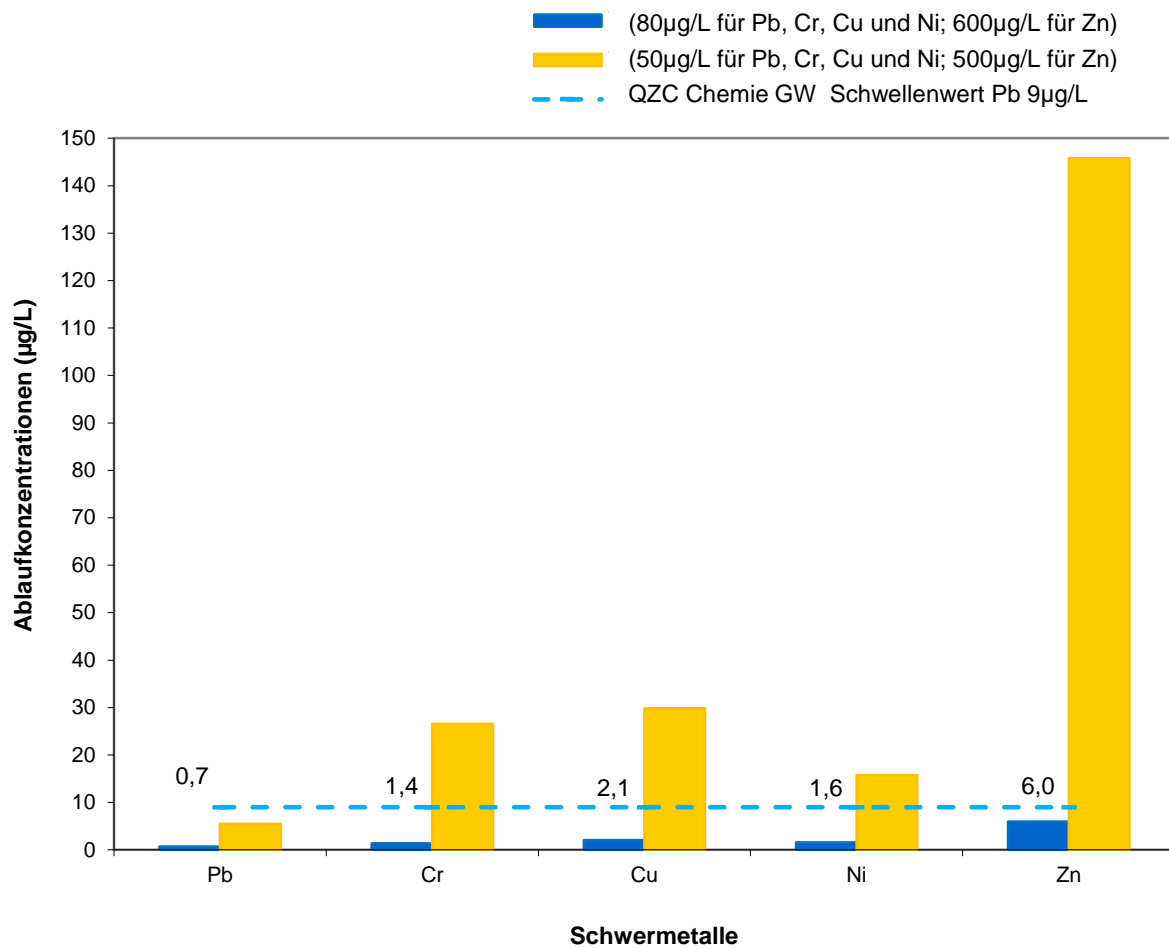


Abbildung 52: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche zwischen grobem und feinem TF I Materialien (TF Ia und TF If) (nach 200 BV)

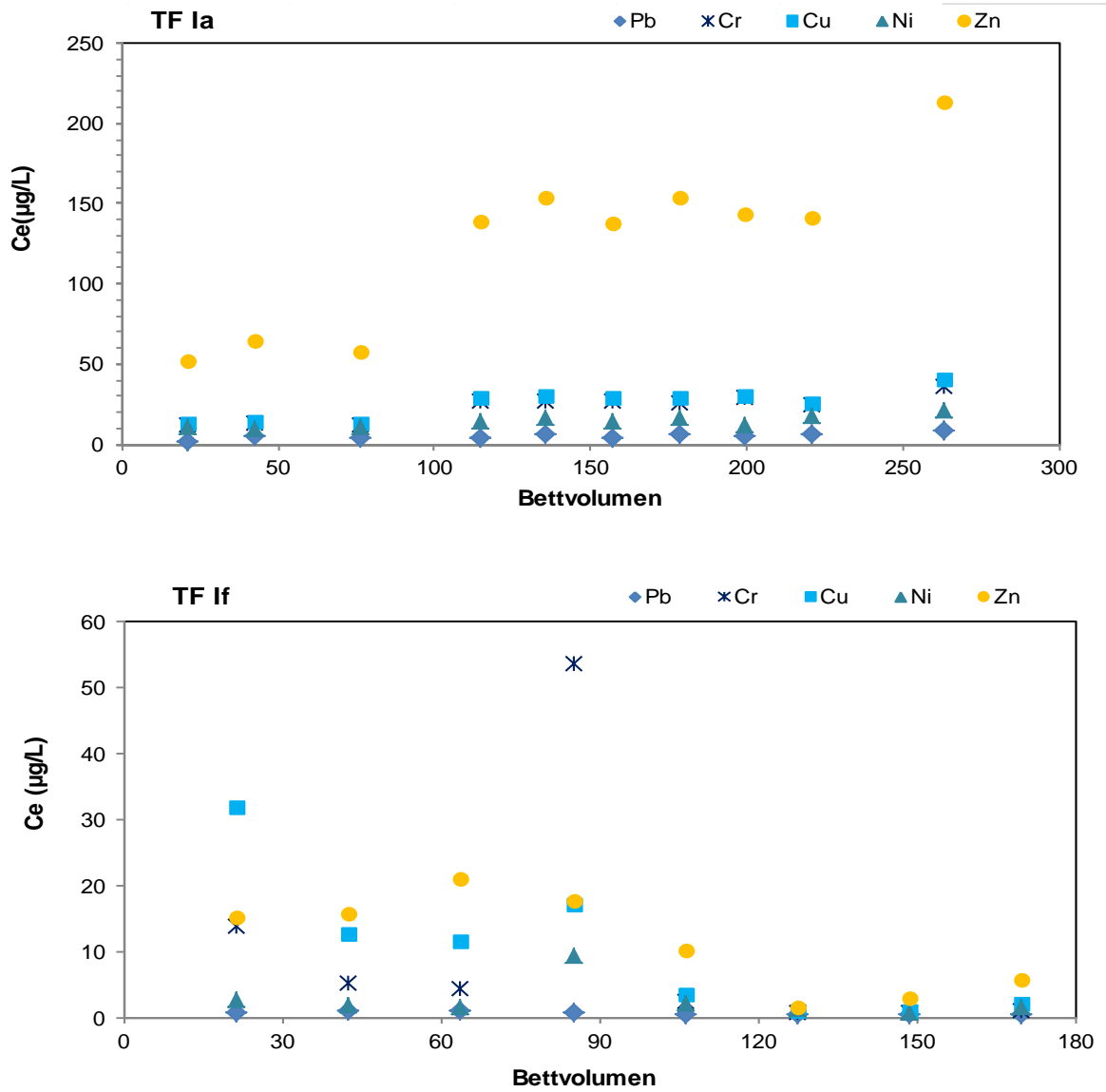


Abbildung 53: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche der Filtermaterialien TF I (oben TF Ia und unten TF If)

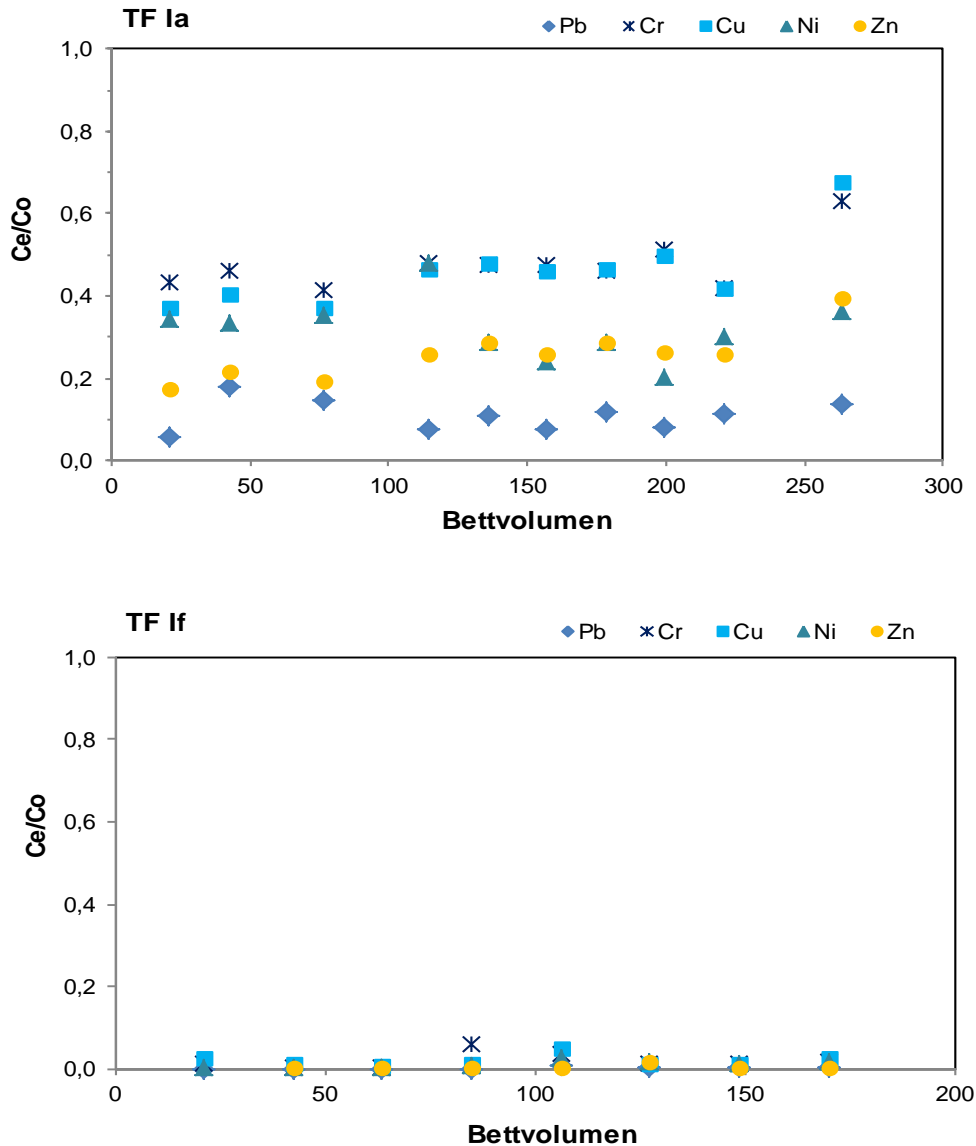


Abbildung 54: C_e/C_0 Verhältnisse für die verschiedenen Schwermetalle für TF Ia und TF If

Die C_e/C_0 Verhältnisse für die verschiedenen Schwermetalle ergaben für das Material TF If relativ geringe Werte, wobei für die beiden Versuche im Vergleich zum Material TF Ia eine geringere Belastung auf die Säulen aufgebracht wurde. Die Säule TF If wurde nach einer geringen Vorbelastung (Durchführung eines Versuchs der BOKU Prüfung nach DIBt-Prüfmethode 2005) verwendet.

6.2.3 Ergebnisse der BOKU Prüfung nach DIBt-Prüfmethode (2005)

Nach der DIBt-Methode (2005) wird die Leistungsfähigkeit von Flächenbelägen (in dieser Studie Filtersubstrat) durch fünf Messergebnisse beurteilt:

1. Durchlässigkeit vor und nach der Aufbringung von Quarzmehl
2. Partikelentfernung I
3. Schwermetallentfernung
4. Mineralölentfernung
5. Partikelentfernung II

Um den Feinanteil auszuwaschen werden lt. DIBt-Methode (2005) die Säulen nach der Befüllung mit den Substraten mit deionisiertem Wasser mit einer Intensität von $540 \pm 20 \text{ L/(s*ha)}$ über einen Zeitraum von 15 Minuten beschickt. Die Versuche mit den ausgewählten Parametern beginnen nach einer 24-stündigen Pausenzeit. Zu Beginn der Versuche lagen die Werte für die hydraulischen Leitfähigkeiten der Filtersubstrate zwischen 10^{-3} und 10^{-5} m/s . Zur Ermittlung der Versickerungsrate vor Partikelapplikation waren für die Substrate BA, Quarzsand, TF IIb und TF If Volumenströme von $> 540 \text{ L/(s*ha)}$ erforderlich. Im Gegensatz dazu lag die Versickerungsrate für BB bei $< 540 \text{ L/(s*ha)}$ und nach 15 Minuten Beregnung bildete sich ein Überstau von ca. 8 mm. Die Substrate BA, Quarzsand, TF IIb und TF If bestanden somit Teil 1 der Prüfung analog zu DIBt (2005).

Die Infiltrationsrate der untersuchten Filtersubstrate vor der Partikelaufringung (Quarzmehl Millisil W4) bei einer Niederschlagsintensität von $540 \pm 20 \text{ L/(s*ha)}$ führte bei TF IIb, TF If, Quarzsand und BA nicht zu einem Überstau von Wasser. Jedoch entstand bei BB ein Überstau mit einem Wasserstand von rund 8 mm nach 15 Minuten Durchströmung. Die DIBt-Methode empfiehlt ein Material zur weiteren Untersuchung, wenn 30 Minuten nach der Durchströmung mit der erwähnten Niederschlagsintensität kein Überstau entsteht. Ein Flächenbelag (bzw. bei uns Filtersubstrat), welches zum Überstau führt, sollte in dieser Phase ausgeschlossen werden. Da dieses Kriterium auch für Filtersubstrate wichtig ist, wurde auch dieser Punkt als Eignungskriterium angewendet. Daher wurden von den untersuchten Filtersubstraten außer von BB alle Anforderungen in Bezug auf die Infiltrationsrate erfüllt. Die Parameter wurden analog zur DIBt-Methode (2005) getestet und die entsprechenden Ergebnisse wurden in der Tabelle 39 zusammengefasst.

Nach diesen Versuchen wurden die Säulen für mindestens 24 Stunden trocknen gelassen und es folgte die Prüfung des Partikelrückhaltes. Die Ergebnisse der Versuche für den Partikelrückhalt zeigten, dass in den Ablaufproben der gesammelten Stichproben (Probenahmeprotokoll nach DIBt-Methode) der Parameter $\text{AFS} \leq 120 \text{ mg/L}$ (Konzentration berechnet als gewichteter Mittelwert) war. Ein Problem ergibt sich, wenn Partikel vom Substrat freigesetzt werden. Es ist nicht klar, was das für die Verwendung dieser Substrate in Gewässerschutzanlagen bedeutet. Zu Beginn der Versuche zum Partikelrückhalt waren bei der Quarzsandsäule die AFS bei der ersten Probenahme 170 mg/L , ab der zweiten Probenahme waren die Werte viel niedriger. Der Wert der Trübung war auch vergleichbar mit den AFS. Im Gegensatz waren bei der Säule TF IIb die AFS-Werte bei der ersten Probenahme nur 80 mg/L und nahmen bis zum Ende der Versuche (180 Minuten) nur leicht ab.

In der aktuellen Arbeit war die durchschnittlich geforderte Effizienz der Entfernung der AFS durch die vier Filtersubstrate, nämlich TF IIb, TF If, Boden und Quarzsand $> 99 \%$, mit einer Gesamtmenge von $\text{AFS} < 120 \text{ mg}$ in den Abläufen aus den Säulen, in denen zu Beginn des Experiments $8,0 \text{ g}$ Quarzmehl verteilt wurden. Die Entfernung von Partikeln ist stark abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit. Ergebnisse aus früheren Experimenten die bei einer höheren Durchflussrate durchgeführt wurden, zeigten eine relativ geringere Entfernungsrate an AFS (80 bis 90 %).

Im Anschluss an die Quarzmehlaufbringung wurde der Infiltrationstest bei einer Niederschlagsintensität von $270 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$ durchgeführt, um zu beurteilen, ob die Versickerung ohne Überstau stattfindet. Für BB wurde dieses Experiment nicht durchgeführt, da das bodenbasierte Material BB bereits den ersten Test nicht bestanden hat. Die Strömung durch die vier Filtersubstrate bei einer Niederschlagsintensität von $270 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$ führte nicht zur Überstaubildung. Daher qualifizierten sich die 4 verbleibenden Filtersubstrate für weitere Untersuchungen betreffend Entfernungsleistung von Schwermetallen und Mineralölen. Für eine der DIBt-Methode (2005) äquivalente Beregnungsintensität von $200 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$, war das gesamte durchgeleitete Volumen 30 L mit Ausgangskonzentrationen von jeweils $1.000 \mu\text{g/L}$ für Pb, Cu und Zn; die Schwermetalle konnten unter diesen Bedingungen zu $> 99 \%$ eliminiert werden mit Ablaufkonzentrationen $< 10 \mu\text{g/L}$. Die DIBt-Methode ist für Flächenbeläge mit einer Prüffläche von 1 m^2 ausgelegt. In unseren Versuchen wurden diese Experimente für Säulen mit einem Innendurchmesser von 100 mm umgelegt. Da die Bedingungen nicht genug Probenvolumen lieferten, wurden die Versuche von 5 auf 48 Stunden verlängert und die Beregnungsintensität verdoppelt (von 100 auf $200 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$). Die Substrate BA, Sand, TF IIb und TF If bestanden den Teil 1 und Teil 2 der Prüfung.

Tabelle 39: Maximale Ablaufkonzentrationen und Bedingungen der DIBt-Methode (2005) für die untersuchten Parameter

Parameter	Zugabe	Quarzsand	BA	BB	TF If	TF If	DIBt 0-Bedingung
Versickerungsrate Teil 1	540±20 l/(s.ha)	kein Überstau	kein Überstau	Überstau	kein Überstau	kein Überstau	kein Überstau
AFS zulässige Ablauf- konzentration) (mg/L)	1000 ± 10 g/m ²	77	69	-	120	20	≤ 160
Versickerungsrate Teil 2	270±10 l/(s.ha)	kein Überstau	kein Überstau	Überstau	kein Überstau	kein Überstau	kein Überstau
Pb (µg/L)	1000 ± 10 µg/m ²	0,7	4,4	1,1	3,8	< 0,5	≤ 50µg/L
Cu (µg/L)	1000 ± 10 µg/m ²	1,0	11,1	6,8	2,6	< 1	≤ 100µg/L
Zn (µg/L)	1000 ± 10 µg/m ²	< 3,0	10,9	11,3	9,0	< 3,0	≤ 500µg/L
KW (mg/L)	20,8 ± 0,8 g/m ²	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	≤ 4 mg/L

Im Batch-Experiment wurde beobachtet, dass bei einer Anfangskonzentration von 1000 µg/L die Gleichgewichtskonzentrationen für Cu und Zn von 20 bis 80 µg/L reichten. Im Vergleich zum Säulenversuch waren die Werte viel höher. Dies bedeutet, dass allgemein im Säulenversuch eine höhere Sorption mit geringeren Gleichgewichtskonzentrationen als im Batch-Experiment beobachtet wurde. Im Zusammenhang mit der Beladung wird dies hauptsächlich auf die Tatsache zurückgeführt, dass die hohe Menge an Sorbens in der Säule eine große Oberfläche für die Adsorption bietet, obwohl die Reaktionszeit viel kürzer ist. Neben der Sorption können sich Aggregate bilden, was wiederum eine höhere Diffusionsgeschwindigkeit (z.B. vom Oberflächenfilm auf die weniger zugänglichen Mikroporen (Lai und Chen, 2001) und Adsorption in Batch-Experimenten zur Folge hat. Ähnlich wie die der Schwermetalle war die Entfernung von Mineralöl sehr gut (> 99 %) mit einer Ablaufkonzentration unter der Bestimmungsgrenze (< 0,1 mg/L).

6.2.4 Ergebnisse der Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag

Nachdem sich die Versuche analog zur DIBt-Methode (2005) vom Versuchsansatz bewährt haben, wurde die Detailausführung an die Filtersubstrate und die ausgewählten Jahresfrachten angepasst.

6.2.4.1 Ergebnisse Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag – Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) 1:15

6.2.4.1.1 Ergebnisse der Infiltrationsratenbestimmung (1:15)

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, ein Maß der Infiltrationskapazität, war für das bodenbasierte Substrat, die technischen Filtermedien und Quarzsand sehr verschieden. Die hydraulische Leitfähigkeit zu Beginn reichte von $k_f 3,7 \cdot 10^{-3}$ m/s für die Sandsäule bis $k_f 4,1 \cdot 10^{-4}$ m/s für die BA-Säule. Die Messungen der hydraulischen Leitfähigkeiten der technischen Filtermaterialien und von Quarzsand, die vor Start und nach Ende des Partikelrückhaltexperiments durchgeführt wurden (Tabelle 40), waren annähernd gleich ohne offensichtliches Anzeichen einer Systemverstopfung. Die technischen Filtermaterialien halten eine angemessene hydraulische Leistung in allen Versuchsreihen aufrecht. Nach der Aufbringung der ersten 10 g Millisil W4 reduzierte sich die hydraulische Leitfähigkeit des Bodenfilters von $k_f 4,7 \cdot 10^{-4}$ m/s auf $k_f 7,6 \cdot 10^{-5}$ m/s. Die Teilchen, die vor und nach der Schadstoffbelastung aufgebracht wurden, dienen der Bewertung der Reinigungsleistung in Hinblick auf die Entfernung von Partikeln aus dem Zulauf und des Verstopfungsrisikos, das typischerweise ein häufiges Problem in bodenbasierten Filtersystemen ist. Das Material BB wurde aufgrund der Ergebnisse in der BOKU Prüfung nach DIBt-Prüfmethode 2005 von den Versuchen ausgeschlossen.

Tabelle 40: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeiten (m/s) der Filtermaterialien TF If, TF IIb, BA und Quarzsand zu Beginn und Ende des Versuchs

Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (m/s) der Filtermaterialien TF If, TF IIb, BA und Quarzsand vom Start und Ende des Versuchs		
Filtermaterialien	k_f Start (m/s)	k_f Ende (m/s)
TF If	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
TF IIb	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$
BA	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$7,6 \cdot 10^{-5}$
Quarzsand	$3,70 \cdot 10^{-3}$	$2,76 \cdot 10^{-3}$

Die hydraulische Leitfähigkeit hängt auch wesentlich von der Einbringung des Substrats in die Säule ab, dies ist besonders bei Boden schwierig, Versuche am Bodenfilter, aus dem das Material BA gewonnen wurde, haben in der Praxis hydraulische Leitfähigkeiten zwischen k_f $8,4 \cdot 10^{-5}$ und $1,3 \cdot 10^{-4}$ und m/s nach einer Betriebszeit von ca. 3 Jahren ergeben.

6.2.4.1.2 Ergebnisse der Partikelretention I und II (1:15)

In der Abbildung 55 sind die Ergebnisse der Partikelretention I, II und III der Filtermaterialien TF If, TF IIb, Quarzsand und des Bodens BA mit der Prüfanordnung für Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) von 1:15 dargestellt. Dabei wurden nach jeder Zugabe die ersten drei Liter beprobt. Aus Anteilen der gesammelten den drei Litern wurde je Zugabe eine Mischprobe hergestellt.

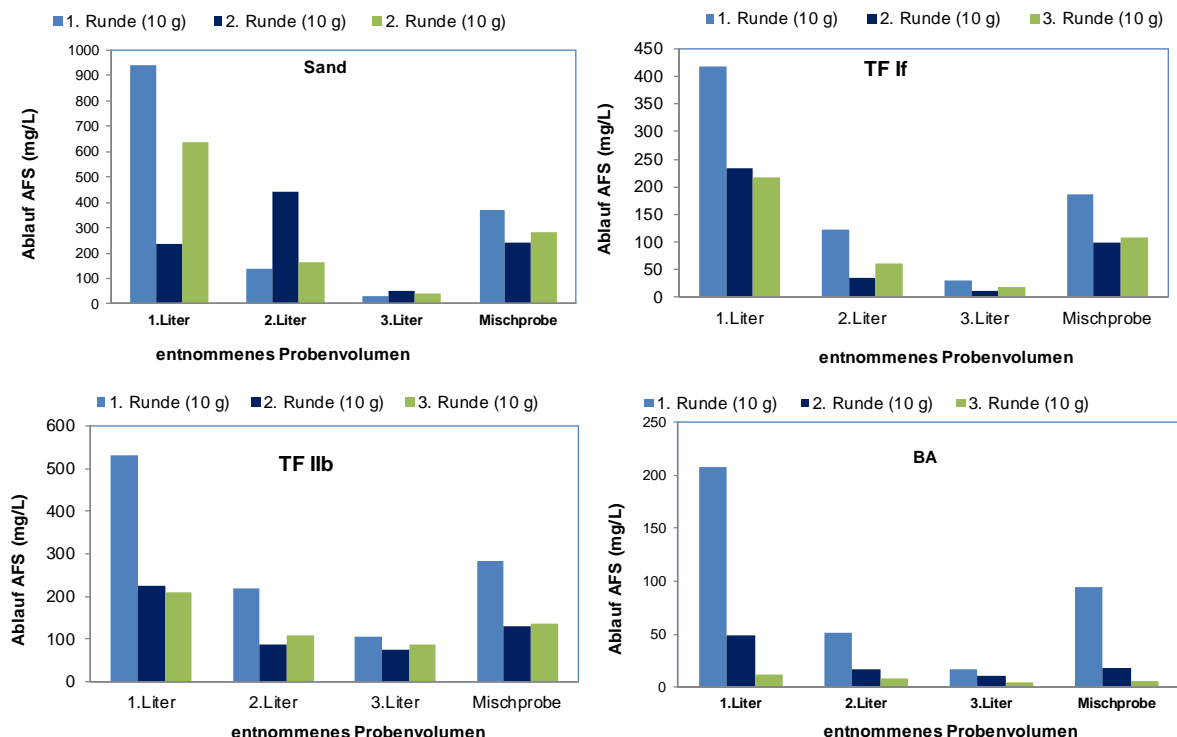


Abbildung 55: AFS Ablaufkonzentrationen in mg/L der Filtermaterialien TF If, TF IIb, Quarzsand (S) und BA

Abbildung 55 zeigt, dass die AFS-Konzentration im Ablauf zu Beginn des Experiments (1. Zeitabschnitt) zumeist größer war, als in den darauf entnommenen Proben des 2. Und 3. Zeitabschnitts (2. Liter und 3. Liter). Ebenfalls waren die Konzentrationen der Partikelretention I höher

als die Partikelretention II, obwohl zwischen den Partikelretentionen Partikel aufgebracht wurden. Da in vorhergehenden Experimenten gezeigt werden konnte, dass die höchsten AFS Konzentrationen zu Beginn emittiert werden, wurde von der Ad-hoc-Gruppe beschlossen, dass der Ablauf sofort nach Start der Spülung der Säulen beprobt werden soll (1. Liter). Für die Bewertung des Partikelrückhalts wurde die Konzentration an AFS der ersten 3 Liter des Ablaufs herangezogen. Die AFS-Ablaufkonzentrationen betragen im 1. Liter für TF If 420 mg/L, für TF Ilb 530 mg/L, für Quarzsand 938 mg/L und für BA 208 mg/L nach der ersten Quarzmehlzugabe (Partikelretention I). Bezogen auf die mittleren Konzentrationen der drei Liter zeigten alle Filtermaterialien eine Effizienz des Partikelrückhalts > 89 % für eine Gesamtzugabe von 30 g Quarzmehl.

Die Leistung der einzelnen Filtersäulen in Bezug auf die AFS (bezogen auf eine Partikelzugabe von 30 g) ist in der Abbildung 56 dargestellt. Die Entfernungsrates nahm nach jeder Aufbringung von Quarzmehl stetig zu. Beim bodenbasierten Filtermaterial BA sank nach der dritten Aufbringung von Quarzmehl die hydraulische Leistung, was auf eine Verstopfung des Filtermaterials hinweist.

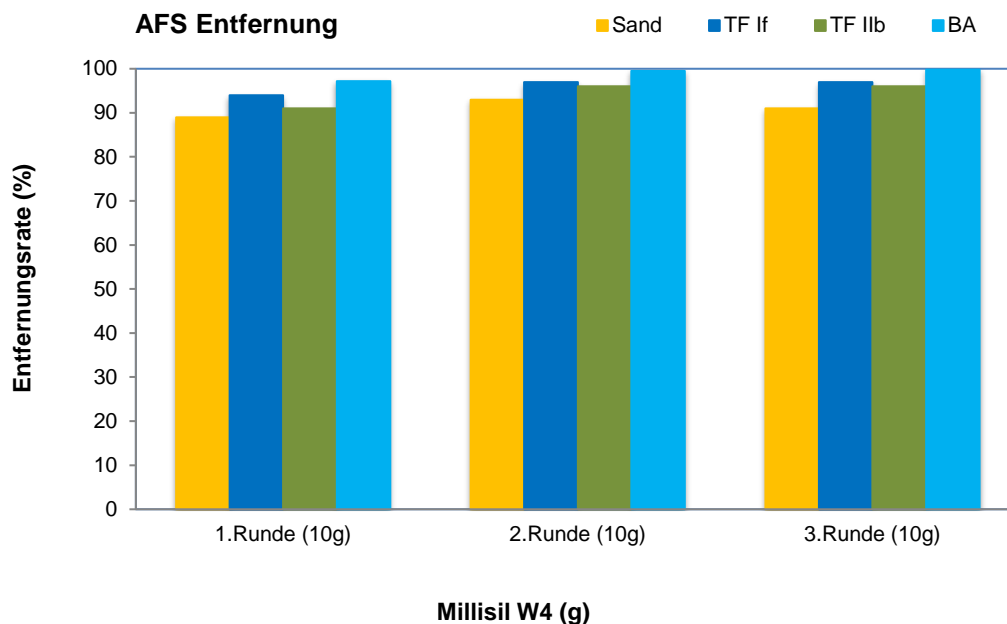


Abbildung 56: Entfernungsrates von Millisil W4 (%) in den verschiedenen Filtersäulen

Während der Partikelrückhalteversuche konnte rein optisch festgestellt werden, dass sich zwischen dem aufgetragenen Quarzmehl und dem darunter liegenden Bodenmaterial, eine Schicht gebildet hat, die den Filter verschließt. Unter den beobachteten Filtermaterialien war der Partikelrückhalt des Bodenfilters BA mit > 95% besser als die der anderen Filtermaterialien TF If, TF Ilb und Quarzsand. Allerdings nahm die Infiltrationsrate nach der Zugabe von 30 g Quarzmehl von 210 mL/min auf 10,5 mL/min ab. Der Gesamtdurchfluss von 600 L entspricht einem 7 Jahresniederschlag.

Die von der ÖNORM B 2506 Teil2 geforderte Entfernungsrates von 80 % wurde von allen Materialien erreicht.

6.2.4.1.3 Ergebnisse des Schwermetallrückhalts

Die Schwermetallkonzentrationen und Entfernungsrates bei einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) 1 : 15 sind von den zusammengesetzten Filtermaterialien TF If und TF Ilb, dem Bodenmaterial BA und dem Filtermaterial Quarzsand in der Tabelle 41 dargestellt.

Tabelle 41: Ergebnisse der Säulenversuche (µg/L) und der berechneten Entfernungsraten für Pb, Cu und Zn (%) der Filtermaterialien Quarzsand, TF If, TF Ilb und BA

Proben- bezeichnung	Vol. (L)	Pb (µg/L)				Cu (µg/L)				Zn (µg/L)			
		Sand	TF If	TF Ilb	BA	Sand	TF If	TF Ilb	BA	Sand	TF If	TF Ilb	BA
Zulauf (Serie 1)	84±5	121	95,8	128	91,8	113	116	133	102	142	128	138	113
Ablauf 1	28±2	<0,5	<0,5	1,1	<0,5	<1,0	1,4	3,6	3,6	5,4	10,4	6,2	<3,0
Ablauf 2	28±2	<0,5	<0,5	0,8	<0,5	<1,0	<1,0	3,1	3,1	5,1	<3,0	7	3,0
Ablauf 3	28±2	<0,5	<0,5	0,9	<0,5	<1,0	<1,0	3,0	3,0	9,2	4,1	10,2	3,05
Ablaufmittelwert	84±5	<0,5	<0,5	0,9	<0,5	<1,0	0,8	3,2	3,2	6,6	5,3	7,8	<3,0
Entfernungsraten		99,6	99,5	99,3	99,5	99,1	99,3	97,6	96,9	95,4	95,9	94,3	98,7
Zulauf (Serie 2)	84±5	475	484	526	495	530	537	560	560	531	547	563	506
Ablauf 4	28±2	0,5	<0,5	4,6	1,6	4,8	1,5	7,9	7,9	58,5	9,1	9,1	15,2
Ablauf 5	28±2	<0,5	<0,5	5,9	1,6	36,8	1,3	8	8	193	84	14,5	17,3
Ablauf 6	28±2	1,1	<0,5	8,8	2,7	84,7	1	10,3	10,3	272	3,5	21,2	20,3
Ablaufmittelwert	84	0,5	<0,5	6,4	2	42,1	1,3	8,7	8,7	174,5	32,2	14,9	17,6
Entfernungsraten		99,9	99,9	98,8	99,6	92,1	99,8	98,4	98,4	67,1	94,1	97,4	96,5
Zulauf Kupferdach	84±5	14,4	3,4	2,2	28,1	3250	3250	2610	2950	542	592	496	545
Ablauf 7	28±2	2,8	<0,5	17,5	3	686	18	42,4	134	502	12,8	27,9	13,7
Ablauf 8	28±2	13,5	<0,5	3,5	1,6	2030	25	68,5	134	595	3,3	41,7	13,7
Ablauf 9	28±2	22,3	<0,5	2,8	1,7	2460	16,2	108	165	581	10,1	64,3	70,5
Ablaufmittelwert	84±5	12,9	<0,5	7,9	2,1	1725	19,7	73	144	559	8,7	44,6	32,6
Entfernungsraten						46,9	99,4	97,2	95,1	-3,1	98,5	91	94
Zulauf Zinkdach	84±5	2,9	10,4	11,2	11,5	184	205	228	258	5560	5330	4800	6000
Ablauf 10	28±2	19,7	<0,5	2	1,5	1510	10,5	53,2	53,2	2910	26	665	611
Ablauf 11	28±2	21,4	<0,5	2,4	1,5	757	9,9	78,3	78,3	4630	84,2	1330	1030
Ablauf 12	28±2	21,9	<0,5	2,6	1,7	528	11,6	84,1	84,1	4950	182	1750	907
Ablaufmittelwert	84±5	21	<0,5	2,3	1,6	932	10,7	71,9	71,9	4163	97,4	1248	849,3
Entfernungsraten						-407	95	68	72	25	98	74	86
Zulauf fracht (mg)		51,5	49,9	56,1	52,6	343	345	297	325	569	554	504	602
Ablauf fracht (mg)		2,9	<0,14	1,68	0,49	227	2,7	13,0	19,0	412	12,1	111	75,7
Fracht- Entfernung (%)		94,4	>99,0	97,0	99,1	33,8	99,2	95,6	94,2	27,6	97,8	78,1	87,4

Die Entfernungsraten der gelösten Fraktionen der Schwermetalle im Gemisch von Kupfer, Blei und Zink konnten während der Untersuchungen in folgender absteigender Reihenfolge ermittelt werden: Pb > Cu > Zn. Für die Zulaufkonzentrationen von 100 µg/L für Kupfer und Blei und 500 µg/L für Zink, die den Konzentrationen von stark belasteten Straßenabwässern entsprechen, konnten die Filtermaterialien in Bezug auf den gelösten Anteil von Kupfer, Blei und Zink Entfernungsraten von 95% erzielen. In Bezug auf die Entfernungsraten von Kupfer und Zink konnte zwischen den Kupferdachkonzentrationen (Zulaufkonzentrationen von 3000 µg/L Cu und 500 mg/L Zn) und den Zinkdachkonzentrationen (Zulaufkonzentrationen von 150 µg/L Cu und 5000 µg/L Zn) große Unterschiede beobachtet werden. Für die Konzentrationen von Dachabwässern erreichte das Filtermaterial TF If eine Entfernungsraten von Kupfer und Zink > 94%. Das Filtermaterial TF Ilb zeigte bei der Behandlung von Abwässern eines Kupferdachs Entfernungsraten für Kupfer > 94% und für Zink 87% bis 94%. Die Zulauf- und Ablaufkonzentrationen der synthetisch hergestellten Lösung für Straßenabwasser und deren dazugehörige Schwermetallkonzentration und die Zielwerte (basierend auf den Schwellenwerten der QZV Chemie GW) sind für Sand in Abbildung 57, für TF If in Abbildung 58, für TF Ilb in Abbildung 59 und für BA in Abbildung 60 mit logarithmischer Skala dargestellt. Für die untersuchten Materialien bei Verwendung von Zulaufkonzentrationen, die den ursprünglichen

Straßenabwasserkonzentrationen entsprechen (siehe Zulauf Serie 1 in Tabelle 39), wurden die Entfernungsraten aller Schwermetalle laut Abscheidungskriterien 1 und 2 (für Cu 80 %, für Zn 50 % und für 100 µg/L Pb < 9 µg/L bzw. für 500 µg/L Pb 95 %) außer für Sand erreicht.

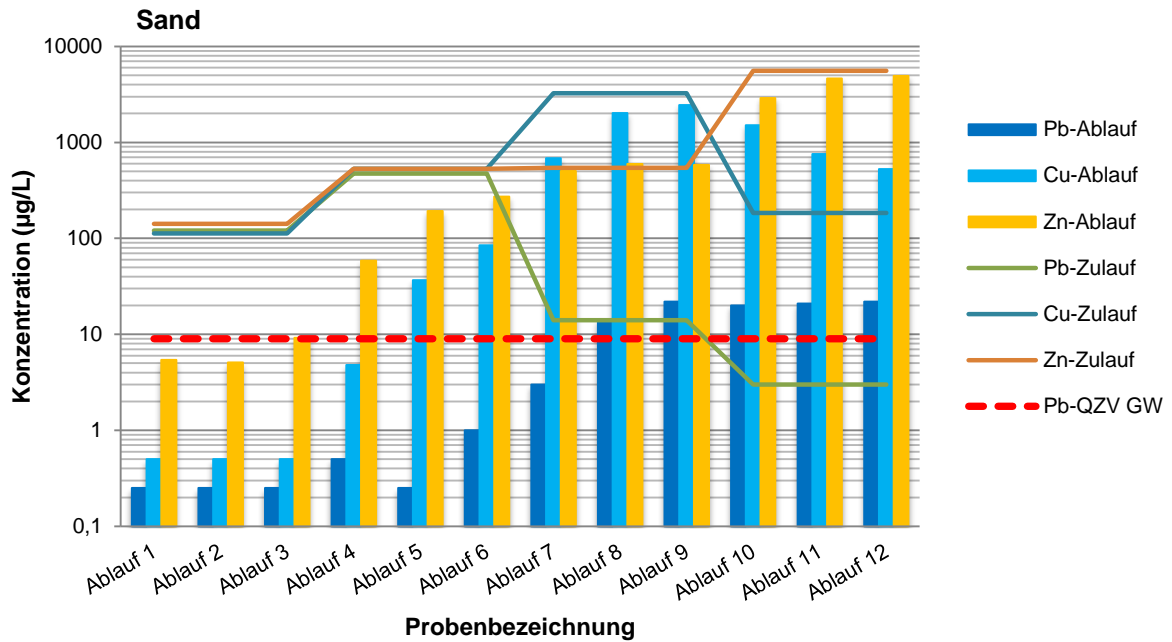


Abbildung 57: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials Quarzsand

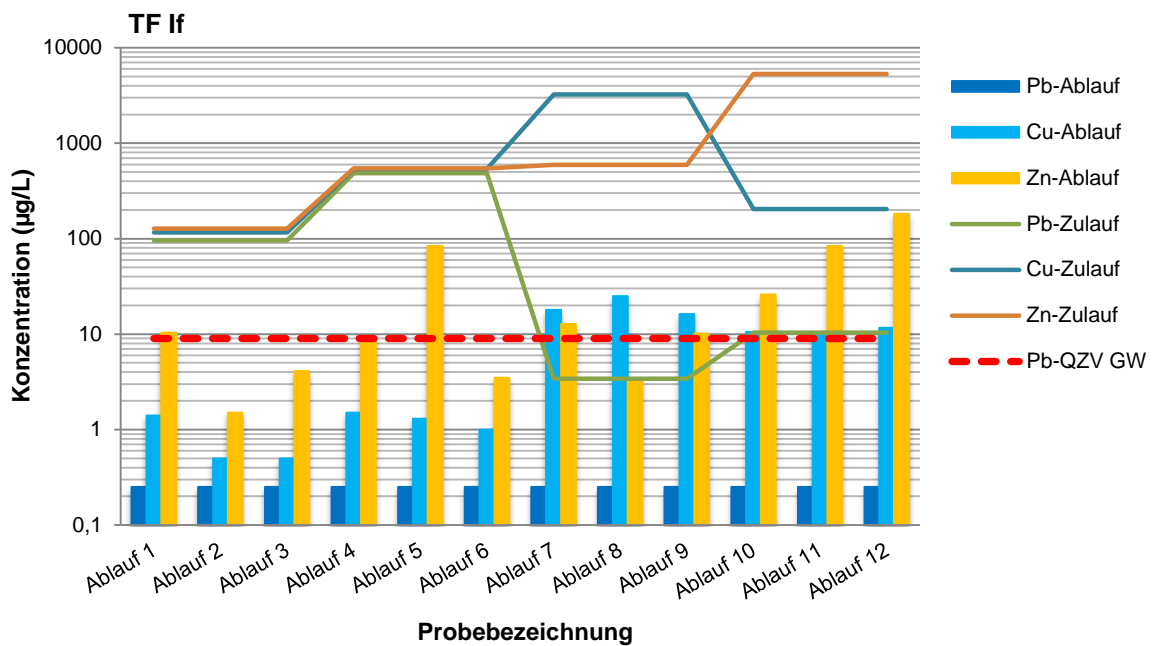


Abbildung 58: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials TF If

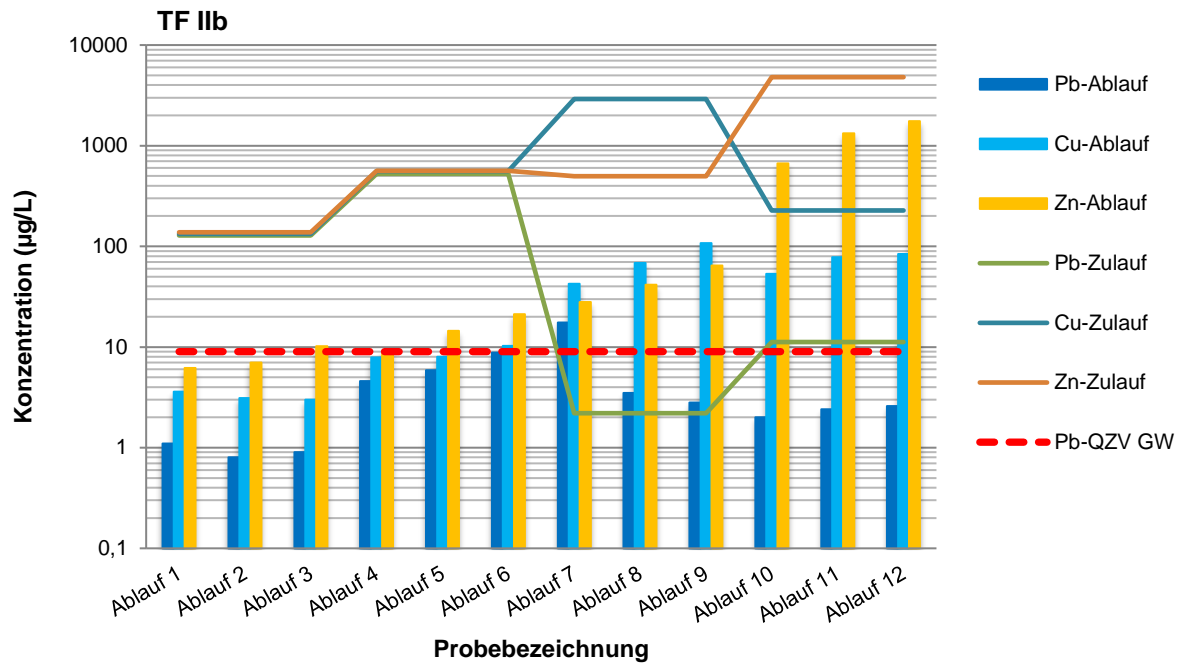


Abbildung 59: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials TF IIb

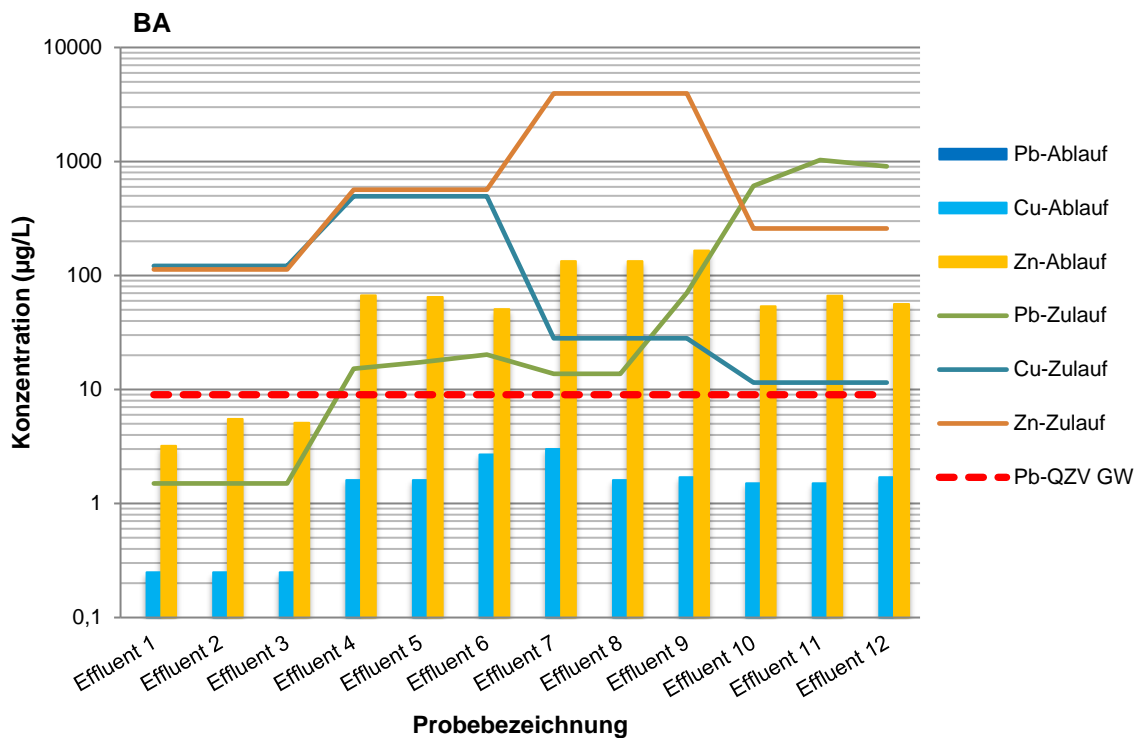


Abbildung 60: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials BA

Vergleicht man die Ergebnisse der 4 Filtermaterialien aller Versuche, zeigten die Materialien TF If, TF IIb und BA die besten Entfernungsraten für gelöste Schwermetalle. Die Entfernungsraten von Kupfer, Blei und Zink (> 95 %) während der ersten Versuche sind von allen 4 Filtermaterialien (Quarzsand, TF If, TF IIb und BA) vergleichbar, wobei TF If und BA die effektivsten Schwermetallentfernungsraten von > 99 % und auch sehr niedrige Bleiablaufraten, die die Grenzwerte der AAEV (BGBl. Nr. 186/1996), bzw. Zielwerte QZV Chemie GW (2010 i.d.g.F.) und QZV Chemie OG unterschreiten, aufweisen. Das Filtermaterial TF IIb wies ähnlich gute Entfernungsraten für die 3 Versuchsserien wie TF If und BA auf. Jedoch war während der 4. Versuchsserie die Kupfer- und Zinkentfernung von TF If

und BA besser als von TF IIb und auch der Unterschied zwischen den Entfernungsraten der Filtermaterialien nahm mit der Zeit zu. Sand zeigte in der ersten Versuchsreihe für alle Schwermetalle ähnliche Entfernungsraten.

Der Wirkungsgrad des Sandes verringerte sich jedoch signifikant während der dritten und vierten Versuchsreihe und endete in einer Remobilisierung von adsorbierten Schwermetallen aus vorherigen Experimenten.

Die Leistung der Filtermaterialien in Bezug auf die Schwermetallentfernung war bei niedrigen Konzentrationen vergleichbar, jedoch waren die Entfernungsraten des Quarzsandes, vor allem bei der Behandlung von Dachabwässern, sehr unterschiedlich. Die Filtermaterialien TF If und BA erzielten die effektivsten Schwermetallentfernungsraten (> 94 %) (Abbildung 57).

Bezüglich der Serie 2 (500 µg/L) wurde von allen Filtermaterialien der Großteil von Blei, Kupfer und Zink entfernt, wobei BA und TF If die größten Entfernungsraten mit 98 % erzielten. TF If und BA waren die effektivsten und Sand das ineffektivste Filtermaterial.

Bei der Behandlung von Kupferdachabläufen wurden mit Sand Entfernungsraten für Kupfer zwischen 24 % und 86 % und für Zink zwischen -9 % und -7 % erreicht. Die negative Zinkentfernungsraten zeigt, dass bei hohen Kupferkonzentrationen im Zulauf, das zuvor adsorbierte Zink wieder mobilisiert wird. Obwohl bei den Dachabflüssen im Zulauf kein Blei zudosiert wurde, konnten im Zulauf und im Ablauf Bleikonzentrationen von 3 bis 22 µg/L festgestellt werden, was wiederum auf eine Mobilisation von zuvor adsorbiertem Blei von der Oberfläche des Zulaufgefäßes oder des Filtermaterials zurückzuführen ist. Nach der Behandlung von Zinkdachabflüssen konnten Entfernungsraten von Zink von 11 % bis 48 % und Freisetzungen von Kupfer von 180 % bis 720 % erzielt werden. Das durch den vorherigen Kupferdachversuch adsorbierte Kupfer wurde während des darauf folgenden Zinkdachversuchs wieder mobilisiert und lieferte dadurch 3 bis 8 Mal höhere Ablauf- als Zulaufkonzentrationen. TF If, TF IIb und BA wurden während der Säulenversuche mit denselben Konzentrationen von Kupfer und Zink beschickt. Obwohl bei den Kupfer- und Zinkdachversuchen kein Blei zugesetzt wurde, konnten doch immer wieder geringe Konzentrationen im Zulauf und im Ablauf gemessen werden. Dies ist wahrscheinlich auf eine Kontamination aus den Glasvorlagebehältern zurückzuführen; jedenfalls wurde auf eine stark saure Reinigung zwischendurch verzichtet.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Kriterien der ÖNORM B 2506 Teil 2 über den gesamten Versuchsverlauf von den Materialien, außer von Sand, eingehalten wurden und dass die Entfernungsraten für die technischen Filtersubstrate TF I und TF II ähnlich gut bzw. besser als jene des Bodens BA waren.

Für zinkbelastetes Wasser ist eine Pufferung durch karbonathaltige Filterelemente oder Filterfüllungen von großer Bedeutung, da bei höheren pH-Werten Zinkkarbonate und -hydroxide ausfallen, die entweder im Filterelement direkt oder in den obersten Zentimeter der Sickerstrecke herausgefiltert werden, weshalb eine gute Pufferkapazität wichtig ist. Die Ergebnisse lagen für alle Varianten in derselben Größenordnung. Für die Filtermedien BA, TF IIb und Quarzsand wiesen die Kupferablaufkonzentrationen Werte von < 100 µg/L bis 2460 µg/L auf. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse und Anforderungen der ÖNORM B 2506 Teil 2 an das Filtermaterial von 80 % Kupferentfernung in dieser Studie zeigen sich die Materialien TF If, TF IIb und BA als Filtermaterialien für Vor-Ort-Versickerungsanlagen von Kupferdachabflüssen effizient. Quarzsand zeigte als Filtermaterial geringere bis gar keine Kupferentfernung bei Kupferdachabflüssen und ist deswegen für diesen Zweck als Filtermedium nicht effizient.

6.2.4.1.4 Ergebnisse des Mineralölrückhalts (Diesel als Prüfsubstanz)

Als Prüfsubstanz des Mineralölrückhalts wurde so viel Diesel auf die Säulen aufgebracht, dass dies einer maximalen jährlichen österreichischen Abflusskonzentration bei Starkregenereignissen von 5 mg/L KW-Index entsprach. Das Filtermaterial TF If mit und ohne Aktivkohle als Varianten verwendet, um den Einfluss von Aktivkohle auf die Reinigungsleistung zu ermitteln. TF If mit Aktivkohle und der Boden BA lieferten Ablaufkonzentrationen, die unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/L KW-Index lagen. Das Filtermaterial TF If, das keine Aktivkohle enthielt, Quarzsand und TF IIb erzielten Ablaufkonzentrationen zwischen < 0,1 mg/L und 0,2 mg/L KW-Index. In der Tabelle 42 sind die einzelnen Filtermaterialien, die Menge der zugegebenen Prüfsubstanz (mg) mit dem beschickten Gesamtvolumen (Wasser in L) und den dazugehörigen Ablaufkonzentrationen (mg/L KW-Index) dargestellt.

Tabelle 42: Ergebnisse der Versuche mit der Prüfsubstanz Diesel (mg/L) und den Filtermaterialien TF I+AK, TF If, TF IIb, Quarzsand und BA mit einem Flächenverhältnis 1:15

Substrat	Probenbezeichnung	Zudosierte Dieselmenge (mg)	beschicktes Volumen mit RO-Wasser (L)	KW-Index (mg/L)
TF If m AK	TF If + AK 1	105	21	<0,1
	TF If m AK 2	105	21	<0,1
	TF If m AK 3	105	21	<0,1
	TF If m AK 4	105	21	<0,1
TF If	TF If 1	105	21	<0,1
	TF If 2	105	21	0,1
	TF If 3	105	21	0,1
	TF If 4	105	21	0,2
TF IIb	TF IIb 1	105	21	0,2
	TF IIb 2	105	21	2,7 *)
	TF IIb 3	105	21	0,1
	TF IIb 4	105	21	3,0 *)
Quarzsand	S 1	105	21	0,1
	S 2	105	21	0,1
	S 3	105	21	0,1
	S 4	105	21	0,2
BA	BA 1	105	21	<0,1
	BA 2	105	21	<0,1
	BA 3	105	21	<0,1
	BA 4	105	21	0,1

*) Proben mit Lösungsmittel verunreinigt (nach Auswertung der Diagramme ausgeschieden)

Die Zusammensetzung der Filtermaterialien war nicht ausschlaggebend für die Entfernung von Mineralöl, da alle Ablaufkonzentrationen, exklusive der Versuche mit Verunreinigungen (Substrat TF IIb: Proben TF IIb 2 und TF IIb 4), Werte zwischen < 0,1 mg/L und 0,2 mg/L KW-Index aufwiesen. Alle Filtermaterialien und Zusammensetzungen erzielten hervorragende Entfernungsraten der Prüfsubstanz Diesel. Dies zeigt, dass die Entfernung von Mineralöl hauptsächlich durch physikalische Bindung der Mineralölpartikel an das Filtermaterial bzw. durch Oberflächenphänomene entsteht. Laut Literatur kann davon ausgegangen werden, dass Öle und Schmierfette bevorzugt von GAC und Böden mit hohem Kohlenstoffgehalt aufgrund ihres hohen organischen Anteils entfernt werden. Die Versuche dieser Studie zeigten, dass auch Sand und technisches Filtermaterial ohne Aktivkohle ähnlich gute Ergebnisse erzielten.

6.2.4.1.5 Ergebnisse der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS

Die Ergebnisse des Partikelrückhaltes II (2. und 3. Zugabe) sind in der Abbildung 55 mit Entfernungsraten von ca. 89 bis > 90 % dargestellt, wobei der Sand mit 89 % die schlechteste Entfernungsraten zeigt.

Die Änderung der Infiltrationsrate ist in Tabelle 40 dargestellt. Die Durchlässigkeiten der technischen Filtermaterialien und des Sands änderten sich kaum; jene des Bodens BA schon. BA würde das Kriterium, dass die Durchlässigkeit um nicht mehr als 50 % zurückgehen darf, nicht einhalten.

Die Partikelfreisetzung war am größten von der Sandsäule mit < 2% und damit wurde das Kriterium von allen Materialien eingehalten.

6.2.4.1.6 Ergebnisse der Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs

Die beschickten Säulen wurden nach der letzten Partikelauflage austropfen lassen und mit Salzlösung beaufschlagt. Von allen Proben wurde Blei, Kupfer und Zink analysiert. Die Schwermetallfrachten in den Säulen nach der Beaufschlagung und die Schwermetallausgangskonzentrationen in der NaCl-Lösung sind in der Tabelle 43 und die Mittelwerte

der Schwermetallkonzentrationen in den Ablaufproben der einzelnen Filtermaterialien in Tabelle 44 aufgelistet.

Tabelle 43: Darstellung der adsorbierten Schwermetallfrachten der Filtermaterialien (mg) und Konzentrationen der Schwermetalle in der aufgetragenen NaCl-Lösung ($\mu\text{g/L}$)

Schwermetalle	Schwermetallfracht in den Säulen (mg)				Schwermetalle in der Tausalzlösung ($\mu\text{g/L}$)	zulässige Ablaufkonzentrationen ($\mu\text{g/L}$)
	TF If	TF IIb	BA	S		
Pb	49,8	54,6	52,1	48,6	2,8	9
Cu	342	309	303	98,5	11,0	
Zn	542	393	526	157	24,1	

Durch Auftaumittel wie z.B. Natriumchlorid (NaCl), die während der Winterperiode auf Straßenoberflächen aufgebracht werden, können in an Straßen angrenzenden Böden und Filtermaterialien Mobilisierungseffekte auftreten. Amrhein et al. (1993) zeigte in Laborstudien, dass NaCl in Abhängigkeit von der organischen Substanz und von vorhandenen Kolloiden Schwermetalle (wie Cr, Pb, Fe und Cu) freisetzen kann und dass diese Freisetzung vor allem dann auftrat, wenn der adsorbierte Natriumanteil hoch und die Ionenstärke schwach waren.

Von den Ablaufproben wurden 3 bis 5 Teilproben entnommen. Vom Material TF If wurde auch eine Mischprobe aus dem Ablauf gezogen, um eventuelle Peaks zu Beginn des Versuchs besser detektieren zu können. In diesem Fall, werden die Ergebnisse der Teilproben durch die Mischprobe gut wiedergegeben.

In der Salzlösung im Ablauf der Säulen nehmen die Konzentrationen von Pb, Cu und Zn über die Zeit mit zunehmender Durchflussrate ab. Dies legt nahe, dass die Schwermetalle durch den Kationenaustausch und bzw. oder durch die Komplexbildung von Chlorid mobilisiert werden. Bächström et al. (2004) untersuchte die Mobilisierung von Schwermetallen durch Auftausalze in der Umgebung eines Straßenrandes und fand heraus, dass die vorherrschenden Mobilisierungsmechanismen Ionenaustausch, Bildung von Chloridkomplexen und mögliche Kolloiddispersion sind. In dieser Studie konnten die Konzentrationen der remobilisierten Schwermetalle in der NaCl-Ablauflösung in folgender Reihenfolge festgestellt werden: Zn > Cu > Pb. Die Filtersubstrate rangieren in Bezug auf den Remobilisierungseffekt wie folgt:

Sand >> TF IIb > TF If = BA.

Tabelle 44: Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/L}$) im Ablauf nach Spülung mit einer 5 g/L NaCl-Lösung

Substrat	Probenbezeichnung	Schwermetallkonzentrationen im Ablauf ($\mu\text{g/L}$)		
		Pb	Cu	Zn
Quarzsand	Ablauf 1	203	305	1377
	Ablauf 2	55,5	31,8	424
	Ablauf 3	63,2	43	676
TF If	Ablauf 1	5,4	17,9	37,4
	Ablauf 2	3,0	<4,0	13
	Ablauf 3	2,8	<4,0	<12
	Ablauf 4	2,7	<4,0	<12
	Ablauf 5	2,7	<4,0	<12
	Ablauf Mischprobe	3,3	4,9	15,9
TF IIb	Ablauf 1	13,9	38,8	121
	Ablauf 2	6,1	14,6	146
	Ablauf 3	3	14,1	186
	Ablauf 4	2,7	13,8	185
BA	Ablauf 1	5,9	15,8	30
	Ablauf 2	2,7	<4	<12
	Ablauf 3	2,9	<4	<12

Der Gesamtgehalt der remobilisierten Schwermetalle der Säulen wurde berechnet unter Verwendung der Konzentrationen der einzelnen Schwermetallparameter in den analysierten Ablaufproben und des

dazugehörigen Durchflusses. Die Frachten der einzelnen remobilisierten Schwermetalle wurden als prozentueller Anteil der an den Filtermaterialien adsorbierten Gesamtgehalte berechnet. Tabelle 45 zeigt deutlich, dass die NaCl-Lösung keinen signifikanten Einfluss auf die Remobilisation hatte und dass der prozentuelle Anteil der remobilisierten Schwermetallfracht bezogen auf den Gesamtgehalt der adsorbierten Schwermetallfracht gering ist.

Tabelle 45: Schwermetallfrachten des adsorbierten und des rückgelösten Anteils von Pb, Cu und Zn in gewichteten mg bzw.% bezogen auf die sorbierte Menge

Parameter	Sorbierte Fracht (mg)				Rückgelöste Fracht (mg)				Rückgelöste Fracht (%)			
	TF If	TF IIb	BA	S	TF If	TF IIb	BA	S	TF If	TF IIb	BA	S
Pb	49,8	54,6	52,1	48,6	0,23	0,28	0,14	2,8	0,47	0,50	0,28	5,7
Cu	342	309	303	98,5	0,29	0,11	0,29	2,3	0,08	0,40	0,10	2,0
Zn	542	393	526	157	0,95	12,6	0,86	25,2	0,18	3,2	0,16	16,0

Es konnten nicht alle Teilproben bestimmt werden. Bezogen auf die Kriterien für die Remobilisierung von Schwermetallen von Cu ≤ 50 µg/L und Zn ≤ 500 µg/L (Pb ≤ 9 µg/L) wären BA, TF If und TF IIb für den Einsatz in entsprechenden Reinigungsanlagen geeignet. Es wird empfohlen für die Beurteilung gewichtete Mittelwerte oder Mischproben heranzuziehen.

Auch in diesem Fall wurden für Sand die höchsten Werte ermittelt.

6.2.4.1.7 Ergebnisse der Säureneutralisationskapazitätsprüfung

Die Ergebnisse der Pufferkapazitätsprüfungen sind in Abbildung 61 dargestellt. In Deutschland ist in der DIBt-Prüfvorschrift (2005) "Zulassungsgrundsätze für Abwasserbehandelnde Flächenbeläge" ebenfalls ein pH Neutralisationstest vorgesehen. Im Protokoll des DIBt (2005) wurde vorgeschlagen, dass das Experiment mit einem Start pH-Wert von $3,0 \pm 0,1$ und einer Durchflussrate von $200 \pm 10 \text{ L/(s*ha)}$ für 120 Minuten durchgeführt wird. Die Prüfung ist akzeptabel, wenn der pH-Wert des Sickerwassers über einen Zeitraum von mindestens 30 Minuten konstant $\geq 6,5 \pm 0,1$ beträgt. In der vorliegende Studie wurde mit einem 5 cm Wasserüberstand gearbeitet, der bei massiven Regenfällen unter Feldbedingungen auftreten kann, was im Vergleich zur DIBt Prüfung (2005) zu einem viel höheren Durchfluss führte. Die Pufferkapazität hängt wesentlich von der Kontaktzeit zwischen Substrat und Zulauflösung ab.

Bei diesen Versuchen wurden die verschiedenen Filtermaterialien TF If, TF IIb, Sand und BA geprüft.

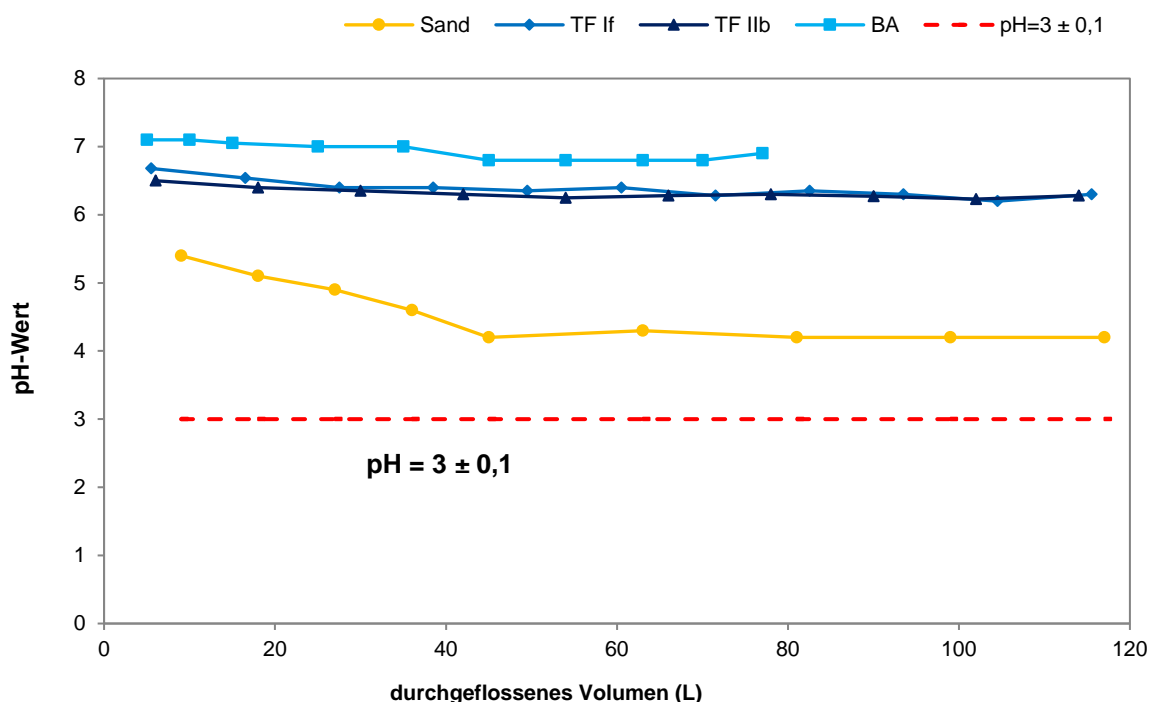


Abbildung 61: pH Pufferkapazität der Filtersubstrate, TF If, TF IIb, BA und Quarzsand bei einem Start pH-Wert von $3,0 \pm 0,1$ im Zulauf

Die Reihung der Pufferkapazität der Filtersubstrate bei einem Start-pH-Wert von $3,0 \pm 0,1$ ist Quarzsand < TF IIb < TF If < BA (Abbildung 61). Das Bodenfiltersubstrat BA und die beiden technischen Filtermaterialien TF If und TF IIb haben eine gute Pufferkapazität, welche für den Rückhalt der Schadstoffe genutzt werden kann. In dieser Studie wird vorgeschlagen, dass das Filtersubstrat akzeptabel ist, wenn der pH-Wert des Abflusses während einer Zeitperiode von 30 Minuten oder einem Durchfluss von 42 Liter im Überstaubetrieb $6,0 \pm 0,1$ beträgt.

Die Kontaktzeit, die in der DIBt Prüfung (2005) verwendet wurde, war für alle Materialien viel größer als jene in dieser Studie. Die Mobilisierung von Cadmium nimmt bei einem pH von 6,5, jene der anderen Schwermetalle bei einem pH-Wert von < 6,0 zu (Scheffer, 2002); auch Genç-Fuhrman et al. (2007) untersuchten die Entfernung von Schwermetallen mit verschiedenen Filtersubstraten und fanden, dass Cu bei einem pH größer 6,5 als CuCO_3 und Zn ab 8,5 als Zn(OH)_2 vorliegt. Die Löslichkeitsprodukte sind für Cd(OH)_2 $7,2 \times 10^{-15} \text{ mol}^3/\text{L}^3$, für CuCO_3 $1,4 \times 10^{-10} \text{ mol}^3/\text{L}^3$, Cu(OH)_2 $4,8 \times 10^{-20} \text{ mol}^3/\text{L}^3$ und für Zn(OH)_2 $2,3 \times 10^{-17} \text{ mol}^3/\text{L}^3$. Da Cadmium im Straßenablauf nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommt und als nicht relevant gilt, wird als Kriterium für die Prüfbedingungen des „vorläufigen“ Methodenvorschlags gemeinsam mit der Ad-hoc-Gruppe ein Ablauf pH-Wert von $\geq 6,0 \pm 0,1$ vorgeschlagen.

Die in dieser Studie getesteten Filtermaterialien TF If, TF IIb und BA sind für den Einsatz in Straßenabwasserbehandlungsanlagen geeignet.

6.2.4.2 Ergebnisse Versuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag – Flächenverhältnis 1:200

Da besonders technische Filtermaterialien eine sehr hohe hydraulische Leitfähigkeit aufweisen, können derartige Anlagen auch für größere Flächenverhältnisse ausgelegt werden. In einem ersten Ansatz wurde eine Methode für ein Flächenverhältnis von 1:200 auf Anwendbarkeit geprüft. Da es eine Anlage (GSA H) im praktischen Betrieb mit dem Filtermaterial TF I mit einem Flächenverhältnis von 1:400 gibt, wurde TF If zum Vergleich herangezogen. Während dieser Studie wurde das technische Filtermaterial TF If in Bezug auf ein Flächenverhältnis von 1:200 untersucht, da davon ausgegangen wurde, dass sowohl die Partikelfracht als auch die Schwermetallfracht durch ein Sedimentationsbecken stark vermindert wird (> 50 %) und die Schwermetalle außerdem nur zu einem Teil gelöst vorliegen.

6.2.4.2.1 Ergebnisse der Infiltrationsratenbestimmung (1:200)

Siehe Ergebnisse im Anhang.

6.2.4.2.2 Ergebnisse der Partikelretention I und II (1:200)

Die Partikelmenge für ein Flächenverhältnis 1:200 errechnete sich mit 400 g/Säule bei einem Jahresniederschlag von 1000 L. Davon wurden aber nur 100 L eingesetzt um die Versuchsdauer zu verkürzen. Die Zugabe erfolgte für den Teil I in 10 Portionen von 13 g bei je 10 L Durchfluss und für den Teil II mit 20 Portionen und 10 bis 20 L. Das Filtermaterial TF If wurde laut Versuchsanordnung für ein Flächenverhältnis von 1:200 geprüft. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 62 und in der Abbildung 63 dargestellt.

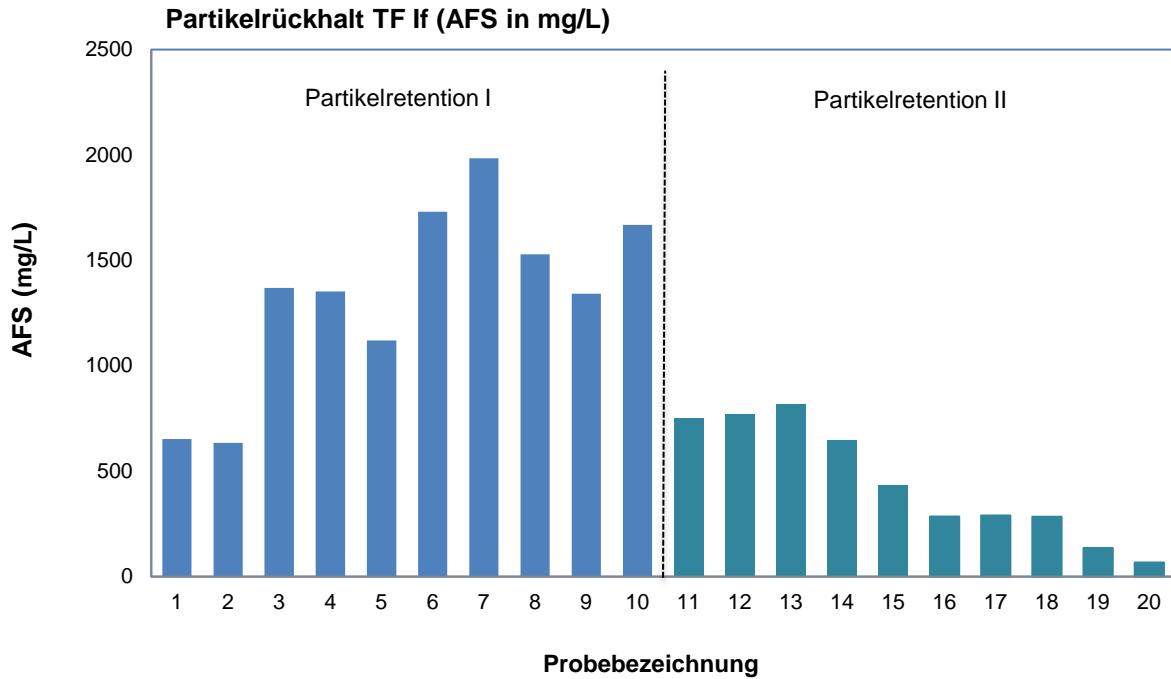


Abbildung 62: AFS Ablaufkonzentrationen (mg/L) von TF If der Partikelretention I und II

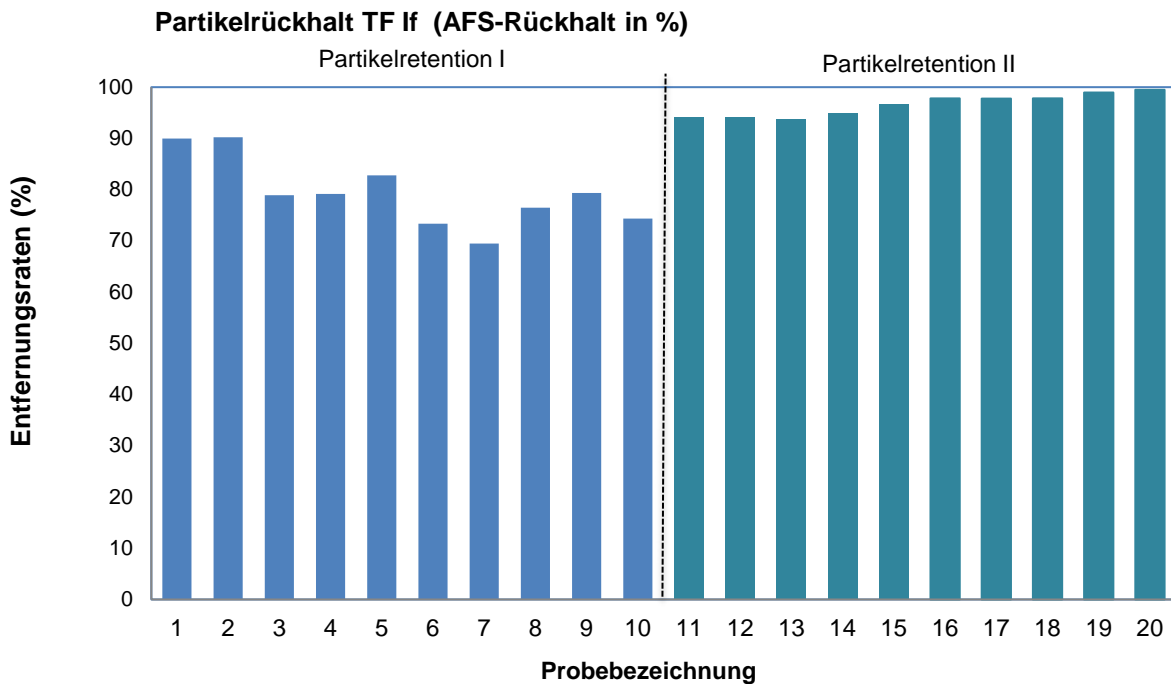


Abbildung 63: AFS-Rückhalt (%) von TF If der Partikelretention I und II

Während der Partikelretention I konnte nicht nach jeder der einzelnen Quarzmehlzugaben von 13 g ein Anstieg der AFS im Ablauf festgestellt werden. Dies zeigt, dass die Mobilisierung von Partikeln der vorherigen Quarzmehlzugabe vermindert wird. Die Partikelentfernungsraten während der Partikelretention I liegt zwischen 70 % und 90 %. Im Vergleich zur Partikelretention I weist die Partikelretention II niedrigere AFS-Werte auf. Nach den einzelnen Quarzmehlzugaben während der Partikelretention II nahm die AFS-Konzentration eher ab. Dies deutet darauf hin, dass die Partikel im Porenraum der Filtermaterialien zurückgehalten wurden und sich ein Filterkuchen gebildet hat, und dadurch bessere Entfernungsraten erzielt wurden. Ebenfalls konnte eine Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit von 1,5 L/min während der Partikelretention I auf 0,06 L/min am Ende der Partikelretention II festgestellt werden, was wiederum auf die Bildung eines Filterkuchens hindeutet.

6.2.4.2.3 Ergebnisse des Schwermetallrückhalts (1:200)

Die Ergebnisse der Schwermetallversuche sind für das Filtermaterial TF If bei einem Flächenverhältnis von 1:200 in Tabelle 46 dargestellt. Die Zulaufkonzentrationen der Schwermetalle (Pb, Cu und Zn) waren 4 Mal größer als die typischen NS-Ablaufkonzentrationen bei hochrangigen Straßen (Göbel et al., 2007). Während des Versuches sollte je eine 4-Jahresfracht an Schwermetallen (Pb, Cu und Zn) aufgebracht werden. Dazu wurden andere Konzentrationsverhältnisse gewählt als bei den Versuchen mit einem Flächenverhältnis 1:15, da zwischenzeitlich die mittlere Pb-Konzentration des Straßenabwassers diskutiert wurde, wurde diese auf 50 µg/L statt 100 µg/L angepasst. Die Konzentrationen für Cu und Zn wurden ebenfalls verändert, um eine Löslichkeit bei einem pH-Wert von 5,0 sicherzustellen. Diese Vorgangsweise wurde mit der Ad-hoc-Gruppe diskutiert und von dieser akzeptiert.

Die Entfernung von Blei, Kupfer und Zink war hoch, trotz der hohen berechneten Beladung bei diesem höheren Flächenverhältnis. Die Entfernung der gelösten Schwermetallfraktion konnte in folgender abnehmender Reihenfolge festgestellt werden: Pb > Cu > Zn. Die Ablaufkonzentrationen von Blei waren unter oder bei der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/L und die Entfernrungsrate von Blei war > 99,7%. Die Ablaufkonzentrationen von Kupfer rangierten zwischen 1,6 und 8,8 µg/L und ergaben eine Entfernrungsrate für Kupfer von 98,8 %, die Ablaufkonzentrationen von Zink lagen zwischen 13,5 und 154 µg/L und ergaben für Zink eine Entfernrungsrate von 95,8%. Der pH-Bereich des Zulaufes betrug $5,5 \pm 0,2$ und der Ablauf wies einen neutralen pH-Wert von $7,6 \pm 0,4$ auf.

Tabelle 46: Ergebnisse der Säulenversuche (µg/L) von TF If bei einem Flächenverhältnis von 1:200 und der berechneten Entfernrungsraten für Pb, Cu und Zn

Probenbezeichnung	Konzentrationen (µg/L)			Entfernrungsrate (%)		
	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
Zulauf filtriert	182	408	1630			
Zulauf nicht filtriert	217	417	1590			
Ablauf 1	<0,5	5,3	13,5	>99,7	98,7	99,2
Ablauf 2	<0,5	3,7	19,7	>99,7	99,1	98,8
Ablauf 3	<0,5	4,7	51,5	>99,7	98,9	96,8
Ablauf 4	<0,5	1,6	33,7	>99,7	99,6	97,9
Ablauf 5	<0,5	4,4	48,0	>99,7	98,9	97
Ablauf 6	<0,5	4,6	75,3	>99,7	98,9	95,3
Ablauf 7	<0,5	6	99,9	>99,7	98,5	93,8
Ablauf 8	<0,5	8,8	154	>99,7	97,9	90,4
Ablauf 9	<0,5	5,3	76,1	>99,7	98,7	95,3
Ablauf 10	0,5	5,3	106	>99,7	98,7	93,4
Zulaufmenge gesamt (mg)	220	454	1771			
Ablaufmenge gesamt (mg)	<0,5	5,5	74,5			
Entfernrungsrate (%)	>99,7	98,8	95,8			

Während der Prüfung der Schwermetallretention blieb die Durchflussrate annähernd konstant (bei 1,2 L/min), obwohl in dem vorangegangenen Prüfschritt (Partikelretention I) 130 g Quarzmehl auf die Säule aufgetragen wurden.

In Abbildung 64 sind die Schwermetallfrachtzugaben auf die Jahre aufgeteilt in 0,4 Jahresschritten und die ermittelten Ablaufkonzentrationen (Pb<BG) dargestellt.

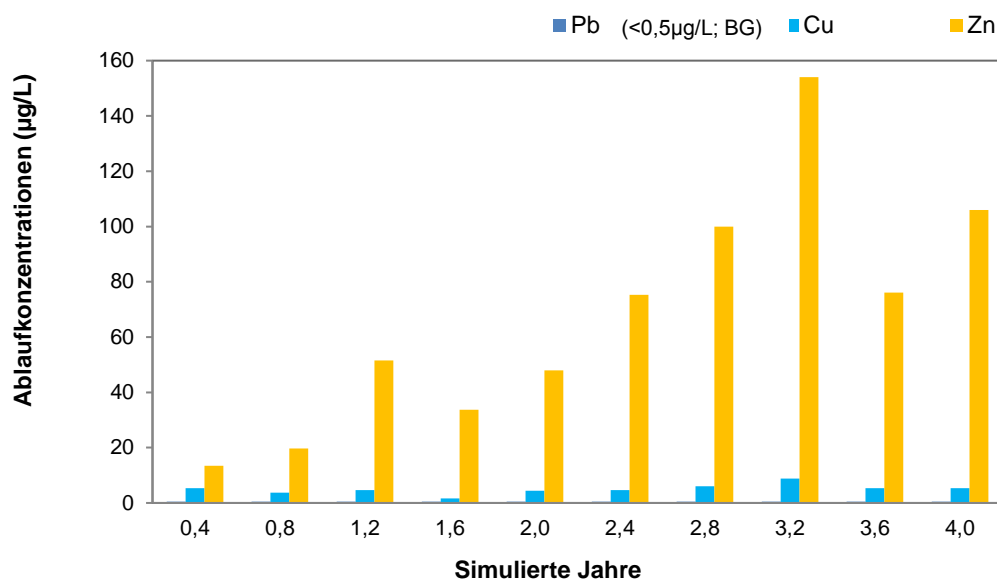


Abbildung 64: Ablaufkonzentrationen von Cu, Zn und Pb in µg/L des Filtermaterials TF If mit einem Flächenverhältnis von 1:200

Die Menge durchgesetzten Frachten sollten jener von 4 Jahren entsprechen, da die Anlage laut QZV Chemie GW (2010) alle 4 Jahre überprüft werden soll. Als Prüfkriterien können ebenfalls die in der ÖNORM B 2506 Teil 2 festgelegten 80 % für Kupfer und 50 % für Zink herangezogen, oder speziell festgesetzt werden.

6.2.4.2.4 Ergebnisse des Mineralölrückhalts (Diesel als Prüfsubstanz) (1:200)

Es wurden in 4 Chargen insgesamt 5,60 g Diesel auf der Oberfläche des Filtermaterials TF If aufgebracht und mit insgesamt 168 Liter RO-Wasser gespült. Die Ergebnisse des Mineralölrückhalts sind in der Tabelle 47 aufgelistet.

Tabelle 47: Ergebnisse der Versuche mit der Prüfsubstanz Diesel (mg/L) und dem Filtermaterial TF If mit einem Flächenverhältnis 1:200

Substrat	Probenbezeichnung	Zudotierte Dieselmenge (mg)	beschicktes Volumen mit RO-Wasser (L)	Ablauf KW-Index (mg/L)	Entfernungsrate (%)
TF If	TF If1	1400	42	0,2	< 99%
	TF If2	1400	42	0,3	< 99%
	TF If3	1400	42	0,3	< 99%
	TF If4	1400	42	0,3	< 99%

Die Prüfsubstanz Diesel konnte bis auf eine Ablaufkonzentration von ca. 0,3 mg/L KW-Index mit einer Entfernungsrate von > 99% entfernt werden. Daraus resultiert eine durchschnittliche Beladung der 100 mm Säule mit TF If mit 5,55 g Diesel. Die Ablaufkonzentrationen waren während des gesamten Versuchs konstant.

Es wird vorgeschlagen die Entfernungsrate von 95 % für Diesel anzuwenden.

Ergebnisse der Partikelzugabe II und Änderung der Infiltrationsrate Die Ergebnisse sind in Abbildung 62 und Abbildung 63 zu finden. Der Durchfluss ging von 0,74 L/min auf 0,06 L/min zurück.

6.2.4.2.5 Ergebnisse der Remobilisierung der AFS (1:200)

Diese Versuche konnten aufgrund von Kolmation nicht durchgeführt werden.

6.3 Ergebnisse der Kapazitätsprüfung

6.3.1 Allgemeines

Da bei Versickerungsanlagen das Niederschlagswasser oft direkt nach Passieren der Adsorptionsfilterschicht in den Filteranlagen direkt zur Ableitung in den Untergrund gebracht wird, sodass eine unmittelbare Kontrolle der Beschaffenheit des gereinigten Wassers durch Probenahme und Analyse technisch wenn überhaupt nur schwer möglich ist. Es wird davon ausgegangen, dass bei sachgerechter Planung und Ausführung der Adsorptionsfilterschichten die Höchstkonzentrationen nach QZV Chemie GW, nach einer Einarbeitungsphase des Filters, solange zuverlässig unterschritten werden, als die Filtrations- und Adsorptionseigenschaften der eingebauten Schichten intakt sind. Dies erfordert allerdings die regelmäßige und zeitlich wiederkehrende Überprüfung des Allgemeinzustands und der Schadstoffbelastung der Adsorptionsfilterschichten. Dieses indirekte Verfahren ist daher zur Emissionskontrolle geeignet. Allerdings müssen die Zielwerte und Bedingungen genau definiert werden.

Von Hefler (2009) wurde der Vorschlag gemacht, dass vor dem Einbau in die Bodenfilteranlage die maximale Beladungskapazität des Adsorptionsfiltermaterials unter den praktisch auftretenden Zuströmverhältnisse und chemischen Milieubedingungen der Bodenfilteranlagen (ausgedrückt als q_{\max} der Langmuir – Isotherme in Gramm Masse Adsorbat bezogen auf Kilogramm Trockenmasse Adsorbens) bezüglich ausgewählter Schadstoffe zu bestimmen und der Behörde bekanntzugeben ist. In zweijährlichen Intervallen ist im Rahmen der Überwachung nach § 134 Abs. 2 WRG 1959 in der Bodenfilteranlage an drei repräsentativen Stellen je eine Probe des Adsorptionsfiltermaterials zu ziehen und auf den aktuellen Beladungszustand zu untersuchen und es sind die aktuellen Schadstoffgehalte für die ausgewählten Parameter in Gramm pro Kilogramm Trockenmasse anzugeben. Nach jedem Probenahmedurchgang ist das arithmetische Mittel der aktuellen Beladungsmesswerte der Probenahmestellen für jeden Parameter zu bilden. Ist in einem Bodenfilterbecken an zwei zeitlich auf einander folgenden Probenahmeterminen das arithmetische Mittel der aktuellen Beladungsmesswerte der Proben für einen Parameter größer als 90 % der maximalen Beladungskapazität q_{\max} für diesen Parameter, so ist die Adsorptionsfilterschicht in dieser Bodenfilteranlage zu erneuern. Die Probenahmestellen in der Bodenfilteranlage sind bei jedem Probenahmedurchgang örtlich zu variieren.“

In Deutschland wurden von Schmitt et al., (2012) im DBU-Abschlussbericht des Projekts „Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Behandlung von Niederschlagswasser im Trennverfahren im Praxisbetriebsverlauf hinsichtlich der Entfernung von Schwermetallen und Phosphor“, neben den nationalen auch die internationalen Vorgaben in Europa und im außereuropäischen Ausland, auch die Prüfung eines dauerhaften Stoffrückhaltes betrachtet. In den bisherigen Prüfverfahren wird die vom Hersteller angegebene Standzeit der Behandlungsanlagen nicht explizit überprüft. Dies liegt vor allem daran, dass keine aussagekräftigen und reproduzierbaren Methoden zur Ermittlung vorliegen. Die Standzeit kann entweder durch **Kolmation** oder auch durch eine signifikante **Reduktion der stofflichen Rückhalteleistung** vor allem für **Schwermetalle** limitiert sein. Als dritter Punkt wird von Schmitt et al. (2012) die **Filterstabilität** des Substrats über die angenommene Standzeit hinaus angeführt. Als Untersuchungsmethoden zur Ermittlung von Standzeiten kommen Laborversuche wie Schüttel- oder Säulenversuche zur Ermittlung einer maximalen Schwermetallaufnahmekapazität eines Filtersubstrates in Frage. Die Befragung der Hersteller und fachliche Einschätzung der in-situ-Situation ergibt die Priorität bei der **Kolmation durch den Eintrag von Feststoffen**, wobei diese nach Schmitt et al. (2012) mit Millisil W4 nicht ausreichend praxisnah (da Quarz nicht verklebend wirkt) untersucht wird. D.h. für die Beurteilung der Kolmation ist man auf Erfahrungen im realen Betrieb angewiesen. Für den Fall, dass stoffliche Aspekte (z.B. gelöste Schwermetalle) limitierend sind z.B. bei der Behandlung von Metaldachabflüssen, können entweder durch Schüttel- oder Säulenversuche die maximalen Sorptionskapazitäten und damit die Lebensdauer ermittelt werden. Schüttelversuche sind wie die Bestimmung der KAK nur bedingt geeignet, die realen Verhältnisse abzubilden. Dierkes (2009) konnte in vergleichenden Schüttel- und Säulenversuchen zeigen, dass die Ergebnisse zur Dauerhaftigkeit bei Säulenversuchen weit aussagekräftiger waren als die zuvor durchgeführten Schüttelversuche. Zu ähnlichen Erkenntnissen kommen auch die Autoren dieser Studie.

In der vorliegenden Studie wurden Batch- und Säulenversuche probiert und ein Ansatz vorgeschlagen.

Als zentrale Forderung der ÖWAV-Arbeitsgruppe stand immer die Erarbeitung einer möglichst raschen und kostengünstigen Prüfmethode im Vordergrund. Vom wissenschaftlichen Standpunkt aus soll die Methode aber möglichst sichere Aussagen liefern. In diesem Projekt wurden für die Ermittlung des Schwermetall- und Mineralöladsorptionsverhaltens der Filtersubstrate sowohl Batch- als auch Säulenversuche, für Schwermetalle mit Säulen unterschiedlicher Durchmesser (13,2 mm, 32 mm und 100 mm), durchgeführt. Für Partikel wird eine Kapazitätsprüfung für nicht notwendig erachtet, da eine Kolmation der Anlage leicht erkennbar ist und üblicherweise zu Maßnahmen (z.B. Tausch des Filtermaterials, Abtrag oder Umbruch der obersten Schicht oder Mulchen) führt. Die Detektion eines Durchbruchs der Schwermetalle oder von Mineralölen ist mit mehr Aufwand verbunden, weshalb für diese Fälle Vorschläge erarbeitet werden sollten.

6.3.2 Ergebnisse der Kapazitätsprüfung für die Schwermetallprüfung

6.3.2.1 Ergebnisse der Batchversuche

Die Ergebnisse der Batchversuche sind für die Filtermaterialien TF Ia, TF IIa, Sand, BB und BA im Anhang dargestellt. Bei diesen Versuchen konnte, außer für Sand, die maximal mögliche Beladung nicht erreicht werden, weil sich die Schwermetalle unter den Versuchsbedingungen nicht mehr lösten und der pH-Wert praxisnah nicht unter 5 gesenkt werden sollte. Aus diesem Grund wurden die Versuche nach Hilliges (2007a) durchgeführt. Bei diesem Verfahren sollten die Schwermetalle, die an der Oberfläche ausgefällt wurden durch Waschen mit Säure wieder in Lösung gebracht werden, dadurch sollte eine maximale Kapazität bestimmbar sein. Die Ergebnisse zeigten, dass sämtliche Schwermetalle wieder vom Substrat freigesetzt wurden. Aus diesem Grund erscheint die Anwendung dieser Methode nicht zielführend. Von Hilliges (2007a) wurde diese Methode allerdings mit Erfolg angewandt.

Dadurch, dass keine maximale Beladung, außer für Sand, erreicht wurde, konnte keine Gleichgewichtsbeziehung nach Langmuir aufgestellt werden.

6.3.2.2 Säulenversuche

6.3.2.2.1 Ergebnisse der 32 mm Säulen

Der Einsatz der größeren 32 mm Säulchen erfüllte die in der Literatur angegebenen Randbedingungen wie: Verhältnis Korndurchmesser zu Säulendurchmesser entspricht 1:10 (Fanfan et al., 2005; Hilliges, 2007a), Verhältnis Querschnitt der Säule zu Länge der Säule von 1:10 (Inczédy, 1966; Hilliges, 2007a).

Die 32 mm-Säulen wurden unter verschiedenen Bedingungen geprüft: Betrieb von unten nach oben (upflow) und von oben nach unten. Während eines Betriebs von unten nach oben bei einer Durchflussgeschwindigkeit die nur einem Viertel bis der Hälfte der maximalen Durchflussgeschwindigkeit entspricht (ermittelt als Durchflussrate mit einem Überstau von ca. 50 mm) sollten die Gleichgewichte zwischen Beladung und Wasserkonzentration unter optimierten Bedingungen ermittelt werden. Beim Betrieb von oben nach unten (downflow) mit Überstau sollten die Gleichgewichtsbedingungen unter angewandten Bedingungen ermittelt werden. In beiden Fällen wurde ein Schwermetallgemisch aus entweder 3 oder 5 Schwermetallen eingesetzt, wobei die Verhältnisse durchschnittlichen Verhältnissen, wie sie in realem Abwasser anzutreffen sind, entsprachen. Das Mischungsverhältnis wurde nach Diskussion mit der Ad-hoc-Gruppe gegenüber dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag abgeändert und beträgt 50 µg/L Pb, Cr, Ni, 100 µg/L Cu und 400 µg/L Zn, weil die Bleikonzentration zu hoch erschien und Blei für die Kapazitätsprüfung als Prüfparameter in Frage gestellt wurde. Falls Blei in den zu überprüfenden Abwässern z.B. betrieblichen Abwässern nicht oder nicht in entsprechender Konzentration vorkommt, könnte man aus der Prüfung der Gleichgewichtskonzentration nicht auf die Beladung schließen. Deshalb wurde ein Gemisch mit 5 Elementen gewählt, weil diese auch in realem Abwasser vorkommen, um die Gleichgewichtseinstellung, die sich aus Sorption bzw. Desorption ergibt, beobachten zu können. Nach der letzten Sitzung der Ad-hoc-Gruppe am 04.11.2013 wurden neue Kriterien akzeptiert und es wurde der Vorschlag abgeändert. Die neuen Zielwerte sollen der Beurteilung einer 80 %igen Cu- und 50 %igen Zn-Entfernung erlauben und die Zielwerte von 9 µg/L Pb, 50 µg/L Cu und 500 µg/L Zn nicht überschreiten. Aus diesem Grund werden 3 Parameter mit Ausgangskonzentrationen von 50 µg/L Pb, 250 µg/L Cu und 500 µg/L Zn als ausreichend erachtet.

Ergebnisse der 32 mm Säulchen unter optimierten Bedingungen (Fluss von unten nach oben, $Q_{1/2}$)

Die Laborversuche sollten erlauben, die Beladungskapazität von verschiedenen Filtermaterialien, die Entfernungsraten der Schwermetalle (Cr, Cu, Ni, Cu and Zn) und die Standzeit bis zum Durchbruch abzuschätzen. Die Konzentrationen im Zulauf lagen mit 50 bis 63,4 $\mu\text{g/L}$ Pb, 111 bis 135 $\mu\text{g/L}$ Cu und 435 bis 661 $\mu\text{g/L}$ Zn in einem typischen Abwasserkonzentrationsbereich von verunreinigten Straßen. Die Ergebnisse in Abbildung 65 (Pb), Abbildung 66 (Cu) und Abbildung 67 (Zn) zeigen, dass die Filtermaterialien die Schwermetalllösungen sehr gut adsorbieren und dass sich zu Beginn Konzentrationen unter der Quantifizierungsgrenze einstellen. Es wurden Versuche mit TF I mit geringer und hoher Pufferkapazität (TF If) durchgeführt.

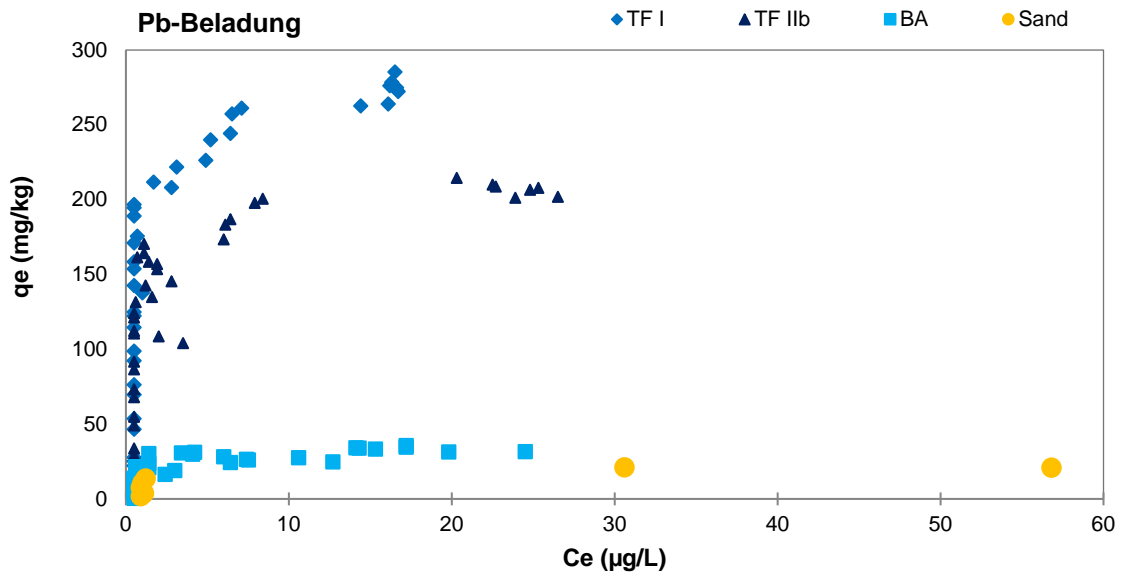


Abbildung 65: Pb Beladung Säulenversuch 32 mm, $\frac{1}{2}Q$ von unten nach oben (upflow)

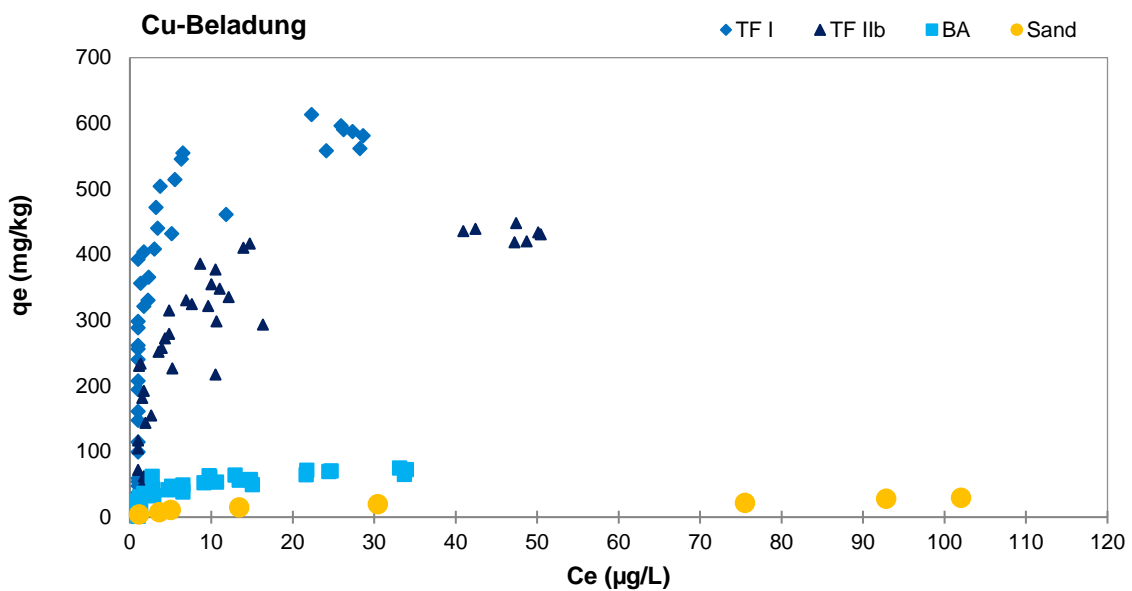


Abbildung 66: Cu Beladung beim Säulenversuch 32 mm, $\frac{1}{2}Q$ von unten nach oben (upflow)

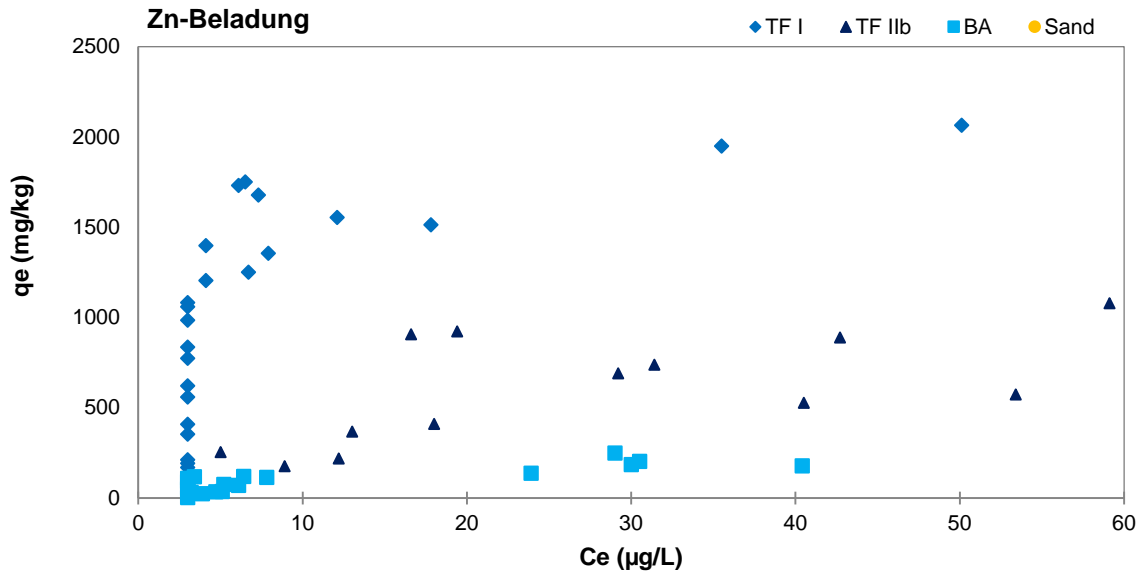


Abbildung 67: Zn Beladung beim 32 mm Säulenversuch, 1/2Q von unten nach oben (upflow)

Die Durchbruchskurven als Konzentrationsverhältnis C_e/C_o in Abhängigkeit des durchflossenen Bettvolumens sind von Sand in Abbildung 68, von TF I mit geringer Pufferkapazität in Abbildung 69, von TF IIb in Abbildung 70 und von BA in Abbildung 71 dargestellt. Der Pb Durchbruch (basierend auf dem Schwellenwert der QZV Chemie GW von 9 µg/L) trat für die Materialien in folgender Reihenfolge ein: Sand < BA < TF IIb < TF I mit geringer Pufferkapazität. Allerdings wurde das Kriterium des vollen Durchbruchs ($C_e/C_o = 0,9$) bei Sättigung, außer für Sand, innerhalb einer Versuchsdauer von 4 Wochen von keiner anderen Säule erreicht.

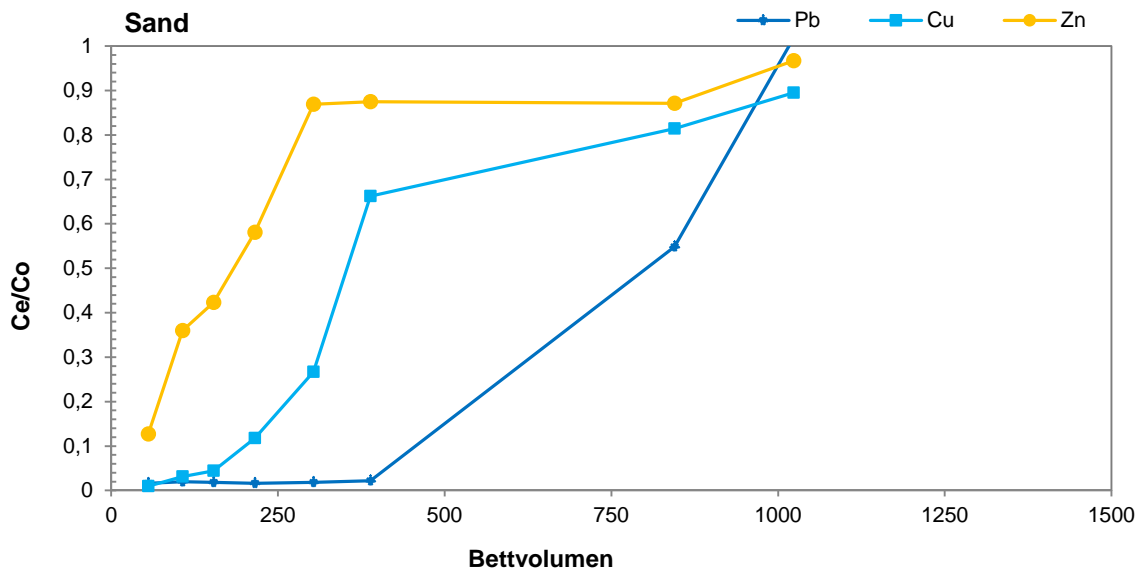


Abbildung 68: Durchbruchskurven von Sand in 32 mm Säulen von unten nach oben mit 1/2Q

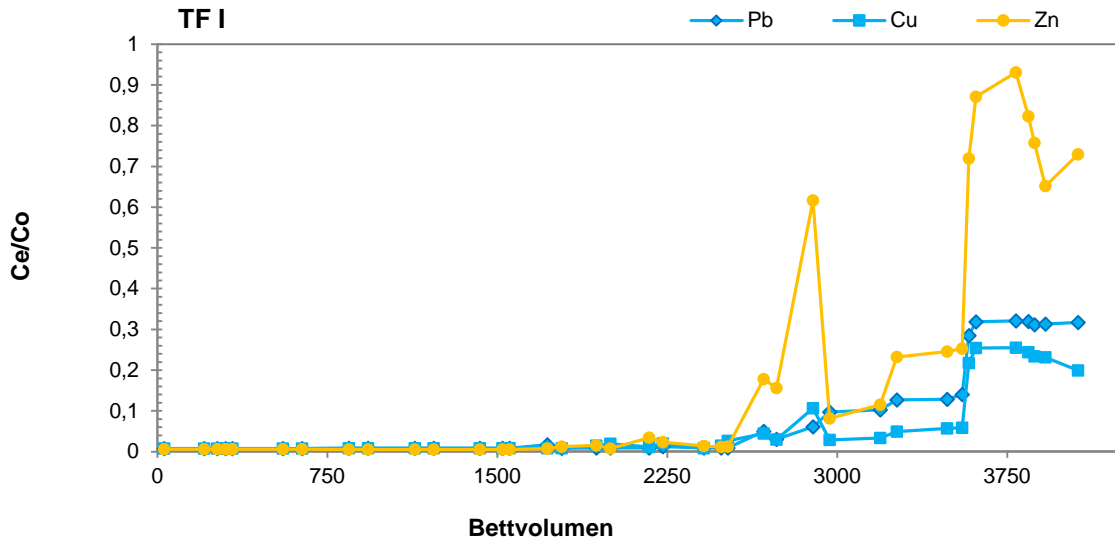


Abbildung 69: Durchbruchkurven von TF I (mit geringerer Pufferkapazität) in 32 mm Säulen von unten nach oben mit $\frac{1}{2}Q$

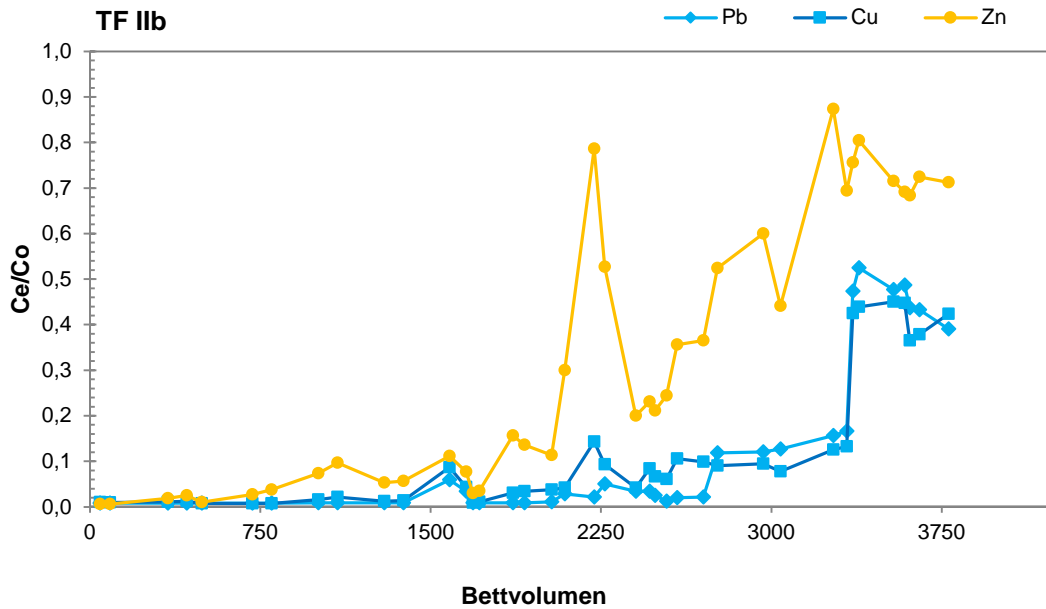


Abbildung 70: Durchbruchkurven von TF IIb in 32 mm Säulen von unten nach oben mit $\frac{1}{2}Q$

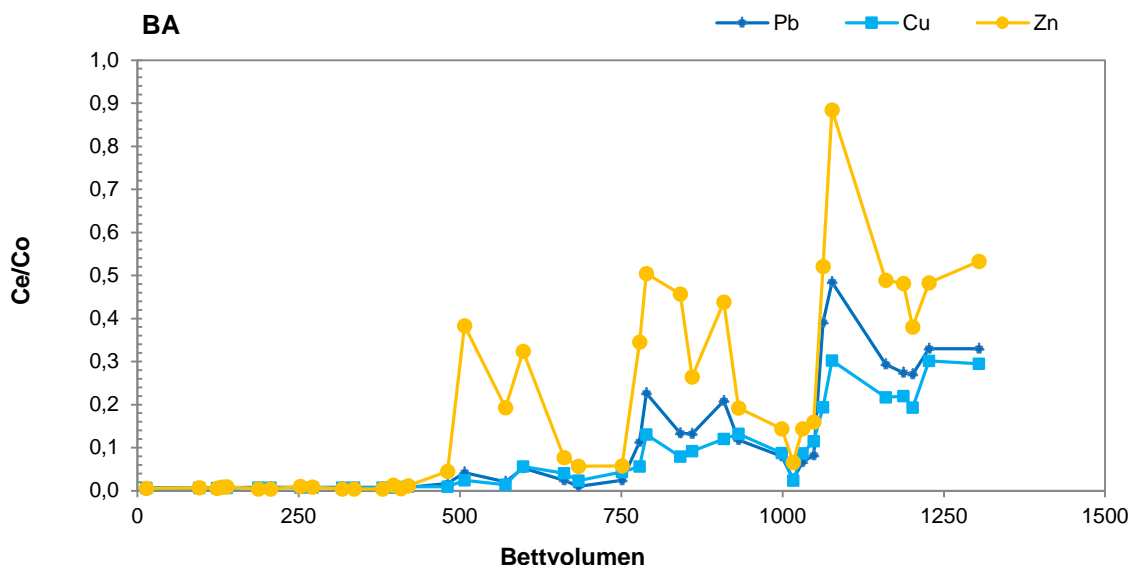


Abbildung 71: Durchbruchkurven von BA in 32 mm Säulen von unten nach oben mit $\frac{1}{2}Q$

Das Bodenmaterial BA zeigte die geringste und die technischen Filtermaterialien (TF If, TF I mit geringer Pufferkapazität und TF IIb) die höchsten hydraulischen Durchlässigkeiten. Grundsätzlich wird das gereinigte Abwasser in den Untergrund oberhalb des Grundwassers infiltriert. Zurzeit gibt es zwar in der QZV Chemie GW einen Zielwert für Pb, allerdings nur einen sehr hohen für Cu und gar keinen für Zn. Deshalb wurde ursprünglich nur der Parameter Pb als Zielwert für die Bestimmung des Durchbruchs der verschiedenen Materialien in Hinblick auf eine Versickerung ins Grundwasser und den Grundwasserschutz herangezogen.

Die Ergebnisse zeigten, dass > 99 % von Pb, Cu und Zn von TF I (mit geringerer Pufferkapazität), TF IIb nach 1550 Bettvolumina und von BA nach 420 Bettvolumina entfernt werden konnten, wobei die Konzentrationen für Pb immer unter der BG von $0,5 \mu\text{g/L}$ lagen; allerdings war Cu nach diesen Volumina bereits messbar. Außer für TF If (mit verminderter Pufferkapazität) (1550 BV), waren die Zn-Konzentrationen bereits nach einem durchflossenen Volumen von 7 L (ca. 44 BV) messbar. Einerseits waren die Zn-Zulaufkonzentrationen um den Faktor 4 höher als die von Kupfer und andererseits ist Zn mobiler, wodurch sich dieser Effekt erklären lässt.

Im weiteren Betrieb stiegen ab 2000 L durchgelaufenes Volumen die Konzentrationen für Pb und Zn stetig bzw. vorübergehend an. Da gemeinsam mit der Ad-hoc-Gruppe ursprünglich der Zielwert für die Versuche von $9 \mu\text{g/L}$ Pb (Schwellenwert der QZV GW, 2010) festgelegt wurde, wurde der Versuch nach Erreichen des Zielwertes abgebrochen. In einer späteren Diskussion wurden Bedenken angemeldet, dass nicht in jedem Fall hohe Pb-Konzentrationen zu erwarten sind, weshalb bevorzugt Cu und Zn mit Zielwerten belegt werden sollten.

Der Durchbruch und die Beladungskapazität basierend auf Pb unterschieden sich bei den technischen Filtermaterialien sehr stark von denen des bodenbasierten Materials und denen des Sands. Generell ist zu bemerken, dass die Filtermaterialien TF If (auch mit geringerer Pufferkapazität) und TF IIb die Schwermetalle besser entfernten als BA und Sand. Die Sandsäule zeigte eine sehr schlechte Leistung, was auf eine geringe Oberflächenadsorption und keine oder eine geringe Kationenaustauschkapazität zurückzuführen ist. Die Durchbruchkurven von Pb, Cu und Zn zeigen für die technischen Filtermaterialien bei einem pH im Zulauf von $(\text{pH}_i) 5,5 \pm 0,2$ konstante Entfernungsraten mit Ablaufkonzentrationen unter der BG vom Start weg bis zu 2000 BV für TF If (mit geringerer Pufferkapazität) und TF IIb, und 600 BV für BA. Die Konzentrationen stiegen zunehmend an und erreichten zum Ende des Versuchs relative Konzentrationen von (C_e/C_0) 0,3 bis 0,5 für Pb, 0,23 bis 0,45 für Cu und bis zu 0,9 für Zn (Abbildung 68).

Die Sandsäule zeigte einen anderen Trend; die Ablaufkonzentrationen stiegen langsam aber konstant an und erreichten bei 1000 BV C_e/C_0 von rund 1,0. Verglichen mit BA war die Leistung der TF If und TF IIb Säulen besser. Von den untersuchten Schwermetallen wurde der Durchbruch von Zn ($C_e/C_0 = 0,9$) von allen Materialien erreicht. Der Durchbruch für Cu und Pb war langsamer ($C_e/C_0 < 0,5$ für Cu und Pb). Die Differenz könnte auf die hohe Zinkkonzentration im Zulauf zurückzuführen sein. Der Durchbruch (basierend auf dem Schwellenwert von Pb war nach Durchlauf von 3580 BV für TF I (mit geringerer Pufferkapazität), 3360 BV für TF IIb, 1060 BV für BA und 844 BV für Sand erreicht.

Die Anzahl der Bettvolumina bis zum Durchbruch von ($C_e/C_o = 0,1$ für Pb) betrug ca. 2960, 2760, 1014, und 450 für TF I (mit geringerer Pufferkapazität), TF IIb, BA und Sand. Diese Versuche wurden mit halbmaximalem Durchfluss durchgeführt, wobei sich der Durchbruch bei Sättigung gegenüber einer tatsächlichen Flussrate verzögern kann.

In allen Filtersäulen konnte ein abnehmender Trend der Reinigungsleistung über die Zeit beobachtet werden, wobei ein völliger Durchbruch, außer für Sand, ($C_e/C_o = 0,9$ bis $1,0$) nicht beobachtet werden konnte. Allerdings gingen die Konzentrationen zwischendurch bei allen Proben zeitgleich sehr stark zurück, um anschließend wieder stark anzusteigen. Diese Effekte sind in der Literatur gut beschrieben (z.B. Hellige, 2007, Genç-Fuhrman et al., 2008) und treten besonders nach einer Stagnation auf. In unserem Fall sind die Säulen aber durchgehend betrieben worden, sodass dies nicht der Grund sein kann. Derartige Effekte konnten auch bei der 100 mm Säule mit dem Filtermaterial TF IIb beobachtet werden. In diesem Fall könnten diese kurzzeitigen hohen Konzentrationen eventuell auf einen Partikelaustrag zurückzuführen sein. Dies ist jedoch bei den von unten nach oben betriebenen Säulen eher unwahrscheinlich. Eine Verwechslung von Proben ist ebenfalls unwahrscheinlich. Nach anderen Gründen zur Erklärung des Phänomens wird noch geforscht.

In den Batchtests konnten für die Materialien TF Ia, TF IIb und BA potentiell Beladungen von 110 bis 120 mg für Cu und Pb und 1100 mg für Zn pro kg Substrat ermittelt werden, wobei hier die Schwermetallkonzentration limitierend war. In den 32 mm-Säulenversuchen im upflow bei $\frac{1}{2}Q$ entfernten TF I bis 280 mg an Pb, 615 mg an Cu und 2358 mg an Zn, TF IIb 218 mg an Pb, 451 mg an Cu und 1560 mg an Zn und BA 36 mg an Pb, 75 mg an Cu und 300 mg an Zn. Dies ist mehr als doppelt so viel wie in den Batchtests z.B. für TF Ia erzielt wurde. Dies ist vor allem auf die Limitierung der Konzentrationen im Batchtest durch die Löslichkeit zurückzuführen.

Der Zulauf pH von $5,5 \pm 0,2$ und der Ablauf pH wurden einmal pro Tag gemessen. Der Ablauf pH änderte sich über die Versuchszeit nicht wesentlich. Mittelwerte und Standardabweichungen waren $7,8 \pm 0,3$ für TF I (mit geringerer Pufferkapazität) und TF IIb, $8,1 \pm 0,2$ für BA und $6,4 \pm 0,4$ für Sand. Außer für Sand waren die Ablauf-pH-Werte für die anderen Filtersubstrate vergleichbar und lagen zwischen 7,8 bis 8,5. Durch die Sandsäule wurde der pH des Zulaufs um ca. 1 bis 1,5 Einheiten erhöht. Die anderen Abläufe lagen bei 8,1 bis 8,5 und gingen auf pH 7,8 im Laufe des Experiments zurück. Der Ablauf pH der Sandsäule war neutral (pH 6,5 bis 7,2) und zunehmend sauer (pH 6,0 bei vollem Durchbruch ($C_e/C_o = 0,9$ bis $1,0$)).

Vorhersage der Standzeiten

Die Zeit bis zur Erreichung des Durchbruchs des Pb Zielwertes ($Pb = 9 \mu\text{g/L}$; QZV Chemie GW) ist für die verschiedenen Filtermaterialien und unterschiedlichen Flächenverhältnissen von Filter zur abflusswirksamen Einzugsfläche in Tabelle 48 dargestellt. Die Standzeiten wurden für ein Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) von 1:15 und 1:200 berechnet. Für den Bodenfilter ist ein Flächenverhältnis von 1:200 nicht machbar, für die technischen Filtermaterialien allerdings schon, weshalb alle Filtermaterialien für beide Fälle betrachtet wurden. Die Berechnung basiert auf einer gleichmäßigen Beladung des ganzen Filterkörpers. Sollte dies nicht der Fall sein, kann es bereits früher zu einer partiellen Überlastung kommen; dies ist auch eine Frage der Lage und des Kurzschlusses durch die Dräns etc..

Tabelle 48: Vorhergesagte Standzeiten bis zum Durchbruch von Pb für zwei verschiedene Flächenverhältnisse: mittlerer Jahresniederschlag = 700 mm

	Sand	TF I	TF IIb	BA
durchgesetztes Volumen (L)	135	576	540	170
Standzeit bis zum Durchbruch von Pb für $A_S : A_{ent} = 1:15$				
Pb	19	80	75	23
Cu	24	>95	>83	>31
Zn	25	>100	>88	>32
Standzeit bis zum Durchbruch von Pb für $A_S : A_{ent} = 1:200$				
Pb	1,6	>6,5	>5,7	>2,1
Cu	1,8	>7,2	>6,3	>2,3
Zn	1,9	>7,5	>6,6	>2,4

Bei einem Flächenverhältnis von 1:200 haben die Filtermaterialien TF I (mit geringerer Pufferkapazität) und TF IIb eine vorhergesagte Standzeit (basierend auf dem Pb Wert) von > 5 Jahren; bei einem Flächenverhältnis von 1:15 von ca. 80 Jahren. Für BA werden bei einem Flächenverhältnis von 1:15 20 Jahre bis zum Erreichen des Pb Wertes der QZV Chemie GW

errechnet. Wegen der Kolmation sollten aber noch andere Betrachtungen angestellt werden. Vor allem sollte zwischen größeren und tieferen Filtern besonders schon im Designprozess abgewogen werden. Durchbruchsszenarien sind besonders bei hotspot-Flächen mit Verunreinigungen wie Autobahnen und Flächen mit hohen Regenfällen, wo Durchbrüche schnell eintreten können, zu berücksichtigen. Es sollte beachtet werden, dass es sich um maximale Beladungen unter optimierten Bedingungen (Betrieb von unten nach oben bei halbmaximalem Q) handelt. Unter Betriebsbedingungen kann Niederschlagswasser kurzzeitig auf der Oberfläche einen Überstau verursachen und die Kontaktzeit zwischen Filtermedium und gelösten Stoffen herabsetzen. Außerdem können sich partikelgebundene Metalle an der Oberfläche absetzen. Diese Versuche zeigen, dass die maximalen Kapazitäten, der Durchbruch und die Standzeiten mit dieser Methode sehr gut berechnet werden können.

Einfluss des Durchflussmodus

Ergebnisse der 32 mm Säulen unter angewandten Bedingungen (downflow - Fluss von oben nach unten) und upflow – Fluss von unten nach oben, $Q = k_f$ -Wert

Da in einer Sitzung der Ad-hoc-Gruppe der Wunsch geäußert wurde die Versuchsergebnisse unter optimierten (upflow) Bedingungen auch mit solchen unter angewandten (downflow) Bedingungen zu vergleichen wurden Versuche mit einem Material in den 32 mm Säulchen unter upflow und downflow Bedingungen durchgeführt. In beiden Fällen wurde frisches Material verwendet, das nicht vorbelastet war und auf das auch keine Partikel aufgetragen wurden.

In je einem Versuch wurde die simultane Entfernung von Pb, Cr, Cu, Ni und Zn bei Konzentrationen von 50 $\mu\text{g/L}$ für Pb, Cr und Ni, 100 $\mu\text{g/L}$ für Cu und 400 $\mu\text{g/L}$ für Zn mit einem Ausgangs-pH von $5,5 \pm 0,2$ in einer wassergesättigten Säule geprüft. Nach Passieren der Schwermetalllösungen durch den Filterkörper, können die Konzentrationen aufgrund des Kationenaustausches, Sorption, Ausfällung oder Bildung von Komplexen variieren. Die Kapazität des Filtermaterials wurde in Bezug auf die Entfernung von Pb, Cr, Ni, Cu und Zink mit 2 verschiedenen Fließrichtungen downflow (von oben nach unten, siehe Abbildung 72) und upflow (von unten nach oben, siehe Abbildung 73) mit einer Durchflussrate von 50 bis 60 mL/min (= 18 bis 20 BV/h; Berechnung von Q durch k_f -Wert) mit dem Filtermaterial TF If durchgeführt. Die Vergleiche der beiden Fließrichtungen sind im Anhang im Kapitel 11.7.4 für jedes einzelne Schwermetall in je 2 verschiedenen Diagrammen (1. Beladung q_e in mg/kg pro durchflossenes Bettvolumen BV und 2. C_e in $\mu\text{g/L}$ pro durchflossenes BV) von Abbildung 111 bis Abbildung 120 dargestellt.

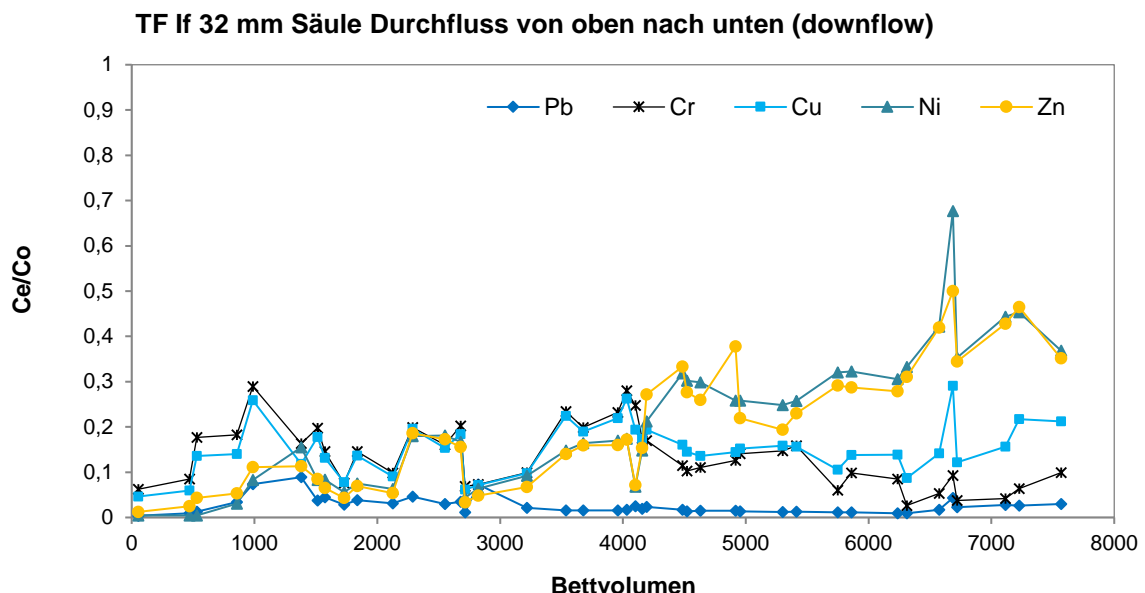


Abbildung 72: Einfluss des Durchflussmodus von oben nach unten (downflow) bei 32 mm Säulen auf den Durchbruch der 5 Schwermetalle

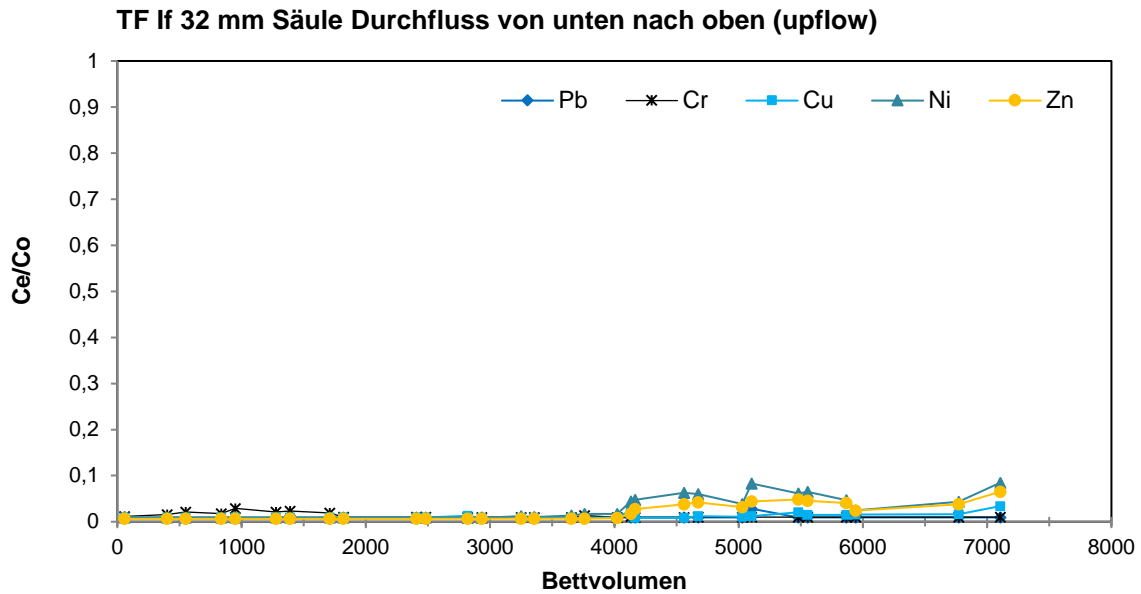


Abbildung 73: Einfluss des Durchflussmodus von unten nach oben (upflow) bei 32 mm Säulen auf den Durchbruch der 5 Schwermetalle

Es zeigte sich, dass unter downflow Bedingungen bei Beaufschlagung mit Pb, Ni, Cr, Cu und Zn die Konzentrationen besonders Cu und Cr von Beginn an messbar waren. Die anderen beobachteten Elemente konnten ebenfalls bereits rasch in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden (Abbildung 73).

Der Vergleich der beiden Versuchsreihen unter upflow bzw. downflow d.h. eher angewandten Bedingungen zeigt, dass geringe Konzentrationen sowohl an Blei, Kupfer als auch Zink unter downflow Bedingungen durch die Säulen durchgehen, was eine Interpretation der Ergebnisse erschwert. Der Verlauf unter upflow Bedingungen ist wesentlich ruhiger und die gewünschte Information nämlich die Ermittlung der maximalen Beladungskapazität bei der gewählten Ausgangskonzentration lässt sich einfacher und sicherer aus den Versuchen unter upflow Bedingungen ablesen.

Die Versuche zum Vergleich des Durchflussmodus wurden mit dem Filtermaterial TF If über einen Zeitraum von 3 Monaten geführt und es wurde in dieser Zeit weder ein Durchbruch für Pb, Ni und Cr (Ablaufkonzentrationen kleiner gleich den Schwellenwerten der QZV-Chemie GW) noch ein Durchbruch bei Sättigung ($C_e/C_o > 0,9$) für Cu und Zn beobachtet. Die BV, die über die Säulen gingen waren über den gesamten Versuchszeitraum (3 Monate) 7260 BV. Die einzige bemerkenswerte Differenz zwischen upflow und downflow Modus war, dass die Ablaufkonzentrationen von allen Parametern zumeist messbar waren. Im upflow Modus (von unten nach oben) waren die Ablaufkonzentrationen für fast alle Parameter bis zu einem Durchlauf von 4000 BV \leq BG. Der Durchbruchpunkt von $C_e/C_o = 10\%$ wurde im downflow Modus vorübergehend bei 1750 bis 1800 BV für Cr, Ni und Zn erreicht, allerdings waren die Ablaufkonzentrationen nicht stabil; für den upflow Modus wurde dieser Punkt nicht erreicht.

Von Athanasiadis (2005) und Guangsheng et al. (1988) wurden für Ionentauscher Zeolithe sowohl unter upflow als auch downflow Modus untersucht und über Unterschiede berichtet. Nach Inglezakis et al., (2001) wurden Entfernungsraten für Clinoptilolite Säulen (5 cm) von 85 bis 100% für den upflow Modus, unabhängig von der Durchflussgeschwindigkeit ermittelt. Im Unterschied war im downflow Modus der Rückhalt unabhängig von der Durchflussgeschwindigkeit zwischen 40 und 95 %. Für Durchflussgeschwindigkeiten größer als $0,4 \cdot 10^{-2}$ m/s downflow war der Rückhalt gleich dem für den upflow Modus (Inglezakis et al., 2001). Das heißt, dass eine optimale Entfernung in einer Clinoptilolite Ionentauschersäule nur im upflow Modus erreicht werden kann.

6.3.2.2.2 Ergebnisse der 100 mm Säulen

Für die Darstellung der Gleichgewichtsbeladung und Gleichgewichtskonzentration für die 100 mm Säulen wurden Ergebnisse der Versuche aus dem Durchlaufbetrieb und jene die während der Versuche zum „vorläufigen“ Methodenvorschlag ermittelt wurden herangezogen.

Die Kurve ist ähnlich flach wie jene aus den Batchversuchen, weil für die Experimente zum „vorläufigen“ Methodenvorschlag sehr hohe Konzentrationen zur Simulation der Konzentration von Kupfer- und Zinkdächern verwendet wurden. Bei hohen Ausgangskonzentrationen stellten sich sowohl im Batch- als auch im Säulenversuch hohe Gleichgewichtskonzentrationen ein.

6.3.3 Ergebnisse der Kapazitätsprüfung für die Sorption von Mineralölsurrogaten

Die Bestimmung der Leistungsfähigkeit der Filtermaterialien zur Reduktion von organischen Verbindungen bzw. Mineralölen im Regenwasserabfluss von Straßen war mit Mineralöl selbst in Batchversuchen nicht möglich, da gesättigte Lösungen nur eine sehr geringe Konzentration im Wasser aufweisen. Bei höheren Konzentrationen bildet sich ein Mehrphasengemisch. Aus früheren Versuchen wurde klar, dass eine kontaminationsfreie Probeentnahme durch die Leichtphase nicht möglich ist. Aus diesem Grund wurden verschiedene Mineralölsurrogate wie Toluol, MTBE, Methylrot und Methylenblau auf Anwendbarkeit als Referenzmaterial überprüft. Methylenblau und Methylrot wurden aufgrund von Literaturrecherchen als Prüfsubstanzen ausgewählt. Foo und Hameed (2011) verwendeten Methylenblau als kationische Schadstoff-Prüfsubstanz in Konzentrationen von 50 bis 500 mg/L. Sie stellten fest, dass bei längerer Kontaktzeit auch die Adsorptionsrate zugenommen hat. Ashoka und Inamdar (2010) untersuchten Aktivkohle und Zuckerrohr-Bagasse zur Entfernung von Methylrot aus wässrigen Lösungen. Sie stellten fest, dass Aktivkohle zur Entfernung von Methylrot sehr gut geeignet ist.

6.3.3.1 Ergebnisse der Sorption von Toluol

Die Entfernung von Toluol aus synthetischen Lösungen wurde in zwei Ansätzen durchgeführt, einerseits als Batchversuch mit einer gesättigten Lösung (ca. 400 mg/L Toluol) wobei die Konzentration photometrisch bei 268 nm bestimmt wurde, andererseits als Säulenversuch mit einer GC/FID Detektion. Die Effizienz wurde durch die Berechnung des Prozentsatzes der Toluolentfernung nach einer Schüttelzeit von 16 Stunden beurteilt. Die Entfernungsraten wurden in % angegeben.

Der Vergleich der Abscheideleistung (%) für die verschiedenen Materialien (Abbildung 74) zeigt, dass sich TF IIb deutlich besser als die anderen Materialien verhält. Bei hohen Substratmengen von 50 g und 500 mL Sorbat, erwies sich TF IIb wirksam für die Entfernung von fast der gesamten Menge an Toluol (400 mg/L) aus der Lösung. Die TOC-Gehalte der eingesetzten Materialien zeigten, dass TF IIb, im Vergleich zu den anderen verwendeten Filtermaterialien, einen höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff hat. Die beobachtete hohe Entfernungsleistung beruht also auf dem relativ hohen Gehalt an organischem Kohlenstoff. Die Performance-Reihe der Materialien ist: TF IIb > TF IIa > BB > BA > Quarzsand > TF Ia.

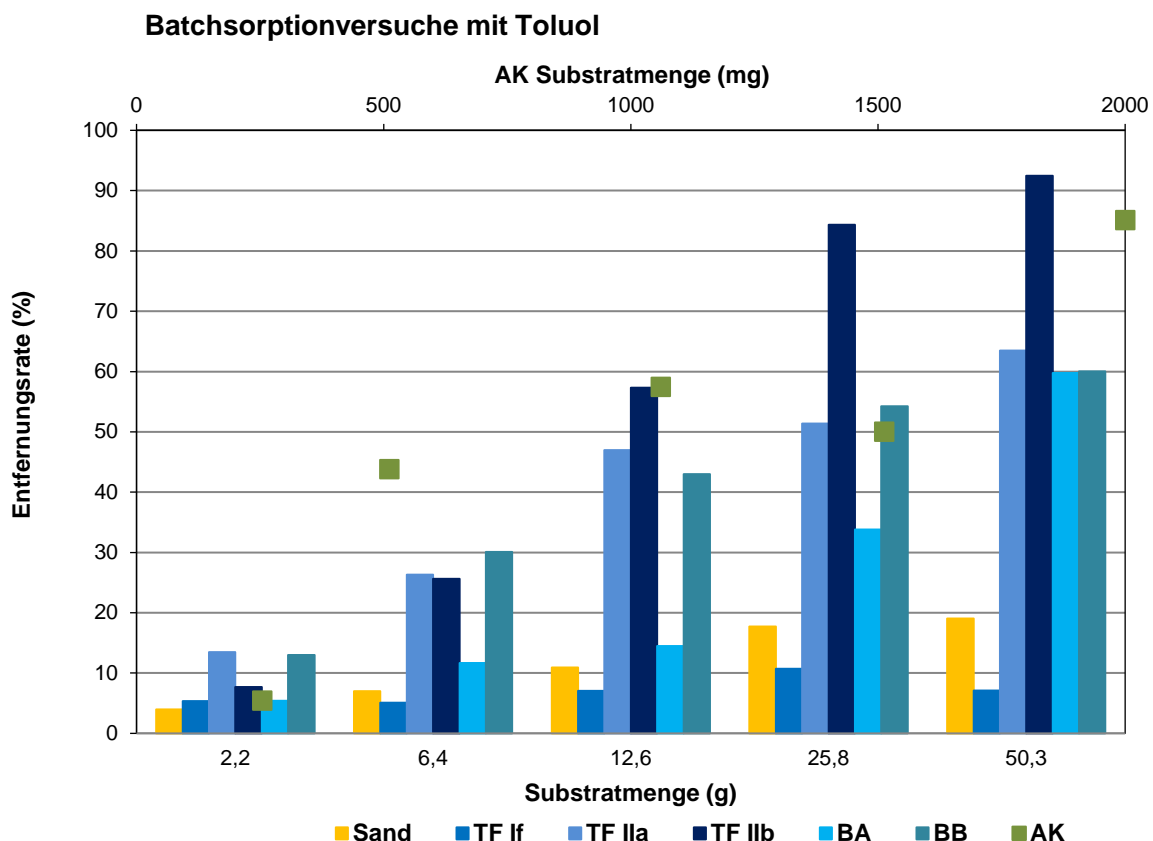


Abbildung 74: Vergleich der Toluol-Entfernung aus synthetischen Lösungen unter Verwendung verschiedener Filtermaterialien

Die Versuche mit Toluol als Ersatz für Mineralölkohlenwasserstoffe zeigten, dass zwar die Löslichkeit bei 400 mg/L Toluol liegt, diese Konzentration aber für Sättigungsversuche nicht ausreicht, da die Substratmenge wegen der Inhomogenität nicht unter 2 bis 5 g fallen sollte. Aus diesem Grund wurden für die Prüfung der Aufnahmekapazität für Mineralöl, mit Substratwechsel (Ergebnisse nicht dargestellt) bzw. als Säulenversuche mit Toluol durchgeführt.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 49 dargestellt. Da es sich bei Toluol um eine flüchtige Substanz handelt, war mit Verlusten zu rechnen. Um den zeitlichen Verlauf der Zulaufkonzentration zu bestimmen wurden diese zwischendurch beprobt. Die Nummern der Zulaufproben korrespondieren zeitlich mit den jeweils gezogenen Nummern der Ablaufproben.

Tabelle 49: Zulauf- und Ablaufkonzentrationen der Säulenexperimente mit Toluol

TF If	Toluol (mg/L)	TF If+AK	Toluol (mg/L)	TF IIb	Toluol (mg/L)	BA	Toluol (mg/L)	Quarz-sand	Toluol (mg/L)
Zulauf 1	19,9	Zulauf 1	13,2	Zulauf 1	12,6	Zulauf 1	11,4	Zulauf 1	11,4
Zulauf 3	12,6	Zulauf 3	12,6	Zulauf 3	23,1	Zulauf 3	13,9	Zulauf 3	10,6
Zulauf 5	n.a	Zulauf 5	10,1	Zulauf 5	19,6	Zulauf 5	13,2	Zulauf 5	11,4
TFIC 1	13,3	Ablauf 1	5,0	Ablauf 1	5,5	Ablauf 1	8,2	S 1	11,1
TFIC 2	11,3	Ablauf 2	4,4	Ablauf 2	6,4	Ablauf 2	n.a	S 2	11
TFIC 3	15,6	Ablauf 3	4,9	Ablauf 3	18,5	Ablauf 3	9,4	S 3	10,9
TFIC 4	14,1	Ablauf 4	4,7	Ablauf 4	20,8	Ablauf 4	7,6	S 5	10,2
TFIC 5	12,7	Ablauf 5	1,6	Ablauf 5	25,5	Ablauf 5	8,5	S 7	9,1
TFIC 6	12,0	Ablauf 6	1,6	Ablauf 6	18,8				

Es wurde eine Zulaufkonzentration mit 25 mg/L Sollwert (tatsächlich 24,6 mg/L) hergestellt und aus einer soweit wie möglich geschlossenen Glasflasche in die Säulen gepumpt. Die Zulaufkonzentration zeigte, dass sich die Zulaufkonzentrationen in kurzer Zeit stark veränderten (bis zu > 50 %) und auch nicht konstant blieben. Die Ablaufkonzentrationen der einzelnen Filtermaterialien verhalten sich anders als in den Batchversuchen vorherbestimmt. Die BA, Sandsäule und TF I zeigen eine geringe bzw. die rein mineralischen Materialien keine Entfernung. Das Material TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität entfernt das Toluol zwar vergleichsweise besser, allerdings mit geringerer Effizienz als in den Mineralöldurchlaufversuchen. Die Ergebnisse der Säule TF IIb sind sehr schwer zu interpretieren, weil der Ablauf nach anfänglicher Adsorption höhere Werte zeigt als die Ausgangslösung; eine ähnliche Reaktion mit unklaren Ergebnissen wurde auch während der Mineralölsäulenversuche beobachtet.

6.3.3.2 Ergebnisse der Sorption von MTBE

Es wurden MTBE Versuche mit hohen Konzentrationen (100 mg/L bis 10000 mg/L) durchgeführt. Die Ergebnisse der Batchversuche mit hohen MTBE Konzentrationen sind in Tabelle 50 dargestellt.

Tabelle 50: MTBE Konzentrationen im Zu- und Ablauf und die dazugehörigen Entfernungsraten RE (%) und die Beladungskonzentration (mg/g) der Filtermaterialien

Probenbezeichnung	C ₀ (MTBE in mg/L)	C _e (MTBE in mg/L)	RE (%)	q (mg/g)
BA 1	RO-Wasser	<0,2		
BA 2	109	105	3,7	-
BA 3	393	524	-33,3	-
BA 4	949	719	24,2	-
BA 5	4620	4810	-4,1	-
BA 6	9080	10200	-12,3	-
TF I b 1	RO-Wasser	<0,2		
TF I b 2	109	26,5	75,7	4,13
TF I b 3	393	289	26,5	5,20
TF I b 4	949	503	47,0	22,3
TF I b 5	4620	3470	24,9	57,5
TF I b 6	9080	7480	17,6	80,0
AC 1	RO-Wasser	<0,2		
AC 2	109	13,8	87,3	4,76
AC 3	393	53	86,5	17,0
AC 4	949	246	74,1	35,2
AC 5	4620	1960	57,6	133
AC 6	9080	5090	43,9	200

Die Konzentrationen an MTBE wurden besonders von den Materialien Aktivkohle und TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität sehr gut bzw. gut adsorbiert. Die Materialien TF IIb und BA zeigten ein nicht einfach zu erklärendes Phänomen; die Endkonzentration beim Versuch mit Boden BA stieg nach Zugabe von 100 bis 500 mg/L MTBE wesentlich über die Ausgangskonzentration, obwohl eine Bodenprobe, die nur mit RO-Wasser angesetzt wurde, Konzentrationen von nur 0,1 µg/L zeigte.

Wichern et al. (2012) untersuchte die Adsorptionskapazität von 6 Filtersubstraten bezüglich MTBE mit Anfangskonzentrationen von 2 µg/L bis 15 g/L. Der Autor berichtete, dass bei einer Anfangskonzentration von 1100 mg/L MTBE Entfernungsraten von 39,1 % bzw. 91,8 % mit den Substraten Braunkohlekoks bzw. Aktivkohle erreicht wurden. In dieser Studie wies die verwendete Aktivkohle XC-30 Entfernungsraten von 1,4 % bis 9,9 % auf, welche bedeutend niedriger sind als jene von Wichern et al. (2012). Je nach Art der Aktivkohle abhängig von den Ausgangsmaterialien für ihre Herstellung und Vorbehandlung werden unterschiedliche physikalisch-chemische Eigenschaften erzielt, die wiederum einen großen Einfluss auf die Adsorptionseigenschaften der Aktivkohle haben, siehe Adsorptionsunterschiede unserer Studie und jener von Wichern et al (2012).

6.3.3.3 Ergebnisse der Sorption von Methylrot und Methylenblau

Die Abscheideleistung (Entfernungsrate in %) für die verschiedenen Materialien sind als Mittelwerte in der Abbildung 75 für Methylrot und in der Abbildung 76 für Methylenblau dargestellt. Vergleicht man die Entfernungsrate, sieht man, dass die Ergebnisse die mit den beiden Farbstoffen erzielt wurden, nicht vergleichbar sind.

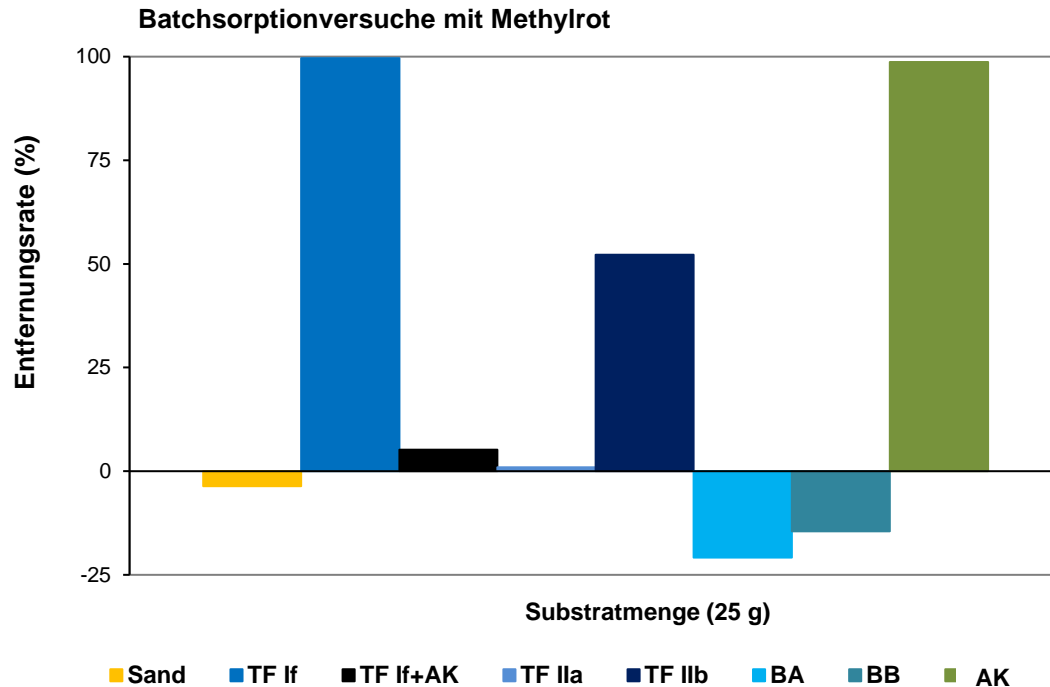


Abbildung 75: Ergebnisse der Methylrotadsorption der Filtermaterialien Sand, Aktivkohle, TF If, TF I, TF II b und TF II a und der beiden Böden BA und BB

Aktivkohle (AK) und TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität erreichten mit Methylrot ebenfalls Werte $> 99\%$. Die zweitgrößte Entfernungsrate von Methylrot konnte mit TF IIb mit 52% erreicht werden. TF I bzw. TF IIa erzielten Entfernungsraten $\leq 5\%$ (5% bzw. 1%). Die beiden Böden BA bzw. BB und das Filtermaterial Sand erreichten negative Werte (-21% bzw. -14% und -4%), da die Endkonzentrationen höher waren als die Ausgangskonzentrationen. Deshalb wurden, um Beeinflussungen der Materialien auf das Messsystem auszuschließen, Batchansätze aller Materialien mit destilliertem Wasser durchgeführt. Diese Ansätze ohne Einsatz von Methylrot lieferten Werte, die unter der Bestimmungsgrenze von $0,1\text{ mg/L}$ lagen. Dies lässt vermuten, dass während des Batchversuchs Stoffe von den beiden Böden BA und BB in Lösung gehen bzw. mit dem Farbstoff reagieren und anschließend die photometrische Messung stören.

Die Batchsorptionversuche mit Methylenblau (Abbildung 76) zeigen, dass bei allen Adsorbentien außer für Sand Sorptionsraten von $> 99\%$ erreicht wurden. Für das Filtermaterial Sand konnte nur eine Adsorptionsrate von 28% erreicht werden. Um die Adsorptionskapazität von Aktivkohle zu untersuchen, wurde die granulierten Aktivkohle Hydraxin XC30 (Steinkohle) verwendet.

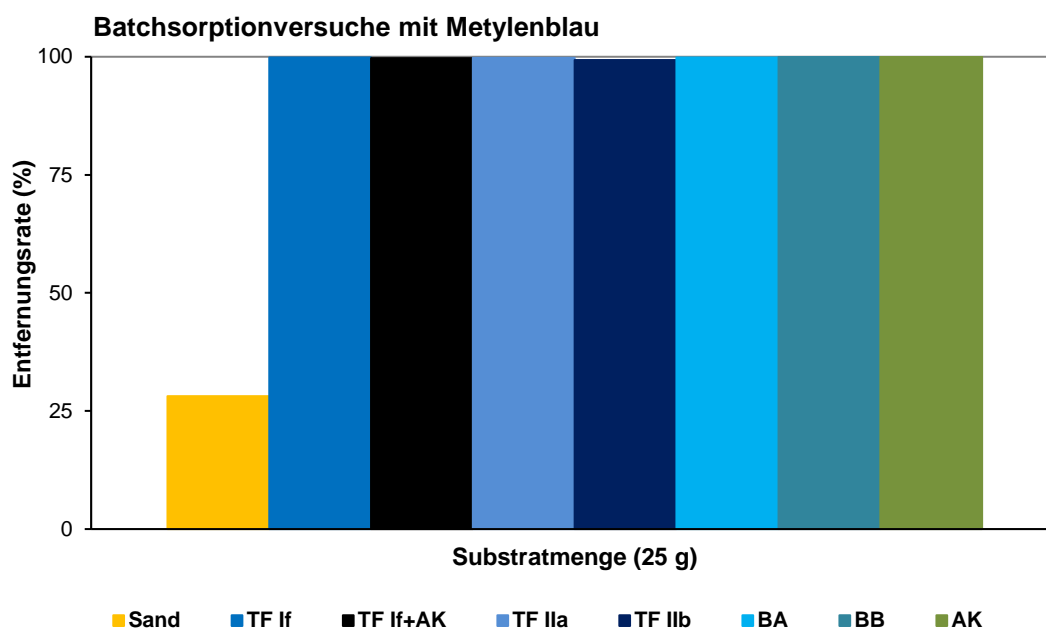


Abbildung 76: Ergebnisse der Metylenblauadsorption der Filtermaterialien Sand und Aktivkohle (AK), der Filtermaterialzusammensetzungen TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität, TF If, TF II b und TF IIa und der beiden Böden BA und BB

Vergleicht man nun die Ergebnisse beider Farbstoffe miteinander werden durch Aktivkohle bzw. technische Filtermaterialien (TF If mit zusätzlicher Adsorptionskapazität TF If + AK oder TF IIb), die Aktivkohle enthalten, beide Farben gut adsorbiert, Metylenblau wird auch von den eher mineralischen Substraten entfernt; Sand zeigt bei beiden Farben schlechte Adsorptionseigenschaften. Die anderen technischen Filtermaterialien und die beiden Böden BA und BB lieferten Ergebnisse, für die keine gemeinsamen Rückschlüsse gezogen werden können.

Die beiden Farbstoffe Metylenblau und Methylrot eignen sich nicht für die Bestimmung der Leistungsfähigkeit der Filtermaterialien zur Reduktion von organischen Verbindungen bzw. Mineralölen im Regenwasserabfluss von Straßen.

6.3.4 Vorschläge für die Vorgangsweise bei der Ermittlung der Kapazität für die Schwermetallentfernung:

Da es unterschiedliche Anforderungen an die Kapazitätsprüfung gibt, je nachdem ob es sich um Material handelt, das bereits einer Prüfung bzw. einem Zulassungsverfahren unterzogen wurde, oder ob es sich um Material handelt, das vor einer potentiellen Prüfung eingebaut wurde.

Ermittlung der Kapazität im Zuge eines Zulassungsverfahrens:

Bei Prüfung des Materials im Zuge eines Zulassungsverfahrens wird vorgeschlagen neben den Informationen die im „vorläufigen“ Methodenvorschlag formuliert wurden eine Adsorptionsisotherme zu bestimmen. Dazu wird die Kapazität unter optimierten Bedingungen (upflow mit einem Durchfluss entsprechend dem halben k_f -Wert) in 32 mm Säulen bestimmt, wobei die Ausgangskonzentrationen im Bereich der Straßenabwasserkonzentration liegen und die 5 Elemente Pb, Cu, Ni, Cr und Zn enthalten. Diese Adsorptionsisotherme ist nur einmal im Zulassungsverfahren zu ermitteln. Da laut Literatur (Hilliges, 2007a) die Ablaufkonzentrationen im Bereich der Sättigung sehr instabil werden und um ca. 10 % um ein Maximum schwanken, wird vorgeschlagen falls eine Sättigung angestrebt wird die Zielkonzentrationen bei C_e/C_0 von 0,80 (siehe auch Schmitt et al., 2011), festzusetzen, das wären für Cu 80 µg/L und Zn 320 µg/L. In Deutschland sollen die Werte der BBodSchV (1999idF 2012) 25 µg/L für Pb, von 50 µg/L für Cu, Cr gesamt und Ni und 500 µg/L für Zink im Ablauf von Bodenfiltern vor der Versickerung nicht überschritten werden. Diese Zielkonzentrationen wurden mit der Ad-hoc-Gruppe diskutiert und es wird vorgeschlagen die Prüfkonzentration auf 250 µg/L Cu zu erhöhen, damit die Bedingungen einer 80 %igen Entfernung bei einer Zielkonzentration von 50 µg/L möglich werden.

Eine ähnliche Vorgangsweise wird für Zn vorgeschlagen, auch hier soll die Ausgangskonzentration bei 1000 µg/L festgesetzt werden, damit nach einer 50 %igen Entfernung ein Zielwert von 500 µg/L eingehalten werden kann. Die Konzentrationen in der Wasserphase beziehen sich auf gelöste Gehalte.

Nach Einbau des Materials wird empfohlen alle 4 Jahre die aktuelle Beladung des Feststoffes im Vergleich zur maximalen Beladung, die für die Elemente Cu und Zn für die Zielkonzentration ermittelt wurden zu prüfen; zur Beurteilung der maximal zulässigen Beladung wird die 80 % Beladung jenes Elementes herangezogen, das als Erstes die Zielkonzentration überschreitet. Die bisher gewonnenen Erfahrungen mit GSA in Betrieb zeigen, dass Feinanteile ins Filtermaterial eingetragen werden, die zu einer wesentlichen „scheinbaren Verkürzung“ der Standzeit beitragen können. Da die errechneten Standzeiten relativ hoch sind, kann dieses System vermutlich über einen langen Zeitraum gute Ergebnisse liefern. Allerdings sollte vor einem Filtertausch aufgrund der Kapazitätserschöpfung eine Prüfung der „Kapazität von Materialien ohne Adsorptionsisotherme“ durchgeführt werden (s.u.).

Ermittlung der Kapazität von Materialien ohne Adsorptionsisotherme:

Für jene Materialien, von denen keine Adsorptionsisotherme vom Ausgangsmaterial bekannt ist, wird vorgeschlagen in einem vereinfachten Verfahren die Standzeit für die nächsten 4 Jahre sicherzustellen. Je nach Zulaufkonzentration und Verhältnis von Filterfläche:Einzugsfläche wird eine 4-Jahresfracht für die Elemente im Zulauf (z.B. Pb, Cu, Ni, Cr und Zn) bestimmt. Es wird eine Schwermetalllösung hergestellt, die im Bereich der tatsächlichen Konzentration liegt. Sollte keine aktuelle Zulaufkonzentration vorliegen, wird vorgeschlagen eine Ausgangskonzentration von 50 µg/L Pb, 250 µg/L Cu und 1000 µg/L Zn zu verwenden und auf die Einhaltung der Zielkonzentrationen im Ablauf von 9 µg/L für Pb, 50 µg/L für Cu und 5000 µg/L für Zn zu prüfen. Das vor Ort gesammelte Material wird in eine 32 mm Säule über einer Glasdrainage mit Filterfritte gefüllt, und mit einer Jahresniederschlagsmenge gespült. Danach wird eine 4-Jahresfracht der Schwermetalllösung von oben nach unten über die Säule filtriert; zur Beurteilung wird entweder der Verlauf der 4 einzelnen Jahresfrachten als Mischprobe der letzten 2 Liter der jeweiligen Halbjahresniederschlagsmenge (4 L für ein Flächenverhältnis von 1:15, bzw. 28 L bei einem Flächenverhältnis von 1:100) herangezogen oder alternativ wird eine Mischprobe der letzten 2 L nach einem Durchgang von 4-Jahresfrachten (bzw. 16 L) gesammelt. Aus dieser Mischprobe wird eine repräsentative Teilprobe entnommen, filtriert und analysiert. Alle Ablaufproben sollen unter den Zielkonzentrationen von 9 µg/L für Pb, 50 µg/L für Cu und 500 µg/L für Zn liegen.

Da das Verfahren auch für betriebliches Abwasser eingesetzt wird, sollte die Ausgangskonzentration und das Flächenverhältnis an die Herstellerinformationen angepasst werden.

Ermittlung der Kapazität für Mineralöl

Es wird empfohlen die Kapazität für den Mineralölrückhalt, wegen den spezifischen Eigenschaften von Mineralöl und der schlechten Vergleichbarkeit mit anderen besser wasserlöslichen Substanzen, analog zum „vorläufigen“ Methodenvorschlag in 100 mm Säulen und Mineralöl (Diesel) durchzuführen. Da die Entfernung von Mineralöl nicht nur von der Adsorptionskapazität des Filtermaterials sondern von der Partikelabscheidung abhängt, erscheint die Prüfung mit Surrogaten im Batchtest nicht sinnvoll.

6.4 Ergebnisse der Untersuchungen von Filtermaterialien mit realem Straßenabwasser

6.4.1 Ergebnisse der Untersuchungen des realen Straßenabwassers

6.4.1.1 Ergebnisse der konventionellen Parameter und der Nährstoffe in realem Straßenabwasser

Um die Ergebnisse der Säulenversuche mit synthetischem Abwasser mit realem Abwasser vergleichen zu können, wurden Abwasserproben von der A23 aus einem Schacht gezogen und vor Verwendung charakterisiert. Die Zusammensetzung des in den Säulenexperimenten verwendeten Straßenabwassers wird in Tabelle 51 und Tabelle 52 gezeigt. Die Konzentration an Gesamt-Stickstoff war niedriger als der Grenzwert der EU-Richtlinie 91/271/EWG für Abwasser. Die Gesamt-Phosphor Werte lagen im Bereich der Grenzwerte von 1 bis 2 mg/L Pges. Die AFS waren weit überschritten. Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff im gesammelten Ablauf war deutlich über 2 mg/L. Die CSB-Konzentrationen lagen im Bereich von Abwasser allerdings bei einer geringen BSB₅-Konzentration.

Tabelle 51: Konzentrationen der konventionellen Parameter im realen Straßenabwasser der A23, das für die Experimente verwendet wurde

Parameter	Einheit	Konzentrationen	QZV Chemie GW
Konventionell			
pH-Wert		7,8	
LF	mS/cm	7,2	2,25
AFS**	mg/L	825	
BSB ₅	mg/L	35	
CSB	mg/L	433	
Tenside anionisch	mg/L	1,47	
Tenside kationisch	mg/L	0,29	
Tenside nichtionisch	mg/L	0,71	
Trübung	NTU	283	
Nährstoffe			
Ammonium-N	mg/L	1,9	0,45
Phosphor gesamt	mg/L	1,32	
Gesamtstickstoff	mg/L	12,1	

** teilabgesetztes Abwasser, die Gesamtprobe würde eine Konzentration von 10 g/L AFS ergeben

Die AFS von 825 mg/L beziehen sich auf eine teilabgesetzte Probe.

6.4.1.2 Ergebnisse der Schwermetall- und der Kohlenwasserstoffmessungen in realem Straßenabwasser

Die Konzentrationen der gelösten Schwermetalle (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Ba, V und Ti) die in der vorliegenden Studie erfasst wurden, waren insgesamt etwas höher, aber immer noch im Bereich, der in der Literatur angegeben wurde (Joachim (2011), Holthuis & Mahro (2010) Die Konzentrationen von Pb und Ni waren auch höher als die Qualitätskriterien für Oberflächen- und Grundwasser. Die Spurenstoffe aus den Autobahnabwässern wurden in gelöste und partikuläre Fraktionen (Abbildung 77) unterteilt. Unter den untersuchten Schwermetallen wurden > 70% Pb, Cu und Zn als gelöste Anteile vorgefunden, während die gelösten Fraktionen von Ni und Cr nur 33 % bzw. 25 % betragen. In der vorliegenden Studie wurden die gelösten Anteile aus der mit HNO₃ suprapur angesäuerten Probe, wie sie für die Bestimmung der Gesamtgehalte konserviert wurde, untersucht. Dies führte wahrscheinlich zu höheren Werten, verglichen mit Proben wie sie nach Filtration vor Ort und Ansäuern der filtrierten Probe erhalten würden. Deshalb sind die Werte mit jenen aus der Literatur nur bedingt vergleichbar. Legret und Pagotto (1999) untersuchten Abwässer einer großen, ländlichen Autobahn und berichteten, dass die gelösten Fraktionen von Cd, Cu und Zn 54, 56 und 60 % betragen. Mehrere Autoren ähnlicher Studien (Ball, 2002; Steffen et al., 2005; Kasting, 2003) stellten die Partikelfraktion als Hauptbestandteil dar. Die Aufteilung von Metallen in gelöste und partikuläre Anteile wird in erster Linie durch die Verweilzeit auf dem Straßenbelag, Regen, pH-Wert, der Art und Menge der

vorhandenen Feststoffe und der Löslichkeit des jeweiligen Metalls beeinflusst, wobei die Art der Probenahme und Konservierung eine entscheidende Rolle spielt.

Tabelle 52: Konzentrationen an Schwermetallen und Kohlenwasserstoffen im rohen bzw. filtrierten Straßenabwasser der A23

Parameter	Einheit	Konzentration	QZV Chemie GW	QZV Chemie OW
Schwermetallen				
Ba (gesamt)	µg/L	471		
Cd (gelöst)	µg/L	0,81	4,5	1
Cd (gesamt)	µg/L	1,3		
Cr (gelöst)	µg/L	18,2	45	9
Cr (gesamt)	µg/L	71,6		
Cu (gelöst)	µg/L	469	1800	1,6 bis 9,3
Cu (gesamt)	µg/L	682		
Ni (gelöst)	µg/L	22,7	18	
Ni (gesamt)	µg/L	68,8		
Pb (gelöst)	µg/L	85,5	9	11,3
Pb (gesamt)	µg/L	112		
Ti (gesamt)	µg/L	630		
V (gesamt)	µg/L	44,6		
Zn (gelöst)	µg/L	1880		8,8 bis 53
Zn (gesamt)	µg/L	2560		
Kohlenwasserstoffe				
Benzol	µg/L	0,1	0,9	80
EtBE	µg/L	0,3		
Ethylbenzol	µg/L	0,2		10
KW-Index filtriert	mg/L	0,1		
KW-Index	mg/L	3,0	0,1	
MTBE	µg/L	0,3		
Toluol	µg/L	0,2		
Xylol	µg/L	0,25		

In der Abbildung 77 ist die Verteilung der Schwermetalle zwischen gelöster und partikulärer Fraktion abgebildet.

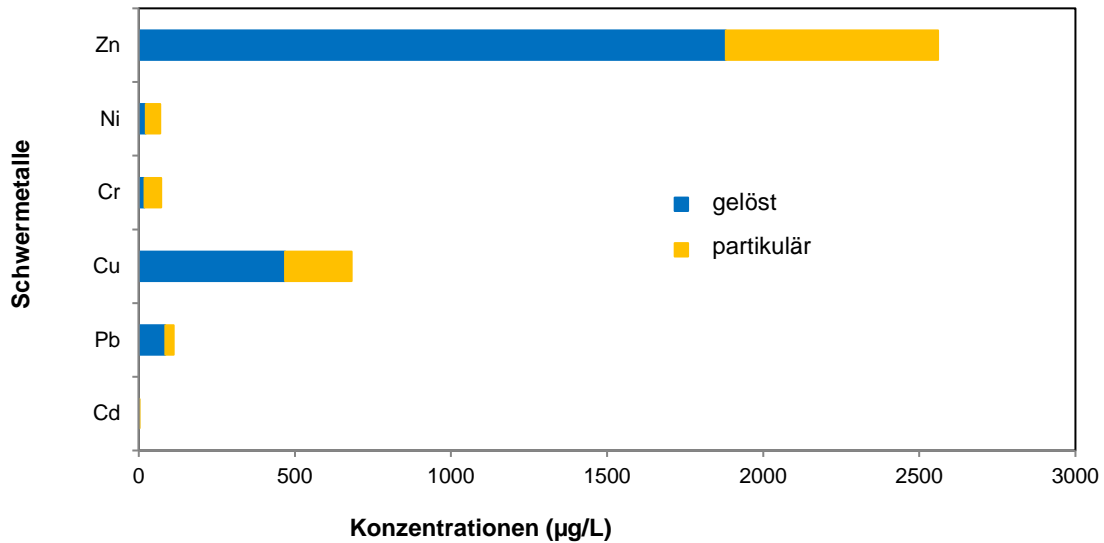


Abbildung 77: Verteilung der Schwermetalle zwischen gelöster und partikulärer Fraktion

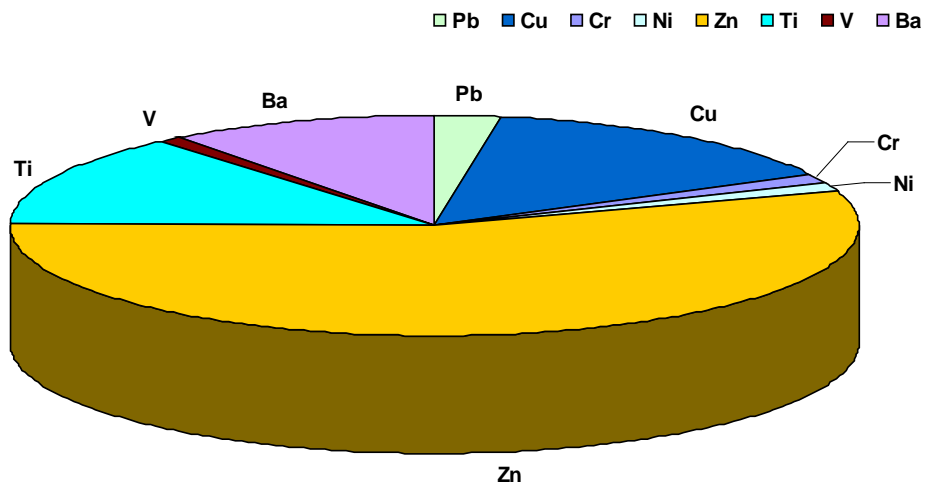


Abbildung 78: Konzentrationsverteilung in (%) von acht Schwermetallen im Straßenabwasser der A23

Die Abbildung 78 zeigt die prozentuale Verteilung der Konzentrationen von acht Metall-Parametern. Die Konzentration von Cadmium war gering (unter dem Schellenwert der QZV Chemie GW, 2010) und ist im Vergleich zu anderen Metallen unerheblich. Die Zink-Konzentration ist eine Größenordnung höher als die der anderen Metalle und macht ca. 55 % der Gesamtfracht der acht Elemente aus, die im Absetzbecken detektiert wurden. Kupfer, Titan bzw. Barium machen 15 %, 14 % und 10 % der Gesamtfracht aus; die Anteile von Pb, Cr, Ni und V lagen im Bereich von je 1 bis 2,5 %.

Zu den Quellen der Metalle gehören Benzin (Pb in A nicht mehr relevant), Dieselmotoren (Cd), Schmieröle und Fette (Pb, Ni, Zn), Reifenverschleiß (Cd, Ni, V, Zn), Verschleiß von bewegten Teilen (Cu, Pb), dekorative und schützende Schichten (Al, Cd, Cu, Zn, Ni, Fe), Bremsbeläge und -klötze (Ba, Cu, Cr, Ni, Ti, Zn), bewegliche Motorteile (Fe, Mn, Cr, Co) und Verschleiß von Asphaltbelägen (Ni, V) (Lindgren, 1996; Sansalone und Buchberger, 1997b; Legert und Pagotto 1999; Davis et al. 2001; Kennedy und Gadd, 2003).

6.4.1.3 Ergebnisse der PAK (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe) Untersuchungen in realem Straßenabwasser

Die Konzentrationen der 16 EPA-PAK in der rohen und filtrierten Abwasserprobe sind in Tabelle 53 dargestellt. Wie in Tabelle 53 zu ersehen ist, waren die Konzentrationen der einzelnen PAK in der Rohprobe wesentlich höher als die entsprechenden Konzentrationen in der filtrierten Probe.

Tabelle 53: PAK-Konzentrationen in gesamten und filtrierten Proben aus Straßenabwasser einer hochrangigen Straße der A23

Parameter	Einheit	nicht filtriert	filtriert
Acenaphthen	µg/L	0,08	0,011
Acenaphthylen	µg/L	0,046	0,007
Anthracen	µg/L	0,242	< 0,01
Benzo(a)anthracen	µg/L	0,558	< 0,01
Benzo(a)pyren	µg/L	0,734	< 0,01
Benzo(b)fluoranthen	µg/L	1,27	< 0,01
Benzo(g,h,i)perylen	µg/L	0,976	< 0,01
Benzo(k)fluoranthen	µg/L	1,20	< 0,01
Chrysen	µg/L	1,80	< 0,01
Dibenzo(a,h)anthracen	µg/L	0,166	< 0,01
Fluoranthen	µg/L	4,31	< 0,02
Fluoren	µg/L	0,14	< 0,01
Indeno(1,2,3)pyren	µg/L	0,755	< 0,01
Naphthalin	µg/L	0,145	0,148
Phenanthren	µg/L	2,23	0,01
Pyren	µg/L	3,60	< 0,01
Summe der polycycl. aromat. KW (Referenz-stoffe: Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(k)-fluoranthen, Benzo(ghi)-perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren) berechnet als Kohlenstoff	µg/L	8,80	n.b.*)
Schwellenwert der QZV GW	µg/L		0,09
Ausgangspunkt für Trendumkehr der QZV GW	µg/L		0,075
∑16 EPA PAK	µg/L	18,2	0,017**)

*) n.b.: nicht berechenbar, da Ergebnisse unter Bestimmungsgrenze
**) nur Ergebnisse über der Bestimmungsgrenze

Die Konzentrationen der einzelnen und die Summe der PAK waren im Vergleich zu anderen ähnlichen Studien (Fuerhacker et al., 2011; Goble et al., 2007) höher. Die Summe der 16 EPA-PAK's war 18,2 µg/L, während die Werte aus der Literatur von 0,2 bis 17,1 µg/L reichten. Unter den PAK-Konzentrationen waren Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Pyren, Chrysen, Phenanthren und Fluoranthen höher als die anderen Einzel-PAK bzw. auch höher als die Literaturwerte. Mit Ausnahme von Acenaphthen, Acenaphthylen, Phenanthren und Naphthalin lagen die Konzentrationen der einzelnen PAK in den filtrierten Proben unter der Bestimmungsgrenze. Die sehr niedrigen oder nicht bestimmbaren Konzentrationen von PAK in den filtrierten Proben zeigen, dass diese Schadstoffe meist partikelgebunden sind und mit den Partikeln entfernt werden können.

6.4.2 Ergebnisse der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser

6.4.2.1 Ergebnisse der Partikelentfernung der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser

Das gesammelte Abwasser wurde einem Pumpschacht entnommen und enthielt ungefähr 1,5 kg Sediment in 120 L mit einer Korngröße von bis zu 2 mm. Zur Vermeidung der sofortigen Verstopfung der Filtersäule sowie um einen Defekt des Industrieschlauchs zu vermeiden, wurde die Abwasserprobe gut gemischt und danach etwa fünf Minuten zur Absetzung stehen gelassen. Dadurch wurden ca. 93% der Sedimente, insbesondere Sand, bereits im Behälter abgesetzt. Das abgesetzte Abwasser wurde mit einer WATSON-MARLON-Pumpe 520 UN auf die Filtersäulen gepumpt. Zur Untersuchung der Effizienz der Partikelabscheidung, wurden 500 mL Probe aus dem Zulauf und

Ablauf jeder Säule entnommen. Die Partikelentfernung wurde auf Basis der Unterschiede in den AFS Konzentrationen im Zu- und Ablauf ausgewertet.

Tabelle 54: AFS Konzentrationen und prozentuelle Entfernung (RE) durch die Filtermedien Sand, TF If, TF IIb und BA

Probenahme	AFS (mg/L)	RE (%)
Zulauf abgesetzt	635	-
Sand Ablauf	319	55
TF If Ablauf	84	88
TF IIb Ablauf	267	63
BA Ablauf	238	67

Tabelle 54 stellt die gemessenen AFS Konzentrationen dar, zusammen mit den Entfernungsraten der jeweiligen Filtermedien. Die Wirksamkeit der Filtermaterialien wurde wie folgt beurteilt: TF If > BA > TF IIb > Sandfilter. Vorhergehende Experimente zur Partikelentfernung mit Millisil W4 zeigten, dass das Filtermedium BA mehr Partikel als TF IIa entfernte. Aufgrund seiner geringen Infiltrationsrate war das Volumen des Straßenabwassers welches vom Filtermedium BA behandelt wurde, niedriger als das vom Filtermaterial TF If behandelte Volumen. Im Vergleich zu TF If, wird die relativ niedrigere Partikelentfernungsraten vom Filtermedium BA dem niedrigeren Durchströmungsvolumen zugeschrieben.

6.4.2.2 Ergebnisse der Schwermetallentfernung der Säulenversuche mit realem Straßenabwasser

Tabelle 55 zeigt die AFS in der gesamten und abgesetzten Probe und die Konzentrationen und Entfernungsraten nach der Filtration durch die Filtermedien.

Tabelle 55: Zusammenfassung der AFS Ergebnisse der Filtermaterialien BA, TF If, TF IIb und Sand

Probebezeichnung	AFS (mg/L)	Rückhalt bezogen auf Zulauf gesamt (%)	Rückhalt bezogen auf Zulauf abgesetzt (%)
Zulauf gesamt	825		
Zulauf abgesetzt	635		
BA Ablauf	238	71,2	62,5
TF If Ablauf	84	89,8	86,8
TF IIb Ablauf	267	67,6	58,0
Sand Ablauf	318	61,5	49,9

In Tabelle 56 sind die Zulaufkonzentrationen (abgesetzt und gesamt), Stich- und Mischproben der Ablaufkonzentrationen sowie die berechneten Entfernungsraten der jeweiligen Filtermedien zusammengefasst. Es zeigt sich, dass die AFS zu ca. 70 % entfernt wurden. Die AFS Konzentrationen beziehen sich auf die Mischprobe über den gesamten Versuch und waren somit vergleichbar.

Tabelle 56: Zusammenfassung der Ergebnisse der Stich- bzw. Mischproben der Ablaufkonzentrationen der Schwermetallentfernung der Filtermedien TF If, BA, S, TF IIb

Probenahme	Einheit	Parameter				
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Zulauf (A23) abgesetzt	µg/L	77,7	37,0	271	31,2	1190
Zulauf (A23) gesamt	µg/L	112	71,6	682	68,8	2560
Ablauf TF If 1	µg/L	31,0	17,4	103	26,7	240
Ablauf TF If 2	µg/L	29,1	14,3	105	28,0	305
Ablauf TF If 3	µg/L	17,7	9,2	64,6	23,2	235
Ablauf TF If 4	µg/L	13,4	9,1	54,9	20,9	211
Ablauf TF If Mittelwert	µg/L	22,8	12,5	81,9	24,7	248
RE (%) abgesetzt	%	70,7	66,2	69,8	20,8	79,2
RE (%) gesamt	%	88,0	87,3	92,0	69,6	91,8
Ablauf BA 1	µg/L	7,5	6,9	33,5	10,2	93,4
Ablauf BA 2	µg/L	20,7	10,6	70,6	15,1	230
Ablauf BA 3	µg/L	13,5	8,3	50,1	13,7	157
Ablauf BA Mittelwert	µg/L	13,9	8,6	51,4	13,0	160
RE (%) abgesetzt	%	82,1	76,8	81,0	58,3	86,5
RE (%) gesamt	%	87,6	88,0	92,5	81,1	93,7
Ablauf S 1	µg/L	63,5	79,7	183	22,1	647
Ablauf S 2	µg/L	200	49,8	509	45,4	2330
Ablauf S Mittelwert	µg/L	131,8	64,8	346	33,8	1489
RE (%) abgesetzt	%	-69,6	-75,0	-27,7	-8,2	-25,1
RE (%) gesamt	%	-17,6	9,6	49,3	50,9	41,9
Ablauf TF IIb 1	µg/L	59,0	23,6	175	25,5	762
Ablauf TF IIb 2	µg/L	50,7	23,4	158	24,9	674
Ablauf TF IIb 3	µg/L	53,3	23,5	162	25,2	713
Ablauf TF IIb Mittelwert	µg/L	54,3	23,5	165	25,2	716
RE (%) abgesetzt	%	30,1	36,5	39,1	19,2	39,8
RE (%) gesamt	%	51,5	67,2	75,8	63,4	72,0

Die Wirksamkeit der Filtermedien hinsichtlich der Entfernung der Schwermetalle war in absteigender Reihenfolge wie folgt: BA > TF If > TF Ilb > Sand. Dabei ist hier anzumerken, dass das Filtermaterial TF If mit 50 L und die beiden Medien Quarzsand und BA mit ca. jeweils 30 Liter realem Straßenabwasser beschickt wurden. Die Entfernung von Pb, Cr, Cu und Zn durch Filtersubstrat TF If aus der abgesetzten Probe betrug mehr als 60 % bis 80 %, während die Ni-Entfernung ca. 20 % erreichte. Die Reduktion des Gesamtgehalts an Pb, Cr, Cu und Zn durch die Filtermedien TF If und BA war größer als 87 % für Ni nur 70 bis 80 %. Das Filtermedium TF Ilb war weniger wirksam bei der Entfernung der Schwermetalle aus der abgesetzten Probe, es erreichte für alle fünf Schwermetalle eine Entfernung von 20 bis 40 % bezogen auf die Gesamtprobe von 52 bis 76 %. Die Spalte mit Filtersand zeigte keine bzw. eine negative Entfernungsleistung. Dies kann dadurch bedingt sein, dass mit allen Materialien vor diesen Versuchen mit realem Straßenabwasser die Versuche analog zur BOKU-Methode nach DIBT (2005) durchgeführt wurden und die Materialien dadurch vorbelastet waren. Die Vorbelastung entsprach 15 mg für Pb, Cu und Zn (entsprechend 4 Jahresfrachten Pb, 2 Jahresfrachten Cu und ½ Jahresfrachten Zn bei einem Flächenverhältnis von 1:15). Obwohl die Entfernungsraten hoch waren, waren die Ablaufkonzentrationen von Pb noch immer über dem Zielwert von 9 µg/L (abgeleitet aus der QZV GW 2010). Allerdings wurden die Proben erst nach dem Ansäuern filtriert. Ni wies die geringsten Entfernungsraten ($\leq 20\%$) in der abgesetzten Probe auf. Die Entfernung von Zn-Gesamt betrug in allen Versuchen außer für Sand mehr als 72 %, während die Entfernung von Cu-Gesamt außer für Sand zwischen 76% und 92% variiert. Die Entfernungsrate des Ni-Gesamtgehaltes variiert in den Experimenten außer für Sand zwischen 63 % und 81 %. Die Entfernung der Partikel ist für die Säulen Sand (55 %), TF If (88 %), TF Ilb (63 %) und BA (67 %) schlechter, verglichen mit den Ergebnissen des „vorläufigen“ Methodenvorschlages.

Die Schwermetallkonzentrationen in den Abläufen der Säulen mit realem Abwasser waren jedenfalls für Pb, Cu und Zn deutlich höher als bei den Versuchen mit synthetischem Abwasser und die Entfernungsraten bezogen auf den gelösten Anteil geringer; dies könnte ev. auf die Vorbelastung der Säulen, das Vorliegen von Komplexen oder auf sogenannte „Matrixeffekte“ zurückzuführen sein.

6.5 Ergebnisse der Untersuchungen von GSA in Betrieb

6.5.1 Ergebnisse der Untersuchungen der GSA A2 mit Bodenfilter in Betrieb

Die GSA A2 wurde ausgewählt, da sie kurz vor Beginn der Projektes entsprechend der RVS 04.04.11 errichtet wurde. Zu Beginn des Projektes wurde etwas von dem Material geschürft und als Material BA bei den Versuchen als Vergleichsmaterial mitgeführt. Die Anlage selbst wurde mehrere Male beprobt und es wurde Filtermaterial zur Korngrößenbestimmung entnommen bzw. wurden vor Ort Durchlässigkeitsversuche durchgeführt.

6.5.1.1 Ergebnisse der Kornverteilungen und der gemessenen und berechneten hydraulischen Leitfähigkeiten GSA A2

Durch die Neigung der Oberfläche ist die Wasserversorgung im Filterbecken sehr unterschiedlich. Die Entwicklung der Vegetation reicht je nach Höhenstufe von üppig über spärlich bis kaum vorhanden. Im tiefsten Bereich des Beckens, in dem bei kleinen Ereignissen der gesamte Abfluss versickert, entwickelt sich ein stehendes Gewässer mit typischer Ufervegetation. Durch den großen Fremdwasserzulauf (Dränwasser) bleibt dieser Bereich auch nach mehreren niederschlagsfreien Tagen eingestaut. Abbildung 79 zeigt die Messpunkte in den unterschiedlichen Bereichen im Becken.

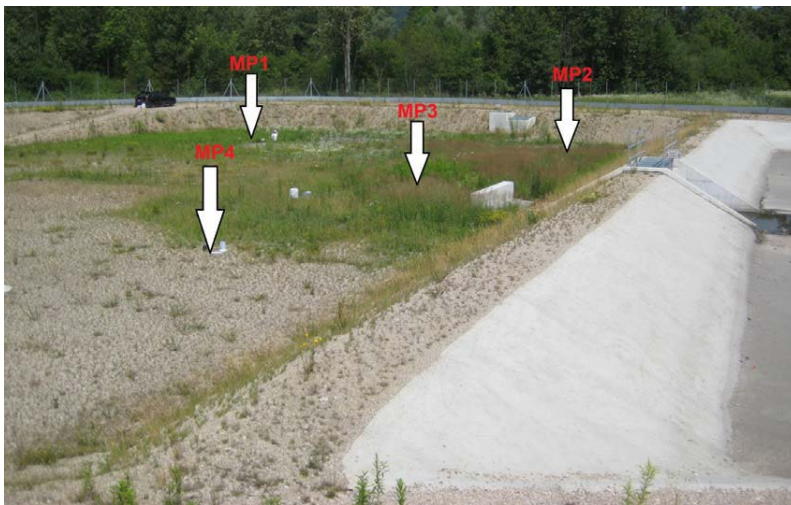


Abbildung 79: Vegetationsentwicklung des Filterbeckens der Anlage A2 mit den 4 Messpunkten

Dunkle Ablagerungen von eingetragenen Sedimenten bedeckten den staunassen Boden im Bereich MP2, der sich im tiefst gelegenen Bereich des Beckens befindet. Der Bereich MP1 und MP4 wurde durch Niederschlag und Überströmung des Wehrs mit Wasser versorgt und wies einen schwach durchwurzelten Bodenhorizont auf (Abbildung 80 Mitte). Im Bereich MP2 (Abbildung 80 links) lagerte sich aufgrund der eingetragenen Sedimente ein Filterkuchen ab. In der Abbildung 80 rechts ist das Bodensubstrat zu erkennen.



Abbildung 80: 1-Schicht-Bodenfilter Anlage A2, links: abgeplatzte Filteroberfläche der Anlage A2 im Bereich MP2, mittig: Schurf der Anlage A2 im Bereich MP4 und rechts: getrocknetes Filtersubstrat der Anlage A2

Die ersten Infiltrationsversuche an der Anlage A2 wurden am 24.08.2011 durchgeführt. 1 Jahr später, am 03.07.2012, wurde am Tag der Probenahme ebenfalls der k_{fs} -Wert an denselben Messstellen gemessen. Die Ergebnisse von 2011 schwankten von 10,0 bis 17,0 * 10⁻⁵ m/s und von 2012 von 13,0 bis 4,8 * 10⁻⁵ m/s (Tabelle 57).

Tabelle 57: Infiltrationsversuche (k_{fs} -Wert) der Anlage A2

Messpunkte der GSA A2	k_{fs} -Wert 2011 (m/s)	k_{fs} -Wert 2012 (m/s)
MP1	14 × 10 ⁻⁵	8,4 × 10 ⁻⁵
MP2	17 × 10 ⁻⁵	4,8 × 10 ⁻⁵
MP3	10 × 10 ⁻⁵	13,0 × 10 ⁻⁵
MP4	10 × 10 ⁻⁵	6,7 × 10 ⁻⁵

MP2 weist am 10.07.2012 den geringsten k_{fs} -Wert von 4,8 × 10⁻⁵ auf. An diesem Messpunkt wurden zu diesem Zeitpunkt auch dunkelgraue Ablagerungen auf der Bodenoberfläche (Abbildung 63 links) festgestellt.

Der genaue Verlauf der k_{fs} -Werte von allen 4 Messpunkten von 2011 ist in der Abbildung 81 dargestellt. Auf der x-Achse ist die Zeit in Minuten aufgetragen.

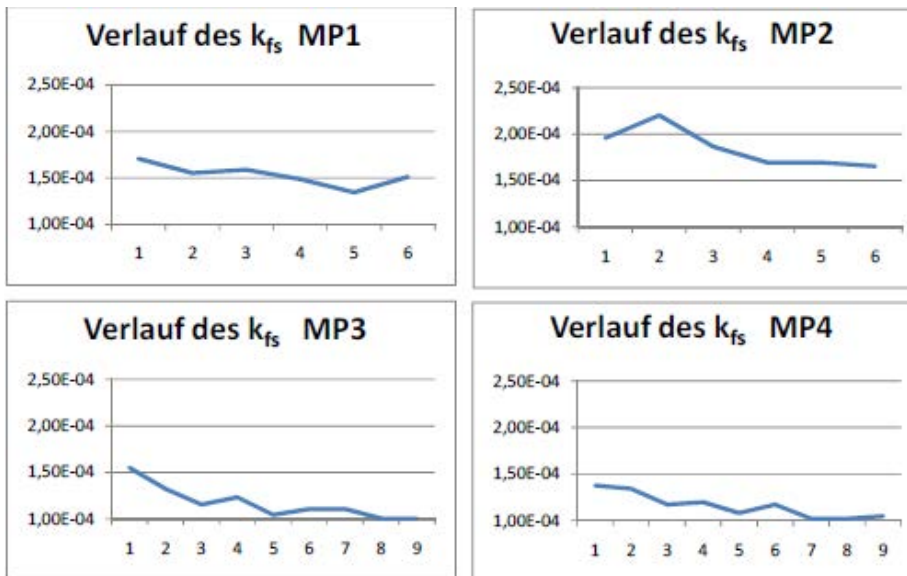


Abbildung 81: oben: Verlauf der k_{fs} -Werte (m/s) über die Zeit an den 4 Messpunkten von 2011, unten: GSA A2 mit den 4 Messpunkten.

Die genauen Verläufe der Infiltrationsversuche (k_{fs} -Wert) der Messpunkte MP1 bis MP4 sind in der Abbildung 81 oben dargestellt und lagen 2011 im Bereich von 10 bis 20 * 10⁻⁵ m/s. Die Messstelle mit

der geringsten Durchlässigkeit war in der Nähe des Einlaufs in das Bodenfilterbecken (MP3). Die Durchlässigkeiten der im Feld durchgeführten Infiltrationsversuche zeigten vergleichbare Werte wie die unter Laborbedingungen in den Säulen durchgeführten k_f -Wert Messungen des Bodenfiltermaterials BA, das der GSA A2 entnommen wurde. Das Bodenfiltermaterial BA wies zu Beginn der Untersuchungen in den Säulenversuchen einen k_f -Wert von $47 \cdot 10^{-5}$ m/s auf, der bis zum Ende des Durchlässigkeitsversuches auf $19 \cdot 10^{-5}$ m/s abfiel.

Der Skelettanteil (> 2 mm) hat einen mittleren Massenanteil von 60,1 % und wurde aus 12 Proben ermittelt. Er besteht aus gerundetem Kies mit einem Größtkorndurchmesser von ca. 8 mm. Die verbleibenden 49,9 % des Feinbodens enthalten im Mittel 78,9 % Sand, 15,7 % Schluff und 5,4 % Ton. Nach ÖNORM L1050 ist dieser Feinboden als lehmiger Sand (IS) zu bezeichnen. Die Massenanteile des Feinbodens in den unterschiedlichen Tiefen und Messpunkten (MP) sind in Tabelle 58 dargestellt. Die Bodenproben des MP1 waren nicht auswertbar.

Tabelle 58: Fraktionsanteile des Feinbodens der GSA A2 der Messpunkte MP2 bis MP4 und des dazugehörigen Mittelwertes MW (Messung 2012)

Messpunkt	Einheit	MP2			MP3			MP4			MW
		1 bis 5	10 bis 15	20 bis 25	1 bis 5	10 bis 15	20 bis 25	1 bis 5	10 bis 15	20 bis 25	
p_s (Sand)	%	75,1	82,3	75,3	74,7	77,6	75,3	82,6	81,6	79,5	78,9
p_u (Schluff)	%	17,5	13,0	18,4	18,3	17,1	18,4	13,2	13,9	15,5	15,7
p_T (Ton)	%	7,3	4,7	6,3	6,9	5,3	6,3	4,3	4,5	5,0	5,4

MW . . . Mittelwert

Beim Filtersubstrat der Anlage A2 handelt es sich um einen stark veränderten Boden. Es wird vermutet, dass bei der Herstellung ein bindiger Boden mit großen Mengen an Sand und Kies vermischt wurde um die geforderte Durchlässigkeit zu erreichen.

Die Sieblinie der Gesamtfraktion und die Sieblinien der Messpunkte MP2, MP3 und MP4 sind in der Abbildung 82 und Abbildung 83 dargestellt.

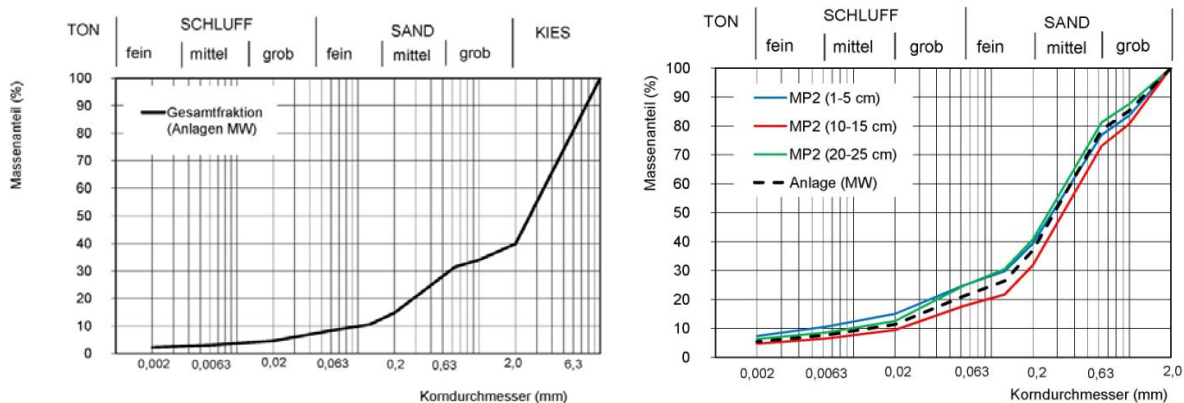


Abbildung 82: links: mittlere Korngrößenverteilung der Gesamtfraktion, rechts: Feinbodenanteil der Anlage A2 MP2

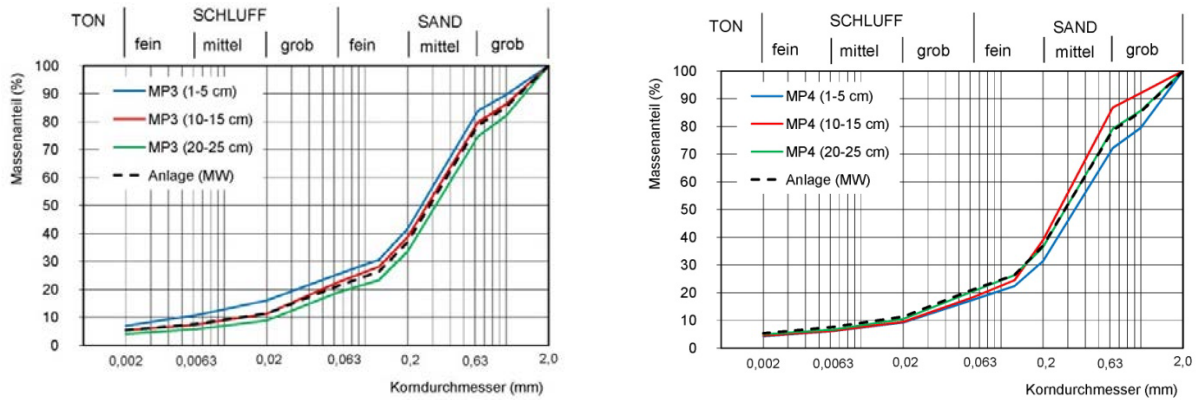


Abbildung 83: Korngrößenverteilung Feinbodenanteil der Anlage A2, links: MP3 und rechts: MP4

Betrachtet man die Sieblinien der einzelnen Punkte sind in der Korngrößenverteilung der Probe MP2 im Gegensatz zu MP4 (Abbildung 83), wesentlich größere Unterschiede in der Ton- und Schlufffraktion der einzelnen Tiefen erkennbar. Diese Fraktionen sind in der oberen und unteren Schicht leicht erhöht. Die Abweichung in der oberen Schicht (MP2 1 bis 5 cm) ist wahrscheinlich auf den Sedimenteintrag aus dem Filterbecken zurückzuführen, die Anreicherung in der unteren Schicht (MP2 20 bis 25 cm) könnte auf eine vertikale Verlagerung der Feianteile deuten. Im Gegensatz dazu liegen am MP4 die Kurven bei der Schluff- und Tonfraktion sehr eng zusammen.

Ergebnisse der berechneten hydraulischen Leitfähigkeiten aus der Kornverteilung (Rosetta) und Vergleich mit den gemessenen hydraulischen Leitfähigkeiten im Feld

Es wurde für die GSA A2, die Durchlässigkeiten aus der Kornverteilung berechnet. In Tabelle 59 sind die mittleren Massenanteile der Feinbodenfraktion der untersuchten Filtersubstrate ohne Skelettanteil nach der österreichischen Nomenklatur zusammengefasst.

Tabelle 59: Mittlere Zusammensetzung des Feinbodens nach der österreichischen Nomenklatur (ohne Skelettanteil)

Anlage	Einheit	Anlage A2
Massenanteil Sand (p_{SA})	%	78,9
Massenanteil Schluff (p_{UA})	%	15,7
Massenanteil Ton (p_{TA})	%	5,4
Bodenbezeichnung (ÖNORM L 1050)		IS (lehmiger Sand)

Aus den Werten der Tabelle 59 wurden mit Hilfe der Gleichung 10 bzw. Gleichung 11 aus Kammerer (2013) die Massenanteile nach internationaler Nomenklatur berechnet, die für die Eingabe in Rosetta benötigt wurden. Die Ausgabe der k_f -Werte in Rosetta erfolgte als Mittelwert mit dazu gehörigem Schwankungsbereich (Tabelle 60).

Tabelle 60: Mittlere Zusammensetzung des Feinbodens nach internationaler Nomenklatur (ohne Skelettanteil) mit berechneten (Rosetta) und gemessenen (Feldversuch) k_f -Werten

Parameter	Einheit	Anlage A2
Massenanteil Sand (p_{Si})	%	80,0
Massenanteil Schluff (p_{Ul})	%	14,7
Massenanteil Ton (p_{Ti})	%	5,4
$k_{f,Ros}$ -Wert berechnet (Rosetta)	$\times 10^{-5}$ (m/s)	1,1 bis 1,13
k_{fS} -Werte gemessen (Feldversuch)	$\times 10^{-5}$ (m/s)	6,7 bis 13

Die berechneten k_f -Werte liegen unter den gemessenen Werten. Bei der Anlage A2 liegen die gemessenen Werte bis um das 10-Fache über den berechneten Werten.

6.5.1.2 Ergebnisse der Wasserproben der GSA A2

6.5.1.2.1 Zulauf GSA A2 Set1

In Tabelle 61 sind die Ergebnisse der Zulaufproben für die Parameter des Set1 dargestellt.

Tabelle 61: Belastungen im Zulauf GSA A2, Parameter Set1

Zulauf Set1 Parameter														
Parameter	Datum und Uhrzeit Einheit	04.05.2012 10:20	22.05.2012 11:40	22.05.2012 11:50	22.05.2012 12:10	22.05.2012 12:40	04.06.2012 14:20	10.06.2012 18:20	10.06.2012 18:30	10.06.2012 18:40	10.06.2012 19:00	10.06.2012 19:20	21.06.2012 06:00	
QZul	L/s	11	28	39	28	3	53	11	55	133	138	33	1	
AFS	mg/L	48,0	24,5	52,5	60,0	54,0	40,7	40,0	105	237	291	98	20	
LF	mS/cm	0,69	4,71	3,35	3,02	2,44	0,27	1,41	0,38	0,22	0,32	0,36	0,69	
pH	-	8,2	7,6	7,8	8,6	8,5	9,1	9,7	9,3	9,2	9,5	9,6	7,5	
TN	mg/L		3,0	2,7	2,4	2,6	0,7							
DN	mg/L		3,2	2,7	2,4	2,4	0,7	1,5	1,0	1,1	1,3	1,1	1,2	
DOC	mg/L		40,5	42,2	39,0	42,7	15,5	31,1	14,4	18,8	24,2	22,1	28,2	
DC	mg/L		39,1	42,1	39,1	43,0	16,1	32,3	14,8	20,5		24,6	29,3	
TOC	mg/L		38,1	42,9	39,7	43,4	16,0							
TC	mg/L		38,2	42,7	40,1	42,8	16,2							

Die beobachteten AFS-Konzentrationen im Zulauf nehmen Werte zwischen 14,5 mg/L und 291 mg/L ein. Die mittlere AFS-Konzentration liegt bei 89,2 mg/L und der Median bei 53,3 mg/L. Die elektrische Leitfähigkeit (LF), als Leitparameter für die Salzbelastung, liegt zwischen 0,22 mS/cm und 4,71 mS/cm. Das arithmetische Mittel liegt mit 1,49 mS/cm und damit deutlich über dem Median mit 0,62 mS/cm. Der pH-Wert liegt in den Zulaufproben zwischen 7,5 und 9,7 und damit stets im alkalischen Bereich. Für den Parameter gelöster Stickstoff (DN) liegen die Konzentrationen zwischen 0,7 mg/L und 3,2 mg/L. Die beobachteten Konzentrationen ergeben einen Mittelwert von 1,7 mg/L und einem Zentralwert von 1,3 mg/L. Die DOC-Konzentrationen liegen im Bereich zwischen 14,4 mg/L und 42,7 mg/L. Mittelwert (29,0 mg/L) und Median (28,2 mg/L) liegen eng beisammen. Der Konzentrationsunterschied von DOC und DC in den Proben beträgt < 5 %.

Der geringe Anteil anorganischer Kohlenstoffverbindungen lässt auf karbonatarmer Wässer im Zulauf der Anlage schließen.

Die statistische Auswertung der Zulaufkonzentrationen der GSA A2 sind in der Tabelle 62 dargestellt.

Tabelle 62: Statistische Auswertung der Zulaufkonzentrationen GSA A2 Set1

Statistische Auswertung der Zulaufkonzentrationen Set1					
Parameter	Einheit	Min	Max	MW	Median
AFS	mg/L	20,0	291	89,2	53,3
LF	mS/cm	0,22	4,71	1,49	0,69
pH	-	7,5	9,7		8,9
DN	mg/L	0,7	3,2	1,7	1,3
DOC	mg/L	14,4	42,7	29,0	28,2
DC	mg/L	14,8	43,0	30,1	30,8

6.5.1.2.2 Verteilerbauwerk GSA A2 Set1

Die ermittelten Parameter sind in Tabelle 63 und die statistische Auswertung in Tabelle 64 abgebildet.

Tabelle 63: Belastung am Verteilerbauwerk GSA A2

Verteilerbauwerk Set1								
Parameter	Datum und Uhrzeit Einheit	04.05.2012 10:30	22.05.2012 12:00	22.05.2012 12:20	04.06.2012 14:30	10.06.2012 18:50	21.06.2012 06:10	
QZul	L/s	11	39	14	55	172	1	
QVBW	L/s	9	8	8	15	16	10	
AFS	mg/L	43,0	52,5	46	28,5	366	26,0	
LF	mS/cm	0,95	4,64	3,36	0,47	0,28	0,63	
pH	-	7,8	7,7	7,9	8,7	9,1	8,3	
TN	mg/L		2,8	2,7	1,0			
DN	mg/L		2,7	2,7	1,0	0,8	1,4	
DOC	mg/L		44,7	40,5	18,1	14,8	25,7	
DC	mg/L		44,7	40,5	18,1	15,5	26,9	
TOC	mg/L		46,	41,6	19,0			
TC	mg/L		46,0	41,3	18,2			

Tabelle 64: Statistische Auswertung der Konzentrationen am Verteilerbauwerk GSA A2 Set1

Statistische Auswertung der Konzentrationen Verteilerbauwerk Set1					
Parameter	Einheit	Min	Max	MW	Median
AFS	mg/L	26,0	366	93,7	44,5
LF	mS/cm	0,28	4,64	1,72	0,79
pH	-	7,7	9,1		8,1
DN	mg/L	0,8	2,7	1,7	1,4
DOC	mg/L	14,8	44,7	28,8	25,7
DC	mg/L	15,5	44,7	29,1	26,9

Die AFS-Konzentrationen am Verteilbauwerk nehmen Werte zwischen 26,0 mg/L und 366,0 mg/L. Der Mittelwert liegt bei 93,7 mg/L, der Median bei 44,5 mg/L. Die elektrische Leitfähigkeit (LF) erreichen Werte zwischen 0,28 mS/cm und 4,64 mS/cm. Das arithmetische Mittel liegt bei 1,72 mS/cm der Median bei 0,79 mS/cm. Der pH-Wert liegt in den Zulaufproben stets im leicht alkalischen Bereich zwischen 7,7 und 9,1 mit einem Median von 8,1. Für den Parameter gelöster Gesamt-Stickstoff (DN) liegen die Konzentrationen zwischen 0,8 mg/L und 2,7 mg/L. Die beobachteten Konzentration ergeben einen Mittelwert von 1,7 mg/L und einem Median von 1,4 mg/L. Die DOC-Konzentrationen liegen im Bereich zwischen 14,8 mg/L und 44,7 mg/L. Diese wie auch deren Mittelwert (28,8 mg/L) und Median (25,7 mg/L) sind nur geringfügig geringer als die des gelösten Gesamtkohlenstoff (DC).

Die physikalischen Parameter und die Spurenstoffkonzentrationen nehmen nach der Sedimentationsstufe, am Verteilbauwerk, ähnlichen Werte wie im Zulauf an. Die Leitfähigkeit (LF), pH-Wert und die gelösten Spurenstoffe werden erwartungsgemäß durch die Sedimentationsstufe nicht verändert. Es kommt lediglich zu einer Verdünnung durch die Retentionwirkung des Sedimentationsbeckens.

6.5.1.2.3 Ablauf GSA A2 Set1

In der Tabelle 65 sind die Ablaufwerte der einzelnen Parameter des Set1 und die statistische Auswertung dieser in der Tabelle 66 dargestellt.

Tabelle 65: Belastungen im Ablauf GSA A2, Parameter Set1

Ablauf Set1 Parameter											
Datum und Uhrzeit	Parameter	Einheit	04.05.2012 10:40	22.05.2012 12:20	22.05.2012 12:50	03.06.2012 23:50	04.06.2012 14:10	10.06.2012 17:30	10.06.2012 19:10	10.06.2012 20:00	11.06.2012 10:30
AFS	mg/L		10,0	82,0	23,5	0,5	10,0	17,5	212	64,5	18,5
LF	mS/cm		2,00	3,92	3,49	2,57	1,47	0,82	0,91	0,64	0,80
pH	-		7,9	7,8	7,8	7,7	7,6	8,0	8,2	8,3	8,1
TN	mg/L			1,2	2,2	0,8	1,2		0,8		
DN	mg/L			1,4	2,2	0,9	1,3	0,8	0,9	0,9	1,0
DOC	mg/L			57,5	50,5	53,7	42,0	39,6	45,5	35,6	33,1
DC	mg/L			57,6	50,8	50,1	40,8	40,0	47,3	37,0	34,2
TOC	mg/L			57,8	51,1	50,5	41,4		51,0		
TC	mg/L			57,0	50,8	49,5	41,0		48,6		

Tabelle 66: Statistische Auswertung der Konzentrationen im Ablauf GSA A2 Set1

Statistische Auswertung der Ablaufkonzentrationen Set1					
Parameter	Einheit	Min	Max	MW	Median
AFS	mg/L	0,5	212	48,7	18,5
LF	mS/cm	0,64	3,92	1,84	1,47
pH	-	7,6	8,3		7,9
DN	mg/L	0,8	2,2	1,2	0,9
DOC	mg/L	33,1	57,5	44,7	43,8
DC	mg/L	34,2	57,6	44,7	44,0

Die beobachteten AFS Konzentrationen im Ablauf nehmen Werte zwischen 0,5 mg/L und 212 mg/L an. Die mittlere AFS Konzentration liegt bei 48,7 mg/L, der Median bei 18,5 mg/L. Die elektrische Leitfähigkeit (LF) liegt im Ablauf zwischen 0,641 mS/cm und 3,92 mS/cm. Das arithmetische Mittel der LF liegt bei 1,84 mS/cm der Median bei 1,47 mS/cm. Der pH-Wert liegt im Ablauf zwischen 7,6 und 8,3. Für den Parameter gelöster Gesamt-Stickstoff (DN) liegen die Konzentrationen zwischen 0,8 mg/L und 2,2 mg/L. Die beobachteten Konzentration ergeben einen Mittelwert von 1,2 mg/L und einen Median von 0,9 mg/L. Auch im Ablauf ist der Konzentrationsunterschied von DOC und DC sehr gering. Die DOC Konzentrationen liegen zwischen 33,1 mg/L und 57,5 mg/L, bei einem Mittelwert von 44,7 mg/L und einem Median von 44,0 mg/L.

6.5.1.2.4 Zu- und Abläufe GSA A2 Set2

Von allen gezogenen Proben wurden eine Zulauf- und 3 Ablaufproben gezogen und davon das erweiterte Parameterset (Set 2) analysiert (Tabelle 67). Aufgrund der geringen Stichprobenanzahl wurde auf eine statistische Auswertung verzichtet.

Tabelle 67: Konzentrationen im Zu- und Ablauf GSA A2 Set2

Set2		Zulauf		Ablauf	
Datum und Uhrzeit		10.06.2012 18:20	22.05.2012 12:00	22.05.2012 12:20	04.06.2012 14:30
Parameter	Einheit				
Cl	mg/L	341	139	109	159
NO ₃ -N	mg/L	1,1	0,2	0,2	0,3
PO ₄ -P	mg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
SO ₄	mg/L	44,6	21,4	18,1	26
Ba	µg/L	27,9	76,1	35,6	22,4
Cd	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cr	µg/L	12,3	12,8	8,8	6,5
Cu	µg/L	11,0	12,0	9,8	5,8
Ni	µg/L	13,4	30,9	15,1	5,6
Pb	µg/L	< 4,0	6,5	< 4,0	< 4,0
Ti	µg/L	14,9	95,4	46,3	8,4
V	µg/L	13,2	15,7	9,3	3,3
Zn	µg/L	19,9	33,0	51,4	30,9
KW-Index	mg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Σ 16 PAK (EPA)	µg/L	< BG *)	< BG *)	< BG *)	< BG *)
Σ 6 PAK (QZV)	µg/L	< BG *)	< BG *)	< BG *)	< BG *)

*) alle Einzelsubstanzen unter der Bestimmungsgrenze

6.5.1.2.5 Ergebnisse der Partikeluntersuchungen der Straßenabwasserproben der GSA A2

Die Proben wurden bei Regenwetter aus dem Zulauf zum Sedimentationsbecken und dem Zulauf zum Filterbecken gezogen.

Tabelle 68 zeigen die AFS im Zulauf des Sedimentationsbeckens und des Filterbeckens über die Zeit.

Tabelle 68: AFS im Zulauf des Sedimentationsbeckens und des Filterbeckens

Zulauf Sedimentations- und Filterbecken		
Probebezeichnung	Probenahmezeit (hh : mm)	AFS (mg/L)
Zulauf Sedimentationsbecken		
Probe 1	05:54	202
Probe 2	06:43	53
Probe 3	07:45	52
Zulauf Filterbecken		
Probe 1	06:06	57
Probe 2	06:47	54
Probe 3	07:42	51

Die Messungen der AFS im Zulauf zum Sedimentationsbecken und zum Filterbecken zeigten, dass das Sedimentationsbecken nur die AFS der ersten Probe reduziert hat. Im Verlauf des

Regenereignisse wurden im Mittel 53 mg/L AFS eingetragen und ebenso viele ca. 54 mg/L aus- und ins Filterbecken eingetragen.

6.5.1.3 Darstellung ausgewählter Regenereignisse

Für die Darstellung der Dynamik von Regenereignissen kommen zwei Probenahmetermine zur Auswertung. Es sind die beiden Niederschlagsereignisse vom 22.05.2012 und 10.06.2012. Das erstgenannte Ereignis ist von niedriger Intensität mit 2,0 mm/h. Am 10.06.2012 konnte ein Starkregenereignis beobachtet werden, dabei fielen 7,7 mm Niederschlag in der ersten Stunde mit einer Anfangsintensität von 4mm/10min. In Abbildung 84 sind die Tagessummen der Niederschläge eingezeichnet, die Pfeile markieren die Termine der Probenahme. Im Beprobungszeitraum vom 01.05.2012 bis 01.07.2012 wurde eine Niederschlagssumme von 125 mm erreicht.

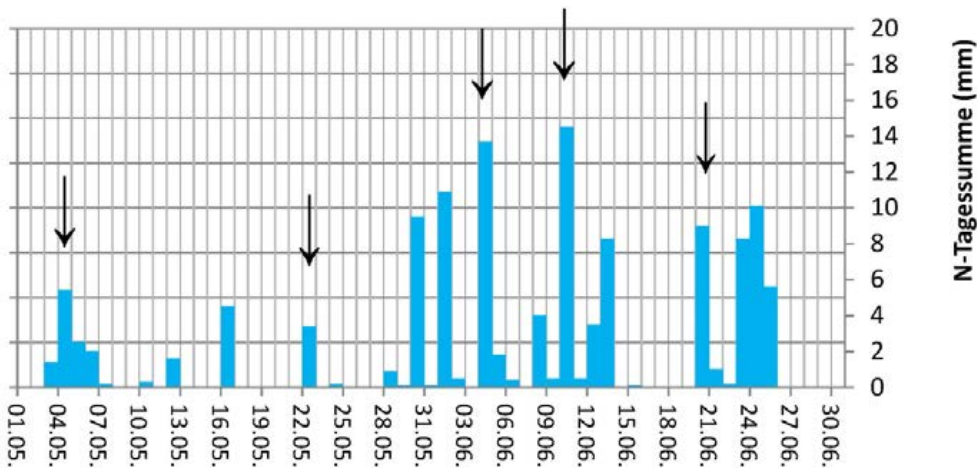


Abbildung 84: Tagessumme der Niederschläge über die Beprobungszeit

Zu Beginn des Untersuchungszeitraums, etwas mehr als ein Jahr nach Inbetriebnahme der Anlage, befindet sich nur wenig Sediment im Becken. Ablagerungsbereiche befinden sich links und rechts des Einlaufs, hier lagern sich vor allem Steine und Kies ab. In Durchflussrichtung auf der linken Seite, direkt vor dem Verteilbauwerk (VBW), befindet sich die tiefste Stelle im Sedimentationsbecken. Hier lagern sich zeitweise auch feinere Fraktionen des Sediments ab. Der kleine dauernasse Bereich vor dem VBW (Abbildung 85) war schon zu Beginn des Beobachtungszeitraums mit Schlamm und Sediment nahezu gefüllt. Turbulenzen und hohe Strömungsgeschwindigkeiten am dort situierten Drosselrohr (Abbildung 85) begünstigen den Transport dieser Sedimente ins Filterbecken. Wartungsarbeiten (Sedimententfernung) wurden während dieser Zeit nicht beobachtet.



Abbildung 85: GSA A2, links: Sedimentationsbecken mit Blick auf den Zulauf, rechts: Zulaufschacht

Ein kurzfristiger Rückhalt des Sediments tritt im Absperrschacht vor dem Zulauf des Sedimentationsbeckens (Abbildung 86) auf. Bei abnehmendem Volumenstrom und einer damit verbundenen geringen hydraulischen Belastung kommt es zur Ablagerung des mitgeführten Sediments im Schacht. Bei erneutem Einsetzen des Niederschlags werden die Sedimente wieder mobilisiert.



Abbildung 86: GSA A2, links: Zulauf Verteilerbauwerk (Leichtstoffabscheideraum, rechts: Verteilerbauwerk bei Drosselabfluss

Der Durchmesser der Drossel ist mit 100 mm so gering gewählt das im Normalbetrieb, also ohne Überströmung des Verteilerbauwerks nur ein geringer Teil des Filterbeckens beschickt wird (Abbildung 86). Der maximale Einstau im Sedimentationsbecken, vor der Überströmung des Wehrs, liegt bei 120 cm, das Drosselrohr hat dabei einen Durchfluss von 34 L/s. Demgegenüber besitzt das Filterbecken eine mittlere rechnerische Sickerkapazität von 200 L/s. Im Normalbetrieb werden so nur maximal 20 % der zur Verfügung stehenden 2360 m² Filterfläche durchströmt. Das Gefälle und die damit verbundene schlechte Verteilung des Wassers im Filterbecken führen dazu, dass ohne Überströmung des Wehrs nur ein kleiner Teil der Filteroberfläche mit Wasser beschickt wird. Der Zulauf zur Anlage versiegte aber nicht ganz, auch nach mehreren Tagen kann der Zulauf von geringen Mengen Dränwasser ($\approx 0,5$ L/s) beobachtet werden.

Regenereignis vom 22.05.2013:

Dieses Ereignis war mit 2,1 mm NS-Summe von geringer Intensität. Das Sedimentationsbecken wurde dabei mit bis zu 50 L/s gefüllt und erreichte nach 30 min nach Regenbeginn einen maximalen Pegelstand von knapp 20 cm (Abbildung 87). Der Abfluss ins Filterbecken ist durch das Drosselrohr beschränkt und erreichte bei einem Pegelstand von 20 cm ca. 10 L/s (Abbildung 87). Mit Nachlassen des Niederschlags sank der Zufluss ins Filterbecken, nach ca. 6 h war die gesamte Regenmenge von ca. 100 m³ durch den Filter gesickert.



Abbildung 87: Regenereignis vom 22.05.2013 der GSA A2, links: Sedimentationsbecken, rechts: Drosselabfluss ins Filterbecken

In Abbildung 88 ist der Verlauf der Parameter an den drei Probenahmestellen dargestellt.

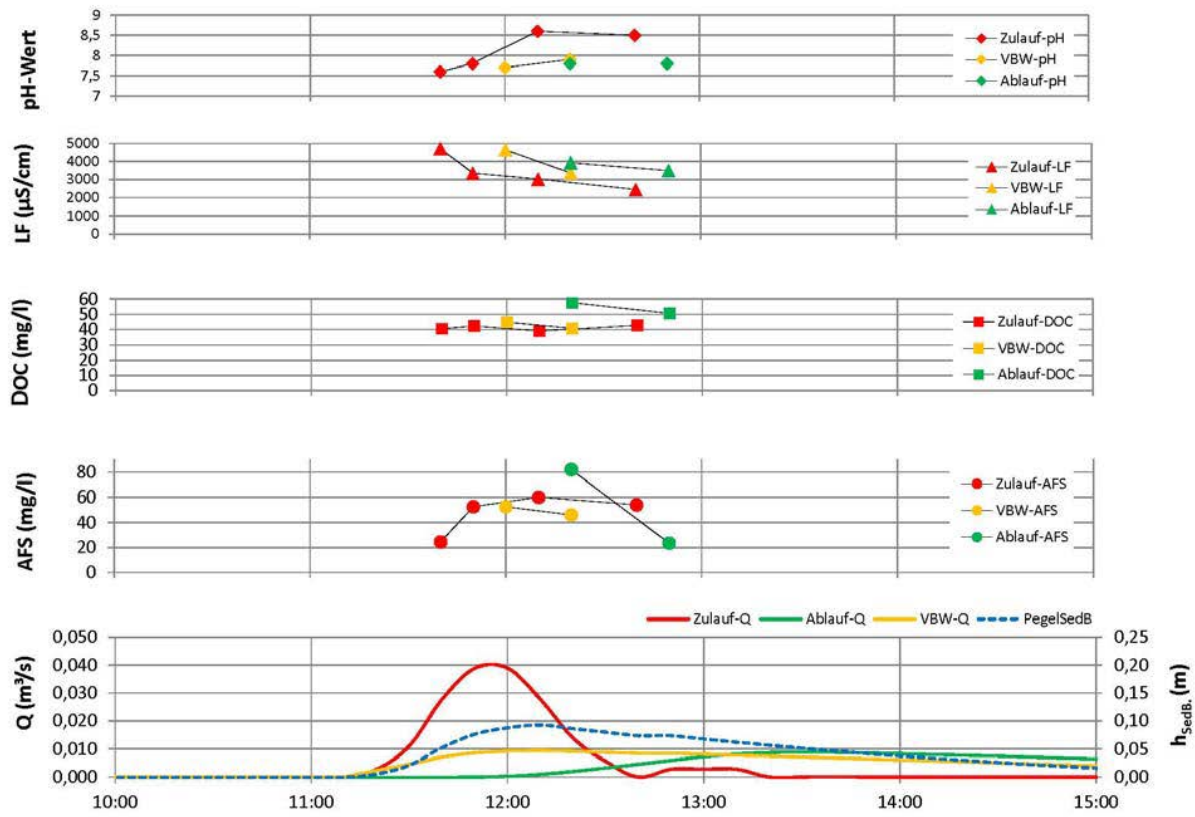


Abbildung 88: Regenerereignisauswertung vom 22.05.2012 GSA A2

Die Konzentrationen im Zulauf sind in rot und die Konzentrationen am Verteilbauwerk in gelb abgebildet. In Grün ist der Verlauf der Ablauf-Konzentrationen dargestellt. Im unteren Diagramm sind die dazugehörigen Zulauf- und Ablaufkurven der Becken in derselben Farbcodierung eingezeichnet. Der Pegelstand im Sedimentationsbecken ist durch die blaue strichlierte Linie dargestellt.

Die AFS Konzentration (partikuläre Fracht) erreichte nach ca. 40 min nach Regenbeginn den Höhepunkt. Sie nahm mit nachlassender hydraulischer Belastung nur leicht ab. Aufgrund der geringen Niederschlagsintensität stiegen die Konzentrationen im Zulauf nicht über 60 mg/L. Die AFS Konzentrationen wurden durch das Sedimentationsbecken nur unwesentlich reduziert was an den AFS Konzentrationen am Verteilbauwerk zu erkennen ist. Im Ablauf der Anlage fiel die AFS Konzentration von 82 mg/L zu Beginn auf 23,5 mg/L nach einer halben Stunde. Die DOC Konzentrationen im Zulauf zeigten keine ausgeprägte Dynamik, sie liegen bei rund 40 mg/L. Wie zu erwarten ist durch das Sedimentbecken keine Reduktion des DOC zu beobachten. Aber auch der Bodenfilter zeigte keinen Abbau der Kohlenstofffracht. Im Anlagenablauf war die Belastung, mit bis zu 60 mg/L, um ein Drittel höher als im Zulauf.

Die Leitfähigkeit (LF) im Zulauf war wahrscheinlich aufgrund der geringen Intensität und Niederschlagsmenge über den gesamten Zulauf recht hoch. Die hohen Anfangswerte von 4,7 mS/cm werden über die Abflusszeit in etwa halbiert. Beim maximalen Pegelstand erreichte die Leitfähigkeit am Verteilbauwerk Werte von mehr als 3,0 mS/cm. Im Ablauf der Anlage waren die Werte ähnlich hoch. Eine Reduktion der Leitfähigkeit war erwartungsgemäß weder durch das Sedimentationsbecken noch das Filterbecken zu beobachten. Der pH-Wert stieg im Zulauf mit zunehmender hydraulischer Belastung von 7,5 auf 8,5. Nach der Sedimentationsstufe lag der pH-Wert unter 8,0 was auf die Vermischung im Sedimentationsbecken zurückzuführen ist. Der pH-Wert im Ablauf der Anlage blieb mit 7,8 recht konstant.

Regenerereignis vom 10.06.2013:

Dieses Ereignis repräsentiert einen selten auftretenden Starkregen mit einer hohen Anfangsintensität, insgesamt fielen in 70 min ca. 8 mm Regen. In Abbildung 89 erfolgt der Vergleich der Regenintensität mit dem Bemessungsniederschlag an diesem Standort. In den ersten 15 min gelangt das halbe Bemessungsvolumen des Sedimentbeckens ($r_{15\text{min}, N=1}$) zum Abfluss.

eHyd-Bemessungsniederschlag: Vergleich mit Ereignis 10.06.2012

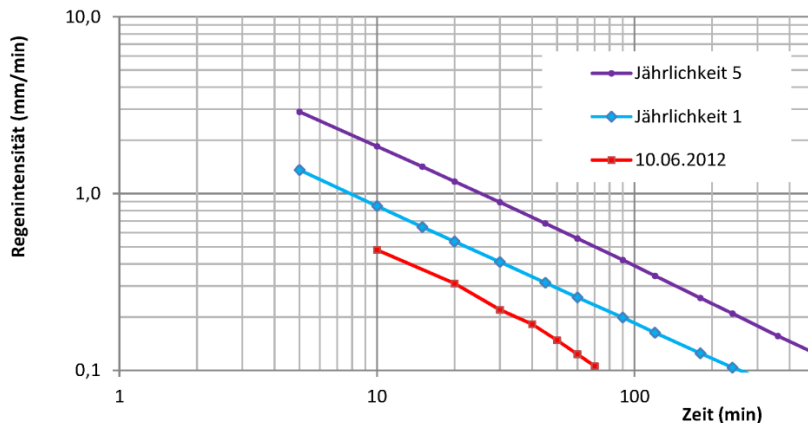


Abbildung 89: Vergleich des Regenereignisses vom 10.06.2012 mit dem Bemessungsregen (eHyd)

Das Abflussvolumen von ca. 390 m³ strömte am Höhepunkt des Abflussgeschehens mit bis zu 180 L/s in das Sedimentationsbecken. Der Pegel im Sedimentationsbecken zeigte einen maximalen Stand von knapp 40 cm (Abbildung 90). Bei dieser Einstauhöhe erfolgte der Abfluss durch das Drosselrohr mit ca. 20 L/s. Der Pegel im Sedimentationsbecken sank nach ca. 8 h auf wenige cm, um dann nach einem weiteren kurzen Regenschauer wieder leicht anzusteigen. Um 10:30 Uhr des Folgetages, etwa 16 h nach Regenbeginn, wurde die letzte Ablaufprobe aus dem Dränsammelschacht des Filterbeckens gezogen.



Abbildung 90: Regenereignis vom 10.06.2012 der GSA A2, links: Sedimentationsbecken, rechts: Wasserverteilung im Filterbecken

Von diesem Regenereignis wurden eine Zulauf- und drei Ablaufproben auf die erweiterten Parameter des Set2 analysiert. Zur besseren Übersicht sind Zu- und Ablaufparameter in getrennten Diagrammen dargestellt. Auf der linken Seite in Abbildung 91 sind die Stoffkonzentrationen im Zulauf und am Verteilbauwerk ersichtlich. Das Diagramm der Ablaufkonzentrationen ist auf der rechten Seite mit einem Unterbruch von 20:30 Uhr bis 10:00 Uhr des Folgetags dargestellt. Die Farbcodierung ist ident mit der vorhergehenden Auswertung.

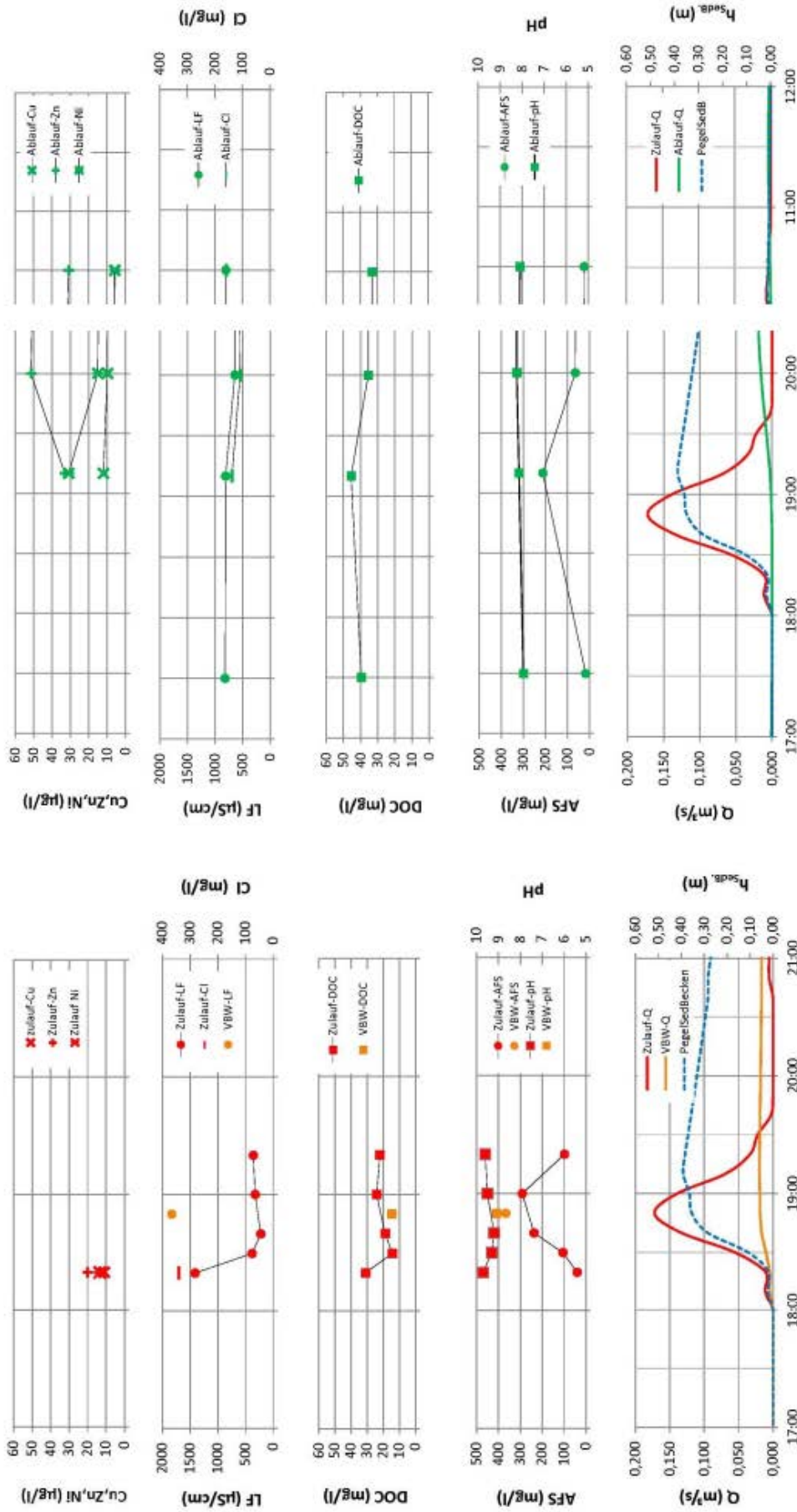


Abbildung 91: Regenereignisauswertung vom 10.06.2012 GSA A2

Der Verlauf der AFS Konzentrationen zeigt einen deutlichen Peak, mit knapp 300 mg/L, bei der höchsten hydraulischen Belastung. Die Messwerte am Verteilbauwerk zeigten keine Reduktion der AFS, vielmehr war eine Anreicherung mit Partikel nach Durchlaufen der Sedimentationsstufe zu beobachten. Im Ablauf der Anlage enthielten die erste und letzte gezogene Probe mit 17,5 mg/L bzw. 18,5 mg/L geringere AFS Konzentrationen als sie aufgrund der ersten Ereignisbeprobung vom 22.05.2012 zu erwarten gewesen wären. Auch der dritte Messwert war mit 64,5 mg/L vergleichbar und repräsentiert die Filtrationsleistung bei erhöhter hydraulischer und stofflicher Belastung. Bei der zweiten Probe wurde eine AFS Konzentration von 212 mg/L ermittelt. Die Farbe des Ablaufs zu diesem Zeitpunkt (Abbildung 92) legt die Vermutung nahe das es sich dabei um Partikel aus dem Filtersubstrat handelt.



Abbildung 92: Regenereignis vom 10.06.2012 der GSA A2, links: Filterablauf im Dränschacht um 19:10 Uhr, rechts: Filterablauf im Dränschacht während der Beprobung um 20:00 Uhr

Der pH-Wert lag im Zulauf konstant zwischen 9,2 und 9,7. Im Ablauf wurden Werte zwischen 8,0 und 8,3 gemessen. Die Leitfähigkeit (LF) im Zulauf nahm nach einem Maximum mit 1,41 mS/cm, zu Beginn, sehr rasch ab. Eine Reduktion war durch den Filter nicht feststellbar. Es kam lediglich durch die Abflussretention im Sedimentationsbecken zu einer Homogenisierung der Zulaufkonzentrationen. Im Ablauf wurde eine maximale Leitfähigkeit von ca. 0,80 mS/cm erreicht. Der Konzentrationsverlauf des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) ändert sich im Zu- und Ablauf während des Regenereignisses kaum, allerdings betragen die Konzentrationen im Ablauf annähernd das Doppelte vom Zulauf. Die Konzentrationen der Schwermetalle Cu, Zn und Ni im Zulauf waren , da nur einzelne Stichproben gezogen wurden, nicht allzu aussagekräftig. Im Ablauf der Anlage zeigte der Parameter Zn einen Peak bei der höchsten hydraulischen Belastung. Im Vergleich zum Parameter AFS war er aber weitaus weniger ausgeprägt. Die Cu Konzentration im Ablauf lag zu Beginn des Filterabflusses bei 12 µg/L und sank im Verlauf des Ereignisses auf 5,8 µg/L. Nickel zeigte ein ähnliches Verhalten.

6.5.2 Diskussion der Reinigungsleistung der GSA A2 mit Bodenfilter in Betrieb

Die zulaufenden Wässer sind in der Zusammensetzung und den Konzentrationen mit Straßenabläufen aus anderen Untersuchungen weitgehend vergleichbar. Die Leitfähigkeit und die AFS Konzentrationen der zufließenden Wässer zeigen einen deutlichen Konzentrationsverlauf. Die größte Leitfähigkeit, bis zu 5,0 mS/cm, wurde ganz zu Beginn des Abflussgeschehens beobachtet. Die Höchstwerte der AFS Konzentrationen wurden während der höchsten hydraulischen Belastung erreicht. Die pH-Werte blieben während der Regenereignisse annähernd konstant (höchster pH-Wert 9,7), jedoch im basischen Bereich. Der Sedimentationsstufe kann keine dauerhafte Wirksamkeit attestiert werden. Die sedimentierten Stoffe werden nur kurzzeitig im Becken festgehalten. Beim Spülstoß zu Beginn eines Regenereignisses („first flush“) wird das zuvor abgelagerte Sediment wieder aufgewirbelt und über das Drosselrohr aus dem Becken ausgetragen. Bei starker hydraulischer Belastung traten im Sedimentationsbecken „Kreisströmungen“ auf, die die mitgeführten Feststoffe an deren Sedimentation hinderten. Fehlende Strömungsberuhigung am Zulauf und schlechte gewählte Beckengeometrie könne als mögliche Ursachen für die schlechte Sedimentationswirkung genannt werden. Somit erreicht die gesamte Sedimentfracht die zweite Reinigungsstufe, das Filterbecken. Das Filterbecken wird bei Zulaufvolumina < 1-jähriger 15 min Bemessungsereignis ausschließlich über die Rohrdrossel mit einem Zulauf von < 13 L/s beschickt. Durch die Neigung des Beckens wurde das Wasser nicht über die gesamte Filterfläche verteilt und versickerte somit in einem kleinen Bereich, der nur wenig mehr als 10 % der gesamten Filterfläche ausmacht. Nach einer Betriebszeit von knapp 2 Jahren sind in diesem Bereich des Beckens die Sedimentablagerungen an der Oberfläche deutlich sichtbar (MP2),

ein erhöhter Schlemmkornanteil in der obersten Schicht messbar und dessen Wirkung auf die hydraulische Durchlässigkeit deutlich feststellbar. Durch den ständigen Zufluss von Fremdwasser (Dränwasser) konnte sich hier auch keine Vegetation entwickeln. Als Filtersubstrat wurde der örtliche Boden mit nichtbindigem Material vermischt um die erforderliche Durchlässigkeit zu erreichen. Dazu wurde nicht nur Sand, wie von der RVS 04.04.11 empfohlen, sondern auch ein bedeutender Anteil Kies (> 60 %) zugemischt. Durch diesen Kiesanteil wird zwar die für die Bemessung angesetzte hydraulische Leitfähigkeit von 10×10^{-5} m/s deutlich übertroffen und die Filterwirkung liegt unter den Werten die durch die alleinige Zugabe von Sand erreicht werden könnte. Zudem wurden bei höheren hydraulischen Belastungen Anzeichen für Suffosion des Filtersubstrats im Beckenablauf festgestellt. Durch die schlechte Wirkung von Sedimentations- und Filterbecken gegenüber Partikelrückhalt erreichen die AFS Konzentrationen im Ablauf der Anlage Werte, die deutlich höher als jene an vergleichbaren Anlagen ausfallen. Auch der AFS Emissionsgrenzwert (30 mg/L) der AAEV wird vom Ablaufmittelwert der Untersuchung mit 48,7 mg/L deutlich überschritten. Der Fremdwassereintrag und die damit einhergehende Vernässung des Filters dürften für den schlechten Kohlenstoffabbau (Parameter DOC), Konzentrationen im Ablauf um 50 % höher als im Zulauf, verantwortlich sein. Auch für den Parameter TOC werden die Emissionsgrenzen der AAEV nicht eingehalten. Die Messwerte der Parameter Leitfähigkeit (LF) und Chlorid (Cl⁻) im Ablauf überschreiten zum Teil die Grenzwerte der Qualitätszielverordnungen für Oberflächengewässer bzw Grundwasser. Erwartungsgemäß wird die Leitfähigkeit und Chloridkonzentration weder durch den Bodenfilter noch durch das Sedimentationsbecken verändert. Obwohl alle Proben außerhalb der Zeiten des Winterdiensts gezogen wurden, wurden hohe Chloridkonzentrationen gemessen. Für die Parameter Phosphat (PO₄-P), KW-Index und PAK's wurde in allen 3 untersuchten Ablaufproben Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt. Die Emissionsgrenzwerte der AAEV für Schwermetalle wurden von keiner Probe überschritten. Allerdings sind die Messwerte für die Parameter Kupfer (Cu), Zink (Zn), Chrom (Cr) und Nickel (Ni) höher als die Qualitätsziele für die Immission der QZV Chemie OG (i.d.g.F.) zum Teil deutlich. Verglichen mit den Qualitätszielen für Grundwasser (QZV Chemie GW 2010, i.d.g.F.) war nur der Wert für Nickel höher. Die Konzentrationen für Blei (Pb) und Cadmium (Cd) lagen für die Mehrzahl der Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Fazit:

Anhand der Anlagenemissionen konnte gezeigt werden, dass die untersuchte Anlage die Anforderungen zum Schutz der Gewässer nur zum Teil erfüllt. Dafür konnten zumeist Mängel in der Bemessung und der baulichen Ausgestaltung ausgemacht werden. Bei der Planung der Anlage sollten die hydraulischen Belastungen an sämtlichen Ein- und Abläufen durch bauliche Maßnahmen minimiert werden. Dadurch werden hohe Strömungsgeschwindigkeiten und Turbulenzen, die z.B. die Sedimentation der Feststoffpartikel stört, verhindert. Aufgrund der Bindung vieler straßenspezifischer Spurenstoffe an Partikel sollte der Sedimentationsstufe mehr Beachtung geschenkt werden. Die Partikelentfernung, vor allem jene mit großen Partikeldurchmesser, muss möglichst vor dem Filterbecken und damit vor dem Eindringen in die Bodenporen erfolgen, wo sie die Durchlässigkeit des Filters und somit dessen Standzeit, negativ beeinflussen kann. Die untersuchte Anlage stellt insbesondere in der Ausführung des Sedimentationsbeckens nicht mehr den Stand der Technik dar (siehe Leitfaden der ASFINAG, 2011). Inwieweit die Vorgaben der überarbeiteten Richtlinie (RVS 04.04.11, 2011) die Wirksamkeit der Sedimentationsstufe verbessert, kann nicht beurteilt werden. Bei der Zusammensetzung der Korngrößen des Filters ist aufgrund der geforderten Durchlässigkeit ein Schlemmkornanteil (Schluff und Ton) von maximal 15 % zu empfehlen. Der Skelettanteil (> 2 mm) ist möglichst gering zu halten. Die hydraulische Leitfähigkeit wird durch das Beimischen von Kies zwar leicht erhöht, jedoch werden dadurch die Filterleistung und die Stabilität des Filtersubstrats negativ beeinflusst. Der Einbau von Verteilerrinnen, wie sie der Leitfaden der ASFINAG (2011) vorsieht, ist für eine homogene Entwicklung des Filters sicherlich vorteilhaft.

6.5.3 Untersuchungen an der GSA H mit (2-Schicht-Filter mit technischem Filtermaterial):

Die GSA H wurde ausgewählt, weil das dort eingebaute Filtermaterial dem technischen Filtermaterial TF I ähnlich ist. Die GSA H ist seit 2005 im Einsatz und wurde mit einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) von ca. 1:400 errichtet. Von Beginn an wurde die GSA H über 1,5 Jahre intensiv (2005 bis 2007) beobachtet und am 10.07.2012 neuerlich einmalig beprobt.

6.5.3.1 Ergebnisse der Infiltrationsversuche der GSA H

Aufgrund des Dauerstaus an zwei der drei Straßen der GSA H, konnte nur an einer Straße ein Infiltrationsversuch durchgeführt werden. Infolge der abgelagerten Schlammsschicht auf der

Vorfiltermatte wurden 2 verschiedene Infiltrationsversuche mit Schlammschicht (Abbildung 93) und ohne Schlammschicht (Abbildung 94) durchgeführt.

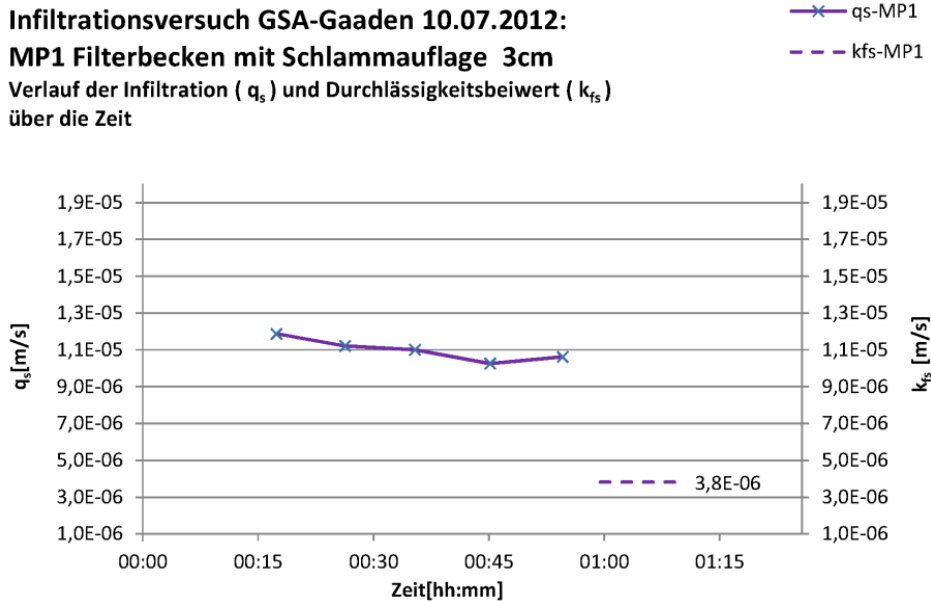


Abbildung 93: Auswertung des Infiltrationsversuchs mit Schlammauflage

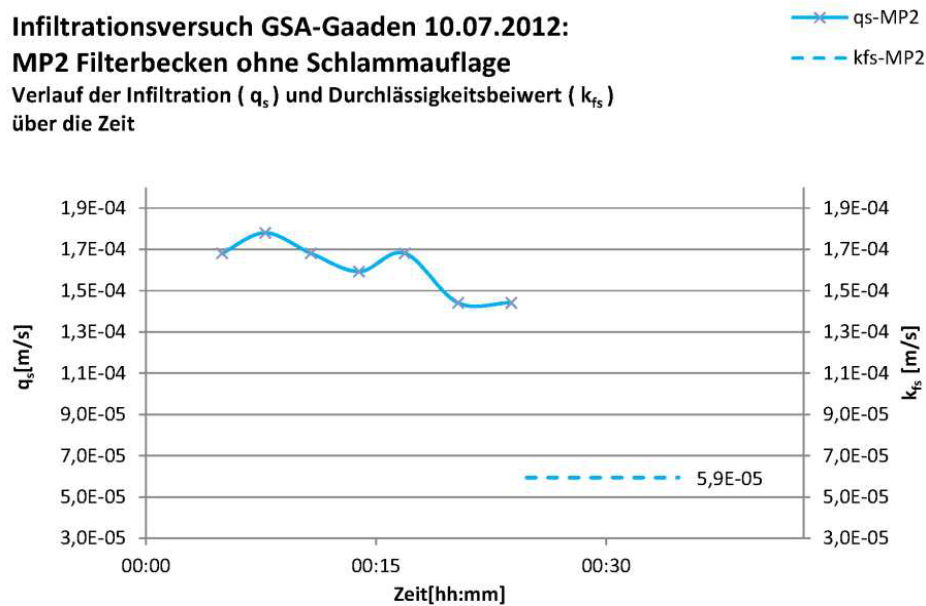


Abbildung 94: Auswertung des Infiltrationsversuchs ohne Schlammauflage

Die berechneten hydraulischen Leitfähigkeiten sind in der Tabelle 69 aufgelistet.

Tabelle 69: Infiltrationsversuche (k_{fs} -Wert) der Anlage H vom 10.07.2012

GSA H	k_{fs} -Wert (m/s)
mit Schlammschicht	$3,8 \times 10^{-6}$
ohne Schlammschicht	$5,9 \times 10^{-5}$

Die der Vorfiltermatte aufliegende Schlammschicht setzt die hydraulische Leitfähigkeit herab (siehe k_{fs} -Wert Abnahme um ca. eine Zehnerpotenz).

6.5.3.2 Ergebnisse der Abwasserproben der GSA H

Die Ergebnisse der Untersuchungen der GSA H 2005/2007 sind in Tabelle 70 zusammengefasst.

Tabelle 70: Untersuchungen der GSA H 2005/2007

Parameter	Einheit	Mittelwert				Entfernungsraten (%)		
		Zulauf	Ablauf Straße 1	Ablauf Straße 2	Ablauf Straße 3	Ablauf Straße 1	Ablauf Straße 2	Ablauf Straße 3
pH-Wert	-	9	9,3	9,2	9,2			
Leitfähigkeit	µS/cm	8260	3955	3420	5083	k.E.	k.E.	k.E.
Summe - KWs	mg/l	1,96	0,2	0,1	0,1	90	96	94
AFS	mg/l	267	50,9	22	50,3	81	92	81
TOC	mg/l	43,6	22,4	16	24,5	49	63	44
Ammonium(-N)	mg/l	4,81	1,73	1,01	1,38	64	79	71
Chlorid	mg/l	5111	748	613	657	k.E.	k.E.	k.E.
Cd _{gel}	µg/l	0,22	0,12	0,11	0,14	45	48	37
Cd _{ges}	µg/l	0,36	0,2	0,17	0,1	44	52	72
Cu _{gel}	µg/l	129	37,8	29,2	38,7	71	77	70
Cu _{ges}	µg/l	205	60,9	35,1	59,2	70	83	71
Zn _{gel}	µg/l	182	65,1	44	55,3	64	76	70
Zn _{ges}	µg/l	360	121	69,2	102	66	81	72
Acenaphthen	µg/l	0,063	0,018	0,005	0,006	71	93	91
Anthracen	µg/l	0,022	0,006	0,004	0,005	75	81	77
Benzo(a)anthracen	µg/l	0,17	0,031	0,009	0,026	81	95	85
Benzo(a)pyren	µg/l	0,037	0,007	0,003	0,003	80	93	93
Benzo(b)fluoranthen	µg/l	0,051	0,01	0,003	0,005	80	94	90
Benzo(g,h,i)perylen	µg/l	0,055	0,01	0,003	0,003	81	95	95
Benzo(k)fluoranthen	µg/l	0,022	0,005	0,001	0,002	77	94	89
Chrysen	µg/l	0,59	0,203	0,048	0,145	66	92	76
Dibenzo(a,h)-anthracen	µg/l	0,029	0,005	0,002	0,001	84	94	97
Fluoranthen	µg/l	0,247	0,061	0,024	0,039	75	90	84
Fluoren	µg/l	0,256	0,015	0,002	0,004	94	99	99
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,03	0,004	0,001	0,001	88	98	98
Naphthalin	µg/l	0,549	0,252	0,127	0,113	54	77	79
Phenanthren	µg/l	0,598	0,167	0,081	0,146	72	86	76
Pyren	µg/l	0,294	0,069	0,024	0,052	76	92	82
Σ PAK (16)	µg/l	3,012	0,863	0,336	0,549	71	89	82

*) Angabe laut QZV Chemie Grundwasser, < BG .. unter der Bestimmungsgrenze

Die Ergebnisse des Zulaufs und die Abläufe der 3 Straßen (2012) sind in der Tabelle 71 aufgelistet. Da das Regenereignis während der Beprobung bereits vorbei war, konnte die Zulaufprobe nur dem Sedimentationsbecken entnommen werden, d.h. es handelte sich um eine abgesetzte Probe. Die Ablaufproben wurden von den jeweiligen Ablaufrohren der Filterstraßen gesammelt.

Es handelt sich um Wasser, das frisch durch den Filter durchgegangen ist.

Tabelle 71: Ergebnisse des Zulaufs und der 3 Abläufe der GSA H vom 11.06.2012

Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf Straße 1	Ablauf Straße 2	Ablauf Straße 3
pH-Wert	-	7,7	7,5	6,2	7,6
LF	mS/cm	1,21	1,18	1,19	1,3
AFS	mg/L	21	4,5	3,5	5,5
BSB ₅	mg/L	65	< 5	< 5	< 5
CSB	mg/L	114	21	23	54
TOC	mg/L	57,0	41,8	41,7	46,4
DOC	mg/L	55,2	40,6	43,2	46,4
TN	mg/L	11,2	2,1	1,6	4,2
DN	mg/L	10,0	1,9	1,4	3,2
KW-Index	mg/L	0,2	0,1	< 0,1	0,3
Cl ⁻	mg/L	402	246	281	295
NO ₃ -N	mg/L	10,1	1,9	1,5	3,3
PO ₃ -P	mg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
B _{ages}	µg/L	51,3	13,8	13,8	35,3
Pb _{ges}	µg/L	< 4,0	< 4,0	< 4,0	< 4,0
Cd _{ges}	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cr _{ges}	µg/L	5,0	< 2,5	< 2,5	2,7
Cu _{ges}	µg/L	14,2	14,8	14,8	13,0
Ni _{ges}	µg/L	5,3	4,8	4,9	4,7
Ti _{ges}	µg/L	3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0
V _{ges}	µg/L	7,0	3,8	3,9	4,7
Zn _{ges}	µg/L	81,3	7,7	7,8	18,5
PAK (QZV)	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
Σ PAK (16)	µg/L				

*) Angabe laut QZV Chemie Grundwasser, < BG .. unter der Bestimmungsgrenze

Vergleicht man die Abläufe der 3 Straßen miteinander fällt auf, dass die beiden Straßen 1 und 2 annähernd gleiche Werte von allen gemessenen Parametern aufweisen und die Straße 3 bei den meisten Parametern, außer bei pH-Wert, LF und BSB₅ im Vergleich zu den anderen Straßen erhöhte Werte aufweist. Von den Ergebnissen der Parameter Phosphat, Cd_{ges}, Pb_{ges}, Ti_{ges} und PAK (Σ16) können keine Aussagen getroffen werden, da schon der Zulauf unter der Bestimmungsgrenze lag. Die pH-Werte der Zu- und Abläufe befinden sich im neutralen Bereich, außer jener der Straße 2 liegt mit 6,2 im leicht sauren Bereich. Die Leitfähigkeiten ändern sich nach Passieren des Filtermaterials nicht und liegen bei durchschnittlich 1,2 mS/cm.

Die AFS konnten durch die Filtervorhersage noch reduziert werden, obwohl der Zulaufwert bereits sehr gering war und die Ablaufwerte zwischen 3,5 bis 5,5 mg/L lagen. Die beiden Parameter BSB₅ und CSB zeigen ebenfalls eine deutliche Reduktion in den Abläufen, bei BSB₅ lagen die Werte sogar unter der Bestimmungsgrenze von 5 mg/L ber. als O₂. Die Differenz zwischen gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) und gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) ist beim Zulauf und auch bei den 3 Abläufen marginal. Dies deutet darauf hin, dass ein Großteil des organischen Kohlenstoffs in gelöster Form vorliegt. Dies trifft auch auf den gelösten und Gesamtgehalt an Stickstoff zu. Nitrat beträgt im Zulauf 10 mg/L NO₃-N und in den Abläufen 1,9 bis 3,3 mg/L, dieser Effekt ist aber eher auf Reduktionsprozesse im Filter zurückzuführen und nicht auf Adsorption. Die Chloridkonzentrationen im

Ablauf betragen ca. $\frac{2}{3}$ der Zulaufkonzentrationen. Hier ist ebenfalls eine Sorption von Chlorid unwahrscheinlich, eventuell kann man von einer Verdünnung der Zulaufkonzentrationen im Filter ausgehen. Bei den Schwermetallen Ba, Cr, V und Zink konnten Reduktionen im Ablauf erzielt werden. Bei den beiden Schwermetallen Cu und Nickel traten zwischen den Konzentrationen des Zu- (bereits auf niedrigem Niveau) und der Abläufe kaum Unterschiede auf.

6.5.3.3 Vergleich der Ablaufwerte der Straßenabwässern der GSA H mit den Ergebnissen der Batch- und Säulenversuche

Während der ersten 1,5 Jahre nach Inbetriebnahme der GSA H konnte eine mittlere Kupferkonzentration im Zulauf von 182 µg/L und eine mittlere Zinkkonzentration von 294 µg/L gemessen werden. Kupfer und Zink konnten durch die GSA H auf mittlere Ablaufkonzentrationen von 35 µg/L Cu und 55 µg/L Zn reduziert und Entfernungsraten für Kupfer von > 80% und für Zink von > 81% erreicht werden. Im Jahre 2012 konnte eine Ablaufkonzentration von Kupfer von 14 µg/L und von Zink von 7,8 µg/L gemessen werden. Im Ablauf der Proben von 2006 bis 2007 waren die Kupfer- und Zinkkonzentrationen trotz geringer Beladung deutlich höher als im Jahre 2012. Allerdings war die hydraulische Leitfähigkeit 2012 schon stark zurückgegangen. Die Ergebnisse für Kupfer sind in der Abbildung 95 und für Zink in der Abbildung 96 dargestellt.

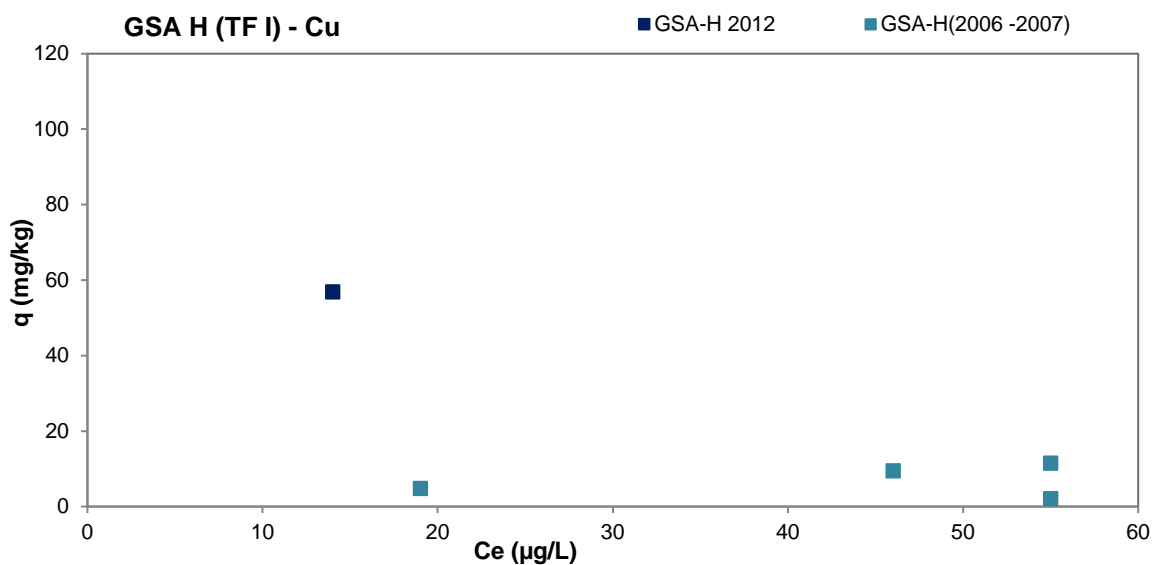


Abbildung 95: Zusammenhang von Kupfer-Beladung der Filtermaterial TF I und der Ablaufkonzentrationen der GSA H

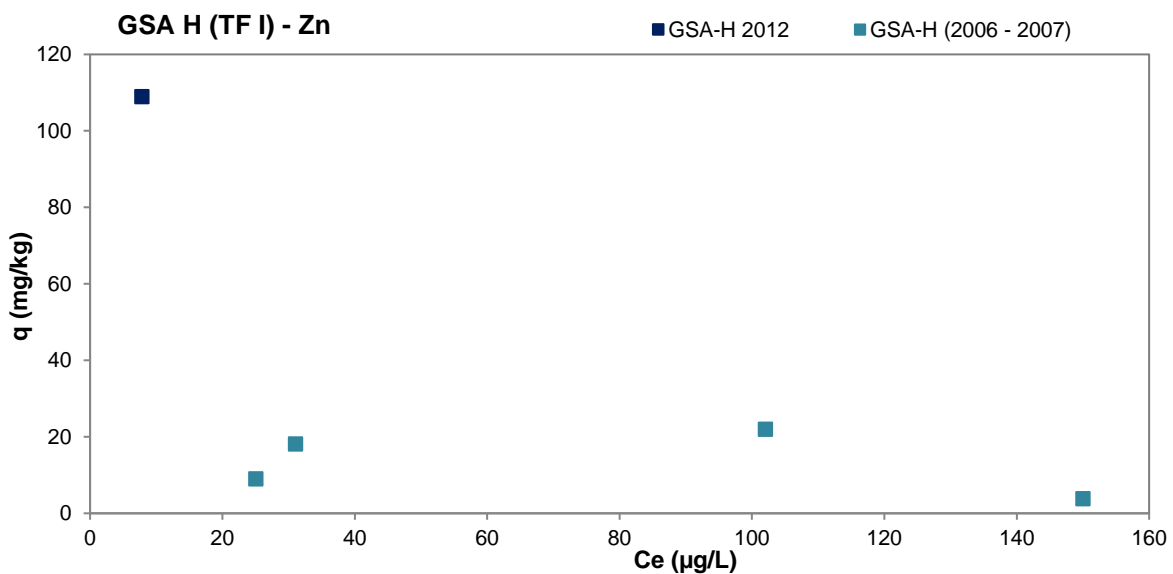


Abbildung 96: Zusammenhang von Zink-Beladung der Filtermaterial TF I und der Ablaufkonzentrationen der GSA H

Vergleicht man die Ergebnisse der Untersuchungen von 2006/2007 mit jenen von 2012 zeigt sich, dass die Ablaufkonzentrationen mit zunehmender Beladung geringer geworden sind. Dies ist im Wesentlichen auf eine Kolmation des Filters einerseits durch die verblockende Wirkung der Ablagerungen auf der Filtermatte und andererseits durch eingetragene Feinteile im Material selbst zurückzuführen.

6.5.3.4 Vergleich der Ablaufwerte der beiden GSA A2 und GSA H

Die Filterpassage der Gewässerschutzanlage A2 besteht aus einer Schicht Boden, der zum Teil bewachsen ist, jene der Gewässerschutzanlage H aus technischem Filtermaterial.

Zum Vergleich der Ablaufwerte werden jene Parameter herangezogen, die während der Messungen Werte über der Bestimmungsgrenze lieferten.

Die pH Werte liegen bei GSA H im eher neutralen Bereich, wobei jene der GSA A2 im leicht alkalischen Bereich liegen. Die LF von GSA H ändert sich während des Passierens des technischen Filtermaterials nicht ($\approx 1,2$ mS/cm), wobei bei GSA A2 (mit Bodenfilterpassage) in den Abläufen Werte von 0,22 mS/cm bis 4,7 mS/cm gemessen wurde. In den Zu- und Abläufen beider GSA liegt der Großteil des organischen Kohlenstoffs und des Stickstoffs in gelöster Form vor. Bei den Schwermetallen konnte GSA H die Bariumkonzentration um fast $\frac{2}{3}$ reduzieren, wobei beim Bodenfilter der GSA A2 die Bariumwerte der Ablaufkonzentrationen entweder gleich oder bis zu 3-fache der Zulaufwerte waren.

Chrom kann von beiden Anlagen um ca. die Hälfte reduziert werden. Die Kupferkonzentrationen im Zulauf waren bei beiden GSA gering und es kommt bei Kupfer beim Bodenfilter teilweise zu einer Reduktion, beim technischen Filtermaterial entsprechen die Ablaufkonzentrationen jenen der Zulaufkonzentrationen. Bei Nickel sind bei der GSA H die Konzentrationen im Zu- und Ablauf gleich, die Nickelwerte im Ablauf der GSA A2 schwanken und zeigen vor allem zu Beginn eines Regenereignisses höhere Werte als im Zulauf (Auswaschungen). Ebenso sieht es bei Titan und Vanadium aus. Bei Zink konnte durch das technische Filtermaterial bei hohen Zulaufkonzentrationen Entfernungsraten $> 90\%$ erreicht werden, wobei im Bodenfilter die Zulaufkonzentrationen sehr niedrig sind und daher die Ablaufkonzentrationen höher als die Zulaufkonzentrationen sind.

6.6 Zusammenschau der Ergebnisse

6.6.1 Verhalten der hydraulischen Leitfähigkeit und des Partikelrückhalts

Die Filtermaterialien im Säulenversuch und in den GSA zeigten ein sehr unterschiedliches Verhalten in Hinblick auf Kolmationsneigung. Während bei den bodenbasierten Materialien (BA und BB) eine relativ rasche Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit beobachtbar war, zeigte sich nur beim technischen Filtermaterial TF IIa die Bildung eines Filterkuchens während des Säulenversuches mit Partikel, der die hydraulische Leitfähigkeit des Filtermediums durch Abnahme der Durchflussrate beeinflusste. Das Filtermaterial TF If wurde im „vorläufigen“ Methodenvorschlag mit Flächenverhältnissen von 1:15 und 1:200 geprüft. Trotz hoher Partikelfrachten von 30 g/Säulenoberfläche von 78,5 cm², bzw. 390 g/78,5 cm² ergab sich bei der hohen Partikelfracht erst eine wesentliche Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit von 1250 L/min ($k_f 2 \cdot 10^{-3}$ m/s) nach dem Partikelversuch Teil II nach der 3. Partikelzugabe auf 60 mL/min ($k_f 9,5 \cdot 10^{-5}$). Allerdings haben Untersuchungen an der GSA H, die mit einem Flächenverhältnis von 1:400 und dem TF If errichtet wurde, zeigten nach 7 Jahren Betrieb abgeschätzte Partikelmengen von ca. 2600 kg TS im Filterbecken (auf der Vorfiltermatte und im Filtersubstrat). Diese Frachten würden bei einem Abscheidegrad von 50 % einer abgeschätzten Zulaufkonzentration von ca. 67 mg/L entsprechen. Wegen der sehr hohen Partikelzugabe wird empfohlen den Versuchsansatz für die Partikelzugabe für das Flächenverhältnis von 1:200 noch zu hinterfragen.

Singhal et al. (2008) führten Säulenexperimente im Labor durch, um den Wirkungsgrad des Partikelrückhalts von verschiedenen Filtermaterialien (Schotter Grauwacke, Grauwacke mit 10 % Sand, geschichtete Grauwacke und Sand-Grauwacke-Gemisch) zu untersuchen. In diesem Experiment kamen Sedimente mit Korndurchmesser zwischen 1 bis 6000 µm, Konzentrationen von 460 bis 4200 mg/L und Wasserdurchflussraten von 100 bis 900 mL/min zum Einsatz. Alle Säulen wiesen Entfernungsraten zwischen 91 und 96 % bei einer einmaligen Applikation von getrocknetem Sediment (50 % der Partikel waren kleiner als 80 µm, maximale Partikelgröße 500 µm) auf die Säulen vor Versuchstart, mit geringerem Sedimentrückhalt bei höheren Durchflussraten auf. Im Vergleich wurde in der aktuellen Studie Quarzmehl Millisil W4 mit Korndurchmessern von 2 bis 400 µm (50 % der Partikel waren kleiner als 63 µm) verwendet. Die Ergebnisse der Studie von Singhal et al. (2008) sind mit den Ergebnissen der aktuellen Studie vergleichbar. Eine Zunahme des Sedimentrückhalts war durch eine Vorbelastung, eine direkte Aufbringung der Sedimente auf die Säulenoberfläche und eine geringere hydraulische Belastung zu beobachten. Die Aufbringung von feineren Partikeln (< 38 µm Durchmesser) und bzw. die Aufgabe von suspendierten Partikeln resultierten in geringeren Wirkungsgraden des Sedimentrückhalts; bei Zugabe von in Wasser suspendierten Partikel erniedrigte sich der Wirkungsgrad von 89 auf 55 % verglichen mit trocken aufgetragenen Partikeln.

Um die Partikelentfernungsraten von Filtermaterialien und die hydraulische Performance über die Zeit im Zusammenhang mit der Filtration von Straßenabwasser zu untersuchen, experimentierten Kandra et al. (2010) mit Säulen unter Verwendung von Zeolith, Schlacke, Flusssand und Glasperlen mit einer einheitlichen Partikelgröße von 2 mm. Die Säulen wurden mit halbsynthetischem Niederschlagswasser, das aus Trinkwasser und gesiebten Sedimenten ($\varnothing < 1000$ µm) eines Niederschlagswassersammelteiches hergestellt wurde, mit einer Zulaufkonzentration von 150 mg/L beschickt. Die beiden Experimente von Kandra et al. (2010) wurden jeweils mit geregelten und nicht geregelten Durchflussverhältnissen ausgeführt. Es konnte bei den Säulen mit geregeltem Durchfluss festgestellt werden, dass zu Beginn die Entfernungsraten aller Filtermaterialien niedriger waren (zwischen 49 und 58% bei AFS Konzentrationen von 150 mg/L im Zulauf und 63 bis 76 mg/L im Ablauf) durch fortschreitende Verstopfung der Filtermaterialien und einer reduzierten hydraulischen Leitfähigkeit, verbesserten sich bis zum Ende der Filterlaufzeit die Entfernungsraten auf 86 bis 92 % mit einer Ablaufkonzentration von 12 bis 21 mg/L AFS. Laut Kandra et al. (2010) nahm bei verstopftem Filter die Aufenthaltszeit von Niederschlagswasser im Filtermaterial zu, was wiederum die Entfernungsraten der Feststoffe erhöht. Die Bildung von Filterkuchen und mit Feststoffen verstopften Schichten im Filtermaterial verbessert die Entfernungseffizienz von feinen Sedimentpartikeln aufgrund des reduzierten Porenraumes zwischen den Filtermaterialkörnern. Ferner kann die Ablagerung von Sedimenten in den Hohlräumen des Filtermediums die Unterschiede der Form der Filterkörner effektiv ausgleichen und somit Unterschiede von verschiedenen Filtermaterialien wie z.B. die Reinigungsleistung kompensieren. Es ist offensichtlich, dass durch Passieren des Regenwassers durch das Filtermaterial die Infiltrationsrate mit der Zeit stetig abnimmt.

Hatt et al. (2008) untersuchten die hydraulische Leistung und das Entfernenverhalten für AFS von sand- und bodenbasierten Straßenabwasserfiltermaterialien im Labormaßstab mit Hilfe von Säulen. In dieser Studie wurden 6 verschiedene Filtermaterialien mit folgender Zusammensetzung miteinander

verglichen: feiner Sand (S), sandiger Lehm (SL), 80 % SL + 20 % Hydrocell (ein synthetischer, kommerziell erhältlicher Bodenverbesserer) (SLH), 80 % SL + 10 % Vermiculit + 10 % Perlit (SLVP), 80 % SL + 10% Kompost + 10 % Mulch (SLCM) und 60 % SL + 20 % Kompost + 20 % Mulch auf einer Drainageschicht aus Aktivkohle (SLCMCH). Die AFS Zulaufkonzentration der Hatt et al. (2008) Studie betrug 150 mg/L. Die AFS Entfernungsraten betragen zwischen 90 und 99 % ohne dass ein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen untersuchten Filtermaterialien festzustellen gewesen wäre. Im Gegensatz zum Sand konnte für das bodenbasierte Filtermaterial eine deutliche Reduktion der hydraulischen Leitfähigkeit beobachtet werden. Diese Ergebnisse konnten auch in der aktuellen Studie für die bodenbasierten Filtermaterialien, welche eine Entfernungsrate von > 90 % und eine Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit bei BA von > 35 % und bei BB bis zu 100 % (vollkommen verstopft) festgestellt werden. Durch Verdichtung der Filtermaterialien kommt es zu einer Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit. Im Gegensatz zu Sandfilter erreichen die bodenbasierten Filtermaterialien ein hohes Maß an Verdichtung, wodurch die hydraulische Leitfähigkeit abnimmt. Dieser Vorgang der Verdichtung des Filtermaterials, Verkleinerung des Porenvolumens durch Ablagerung von Sedimenten des Straßenabwassers in den Poren des Filtermaterials und der dadurch bedingten Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit, kann für Systeme, bei denen während der Bauphase die Filterschicht nicht verdichtet wurde, von eminenter Bedeutung sein. Zu Beginn zeigten die 4 Filtermaterialien S, SLVP, SLCM und SLCMCH eine ausreichende hydraulische Kapazität, um die vorgesehene Durchflussmenge in einer bestimmten Zeitdauer abführen zu können. Im Laufe der Zeit zeigten alle Filter außer SLCMCH eine deutliche Reduktion der Infiltrationskapazität. Die Ergebnisse von Hatt et al. (2008) zeigen, dass die Akkumulation von auf oder unmittelbar in der Nähe der Filteroberfläche an- oder eingelagerten Sedimenten die hydraulische Leitfähigkeit herabsetzen. Die Verstopfung der Filtermaterialien tritt bei den verschiedenen Filtermaterialien in unterschiedlichen Maßen auf.

Trotz der deutlichen Partikelentfernungsraten und Sedimentakkumulation von Millisil W4 innerhalb der Makroporen der Filtermedien der aktuellen Studie, bleiben bei den technischen Filtermaterialien TF If, und TF IIb und bei Quarzsand bei den Säulenversuchen die Infiltrationskapazität weitestgehend erhalten. Dies ist wahrscheinlich auf die inhärente hohe Porosität der Filtermaterialien zurückzuführen.

In den Säulenversuchen wurden zu Beginn der Versuche bzw. nach Pausenzeiten, wieder AFS-Konzentrationsspitzen ausgetragen. Ein ähnliches Verhalten konnte auch bei der GSA A2 in Betrieb festgestellt werden. Bei der Probenentnahme wurden im Ablauf relativ hohe AFS-Konzentrationen festgestellt, die im Bereich der Zulaufkonzentrationen bzw. auch darüber lagen. Es könnten auch Partikel aus dem Filterbett ausgetragen werden.

Die im vorläufigen Methodenvorschlag gewählten Bedingungen sind betreffend Durchfluss im Überstaubetrieb und Wiederbeaufschlagung nach Trockenfallen sehr streng.

6.6.2 Versuche zur Bestimmung der Sorptionskinetik

In der aktuellen Studie wurde die Sorptionskinetik der verschiedenen Filtermaterialien in Batchexperimenten mit Kontaktzeiten für Sorbat/Sorbens von 5 bis 2880 Minuten durchgeführt. Als Sorbat diente eine Schwermetalllösung mit definierten Konzentrationen. Die Ergebnisse (siehe Abbildung 97, Abbildung 98 und Abbildung 99) zeigten, dass bis auf das Filtermaterial Quarzsand eine Kontaktzeit von 5 Minuten zur Erreichung des Gleichgewichtes ausreicht (Entfernungsraten > 90 %).

Berücksichtigt man alle Schwermetalle und Sorbentien, dann zeigen die technischen Filtermaterialien und die bodenbasierten Filtermaterialien nach 5 Minuten Kontaktzeit bereits die höchsten Entfernungsraten. Kürzere Kontaktzeiten konnten in dieser Versuchsanordnung technisch nicht dargestellt werden. Allerdings war die Entfernungsraten von Blei beim Quarzsand mit jener der technischen Filtermaterialien und des bodenbasierten Filtermaterials nach 5 Minuten Kontaktzeit vergleichbar. Quarzsand zeigte zu Beginn das niedrigste Entfernungspotential, In vielen der Sorbat/Sorbent Kombinationen, trat die Adsorption der Schwermetalle an dem Sorbentmaterial in 2 Schritten auf: eine schnelle Startadsorption gefolgt von einer langsameren Adsorption. Diese Erkenntnisse entsprechen dem 2 Schritte Adsorptionsmechanismus (schnell/langsam) der von Plazinski et al. (2009) vorgestellt wurde. Der schnellere erste Sorptionsschritt inkludiert Sorption an direkt verfügbare Oberflächen von Sorptionsmaterialien und Transportbewegungen in großen Poren und der langsamere zweite Sorptionsschritt wird durch Diffusion in kleinere Poren und stärkere chemische Bindung an das Sorbent der schon adsorbierten Sorbate hervorgerufen. Wium-Andersen et al. (2012) studierte die Sorptionskinetik von 5 Materialien (Kalkstein, Zeolith, Muschelsand und 2 verschiedene Arten von Olivenkernen) in Säulenversuchen mit künstlichem Straßenabwasser bestehend aus folgenden Sorbaten: Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei, Nickel und Zink, gelöst in deionisiertem Wasser. Alle Sorbentien zeigten eine mittlere Entfernungsraten von 83% nach 1 Minute

Kontaktzeit und 93% nach 10 Minuten Kontaktzeit. Hohe Entfernungsraten zu Beginn von Versuchen wurden auch in verschiedenen anderen Studien wie z.B. bei Altun und Pehlivan (2007) berichtet. Ein gleicher Verlauf der Sorptionskinetik wurde von Nolting (2008) beschrieben. Um die Entfernung von Zink von Dachabwässern zu simulieren, führte Nolting (2008) Batch-Sorptionskinetikversuche unter Verwendung verschiedener Filtermaterialien (Zeolith, Zeolith-Aktivkohle-Gemisch, 3 Calciumhydrosilikaten und einer Eisenhydroxid-Zeolith-Blähschiefer Mischung) mit unterschiedlichen Startkonzentrationen durch. Der Effekt der Kinetik bei hohen Startkonzentrationen ist stärker als bei niederen Konzentrationen. Bei einer Startkonzentration von 2 mg/L Zink wurden nach 5 Minuten Kontaktzeit 80 %, nach 15 Minuten 93 % und nach 24 Stunden < 99 % adsorbiert. Die Unterschiede erwiesen sich besonders bei der Entfernung von Zink bei hohen Startkonzentrationen als ziemlich groß. Zu bemerken ist, dass die Zinkkonzentration im Ablauf auch von der Pufferkapazität und dem daraus resultierenden pH Wert beeinflusst wird.

6.6.3 Vergleich der Ergebnisse für Kupferdach

In dieser aktuellen Studie wurden Säulenexperimente mit synthetischen Schwermetalllösungen, mit Cu-Konzentrationen ähnlich jenen von Cu Kupferdachabläufen mit Zulaufkonzentrationen von 2610 und 3250 µg/L durchgeführt, um die Effektivität von technischen und bodenbasierten Filtermaterialien in Bezug auf die Entfernung von Kupfer bei Kupferdachabläufen zu überprüfen. Die Ablaufkonzentrationen von Kupfer < 50 µg/L für TF If, < 100 µg/L für BA und TF IIb und > 700 µg/L (700 bis 2460 µg/L) für Quarzsand. Die Filtersubstrate TF If, TF IIb und BA als Filtersubstrat waren für die Reinigung von hohen Kupferkonzentrationen wie sie bei Kupferdachabwässern auftreten, sehr effektiv. Der Quarzsandfilter wies eine signifikant niedrigere bzw. gar keine Kupferentfernung für Kupferdachabwässer auf und kann daher auch nicht für die Kupferentfernung verwendet werden. Athanasiadis et al. (2007) untersuchte ein technisches Infiltrationssystem bestehend aus Klinoptilolith als künstliches Barrierematerial für die Behandlung von Kupferdachabwässern und berichtete, dass mit diesem System eine Kupferreduktion vom Zulauf zu Ablauf von 96 % möglich war. Die durchschnittliche Kupferablaufkonzentration lag unter dem von der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999 idF 2012) verlangten Grenzwert von 50 µg/L, der angibt, dass keine Gefahr für Boden und Grundwasser besteht. Der Autor zog den Schluss, dass das Aufbringen von Zeolith (Klinoptilolith) als künstliches Barrierematerial für Vor-Ort-Infiltrationen für die Behandlung von Kupferdachabwässern in urbanen Gebieten als fortschrittlich angesehen werden kann. In gleicher Weise untersuchten Helmreich und Horn (2010) während einer Beobachtungsdauer von 1 Jahr die Leistung einer GSA Pilotanlage, bestehend aus mehreren Filterschichten (70 cm Zeolith Schicht), für die Entfernung von Kupfer von Kupferdachabwässern unter Feldbedingungen mit realen Abwässern. Der Korngrößenbereich des Zeoliths lag zwischen 0,8 und 2,5 mm mit einem k_f -Wert von $3,2 \cdot 10^{-3}$ m/s. Die Gewässerschutzanlage wies eine gute Reinigungsleistung auf mit einem Kupferablaufwert von 40,5 µg/L, der den Normwert von 50 µg/L unterschreitet. Dierkes et al. (2005) untersuchte epoxydharzgebundene Filterelemente mit Filterfüllungen (GEH granuliertes Eisenhydroxid, BB Betonbruch und ES Eisenschlamm) mit hoher Sorptionskapazität unter „worst case“ Szenarien. Die Reinigungsleistung pro Filterelement wurde durch aufsummierte Kupfereinträge und –austräge (Stoffbilanzierung) berechnet. Es konnte festgestellt werden, dass GEH und Eisenschlamm als Filterfüllung die beste Reinigungsleistung aufweisen und dass bei einer Zugabe von Betonbruch zu GEH von 1:50 das Reinigungsvermögen sogar leicht verbessert werden kann. Bei einer Mischung von Betonbruch zu GEH > 1:50 wurde das Gegenteil festgestellt. Weiters konnten Dierkes et al. (2005) während ihrer Studie feststellen, dass bei einer nachlassenden Pufferleistung die pH-Wert Erhöhung nachlässt und es somit zu einer Remobilisierung der Inhaltsstoffe kommen kann.

6.6.4 Vergleich der Ergebnisse für Zinkdach

Die Zinkkonzentrationen, die in den Versuchen dieser aktuellen Studie verwendet wurden, rangierten zwischen 4800 und 5560 µg/L. Die Ablaufkonzentrationen von Zink variierten stark von 26 bis 182 µg/L für TF If, 665 bis 1750 µg/L für TF IIb, 611 bis 1030 µg/L für BA und 2910 bis 4950 µg/L für Quarzsand. Nolting et al. (2008) studierten die Leistung von verschiedenen Filtermaterialien in Labor- und technischen Systemen in Bezug auf die Entfernung von Zink von Dachabwässern. Für die Feldstudie bauten sie eine technische Pilot-Behandlungsanlage für das Altenheim Wahlscheid in Deutschland und die durchschnittliche jährliche Zinkkonzentration lag zwischen 4.000 und 4600 µg/L. Die Ergebnisse zeigten, dass über 95 % des Zinks durch Zeolith- und Zeolith-Aktivkohle-Filterssysteme entfernt und dass in 85 % der analysierten Proben der von der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) verlangten Grenzwert von 500 µg/L für Zink eingehalten

wurden. Die Überschreitung des Grenzwertes von 500 µg/L Zink wurde im 93. (Mulde) bis 96. Perzentil (Filter mit Zeolith-Aktivkohls-Füllung) beobachtet.

6.6.5 Vergleich der Ergebnisse bei unterschiedlichen Korngrößen

In den Säulenversuchen wurden zwei unterschiedliche Korngrößen einer Materialmischung in TF Ia (gröberes Material) und TF If (feineres Material) miteinander verglichen. TF Ia zeigt auch in den Batchversuchen höhere Gleichgewichtskonzentrationen als TF If, obwohl auch von diesem Material ca. 80 bis 94 % Pb ca 50 % Cu und Cr und 65 bis 75 % Ni bzw 70 bis 80 % Zn entfernt wurden. Mit dem gröberem Material wurde in Säulen ein k_f -Wert von ca. $2,6 \cdot 10^{-2}$ während mit dem feineren ein k_f -Wert von $1,3 \cdot 10^{-3}$ erreicht wurde. Die Ablaufkonzentrationen der Säule TF Ia waren aber sowohl für Partikel als auch für Schwermetalle relativ hoch. Aus diesem Grund wurden die Versuche nicht weitergeführt. Obwohl die Säule mit dem feineren Material TF If auch k_f -Werte über 10^{-3} aufwies, konnten sowohl im „vorläufigen“ Methodenvorschlag, als auch mit den sonstigen Testverfahren sehr gute Testergebnisse ermittelt werden. Dies konnte auch von Helmreich und Horn (2010) bestätigt werden, auch in diesem Fall wurden sehr gute Entfernungsraten mit einem Material mit einem k_f -Wert von $2,4 \cdot 10^{-3}$ (Berechnung nach Hazen) erzielt.

6.6.6 Vergleich des Materials TF I mit geringerer bzw. größerer Pufferkapazität

Ein direkter Vergleich der Wirkung der Pufferkapazität kann durch die Versuche mit den 32 mm Säulen angestellt werden. Bei den Versuchen im upflow Modus mit $\frac{1}{2}$ Q konnten bis zum Durchbruch bei Sättigung ca.3580 BV zu keinem wesentlichen Anstieg der Ablaufkonzentrationen.

6.6.7 Vergleich der Ergebnisse aus den Batch-, Säulenversuchen mit den Ergebnissen aus GSA im Betrieb

Für das Filtermaterial TF If werde die Ergebnisse der Säulenversuche direkt mit jenen der Gewässerschutzanlage (GSA H) verglichen. Die Anlage mit dem technischen Filtermaterial TF If wurde nach dem Einbau (Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) 1:400) über einen Zeitraum von 18 Monaten beobachtet und beprobt; nach einer Betriebszeit von 7 Jahren wurden wieder Proben genommen und in diesem Fall wurden die Beladungen des Filtersubstrates und der Ablaufkonzentration ermittelt, sodass die Ergebnisse direkt mit jenen aus den 32-mm Säulenversuchen, den 100-mm Säulenversuchen (zumindest bei geringen Konzentrationen) Batchversuchen bzw. dem „vorläufigem“ Methodenvorschlag vergleichbar waren.

Filtermaterial TF If und GSA H

In Abbildung 97 und Abbildung 98 werden die Ergebnisse der ermittelten Beladungen für Cu und Zn und der korrespondierenden Ablaufkonzentrationen der unterschiedlichen Versuche für das Filtermaterial TF If miteinander verglichen. Die Konzentrationen der Säulenversuche (100 mm; Versuche im Rahmen des „vorläufigen“ Methodenvorschlags), die mit ähnlichen Filtermaterial durchgeführt wurden (TF If), hatten im Zulauf Kupferkonzentrationen von 116 µg/L bis 3250 µg/L und Zinkkonzentrationen von 128 µg/L bis 5330 µg/L und im Ablauf Kupferkonzentrationen von < 1 µg/L (BG) bis 25 µg/L und Zinkkonzentrationen von < 3 µg/L bis 182 µg/L. Obwohl die Kupferkonzentrationen im Zulauf der Säulenversuche deutlich höher als jene der GSA H waren, waren die Kupferkonzentrationen im Ablauf der Säulenversuche niedriger als jene der GSA H. Dies könnte einerseits auf eine mögliche Komplexierung des Kupfers im Straßenabwasser oder andererseits auf „Matrixeffekte“ zurückzuführen sein. Im Gegensatz zu den Kupferkonzentrationen wurden höhere Zinkkonzentrationen in den Säulenversuchen erzielt als in der GSA H. Für Zink ist die geringste Löslichkeit bei pH-Werten um 8,5, da der pH-Wert im Straßenabwasser deutlich höher war, ist eine bessere Abscheidbarkeit von Zink im Straßenabwasser zu erwarten. Die Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Ablauf und die Beladungsfracht von Kupfer und Zink der Filtermaterialien der Säulenversuche, der Batchversuche und der GSA wurden miteinander verglichen (Abbildung 97 und Abbildung 98).

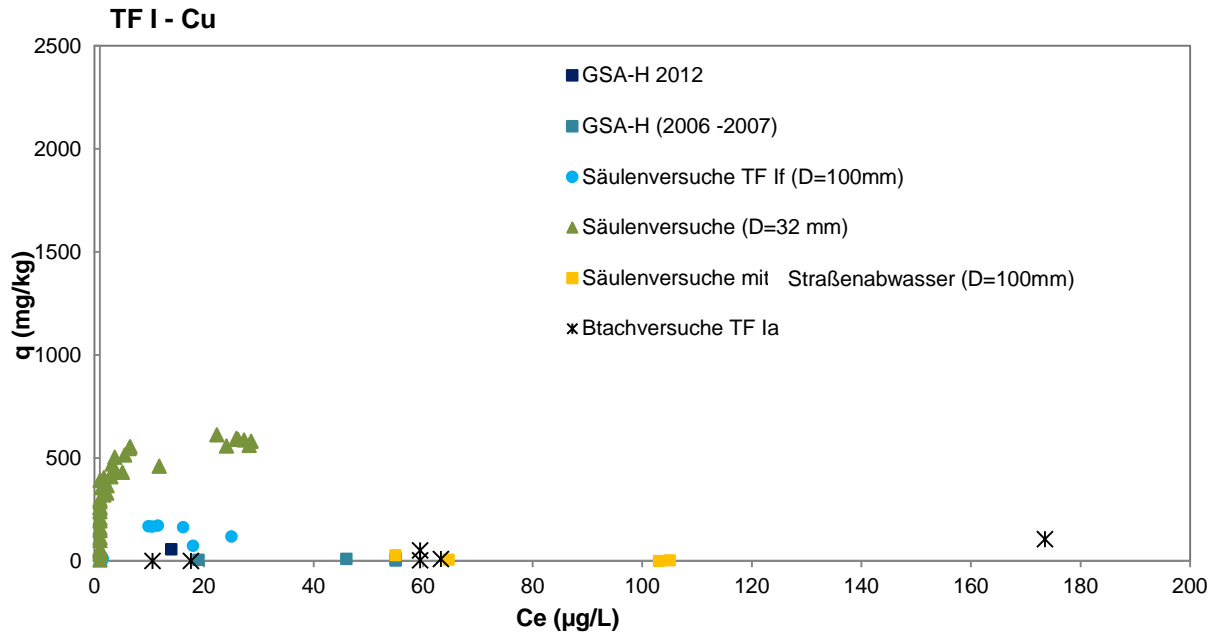


Abbildung 97: Vergleich des Schwermetallrückhalts in Batch-, Säulenversuchen und GSA bei dem Filtermaterial TF If, Kupfer in µg/L

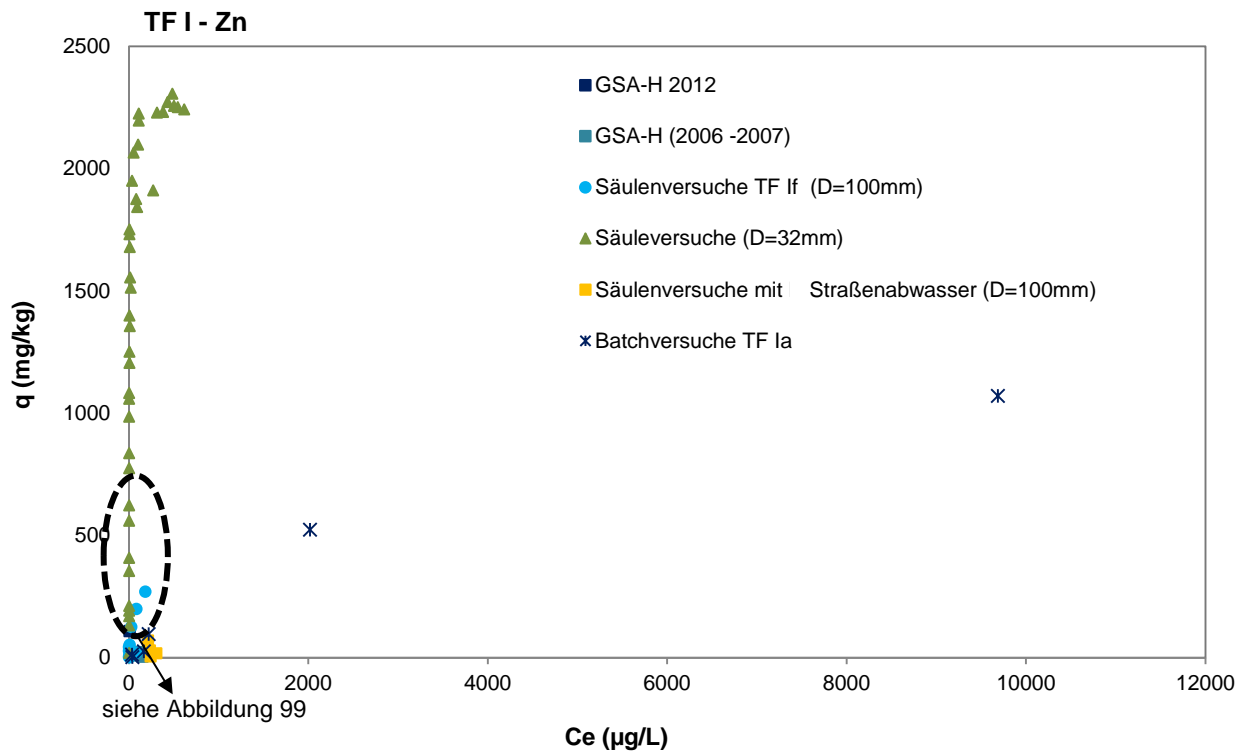


Abbildung 98: Vergleich des Schwermetallrückhalts in Batch-, Säulenversuchen und GSA der Filtermaterialien TF Ia und TF If, Zink in µg/L

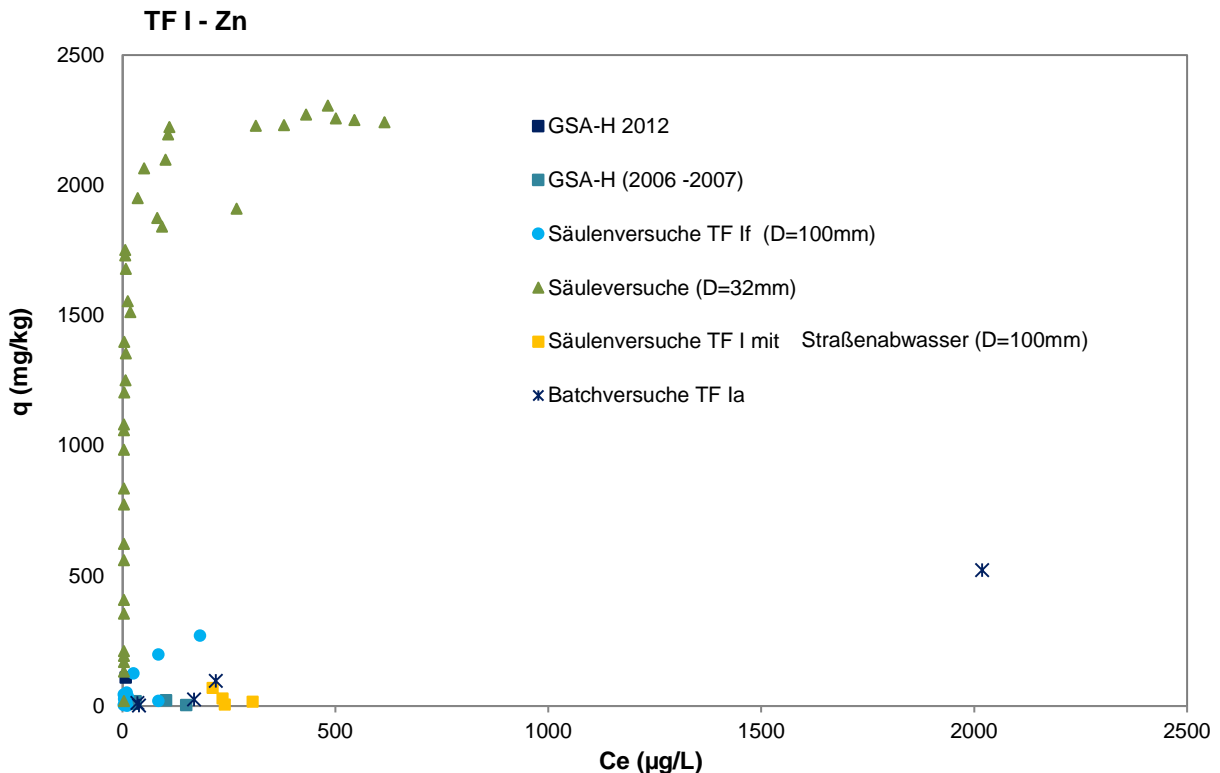


Abbildung 99: Vergleich des Schwermetallrückhalts in Batch-, Säulenversuchen und GSA der Filtermaterialien TF Ia und TF If, Zink in $\mu\text{g/L}$, Ausschnitt von Abbildung 98 (strichlierte vertikale Ellipse)

Wie in Abbildung 97 dargestellt, zeigen die Beladungskapazitäten von Kupfer eine Reihung der Filtermaterialien wie folgt: 32 mm Säulenversuch > 100 mm Säulenversuch > Batchversuch > GSA H. Die Gleichgewichtskonzentrationen der 32 mm Säulen im optimierten Betrieb (von unten nach oben mit $\frac{1}{2} Q_{\text{max}}$) waren bei gleicher Beladung sowohl für Cu, als auch für Zn am geringsten verglichen mit der GSA, den 100 mm Säulen und den Batchversuchen. Durch Verwendung von Zulaufkonzentrationen ähnlich dem Straßenabwasser, ergaben sich bei gleichen Beladungen nur sehr niedrige Ablaufkonzentrationen. Die Entfernungsraten von 50 % für Zn bzw. 80 % für Cu wurden zumindest bei hohen Ausgangskonzentrationen nach einer Einlaufzeit erreicht, bei niedrigen Konzentrationen ($< 40 \mu\text{g/L}$ Cu) waren die Kupferkonzentrationen sehr schwer entfernbar.

Die Beladung im Batchtest und der 100 mm Säulen kann sehr gut miteinander verglichen werden, in beiden Fällen ist die Ablaufkonzentration bei hoher Zulaufkonzentration sehr hoch. Mit hohen Zulaufkonzentrationen können auch in kurzer Zeit hohe Beladungen erreicht werden, was bei niedriger Zulaufkonzentration sehr lange dauert. Die Beladung der GSA H erreichte nach 7 Jahren Betrieb für Kupfer 56,9 mg/kg, obwohl die Ablaufkonzentration bei nur $14 \mu\text{g/L}$ Cu lag. Abbildung 99 zeigt die Beladung mit Zink. Daraus ergibt sich eine Reihung der Versuche von 32 mm Säulen > Batchversuch > 100 mm Säulenversuch > GSA H. Die Ladungskapazität im Batchversuchen war für Zink 1070 mg/kg, welche signifikant höher ist als jene des 100 mm Säulenversuchs mit 270 mg/kg und jene der GSA H mit 109 mg/kg, wobei in den 100 mm Säulen und der GSA kein Durchbruch erzielt wurde. In den Batch- und Säulenversuchen wurden Mischungen von gelöstem Kupfer, Zink und Blei (in manchen Versuchen auch Cr und Ni) eingesetzt und an die Filtermaterialien gebunden, wobei in realen Abwässern nicht nur gelöste Anteile sondern auch partikuläre, insbesondere an Feinteilen gebundene, vorkommen. Deswegen ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse der Batch- und Säulenversuche mit jenen der GSA H schwierig und deswegen ergeben sich auch höhere Beladungen bei den Säulen- und Batchversuchen.

Die Kupfer- und Zinkfracht im Zulauf wurde in der GSA H durch verschiedene Prozesse reduziert. Dazu zählen Entfernung von an Sedimenten gebundenes Kupfer und Zink im Sedimentationstank, Rückhalt der partikulären Fraktion durch ein Geotextil und Sorption an die Filtermaterialien. Da alle vorher genannten Mechanismen gute Entfernungsraten aufweisen, konnte im Filtermaterial nach 7 Jahren nur eine geringere Beladung festgestellt werden, als wenn sämtliche Metalle im Filter zurückgehalten worden waren.

Die Reduktion der Cu- und Zn- Fracht mittels Filtermaterial TF If war sowohl in den 32 mm Säulchen, 100 mm Säulen-, Batchversuchen und der GSA H, sehr gut, wobei gelöstes Zink prozentuell gleich oder etwas weniger reduziert wurde als Kupfer. Die Beladung des Filtermaterials nahm mit zunehmender Zulaufkonzentration zu. Für die GSA H nahm mit zunehmender Betriebsdauer die Kupfer- und Zinkbeladung ebenfalls zu und die Ablaufkonzentrationen von Kupfer und Zink ab, d.h. die Reinigungsleistung der GSA H wurde mit der Standzeit besser. Dies ist allerdings mit einer wesentlichen Reduktion der hydraulischen Leistung verknüpft, durch Rückhalt von Partikeln des Ablaufs im Porenraum der Filtermaterialien. Dadurch kommt es zu einer Erhöhung der Kontaktzeit zwischen dem Abwasser und den Filtermaterialien, was wiederum zu einer Erhöhung der Reinigungsleistung führt.

Die Unterschiede der Gleichgewichte der Beladung und der Ablaufkonzentrationen beim Vergleich der Ergebnisse der 100 mm Säulenversuche mit jenen der GSA H, können aufgrund der unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen (unterschiedliche Abwasserqualität bei GSA in Betrieb) und der dadurch resultierenden geringeren maximalen Beladungsmöglichkeit bzw. unterschiedlichen Bindungsformen der Schwermetalle, herrühren. Bei Vergleich der aktuellen Beladung mit der maximal möglichen Beladung ergibt sich, dass diese in der GSA H erst zu ca. 17 % (bezogen auf 80 % der zur Zeit erreichten maximalen Kapazität unter optimierten Bedingungen in den 32 mm Säulchen) beladen ist.

Es zeigt sich, dass in der neuen Anlage (2005/2007) die Konzentrationen an Cu und Zn zwar erheblich gesenkt werden konnten, aber nicht vollständig entfernt wurden. Der Wirkungsgrad war bei niedrigen Zulaufkonzentrationen besonders für Cu schlecht; Cu-Konzentrationen unter 15 bis 40 µg/L waren kaum zu entfernen; derartige Reaktionen sind auch in der Literatur beschrieben. Außerdem war zu beobachten, dass sich die Reinigungsleistung in Hinblick auf die Ablaufqualität trotz höherer Beladung erheblich verbessert hat. Dies gilt besonders für die Konzentrationen von Cu und Zn, die nach der Betriebszeit von 7 Jahren unter der Quantifizierungsgrenze lagen; Cd war (2005 bis 2007) zumeist bereits im Zulauf im Bereich oder unter der Quantifizierungsgrenze.

Filtermaterial BA und GSA A2:

Für das Filtermaterial BA war ebenfalls ein direkter Vergleich möglich. Das Filtermaterial wurde aus der GSA nach einer Betriebszeit von ca. 1 Jahr gewonnen und nach einem zweiten Betriebsjahr wurden Infiltrationsversuche durchgeführt und erneut Filtermaterial entnommen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Bodenfilteranlage mit vorgeschaltetem trockenfallendem Filterbecken Partikel nur bedingt und nicht alle Schwermetalle zurückhält.

Die Ablaufkonzentrationen der Versuche mit realem Straßenabwasser zeigen, dass mit der BA Säule unter Versuchsbedingungen (im Überstaubetrieb, mit leichter Vorbelastung) mittlere Konzentrationen an Pb (13,9 µg/L), 51,4 µg/L und 160 µg/L Zn gemessen wurden. Diese Konzentrationen beziehen sich auf Gesamtgehalte.

6.6.8 Entfernung von Mineralöl (Kohlenwasserstoffe)

Um die Effizienz der Filtermaterialien in Bezug auf die Entfernung von Mineralöl (Öl und Fett) von Straßenabwässern zu untersuchen, wurden Säulenversuche (Ø 100 mm) mit Diesel Plus als Sorbat durchgeführt. Laut Literatur Dierkes et al. (2005) DIBt (2005) und (2011); Helmreich et al. (2012) wird üblicherweise Heizöl EL (DIN 5160-1, 2008) als Prüfsbstanz für Mineralölkohlenwasserstoffe zur Überprüfung der Entfernungsleistung der Filtersubstrate herangezogen. Da in den zurzeit verwendeten Treibstoffen auch biogene Anteile (7,5 Fettsäuremethylester (FAME) in Diesel) enthalten sind, wurde in der aktuellen Studie Diesel der Firma OMV als repräsentative Prüfsbstanz für die Gruppe der Kohlenwasserstoffe (Mineralöle) verwendet. Aufgrund der geringen Löslichkeit von Diesel in Wasser, waren Batchsorptionsexperimente nicht möglich, weil das Dreiphasengemisch nicht kontaminationsfrei beprobt werden konnte. Aus diesem Grund konnten nur Säulenversuche durchgeführt werden in denen Diesel vor Versuchsstart auf die Oberfläche des Filtermaterials aufgebracht wurde und erst danach wurde die Säule mit Wasser beschickt. Die Entfernungsraten von Diesel in den Säulenexperimenten betragen für alle Filtermaterialien > 97 %. Ähnliche Ergebnisse wurden von Hsieh und Davis (2005) berichtet. Säulenversuche, die mit unterschiedlichen Filtermaterialzusammensetzungen, gebrauchtem Öl einer örtlichen Garage und Infiltrationsraten von 0,28 bis 8,15 cm/min bei 15 cm Überstau durchgeführt wurden, zeigten hervorragende Entfernungsraten für Öl/Fett von > 96 % (Hsieh and Davis, 2005). Es ist hier anzumerken, dass die spezifische Dichte von Diesel niedriger ist als jene von Wasser (Dichteunterschied 12 % bei OMV

Superdiesel) und dass über die Zeit Dieseltröpfchen zur Oberfläche aufsteigen oder leicht am Filtermedium anhaften können und dadurch eine hohe Entfernrungsrate erreicht werden kann. Außerdem ist es noch nicht klar, ob die Entfernrungsrate von der tatsächlichen Adsorption oder von der Oberflächenbindung abhängig ist. Die Ergebnisse sind mit jenen von Helmreich et al. (2012) konform. Sorptionsversuche von Heizöl in Säulen bei Verwendung von verschiedenen Filtermaterialien wiesen Entfernrungsraten von 24, 63, 66 und 76 % für Sorb1, Aktivkohle, Braunkohlekoks und Sorb2 bei einer Zulaufkonzentration von 21 mg/L auf (Helmreich et al., 2012). Bei niederen Zulaufkonzentrationen (4,2 mg/L) zeigten alle Filtermaterialien bessere Entfernrungsleistungen von 71, 92, 92 und 94 % für Sorb1, Sorb2, Braunkohlekoks und Aktivkohle.

7 Zusammenfassung

Niederschlagsabwässer von undurchlässigen Oberflächen wie Straßen-, Dach-, Lager- oder Hofflächen können mit Substanzen verunreinigt sein, die in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) bzw. in den „Qualitätszielverordnungen Chemie Oberflächenwasser bzw. Chemie Grundwasser“ geregelt sind. Wässer sollten möglichst am Entstehungsort nach einer entsprechenden Reinigung wieder in den Wasserkreislauf zurückgeführt werden. Die notwendigen Reinigungsschritte vor einer Ableitung ins Grundwasser werden flächentypspezifisch in der ÖNORM B 2506 Teil 2 (2013) oder im zukünftigen ÖWAV Regelblatt 45 beschrieben. Dies kann entweder über eine belebte Bodenzone oder technische Filtermaterialien mit vergleichbarer Reinigungsleistung erfolgen. Die Behandlung von Oberflächenabflüssen ist eine besondere Herausforderung, da eine möglichst gute Reinigungsleistung mit einer hohen hydraulischen Durchlässigkeit, kombiniert mit einem geringen Flächenbedarf und einer langen Standzeit, verbunden werden soll. Um diese Ziele erfüllen zu können, müssen, die in den Filteranlagen eingesetzten Materialien die Anforderungen an die Entfernung von Partikeln, Schwermetallen und Kohlenwasserstoffen erfüllen und eine entsprechende Durchlässigkeit aufweisen.

Mit Vertrag vom 24.02.2011 GZ B100121 wurde die Universität für Bodenkultur beauftragt eine Methode zur Prüfung der Eignung von Substraten für die Oberflächenwasserbehandlung von Dach- und Verkehrsflächen zu entwickeln. Diese Methode wurde gemeinsam mit einer Ad hoc-Gruppe aus Mitgliedern der Arbeitskreise der ÖNORM B 2506 und ÖNORM RB 45 erarbeitet. Neben dieser Eignungsprüfungsmethode wird auch eine Prüfung zur Bestimmung der Kapazität vorgeschlagen. Im Zuge der Methodenentwicklung wurden Versuche mit definierten Partikeln, Schwermetalllösungen und Mineralölen aber auch mit realem Straßenabwasser in Laboranlagen und Untersuchungen an Gewässerschutzanlagen im Betrieb vorgenommen.

Die Auswahl der Prüfparameter und Prüfschritte wurde ausgehend von einer bestehenden Methode des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt, 2005) gemeinsam mit der Ad-hoc-Gruppe vorgenommen und schrittweise in eine Prüfung für Filtermaterialien umgewandelt. Dabei wurden fünf verschiedene Arten von Filtermedien, in Batch und verschiedene Arten von Säulenversuchen (Aufbau) und mit diversen Beladungsmengen an gelösten Stoffen und Feststoffen (Quarzmehl Millisil W4) bei konstanten Durchströmungsraten vor allem im Überstaubetrieb getestet, um die effektivsten Prüfmethode zu bestimmen.

„Vorläufiger“ Methodenvorschlag zur Prüfung der Eignung von Filtermaterialien für die Oberflächenwasserbehandlung

Die Prüfung nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag erfolgt in Säulen mit 100 cm Innendurchmesser mit einem freien Auslauf nach unten. Um die gesamte Filterfläche auszunutzen und für jedes Material einen adäquaten Durchfluss zu gewährleisten, werden die Säulen im Überstau betrieben. Das Konzept beruht auf der Aufgabe von mehreren Jahresfrachten (üblicherweise 4), die mit jeweils Jahresniederschlägen (oder Teilen davon) beaufschlagt werden.

Die Untersuchungen werden so gewählt, dass das gesamte Säulenvolumen beaufschlagt wird, das ist sichergestellt, wenn die Säule nach Entlüftung im Überstaubetrieb gefahren wird. Dieses Kriterium ist verglichen mit anderen Prüfmethode sehr streng, erlaubt allerdings für jede Säule einen adäquaten Betrieb, was bei einem vorgegebenen Durchfluss nicht der Fall ist. Die durchgesetzten Frachten sollten zumindest einer 4-Jahresfracht entsprechen; das berechnete Wasservolumen basiert auf einem Jahresniederschlag von 700 mm und einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) von 1:15 (entsprechend 84 L für 1 Jahr bezogen auf die Säulenfläche). Dieses Volumen wurde den Teilschritten zugrunde gelegt, wobei manchmal nur ein Teil oder ein Vielfaches davon eingesetzt wird. Als Prüfsubstanz für die Prüfung der Partikelentfernung wurde Millisil W4 gewählt, da dieses Quarzmehl einen relativ hohen Feinanteil hat und die Schwermetalle und auch PAK besonders im Feinanteil konzentriert sind. Der Partikeldurchmesser von ca. 50 % des Quarzmehls liegt unter 63 μm . Außerdem wird Millisil W4 auch in Deutschland vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) als Prüfsubstanz für die Prüfung des Partikelrückhalts eingesetzt. Der Berechnung der Jahresfracht an AFS im Zulauf liegen mittlere Konzentrationen im Straßenabwasser von 90 – 100 mg/L AFS (Göbel et al, 2007) zugrunde; tatsächlich wurde eine Konzentration von 91 mg/L AFS eingesetzt um, für das gewählte Niederschlagsvolumen, auf 30 g/4 Jahre zu kommen.

Als Prüfsubstanzen für die Schwermetallentfernung werden handelsübliche Schwermetallstandardlösungen eingesetzt: Merck KGaA, Darmstadt Germany 1000 mg Cu (CuCl_2 in H_2O), 1000 mg Cr (CrCl_3 in 4,2 % HCl), 1000 mg Pb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ in H_2O), 1000 mg Ni (NiCl_2 in H_2O)

und 1000 mg Zn (ZnCl_2 in 0,06 % HCl). Aus diesen Konzentrationen werden die Lösungen mit den entsprechenden Konzentrationen und pH-Werten hergestellt. Die Schwermetallkonzentrationen werden ursprünglich aus mittleren Konzentrationen der Gesamtgehalte von 170 $\mu\text{g/L}$ Pb, 97 $\mu\text{g/L}$ Cu und 407 $\mu\text{g/L}$ Zn aus der Literatur (Göbel et al., 2007) abgeleitet, wurden aber durch die Ad-hoc-Gruppe vereinfacht und angepasst. Im Laufe der Versuche wurden besonders die Pb-Konzentrationen diskutiert und für die Kapazitätsprüfung werden andere Konzentrationsverhältnisse vorgeschlagen.

Als Prüfschubstanz für die Prüfung des Mineralölrückhalts wird Diesel Plus (kommerzielles Produkt) verwendet. Die Frachtberechnung geht von einer Konzentration von 5 mg/L KW-Index (Diesel) aus. Diese Konzentration wurde gewählt, weil für den Fall, dass höhere Konzentrationen zu erwarten sind, diese durch Mineralölabscheider zurückgehalten werden können. Außerdem zeigen die Daten aus der Literatur, dass die Konzentrationen im Straßenabwasser kleiner 5 mg/L KW-Index sind (Göbel et al., 2007).

Da bei Gewässerschutzanlagen in Betrieb verschiedene Flächenverhältnisse (Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$)) anzutreffen sind, wird für höhere Flächenverhältnisse, eine Anpassung der Prüfung empfohlen. Praktisch wurde die Prüfung nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag, nach Absprache mit der Ad-hoc-Gruppe, in Bezug auf 2 verschiedene Flächenverhältnisse mit 1:15 und 1:200 geprüft.

Eine mögliche Ausführung wurde praktisch erprobt und Einschränkungen beschrieben. Wie das Flächenverhältnis an die Herstellerangaben angepasst werden kann, ist noch offen. Anhand verschiedener Materialien: zweier Böden (BA und BB), eines Quarzsandes (Referenz) und zweier technischer Filtermaterialien (TF I und TF II), die entweder handelsüblich oder für bestimmte Fragestellungen angepasst, verwendet wurden, wurde die Praxistauglichkeit der Methode überprüft. Die Prüfmethode besteht aus einer Durchlässigkeitsprüfung, der Prüfung des Partikel-, des Schwermetall- und Mineralölrückhalts und der Prüfung der Verblockungsneigung. Zusätzlich werden Pufferkapazität und Schwermetallfreisetzung durch Salz untersucht. Für alle Prüfungen werden Akzeptanzkriterien vorgeschlagen, die entweder jenen der ÖNORM B2506 Teil 2 entsprechen oder strenger sind.

Die Ergebnisse der Säulenversuche nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag zur Prüfung der Eignung von Filtermaterialien für die Oberflächenwasserbehandlung zeigen, dass mit den Filtermedien TF Ia (grobes TF I) und Sand zwischen 80 und 94 % der Partikel bei einer einmaligen Trockenbeladung mit Quarzmehl entfernt werden konnten. Eine Erhöhung der Partikelbeladung durch dreimaliges Aufbringen von Partikeln führte zu einer höheren Partikelretention. Die Verwendung von feineren Filtermaterialien (TF If, TF IIa und TF IIb), BA und BB kann zu einer höheren Entfernungsrates führen, allerdings wurden in der Folge für die Materialien BB und TF IIa die Filtrationsraten wesentlich vermindert, was auf die Verstopfung des Filtermaterials zurückzuführen ist. Die Auswirkung von kurzen Trockenfallperioden (Pause) und die anschließende Wiederberegnung (Durchströmung) auf die Partikelkonzentrationen im Abfluss wurden ebenfalls getestet. Mit dem Ergebnis, dass die Behandlung der Filtermedien durch Trocken- und Beregnungsphasen die Leistung aller Filtermedien, bezogen auf die Partikelentfernung beeinflussen. Die Remobilisierung der zurückgehaltenen Teilchen war nach der ersten Trocknungs- und Beregnungsphase hoch (im Bereich von 80 bis 100 mg/L), nahm aber in den nachfolgenden Phasen laufend ab. Die Benetzungs- und Trocknungszeiten hatten auch einen deutlichen Einfluss auf die Trübung des Ablaufs. Nach einer erneuten Beregnung nach erstem Trockenfallen wurde eine deutlich höhere Trübung im Vergleich zu nassen Perioden beobachtet.

In Hinblick auf die Schwermetallentfernung wurden verschiedene Konzentrationen gewählt und in Batch- und Säulenversuchen untersucht. Die Batchversuche erlaubten aufgrund der begrenzten Löslichkeit der Metalle, nur zum Teil Aussagen über die Beladungskapazitäten, verglichen mit jenen, die sich in den Säulenversuchen ergaben. Diese waren stark von der Durchlässigkeit des Materials und der Kontaktzeit abhängig. Die Säulenversuche wurden als Kurzzeitversuche mit verschiedenen Konzentrationen von Schwermetallmischungen (entweder Pb, Cu, Zn oder Pb, Cu, Ni, Cr und Zn) und als Langzeitversuche mit steigenden Konzentrationen durchgeführt. Die Kriterien von 50 % Zn-Entfernung, 80 % Cu-Entfernung und 9 $\mu\text{g/L}$ Pb bzw. 95 % Pb-Entfernung konnten nicht von allen Materialien (insbesondere nicht von Sand) eingehalten werden. Der Austrag von Kohlenwasserstoffen hängt von der Durchlaufgeschwindigkeit und der Aufgabemenge ab. Jene Versuche, die entweder mit geringem Volumenstrom oder mit geringen Mengen durchgeführt wurden, zeigten Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze. Trotz Überstaubetrieb waren die Konzentrationen gering und es wurden nur für manche Materialien Konzentrationen größer BG ermittelt.

Die Entfernungsraten, die in Säulenversuchen mit realem Abwasser erhalten wurden, waren sowohl was den Partikelaustrag als auch die Schwermetallablaufkonzentration betrifft etwas geringer als jene, die im „vorläufigen“ Methodenvorschlag ermittelt wurden. Allerdings beziehen sich die Ablaufkonzentrationen auf filtrierte Proben nach Säurezugabe (Stabilisierung), was eher Gesamtgehalten entspricht.

Die technischen Filtermaterialien sollten für die Gewässerschutzanlagen eine hohe Durchlässigkeit (hohen k_f -Wert) und eine große Adsorptionskapazität für die entsprechenden Verunreinigungen aufweisen. Dies erlaubt eine längere Standzeit der Filtermaterialien, ohne diese austauschen zu müssen. Die Kinetik des vermuteten Adsorptionsprozesses sollte sehr schnell sein, da bei einer kurzen Kontaktzeit der Filtermaterialien mit dem Straßenabwasser, die vorgegebenen Entfernungsraten nicht eingehalten werden können. Die Batch-Untersuchungen zeigten, dass die Adsorption rascher vor sich ging, als die kürzeste Manipulationszeit dauerte. Allerdings ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen groben (k_f -Wert $> 10^{-2}$ m/s) und feinerem Material (k_f -Wert $> 10^{-3}$ m/s). Aber auch bei k_f -Werten $> 10^{-3}$ m/s konnten die Schwermetalle gut aus der Lösung entfernt werden (TF If und TF IIb); die ÖNORM B 2506 Teil 2 sieht theoretisch eine Begrenzung des k_f -Wertes bei $< 10^{-3}$ m/s vor. Wenn die Materialien die Kriterien erfüllen, sollten auch größere Durchlässigkeiten akzeptiert werden, wobei ein wesentliches Kriterium die Art der k_f -Wert Bestimmung ist. Die Adsorptionsversuche ergeben für die meisten Materialien außer für Quarzsand gute Ergebnisse, die die Anforderungen, die von der ÖNORM-Arbeitsgruppe aufgestellt und von der Ad-hoc-Gruppe adaptiert wurden, einhalten konnten. Damit realistische Ergebnisse in Bezug auf die Entfernung von Verunreinigungen bei niedrigen Konzentrationen und hohen Durchflüssen (z.B. Starkregenereignissen) erreicht werden können, ist eine niedrige Gleichgewichtskonzentration erforderlich. Diese Eigenschaft wird durch die Adsorptionsisotherme beschrieben, welche die Menge der adsorbierten Verunreinigungen aus der flüssigen Phase an das Filtermaterial berechnet. Eine Verbesserung der Adsorption der Schwermetalle konnte ebenfalls durch den Partikelrückhalt nach einer „Einfahrzeit“, und einer damit einhergehenden Kontaktzeiterhöhung beobachtet werden. Grundsätzlich zeigt sich aber, dass die Entfernungsraten bei Konzentrationen < 50 µg/L geringer sind als bei höheren Konzentrationen. Aus diesem Grund sollten die Zulaufkonzentrationen sorgfältig gewählt werden, besonders wenn als Kriterium Zielkonzentrationen z.B. der QZV Chemie GW herangezogen werden. Außerdem zeigt sich, dass der Durchbruch bei Sättigung nicht stabil erreicht werden kann, aus diesem Grund wird von einem Durchbruch bei Sättigung von einem C_e/C_o -Wert von 0,9 bis 1,0 ausgegangen.

Die Ergebnisse, die mit den verschiedenen Materialien nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag erhalten wurden, zeigten dass der Boden BB wegen der raschen Kolmation eliminiert wurde und der Sand die Kriterien für die Adsorption nicht erfüllte. Die anderen Materialien konnten die Kriterien einhalten.

Untersuchungen an Gewässerschutzanlagen ergaben, dass der Partikelrückhalt im trockenen Bodenmaterial nicht besonders hoch ist, mit Ablaufkonzentrationen zwischen 0,5 mg/L und 212 mg/L. Die mittlere AFS Konzentration liegt bei 48,7 mg/L, der Median bei 18,5 mg/L. Der organische Kohlenstoff (TOC) ist zumeist in gelöster Form vorgelegen und wurde im Bodenfilterbecken nicht zurückgehalten. Die Schwermetallentfernungsraten waren aufgrund der Datenlage d.h. geringen Konzentrationen im Zulauf (nur eine Probe) nicht aussagekräftig. Die Konzentrationen an Ti, Ba, Zn und Ni waren in einzelnen Ablaufproben hoch. In der GSA H mit technischem Filtermaterial war die Konzentration der Partikel, Schwermetalle und der KW-Index sehr niedrig, wobei die Zulaufkonzentrationen (abgesetzte Probe) niedrig und die Durchlässigkeit ebenfalls bereits sehr niedrig war.

Da es unterschiedliche Anforderungen an die Kapazitätsprüfung gibt, je nachdem ob es sich um Material handelt, das bereits einer Prüfung bzw. einem Zulassungsverfahren unterzogen wurde, oder ob es sich um Material handelt, das vor einer potentiellen Prüfung eingebaut werden zwei verschiedene Vorgangsweisen vorgeschlagen.

Ermittlung der Kapazität im Zuge eines Zulassungsverfahrens:

Bei Prüfung des Materials im Zuge eines Zulassungsverfahrens soll neben den Informationen die im „vorläufigen“ Methodenvorschlag formuliert wurden eine Adsorptionsisotherme bestimmt werden. Dazu wird die Kapazität unter optimierten Bedingungen (upflow Modus) in 32 mm Säulen ermittelt, wobei die Ausgangskonzentrationen bei 50 µg/L Pb, 250 µg/L Cu und 1000 µg/L Zn liegen und die 3 Elemente Pb, Cu und Zn in der Lösung enthalten sind. Diese Adsorptionsisotherme ist nur einmal im Zulassungsverfahren zu ermitteln. Als Zielkonzentrationen werden 9 µg/L Pb (Schwellenwert der QZV Chemie GW), 50 µg/L Cu und 500 µg/L Zn (analog zu den Werten der BBodSchV (1999)

vorgeschlagen. Durch diese Ausgangs- und Zielkonzentrationen sollen auch die Forderungen der ÖNORM B 2506 Teil 2 erfüllt werden. Die Konzentrationen in der Wasserphase beziehen sich auf gelöste Gehalte.

Nach Einbau des Materials wird empfohlen alle 4 Jahre die aktuelle Beladung des Feststoffes im Vergleich zur maximalen Beladung, die für die Elemente (Pb) Cu und Zn für die Zielkonzentration ermittelt wurden zu prüfen; zur Beurteilung der maximal zulässigen Beladung wird die 90 % Beladung jenes Elementes herangezogen, das als Erstes die Zielkonzentration überschreitet. Wegen eines möglichen Überbefundes durch die Feinanteile wird empfohlen vor dem Materialtausch eine Prüfung der Restkapazität für eine weitere Standzeit von 4-Jahren (Kapazitätsprüfung ohne Adsorptionsisotherme) durchzuführen.

Ermittlung der Kapazität von Materialien ohne Adsorptionsisotherme:

Für jene Materialien, von denen keine Adsorptionsisotherme vom Ausgangsmaterial bekannt ist, wird vorgeschlagen in einem vereinfachten Verfahren die Standzeit für die nächsten 4 Jahre sicherzustellen. Je nach Zulaufkonzentration und Verhältnis von Filterfläche zu Einzugsfläche wird eine 4-Jahresfracht für die Elemente im Zulauf (z.B. Pb, Cu, und Zn) bestimmt. Es wird eine Schwermetalllösung hergestellt, die im Bereich der tatsächlichen Konzentrationen liegt. Diese Lösung wird von oben nach unten über eine 32 mm Säule filtriert; Proben werden nach je einer Jahresfracht als Kurzzeitmischproben gezogen. Zur Beurteilung werden entweder der Verlauf der 4 Konzentrationen der Kurzzeitmischproben oder nur die der letzten Probe (4. Jahr) herangezogen. Alle Proben sollen unter den Zielkonzentrationen von 9 µg/L Pb, 50 µg/L Cu und 500 µg/L Zn liegen.

Da das Verfahren auch für betriebliches Abwasser eingesetzt wird, sollte die Ausgangskonzentration und das Flächenverhältnis an die Herstellerinformationen angepasst werden.

Ergebnisse der Kapazitätsuntersuchungen:

Die Laborversuche im upflow-Modus mit $\frac{1}{2}Q$ erlauben, die Beladungskapazität von verschiedenen Filtermaterialien, die Entfernungsraten der Schwermetalle (Pb, (ev. Cr, Ni) Cu and Zn) und die Standzeit bis zum Durchbruch abzuschätzen. Die Konzentrationen im Zulauf lagen mit 50 bis 63,4 µg/L Pb, 111 bis 135 µg/L Cu und 435 bis 661 µg/L Zn in einem typischen Abwasserkonzentrationsbereich von verunreinigten Straßen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Filtermaterialien die Schwermetalllösungen sehr gut adsorbieren und dass sich zu Beginn Konzentrationen unter der Quantifizierungsgrenze einstellen. Der Durchbruch und die Beladungskapazität basierend auf Pb unterschieden sich bei den technischen Filtermaterialien sehr stark von denen des bodenbasierten Materials und denen des Sands. Generell ist zu bemerken, dass die Filtermaterialien TF If (auch mit geringerer Pufferkapazität) und TF Ilb die Schwermetalle besser entfernten als BA und Sand.

Die errechneten Standzeiten, als Zeit bis zur Erreichung des Durchbruchs des Pb Zielwertes (Pb = 9 µg/L; QZV Chemie GW) wurden für das Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) von 1:15 und 1:200 berechnet. Für den Bodenfilter ist ein Flächenverhältnis von 1:200 nicht machbar, für die technischen Filtermaterialien allerdings schon, weshalb alle Filtermaterialien für beide Fälle betrachtet wurden. Bei einem Flächenverhältnis von 1:200 haben die Filtermaterialien TF I (mit geringerer Pufferkapazität) und TF Ilb eine vorhergesagte Standzeit (basierend auf dem Pb Wert) von > 5 Jahren; bei einem Flächenverhältnis von 1:15 von ca. 80 Jahren. Für BA werden bei einem Flächenverhältnis von 1:15 20 Jahre bis zum Erreichen des Pb Wertes der QZV Chemie GW errechnet. Wegen der Kolmation sollten aber noch andere Betrachtungen angestellt werden. Die Berechnung basiert auf einer gleichmäßigen Beladung des ganzen Filterkörpers. Sollte dies nicht der Fall sein, kann es bereits früher zu einer partiellen Überlastung kommen; dies ist auch eine Frage der Lage und des Kurzschlusses durch die Drägen etc..

Neben der reinen Methodenentwicklung wurden zusätzliche Untersuchungen für eine weitergehende Interpretation durchgeführt z.B. Vergleich upflow- und downflow-Modus. Die Versuche im upflow-Modus lassen einen ruhigen Verlauf der Ablaufwerte mit Werten für Cu, Ni und Zn < BG bis 4020 BV erkennen. Im downflow Modus wird die BG von Cu, Cr, Ni und Zn ab 50 BV und von Pb ab 460 BV überschritten. Die Konzentrationen sind sehr instabil und schwanken zwischen $C_e/C_0 = 0,1$ (Pb), 0,35 (Cu) und 0,65 (Zn), bei Zulaufkonzentrationen von 50 µg/L Pb, 100 µg/L Cu und 400 µg/L Zn, obwohl die Kapazität bei Sättigung noch lange nicht erreicht ist.

Im Zuge des Projekts konnten Methoden **zur Prüfung der Eignung von Filtermaterialien für die Oberflächenwasserbehandlung und Methode zur Kapazitätsprüfung** erarbeitet werden.

8 Ausblick

In einem nächsten Schritt ist die vorgeschlagene Methode weiterhin auf Praxistauglichkeit zu prüfen. Die Prüfung auf Kapazität mit Mineralölsurrogaten ergab noch keine zufriedenstellende Methode. Ob sich MTBE im Säulenversuch eignet oder nicht konnte nicht mehr untersucht werden. Eine weitere Möglichkeit wäre ein Verfahren mit Mineralöl selbst analog zum „vorläufigen“ Methodenvorschlag zur Prüfung auf Eignung zu entwickeln.

Außerdem wird empfohlen noch eine praxistaugliche Anpassung an höhere Flächenverhältnisse in Laborversuchen zu ermitteln.

Die Untersuchungen an Anlagen in Betrieb hat eine Reihe von offenen Fragen aufgezeigt. Insbesondere das Verhalten von trockenen Bodenfiltern bei Regenfällen sollte untersucht werden, um in weiterer Folge Auswahlkriterien für Filtermedien bzw. hydraulisch optimierte Absetzbecken zu entwickeln. Zusätzlich wäre auch die Probenahme an Gewässerschutzanlagen zu optimieren und Ergebnisse, die im Trockenwetterfall entnommen wurden, mit denen im Regenwetterfall zu vergleichen. Eine weitere offene Frage ergibt sich auch aus dem Durchgang von Schwermetallen durch die Filtermaterialien. Es sollte geprüft werden, welche Materialien zum Durchtritt führen und ob es sich um eine tatsächlich gelöste Fraktion oder ob es sich um Matrixeffekte handelt.

Eine Diskussion der Ad-hoc-Gruppe betraf den Begriff „belebte Bodenzone“: was beinhaltet er, wie kann er quantifiziert werden, was bewirkt er. Wie wird der DOC oder TOC im Oberflächenabfluss beim Durchgang durch die „belebte Bodenzone“ beeinflusst?

Eine wesentliche Frage betrifft die Auswahl und Art der Bestimmung der Durchlässigkeit der Filtersubstrate (k_f -Wert) für die Dimensionierung von Filterbecken, da sich falsche Annahmen in der Anlagengröße erheblich auswirken.

9 Literatur

- Altun, T., Pehlivan, E. (2007) Removal of Copper(II) Ions from Aqueous Solutions by Walnut-Hazelnut- and Almond-Shells. *Clean: Soil, Air, Water*, 35 (6), 601–606.
- Aryal, K.R., Furumai, H., Nakajima, F., Boller, M. (2005). Characteristics of particle-associated PAHs in a first flush of a highway runoff. *Water Science and Technology*. 53 (2), 245 – 251.
- Ashoka, H., und Inamdar, S., (2010): Adsorption Removal of Methyl Res from Aqueous Solutions with Treated Sugarcane Bagasse and Activated Carbon, *Global Journal of Environmental Research* 4 (3), S. 175 - 182
- Athanasiadis, K., Helmreich, B., & Horn, H. (2007). On-site infiltration of a copper roof runoff: Role of clinoptilolite as an artificial barrier material. *Water Research*, 41 (15), 3251 – 3258.
- Babel, S. and Kurniawan, T.A. (2003): Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials B97*, 219 – 213.
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkanson, K., Allard, B., Karlsson, S. (2003). Speciation of heavy metals in road runoff and roadside total deposition. *Water, Air, and Soil Pollution* 147, 343 – 366.
- Ball, J.E. (2000). Modelling contamination in stormwater runoff, *Proc. Hydro 2000 – Hydrology and Water Resources Symposium*, Perth, WA, Australia, pp 680 - 685.
- Bayrisches Landesamt Für Umwelt (HRSG.) (2008): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. Abschlussbericht Entwicklungsvorhaben Oktober 1996 – Oktober 2005. München. 72 S.
- Blume, H.-P.; Brümmer, G.W.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I.; Kretschmar, R.; Stahr, K.; Wilke, B.-M. (2010), *Lehrbuch der Bodenkunde Scheffer/Schachtschnabel*, 16. Auflage
- Boller, M. (2003): Nachhaltige Regenwasserentsorgung auf dem Weg in die Praxis. *EAWAG news* 57, S. 25-28.
- Boller, M. (2004): Towards sustainable urban stormwater management. *Water Science and Technology: Water Supply* Vol 4 No 1 pp 55–65.
- Boller, M.; Kaufmann, P.; Ochsenbein, U.; Langbein, S.; Steiner, M. (2006): „Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies- und Gründächern“. Bericht, erhältlich bei der eawag, Dübendorf.
- Chi-hsu Hsieh*, and Allen P. Davis (2003). Multiple-event study of bioretention for treatment of urban stormwater runoff. *Diffuse Pollution Conference Dublin 2003 4C SUDS* 4-55.
- Choe, J.S., Bang, K.W., Lee, J.H. (2002): *Characterization of surface runoff in urban areas*. *Water Science and Technology*, 45, 249-254.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Ni, S. 2001. "Loading Estimates of Lead, Copper, Cadmium and Zinc in Urban Runoff from Specific Sources." *Chemosphere*. Vol 44, p.997-1009.
- Deletic, A and Maksimovic, C. and Ivetic, M. (1997): Modelling of storm wash-off suspended solids from impervious surfaces. *Journal of Hydraulic Research* 30(1), 99 – 118.
- Deletic, A. (1998): *The first flush load of urban surface runoff*. *Water Research* 32, 2462 – 2470.
- Deletic, A (1997): Modelling of storm wash-off suspended solids from Research 30(1), 99 – 118.
- Deletic, A., Ashley, R. and Rest, R. (2000): Modelling input of fine granular sediment into drainage systems via gully-pots. *Water research* 34(15), 3836 – 3844.
- Dierkes, C. (1999): „Verhalten von Schwermetallen im Regenabfluß von Verkehrsflächen über poröse Deckbeläge“. *Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen*, Heft 14
- 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, Osnabrück

- Dobner, I. und Holthuis, J-W. (2011) Praxiserprobung und technische Optimierung eines neuartigen Hochleistungs-Pflanzenfilterverfahrens zur Behandlung belasteter Niederschlagswässer: Abschlussbericht für den Zeitraum: 01.02.2008 bis 30.11.2010.
- Dwivedi C.P., Sahu J.N., Mohatny C.R., Raj Mohan B., Meikap, B.C. (2008): Column performance of granular activated carbon packed bed for Pb(II) removal, *Journal of Hazardous Materials* 156, 596–603
- Ellis B., Rewitt M., (1982). Incidence of heavy metals in street surface sediments: solubility and grain size studies. *Water Air Soil Pollut* 17, 87 – 100.
- Fanfan, P.N., Mabon, N., Carletti, I., Clautriaux, J.J., Thonart, P., Lognay¹, G., Copin, A., Barthelemy, J.P. (2005). New model for performance prediction in fixed-bed reactors based on the approach of the unused bed zone. *Water research*, 39, 4004-4010.
- Feldhaus, B.R., Klein, N., Rohrig, J., Meier, G. (2010). Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung in kommunalen Trennsystemen am Beispiel des Regierungsbezirkes Köln. Abschlussbericht, 106 S.
- Foo, K. and Hameed, B., (2011): Adsorption characteristics of industrial solid waste derived activated carbon prepared by microwave heating for methylene blue
- Fuerhacker, M., Haile, T.M., Monai, B., Mentler, A. (2011): Performance of a filtration system equipped with filter media for parking lot runoff treatment. *Desalination* 275, 118 – 125.
- Furumai, H., Balmer, H. and Boller, M. (2002). Dynamic behaviour of suspended pollutants and particle size distribution in highway runoff. *Water Science and Technology*, 46(11-12), 413 - 418.
- German, J. and Svensson, G., (2002): Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste. *Water Science and Technology*, 46 (6 – 7), 191 – 198.
- Geiger-Kaiser, M. und Jäger, P. (2005): Wirksamkeit von Retentionsfilterbecken zur Reinigung von Straßenoberflächenwässern. Amt der Salzburger Landesregierung Gewässerschutz, Reinigung von Straßenabwässern: Reihe Gewässerschutz 11, 49 pp.
- Genç-Fuhrman, H., Mikkelsen, P.S. and Ledin, A. (2007). Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water research*. Vol. 41(3), 591 – 602.
- Genç-Fuhrman, H., Wu, P., Zhou, Y., Ledin, A. (2008). Removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from polluted water using an iron based sorbent. *Desalination* 226,57 – 370.
- Göbel, P., Dierkes, C., and Coldwey, W.G. (2007). Stormwater runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 91, p.26-42.
- Grotehusmann, D., Kasting, U. (2009): Vergleich der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern und Versickeranlagen an Bundesfernstraßen. BMVBS - Fb - 1024. 96 S.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., (2008). Hydraulic and Pollutant Removal Performance of Fine Media Stormwater Filtration Systems. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 2535 – 2541.
- Hefler F. (2009) Stellungnahme an den Umweltsenat für die Umfahrung Mistelbach B40 – B46 – StnVII 16-09
- Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A., Athanasiadis, K. (2005). Schadstoffe aus Niederschlagsabflüssen und deren Bewertung. In 33. Abwassertechnisches Seminar: Niederschlagswasserbehandlung in urban Gebieten 185, 37 – 48
- Helmreich und Horn (2010). Prüfung einer Behandlungsanlage für Metaldachabflüsse nach den Prüfkriterien des Bayerischen Landesamts für Umwelt. Sonderdruck aus KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall 57. Heft 8, 756 – 764.
- Herngren, L., Goonetilleke, A., Ayoko, G.A., (2006): Analysis of heavy metals in road-deposited sediments. *Analytica Chimica Acta* 571, 270 – 278.
- Hilliges, R. (2007a): Entwicklung eines dezentralen Behandlungssystems für hochbelastete Verkehrsflächenabläufe im urbanen Raum. Berichte aus Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität München, Nr.193. 185 Seiten.

- Hilliges, R.; Helmreich, B.; Horn, H.; Bischof, F.; Dierkes, C. (2007b): „Entwicklung und Optimierung eines mehrstufigen Reinigungssystems für Straßen- und Parkplatzabläufe in urbanen Gebieten zur Abflusssdämpfung (Hochwasserschutz)“. Abschlussbericht eines Projektes, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az.: 223388.
- Hsieh, C. and Davis, A. (2005). "Evaluation and Optimization of Bioretention Media for Treatment of Urban Storm Water Runoff." *J. Environ. Eng.*, 131(11), 1521–1531.
- Hürlimann, J. (2011). Auswirkungen von Straßenabwasser aus Oberflächengewässer. Gewässerökologische Beurteilung: Abwasser Hauptartikel, 793-801.
- Inglezakis, V.J., Loizidou, M.D., Grigoropoulou, H.P. (2002). Equilibrium and kinetic ion exchange studies of Pb, Cr, Fe and Cu on natural clinoptilolite. *Water Research*. Volume 36, p. 2784-2792.
- IUTA (Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V.) (2006): „Endbericht Feldversuch Sickerschächte und Langzeitsäulenversuche im Labor zur Ermittlung der maximalen Standzeiten“. Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V., Duisburg.
- Inczédy, J., 1966. Analytical Applications of Ion Exchangers. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 1-80
- IUTA (Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V.) (2006): „Endbericht Feldversuch Sickerschächte und Langzeitsäulenversuche im Labor zur Ermittlung der maximalen Standzeiten“. Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V., Duisburg.
- Jakobs, J., Karavokiros, G., Zimmermann, J. (1995). Konzept und Aufbau des Schmutzfrachtmodells HAUSS. Schadstoffe im Regenabfluss III Präsentation des BMFT Verbundprojektes NIEDERSCHLAG am 24.-25.10.1995 in Karlsruhe, Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, Bd. 73, S. 269-292. In Dissertation von Stauer, P. (2010) Ein probabilistisches Verfahren für die Bestimmung ablagerungskritischer Teilbereiche einer Mischkanalisation, Von der Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen (253 pp.).
- Kammerer, G., 2012. Hydraulische Aspekte zu Gewässerschutzanlagen. Wien, ÖWAV Seminar Gewässerschutzanlagen für Verkehrsflächen.
- Kammerer, G., 2013. Auszug aus: Vorlesungsskript Bodenphysik (Vertiefung), Stand 10.04.2013, Wien: s.n.
- Kandra H.S., McCarthy D., Deletic A., Fletcher T.D.(2010): Assessment of clogging phenomenon in granular filter media used for stormwater treatment. Proceedings NOVATECH Conference, Lyon, France, June 27-July1, 2010.
- Kastanek et al. 1980. Zur Nomenklatur in der Bodenphysik. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 22 pp 55–72
- Kasting, U. (2002): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen; Dissertation, Universität Kaiserslautern; 2002.
- Kennedy, P. and Gadd, J. (2003). Preliminary Examination of Trace Elements in Tyres, Brake Pads and Road Bitumen in New Zealand. Prepared for Ministry of Transport by Kingett Mitchell Limited, p.22
- Kluge, B. (2010): Schwermetallbelastung der Böden und Sickerwasserkonzentrationen entlang der AVUS Berlin (BAB 115), Immobilisierungsversuche mit Kalk, Dissertation der TU Berlin
- Lai, C.H. and Chen, C.Y. (2001): Removal of metal ions and humic acid from water by iron-coated filter media. *Chemosphere* 44, 1177 – 1184.
- Legret, M., and Pagotto, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of the Total Environment*. Vol. 235(1), p. 143-150.
- LfU Bayern (2010): Prüfkriterien zur Beurteilung von Anlagen zum Rückhalt von Metallionen aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern - Festlegung von Regenspenden und Prüf-dauern - Zwischenbericht Phase 3, Dezember 2010, Augsburg,
- Lindgren, Å. (1996). Asphalt wear and pollution transport. *The Science of the Total Environment*. Vol. 28, p. 281-286

- Ludwig, T. (2007): Kupfer- und Zinkentfernung aus Niederschlagsabfluss von Dächern in einem Eisen-Korrosionssystem, Dissertation der TU Berlin
- Malandrino, M., Abollino, O., Giacomino, A., Aceto, M. and Mentasti, E. (2006). Adsorption of heavy metals on vermiculite: Influence of pH and organic ligands. *Journal of Colloid and Interface Science*. Vol. 299, p. 537–546.
- McDowell-Boyer, L.M., Hunt, J.R., and Sitar, N., (1986). Particle transport in porous media. *Water Resources Research*. Vol. 22, no. 13, pp. 1901-21.
- Mualem Y. 1976. A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resources Research*, Vol 12, No 3: pp 513–522
- Ng, W. H., Buckeridge, J. S., & Ockleston, G. (2003, May). Distribution of heavy metal contaminants in road sediments. In *Proceedings of the 3rd South Pacific Stormwater Conference*, Auckland, New Zealand.
- Nn (2013): <http://www.periodni.com/de/loslichkeitsprodukt-konstante.html> assessed 06.11.2013
- Nolting, B. (2008): Untersuchungen zur Filtration und anschließenden Versickerung von Niederschlagswässern von Zinkdächern (am Beispiel des Altenheims Wahlscheid); Abschlussbericht Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- OÖ Landesregierung (2004). Bericht Projekt Regenbecken (Autobahnregenbecken Mönchsgraben) von 2002 bis 2003.
- ÖKOPLAN (1993). Gütewasserwirtschaftliche Auswirkungen der Straßenentwässerung im Autobahn- und Schnellstraßennetz Niederösterreichs, Bestandsanalyse (Studienphase 1), Straße und Gewässerschutz, Wien 1993.
- Plazinski, W.; Rudzinski, W.; Plazinska, A. (2009) Theoretical Models of Sorption Kinetics Including a Surface Reaction Mechanism: A Review. *Adv. Colloid Interface Sci.*, 152, 2–13.
- Reynolds, W. D., Elrick, D. E. & Youngs, E., 2002. Singel-Ring and Double- or Concentric-Ring Infiltrometers. In: J. H. Dane & G. C. Topp, Hrsg. *Methods of Soil Analysis Part 4 – Physical Methods*. Wisconsin: Soil Science Society of America.
- Roger, S., Montrejaud-Vignoles, M., Andal, M.C., Herremans, L., Fortune, J.P., (1998): Mineral, physical, and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff water. *Water Research*, 32 (4), 1119 – 1125.
- Sansalone, J.J. and Buchberger, S.G. (1997a): *Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water*. *Journal of Environmental Engineering*, 123, 134 – 143.
- Sansalone, J.J. and Buchberger, S.G. (1997b): *Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater*. *Water Science and Technology*, 38, 155 – 160.
- Sansalone, J.J., Korau, J., Buchberger, S.G., (1998). Smithson JA. Physical characteristics of urban roadway solids transported during rain events. *J Environ Eng* 124(5), 427 – 440.
- Sartor, J.D., Boyd, G.B., (1972) Water pollution aspects of street surface contaminants, U.S. Environmental Protection Agency (1972) EPA-R2-72-081.
- Schachtschabel, P. et al., 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg: Spektrum.
- Scheunert, I. (1992): Physical and physico-chemical processes governing the residue behavior of pesticides in terrestrial ecosystems. In: *Chemistry of plant protection*, Vol. 8 (Ebing, W. ed.). Berlin: Springer. 1 – 22.
- Schirmer, M., Lorenz, U. (1994): Bepflanzte Kiesfilter zur weitergehenden Niederschlagsbehandlung (Forschungsvorhaben des Landes Bremen). *Berichte der ATV* 44: 873 – 897.
- Schmitt, T.G., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, C., RemmLer, F.G. (2010). Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren; Abschlussbericht, 236pp.
- Schmitt, T.G., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, C. (2011). Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren;

- Abschlussbericht, Ergänzungsauftrag über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 28940-23 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. 71 Seiten.
- Singhal, N., Elefsiniotis, T., Weeraratne, N., Johnson, A. (2008). Sediment Retention by Alternative Filtration Media Configurations in Stormwater Treatment. *Water Air Soil Pollut* 187, 173–180.
- Sommer, H. (2007): „Behandlung von Straßenabflüssen, Anlagen zur Behandlung und Filtration von Straßenabflüssen in Gebieten mit Trennsystem – Neuentwicklungen und Untersuchungen“. Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie der Universität Hannover, 2007
- Sonnenberg, A. (2003): Simultane Sorption von Blei(II), Kupfer(II) und Chrom(II) in Säulenversuchen mit ungestörten, versauerten Waldböden, Dissertation der Universität Paderborn, 2003
- Shinya, M., Tsuchinaga, T., Kitano, M. Ishikawa, M. (2000): Characterization of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban highway runoff. *Water Science and Technology*, 42, 201 – 208.
- Vienken, T., Dietrich, P. (2011): Field evaluation of methods for determining hydraulic conductivity from grain size data. *Journal of Hydrology* 400, 58 – 71.
- Welker, A., Dierschke, M. und Schmitt, T.G. (2008a): „Entwicklung eines Prüfverfahrens für den Rückhalt von Metallionen in Niederschlagsabflüssen von Metalldächern“. Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Augsburg. Schlussbericht Phase I. TU Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Kaiserslautern, Februar 2008
- Welker, A., Dierschke, M. und Schmitt, T.G. (2008b): „Entwicklung eines Prüfverfahrens für den Rückhalt von Metallionen in Niederschlagsabflüssen von Metalldächern“. Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Augsburg. Schlussbericht Phase II. TU Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Kaiserslautern, Dezember 2008.
- Westerlund, C and Viklander, M., (2006): Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total Environment* 362, 143 – 156.
- 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. 131 Seiten
- Wium-Andersen, T., Nielsen, A. H., Hvitved-Jacobsen, T., Kristensen, N.K., Brix, H., Arias, C., Vollertsen, J. (2012) Sorption Media for Stormwater Treatment – A. Laboratory Evaluation of Five Low-Cost Media for Their Ability to Remove Metals and Phosphorus from Artificial Stormwater. *Water Environ Res.*;84(7):605-16.
- Xanthopoulos, C. (1990): Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen, Erneute Bilanzierung aufgrund weitergehender Erfassung von Ereignissen, in: Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft Nr.58, 1990, 115-145.
- Xanthopoulos, C. (1992): Schmutzstoffeintrag in die Kanalisation, Schadstoffe im Regenabfluss II, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft Nr.64, 1992, 147-166
- Zanders, J.M., (2005): Road sediment: characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Science of the Total Environment* 339, 41– 47
- Zhao, H., Li, X., Wang, X., Tian, D., (2010): Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials* 183, 203 – 210.

10 Normen und Richtlinien

- AAEV: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen, StF: BGBl. Nr. 186/1996
- Bundes-bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), Deutschland, 12. Juli 1999, zuletzt geändert 24.02.2012
- BUNDESGESETZBLATT FÜR DIE REPUBLIK ÖSTERREICH (2010). 98. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW. [CELEX-Nr: 31991L0692, 32006L0118]
- DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik) (2005): „Zulassungsgrundsätze für Abwasserbehandelnde Flächenbeläge“. Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin
- DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik) (2009a): „Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser; Teil I, Allgemeines Bewertungskonzept. DIBt Mitteilungen, 40 Jhrg. H 4, August 2009, S. 116 – 134
- DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik) (2009b): „Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser; Teil II, Bewertungskonzepte für spezielle Bauprodukte. Teil III, Analyseverfahren“ DIBt Mitteilungen, 40 Jhrg. H 5, Oktober 2009, S. 169 - 179
- DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik) (2011): „Zulassungsgrundsätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 1: Anlagen zum Anschluss von Kfz-Verkehrsflächen bis 2.000 m² und Behandlung des Abwassers zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser“. Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin, Entwurf Februar 2011
- DIN EN ISO 5667-3 (2012): Wasserbeschaffenheit – Probenahme – Teil 3: Konservierung und Handhabung von Wasserproben
- OECD (2000): Guidelines for the Testing of Chemicals/Section 1: Physical-Chemical properties Test No. 106: Adsorption - Desorption Using a Batch Equilibrium Method OECD. Published by OECD Publishing, 44 pp
- ÖNORM B 2506-2 (2012): Regenwasser-Sickeranlagen für Abläufe von Dachflächen und befestigten Flächen (Ausgabe 15.11.2012)
- ÖNORM B 4422-2 (2002) Erd- und Grundbau - Untersuchung von Böden Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit - Feldmethoden für Oberflächennahe Schichten. Wien: Austrian Standards Plus GmbH.
- ÖNORM L 1061-1 (2002): Physikalische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens -Teil 1: Grobboden. Wien: Austrian Standards Plus GmbH.
- ÖNORM L 1061-2 (2002): Physikalische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens - Teil 2: Feinboden. Wien: Austrian Standards plus GmbH.
- Regelblatt 45: ÖWAV-Regelblatt 45 „Oberflächenentwässerung ausgewählter Betriebsanlagen durch Versickerung und Verrieselung in den Untergrund“, Entwurf, Stand 2013
- Regelblatt 35: ÖWAV Regelblatt 35 „Behandlung von Niederschlagswässern“, 2003
- QZV Chemie GW (2010): Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser mit dazugehöriger Änderung der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer, Ökologie Oberflächengewässer und Chemie Grundwasser (Ausgabe 29.03. und 23.12.2010)
- QZV Chemie OG (2006): Qualitätszielvereinbarung Chemie Oberflächengewässer (Ausgabe 02.03.2006)

11 Anhang

11.1 „Vorläufiger“ Methodenvorschlag zur Prüfung der Filtermaterialien auf Eignung vor dem Einbau

Ausgehend von den Erkenntnissen aus den Vorversuchen wurde in Abstimmung mit der Ad-hoc-Gruppe ein „vorläufiger“ Methodenvorschlag erarbeitet. Durch die Diskussionen und laufenden Anpassungen der Methode an die Praxis durch die Ad-hoc-Gruppe, war es nicht immer möglich, für alle Materialien vergleichbare Versuchsdaten zu liefern.

Der „vorläufige“ Methodenvorschlag zur Prüfung von technischen Filtermaterialien für die Reinigung von Abwässern von Dach- und Verkehrsflächen beruht auf einer Materialprüfung im Labor im Säulenversuch in einer 100 mm Filtersäule.

Die Prüfung besteht aus neun verschiedenen Teilprüfungen und wird in folgender Reihenfolge durchgeführt:

- 1) Säulenvorbereitung, Entlüftung und Spülung der Säule
- 2) Infiltrationsratenbestimmung
- 3) Partikelretention I
- 4) Schwermetallrückhalt
- 5) Mineralölrückhalt
- 6) Partikelretention II
- 7) Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS
- 8) Winterbetrieb und Remobilisierung der Schwermetalle
- 9) Prüfung der Säureneutralisationskapazität

Die Teilprüfungen 1) bis 8) werden mit ein und derselben mit Filtermaterial gefüllten Säule durchgeführt. Für Teilprüfung 9), zur Bestimmung der Säureneutralisationskapazität, muss die Säule mit frischem Filtermaterial gefüllt werden.

Die Untersuchungen werden so gewählt, dass das gesamte Säulenvolumen beaufschlagt wird. Das ist sichergestellt, wenn die Säule nach Entlüftung im Überstaubetrieb gefahren wird. Dieses Kriterium ist verglichen mit anderen Prüfmethode sehr streng, erlaubt allerdings für jede Säule einen adäquaten Betrieb, was bei einem vorgegebenen Durchfluss nicht der Fall ist. Die durchgesetzten Frachten sollten zumindest einer 4-Jahresfracht entsprechen; das berechnete Wasservolumen basiert auf einem Jahresniederschlag von 700 mm und einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) von 1:15 (entsprechen 84 L für 1 Jahr bezogen auf die Säulenfläche). Dieses Volumen wurde den Teilschritten zugrunde gelegt, wobei manchmal nur ein Teil oder ein Vielfaches davon eingesetzt wird. Als Prüfsubstanz für die Prüfung der Partikelentfernung wurde Millisil W4 gewählt, da dieses Quarzmehl einen relativ hohen Feinanteil hat und die Schwermetalle und auch PAK besonders im Feinanteil konzentriert sind. Der Partikeldurchmesser von ca. 50 % des Quarzmehls liegt unter 63 μm . Außerdem wird Millisil W4 auch in Deutschland vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) als Prüfsubstanz für die Prüfung des Partikelrückhalts eingesetzt. Der Berechnung der Jahresfracht an AFS im Zulauf liegen mittlere Konzentrationen im Straßenabwasser von 90 bis 100 mg/L AFS (Göbel et al, 2007) zugrunde; tatsächlich wurde eine Konzentration von 91 mg/L AFS eingesetzt, um für das gewählte Niederschlagsvolumen auf 30 g pro 4 Jahre zu kommen.

Als Prüfsubstanzen für die Schwermetallentfernung werden handelsübliche Schwermetallstandardlösungen eingesetzt: Merck KGaA, Darmstadt Germany 1000 mg Cu (CuCl_2 in H_2O), 1000 mg Cr (CrCl_3 in 4,2 % HCl), 1000 mg Pb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ in H_2O), 1000 mg Ni (NiCl_2 in H_2O) und 1000 mg Zn (ZnCl_2 in 0,06 % HCl). Aus diesen Konzentrationen werden die Lösungen mit den entsprechenden Konzentrationen und pH-Werten hergestellt. Die Schwermetallkonzentrationen werden ursprünglich aus mittleren Konzentrationen der Gesamtgehalte von 170 $\mu\text{g/L}$ Pb, 97 $\mu\text{g/L}$ Cu und 407 $\mu\text{g/L}$ Zn aus der Literatur (Göbel et al., 2007) abgeleitet, wurden aber durch die Ad-hoc-

Gruppe vereinfacht und angepasst. Im Laufe der Versuche wurden besonders die Pb-Konzentrationen diskutiert und für die Kapazitätsprüfung werden andere Konzentrationsverhältnisse vorgeschlagen.

Als Prüfschubstanz für die Prüfung von Mineralölrückhalt wird Diesel Plus (kommerzielles Produkt) verwendet. Die Frachtberechnung geht von einer Konzentration von 5 mg/L KW-Index (Diesel) aus. Diese Konzentration wurde gewählt, weil für den Fall, dass höhere Konzentrationen zu erwarten sind, diese durch Mineralölabscheider zurückgehalten werden können. Außerdem zeigen die Daten aus der Literatur, dass die Konzentrationen im Straßenabwasser < 5 mg/L KW-Index sind (Göbel et al., 2007).

Da bei Gewässerschutzanlagen in Betrieb verschiedene Flächenverhältnisse (Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$)) anzutreffen sind, wird für höhere Flächenverhältnisse, eine Anpassung der Prüfung empfohlen. Praktisch wurde die Prüfung nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag, nach Absprache mit der Ad-hoc-Gruppe, in Bezug auf 2 verschiedene Flächenverhältnisse mit 1:15 und 1:200 geprüft. Dabei wurden folgende Filtermaterialien auf folgende Flächenverhältnisse geprüft:

Flächenverhältnis 1:15: TF If, TF IIb, Quarzsand und BA

Flächenverhältnis 1:200: TF If

11.1.1 Prüfung nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag bei einem Flächenverhältnis 1:15

1) Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule (1:15)

Eine 800 mm lange Plexiglassäule mit 100 mm Innendurchmesser und einem Auslass von 32 mm Innendurchmesser wird, wie in Abbildung 100 dargestellt, befüllt. Für die Förderung der Flüssigkeit werden regelbare Schlauchquetschpumpen eingesetzt und das Wasser wird aus einem großen Vorlagebehälter (z.B. 160 L Aquariumglasbehälter oder äquivalent) von oben in die Säulen gepumpt. Für die Überprüfung der Schwermetalladsorption ist jedenfalls ein Glasvorlagebehälter erforderlich. Zur Beschickung können Präzisionspumpen wie z.B. WATSON-MARLON-Pumpen, Verder oder ISMATEC Schlauchquetschpumpen verwendet werden.

Befüllen der Säule: In die Säule wird unten ein Trenngewebe eingelegt, das jedenfalls selbst nicht aktiv sein sollte, z.B. Kunststoffgitter Maschenweite 1,3 mm, darauf werden 250 mm Drainageschicht (4/8 mm Rundkorn) aufgebracht. Das für die Prüfung verwendete Filtermaterial wird ohne chemisch-physikalische Veränderung über einem Trenngewebe in einer Schichthöhe von 300 mm Schicht für Schicht vorsichtig lufttrocken eingefüllt. Darauf wird ein weiteres Trenngewebe gelegt und zum Abschluss werden wieder 50 mm Drainageschicht (4/8 mm Rundkorn) aufgebracht, die der Verdichtung des Filtermaterials dient und das Aufschwimmen bzw. innere und äußere Erosion vermeiden soll.

Die Säule mit entionisiertem Wasser langsam von unten nach oben füllen, dadurch kann die Porenluft aus dem Filter entweichen. Nach der vollständigen Sättigung der Säule wird der Wasserspiegel für einige Minuten mit ca. 50 mm Überstau konstant gehalten. Lufteinschlüsse im Filtermaterial, durch mangelhafte Entlüftung, können die Infiltration und damit den k_f -Wert negativ beeinflussen. Im Zweifelsfall ist entlüftetes Wasser zu verwenden.

Danach wird die Säule zur Entfernung der Feinteile aus dem Material im Überstaubetrieb (von oben nach unten) gespült dabei ist zu Beginn der Spülung die Trübung zu bestimmen. Durch das Spülen des Filtermaterials wird eine visuell erkennbare Trübung bzw. ein Messwert mit dem Trübungsmessgerät als Kriterium für die Dauer der Spülung herangezogen. Die Spülung wird bis zu einer Trübung < 10 NTU durchgeführt. Sollte das Material dauernd Partikel abgeben, wird der Versuch nach max. 30 min abgebrochen (das Gefüge des Filtermaterials ist damit zu instabil und damit ungeeignet).

2) Infiltrationsratenbestimmung (1:15)

Die Bestimmung der Infiltrationsrate wird mit 84 Liter pro Prüfung (im Überstauverfahren) durchgeführt. Bei einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_S:A_{ent}$) von 1:15 entspricht dieses Volumen, bezogen auf unsere Filterfläche, dem einer hydraulischen Jahresbelastung. Die hydraulische Leistung sollte $\geq 0,6 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$ sein.

Bei der Infiltrationsratenbestimmung werden Volumenstrom (Q), Überstauhöhe über der Substratschicht ($h_{\bar{u}}$) und Höhe der Substratschicht (L) der Säule gemessen. Daraus wird der k_f -Wert nach Darcy Gleichung 12 berechnet. Schwankt die Überstauhöhe während der Prüfung zu stark, sind aus mehreren Teilmessungen der k_f -Wert und daraus ein Mittelwert zu bestimmen. Dieser sollte nicht $< 1 \cdot 10^{-5}$ m/s sein (ansonsten ist das Filtermedium zu undurchlässig und damit ungeeignet).

$$k_f = \frac{Q \cdot L}{A \cdot (L + h_{\bar{u}})}$$

Gleichung 12

Messgrößen:

- k_f Durchlässigkeitsbeiwert (m/s)
- Q Durchfluss (m^3/s)
- L Höhe der Substratschicht (m)
- A Säulenquerschnittsfläche (m^2)
- $h_{\bar{u}}$ Überstauhöhe über der Substratoberfläche (m)

Schnitt durch die Filtersäule alle Maße in mm

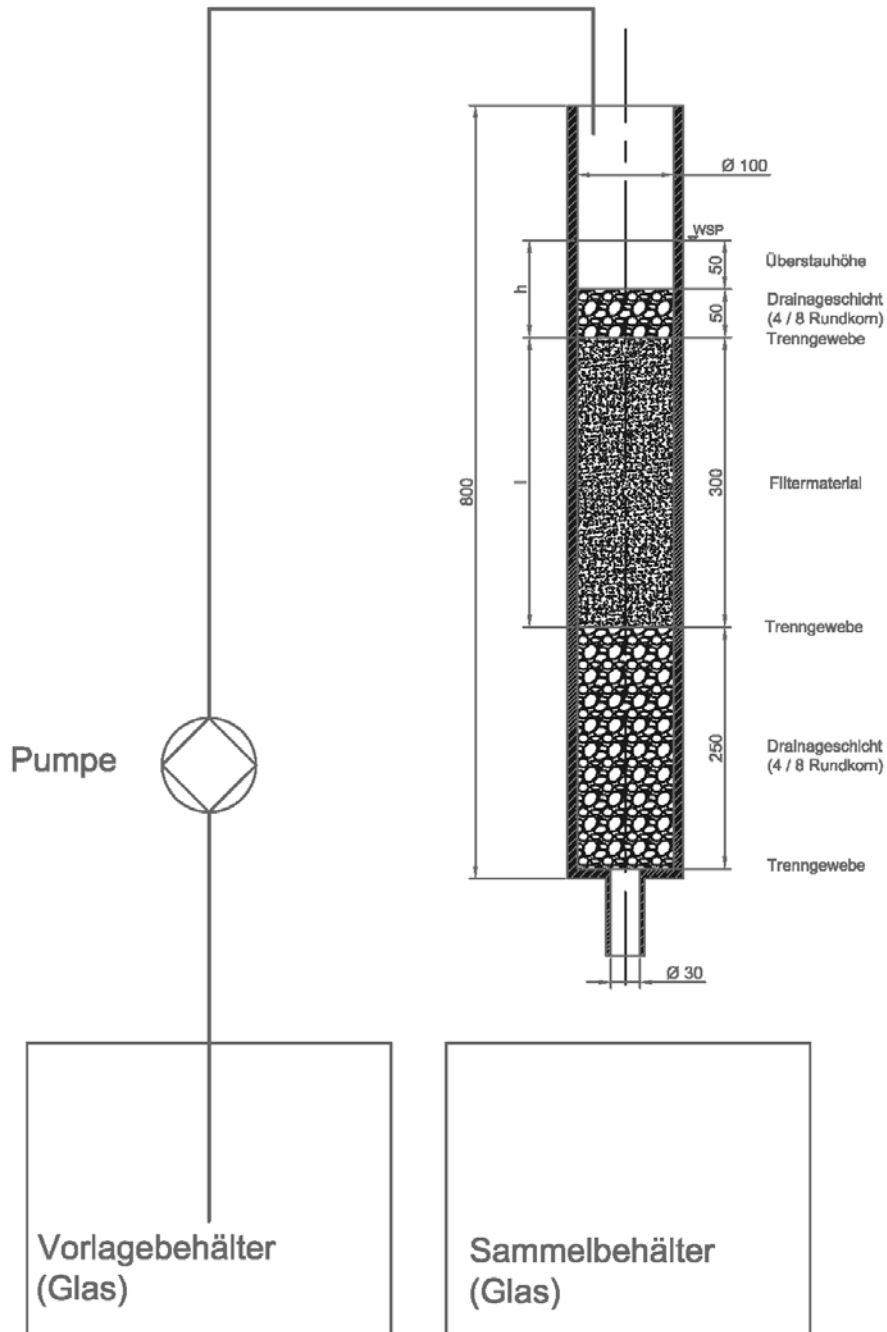


Abbildung 100: schematische Darstellung der Säulengeometrie und des Säulenaufbaus

Der k_f -Wert entspricht lt. ÖNORM B 4422-1 vereinfacht dem k_f -Wert der ÖNORM B 2400 und kann für die weitere Dimensionierung herangezogen werden.

Die Säule nach dem Versuch austropfen lassen und einen weiteren Infiltrationsversuch von oben nach unten mit der nicht gesättigten Säule durchführen. Zur Prüfung der Suffosionsstabilität werden 5 Mal nach je 1 L entionisiertem Wasser Trübungsmessungen in gleichen zeitlichen Abständen durchgeführt. Die Trübung sollte den Wert der zu Beginn der

Spülung erreicht wurde nicht überschreiten. Diese Infiltrationsrate wird zum Vergleich mit der unter Pkt. 7 ermittelten Rate verglichen.

3) Partikelretention I (1:15)

Die Versuche mit Partikeln (Parameter: abfiltrierbare Stoffe (AFS) Bestimmung mit 0,45 µm Filter ÖNORM M 6274 oder DIN 38409 A2) werden in zwei Teilen durchgeführt. Es werden insgesamt 3 Mal 10 g – entsprechend einer Jahresfracht von 4 Jahren – mit dem Volumen eines Jahresniederschlags (84 L für die gesamte Prüfung) durchgespült.

In einem ersten Schritt werden 10 g Quarzmehl (Millisil W4) gleichmäßig auf der Oberfläche der ausgetropften Säule verteilt. Dann wird mit 42 L im Überstau beregnet. Die Proben werden jeweils als Mischproben von 3 Mal 1 Liter ab Beginn der Beregnung gezogen.

Bei der Partikelretention soll als Kriterium 80 % Rückhalt erreicht werden.

Die weiteren 2 Mal 10 g Quarzmehl werden bei den Versuchen zur Partikelreduktion II (Pkt. 6) zugegeben.

4) Prüfung des Schwermetallrückhalts (1:15)

Die Säule austropfen lassen.

Für die Prüfung des Schwermetallrückhalts (Cu, Zn und Pb) wird die Säule mit jeweils 84 L pro Versuch und Konzentration beschickt. Es wird jeweils 3 Mal eine repräsentative Probe aus dem gesammelten Ablauf nach je 28 L ± 20 % gezogen und untersucht. Die Ergebnisse werden gewichtet gemittelt. Da der Entfernung der gelösten Fraktion an Schwermetallen größere Bedeutung beigemessen wird, werden die Proben mit Hilfe eines Spritzenaufsteckfilters (Porenweite 0,45 µm) filtriert und erst nach der Filtration mit HNO₃ suprapur angesäuert.

Folgende Konzentrationen wurden pro Versuch festgelegt:

- | | |
|--|------------------|
| 1. 100 µg/L Cu, Pb, Zn | pH 5,8 ± 0,2 und |
| 2. 500 µg/L Cu, Pb, Zn | pH 5,8 ± 0,2 und |
| 3. 3000 µg/L Cu und 500 µg/L Zn für Cu-Dächer | pH 5,5 ± 0,2 und |
| 4. 5000 µg/L Zn und 150 µg/L Cu für Zinkdächer | pH 5,5 ± 0,2 |

Kriterien für die Mischproben:

1. Kriterium 80 % Cu-Entfernung und 50 % Zn-Entfernung; Pb 9 µg/L
2. Kriterium 80 % Cu-Entfernung, 50 % Zn-Entfernung und 95 % Pb-Entfernung
- 3./4. Kriterium 80 % Cu-Entfernung / 50 % Zn-Entfernung

5) Prüfung des Mineralölrückhalts (1:15)

Die Säule wird austropfen gelassen.

Der Mineralölrückhalt wird durch Zugabe von 420 mg Diesel pro Säule untersucht. Die 420 mg werden in 4 Gaben mittels Pipette (126 µL/Gabe) jeweils nach Absenken des Wasserlevels auf die Säulenoberfläche aufgebracht und nach einer Wartezeit von 5 min Sickerzeit, wird mit Wasser im Überstau durchgespült. Prüfvolumen: insgesamt 84 L Durchsatz d.h. 21 L/Gabe. Es werden nach jeder Zugabe 4 Stichproben zu je 100 mL in einer graduierten Probenflasche (500 mL) nach 5, 10, 15 und 20 min gesammelt. In dieser Mischprobe wird die Konzentration des KW-Indexes untersucht.

Kriterium Ablaufkonzentration 0,3 mg/L oder Entfernung 95 %

6) Prüfung der Partikelretention II (1:15)

Die Säule wird austropfen gelassen.

In diesem Schritt werden 10 g Quarzmehl (Millisil W4) gleichmäßig auf der Oberfläche der ausgetropften Säule verteilt. Dann wird mit 21 L im Überstau beregnet. Die Proben werden jeweils als Mischproben von 3 Mal 1 Liter ab Beginn der Beregnung gezogen. Danach die Säule austropfen lassen und wieder mit 10 g Quarzmehl beschicken und mit 21 L beregnen. Probenahme wie oben. Die hochgerechnete Fracht aus allen 3 Versuchen muss zu 80 % zurückgehalten werden.

Bei der Partikelretention soll als Kriterium 80 % Rückhalt erreicht werden.

7) Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:15)

Die Durchführung erfolgt ebenfalls im Überstaubetrieb mit 84 L. Die Säule 1 Stunde trocknen lassen dann mit derselben Einstellung wie oben Wasser durchlaufen lassen. Die ersten 3 Liter des Ablaufs werden auf AFS untersucht. Die errechnete Fracht darf 1,6 g nicht überschreiten.

Akzeptanzkriterium: maximal 50 % Reduktion der Infiltration und 10 % Partikelaustrag von den letzten 20 g Quarzmehl (Millisil W4).

8) Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs durch Aufbringung von NaCl (1:15)

Spätestens 24 Stunden nach Beendigung des Experiments erfolgt die Beaufschlagung der mit Schwermetallen beladenen Säule mit 42 L einer 5 g/L NaCl-hältigen Lösung, die mit RO-Wasser hergestellt wurde. Gesamtdurchflussmenge 42 L Probenahme von 4 Stichproben in je 100 mL mit HNO₃ suprapur angesäuerten Glasflaschen. Die erste 100 mL Probe werden nach Durchfluss eines Bettvolumens und die restlichen 3 Proben nach Aufteilung des Restvolumens in jeweils gleiche Volumina nach Durchlauf dieser Teilvolumina entnommen. Die Proben werden zuerst mit Hilfe eines Spritzenaufsteckfilters (Porenweite 0,45 µm) filtriert und erst nach der Filtration mit HNO₃ suprapur angesäuert.

Akzeptanzkriterium für die Einhaltung der Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs:

Die Kriterien wurden noch nicht endgültig festgelegt. Es wird empfohlen Konzentrationsziele im Ablauf in Anlehnung an die Werte in Deutschland DIBt (2011) von Cu ≤ 50 µg/L und Zn ≤ 500 µg/L, (ev. Pb ≤ 9 µg/L) festzulegen. Um zu verhindern, dass eine potentielle hohe Remobilisation zu Beginn des Versuches übersehen wird, wird empfohlen Mischproben aus dem Sammel-tank nach Durchlauf des ersten, zweiten und dritten Drittels des gesamten Volumens (42 L) zu ziehen.

9) Prüfung der Säureneutralisationskapazität (1:15)

RO-Wasser mit einem Start pH-Wert von $3,0 \pm 0,1$ mit HNO₃ eingestellt. Die Säule wird mit frischem Material gefüllt und mit einer Durchflussmenge von 120 L oder über einen Zeitraum von 30 Minuten beschickt. Die Durchflussrate wird so eingestellt, dass sich 5 cm Überstand über dem Filtermaterial ergeben.

Akzeptanzkriterium der Prüfung der Säureneutralisationskapazität:

Der pH-Wert soll während des Durchlaufs des Wasservolumens entsprechend dem Niederschlag von einem halben Jahr oder während einer Versuchsdauer von 30 Minuten nicht unter 6,0 fallen.

11.1.2 Prüfung nach dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag bei einem Flächenverhältnis 1:200

In der Tabelle 25 sind die einzelnen Prüfschritte, die bei einer Prüfung von Filtermaterialien die bei einem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) von 1 : 200 eingesetzt werden, kurz zusammengefasst.

Tabelle 72: Übersicht über die Prüfschritte: Anforderungen und Zugabemengen bei einem Flächenverhältnis von 1:200

Nr.	Prüfung	Zugabe	Anforderung / Kriterium der Prüfung
1	Säulenvorbereitung	RO-Wasser nach Bedarf	Trübung < 10 NTU
2	Infiltrationsrate und Suffusionsstabilitätstest	84 L RO-Wasser	Mindestens $1 \cdot 10^{-5}$ \leq Trübung aus Pkt.1
3	Partikelretention I	133 g Quarzmehl Millisil W 4 auf 100 L RO-Wasser	$\geq 80 \% \leq 2 \text{ g} (\leq 20 \%)$
4	Schwermetallrückhalt (Abfluss von Verkehrsflächen)	Pb 200, Cu 400 und Zn 1600 $\mu\text{g/L}$, gelöst in 1100 L RO-Wasser	Pb $\leq 9 \mu\text{g/L}$, Cu $\geq 80 \%$, Zn $\geq 50 \%$
5	Mineralölrückhalt	5,6 g Diesel (in vier Teilen je. 42 L)	$\leq 0,3 \text{ mg/L} (\geq 95 \% \text{ Rückhalt})$
6	Partikelretention II	266 g Quarzmehl Millisil W 4 (In 20 Teilen jeweils 26,6 g) auf 200 L (10 bis 20 L je Gabe) RO-Wasser	AFS $\geq 80 \%$ Rückhalt
7	Remobilisierung der AFS und Änderung der Infiltrationsrate	84 L RO-Wasser Probenahme 3 Mal je 1 L	$\geq 50 \%$ der Infiltrationsrate aus Teil 2 AFS $\leq 20,8 \text{ g} (8 \% \text{ der } 266 \text{ g})$

1) Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule (1:200)

Die Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung bei der Prüfung nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag bei einem Flächenverhältnis von 1:200 wird analog der Säulenvorbereitung, Spülung und Entlüftung der Säule bei einem Flächenverhältnis von 1:15 vorgenommen.

2) Infiltrationsratenbestimmung (1:200)

Da beim Versuch mit dem Verhältnis wirksame Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) von 1:200 das Hauptaugenmerk auf dem Partikel- und Schwermetallrückhalt gelegt wird, wird die Infiltrationsratenbestimmung, in Abstimmung mit der Ad-hoc-Gruppe, nicht mit Volumina von $> 1 \text{ m}^3$ sondern wieder mit einem Volumen von 84 L (siehe Flächenverhältnis 1:15) durchgeführt. Die hydraulische Leistung sollte $\geq 0,6 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$ (d.h. der k_f -Wert $> 10^{-5} \text{ m/s}$) sein. Die Bestimmung der Infiltrationsrate wird pro Prüfung mit 84 Liter und einer Zuflussgeschwindigkeit, bei der sich ein konstanter Überstau von $\sim 5 \text{ cm}$ über dem Substrat einstellt, betrieben. Die Durchflussraten durch die gesättigten Säulen werden mit einer Stoppuhr und einem 1000 mL Messzylinder (20 bis 30 Messungen pro Säule) gemessen.

Zur Berechnung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit, wird eine Ableitung der erweiterten Darcy-Gleichung (Gleichung 12) verwendet. Die hydraulischen Leitfähigkeitstests werden nach den Experimenten zur Bestimmung der Schadstoffentfernungseffizienz wiederholt, um etwaige Veränderungen der Infiltrationsrate der Filtermedien zu bestimmen.

3) Partikelretention I (1:200)

Die Partikelretention wird analog der Prüfung bei einem Flächenverhältnis von 1:15 in 2 Schritten durchgeführt. Die Gesamtmenge an Partikel von 400 g entspricht einer 4-Jahresfracht. Dabei wird während der Partikelretention I mit $\frac{1}{3}$ und während der Partikelretention II mit $\frac{2}{3}$ der gesamten Quarzmehlzugabe gearbeitet. Die Partikelretention I und II wird mit Hilfe des Parameters abfiltrierbare Stoffe (AFS in mg/L) und der Prüfsubstanz Quarzmehl Millisil W4 durchgeführt. Vor Prüfung der Partikelretention I wird die mit dem zu

prüfenden Filtermaterial gefüllte Säule mit einem Volumen von 84 L gespült (siehe oben) und anschließend austropfen lassen. Es werden insgesamt 133 g Quarzmehl auf die Säule aufgebracht und mit insgesamt 100 L (Monatsniederschlag) beregnet. Diese Quarzmehlmenge wird in 10 Gaben zu je 13 g Quarzmehl auf der Säule aufgebracht und mit 10 L pro Quarzmehlzugabe im Überstau gespült. Die Proben werden ab Beginn der Beregnung als Stich- und Mischproben zu je 2 Mal 1 L entnommen. Bei einem höheren Flächenverhältnis wird nicht die gesamte Quarzmehlmenge auf die Säulen aufgebracht, sondern auf 10 Gaben aufgeteilt. Diese Aufteilung der Quarzmehlzugabe entspricht auch eher der Prüfung der Partikelretention im Feld, da bekannt ist, dass sich während des gesamten NS-Ereignisses Partikel im Zulauf befinden.

Nach diesem erstmaligen Aufbringen von 133 g Quarzmehl (Partikelretention I) wird die hydraulische Leitfähigkeit nochmals gemessen, um den Effekt des Verstopfens aufgrund des Partikelrückhalts und der Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit zu beurteilen.

Der zweite Schritt der Partikelretention erfolgt im Kapitel Partikelretention II.

Kriterium der Einhaltung Partikelretention I:

Als Kriterium der Partikelreduktion sollen 80 % AFS-Rückhalt erreicht werden.

4) Schwermetallrückhalt (1:200)

Für die Prüfung des Schwermetallrückhalts (Cu, Zn und Pb) werden pro Versuch und Konzentration die ausgetropften Säulen mit einer 4-Jahresfracht an Schwermetallen und einem Jahresniederschlag von 1100 L pro Versuch beschickt. Da im Laufe der Versuche in der Ad-hoc-Gruppe neuerlich die Zusammensetzung der Straßenabwässer bzw. die zu wählenden Schwermetallverhältnisse diskutiert wurden, wurden folgende Konzentrationen festgesetzt. Für diese Versuche wurden 3 Metalle mit einem Schwermetallverhältnis von 50 : 100 : 400 für Pb, Cu und Zn gewählt. Als Grundlage für diese Schwermetallverteilung wurden Literaturdaten herangezogen. Da eine 4-Jahresfracht in nur einem Jahresniederschlagsvolumen aufgebracht wird, werden 4-fache Konzentrationen (von 200 µg/L Pb, 400 µg/L Cu und 1600 µg/L Zn; pH 5,5 +/- 0,2) eingesetzt. Nach jedem Abflussvolumen von 110 L ($\pm 10\%$) wird eine Probe, d.h. insgesamt 10 repräsentative Mischproben gezogen und untersucht. Da der Entfernung der gelösten Fraktion an Schwermetallen größere Bedeutung beigemessen wird, werden die Proben mit Hilfe eines Spritzenaufsteckfilters (Porenweite 0,45 µm) filtriert und erst nach der Filtration mit HNO₃ suprapur angesäuert. Die Ablaufkonzentrationen werden von Mischproben über 0,4 Jahre (d.h. 10 Mischproben in 4 Jahren), die in einem 110 L Glasbehälter gesammelt werden, analysiert. Die Ergebnisse werden gewichtet gemittelt.

Akzeptanzkriterium für den Schwermetallrückhalt:

Folgende Kriterien der Schwermetallentfernung wurden für die Mischproben festgelegt:

3. Kriterium: Entfernung von $\geq 80\%$ für Cu und $\geq 50\%$ für Zn;
4. Grenzwert für Pb: $< 9\ \mu\text{g/L}$ fraglich und offen

5) Mineralölrückhalt (1:200)

Vor Prüfung des Mineralölrückhalts werden die Säulen austropfen gelassen und die Zugabe von 5,6 g Diesel (4 Jahresfracht) erfolgt zu je 4 Gaben à 1,4 g (=1,68 mL) pro Säule. Nach 5 Minuten Sickerzeit wird pro Dieselgabe mit 42 L RO-Wasser gespült (Gesamtvolumen 168 L). Nach jeder Dieselzugabe werden in gleichen Zeitabständen 4 Stichproben zu je 100 mL in einer graduierten 500 mL Probenflasche gesammelt. Als Probenflaschen dienen Braunglasschliffflaschen, aus denen direkt die KW-Indizes, durch Extrahieren mit dem Lösungsmittel Hexan, gemessen werden.

Kriterium der Einhaltung der Mineralöilentfernung von Mischproben:

3. Kriterium: Ablaufkonzentration $< 0,3\ \text{mg/L}$
4. Kriterium: Entfernung von $\geq 95\%$

6) Partikelretention II (1:200)

Dieser Schritt wird zwar vorgeschlagen, sollte aber vor der Festlegung noch einmal diskutiert werden. Die Annahmen über die Partikelfracht, die bei derart hochbelasteten Anlagen ankommen, erscheinen in der Praxis wesentlich geringer zu sein, insbesondere, wenn ein Sedimentationsbecken vorgeschaltet ist.

Bei Schritt Partikelretention II werden 10 Mal Partikel zugegeben, wobei die Beschickung dazwischen unterbrochen werden kann und die Säule austropfen kann. Nach gleichmäßiger Aufbringung des Quarzmehls wird wieder im Überstau gearbeitet. Während des Versuchs Partikelretention II werden insgesamt 260 g Quarzmehl in 10 Gaben aufgebracht. Nach jeder Gabe von Quarzmehl (=26 g) wird die Säule mit 10 Mal 20 L RO-Wasser beschickt.

Im Laborversuch konnte dieser Versuch nur mit geringeren Wassermengen durchgeführt werden, weil sich die Säule verlegt hat. Das verringerte Volumen ergab sich durch die Abnahme der Infiltrationsrate (von 740 mL/min auf 60 mL/min).

Kriterium der Einhaltung Partikelretention II:

Bei der Partikelreduktion soll als Kriterium 80 % Rückhalt erreicht werden, obwohl von der ÖNORM B 2506 Teil 2 nur > 50 % gefordert werden.

7) Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:200)

Für die Bestimmung der Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS wurden die Versuche ebenfalls im Überstaubetrieb durchgeführt. Zuerst floss das Wasser aus der Säule und sie trocknete für 1 Stunde. Danach wurde wieder Wasser über die Säule geleitet. Allerdings war die Infiltrationsrate schon sehr gering, sodass dieser Versuch nicht zu Ende geführt wurde.

Kriterium der Einhaltung Änderung der Infiltrationsrate und Remobilisierung der AFS (1:200):

Da die Infiltrationsrate sehr gering war, sollte der Versuchsansatz überdacht werden und ev. Die Quarzmehlzugabe reduziert und an reale Bedingungen angepasst werden (Absetzbecken berücksichtigen!). Bei einer einfachen Multiplikation der Frachten, sehen die Versuchsbedingungen vor, dass ca. 2,1 kg Filtermaterial mit 0,4 kg Partikel beaufschlagt werden.

8) Remobilisierung der Schwermetalle während des Winterbetriebs durch Aufbringung von NaCl (1:200)

Dafür wurde noch keine Methode erarbeitet.

9) Prüfung der Säureneutralisationskapazität (1:200)

Dafür wurde noch keine Methode erarbeitet.

11.2 Kapazitätsprüfung

Die Kapazität eines Filtermaterials ist definiert als die „Lebensspanne“, in der das Filtermaterial betrieben werden kann, bis die Ablaufkonzentration einen Zielwert oder das Verhältnis $C_e/C_0 \leq 0,9$ überschreitet (Helliges, 2007). Um diese Funktionsperiode, bevor das Material getauscht werden muss, vorhersagen zu können, ist es notwendig, Kapazitätstests mit den eingesetzten Materialien durchzuführen.

Die Versuche werden analog zu jenen des „vorläufigen“ Methodenvorschlages durchgeführt, aber in kleineren Säulen über einen längeren Zeitraum. Da der Durchbruch bei manchen Materialien erst nach tausenden von Bettvolumina erreicht wird, wurde eine alternative Methode mit kleineren Säulen gewählt, um die sehr großen Volumina zu reduzieren. Für jeden Versuch wird eine Säule frisch gefüllt, d.h. alle Durchbruchkurven werden mit „frischen“ unbelasteten Materialien ermittelt. Für die Kapazitätsprüfung wurde in dieser Studie eine minimale Standzeit von 4 Jahren gewählt und mit den dafür entsprechenden Schwermetallfrachten geprüft.

Da es unterschiedliche Anforderungen an die Kapazitätsprüfung gibt, je nachdem ob es sich um Material handelt, das bereits einer Prüfung bzw. einem Zulassungsverfahren unterzogen wurde, oder ob es sich um Material handelt, das vor einer potentiellen Prüfung eingebaut wurde.

Ermittlung der Kapazität im Zuge eines Zulassungsverfahrens:

Bei Prüfung des Materials im Zuge eines Zulassungsverfahrens wird vorgeschlagen, neben den Informationen die im „vorläufigen“ Methodenvorschlag formuliert wurden, eine Adsorptionsisotherme zu bestimmen. Dazu wird die Kapazität unter optimierten Bedingungen (upflow mit einem Durchfluss entsprechend dem halben k_f -Wert) in 32 mm Säulen mit den Elementen Pb, Cu und Zn bestimmt, wobei die Ausgangskonzentrationen für Cu und Zn über dem Bereich der Straßenabwasserkonzentrationen liegen. Diese Adsorptionsisotherme ist nur einmal im Zulassungsverfahren zu ermitteln. Von der Ad-hoc-Gruppe wurde beschlossen, dass für Cu und Zn die Werte der BBodSchV (1999idF 2012) von 50 µg/L für Cu und 500 µg/L für Zink im Ablauf von Bodenfiltern vor der Versickerung nicht überschritten werden sollen und gleichzeitig die prozentuelle Entfernung von 80 % für Cu und 50 % für Zn geprüft werden soll. Um die Zielkonzentrationen (50 µg/L Cu und 500 µg/L Zn) und die Entfernungsraten (80 % für Cu und 50 % für Zn) ermitteln zu können müssen die Ausgangskonzentrationen für Cu bei 250 µg/L und für Zn bei 1000 µg/L liegen. Für Pb wurde eine Ausgangskonzentration von 50 µg/L und als Zielkonzentration der Schwellenwert der QZV Chemie GW (9 µg/L Pb) gewählt. Die Konzentrationen in der Wasserphase beziehen sich auf gelöste Gehalte.

11.2.1 Praktische Durchführung der Untersuchungen im upflow Modus (Beschickung von unten nach oben)

Die Kapazitätsprüfung erfolgt im Durchlaufversuch in Filtersäulen mit einer Beschickung von unten nach oben (upflow).

Versuchsaufbau:

Die Befüllung der Glassäulen erfolgt gleichmäßig. Um einen gleichmäßigen Zulauf zu gewährleisten und eine Verblockung zu verhindern, werden im Zulaufbereich hohle Glaszylinder mit einer Abmessung von 5 mm Durchmesser und 5 mm Länge als unterste Schicht, mit einer Schichthöhe von 3 bis 4 cm eingefüllt. Darüber wird eine 1 bis 2 cm hohe Schicht Glaskugeln (Durchmesser 1 bis 4 mm) und darüber eine Glasfritte positioniert. Auf diese Fritte wurde das zu prüfende Filtermaterial mit einer Filterschichthöhe von insgesamt 20 cm vorsichtig eingefüllt. Dabei wird vor der Füllung der Säule das Material gut durchmischt und in Teilen in die Säule gefüllt. Als letzte bzw. oberste Schicht werden wiederum Glaskugeln (Durchmesser 1 bis 4 mm) verwendet.

Die Beschickung erfolgt von unten nach oben mit der halben Menge an Q, die sich laut k_f -Wert normalerweise bei einer Beschickung von oben nach unten einstellen würde.

Der Zulauf wird mittels Silikonschläuchen aus einem Vorlagebehälter bestehend aus Glas, mit einem Fassungsvermögen von 160 Liter, eingebracht und wird mittels Präzisionsschlauchquetschpumpe geregelt. Vor Versuchsstart wird die Säule mit RO-Wasser

von unten nach oben gesättigt, damit etwaige Porenluft aus dem Material entweichen kann. Die Abläufe werden in separaten Glasbehältern mit einem Fassungsvermögen von 100 Liter gesammelt.

Die gesamte Beschickungsmenge entspricht einer 4-Jahres-Abflussmenge und wird abhängig vom Säulendurchmesser, der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge in Österreich (ca. 700 mm/a laut Hydrographischem Jahrbuch) und verschiedenen Verhältnissen von wirksamer Sickerfläche zu abflusswirksamer Einzugsfläche ($A_s:A_{ent}$) 1 :15, 1:100 und 1:200 berechnet (Tabelle 73).

Tabelle 73: Abflussvolumina (L) nach 1, 2, 3 und 4 Jahren und 3 Flächenverhältnissen FV bezogen auf die Säulen

Flächen- verhältnis	Beschickungsmenge			
	1 Jahr (L)	2 Jahre (L)	3 Jahre (L)	4 Jahre (L)
1:15	8,44	16,9	25,3	33,8
1:100	56,3	113	169	225
1:200	113	225	338	450

Schwermetallkonzentrationen

Die Säule wird mit Schwermetall-Standardlösungen beschickt (Tabelle 74).

Tabelle 74: Übersicht der Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/L}$) für die Zulaufkonzentrationen der Kapazitätsprüfung und die Jahresfracht in mg für ein Flächenverhältnis von 1:15

Schwermetalle	Zulaufkonzentrationen Kapazitätsprüfung ($\mu\text{g/L}$)	Jahresfracht für ein Flächenverhältnis 1:15 (mg)
Blei, (Chrom und Nickel)	50	0,42
Kupfer	250	0,82
Zink	1000	3,44

Probenahme:

Während der Versuche werden Ablaufproben als Stichproben, sobald die 4.-Jahresfracht die Säulen passiert hat, in 100 mL Glasflaschen entnommen, filtriert und mit HNO_3 suprapur stabilisiert. Zur Beurteilung des Kurvenverlaufs müssen mindestens 20 Werte zur Beschreibung der Adsorptionsisotherme ermittelt werden. Da die Standzeiten für manche Materialien sehr lange sein können, sollte von Herstellerangaben ausgegangen, diese geprüft und die Probenahmezeitpunkte entsprechend angepasst werden.

Kriterium der Einhaltung:

Die Kriterien für die Entscheidung, ob das Filtermaterial weiterhin einsatzfähig ist, sind erfüllt, wenn die Konzentrationen von 50 $\mu\text{g/L}$ Cu, 500 $\mu\text{g/L}$ Zn und/oder 9 $\mu\text{g/L}$ Pb nicht überschritten werden.

Nach Einbau des Materials wird empfohlen alle 4 Jahre die aktuelle Beladung des Feststoffes im Vergleich zur maximalen Beladung, die für die Elemente Cu und Zn für die Zielkonzentration ermittelt werden zu prüfen; zur Beurteilung der maximal zulässigen Beladung wird die 80 % Beladung jenes Elementes herangezogen, das als Erstes die Zielkonzentration überschreitet. Die bisher gewonnenen Erfahrungen mit GSA in Betrieb zeigen, dass Feinanteile ins Filtermaterial eingetragen werden, die zu einer wesentlichen „scheinbaren Verkürzung“ der Standzeit beitragen können. Da die errechneten Standzeiten relativ hoch sind, kann dieses System vermutlich über einen langen Zeitraum gute Ergebnisse liefern. Allerdings sollte vor einem Filtertausch aufgrund der Kapazitätserschöpfung eine

Prüfung der „Kapazität von Materialien ohne Adsorptionsisotherme“ durchgeführt werden (s.u.).

Ermittlung der Kapazität von Materialien ohne Adsorptionsisotherme:

Für jene Materialien, von denen keine Adsorptionsisotherme vom Ausgangsmaterial bekannt ist, wird vorgeschlagen in einem vereinfachten Verfahren die Standzeit für die nächsten 4 Jahre sicherzustellen. Je nach Zulaufkonzentration und Verhältnis von Filterfläche:Einzugsfläche wird eine 4-Jahresfracht für die Elemente im Zulauf (z.B. Pb, Cu, Ni, Cr und Zn) bestimmt. Es wird eine Schwermetalllösung hergestellt, die im Bereich der tatsächlichen Konzentration liegt. Sollte keine aktuelle Zulaufkonzentration vorliegen, wird vorgeschlagen eine Ausgangskonzentration von 50 µg/L Pb, 250 µg/L Cu und 1000 µg/L Zn zu verwenden und auf die Einhaltung der Zielkonzentrationen im Ablauf von 9 µg/L Pb, 50 µg/L Cu und 500 µg/L Zn zu prüfen.

11.2.2 Praktische Durchführung der Untersuchungen im downflow Modus (Beschickung von oben nach unten)

Bei der Kapazitätsprüfung, bei der die Beschickung von oben nach unten erfolgt, wird die Säule mit jenem Q, das sich laut k_f -Wert ergibt bzw. mit leichtem Überstau betrieben.

Das vor Ort gesammelte Material wird in eine 32 mm Säule über einer Glasdränage mit Filterfritte gefüllt, und mit einer Jahresniederschlagsmenge gespült. Danach wird eine 4-Jahresfracht der Schwermetalllösung von oben nach unten über die Säule filtriert; zur Beurteilung wird entweder der Verlauf der 4 einzelnen Jahresfrachten als Mischprobe der letzten 2 L der jeweiligen Halbjahresniederschlagsmenge (4 L für ein Flächenverhältnis von 1:15, bzw. 28 L bei einem Flächenverhältnis von 1:100) herangezogen oder alternativ wird eine Mischprobe der letzten 2 L nach einem Durchgang von 4-Jahresfrachten (bzw. 16 L) gesammelt. Aus dieser Mischprobe wird eine repräsentative Teilprobe entnommen, filtriert und analysiert. Alle Ablaufproben sollen unter den Zielkonzentrationen von 9 µg/L Pb, 50 µg/L Cu und 500 µg/L Zn liegen.

Da das Verfahren auch für betriebliches Abwasser eingesetzt wird, sollte die Ausgangskonzentration und das Flächenverhältnis an die Herstellerinformationen angepasst werden.

Versuchsaufbau und Probenahme:

Die Versuchsanordnung und Probenahme war wie für den upflow Modus.

Kriterium der Einhaltung:

Siehe oben.

Ermittlung der Kapazität für den Mineralölrückhalt

Die Kapazitätsprüfung für Mineralöl wird analog dem „vorläufigen“ Methodenvorschlag 1:15 nach der Kapazitätsprüfung für die Schwermetalle durchgeführt.

Kriterium:

95 % Rückhalt einer 4-Jahresfracht

11.3 Anhang Formeln zur Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit

11.3.1 Anhang Hazen-Formel:

Die Hazen-Formel wurde ursprünglich für die Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit von gleichförmig gekörntem Sand entwickelt. Dennoch ist sie auch für feinen bis groben Sand geeignet, vorausgesetzt die Körner haben einen Ungleichförmigkeitszahlkoeffizienten > 5 und eine effektive Korngröße zwischen 0,1 und 3 mm.

$$k = \frac{g}{\nu} * 6 * 10^{-4} [1 + 10 * (n - 0,26)] * d_{10}^2 \quad \text{hydraulische Leitfähigkeit (Hazen-Formel)}$$

Gleichung 13

11.3.2 Anhang Breyer-Methode:

Obwohl die Porosität eine Rolle spielt, wird diese in der Breyer-Methode nicht berücksichtigt; die Porosität wird mit 1 angenommen. Diese Formel wird oft für Materialien mit heterogenen Verteilungen oder ungleichmäßigen Korngrößen benutzt, wobei der Einheitskoeffizient der Korngrößen zwischen 1 und 20 liegt und die effektive Korngröße zwischen 0,06 und 0,6 mm beträgt.

$$k = \frac{g}{\nu} * 6 * 10^{-4} \log \frac{500}{U} d_{10}^2 \quad \text{hydraulische Leitfähigkeit (Breyer-Formel)}$$

Gleichung 14

k = hydraulische Leitfähigkeit
 g = Erdbeschleunigung
 ν = kinematische Viskosität
 d_{10} = effektiver Korngrößendurchmesser

Die kinematische Viskosität (ν) einer Flüssigkeit berechnet sich durch die dynamische Viskosität (μ) und die Dichte (ρ) wie folgt:

$$\nu = \frac{\mu}{\rho} \quad \text{kinematische Viskosität}$$

Gleichung 15

Die Werte von C , $f(n)$ und d_e sind abhängig von den verschiedenen Methoden, die in der Korngrößen-Analyse verwendet werden. Die Porosität (η) wird aus dem empirischen Zusammenhang des Einheitskoeffizienten der Körner berechnet:

$$n = 0,255 * (1 + 0,83^U) \quad \text{Porosität}$$

Gleichung 16

wobei U die Ungleichförmigkeitszahl gemäß folgender Formel ist:

$$U = \left(\frac{d_{60}}{d_{10}} \right) \quad \text{Ungleichförmigkeitszahl}$$

Gleichung 17

11.4 Anhang Ergebnisse der Entfernungsraten im Batchversuch

Die Entfernungsraten (%) der Schwermetalle Kupfer, Chrom, Nickel, Blei und Zink der Batchversuche mit den Filtermaterialien BA, BB, TF Ia, TF IIa und Quarzsand sind auf dieser Seite in Abbildung 101 dargestellt.

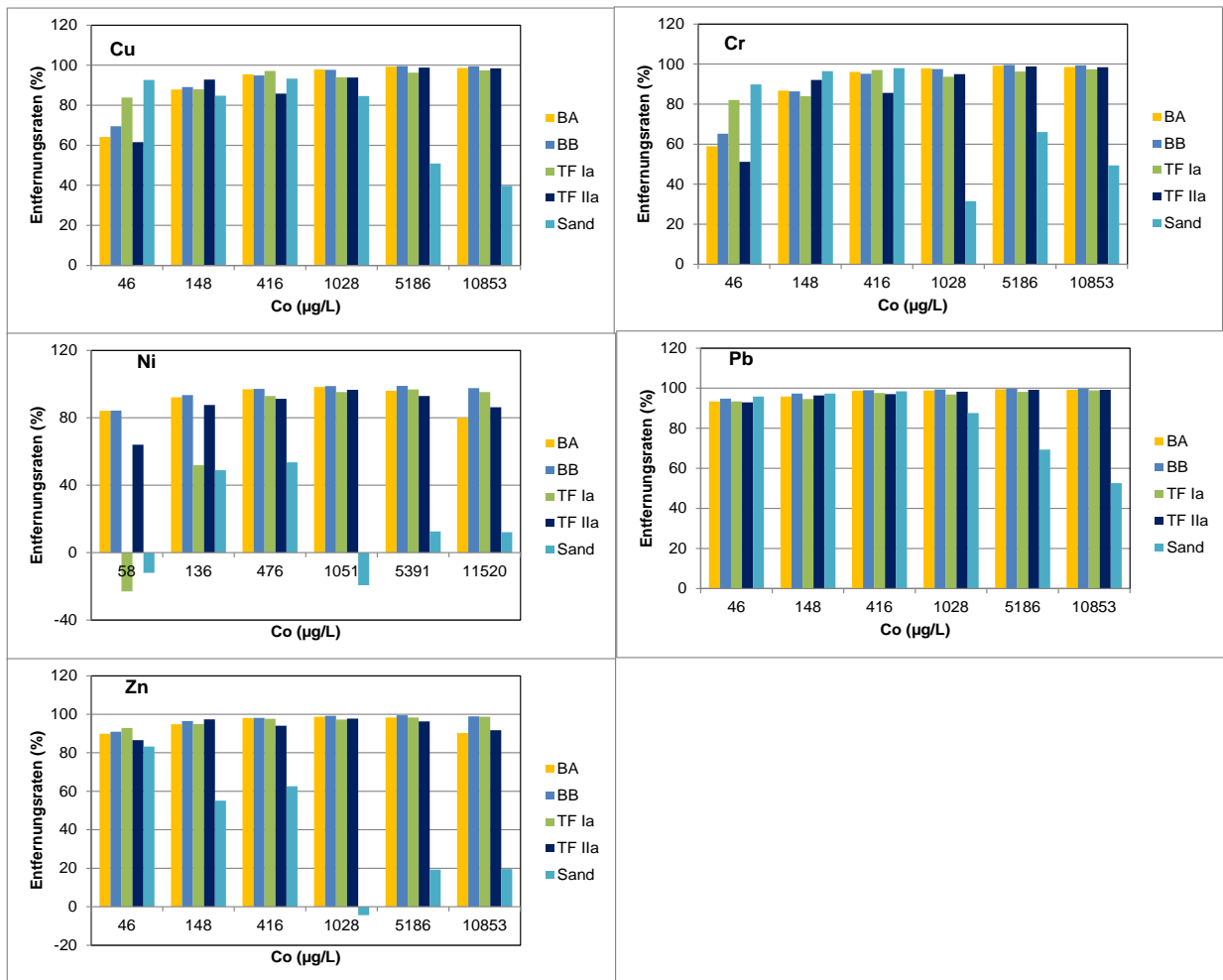


Abbildung 101: Entfernungsraten der Schwermetalle der Batchversuche der Filtermaterialien BA, BB, TF Ia, TF IIa und Quarzsand

Vergleich der Gleichgewichtskonzentrationen von verschiedenen Filtersubstraten (Vergleich Gleichgewichtskonzentration und Ausgangskonzentration) sind in der Abbildung 102 dargestellt.

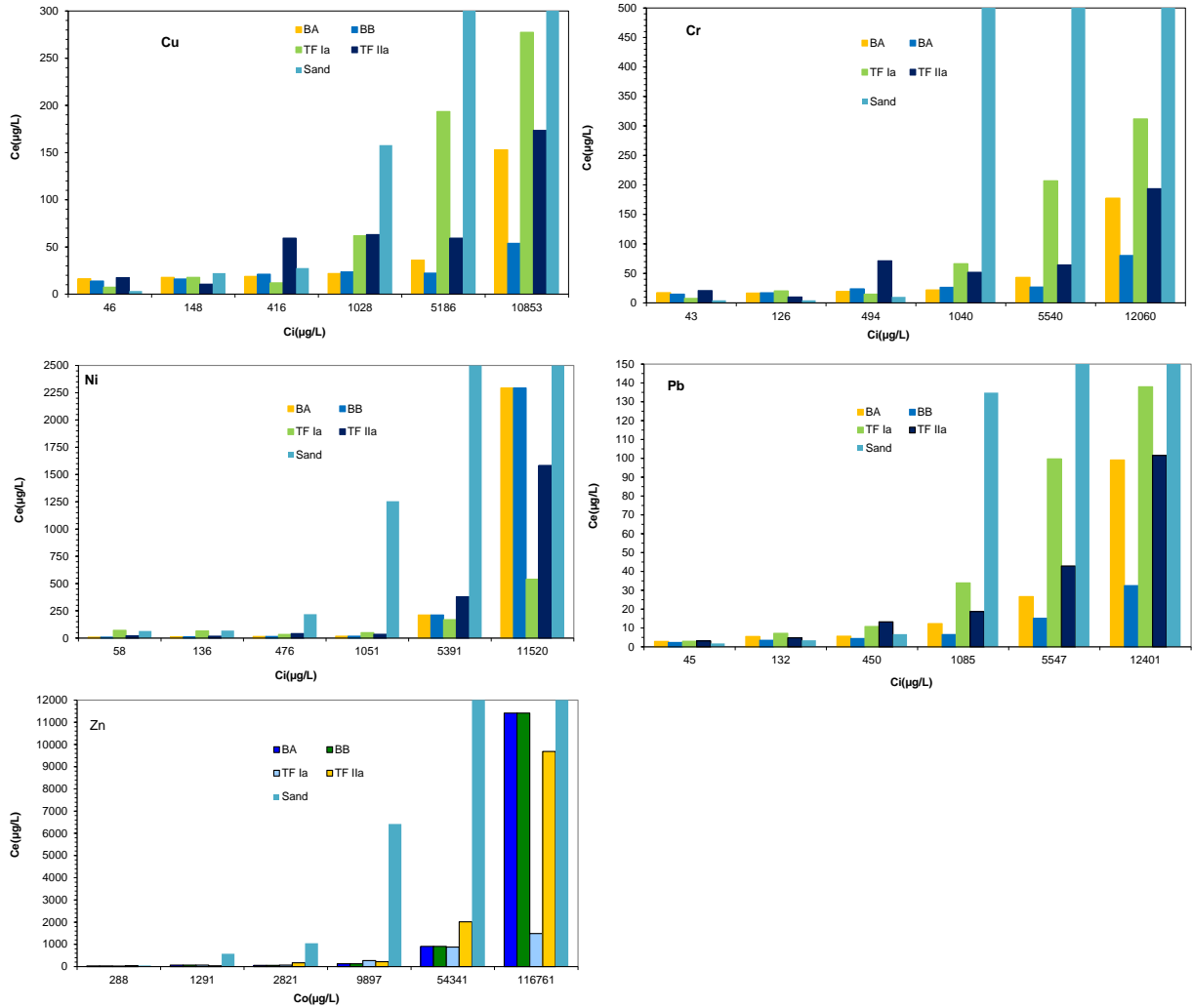


Abbildung 102: Vergleich der Gleichgewichtskonzentrationen von 5 verschiedenen Schwermetallen (Cu, Cr, Ni, Pb und Zn) der Filtermaterialien BA, BB, TF Ia, TF IIa und Quarzsand

11.5 BOKU-Prüfversuche analog zur DIBt-Methode (2005) der Filtermaterialien Sand, TF If, TF Ilb, BA und BB (Durchlaufversuche)

Versickerungsrate Teil 1 Versuchsbedingungen				
Filtersubstrat	Beregnung (L/(s*ha))	Durchflussrate Säulen (mL/min)	Überstau/ kein Überstau	DIBt Bedingung
Quarzsand	540±20	5,2	kein Überstau	kein Überstau
TF If	540±20	5,2	kein Überstau	kein Überstau
TF Ilb	540±20	5,2	kein Überstau	kein Überstau
Boden BA	540±20	5,2	kein Überstau	kein Überstau
Boden BB	540±20	5,2	Überstau	kein Überstau

Versickerungsrate Teil 1 Partikelrückhalt (Millisil W4 als Prüfsubstanz)				
Filtersubstrat	Proben- bezeichnung	Millisil Zugabe (g)	AFS Ablauf gesamt (mg)	DIBt Bedingung
Quarzsand	VS AFS	8	79	AFS Ablauf gesamt ≤ 2 % der Zugabe
TF If	VTF If AFS	8	20	AFS Ablauf gesamt ≤ 2 % der Zugabe
TF Ilb	VTF Ilb AFS	8	120	AFS Ablauf gesamt ≤ 2 % der Zugabe
Boden BA	VBA AFS	8	69	AFS Ablauf gesamt ≤ 2 % der Zugabe
Boden BB	VBB AFS	8	12	AFS Ablauf gesamt ≤ 2 % der Zugabe

Prüfung des Schwermetallrückhaltes								
Filtersubstrat	Proben- bezeichnung	pH (-)	Konzentrationen (µg/L)			Entfernungsraten (%)		
			Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
	Zulauf 1 (1000)	5,1	1020	1130	1170			
	Zulauf 2 (1000)	5,0	966	1090	1100			
	Zulauf Mittelwert	5,1	993	1110	1135			
	zulässige Ablaufkonzentrationen		≤25	≤50	≤100			
Quarzsand	V1 S DIBt 1	6,7	< 0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 S DIBt 2	6,8	< 0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 S DIBt 3	7,1	< 0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 S DIBt 4	6,9	0,7	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 S DIBt 5	6,8	0,5	1	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 S DIBt 6	6,7	< 0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
TF If	V1 TF If DIBt 1	7,9	<0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 TF If DIBt 2	8,1	<0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 TF If DIBt 3	7,8	<0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 TF If DIBt 4	7,7	<0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 TF If DIBt 5	8,1	<0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 TF If DIBt 6	7,7	<0,5	<1,0	<3,0	99,9	99,9	99,7

TF IIb	V1 TF IIb DIBt 1	7,8	<0,5	1,3	<3,0	99,9	99,8	99,7
	V1 TF IIb DIBt 2	8,3	<0,5	1	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 TF IIb DIBt 3	7,9	3,8	2,6	9	99,6	99,7	99,2
	V1 TF IIb DIBt 4	7,7	5,4	3,4	8,4	99,4	99,7	99,2
	V1 TF IIb DIBt 5	7,8	0,7	1,1	<3,0	99,9	99,9	99,7
	V1 TF IIb DIBt 6	7,9	0,5	1,5	<3,0	99,9	99,8	99,7
Boden BA	V1 BA DIBt 1	8,1	< 0,5	2,6	<3,0	99,9	99,7	99,7
	V1 BA DIBt 2	7,8	< 0,5	11,1	10,9	99,9	99,0	99,0
	V1 BA DIBt 3	7,9	0,6	6,5	4,8	99,9	99,4	99,6
	V1 BA DIBt 4	8,2	<0,5	3,9	<3,0	99,9	99,6	99,7
	V1 BA DIBt 5	7,7	4,4	2,8	8,9	99,5	99,7	99,2
	V1 BA DIBt 6	7,9	<0,5	3,0	<3,0	99,9	99,7	99,7
Boden BB	V1 BB DIBt 1	7,9	1,1	6,8	11,3	99,8	99,4	98,9
	V1 BB DIBt 2	7,9	0,7	5,9	9,0	99,9	99,5	99,2
	V1 BB DIBt 3	8,1	0,6	5,5	9,7	99,9	99,5	99,1
	V1 BB DIBt 4	7,7	<0,5	4,8	5,8	99,9	99,6	99,5
	V1 BB DIBt 5	7,9	<0,5	4,5	6,6	99,9	99,6	99,4
	V1 BB DIBt 6	7,8	<0,5	3,6	3,8	99,9	99,7	99,6

Prüfung des Kohlenwasserstoffrückhaltes (Diesel als Prüfsubstanz)				
Filtersubstrat	Proben- bezeichnung	Diesel Zugabe gesamt (mg)	KW-Index Ablaufkonzentration (mg/L)	Entfernungsrate (%)
Quarzsand	V1 S KW1	168	<0,1	>99
	V1 S KW2		0,2	
	V1 S KW3		0,2	
	V1 S KW4		0,2	
TF If	V1 TF If KW1	160	<0,1	>99
	V1 TF If KW2		<0,1	
	V1 TF If KW3		<0,1	
	V1 TF If KW4		<0,1	
TF IIb	V1 TF IIb KW1	168	<0,1	>99
	V1 TF IIb KW2		<0,1	
	V1 TF IIb KW3		<0,1	
	V1 TF IIb KW4		<0,1	
Boden BA	V1 BA KW1	168	<0,1	>99
	V1 BA KW2		<0,1	
	V1 BA KW3		<0,1	
	V1 BA KW4		<0,1	
Boden BB	V1 BB KW1	168	<0,1	>99
	V1 BB KW2		<0,1	
	V1 BB KW3		<0,1	
	V1 BB KW4		<0,1	

11.6 Ergebnisse der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag der Filtermaterialien Sand, TF If, TF IIb, BA (geordnet nach Parametern mit dazugehörigen Entfernungsraten (%) und Frachten (mg)

11.6.1 Ergebnisse Sand (Quarzsand) der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag

Masse Sand in der Säule: 3,84 kg

Fläche der Säule: 0,00785 m²

Volumen Jahres-NS: 84 L bei einem Flächenverhältnis von 1:15 und einem Jahres-NS von 700 mm

Abfiltrierbare Stoffe (1. Quarzmehlzugabe)			
Proben- Bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	Entfernungsrate (%)
S Ablauf 1.L	1,0	938,0	
S Ablauf 2.L	1,0	139	
S Ablauf 3.L	1,0	29,0	
S Mischprobe von Ablauf 1.+2.+3. L		369,0	88,9

Schwermetalle											
Proben- Bezeichnung	pH (-)	Volumen Beschickung (L)	Konzentrationen (µg/L)			Entfernungsraten (%)			Fracht (mg)		
			Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
<u>Zulauf 1:</u> 100 ppb	5,7	84,0	121	113	142				10,2	9,49	11,9
S: Ablauf 1	9,1	28±2	<0,5	<1,0	5,4	>99,2	>99,1	96,2	<0,014	0,028	0,15
S: Ablauf 2	9,1	28±2	<0,5	<1,0	5,1	>99,2	>99,1	96,4	<0,014	0,028	0,14
S: Ablauf 3	9,1	28±2	<0,5	<1,0	9,2	>99,2	>99,1	93,5	<0,014	0,028	0,26
<u>Zulauf 2:</u> 500 ppb Zn, Cu, Pb	5,6	84	475	530	531				39,9	44,52	44,6
S: Ablauf 4	8,8	28±2	0,5	4,8	58,5	99,2	99	89	0,014	0,13	1,6
S: Ablauf 5	8,9	28±2	<0,5	36,8	193	>99,2	93	63,7	<0,014	1,03	5,4
S: Ablauf 6	8,7	28±2	1	84,7	272	>99,2	84	48,8	0,028	2,37	7,6
<u>Zulauf 3:</u> 500 ppb Zn 3000 ppb Cu	5,5	84	14	3250	542				1,176	273	45,53
S: Ablauf 7	8,8	28 ±2	3	686	502	78,6	78,9	7,4	0,084	19,2	14,1
S: Ablauf 8	8,5	28±2	14	2030	595	0,0	37,5	-9,8	0,392	56,8	16,7
S: Ablauf 9	8,1	28±2	22	2460	581	-57,1	24,3	-7,2	0,616	68,9	16,3
<u>Zulauf 4:</u> 5000 ppb Zn 150 ppb Cu	5,5	84	3	184	5560				0,252	15,46	467
S: Ablauf 10	8,2	28±2	20	1510	2910	-567	-721	47,7	0,560	42,3	81,5
S: Ablauf 11	7,5	28±2	21	757	4630	-600	-311	16,7	0,588	21,2	129,6
S: Ablauf 12	7,6	28±2	22	528	4950	-633	-187	11,0	0,616	14,8	138,6
Zugabe gesamt									51,5	342	569
Ablauf gesamt									2,96	226,8	412
Gesamtfracht im Filtermedium									48,5	116	157

KW-Index			
Proben- Bezeichnung	Volumen Beschickung (L)	KW-Index (mg/L)	Entfernungsraten (%)
KW Ablauf	21±2	0,1	98
KW Ablauf	21±2	0,1	98
KW Ablauf	21±2	0,1	98
KW Ablauf	21±2	0,2	96

Abfiltrierbare Stoffe (2. + 3. Quarzmehlzugabe)			
Proben- Bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	Entfernungsraten (%)
S Ablauf 1.L	1	235	
S Ablauf 2.L	1	441	
S Ablauf 3.L	1	50,0	
S Ablauf Mischprobe von 1.+2.+3. L		242	92,7
S Ablauf 1.L	1	637,0	
S Ablauf 2.L	1	166	
s Ablauf 3.L	1	42,0	
S Ablauf Mischprobe von 1.+2.+3. L		282	91,5

Abfiltrierbare Stoffe (Auswaschung der 2. Und 3. Quarzmehlzugabe)			
Proben- bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	
S Ablauf R	3	64,5	

Schwermetalle (Rücklösung bei Winterbetrieb)							
Proben- Bezeichnung	Volumen Beschickung (L)	Konzentrationen (µg/L)			rückgelöste Fracht (mg)		
		Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
S NaCl 1	3,0	203	305	1377	0,61	0,92	4,13
S NaCl 2	13,0	55,5	31,8	424	0,72	0,41	5,51
S NaCl 3	23,0	63,2	43	676	1,45	0,99	15,55
S NaCl 4	33,0						
S NaCl Rücklösung gesamt	42,0	2,78	2,32	25,2	5,7	2,0	16,0

11.6.2 Ergebnisse Filtersubstrat TF If (Mischung aus verschiedenen Materialien) der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag

Masse TF If in der Säule: 2,02 kg

Fläche der Säule: 0,00785 m²

Volumen Jahres-NS: 84 L bei einem Flächenverhältnis von 1:15 und einem Jahres-NS von 700 mm

Abfiltrierbare Stoffe (1. Quarzmehlzugabe)			
Proben-Bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	Entfernungsrate (%)
TF If Ablauf 1.L	1,0	418,0	
TF If Ablauf 2.L	1,0	123,5	
TF If Ablauf 3.L	1,0	31,5	
TF If Mischprobe von Ablauf 1.+2.+3. L		186	94,0

Schwermetalle											
Proben-Bezeichnung	pH (-)	Volumen Beschickung (L)	Konzentrationen (µg/L)			Entfernungsraten (%)			Fracht (mg)		
			Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
<u>Zulauf 1:</u> 100 ppb	5,7	84,0	95,8	116	128				8,05	9,74	10,8
TF If: Ablauf 1	9,1	28±2	<0,5	1,4	10,4	>99,5	98,8	91,9	<0,014	0,04	0,29
TF If: Ablauf 2	9,1	28±2	<0,5	<1	<3	>99,5	>99,1	<97,7	<0,014	<0,028	<0,084
TF If: Ablauf 3	9,1	28±2	<0,5	<1	4,1	>99,5	>99,1	96,8	<0,014	<0,028	4,1
<u>Zulauf 2:</u> 500 ppb Zn, Cu, Pb	5,6	84	484	537	547				40,7	45,1	46,0
TF If: Ablauf 4	8,8	28±2	<0,5	1,5	9,1	>99,9	99,7	98,3	<0,014	0,04	0,25
TF If: Ablauf 5	8,9	28±2	<0,5	1,3	84	>99,9	99,8	84,6	<0,014	0,04	2,35
TF If: Ablauf 6	8,7	28±2	<0,5	1	3,5	>99,9	99,8	99,4	<0,014	0,03	0,1
<u>Zulauf 3:</u> 500 ppb Zn 3000 ppb Cu	5,5	84	3,4	3250	592				0,286	273	49,7
TF If: Ablauf 7	8,8	28±2	<0,5	18	12,8	92,6	99,4	97,8	<0,014	0,5	0,4
TF If: Ablauf 8	8,5	28±2	<0,5	25	3,3	92,6	99,2	99,4	<0,014	0,7	0,1
TF If: Ablauf 9	8,1	28±2	<0,5	16,2	10,1	92,6	99,5	98,3	<0,014	0,5	0,3
<u>Zulauf 4:</u> 5000 ppb Zn 150 ppb Cu	5,5	84	10,4	205	5330				0,87	17,2	448
TF If: Ablauf 10	8,2	28±2	<0,5	10,5	26	97,6	94,9	95,6	<0,014	0,29	0,73
TF If: Ablauf 11	7,5	28±2	<0,5	9,9	84,2	97,6	95,2	85,8	<0,014	0,28	2,36
TF If: Ablauf 12	7,6	28±2	<0,5	11,6	182	97,6	94,3	69,3	<0,014	0,32	5,10
Zugabe gesamt									49,9	345	554
Ablauf gesamt									0,168	2,8	16,1
Gesamtfracht im Filtermedium									49,7	342	538

KW-Index			
Proben-Bezeichnung	Volumen Beschickung (L)	KW-Index (mg/L)	Entfernungsraten (%)
KW Ablauf	21±2	<0,1	99
KW Ablauf	21±2	0,1	98
KW Ablauf	21±2	0,1	98
KW Ablauf	21±2	0,2	96

Abfiltrierbare Stoffe (2. + 3. Quarzmehlzugabe)			
Proben- Bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	Entfernungsraten (%)
TF If Ablauf 1.L	1	233	
TF If Ablauf 2.L	1	37	
TF If Ablauf 3.L	1	11,0	
TF If Ablauf Mischprobe von 1.+2.+3. L		99	97
TF If Ablauf 1.L	1	217	
TF If Ablauf 2.L	1	63	
TF If Ablauf 3.L	1	19,5	
TF If Ablauf Mischprobe von 1.+2.+3. L		108	97

Abfiltrierbare Stoffe (Auswaschung der 2. Und 3. Quarzmehlzugabe)		
Proben- bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)
TF If Ablauf R	3	36,0

Schwermetalle (Rücklösung bei Winterbetrieb)							
Proben- Bezeichnung	Volumen Beschickung (L)	Konzentrationen (µg/L)			rückgelöste Fracht (mg)		
		Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
TF If NaCl 1	3,0	2,8	< 4,0	37,4	0,01	0,01	0,11
TF If NaCl 2	13,0	5,4	< 4,0	13,0	0,07	0,05	0,17
TF If NaCl 3	23,0	2,9	< 4,0	<12	0,07	0,09	0,28
TF If NaCl 4	33,0	2,7	4,9	<12	0,09	0,13	0,40
TF If NaCl Rücklösung gesamt	42,0	3,3	4,9	15,9	0,14	0,17	0,67

11.6.3 Ergebnisse Filtersubstrat TF IIb (Mischung aus verschiedenen Materialien) der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag

Masse TF IIb in der Säule: 1,82 kg

Fläche der Säule: 0,00785 m²

Volumen Jahres-NS: 84 L bei einem Flächenverhältnis von 1:15 und einem Jahres-NS von 700 mm

Abfiltrierbare Stoffe (1. Quarzmehlzugabe)			
Proben-Bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	Entfernungsrate (%)
TF IIb Ablauf 1.L	1,0	530	
TF IIb Ablauf 2.L	1,0	219	
TF IIb Ablauf 3.L	1,0	105	
TF IIb Mischprobe von Ablauf 1+2+3 L		295	91

Schwermetalle											
Proben-Bezeichnung	pH (-)	Volumen Beschickung (L)	Konzentrationen (µg/L)			Entfernungsraten (%)			Fracht (mg)		
			Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
<u>Zulauf 1:</u> 100 ppb	5,8	84,0	128	133	138				10,8	11,2	17,7
TF IIb: Ablauf 1	8,8	28±2	1,1	3,6	6,2	99,1	97,3	95,5	0,03	0,10	0,17
TF IIb: Ablauf 2	8,7	28±2	0,8	3,1	7,0	99,4	97,7	94,9	0,02	0,09	0,20
TF IIb: Ablauf 3	8,8	28±2	0,9	3,0	10,2	99,3	97,7	92,6	0,03	0,08	0,29
<u>Zulauf 2:</u> 500 ppb Zn, Cu, Pb	5,6	84	526	560	563				44,2	47,0	47,3
TF IIb: Ablauf 4	8,6	28±2	4,6	7,9	9,1	99,1	98,6	98,4	0,13	0,22	0,25
TF IIb: Ablauf 5	8,8	28±2	5,9	8,0	14,5	98,9	98,6	97,4	0,17	0,22	0,41
TF IIb: Ablauf 6	8,7	28±2	8,8	10,3	21,2	98,3	98,2	96,2	0,25	0,29	0,59
<u>Zulauf 3:</u> 500 ppb Zn 3000 ppb Cu	5,5	84	2,2	2910	496				0,185	244	41,7
TF IIb: Ablauf 7	8,5	28±2	17,5	42,4	27,9	-696	98,5	94,4	0,49	1,19	0,78
TF IIb: Ablauf 8	8,5	28±2	3,5	68,5	41,7	-59,1	97,6	91,6	0,10	1,92	1,17
TF IIb: Ablauf 9	8,4	28±2	2,8	108	64,3	-27,3	96,3	87,0	0,08	3,02	1,8
<u>Zulauf 4:</u> 5000 ppb Zn 150 ppb Cu	5,5	84	11,2	228	4800				0,9	19,2	403
TF IIb: Ablauf 10	7,5	28±2	2,0	53,2	665	82,1	76,7	86,1	0,06	1,49	18,6
TF IIb: Ablauf 11	7,1	28±2	2,4	78,3	1330	78,6	65,7	72,3	0,07	2,19	37,2
TF IIb: Ablauf 12	7,2	28±2	2,6	84,1	1750	76,8	63,1	63,5	0,07	2,35	49,0
Zugabe gesamt									56,1	322	510
Ablauf gesamt									1,48	13,2	111
Gesamtfracht im Filtermedium									54,6	309	399

KW-Index			
Proben- Bezeichnung	Volumen Beschickung (L)	KW-Index (mg/L)	Entfernungsraten (%)
KW Ablauf	21±2	0,2	96
KW Ablauf	21±2	2,7	46
KW Ablauf	21±2	0,1	98
KW Ablauf	21±2	3,0	40

Abfiltrierbare Stoffe (2. + 3. Quarzmehlzugabe)			
Proben- Bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	Entfernungsraten (%)
TF IIb Ablauf 1.L	1	224	
TF IIb Ablauf 2.L	1	88	
TF IIb Ablauf 3.L	1	75	
TF IIb Ablauf Mischprobe von 1.+2.+3. L		135	96
TF IIb Ablauf 1.L	1	211	
TF IIb Ablauf 2.L	1	108	
TF IIb Ablauf 3.L	1	87	
TF IIb Ablauf Mischprobe von 1.+2.+3. L		138	96

Abfiltrierbare Stoffe (Auswaschung der 2. Und 3. Quarzmehlzugabe)		
Proben- bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)
TF IIb Ablauf R	3	42,5

Schwermetalle (Rücklösung bei Winterbetrieb)							
Proben- Bezeichnung	Volumen Beschickung (L)	Konzentrationen (µg/L)			rückgelöste Fracht (mg)		
		Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
TF IIb NaCl 1	3,0	13,9	38,8	121	0,04	0,12	0,36
TF IIb NaCl 2	13,0	6,1	14,6	146	0,08	0,19	1,90
TF IIb NaCl 3	23,0	3,0	14,1	186	0,07	0,32	4,28
TF IIb NaCl 4	33,0	2,7	13,8	185	0,09	0,46	6,11
TF IIb NaCl Rücklösung gesamt	42,0	0,28	1,1	12,6	0,5	0,4	3,2

11.6.4 Ergebnisse Boden BA (Boden gemischt mit Grobkies, 0 bis 11 mm) der Durchlaufversuche nach „vorläufigem“ Methodenvorschlag

Masse BA in der Säule: 3,98 kg

Fläche der Säule: 0,00785 m²

Volumen Jahres-NS: 84 L bei einem Flächenverhältnis von 1:15 und einem Jahres-NS von 700 mm

Abfiltrierbare Stoffe (1. Quarzmehlzugabe)			
Proben-Bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	Entfernungsrate (%)
BA Ablauf 1.L	1,0	208	
BA Ablauf 2.L	1,0	51,5	
BA Ablauf 3.L	1,0	17,0	
BA Mischprobe von Ablauf 1+2+3 L		94,0	99,8

Schwermetalle											
Proben-Bezeichnung	pH (-)	Volumen Beschickung (L)	Konzentrationen (µg/L)			Entfernungsraten (%)			Fracht (mg)		
			Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
<u>Zulauf 1:</u> 100 ppb	5,7	84,0	91,8	102	113				7,7	8,6	9,5
BA: Ablauf 1	8,2	28±2	<0,5	3,2	<3	99,5	96,9	97	<0,014	0,090	0,084
BA: Ablauf 2	7,9	28±2	< 0,5	5,5	<3	99,5	94,6	97	<0,014	0,154	0,084
BA: Ablauf 3	8,2	28±2	<0,5	5,1	<3	99,5	95,0	97	<0,014	0,143	0,084
<u>Zulauf 2:</u> 500 ppb Zn, Cu, Pb	5,8	84	495	564	506				41,6	47,4	42,5
BA: Ablauf 4	8,3	28±2	1,6	67	15,2	99,7	88,1	97,0	0,045	1,88	0,43
BA: Ablauf 5	8	28±2	1,6	64,7	17,3	99,7	88,5	96,6	0,045	1,81	0,48
BA: Ablauf 6	8,1	28±2	2,7	50,6	20,3	99,5	91,0	96,0	0,076	1,42	0,57
<u>Zulauf 3:</u> 500 ppb Zn 3000 ppb Cu	5,5	84	28,1	2950	545				2,4	247,8	45,8
BA: Ablauf 7	7,8	28±2	3	134	13,7	89,3	95,5	97,5	0,084	3,75	0,38
BA: Ablauf 8	8	28±2	1,6	134	13,7	94,3	95,5	97,5	0,045	3,75	0,38
BA: Ablauf 9	8	28±2	1,7	165	70,5	94,0	94,4	87,1	0,048	4,62	1,97
<u>Zulauf 4:</u> 5000 ppb Zn 150 ppb Cu	5,5	84	11,5	258	6000				1,0	21,7	504,0
BA: Ablauf 10	8,1	28±2	1,5	53,8	611	87,0	79,1	89,8	0,042	1,51	17,11
BA: Ablauf 11	7,9	28±2	1,5	66,4	1030	87,0	74,3	82,8	0,042	1,86	28,84
BA: Ablauf 12	7,9	28±2	1,7	56,3	907	85,2	78,2	84,9	0,048	1,58	25,40
Zugabe gesamt									52,6	325	602
Ablauf gesamt									0,515	22,6	76,0
Gesamtfracht im Filtermedium									52,1	303	526

KW-Index			
Proben-Bezeichnung	Volumen Beschickung (L)	KW-Index (mg/L)	Entfernungsraten (%)
KW Ablauf	21±2	<0,1	99
KW Ablauf	21±2	0,1	98
KW Ablauf	21±2	0,1	98
KW Ablauf	21±2	0,1	98

Abfiltrierbare Stoffe (2. + 3. Quarzmehlzugabe)			
Proben- Bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)	Entfernungsraten (%)
BA Ablauf 1.L	1	49,0	
BA Ablauf 2.L	1	17,0	
BA Ablauf 3.L	1	10,0	
BA Ablauf Mischprobe von 1+2+3 L		18,0	99,5
BA Ablauf 1.L	1	12,0	
BA Ablauf 2.L	1	8,0	
BA Ablauf 3.L	1	4,0	
BA Ablauf Mischprobe von 1+2+3 L		6,0	99,8

Abfiltrierbare Stoffe (Auswaschung der 2. Und 3. Quarzmehlzugabe)		
Proben- bezeichnung	Volumen Entnahme (L)	AFS (mg/L)
BA Ablauf R	3	3,5

Schwermetalle (Rücklösung bei Winterbetrieb)							
Proben- Bezeichnung	Volumen Beschickung (L)	Konzentrationen (µg/L)			rückgelöste Fracht (mg)		
		Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
BA NaCl 1	3,0	<2,0	< 4,0	<12,0	0,01	0,01	0,04
BA NaCl 2	13,0	<3,0	< 4,0	<12,0	0,03	0,05	0,16
BA NaCl 3	23,0	<4,0	< 4,0	<12,0	0,05	0,09	0,28
BA NaCl 4	33,0	<5,0	<4,0	<12,0	0,07	0,13	0,40
BA NaCl Rücklösung gesamt	42,0	0,14	0,29	0,86	0,28	0,10	0,16

11.7 Ergebnisse der zusätzlichen Untersuchungen (Durchlaufversuche) - Kapazitätsprüfung

11.7.1 Kapazitätsprüfung organische Spurenstoffe mit Toluol als Prüfsubstanz

Filtersubstrat	Probenbezeichnung	Toluol Konzentration (mg/L)
Quarzsand	S Zulauf 1	11,4
	S Zulauf 2	10,6
	S Zulauf 3	11,4
	S Ablauf 1	11,1
	S Ablauf 2	11,0
	S Ablauf 3	10,9
	S Ablauf 4	10,2
TF If + AK	TFIf Zulauf 1	13,2
	TFIf Zulauf 2	10,1
	TFIf Ablauf 1	5,0
	TFIf Ablauf 2	4,4
	TFIf Ablauf 3	4,9
	TFIf Ablauf 4	4,7
	TFIf Ablauf 5	1,6
TFIf Ablauf 6	1,6	
TF IIb	TFIIb Zulauf 1	12,6
	TFIIb Zulauf 2	23,1
	TFIIb Zulauf 3	19,6
	TFIIb Ablauf 1	5,5
	TFIIb Ablauf 2	6,4
	TFIIb Ablauf 3	18,5
	TFIIb Ablauf 4	20,8
	TFIIb Ablauf 5	25,5
TFIIb Ablauf 6	18,8	
BA	BA Zulauf 1	11,4
	BA Zulauf 2	13,9
	BA Zulauf 3	13,2
	BA Ablauf 1	8,2
	BA Ablauf 2	9,4
	BA Ablauf 3	7,6
	BA Ablauf 4	8,5

11.7.2 Kapazitätsprüfung – Berechnung der Betriebsjahre der Filtermaterialien (Sand, TF IIa und BA)

Die Betriebsjahre der einzelnen Filtermaterialien wurden aus den Zulaufsfrachten für Sand (Abbildung 103), für TF IIa (Abbildung 104), für BA (Abbildung 105), für TF Ia (Abbildung 106) und für TF If (Abbildung 107) berechnet.

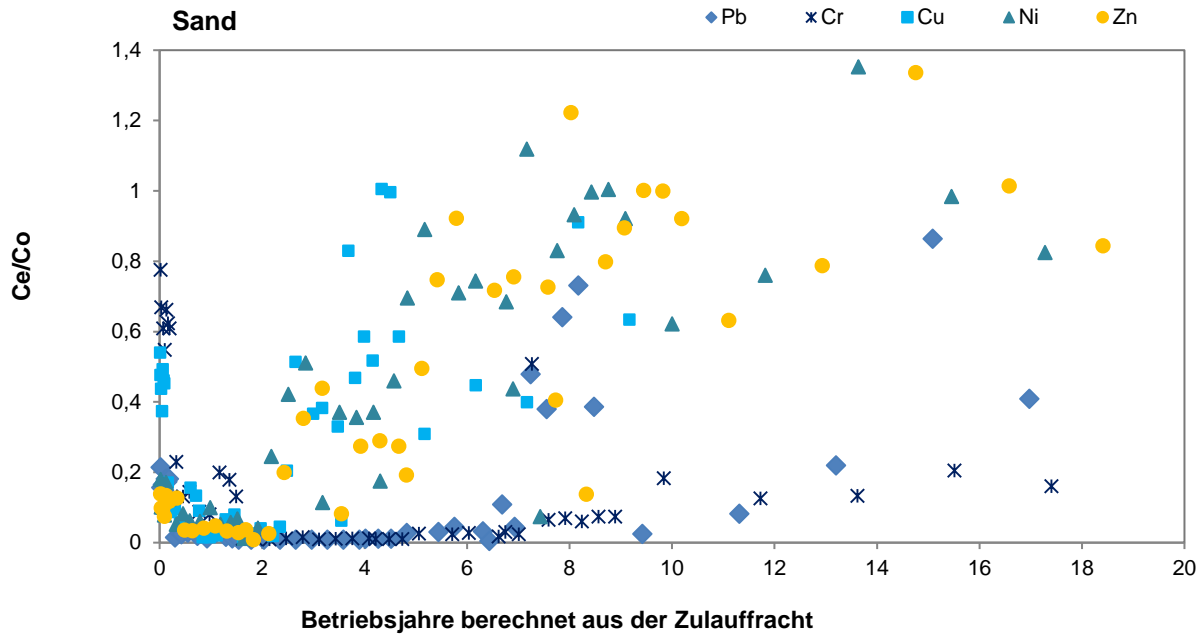


Abbildung 103: Betriebsjahre Sand, berechnet aus der Zulaufsfracht

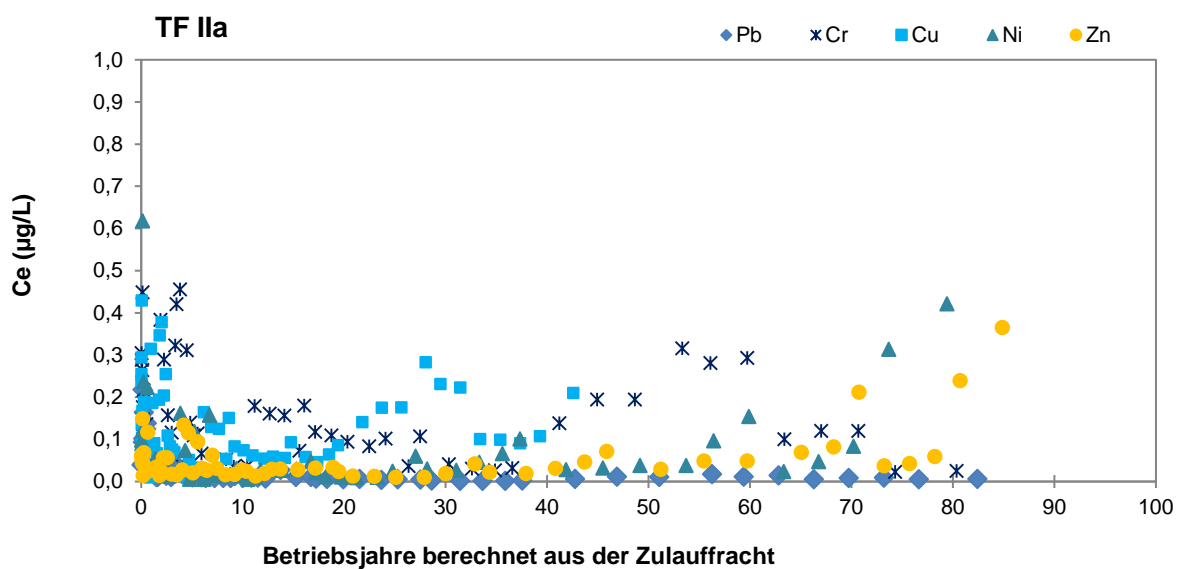


Abbildung 104: Betriebsjahre TF IIa, berechnet aus der Zulaufsfracht

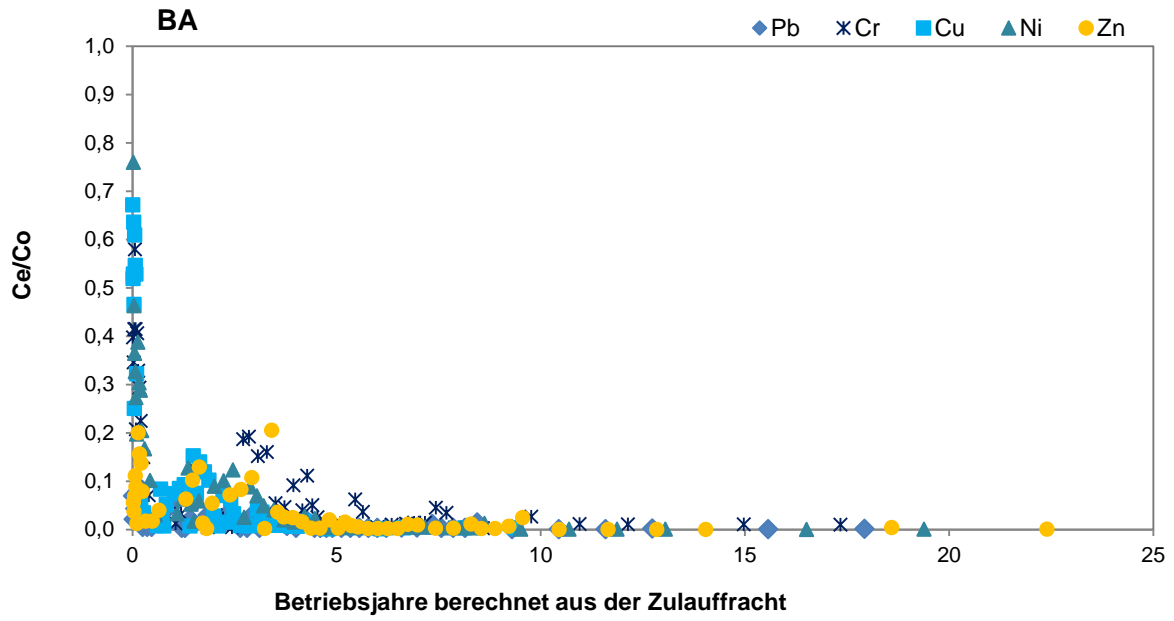


Abbildung 105: Betriebsjahre BA, berechnet aus der Zulaufsracht

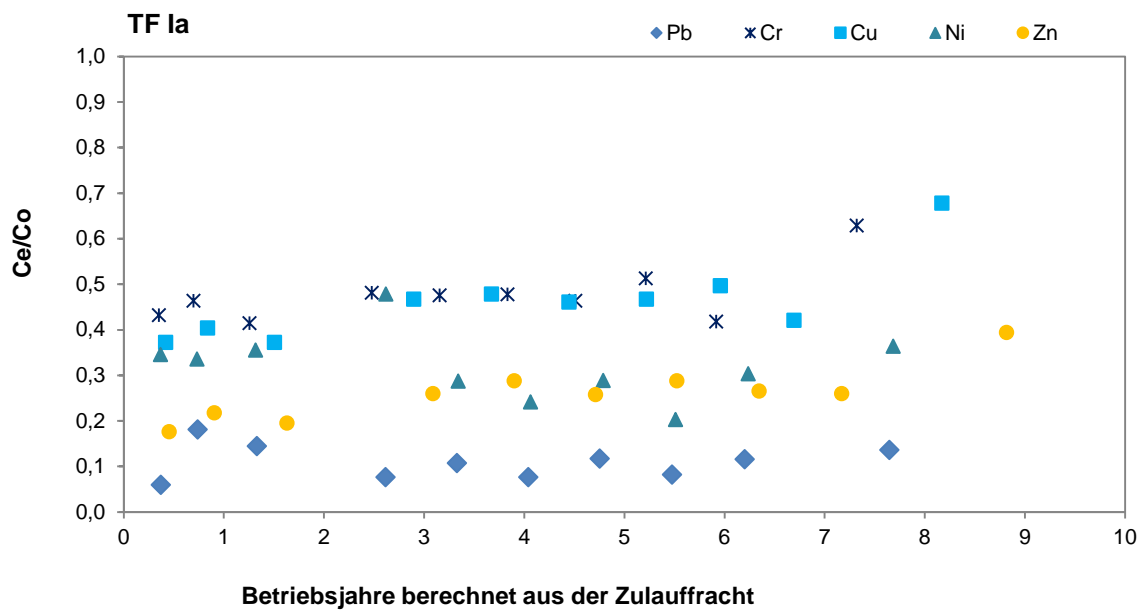


Abbildung 106: Betriebsjahre TF la, berechnet aus der Zulaufsracht

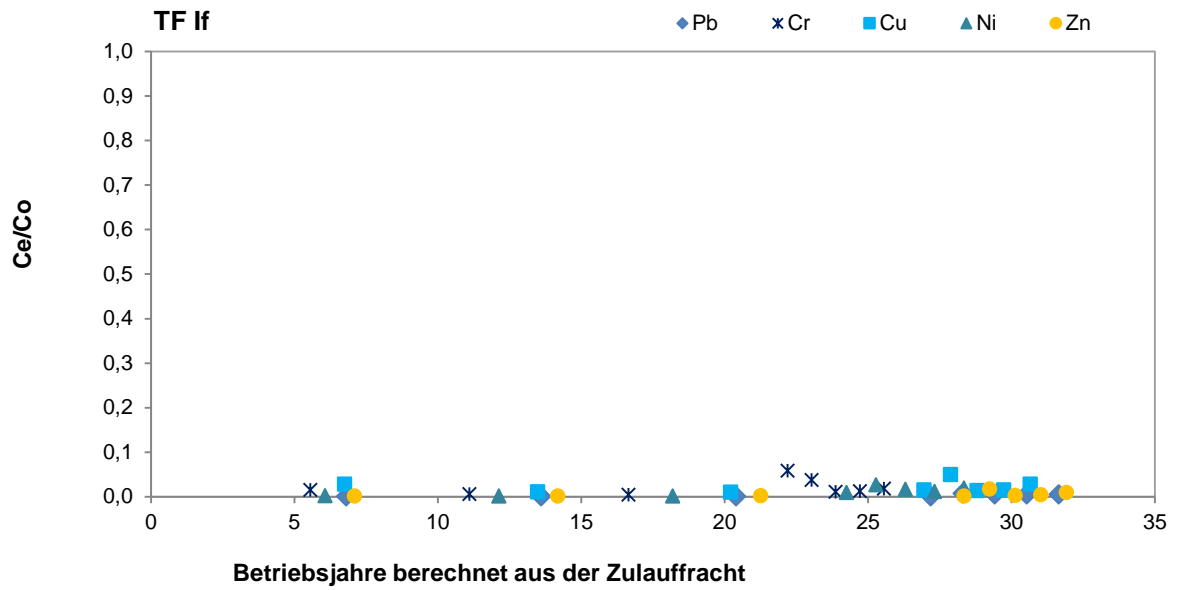


Abbildung 107: Betriebsjahre TF Ia und If, berechnet aus der Zulaufmfracht

11.7.3 Kapazitätsprüfung Schwermetalle (Ergebnisse der 32 mm Säulen)

Die Ergebnisse der Blei-, Kupfer- und Zinkbeladung von Sand, TF If mit geringer Pufferkapazität, TF IIb und BA sind in der Abbildung 108, Abbildung 109 und Abbildung 110 dargestellt.

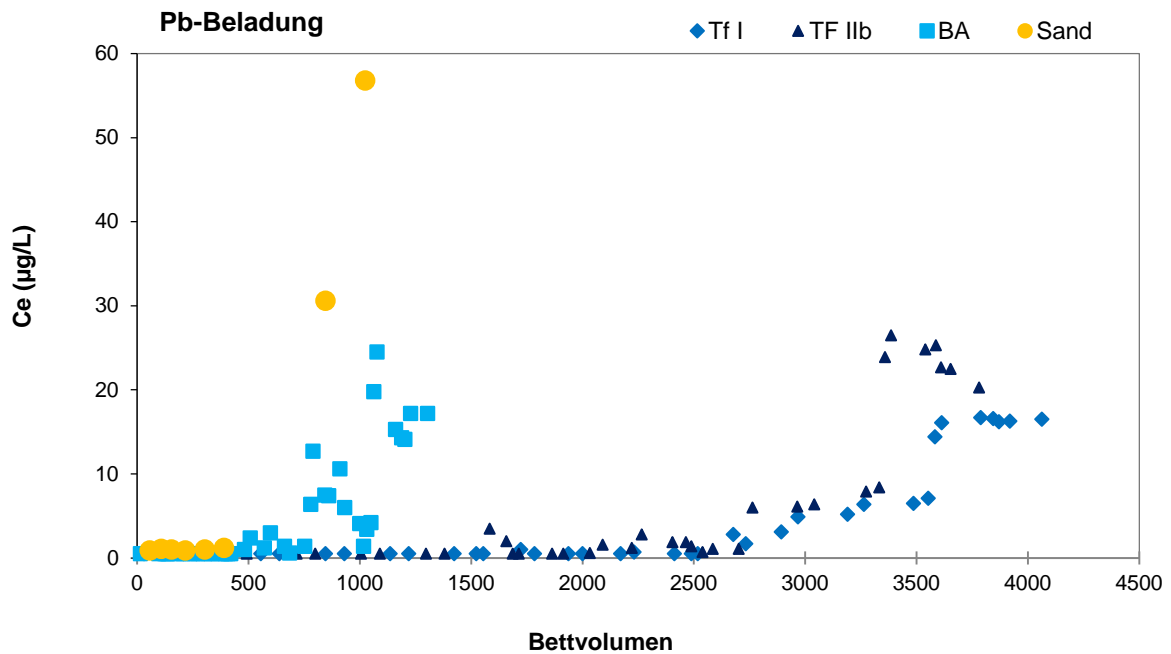


Abbildung 108: Pb-Beladung von Sand, TF If mit geringer Pufferkapazität, TF IIb und BA

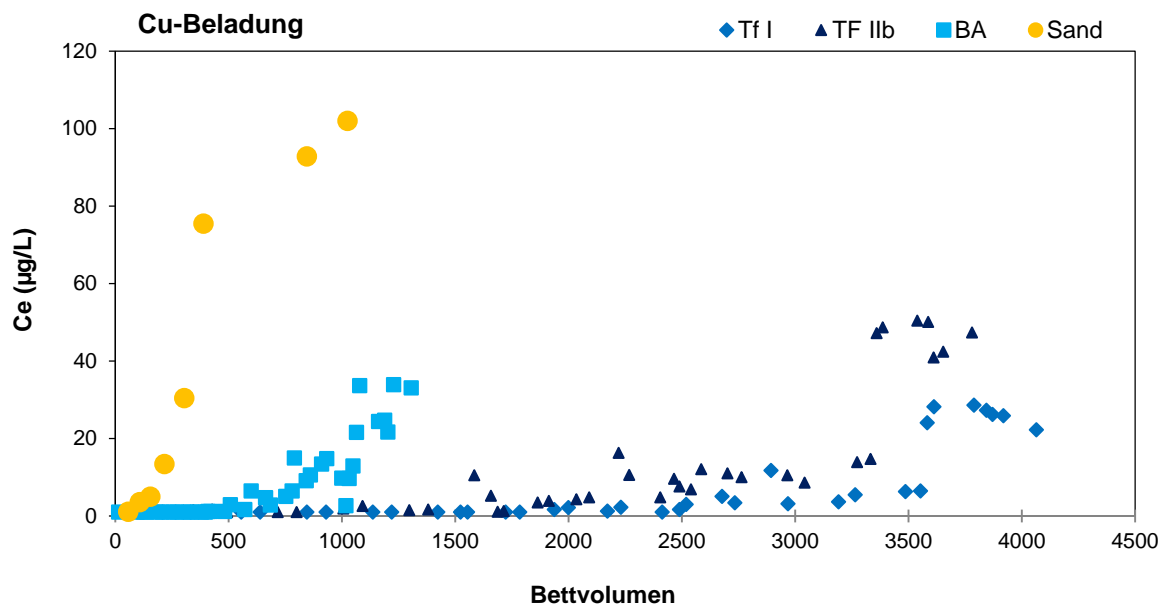


Abbildung 109: Cu-Beladung von Sand, TF If mit geringer Pufferkapazität, TF IIb und BA

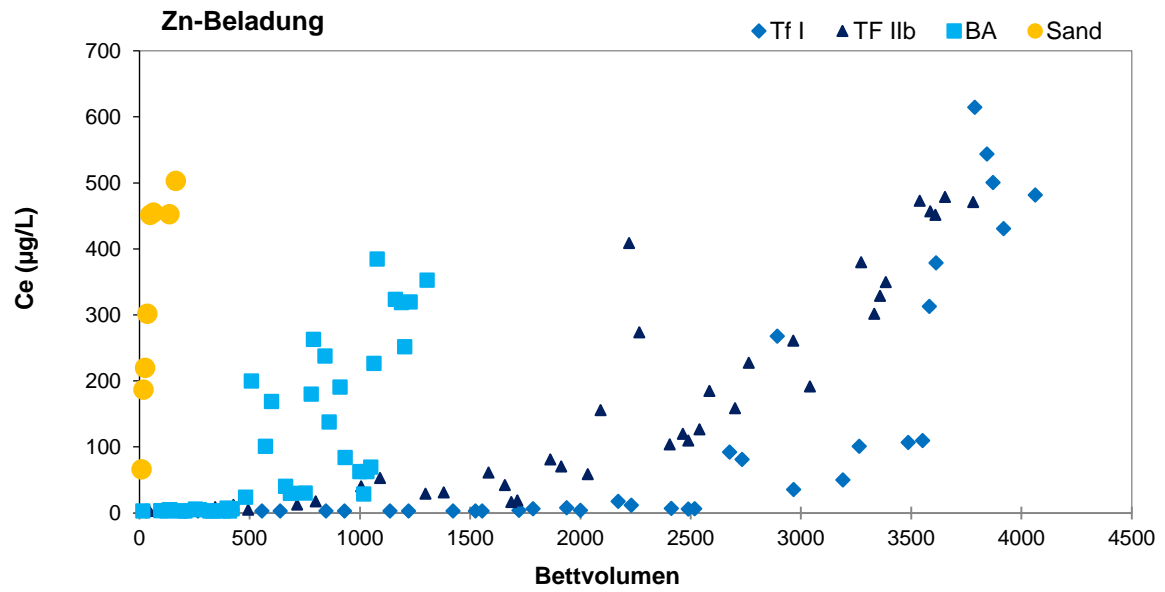


Abbildung 110: Zn-Beladung von Sand, TF If mit geringer Pufferkapazität, TF IIb und BA

11.7.4 Kapazitätsprüfung – Vergleich der beiden Fließrichtungen downflow und upflow

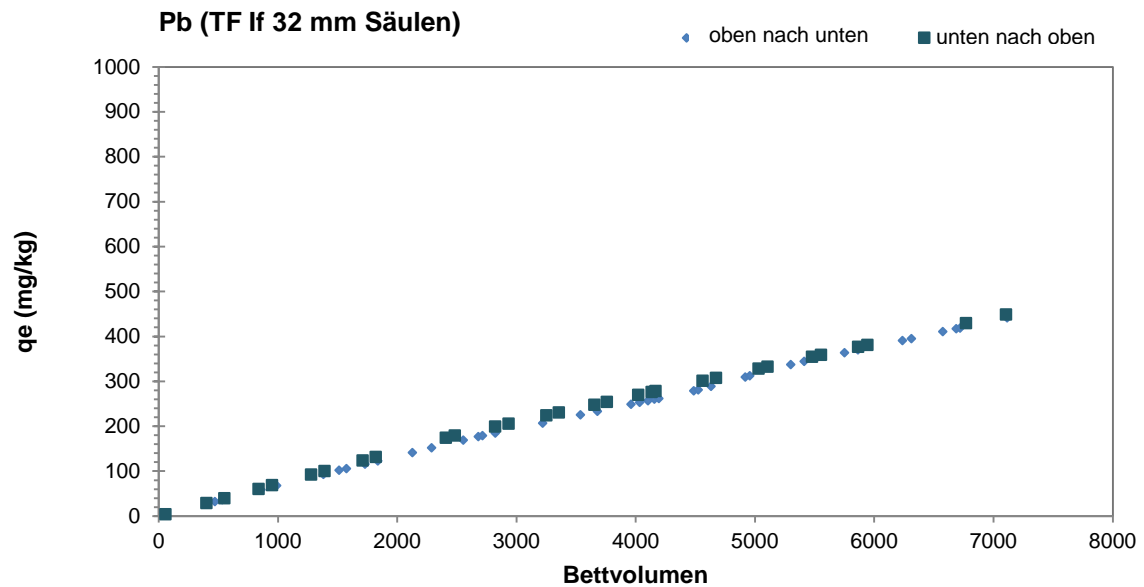


Abbildung 111: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Pb in 32 mm Säulen mit TF If

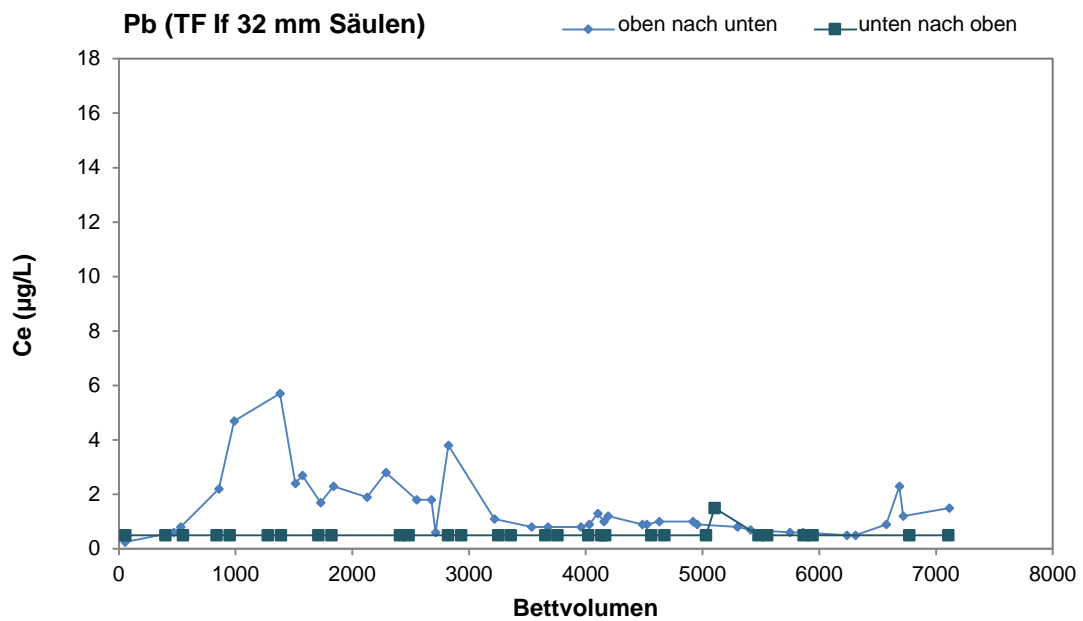
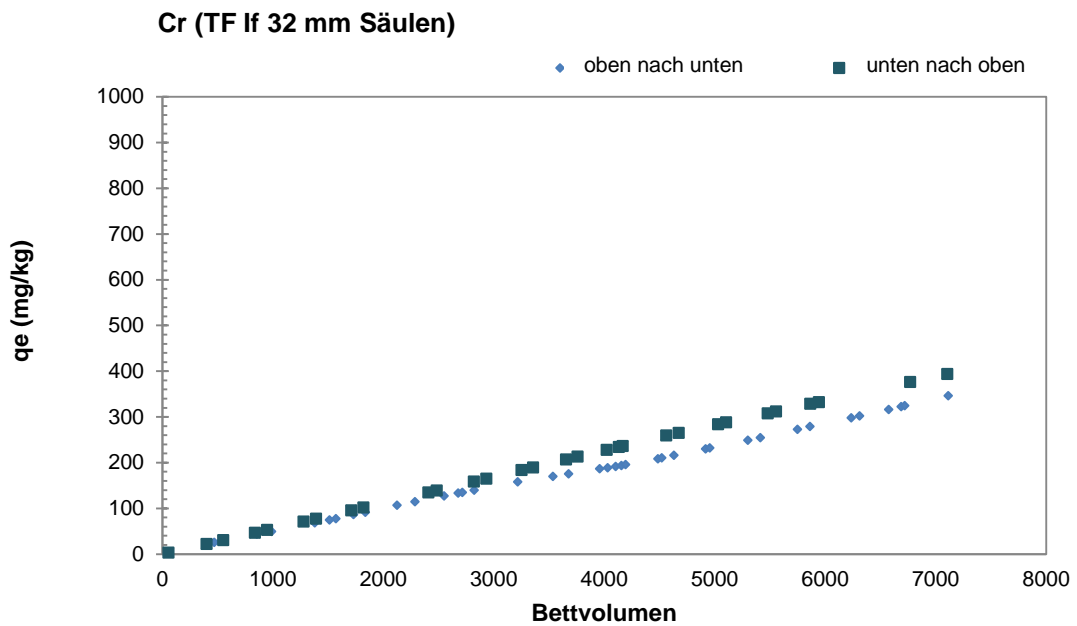
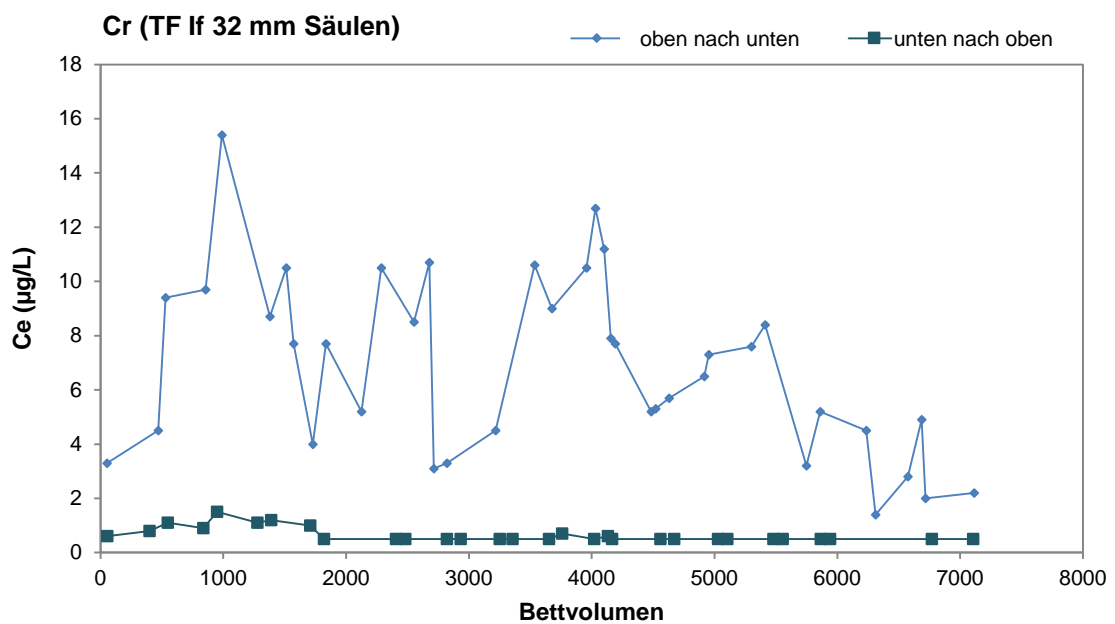
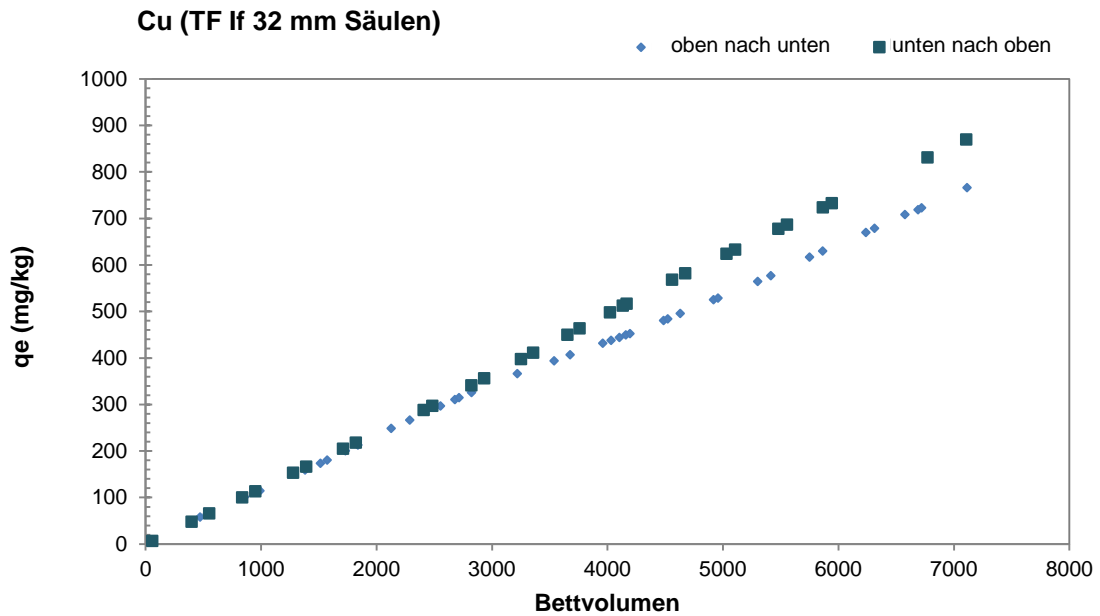
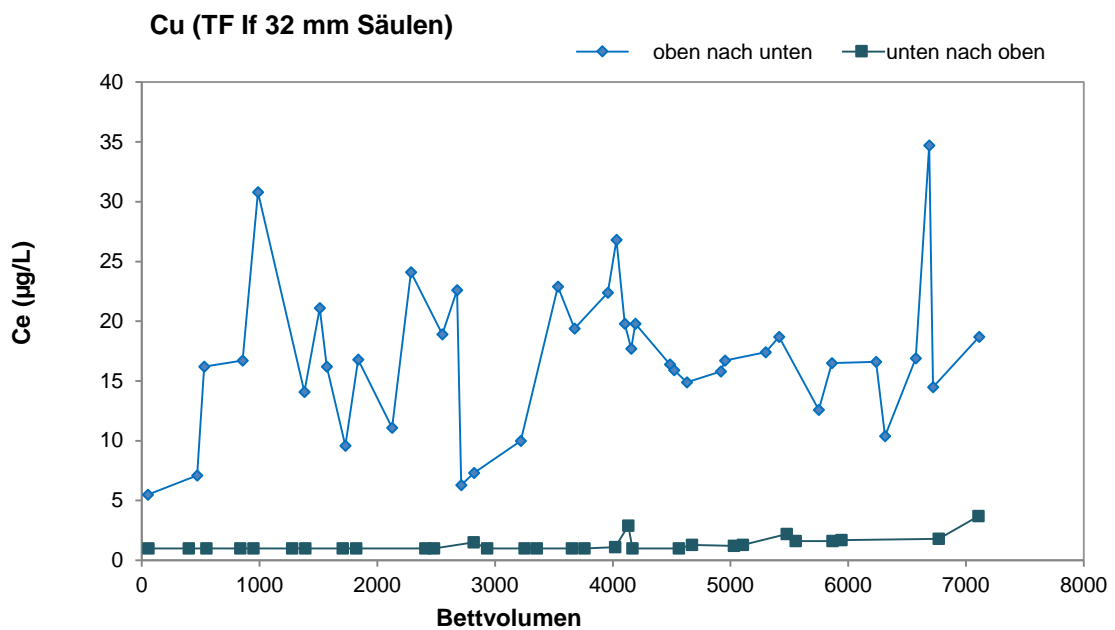
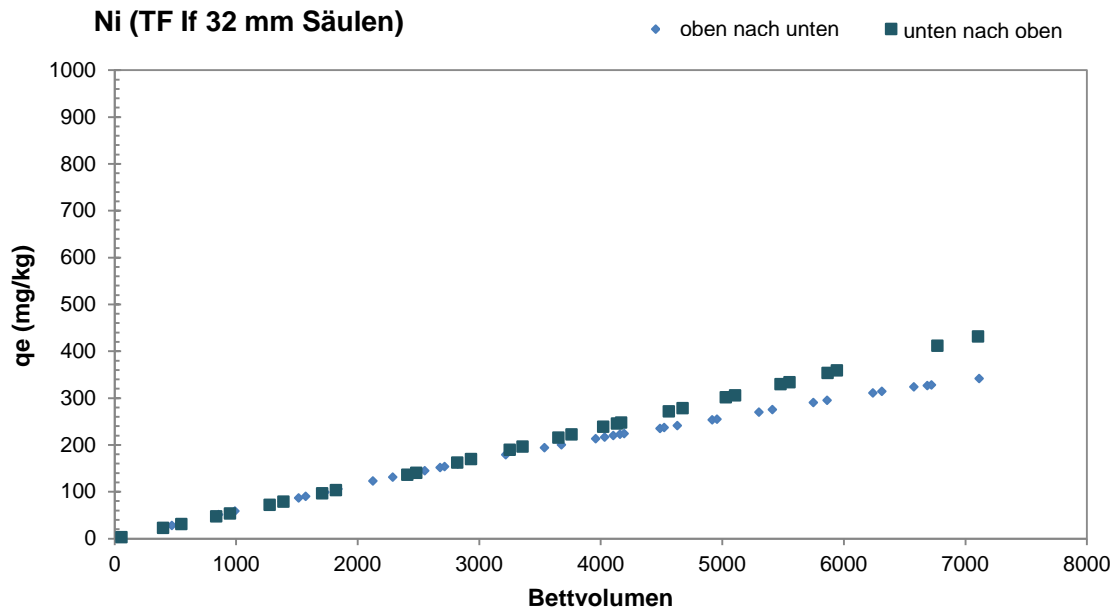
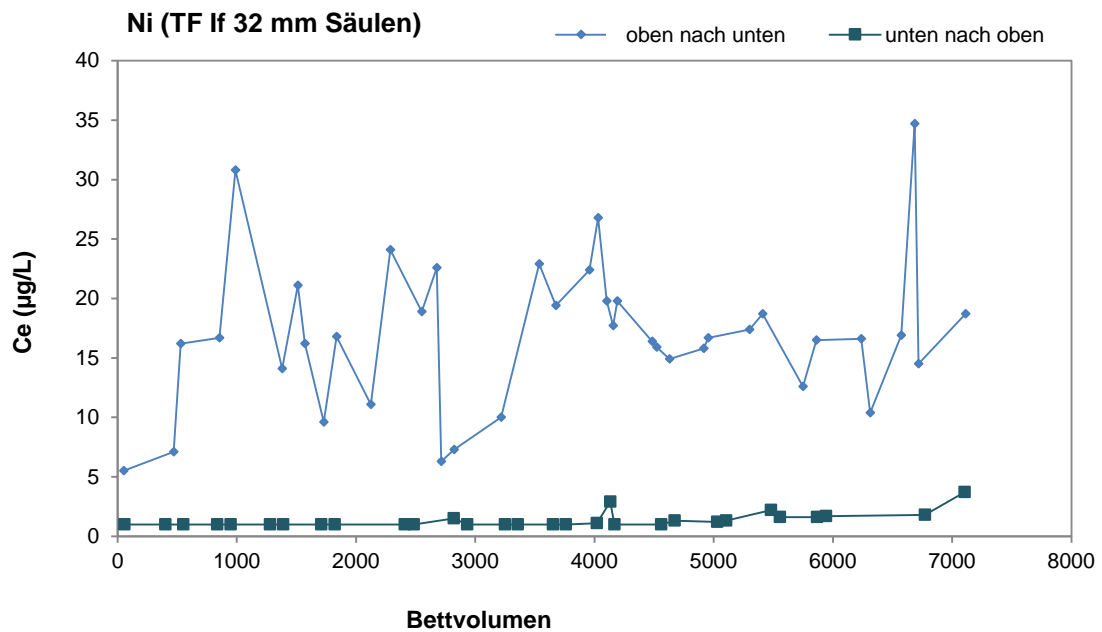
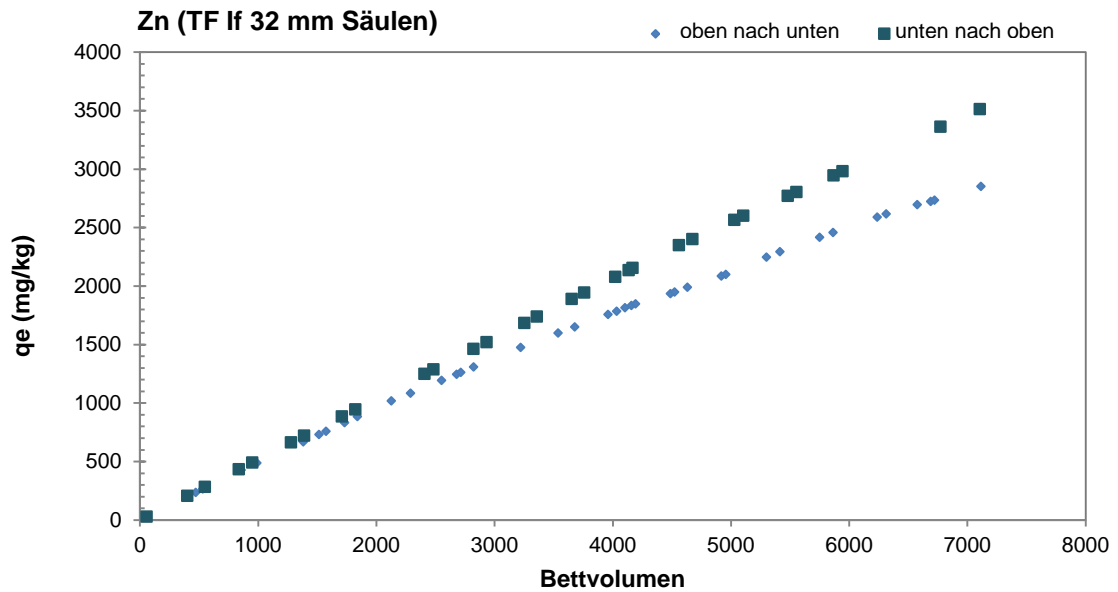
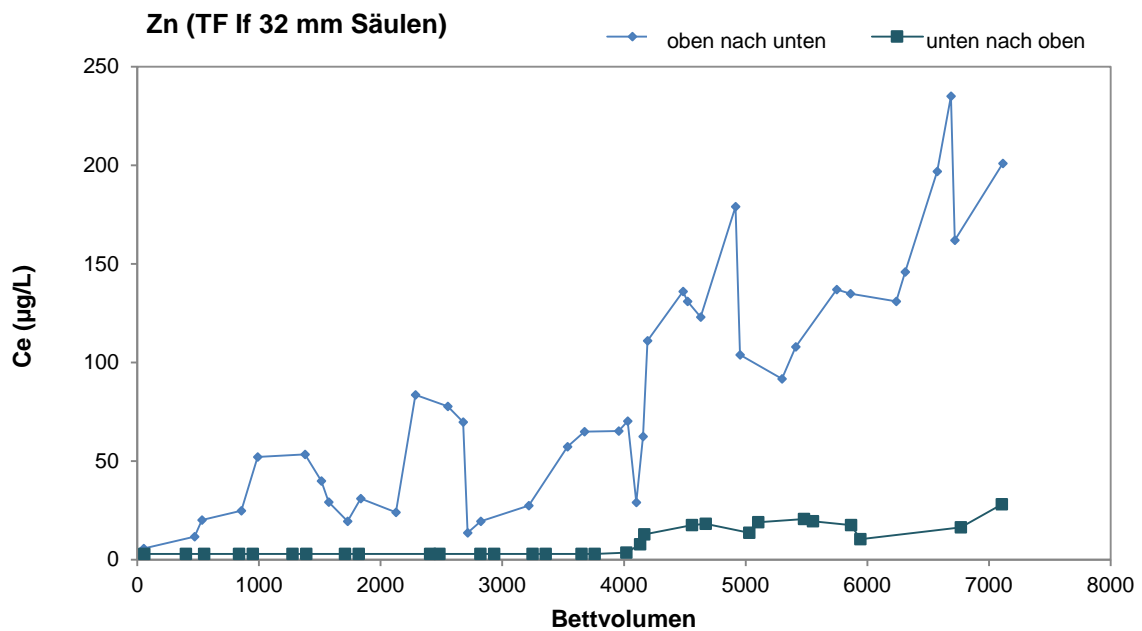


Abbildung 112: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Pb in 32 mm Säulen mit TF If

Abbildung 113: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Cr in 32 mm Säulen mit TF IfAbbildung 114: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Cr in 32 mm Säulen mit TF If

Abbildung 115: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Cu in 32 mm Säulen mit TF IfAbbildung 116: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Cu in 32 mm Säulen mit TF If

Abbildung 117: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Ni in 32 mm Säulen mit TF IfAbbildung 118: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Ni in 32 mm Säulen mit TF If

Abbildung 119: Vergleich downflow – upflow (q_e /Bettvolumen) von Zn in 32 mm Säulen mit TF IfAbbildung 120: Vergleich downflow – upflow (C_e /Bettvolumen) von Zn in 32 mm Säulen mit TF If

11.7.6 Kapazitätsprüfung Schwermetalle (Ergebnisse der 100 mm Säulen) von Sand, TF If und TF IIb

Quarzsand: Säulenversuch (D = 100mm)																					
Ver- such s-Nr.	Volu- men (L)	Zulaufkonzentrationen (µg/L)					Zulauffracht (mg)					kumulative Zulauffracht (mg)					Berechnete Betriebsjahre aus der Zulauffracht				
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
1	60	12	13	13	13	104	0,7	0,8	0,8	0,8	6,2	0,7	0,8	0,8	0,8	6,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,8
2	100	42	53	53	50	470	4,2	5,3	5,3	5,0	47,0	5,0	6,1	6,1	5,8	53,2	1,2	1,5	1,5	0,7	6,4
3	200	60	66	71	69	618	12,0	13,3	13,3	13,7	124	16,9	19,3	20,3	19,5	177	4,1	4,7	4,9	2,4	21,4
4	200	47	52	54	54	469	9,5	10,3	10,3	10,8	93,7	26,4	29,6	31,1	30,3	270	6,4	7,2	7,6	3,7	32,8
5	100	55	43	47	46	413	5,5	4,3	4,3	4,6	41,3	31,9	34,0	35,8	34,9	312	7,7	8,2	8,7	4,2	37,8
6	100	389	390	412	375	3010	38,9	39,0	39,0	37,5	301	70,8	73,0	77,0	72,4	613	17,2	17,7	18,7	8,8	74,3

TF Ia: Säulenversuch (D = 100mm)																						
Ver- suchs- -Nr.	Volu- men (L)	Zulaufkonzentrationen (µg/L)					Zulauffracht (mg)					kumulative Zulauffracht 60,5(mg)					Berechnete Betriebsjahre aus der Zulauffracht					
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cu	Ni	86,7Z n	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	
1	100	13	12	13	12	107	1,3	1,2	1,3	1,2	11,0	1,3	1,2	1,3	1,2	10,7	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,3
2	110	53	47	55	49	50	5,8	5,1	6,0	5,4	6,0	7,1	6,3	7,3	6,6	16,2	1,7	1,5	1,8	0,8	0,5	0,5
3	200	66	51	63	64	573	13,3	10,2	12,6	12,8	115	20,4	16,5	19,9	19,5	131	4,9	4,0	4,8	2,4	4,0	4,0
4	200	53	47	55	49	502	10,6	9,3	10,9	9,8	100	31,0	25,8	30,8	29,3	231	7,5	6,3	7,5	3,5	7,0	7,0
5	200	59	50	60	55	478	11,8	10,1	12,0	11,1	96,0	42,8	35,8	42,8	40,3	327	10,4	8,7	10,4	4,9	9,9	9,9
6	200	57	52	55	50	498	11,4	10,3	11,0	10,0	100	54,2	46,1	53,8	50,3	426	13,1	11,2	13,0	6,1	12,9	12,9
7	100	206	202	203	195	1898	20,6	20,2	20,3	19,5	190	74,8	66,3	74,1	69,8	616	18,1	16,1	18,0	8,5	18,7	18,7
8	100	442	439	480	415	4630	44,2	43,9	48,0	41,5	463	119	110	122	111	1080	28,9	26,7	29,6	13,5	32,7	32,7
9	100	460	469	478	470	4760	46,0	46,9	47,8	47,0	476	165	157	170	158	1560	40,0	38,1	41,2	19,2	47,2	47,2
10	100	857	767	793	750	7025	85,7	76,7	79,3	75,0	703	251	234	249	233	2257	60,8	56,7	60,5	28,3	68,5	68,5
11	100	949	1000	1080	947	5480	94,9	100	108	95,0	548	345	334	357	328	2805	83,8	81,0	86,7	39,8	85,1	85,1

TF IIa: Säulenversuch (D = 100mm)																					
Ver- suchs- -Nr.	Volu- men (L)	Zulaufkonzentrationen (µg/L)					Zulauffracht (mg)					kumulative Zulauffracht 60,5(mg)					Berechnete Betriebsjahre aus der Zulauffracht				
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
1	50	11	12	11	13	112	0,6	0,6	0,6	0,7	5,6	0,6	0,6	0,6	0,7	5,6	0,14	0,14	0,14	0,08	0,17
2	80	45	55	57	55	542	3,6	4,4	4,6	4,4	43,4	4,1	4,9	5,1	5,0	49,0	1,0	1,2	1,2	0,6	1,5
3	110	69	51	65	62	579	7,6	5,6	7,2	6,8	63,6	11,7	10,5	12,3	11,9	113	2,8	2,5	3,0	1,4	3,4
4	110	62	60	63	69	488	6,8	6,6	7,0	7,6	53,7	18,5	17,1	19,3	19,4	166	4,5	4,1	4,7	2,1	5,0
5	100	60	51	57	59	534	6,0	5,1	5,7	5,9	53,4	24,5	22,2	25,0	25,3	218	6,0	5,4	6,1	3,1	6,7
6	100	52	48	54	51	481	5,2	4,8	5,4	5,1	48,1	29,7	27,0	30,4	30,4	268	7,2	6,6	7,4	3,7	8,1
7	80	60	54	67	60	553	4,8	4,4	5,4	4,8	44,2	34,5	31,4	35,8	35,2	312	8,4	7,6	8,7	4,3	9,5
8	80	236	244	261	243	1970	18,9	19,5	20,9	19,4	158	53,4	50,9	56,7	54,6	470	13,0	12,3	13,7	6,6	14,2
9	60	389	390	412	475	5010	23,3	23,4	23,4	28,5	301	76,8	74,3	81,4	83,1	770	18,6	18,0	19,7	10,1	23,4