

Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren

Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt,
gefördert unter dem Az: 26840-23 von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

von

Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt, Prof. Dr.-Ing. habil. Antje Welker,
Dipl.-Ing. Martina Dierschke, Prof. Dr.-Ing. Mathias Uhl,
M. Sc. Christian Maus und Dipl.-Geogr. Frank Remmler

Juli 2010



Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

Der Abschlussbericht ist erhältlich bei:

DWA

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall

Theodor-Heuss-Allee 17

53773 Hennef

Kooperationspartner:

Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

Prof. Dr.-Ing. habil. Antje Welker

Dipl.-Ing. Martina Dierschke

FG Siedlungswasserwirtschaft / tectraa, Zentrum für Innovative AbWassertechnologien

TU Kaiserslautern

Paul-Ehrlich-Str. 14

67663 Kaiserslautern

Prof. Dr.-Ing. Mathias Uhl

M. Sc. Christian Maus

Fachbereich Bauingenieurwesen

Fachhochschule Münster

Corrensstr.25

48149 Münster

Dipl.-Geogr. Frank Remmler

Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund

Zum Kellerbach 46

58239 Schwerte

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	26840	Referat	23	Fördersumme	141.232,00
Antragstitel		Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur <u>dezentralen</u> Behandlung von Niederschlagswasser im Trennverfahren			
Stichworte		Wasser, Gewässer, Regenwasser, Schutzgebiet			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
18 Monate	01.10.2008	31.03.2010	I		
Zwischenberichte	1	30.09.2009			
Bewilligungsempfänger		DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Theodor-Heuss-Allee 17 53773 Hennef		Tel	02242-872-142
				Fax	02242-872-135
				Projektleitung Dipl.-Biol. Sabine Thaler	
				Bearbeiter Dipl.-Ing. Christian Berger	
Kooperationspartner		TU Kaiserslautern , Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt, Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern FH Münster , Professor Dr.-Ing. Mathias Uhl, Fachbereich Bauingenieurwesen, Correnstraße 25, 48149 Münster IfW GmbH , Dipl.-Geogr. Frank Remmler, Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund, Zum Kellerbach 46, 58239 Schwerte			
Zielsetzung und Anlaß des Vorhabens					
<p>Zur Reduzierung der Umweltbelastungen aus Niederschlagsabflüssen sollen mit einem Anhang Niederschlagswasser zur Abwasserverordnung bundeseinheitliche Anforderungen zur Behandlung verschmutzter Niederschlagsabflüsse vor Einleitung ins Grundwasser (Versickerung) oder in oberirdische Gewässer formuliert werden. Neuere Untersuchungen zur Aufschlüsselung der Eintragungspfade umweltrelevanter Schmutz- und Schadstoffe weisen sämtlich einen erheblichen Anteil der Niederschlagsabflüsse aus Siedlungen aus.</p> <p>Für einen wirkungsvollen Rückhalt dieser Schmutz- und Schadstoffe in Verbindung mit dem weitgehenden Erhalt des lokalen Wasserkreislaufes kommt der Behandlung belasteter Niederschlagsabflüsse in dezentralen Anlagen besondere Bedeutung zu. Daraus resultiert ein enormes Anwendungspotenzial für industriell gefertigte, standardisierbare Anlagen zum gezielten Stoffrückhalt, das gleichzeitig Anreiz für technologische Weiterentwicklungen zur gezielten Verbesserung der Effizienz derzeit verfügbarer Behandlungsanlagen und -techniken bieten wird.</p> <p>Aufgrund der besonderen Gegebenheiten der mit Niederschlagsabflüssen beschickten Anlagen ist keine Überwachung von Ablaufwerten der Behandlungsanlagen im Betrieb vorgesehen. Zur Sicherstellung ihrer Wirksamkeit entsprechend den geltenden Anforderungen soll für dezentrale, standardisierbare Behandlungsanlagen eine bauaufsichtliche Zulassung erteilt werden. In der Zulassung müssen die für eine ordnungsgemäße Funktionsweise erforderlichen Anforderungen an den Einbau, den Betrieb und die Wartung der Anlage festgelegt werden. Dies erfordert geeignete Prüfverfahren. Sie sollen im vorliegenden Vorhaben auf der Grundlage neuester wissenschaftlicher Erkenntnisse mit höchsten Ansprüchen an die Zuverlässigkeit und Reproduzierbarkeit der Bewertungen für infrage kommende Anlagen entwickelt werden.</p>					
Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden					
Die Entwicklung von Prüfverfahren als Grundlage zur bauaufsichtlichen Zulassung für standardisierbare Anlagen umfasst als Arbeitsschritte die Konzeption der Prüfverfahren für unterschiedliche Anlagen, Wirk-					
Deutsche Bundesstiftung Umwelt • An der Bornau 2 • 49090 Osnabrück • Tel 0541/9633-0 • Fax 0541/9633-190 • http://www.dbu.de					

mechanismen und Zielpunkte der Einleitung (Grundwasser, oberirdische Gewässer), die Auswahl geeigneter Stoffparameter für die Prüfung, die Definition repräsentativer Belastungsspektren zur Beschickung der Anlagen sowie die Formulierung der Zielgrößen und Anforderungen im Prüfverfahren. Des Weiteren werden die genaue Versuchsanordnung und der Versuchsablauf beschrieben und der Anwendungsbe- reich einzelner Anlagen je nach Art, Wirkungsprinzip und Baugröße definiert. Ferner werden Vorgaben der Qualitätssicherung zur Gestaltung und Betrieb des Prüfstandes sowie Hinweise für Planung, Anord- nung, Einbau und Betrieb der Anlagen formuliert. Für die notwendige Verifizierung der entwickelten Prüf- verfahren in einer nachfolgenden Projektphase wird ein Arbeitsprogramm entwickelt und dokumentiert.

Ergebnisse und Diskussion

Das aufgelegte Arbeitsprogramm mit den Projektbeteiligten erlaubte die Entwicklung von Prüfmetho- den für die Bauartenzulassung standardisierbarer, dezentraler Behandlungsanlagen für belastete Nieder- schlagsabflüsse. Sie wurden für unterschiedliche Konstellationen von Herkunftsbereichen der Abflüsse (Dach-, Straßen-, Mischflächen) und Zielpunkt der Einleitung (Grundwasser, Oberflächenwasser) in Form von Arbeitsanweisungen für das Prüflabor exemplarisch ausgearbeitet.

Die Prüfverfahren wurden für die Anwendung im Labor entwickelt, um den vorrangigen Kriterien Ver- gleichbarkeit und Reproduzierbarkeit Rechnung zu tragen. Entsprechend wurde die methodische Abar- beitung der Prüfverfahren für 8 unterschiedliche Konstellationen (Herkunft – Einleitpunkt) in Form von Arbeitsanweisungen für das durchführende Labor beschrieben. Die grundsätzliche Durchführbarkeit der entwickelten Methoden wurde in begleitenden eigenen Laborarbeiten an der FH Münster bestätigt.

Die getroffenen Festlegungen basieren z.T. auf derzeit noch in der Diskussion befindlichen Überlegun- gen für zukünftige Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagsabflüssen. Dies gilt in besonderem Maße für den Bereich Boden – Grundwasser, wo alternativ Prüfwerte der Bodenschutzverordnung oder Geringfügigkeitsschwellen als Bezugswerte zur Diskussion stehen. Für die Einleitung in oberirdische Gewässer erfolgte die Orientierung am Entwurf für einen Anhang Niederschlagswasser aus dem Jahr 2008. In beiden Bereichen könnten spätere rechtsverbindliche Festlegungen eine Anpassung von Zah- lenwerten in den Prüfverfahren erforderlich machen.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Über den Fortgang des Vorhabens wird dem einzurichtenden Fachbeirat (siehe Bewilligungsbescheid der DBU vom 25.09.2008) sowie dem begleitenden Fachgremium der DWA, Fachausschuss ES-2, be- richtet. Nach Abschluss des Vorhabens ist ein Workshop zur Ergebnispräsentation für die interessierte Fachöffentlichkeit, insbesondere auch für die Hersteller von Behandlungsanlagen geplant. Die Projekter- gebnisse werden schon auf den Kölner Kanaltagen (09/2010) und auf der DWA-Bundestagung (11/2010) unter Verweis auf die Förderung durch die DBU präsentiert werden. Weitere Projektvorstellungen im Rahmen von Fachtagungen und Seminaren sind für 2011 vorgesehen.

Fazit

Das aufgelegte Arbeitsprogramm mit den Projektbeteiligten erlaubte die Entwicklung von Prüfmetho- den für die Bauartenzulassung standardisierbarer, dezentraler Behandlungsanlagen für belastete Nieder- schlagsabflüsse. Sie wurden für unterschiedliche Konstellationen von Herkunftsbereichen der Abflüsse (Dach-, Straßen-, Mischflächen) und Zielpunkt der Einleitung (Grundwasser, Oberflächenwasser) in Form von Arbeitsanweisungen für das Prüflabor exemplarisch ausgearbeitet. Dazu war die Annahme zahlenmäßiger Anforderungen an einzelne Schmutz- und Schadstoffparameter erforderlich, deren ver- bindliche Festlegung in bundesweiten oder länderspezifischen gesetzlichen Regelungen erfolgen muss.

Der vorgelegte Schlussbericht dokumentiert zum einen den aktuellen Kenntnisstand zum Stoffaufkom- men in Niederschlagsabflüssen unterschiedlicher Herkunftsbereiche mit Bewertung der Behandlungsbe- dürftigkeit je nach vorgesehenem Verbleib der Abflüsse. Er enthält zum anderen eine umfassende Dar- stellung derzeit verfügbarer Behandlungstechniken und dezentrale Behandlungsanlagen, die für eine Bauartenzulassung grundsätzlich infrage kommen. Neben den eigentlichen Projektergebnissen, der Entwicklung und Formulierung von Prüfverfahren, kann der Schlussbericht somit auch als Kompendium zur Niederschlagswasserbehandlung gesehen werden.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	VIII
Abbildungsverzeichnis	XI
Zusammenfassung.....	1
1 Veranlassung.....	6
2 Definitionen und Eingrenzung Prüfverfahren.....	8
2.1 Definition dezentrale Behandlung/Beseitigung	8
2.2 Definition/Eingrenzung der Herkunftsflächen	10
3 Zusammenstellung von Aufkommensdaten zur Zusammensetzung des Niederschlagsabflusses.....	14
3.1 Liste zu betrachtender Parameter	14
3.2 Feststoffparameter	16
3.2.1 Allgemeines.....	16
3.2.2 Aufkommensdaten.....	17
3.2.3 Vorschlag Schwerpunktwerte	22
3.3 Kohlenstoffparameter und sauerstoffzehrende Verbindungen.....	23
3.3.1 Allgemeines.....	23
3.3.2 Aufkommensdaten.....	24
3.3.3 Vorschlag Schwerpunktwerte	27
3.4 Nährstoffe Stickstoff und Phosphor.....	28
3.4.1 Allgemeines.....	28
3.4.2 Aufkommensdaten.....	29
3.4.3 Vorschlag Schwerpunktwerte	33
3.5 Ausgewählte Schwermetalle (Zink, Kupfer, Cadmium, Blei)	34
3.5.1 Allgemeines.....	34
3.5.2 Aufkommensdaten.....	35
3.5.3 Vorschlag Schwerpunktwerte	40
3.6 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	41
3.6.1 Allgemeines.....	41
3.6.2 Aufkommensdaten.....	42
3.6.3 Vorschlag Schwerpunktwerte	45
3.7 Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW).....	46

3.7.1 Allgemeines.....	46
3.7.2 Aufkommensdaten.....	46
3.7.3 Vorschlag Schwerpunktwerte	48
3.8 Chlorid	49
3.8.1 Allgemeines und Aufkommen	49
3.8.2 Vorschlag Spitzenwert für Prüfung	50
3.9 Fazit Kapitel Aufkommensdaten.....	51
4 Anforderungen und Zielgrößen	52
4.1 Boden/Grundwasser (Institut für Wasserforschung GmbH, Dortmund).....	52
4.1.1 Fragestellung und Datengrundlage.....	52
4.1.2 Wirkungspfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV	53
4.1.2.1 Novellierung der BBodSchV	56
4.1.3 Geringfügigkeitsschwellenkonzept für das Grundwasser	58
4.1.4 EG-Grundwasserrichtlinie.....	62
4.1.5 Neuregelung des Wasserrechts.....	63
4.1.6 Entwurf Grundwasserverordnung – GrwV	64
4.1.7 Schlussfolgerungen und Anforderungen.....	68
4.2 Oberflächengewässer	71
4.2.1 Anforderungen bei Einleitung von Niederschlagsabflüssen	71
4.2.2 Stoffweise Zusammenstellung von Anforderungen bei Einleitung in Oberflächengewässer (Emission/Immission)	74
4.2.2.1 Feststoffe (AFS: Abfiltrierbare Stoffe).....	74
4.2.2.2 Sauerstoffzehrende Substanzen	79
4.2.2.3 Nährstoffe Stickstoff und Phosphor	83
4.2.2.4 Schwermetalle	87
4.2.2.5 Schadstoffparameter (PAK)	94
4.2.2.6 Schadstoffparameter (MKW).....	98
4.3 Fazit Kapitel Vorgaben und Auswahl der maßgeblichen Prüfparameter	100
5 Schlussfolgerungen aus praktischen Arbeiten und theoretischen Überlegungen zur Formulierung der Prüfverfahren.....	102
5.1 Synopse und Eignungsbewertung bisheriger Untersuchungsprogramme und vorhandener Laborprüfmethoden	102
5.1.1 Laboruntersuchungen zum Schwermetallrückhalt in Metaldachabflüssen (mDA).....	103

5.1.2 Laboruntersuchungen zum Stoffrückhalt in Verkehrsflächenabflüssen (VA)	107
5.1.3 Herstellererfahrungen zu Prüfungen und Stoffrückhalt in Behandlungsanlagen.	111
5.1.4 Laborprüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse und Einleiten ins Grundwasser.....	113
5.1.5 Laborprüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Metaldachabflüsse und Einleiten ins Grundwasser, beauftragt vom LfU Bayern [Welker et al., 2008a und 2008b])	117
5.1.6 RAL-Filtertest	118
5.2 Hinweise für Prüfverfahren aus der betrieblichen Praxis	118
5.2.1 Planungsphase.....	118
5.2.2 Bauphase	119
5.2.3 Konstruktionsbedingte Probleme	121
5.2.4 Betrieb.....	122
5.3 Überlegungen zu Prüfrengspenden	123
5.3.1 Grundlagen	123
5.3.2 Vorarbeiten des LfU, Augsburg [LfU, 2008]	124
5.4 Definition „AFS_{fein}“ und Auswahl eines geeigneten Materials zur Prüfung des Feststoffrückhaltes.....	127
5.5 Frachtverteilung in Prüfrengspenden	135
5.6 Umweltverträglichkeitsprüfungen	135
5.7 Überlegungen zu Übereinstimmungsnachweisen.....	137
5.8 Überlegungen zur Dauerhaftigkeit.....	140
5.9 Hydraulische Überprüfungen.....	141
5.10 Versuchspraktische Empfehlung für das Beschickungswasser.....	142
5.11 Überlegungen zum maßgeblichen Prüfkriterium: Wirkungsgrad oder Ablaufkonzentration	143
5.12 Praktische Aspekte AFS-Prüfung.....	144
5.12.1 Gestaltung des Versuchsstandes	144
5.12.2 Probennahmekonzept AFS	144
5.12.3 Fazit für Prüfverfahren:.....	146
5.13 Praktische Aspekte der Schwermetallprüfung-Prüfung	147
5.13.1 Jahresfracht als Vorbelastung versus erhöhte Zulauf-Konzentration	147
5.13.2 Originalanlage versus Filterelement	147
5.13.3 Wartezeit zwischen den Prüfrengspenden	148

5.14	Fazit und Schlussfolgerungen aus den praktischen Vorarbeiten und Überlegungen	149
6	Vortests für bauartgleiche Anlagen unterschiedlicher Größe (FH Münster).....	153
6.1	Material und Methoden.....	153
6.1.1	Beschreibung der Anlagen	153
6.1.2	Versuchsstand.....	156
6.1.3	Versuchsplan.....	157
6.1.4	Auswerteverfahren und Berechnungsgrößen.....	160
6.1.4.1	Verweilzeitverteilung	160
6.1.4.2	Beurteilung des Feststoffrückhalts	162
6.1.4.3	Modell zur Beschreibung der Sedimentationsleistung	165
6.2	Ergebnisse und Diskussion.....	167
6.2.1	Hydraulische Leistungsfähigkeit	167
6.2.2	Verweilzeitverteilung.....	167
6.2.3	Feststoffrückhalt bei Versuchsssetup 1	172
6.2.3.1	Frachtbilanzierung.....	172
6.2.3.2	Reproduzierbarkeit.....	172
6.2.3.3	Korngrößenverteilung.....	172
6.2.3.4	Remobilisierung	173
6.2.3.5	Konzentrationseinfluss	173
6.2.3.6	Versuchspausen	176
6.2.3.7	Einbaumängel	176
6.2.4	Feststoffrückhalt bei Versuchsssetup 2	177
6.2.4.1	Wirkungsgrad.....	177
6.2.4.2	Trenngrad	178
6.2.4.3	Trennhazenzahl	178
6.3	Schlussfolgerungen für das Prüfverfahren	182
7	Auswahl der Prüfverfahren	184
7.1	Allgemeines	184
7.2	Herkunftsflächen	185
7.3	Prüfverfahren	185
8	Abkürzungsverzeichnis	188
9	Literaturverzeichnis	190

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Prozentuale Aufteilung der Gewässerbelastungen aus dem Siedlungsbereich in NRW – Stand 2006 [MUNLV, 2008].....	6
Tabelle 3-1:	Realistische AFS-Konzentrationen aus Trenngebietsflächen als Eingabeparameter für konzeptuelle Planungen [VSA, 2007]	19
Tabelle 3-2:	Vorschlag Schwerpunktwerte für Feststoffparameter.....	22
Tabelle 3-3:	Vorschlag Schwerpunktwerte für Kohlenstoffparameter	27
Tabelle 3-4:	Vorschlag Schwerpunktwerte für Nährstoffparameter.....	33
Tabelle 3-5:	Vorschlag Schwerpunktwerte für ausgewählte Schwermetalle	40
Tabelle 3-6:	Vorschlag Schwerpunktwerte für ausgewählte organische (Schad-)Stoffe	45
Tabelle 3-7:	Vorschlag Schwerpunktwerte für MKW; W	48
Tabelle 3-8:	Vorschlag Spitzenwert für Chlorid.....	50
Tabelle 3-9:	Zusammenstellung maßgebliche Stoffparameter (Bewertungskriterium: Aufkommensrelevanz).....	51
Tabelle 4-1:	Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser (nach BBodSchV, 1999).....	55
Tabelle 4-2:	Ausgewählte Prüfwerte in µg/l für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser nach BBodSchV (1999) im Vergleich mit den Prüfwerten des Entwurfs der Änderungsverordnung 2007/2008 zur BBodSchV	57
Tabelle 4-3:	Ausgewählte LAWA-Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS im Vergleich zu den Prüfwerten für den Pfad Boden-Grundwasser der BBodSchV 1999	61
Tabelle 4-3:	Ausgewählte Schwellenwerte der Anlage 2 Teil A und B des Änderungsentwurfs zur Grundwasserverordnung vom 18. Mai 2010 im Vergleich zu den Prüfwerten für den Pfad Boden-Grundwasser der BBodSchV 1999	67
Tabelle 4-3:	Gegenüberstellung der geltenden Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser der BBodSchV 1999 und der Schwellenwerte des Änderungsentwurfs zur Grundwasserverordnung vom 18. Mai 2010 sowie eine Einstufung der Änderungswahrscheinlichkeit einzelner Werte für relevante Parameter von zu behandelnden Niederschlagsabflüssen.....	69
Tabelle 4-6:	Relevante stoffliche Belastung aus niederschlagsbedingten Einträgen nach Gewässertypen, aus [BWK M 3, 2004] und [Rossi, 2004].....	74
Tabelle 4-7:	Auswahl an Qualitätsanforderungen bzw. Grenzwerte für Oberflächengewässer für den Parameter AFS in einigen Ländern [UBA, 1999]	75
Tabelle 4-8:	Jährlich zurückzuhaltende Feststoffmenge bei Einleitung von Niederschlägen von Straßenoberflächen in Oberflächengewässer in Baden-Württemberg [IM/UM BW, 2008].....	76

Tabelle 4-9:	Zusammenstellung bisheriger Philosophien zur Ableitung von Anforderungen zum AFS-Gehalt in Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen und erste Vorschläge für dieses Projekt.....	78
Tabelle 4-10:	Vorgaben zu sauerstoffzehrenden Verbindungen in Oberflächengewässern in Deutschland und anderen europäischen Ländern Quelle: LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) [1998], UBA [1999]	80
Tabelle 4-11:	Vergleich Aufkommen und Vorgaben für sauerstoffzehrende Parameter ...	80
Tabelle 4-12:	Vorgaben zu Nährstoffparametern in Oberflächengewässern im europäischen Vergleich Quelle: LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) [1998], UBA [1999]	84
Tabelle 4-13:	Referenz- und Schwellenwerte (90 % Perzentil) für Nährstoffe in Fließgewässern [Borchardt und Völker, 2006]	84
Tabelle 4-14:	Referenz- und Schwellenwerte (Jahresmittelwerte) für Phosphor in Seen [Borchardt und Völker, 2006]	84
Tabelle 4-15:	Ammoniak-Grenzwerte aus England in Abhängigkeit von der Dauer und der Wiederkehrhäufigkeit der Belastung [Foundation of Water Research 1994, zitiert in Schäfer und Hoffmann 1998].....	85
Tabelle 4-16:	Vergleich Aufkommen und Vorgaben für Nährstoffparameter	85
Tabelle 4-17:	Immissionsseitige Vorgaben zu Schwermetallen in Oberflächengewässern	88
Tabelle 4-18:	immissionsseitige Vorgaben zu Schwermetalle in Oberflächengewässern Quelle: LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) [1998]	89
Tabelle 4-19:	Vergleich Aufkommen und Vorgaben für Schwermetalle	90
Tabelle 4-20:	Zusammenstellung bisheriger Philosophien zur Ableitung von Anforderungen zum Schwermetall-Gehalt in Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen.....	93
Tabelle 4-21:	Regelungen PAK-Belastung auf der Immissionsseite (Oberflächengewässer)	95
Tabelle 4-22:	Vergleich Aufkommen und Vorgaben für PAK	95
Tabelle 4-23:	Zusammenstellung bisheriger Philosophien zur Ableitung von Anforderungen zum AFS-Gehalt aus den PAK-Daten in Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen und erste Vorschläge für dieses Projekt.....	97
Tabelle 4-24:	Vergleich Aufkommen und Vorgaben für MKW.....	99
Tabelle 4-25:	Auswahl zu prüfender Stoffparameter in Abhängigkeit von der Abflussart	100
Tabelle 4-26:	Vorschläge für Vorgaben bei der Behandlung von Niederschlagsabflüssen und Einleitung in Grundwasser und Oberflächengewässer	101
Tabelle 5-1:	Übersicht Zulassungsprüfungen [DIBt, 2010]	115
Tabelle 5-2:	Ergebnisse aus der Niederschlagsabflusssimulation von 36 Jahren [LfU, 2008]	125

Tabelle 5-3:	Festsetzung Regenspenden und -dauern für die Laborprüfung von Metalldachabflüssen, basierend auf einer Auswertung von bayerischen Regendaten [LfU, 2008]	127
Tabelle 5-4:	Prozentuale Verteilung von Schwermetallfrachten auf die Korngrößenfraktionen in Straßenabflüssen [Xanthopoulos 1990]	129
Tabelle 5-5:	Korngrößenverteilung des verwendeten Quarzmehls Millisil W 4 [Quarzwerkegruppe, 2009]	134
Tabelle 5-6:	Konzentrationen der Stammlösungen für Schüttelversuche (200 ml auf 8 g Trockenmasse) für Metalldach- und Verkehrs- und Mischflächenabflüsse	139
Tabelle 5-7:	Probennahmezeitpunkte der AFS-Prüfung bei großvolumigen Anlagen ...	145
Tabelle 6-1:	Ausgewählte dezentrale Behandlungsanlagen	155
Tabelle 6-2:	Übersicht der Versuche	157
Tabelle 6-3:	Zugrunde gelegte Größe der Entwässerungsflächen und hydraulische Belastung in Versuchssetup 1	158
Tabelle 6-4:	Untersuchungen an einzelnen Anlagenvarianten.....	159
Tabelle 6-5:	Indikatoren zur Charakterisierung der Verweilzeitverteilung	162
Tabelle 6-6:	Stoffdaten des MILLISIL-Mehls W4 nach Herstellerangaben.....	163
Tabelle 6-7:	Ergebnisse der Frachtbilanzierung	172

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Darstellung potenzieller Pfade von Niederschlagsabflüssen.....	8
Abbildung 2-2: Relevante Herkunftsbereiche für dezentrale Behandlungsanlagen.....	13
Abbildung 3-1: Darstellung der Auswertung von Aufkommensdaten am Beispiel CSB.....	15
Abbildung 3-2: Wichtige Feststoffparameter in Niederschlagsabflüssen.....	17
Abbildung 3-3: Aufkommen von Abfiltrierbaren Stoffen in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	20
Abbildung 3-4: Aufkommen von Abfiltrierbaren Stoffen (Feinfraktion) in Niederschlagsabflüssen von Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen	20
Abbildung 3-5: Aufkommen von organischen Feststoffen (VSS) in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	21
Abbildung 3-6: Aufkommen von organischen Feststoffen Feinfraktion (VSSfein) in Niederschlagsabflüssen von Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen.....	21
Abbildung 3-7: Aufkommen CSB in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	25
Abbildung 3-8: Aufkommen BSB in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	25
Abbildung 3-9: Aufkommen TOC in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	26
Abbildung 3-10: Aufkommen DOC in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	26
Abbildung 3-11: Aufkommen Ges-N in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	30
Abbildung 3-12: Aufkommen NH ₄ -N in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	31
Abbildung 3-13: Aufkommen NO ₃ -N in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	31
Abbildung 3-14: Aufkommen Gesamt-P in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	32

Abbildung 3-15: Aufkommen ortho-P in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	32
Abbildung 3-16: Aufkommen Kupfer in Niederschlagsabflüssen von Dächern (Normal und Metall), Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen.....	38
Abbildung 3-17: Aufkommen Zink in Niederschlagsabflüssen von Dächern (Normal und Metall), Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen.....	38
Abbildung 3-18: Aufkommen Blei in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	39
Abbildung 3-19: Aufkommen Cadmium in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	39
Abbildung 3-20: Aufkommen PAK (Basis: Summe 16 Einzelverbindungen) in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	44
Abbildung 3-21: Aufkommen B[a]P in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	44
Abbildung 3-22: Aufkommen MKW in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen	48
Abbildung 3-23: Aufkommen Chlorid in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen.....	50
Abbildung 4-1: Gemäß Anhang Niederschlagswasser vorgesehener Bewertungsmaßstab für den Ablauf von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung nach BBodSchV 1999 (BO = Beurteilungsort, PW = Prüfwert)	53
Abbildung 4-2: Ort der Beurteilung für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV [LABO 2003].....	54
Abbildung 4-3: Sickerwasserprognose nach BBodSchV mit Ermittlung der Quellstärke und der anschließenden Transportprognose	54
Abbildung 4-4: Entwurf der Änderungsverordnung zur BBodSchV von 2007/2008 als Bewertungsmaßstab für den Ablauf von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung (BO = Beurteilungsort, PW = Prüfwert) ..	57
Abbildung 4-5: Mögliche Konfliktsituationen im Bewertungsmaßstab für den Ablauf von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung bei Einführung der GrwV nach Stand Entwurf 05/2010 (BO = Beurteilungsort, PW = Prüfwert, GFS = Geringfügigkeitsschwellenwert)	70

Abbildung 4-6: Wichtige Eintragspfade in Oberflächengewässer.....	71
Abbildung 5-1: Bentonitschlamm aus Bautätigkeit auf einem Filterelement, welches vollständig kolmatriert ist [Dierkes, 2009].....	120
Abbildung 5-2: Schadhafte Stelle im Übergangsbereich von zwei Betonschächtringen; durch falsche Aufbringung der Dichtung wurde ein Teil des Betons herausgesprengt [Dierkes, 2009].....	120
Abbildung 5-3: Durch unsachgemäßes Rohraufleger beim Verdichten abgerissene Rohrleitung [Dierkes, 2009]	121
Abbildung 5-4: Schlammfang eines Filtersystems nach einem Jahr Betrieb [Dierkes, 2009]	123
Abbildung 5-5: Regenspendenlinien in Abhängigkeit von Regendauer und -häufigkeit	124
Abbildung 5-6: Unterschreitungshäufigkeit der Regenabflusshöhen [LfU, 2008]	126
Abbildung 5-7: Unterschreitungslinie der Regenabflusstunden [LfU, 2008].....	126
Abbildung 5-8: Sieblinien von Straßenstaub bzw. -schmutz sowie von Straßenabläufen in Australien und den USA	128
Abbildung 5-9: Kupfer an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss	130
Abbildung 5-10: Zink an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss	130
Abbildung 5-11: Blei an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss	131
Abbildung 5-12: Cadmium an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss	131
Abbildung 5-13: PAK an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss	132
Abbildung 5-14: Schwerpunktlinien der Schwermetall- und PAK- Verteilung an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss sowie Millisil-Sieblinien [Quarzwirkegruppe, 2009]	133
Abbildung 5-15: Ablauf der Umweltverträglichkeitsprüfung [Wahrmund, 2008].....	136
Abbildung 5-16: Prinzipskizze des Schüttelversuchs in Anlehnung an DIN EN 12457 [Welker et al, 2008a und b].....	138
Abbildung 5-17: Beispielhafte Auswertung eines Schüttelversuchs.....	138
Abbildung 5-18: Auswirkung unterschiedlich berechneter Austauschvolumina auf den Probennahmebeginn	145
Abbildung 6-1: Aufbau Hydrosystem	154
Abbildung 6-2: RAUSIKKO-Sedimentation, oben: Typ M, unten: Typ R	154
Abbildung 6-3: Aufbau Sedi-pipe Typ 600/12	155
Abbildung 6-4: Schematischer Aufbau des Versuchsstandes.....	156

Abbildung 6-5: Gewichtete Verteilungsdichte des Aufgabegutes $q_{r,s}(x)$ sowie der feinen $v_{r,f}$ $q_{r,f}(x)$ und der groben Fraktion $v_{r,c}$ $q_{r,c}(x)$ eines Trennprozesses.....	164
Abbildung 6-6: Trenngradkurve	165
Abbildung 6-7: Verweilzeitdichteverteilung	168
Abbildung 6-8: 10%-Perzentil der Verweilzeitverteilung	168
Abbildung 6-9: 50%-Perzentil der Verweilzeitverteilung	169
Abbildung 6-10: Differenz des 75% und 25% Perzentils der Verweilzeit-verteilung	169
Abbildung 6-11: Gegenüberstellung der Frachtbilanzen aus Versuchssetup 1	174
Abbildung 6-12: Reproduzierbarkeitsversuche	174
Abbildung 6-13: Korngrößenverteilung des Referenzmaterials Millisil W4 im Zu- und Ablauf	174
Abbildung 6-14: Remobilisierung.....	175
Abbildung 6-15: Einfluss der Konzentration.....	175
Abbildung 6-16: Absetzbarkeit des Millisil W4 im Imhofftrichter abhängig von der Absetzzeit	177
Abbildung 6-17: Veränderung des -Wirkungsgrads über die Versuchsdauer.....	180
Abbildung 6-18: Wirkungsgrad der Anlage unter stationären Versuchsbedingungen.....	180
Abbildung 6-19: Trenngradkurven	181
Abbildung 6-20: Reinigungsleistung der Anlage	181
Abbildung 7-1: Verfahrensschema zur Auswahl maßgeblicher Anwendungsfälle.....	184
Abbildung 7-2: Prüfverfahren für dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen..	186

Zusammenfassung

In Deutschland beträgt der Zuwachs an Siedlungs- und Verkehrsflächen trotz stagnierender und zukünftig eher abnehmender Wohnbevölkerung immer noch mehr als 100 ha täglich [Statistisches Bundesamt, 2009]. Siedlungs- und Verkehrsflächen verändern den natürlichen Wasserhaushalt durch Reduzierung der Grundwasserneubildung und Anstieg des (direkten) Oberflächenabflusses sowie die Beschaffenheit der Komponenten des Wasserkreislaufes durch erhöhte Stoffeinträge. Eine wichtige Zielsetzung zukünftiger Entwicklungen muss deshalb sein, die Veränderungen des (lokalen) Wasserhaushaltes in mengenmäßiger und stofflicher Hinsicht so gering wie möglich zu halten.

Als einen stofflichen Haupteintragspfad in die Gewässer (Boden/Grundwasser sowie Oberflächengewässer) sind neben den Einleitungen aus Kläranlagen die niederschlagsbedingten Abflüsse zu nennen. Alternativ oder ergänzend zu zentralen Behandlungsmaßnahmen (Regenklärbecken, Bodenfilter) oder zur Ableitung und Versickerung über begrünte Seitenstreifen (Bankette) bei Straßen können oben genannte Gewässerschutzziele mit dem Einsatz dezentraler, standardisierter Anlagen zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen erreicht werden. Die zielgerichtete Verbreitung derartiger Maßnahmen erfordert jedoch die systematische Bewertung ihrer Wirksamkeit im Rahmen eines standardisierten Prüf- oder Zulassungsverfahrens, da regelmäßige Überwachungen oder Eigenkontrollen der Ablaufqualität jeder einzelnen Anlage nicht möglich sein werden.

Ziel der dargestellten Untersuchungen ist es, Prüfverfahren für häufige Anwendungsfälle aus theoretischen Überlegungen und praktischen Erfahrungen heraus zu entwickeln.

Für die Fragestellung dieses Projektes wird bei dezentralen Behandlungsmethoden von folgenden Randbedingungen ausgegangen:

- Die Einleitung in ein Gewässer (Grundwasser oder Oberflächengewässer) erfolgt ortsnah.
- Die an eine Behandlungsanlage angeschlossenen Flächen sind beispielsweise belastete Dachflächen, Verkehrsflächenabschnitte oder Mischflächen daraus.

Im Kapitel 3 wurden die Aufkommensdaten wesentlicher Stoffe im Niederschlagsabfluss dargestellt und diskutiert. In allen Niederschlagabflüssen wurde eine Vielzahl von Stoffparametern mit extrem unterschiedlicher Datenlage identifiziert. Die häufig gefundenen Konzentrationen aufkommensrelevanter Parameter sind unterteilt nach der jeweiligen Herkunft in folgender Tabelle zusammengefasst.

Zusammenstellung von „Orientierungswerten“ zum Belastungsspektrum

Matrix	AFS [mg/l]	AFS _{fein} [mg/l]	TOC [mg/l]	CSB [mg/l]	Ges-P [mg/l]	Cu [µg/l]	Zn [µg/l]	Cd [µg/l]	PAK [µg/l]	MKW [mg/l]
Dachabfluss	50	50	15	50	0,2	100	600	0,8	1,0	0,7
Metalldachabfluss	50	50	15	50	0,2	3.000	6.000	0,8	1,0	0,7
Verkehrsflächenabfluss	200	100	20	100	0,5	80	440	5,0	2,5	1,0
Mischflächenabfluss	150	80	20	100	0,8	80	500	2,5	2,0	1,0

Im anschließenden Kapitel 4 wurden die Kriterien für eine Niederschlagswasserbehandlung sowie die jeweiligen Zielgrößen in Abhängigkeit vom Zielkompartiment „Boden/Grundwasser“ oder „Oberflächengewässer“ herausgearbeitet.

Die relevanten Parameter für Basisanforderungen einer dezentralen Behandlungsanlage wurden als Ergebnis aus den vorangehenden Untersuchungen eingegrenzt und sind in nachfolgender Tabelle zusammengestellt. Diese ergaben sich aus der Aufkommensrelevanz (Dachabflüsse von Metaldächern und belasteten Gebieten, Verkehrsflächenabflüsse, Mischflächenabflüsse; Kapitel 3), aus der Wirkungsrelevanz der Zielkompartimente Boden/Grundwasser und Oberflächengewässer (Kapitel 4) sowie aus versuchstechnischen Aspekten.

Die MKW-Prüfung wird danach nur für Verkehrsflächenabflüsse bei Einleitung in das Boden/Grundwasser-System vorgeschlagen. Dachabflüsse von „normalen“ Dächern gelten als grundsätzlich nicht behandlungsbedürftig. Bei Vorliegen von besonderen Belastungen (z.B. Gewerbegebiet) wird eine AFS-Prüfung vorgeschlagen, bei Metaldächern darüber hinaus eine Prüfung auf Kupfer und Zink.

Vorschlag zur Auswahl zu prüfender Stoffparameter in Abhängigkeit von der Abflussart

Matrix	AFS _{fein}	Cu	Zn	MKW
Dachabfluss *	X			
Metalldachabfluss	X	X	X	
Verkehrsflächenabfluss	X	X	X	X**
Mischflächenabfluss	X	X		

*: DA, behandlungsbedürftig; **: nur bei Einleitung in Boden/Grundwasser

Als Grundlage für die Entwicklung der Prüfmethode wurden in Kap. 4.3 Annahmen zu zahlenmäßigen Anforderungen an einzelne Stoffparameter getroffen, deren letztendliche Höhe in bundes- oder länderspezifischen Regelungen festzulegen ist. Die wesentliche Grundlage der hier getroffenen Annahmen von Anforderungen war, möglichst alle Abflussarten gleich zu behandeln und auch der Tatsache gerecht zu werden, dass bei Einleitung in Grundwasser oder Oberflächengewässer ähnliche Philosophien zum Einsatz kommen.

Für die Etablierung der Prüfverfahren wird vorgeschlagen, die Prüfungen der Behandlungsanlagen mittels **Aufbringen einer Jahresfracht** durchzuführen, um als Ergebnis einen jah-

resfrachtbezogenen Wirkungsgrad zu erhalten. Aus versuchstechnischen Gründen werden die Prüfungen daher mit erhöhten Zulaufkonzentrationen durchgeführt. Die Ableitung der **Bewertung der Wirksamkeit einer Behandlungsanlage** ergibt sich dagegen aus dem **Vergleich zu mittleren Aufkommensdaten zu immissionsorientiert abgeleiteten Vorgaben**. Eine Ausnahme bildet das Prüfverfahren „Verkehrsfläche → Boden/ Grundwasser“. Hier werden die Vorgaben des bereits bestehenden und angewendeten DIBt-Verfahren übernommen.

Die Prüfverfahren wurden für die Anwendung im Labor entwickelt werden, wohl wissend, dass dies eine gewisse Entfernung von den Randbedingungen der späteren Anwendung der Behandlungsanlage „im realen Betrieb“ zur Folge hat. Die Laborprüfung hat jedoch den entscheidenden Vorteil, dass sie unabhängig von örtlichen Randbedingungen ist und sich weitgehend reproduzierbare Versuchsbedingungen einstellen lassen.

In Kapitel 5 wurden daher viele praktische und theoretische Überlegungen als Ergebnis zahlreicher Untersuchungsprogramme zusammengestellt. Diese mündeten zusammen mit eigenen Überlegungen und Auswertungen in Hinweise zur praktischen Durchführung der Prüfverfahren.

Der Feinanteil des AFS wurde (abweichend von der häufig verwendeten Definition der Korngröße zwischen Sand und Schluff mit 63 µm) mit einem Korndurchmesser von kleiner 200 µm festgelegt, da Schadstoffe sich insbesondere an diesen Kornfraktionen anlagern. Als Prüfstoff für AFS wurde daher ein Quarzstoff (Millisil W 4) mit Kornfraktionen bis 200 µm gewählt, um die Belastung der Feststoffe mit partikulären Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Niederschlagsabflüssen gut abzubilden.

Weiterhin wurden folgende Details bearbeitet und ausführlich dargestellt:

- Höhe und Dauer der Prüfrengenspenden
- Vorschläge zu Übereinstimmungsnachweisen
- Qualität des Beschickungswassers
- Aufbringen einer Jahres-Vorbelastung
- Spülstöße und Salzbelastung
- Gestaltung des Prüfstandes
- Analytik
- Hinweise zu Versuchsbeschreibung, Auswertung und Dokumentation
- Hinweise zu Wartung und Betrieb

Einige Punkte, wie zur Dauerhaftigkeit und zu Wartezeiten, konnten nicht abschließend geklärt werden und sollten in weiteren Untersuchungsprogrammen näher beleuchtet werden.

Erste richtungsweisende Versuche zum AFS-Rückhalt in Niederschlagsbehandlungsanlagen wurden im Rahmen dieses Projektes im Labor der FH Münster durchgeführt und in Kapitel 6 dargestellt.

Insbesondere in den für die Prüfverfahren maßgeblichen niedrigen hydraulischen Belastungsbereichen können die Leistungsunterschiede der Anlagen mittels der Trennhazenzahl als Modellparameter nicht vollständig geklärt werden. Daher wird eine eigenständige Prüfung bauartgleicher Anlagen unterschiedlicher Baugrößen empfohlen.

Nachträglich eingebaute Substratelemente können den AFS-Rückhalt in Reinigungsanlagen verändern. Optionale Einbauten in Anlagen sollten daher jeweils als eigenständige Anlage auf ihren AFS-Rückhalt geprüft werden.

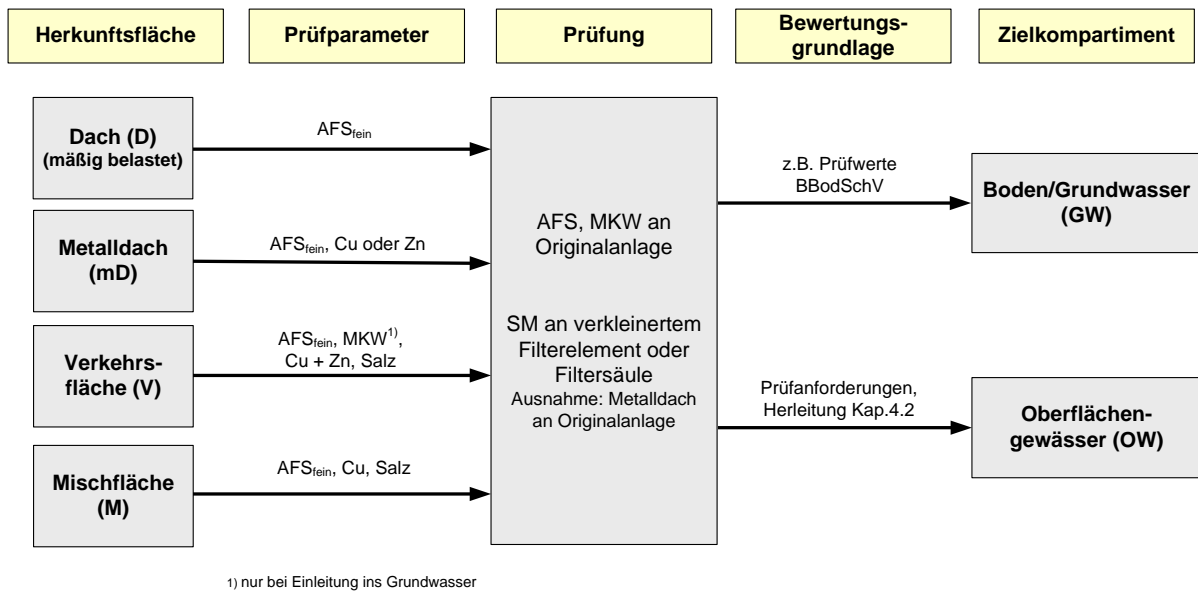
Weiterhin wurden mit Hilfe der Versuchsergebnisse Hinweise zu Wartezeiten, Startbedingungen, Anströmbedingungen, Gestaltung der Zulaufleitung sowie Art und Ort der Probennahme gegeben.

Einige Punkte, z.B. zur Berechnung der Austauschrate, zur Festlegung der Probennahmezeitpunkte oder zum Remobilisierungsverhalten bei mittleren Regenspenden, bedürfen weiterer Klärung und sollten in weiteren Versuchen getestet werden.

Im Ergebnis wurden acht Vorschläge für Prüfverfahren ausformuliert. Grundsätzlich ist bei der Anwendung darauf hinzuweisen, dass dies erste Vorschläge zur Durchführung einer Prüfung sind. Sie basieren auf umfangreichen theoretischen Überlegungen und ersten Versuchen zur Validierung dieser Methodik. Gegenwärtig laufen einige Forschungsarbeiten - teilweise unter Beteiligung der Bearbeiter dieses Berichtes -, die die versuchstechnische Überprüfung dieser Methodiken zum Ziel haben. Es ist daher davon auszugehen, dass sich bei der Formulierung der Prüfmethodiken noch Verifikationen ergeben.

Des Weiteren sind die fachlichen Diskussionen und deren Implementierung in rechtlichen oder sonstige Vorgaben gegenwärtig nicht abgeschlossen. Dies bedeutet, dass auch die vorgeschlagenen Bewertungskriterien noch einem Veränderungsprozess unterliegen. Ebenfalls denkbar ist, dass sich bei spezifischen Randbedingungen in den einzelnen Bundesländern bzw. den Bedingungen des Einzelfalls andere Bewertungsgrundlagen ergeben können. Diese denkbaren Abweichungen beziehen sich zum einen auf die ausgewählten Prüfparameter (z.B. Erweiterung auf Phosphor) und zum anderen auf die Festlegung eines geforderten Wirkungsgrades.

Ungeachtet dieser erwarteten neuen Erkenntnisse und möglichen Entwicklungen wurde im Rahmen dieses Projektes ein Grundgerüst für Prüfverfahren formuliert, das auch erste Zulassungen von dezentralen Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse ermöglicht.



Prüfverfahren für dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

1 Veranlassung

Von dem ca. 357.000 km² großen Gebiet Deutschlands werden derzeit (2009) ca. 4.700.000 ha, also etwa 13 %, als Siedlungs- und Verkehrsflächen genutzt, wovon z.B. in Baden-Württemberg ca. die Hälfte versiegelt sind. Trotz stagnierender und zukünftig eher abnehmender Wohnbevölkerung beträgt der Zuwachs an Siedlungs- und Verkehrsflächen immer noch mehr als 100 ha täglich [Statistisches Bundesamt, 2009]. Siedlungs- und Verkehrsflächen verändern den natürlichen Wasserhaushalt. Bebauung und Flächenbefestigungen sowie die damit einhergehende Verminderung des Vegetationsbestandes führen zu einer Reduzierung der Verdunstung sowie zu Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes und der Grundwasserneubildung. Daraus resultiert ein Anstieg des (direkten) Oberflächenabflusses. Gleichzeitig kommt es zu einer Veränderung der Beschaffenheit der Komponenten des Wasserkreislaufes durch erhöhte Stoffeinträge.

Eine wichtige Zielsetzung zukünftiger Entwicklungen muss deshalb sein, die Veränderungen des (lokalen) Wasserhaushaltes in mengenmäßiger und stofflicher Hinsicht so gering wie möglich zu halten. Dem wird im Entwurf des Anhangs Niederschlagswasser mit einer gleichlautenden Anforderung für Neuerschließungen Rechnung getragen, die durch dezentrale Maßnahmen zum Rückhalt und zur Behandlung von Niederschlagswasser ortsnahe am besten abgedeckt werden kann.

Mit dem zwischenzeitlich weitgehend erfolgten Ausbau der kommunalen Kläranlagen weisen die Stoffbilanzen der Flussgebiete die niederschlagsbedingten Abflüsse – als Mischwasser- oder Niederschlagsabfluss – als einen Haupteintragspfad in die Gewässer aus. Ihr prozentualer Anteil ist naturgemäß von den spezifischen Gegebenheiten einzelner Flusseinzugsgebiete abhängig und variiert für die betrachteten Stoffe bzw. Stoffparameter entsprechend ihren vorrangigen Herkunftsbereichen.

Beispielhaft kann die Bilanzierung der Gewässerbelastungen aus kommunalen und industriellen Einleitungen in Nordrhein-Westfalen aus dem Jahr 2006 angeführt werden (Tabelle 1-1) [MUNLV, 2008]. Danach liegt der Anteil niederschlagsbedingter Abflüsse beim TOC (organische Kohlenstoffverbindungen) und Gesamt-Phosphor bei über 50 %, bei Stickstoff und AOX immerhin bei ca. 25% der Gesamteinträge aus dem Siedlungsbereich.

Tabelle 1-1: Prozentuale Aufteilung der Gewässerbelastungen aus dem Siedlungsbereich in NRW – Stand 2006 [MUNLV, 2008]

	TOC-Fracht %	N _{ges} – Fracht %	P _{ges} – Fracht %	AOX-Fracht %
Kommunale Kläranlagen	31	59	37	34
Industrielle Direkteinleiter	11	18	6	41
Mischwasserüberläufe	12	7	16	8
Regenwasserabflüsse aus Trennsystemen	24	9	22	9
Straßenabflüsse	22	8	20	8
Summe Niederschlagsbedingte Abflüsse	58	24	58	25

Die erheblichen Beiträge niederschlagsbedingter Siedlungsabflüsse zur Gewässerbelastung mit Schadstoffen werden auch in verschiedenen Beiträgen zum Workshop des Umweltbundesamtes „Emissionsminderungsmaßnahmen für prioritäre Stoffe in der Wasserrahmenrichtlinie – Bestandsaufnahme und Handlungsoptionen“ [Hillenbrand, 2006] sowie in den Untersuchungen von Welker [2005] betont.

Die besondere Relevanz der Stoffeinträge durch Niederschlagsabflüsse wird für ausgewählte Schwermetalle auch im UBA-Forschungsbericht „Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden“ hervorgehoben. Neben Ansätzen der Vermeidung durch Ersatzstoffe und modifizierte Materialien werden explizit Maßnahmen zur Abtrennung der Problemstoffe durch Behandlung der belasteten Wasserströme und konkret zur Begrenzung des Schwermetalleintrags über das Regenwasser eingefordert [UBA, 2005].

Die angemessene Reduzierung der Schmutz- und Schadstoffeinträge durch Niederschlagsabflüsse von Siedlungs- und Verkehrsflächen ist vor diesem Hintergrund dringend geboten. Dies gilt in besonderem Maße bei der Erschließung neuer Siedlungs- und Verkehrsflächen sowie sonstigen städtebaulichen Umnutzungen bebauter Flächen, bei denen sich ein Handlungsspielraum zur Umsetzung geeigneter Maßnahmen und Anlagen der Behandlung von Niederschlagsabflüssen ergibt.

Alternativ oder ergänzend zu zentralen Behandlungsmaßnahmen (Regenklärbecken, Bodenfilter) oder zur Ableitung und Versickerung über begrünte Seitenstreifen (Bankette) bei Straßen können diese Gewässerschutzziele mit dem Einsatz dezentraler, standardisierter Anlagen zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen erreicht werden. Die zielgerichtete Verbreitung derartiger Maßnahmen erfordert jedoch die systematische Bewertung ihrer Wirksamkeit im Rahmen eines standardisierten Prüf- oder Zulassungsverfahrens, da regelmäßige Überwachungen oder Eigenkontrollen der Ablaufqualität jeder einzelnen Anlage nicht möglich sein werden.

Ziel der dargestellten Untersuchungen ist es, Prüfverfahren für häufige Anwendungsfälle aus theoretischen Überlegungen und praktischen Erfahrungen heraus zu entwickeln.

Im Kapitel 2 wird zunächst der Anwendungsbereich der zu entwickelnden Prüfverfahren umrissen und definiert. Im Kapitel 3 werden die Aufkommensdaten wesentlicher Stoffe im Niederschlagsabfluss dargestellt und diskutiert. Die maßgeblichen Konzentrationen aufkommensrelevanter Parameter werden unterteilt nach der jeweiligen Herkunft in einer Tabelle zusammengefasst.

Im anschließenden Kapitel 4 werden die Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung sowie die jeweiligen Zielgrößen in Abhängigkeit vom Zielkompartiment „Boden/Grundwasser“ oder „Oberflächengewässer“ herausgearbeitet.

Im Kapitel 5 werden viele praktische und theoretische Überlegungen erläutert, die Hinweise auf die Durchführung der Prüfverfahren liefern.

Erste richtungsweisende Versuche zum AFS-Rückhalt in Niederschlagsbehandlungsanlagen wurden im Rahmen dieses Projektes im Labor der FH Münster durchgeführt und werden in Kapitel 6 dargestellt.

In Kapitel 7 werden die Anwendungsfälle herausgearbeitet, für die Prüfverfahren im Rahmen dieses Projektes entwickelt wurden, die schließlich im Anhang zu finden sind.

2 Definitionen und Eingrenzung Prüfverfahren

2.1 Definition dezentrale Behandlung/Beseitigung

Die Verschmutzung eines Niederschlagsabflusses kann nach der Einteilung des Entwurfs der Bund-Länder-Arbeitsgruppe (BLAG) für einen „Anhang Niederschlagswasser“ zur Abwasserverordnung [BLAG, 2008] (im Folgenden „Anhang Niederschlagswasser“) nach Herkunftsflächen vorgenommen werden und führt zu gering, mäßig und hoch belasteten Niederschlagsabflüssen. Die wesentlichen Quellen, Pfade und Eintragsorte von Niederschlagsabflüssen sowie mögliche Behandlungs- und Ableitungsarten in Gewässer (Oberflächengewässer, Grundwasser) sind in Abbildung 2-1 dargestellt.

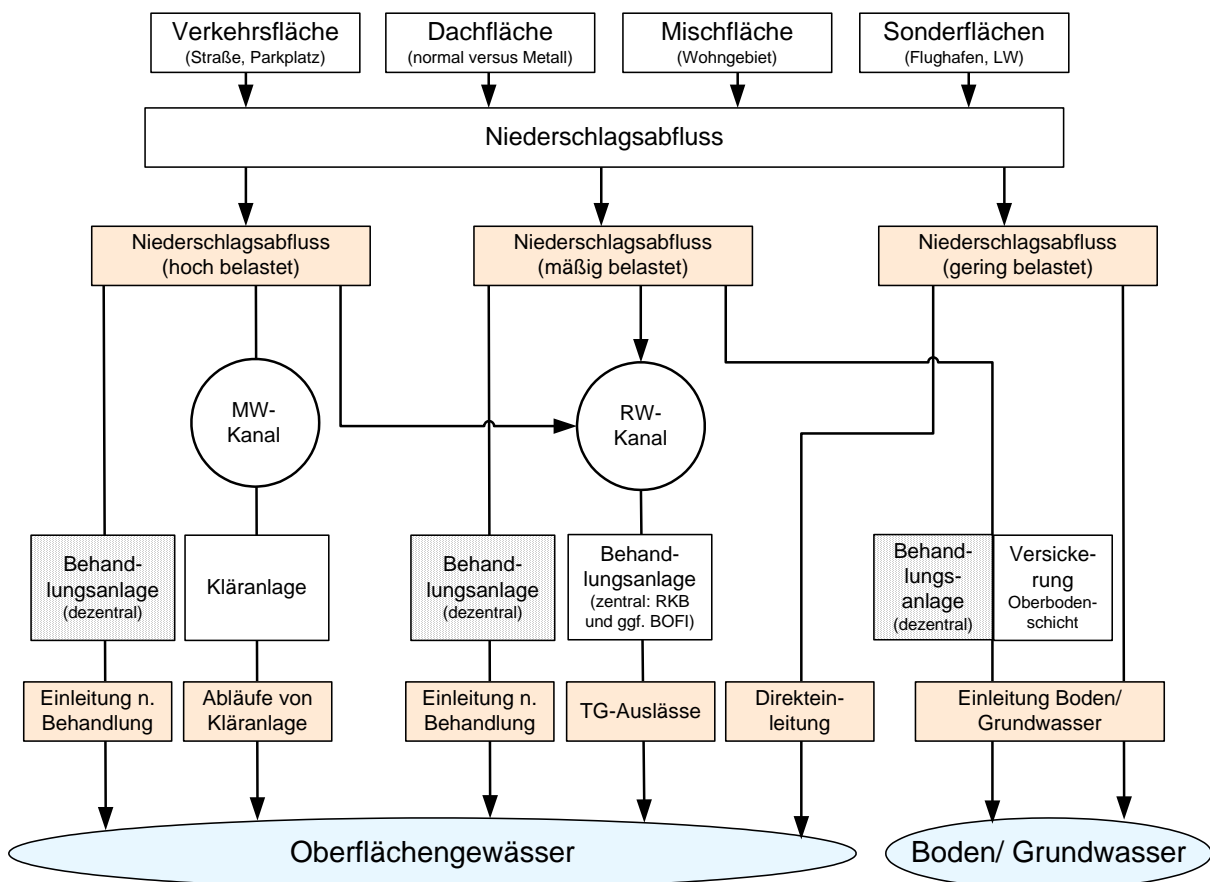


Abbildung 2-1: Darstellung potenzieller Pfade von Niederschlagsabflüssen

MW: Mischwasser; RW: Regenwasser; RKB: Regenklärbecken; BOFI: Bodenfilter; TG: Trenngebiet; LW: Landwirtschaft

Für die Abgrenzung des Aufgabenbereichs des Projektes ist es wichtig, eine Unterscheidung in zentrale und dezentrale Behandlung von Niederschlagswasser vorzunehmen.

Einen **zentralen** Charakter weist eine Behandlung auf, wenn größere Flächenanteile angeschlossen sind, beispielsweise bei zusammenhängenden Kanalnetzen. Hierbei ist in der Regel eine Vermischung der unterschiedlich verschmutzten Niederschlagsabflüsse nicht vermeidbar. Die Behandlung erfolgt häufig direkt vor der Einleitung in ein Gewässer. Bei-

spleie für diese Form sind die zentrale Versickerung oder die Behandlung in Regenklärbecken.

Eine **dezentrale** Niederschlagswasserbeseitigung (in Abbildung 2-1 gelb dargestellt) liegt nach der Verordnung des Umweltministeriums Baden-Württemberg über die dezentrale Beseitigung von Niederschlagswasser § 1 dann vor, wenn es einer

- a) Versickerung oder
- b) ortsnahen Einleitung in ein Oberflächengewässer unterzogen wird [UM BW, 1999].

Bei einer dezentralen Behandlung wird der Niederschlagsabfluss direkt am Ort des Abflussanfalls gereinigt. Die Reinigung erfolgt hierbei häufig auf dem Privatgrundstück. Klassisches Beispiel dafür ist die Behandlung von Parkplatzabflüssen in Schacht- oder Rinnensystemen. Eine Vermischung von behandlungsbedürftigen und nicht behandlungsbedürftigen Abflüssen wird dabei vermieden [Grüning und Giga, 2009].

Als weiteres Behandlungssystem ist die **semizentrale** Behandlung zu nennen, bei der der Abfluss aus einem Teilnetz behandelt wird. Hier können beispielsweise behandlungspflichtige Abflüsse von Dächern und Straßen gefasst und dem Behandlungssystem zugeführt werden. Ziel ist auch hierbei die Vermeidung der Vermischung verschmutzter mit unverschmutzten Abflüssen.

Über die Größe der Anschlussflächen oder die Anzahl der Einheiten einer dezentralen oder semizentralen Niederschlagswasserbehandlung sagen o.g. Definitionen nichts aus. Die Größe der Anschlussflächen beeinflusst jedoch die Niederschlagsabflussmenge und somit auch die geplanten Prüfverfahren.

Die Mindestgröße von Regenklärbecken beträgt etwa 100 m³, daran sind etwa, ausgehend von 10 m³ Volumen/ha Anschlussfläche, 10 ha angeschlossen. Kleinere Einheiten müssten somit als dezentral oder semizentral einzustufen sein. Die Auswertung sämtlicher derzeit (2010) verfügbarer dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen im deutschsprachigen Raum ergab, dass die Kunststoffindustrie eher kleine Einheiten um 500 m² bis etwa 1.000 m² Anschlussfläche produziert, die Betonindustrie jedoch auch Anlagen bis über 10.000 m² Anschlussfläche herstellt. Die Niederschlagsabflüsse, die von einer Fläche dieser Größe kommen können, lassen sich aber aus versuchspraktischen Gründen im Labor 1:1 nicht nachstellen.

Für die Fragestellung dieses Projektes wird bei dezentralen Behandlungsmethoden von den folgenden Randbedingungen ausgegangen:

- Die an eine Behandlungsanlage angeschlossene Fläche sind beispielsweise Dachflächen, Privatgrundstücke oder Straßenabschnitte oder Mischflächen daraus. Die Obergrenze der im Labor prüfbareren Flächengröße bleibt offen. Aus fachlicher und praktikabler Sicht erscheinen 2.000 m² etwa die im Labor prüfbare Obergrenze zu sein.
- Die Einleitung in ein Gewässer (Grundwasser oder Oberflächengewässer) erfolgt ortsnah.

2.2 Definition/Eingrenzung der Herkunftsflächen

Die zu entwickelnden Prüfverfahren hängen neben dem Einleitungsziel „Oberflächengewässer“ oder „Boden/Grundwasser“ auch von der Herkunftsfläche des Niederschlagsabflusses ab, da die zu erwartende Belastung des Niederschlagswassers entscheidend von der Nutzung der Herkunftsfläche abhängt. Die Herkunftsflächen und deren Einteilung in Kategorien sollen daher zunächst kurz beschrieben und für den jeweiligen Anwendungsbereich definiert werden.

Im Entwurf „Anhang Niederschlagswasser (Anhang NW)“ der Bund-Länder-Arbeitsgruppe (BL-AG) „Regenwasser“, das für ganz Deutschland gelten sollte, sind die Herkunftsflächen für Niederschlagswasser in die drei Kategorien „gering“, „mäßig“ und „hoch“ belastetes Niederschlagswasser eingeteilt [BLAG, 2008]. Im sog. „Trenngebietserlass“ aus NRW [MUNLV, 2004] wird in „unbelastetes“, „schwach“ und „stark“ belastetes Niederschlagswasser unterschieden.

Niederschlagswässer aus Herkunftsflächen der Kategorie I, gering bzw. unbelastetes Niederschlagswasser muss nach diesen Regelungen jeweils nicht behandelt werden. Dies sind beispielsweise Fuß-, Rad- und Wohnwege, Dachflächen in Wohn- und Mischgebieten (keine Metalldächer), Terrassenflächen, Hofflächen und Pkw-Parkplätze in Wohn- und vergleichbaren Gewerbegebieten sowie Sport- und Freizeitanlagen.

Schwach bzw. mäßig belastetes Niederschlagswasser aus Herkunftsflächen der Kategorie II muss nach beiden Papieren vor einer Einleitung in ein Gewässer behandelt werden. Nach dem Entwurf „Anhang Niederschlagswasser“ sind das Straßen mit einer DTV über 2.000, Hofflächen und Pkw-Parkplätze in Misch-, Gewerbe- und Industriegebieten, Dachflächen in Gewerbe- und Industriegebieten mit signifikanter Belastung aus Staubemissionen, Dachflächen mit unbeschichteten Eindeckungen aus Kupfer, Zink und Blei sowie Straßen und Plätze mit starker Verschmutzung, z.B. durch Landwirtschaft, Fuhrunternehmen, Reiterhöfe, Märkte.

Stark belastetes (Trenngebietserlass) oder hoch belastetes Niederschlagswasser (Entwurf „Anhang Niederschlagswasser“) soll abgeleitet und in einer Kläranlage (bzw. gleichwertige Behandlung) oder je nach Inhaltsstoffen (Trenngebietserlass) in einer Regenwasserbehandlungsanlage gereinigt werden. Nach dem Entwurf „Anhang Niederschlagswasser“ sind Niederschlagswässer, die auf Flächen der Kategorie III anfallen, grundsätzlich einer mechanisch-biologischen Behandlung in einer Kläranlage oder vergleichbaren Behandlungsanlage zuzuführen. Nach dem Entwurf „Anhang Niederschlagswasser“ zählen zu den hoch belasteten Flächen Hofflächen und Straßen in Gewerbe- und Industriegebieten mit signifikanter Belastung aus Staubemissionen durch Produktion, Bearbeitung, Lagerung und Transport sowie Sonderflächen, z.B. Lkw-Park- und Abstellflächen mit häufigem Fahrzeugwechsel, stark befahrenen Lkw-Zufahrten in Gewerbe-, Industrie- oder ähnlichen Gebieten.

Die in diesem Projekt zu entwickelnden Prüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen können nicht alle Flächenarten abdecken. Sonderflächen bedürfen immer einer Einzelfallbetrachtung. Daher werden zunächst häufig vorkommende Flächentypen beschrieben und daraus typische Herkunftsbereiche für die Anwendung dezentraler Behandlungsanlagen abgeleitet.

Verkehrsflächen können nach der Nutzungsartensystematik für die Flächenerhebung [Statistisches Bundesamt, 2007] in Straßen, Wege, Plätze, Bahngelände, Flugplätze, Schiffsverkehrsflächen, ungenutzte Verkehrsflächen und Verkehrsbegleitflächen untergliedert werden.

Bei Straßen war bisher die tägliche Verkehrsbelastung, ausgedrückt in DTV (durchschnittliche tägliche Verkehrsbelastung), das Entscheidungskriterium für eine Behandlungsbedürftigkeit. Diese Grenze liegt im Entwurf „Anhang NW“ bei 2.000 DTV. Eine Behandlung des Straßenoberflächenwassers wird auch in den Richtlinien für die Anlagen von Straßen (RAS-Ew) [FGSV, 2005] ab einer Belastung von 2.000 DTV empfohlen. In der Verwaltungsvorschrift für die Beseitigung von Straßenoberflächenwasser von Baden-Württemberg ist eine Behandlung ab 5.000 DTV erforderlich, bei einer geringeren Belastung hängt die Behandlungsbedürftigkeit von der Empfindlichkeit des Gewässers ab. Im Trennerlass aus NRW dagegen wird eine Belastung nicht explizit benannt und wird im Einzelfall entschieden. Beispielsweise wurde für die Stadt Köln eine Grenze von 300 DTV festgelegt, ab der Straßenoberflächenwasser behandelt werden müssen. Flächen mit starkem Kfz-Verkehr (fließend und ruhend), z.B. Hauptverkehrsstraßen, Fernstraßen sowie Großparkplätze als Dauerparkplätze mit häufiger Frequentierung sind nach Trennerlass in Kategorie III eingeordnet, nach dem Entwurf „Anhang Niederschlagswasser“ stark befahrene Lkw-Zufahrten in Gewerbe-, Industrie- oder ähnlichen Gebieten. Oft wird die Grenze zwischen mäßiger und starker Belastung bei einer DTV von 15.000 gezogen, wie z.B. im ESOG-Handbuch (Einleitung des von Straßen abfließenden Oberflächenwassers in Gewässer) für Nordrhein-Westfalen [Uhl et al., 2006].

In letzter Zeit wird der Einfluss der DTV-Werte auf die tatsächliche Verschmutzung der Niederschlagsabflüsse zunehmend in Frage gestellt. Neuere Untersuchungen zu dieser Thematik zeigen, dass es für die meisten Stoffe keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen DTV und Belastung der Niederschlagsabflüsse gibt. Dagegen beeinflussen andere Faktoren wie Windverfrachtungen, allgemeine Luftverschmutzung, Straßenkehrungen oder die Straßenbreite die Belastung stärker [Welker und Dittmer, 2005]. Als Entscheidungskriterium ob eine Behandlung erforderlich ist, kann die DTV durchaus sinnvoll sein, u.a. wegen des höheren Risikos einer Havarie mit wassergefährdenden Stoffen bei hoher Verkehrsbelastung.

Neben dem fließenden Verkehr kann auch der ruhende Verkehr Niederschlagswasser belasten. So sind im Entwurf des „Anhangs NW“ Pkw-Parkplätze in Misch-, Gewerbe- und Industriegebieten der Kategorie II zuzuordnen, Lkw-Park- und Abstellflächen mit häufigem Fahrzeugwechsel der Kategorie III. Befestigte Flächen mit schwachem Kfz-Verkehr (fließend und ruhend), z.B. Wohnstraßen mit Park- und Stellplätzen, Zufahrten zu Sammelgaragen, sonstige Parkplätze, sind nach dem Trennerlass aus NRW ebenfalls behandlungsbedürftig. Großparkplätze als Dauerparkplätze mit häufiger Frequentierung sind sogar der Kategorie III zugehörig.

Die Nutzung im Einzugsgebiet bzw. die Lage der Straßen hat einen größeren Einfluss auf die Qualität der Niederschlagsabflüsse von befestigten Flächen. Explizit genannt werden im Entwurf „Anhang Niederschlagswasser“

- Straßen und Plätze mit starker Verschmutzung, z.B. durch Landwirtschaft, Fuhrunternehmen, Reiterhöfe, Märkte (Kategorie II),
- Straßen in Gewerbe- und Industriegebieten mit signifikanter Belastung aus Staubemissionen durch Produktion, Bearbeitung, Lagerung und Transport (Kategorie III).

Laut Trennerlass in NRW sind Niederschlagsabflüsse von folgenden Flächen behandlungsbedürftig:

- Verkehrsflächen in Mischgebieten, Gewerbe- und Industriegebieten mit geringem Kfz-Verkehr, keinem Umgang mit wassergefährdeten Stoffen und keinen sonstigen Beeinträchtigungen der Niederschlagswasserqualität (Kategorie II),
- Verkehrsflächen in Misch-, Gewerbe- und Industriegebieten, soweit nicht unter Kategorie II fallend,
- Verkehrsflächen von Abwasserbehandlungs- und Abfallentsorgungsanlagen (z.B. Deponiegelände, Umschlaganlagen, Kompostierungsanlagen, Zwischenlager) (Kategorie III).

Im Vergleich zu Verkehrsflächenabflüssen sind **Dachabflüsse** in der Regel geringer belastet. Mögliche Belastungen, die zu einer Behandlungsbedürftigkeit (Kategorie II) führen, stammen aus der sog. Primärbelastung (Belastung der Niederschläge aufgrund von Staubemissionen) und der Sekundärbelastung (z.B. durch Dachmaterial).

In diese Kategorie II fallen im Entwurf „Anhang Niederschlagswasser“

- Dachflächen in Gewerbe- und Industriegebieten mit signifikanter Belastung aus Staubemissionen,
- Dachflächen mit unbeschichteten Eindeckungen aus Kupfer, Zink und Blei.

Im Trennerlass (NRW) werden

- Dachflächen in Gewerbe- und Industriegebieten (keine Metaldächer)

grundsätzlich der Kategorie II eingeordnet. Dachflächen mit Metallanteilen werden nicht explizit genannt und sind folglich der Kategorie III zuzuordnen.

Zusammenfassend aus den oben gemachten Ausführungen kristallisieren sich vier Herkunftsbereiche heraus, für die dezentrale Behandlungsanlagen relevant sind, siehe auch Abbildung 2-2:

- a. Straßen (unabhängig von der DTV), häufig frequentierte Parkplätze, Verkehrsflächen (Plätze oder Straßen) in Misch-, Gewerbe- und Industriegebieten
- b. Dachflächen in Gewerbe- und Industriegebieten ohne Metallanteile
- c. Metalldachflächen
- d. Mischflächen, in denen alle drei Herkunftsfächenarten (a, b und c) vorliegen

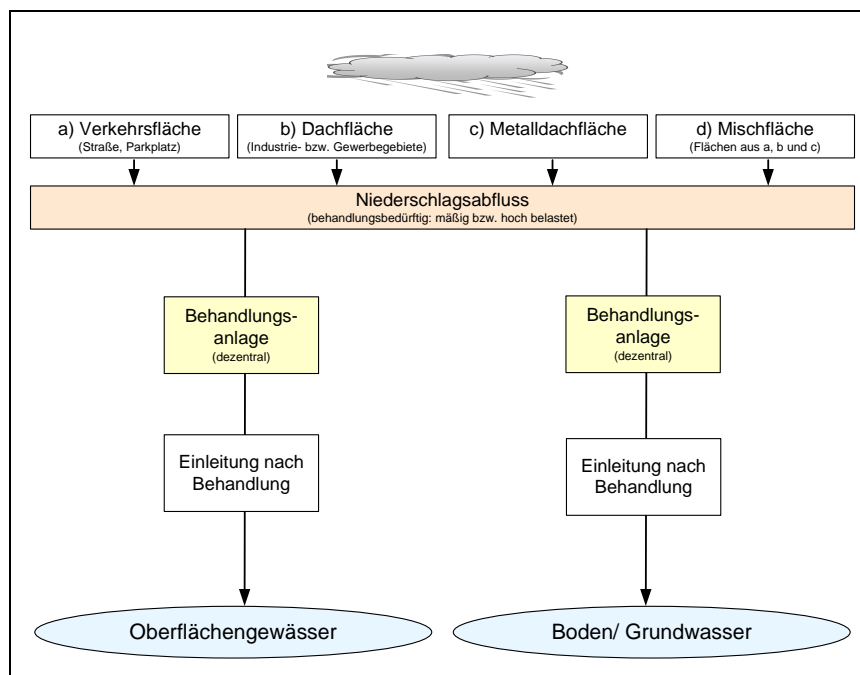


Abbildung 2-2: Relevante Herkunftsbereiche für dezentrale Behandlungsanlagen

Neben den für dieses Projekt relevanten Flächenarten sind weitere Sonderflächen zu beachten, deren Niederschlagsabflüsse behandlungsbedürftig sein können:

- Flächen, auf denen mit Wasser gefährdenden Stoffen i. S. des § 19 g Abs. 5 WHG umgegangen wird, z.B. Lager-, Abfüll- und Umschlagplätze für diese Stoffe;
- Flächen zur Lagerung und Zwischenlagerung industrieller Reststoffe und Nebenprodukte, von Recyclingmaterial, Asche;
- Flächen, auf denen mit Jauche und Gülle, Stallung oder Silage umgegangen wird, z.B. Lager-, Abfüll- und Umschlagplätze für diese Stoffe;
- Flächen mit großen Tieransammlungen, z.B. Viehhaltungsbetriebe, Reiterhöfe, Schlachthöfe, Pelztierfarmen;
- Befestigte Gleisanlagen;
- Start- und Landebahnen von Flughäfen im Winterbetrieb (Enteisung) sowie Flächen, auf denen eine Betankung, Enteisung oder Wäsche der Flugzeuge erfolgt.

Die Niederschlagsabflüsse dieser Flächen gelten als hoch belastet und werden im Trennerlass aus NRW der Kategorie III zugeordnet. Diese Flächen unterscheiden sich jedoch von den üblichen Belastungen aus ruhendem und fließendem Verkehr bzw. von Dachflächen und bedürfen jeweils einer gesonderten Betrachtung, was die stoffliche Belastung sowie die Behandlung angeht. Dies gilt auch für Straßen und Plätze mit starker organischer Verschmutzung, z.B. durch Landwirtschaft, Fuhrunternehmen, Reiterhöfe oder Märkte.

Aus diesem Grund werden diese Sonderflächen von den nachfolgend entwickelten Prüfverfahren ausgenommen.

3 Zusammenstellung von Aufkommensdaten zur Zusammensetzung des Niederschlagsabflusses

Als Arbeitsgrundlage für die abzuleitenden Prüfbedingungen werden in diesem Kapitel verfügbare Daten zum Aufkommen relevanter Stoffe in Niederschlagsabflüssen, unterteilt nach Herkunftsflächen, zusammengestellt und hinsichtlich ihrer Relevanz systematisiert. Der Schwerpunkt liegt auf den in der aktuellen Version des Anhangs Niederschlagswasser genannten Parametern (AFS, MKW), aber auch auf herkunftsbedingte Parameter wie z.B. Zink und Kupfer aus Metaldachabflüssen oder Nährstoffen und Kohlenstoffparametern aus Mischflächenabflüssen. Aus diesen Daten werden Konzentrationsbereiche für repräsentative Beschickungen einer Behandlungsanlage im Prüfverfahren entwickelt.

3.1 Liste zu betrachtender Parameter

Eine zielführende Auswahl der maßgeblichen Parameter hängt von den Randbedingungen des Einzelfalls ab und kann damit für einzelne Prüfverfahren unterschiedlich sein. Die nachstehend aufgeführte Zusammenstellung von stofflichen Belastungen ist daher unterschieden in die wichtigsten Abflussarten ((Metall-)Dach, Straße, Mischflächen). Die Parameterauswahl orientiert sich vorwiegend an der Einschätzung, ob bestimmte Substanzen in den jeweiligen Niederschlagsabflussarten auftreten.

In der folgenden Stoffbeschreibung liegt der Schwerpunkt auf der Festlegung der Stoffkonzentrationsbereiche in den verschiedenen Niederschlagsabflussarten. Da hier je nach Stoff und Abflussart auf eine völlig unterschiedliche Datenlage zurückgegriffen werden muss, wird bewusst keine statistische Auswertung der veröffentlichten Messdaten vorgenommen. Die Vergleichbarkeit von Messdaten eines Stoffes in einer Abflussart ist ohnehin erschwert durch vielfältige methodikspezifische und ortsspezifische Unterschiede.

Da eine wesentliche Intention die Angabe von stofflichen Trends in den wichtigsten Niederschlagsabflüssen ist, wird ein anderer Auswertemodus gewählt. Alle verfügbaren Angaben über die Konzentration eines Stoffes in einer Abflussart, z.B. für den CSB im Dachabfluss, werden berücksichtigt. Man erhält einen Spannweitenbereich, der von extrem niedrigen bis zu extrem hohen Konzentrationen reicht (siehe Abbildung 3-1, schwarzer Strich). Für die einzelnen Matrices ergeben sich äußerst unterschiedliche Spannweiten, die nicht miteinander korrespondieren. Um dennoch die Konzentrationen eines Stoffes in zwei in einer Abbildung dargestellten Matrices miteinander vergleichen zu können, z.B. die CSB-Konzentration im Dachabfluss mit der im Straßenabfluss, wird ein zusätzlicher, engerer Konzentrationsbereich festgelegt (siehe Abbildung 3-1, hellgrauer Balken), und zwar nach subjektiver Einschätzung, nicht nach statistischen Kriterien. Hierzu werden die Messprogramme qualitativ auf ihre Repräsentanz überprüft. Die Ergebnisse von Studien mit unklar dokumentierten Untersuchungsbedingungen werden möglichst nicht einbezogen. Weitere Ausschlusskriterien sind besondere ortsspezifische Randbedingungen, z.B. außergewöhnliche stoffliche Belastungen. Hieraus ergibt sich eine Art „subjektiver Vertrauensbereich“. Im Ergebnis wird dann ein sog. Schwerpunktwert (siehe Abbildung 3-1, Quadrat) definiert, der in die Festlegung der Eingangsdaten einfließt. Diese Vorgehensweise ist insbesondere für diejenigen Stoffe (vor-

wiegend organische Schadstoffe) sinnvoll, bei denen die Anzahl der Messwerte eine statistische Auswertung nicht zulässt.

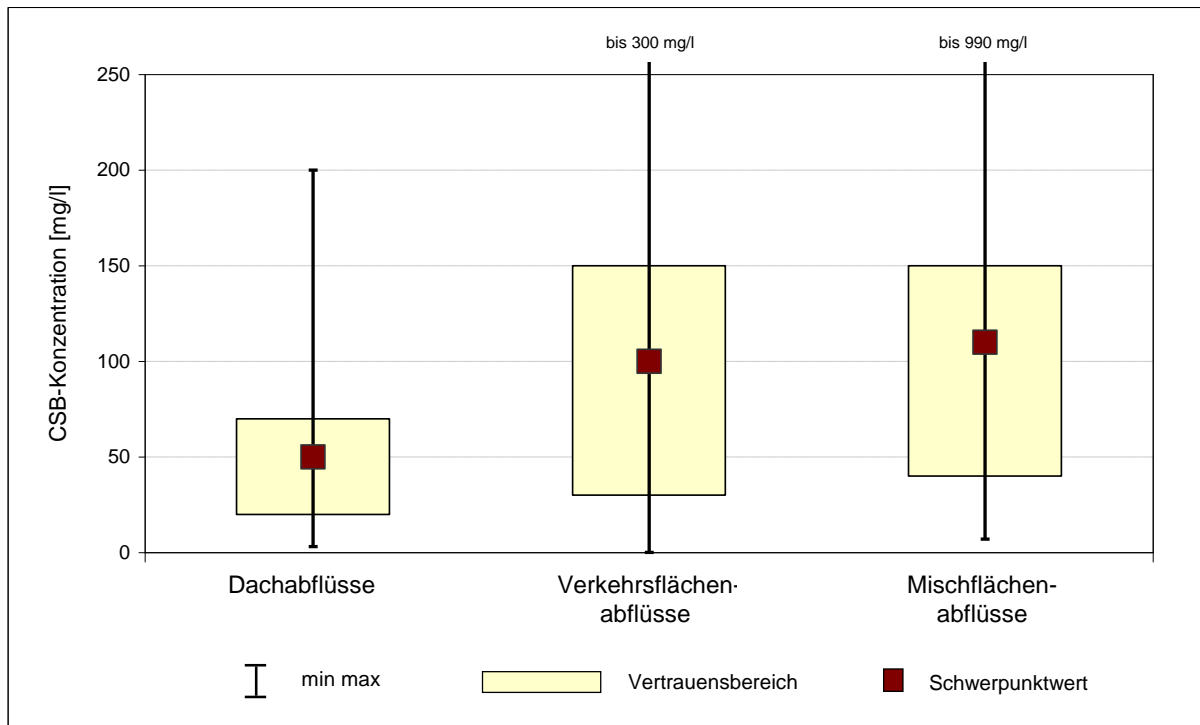


Abbildung 3-1: Darstellung der Auswertung von Aufkommensdaten am Beispiel CSB

Die oben beschriebene Vorgehensweise wird im Folgenden für eine Gruppe von Stoffparametern angewendet. Dazu gehören die Parameter abfiltrierbare Stoffe (AFS), Mineralkohlenwasserstoffe (MKW) sowie Schwermetalle. Darüber hinaus werden weitere Kohlenstoffparameter, Nährstoffe und Salze betrachtet.

3.2 Feststoffparameter

3.2.1 Allgemeines

Feststoffe können in Wassermedien auf verschiedene Weise bestimmt werden. Ein Kernparameter sind die sogenannten abfiltrierbaren Stoffe (AFS). Ausgehend von diesem Wert werden verschiedene Korngrößenverteilungen oder organische Anteile bestimmt.

Als **abfiltrierbare Stoffe (AFS)** wird das Trockengewicht der Summe aller Stoffe bezeichnet, die auf einem Filter definierter Porengröße zurückgehalten werden. Darunter befinden sich Schwimm-, Schweb- und absetzbare Stoffe. Die verwendeten Filter können aus Glasfasern bestehen (Porenweite 0,3 bis 1 μm) oder aus organischen Verbindungen (Papier) mit definierter Porengröße, z.B. 12 bis 25 μm . Oft werden Membranfilter mit einer Porengröße von 0,45 μm verwendet. Nach der [DIN 38 409 Teil 2, 1987] sind alle drei Filterarten zugelassen. Papierfilter mit größeren Poren sind sinnvoll bei feststoffreichem Abwasser. Zur Untersuchung von Wasserproben mit wenig abfiltrierbaren Stoffen ($< 20 \text{ mg/l}$) sollten Glasfaserfilter verwendet werden, da größere Probevolumina schneller filtriert werden können.

Im englischsprachigen Raum wird der AFS als TSS (Total Suspended Solids) bezeichnet. In der Schweiz werden sie als gesamte ungelöste Stoffe (GUS) erfasst. Auch hierzu existieren eigene Bestimmungsmethoden.

Die Beschreibung der Bestimmungsmethoden macht deutlich, dass Angaben zu AFS-Konzentrationen immer im Zusammenhang mit der verwendeten Methodik (z.B. Filterart) anzugeben sind. Da dies häufig nicht ausreichend dokumentiert ist, ist auch die Vergleichbarkeit mancher Untersuchungsergebnisse erschwert.

Neben dem Gesamtgehalt an Feststoffen interessiert in einer Abwasserprobe häufig der Anteil an organischen Feststoffsubstanzen, in Deutschland mit dem **Glühverlust (GV)** ausgedrückt. Der Glühverlust gibt den Massenverlust an abfiltrierbaren Feststoffen an, der durch den Glühprozess (ca. 550 $^{\circ}\text{C}$) infolge Umwandlung von organischem Kohlenstoff in Kohlendioxid entsteht. Von einigen Störungen abgesehen, kann dieser Verlust den organischen Substanzen der AFS-Feststoffe zugeschrieben werden; die Angabe erfolgt in [% GV]. Im englischsprachigen Raum wird dieser Anteil als Volatile Suspended Solids (VSS) bezeichnet und in [mg/l] angegeben. Methodisch läuft die Bestimmung der VSS weitgehend analog zum GV ab.

Neben der Unterscheidung in organische und anorganische Feststoffanteile können Feststoffe auch nach ihren Kornklassen unterschieden werden. Diese Eigenschaft ist insbesondere für die Absetzbarkeit von Feststoffen in der häufig angesetzten Behandlung durch Sedimentation entscheidend. Im Vergleich zum Gesamt-AFS gibt es zur Aufteilung in verschiedene Kornklassen deutlich weniger Untersuchungen. Häufig wird die sog. **AFS_{fein}-Fraktion** beispielsweise mit einer Körngröße $< 63 \mu\text{m}$ definiert. Diese Körngröße markiert den Grenzbereich zwischen den feinen schlecht oder nicht absetzbaren Schluff- und Tonanteilen sowie den gröberen, sedimentierbaren Sand- und Kiesanteilen. Viele Untersuchungen verwenden aber auch andere Körngrößen zur Unterscheidung in Fein- und Grobfraktionen. Entsprechend der oben beschriebenen Unterteilung lässt sich aus diesen Werten auch der organische Anteil als **VSS_{fein}** bestimmen (siehe Abbildung 3-2).

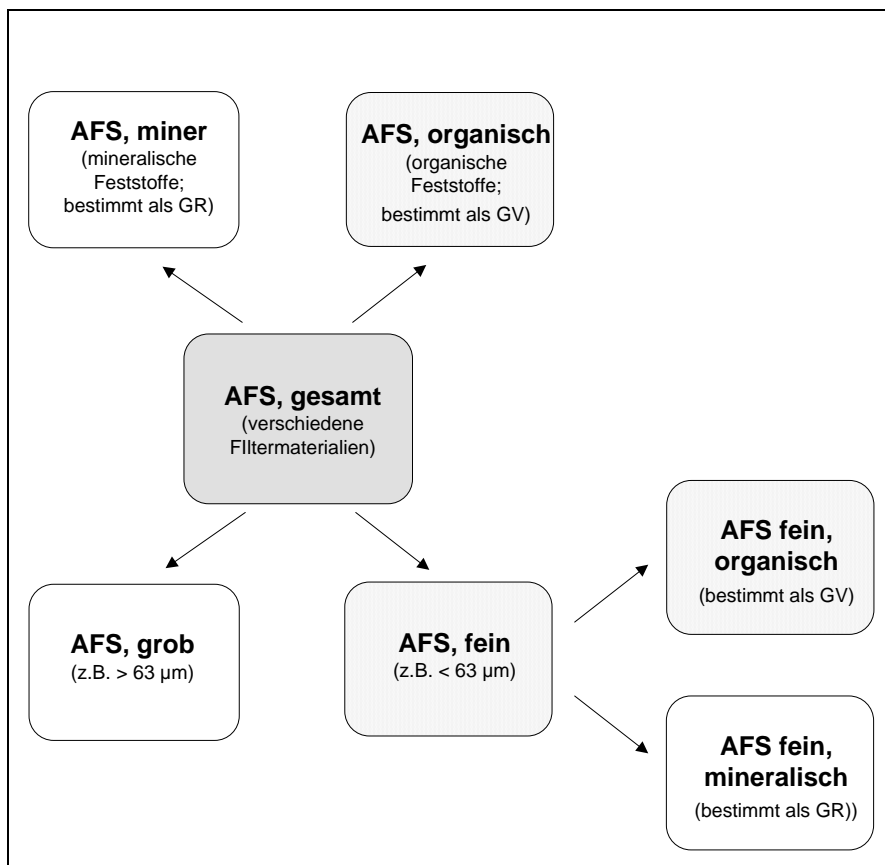


Abbildung 3-2: Wichtige Feststoffparameter in Niederschlagsabflüssen (GR: Glührückstand; GV: Glühverlust)

Direkte **Wirkungen** von Feststoffen auf die maßgeblichen Organismen im Gewässer oder Boden sind nicht bekannt. Deshalb existieren auch im Unterschied zu vielen anderen Einzelstoffen keine direkten Wirkkonzentrationsangaben. Indirekt können Feststoffe zur Verstopfung des Lückensystems der Gewässersohle und zur verzögerten Sauerstoffaufnahme beitragen [Uhl und Kasting, 2002]. Außerdem gelten die Partikel als gute Trägersubstanz für viele organische (z.B. PAK) und anorganische (z.B. Blei) Schadstoffe der Abwasser- und Niederschlagswasserentsorgungssysteme.

3.2.2 Aufkommensdaten

Bedingt durch das Feststoffpotenzial, das bereits auf befestigten Flächen deponiert ist, z.B. Bodenoberflächenverunreinigungen wie Abfälle, mineralische Partikel und organische Feststoffe wie Laub, werden die Niederschlagsabflüsse mit Feststoffen belastet. Die sich ergebende Feststoffkonzentration schwankt dementsprechend in einem sehr großen Bereich. Die wesentlichen Einflussfaktoren sind analog zu vielen anderen niederschlagsbedingten Schmutzstoffen

- das Niederschlags/Abflussgeschehen (Regenhöhe und Intensitätsverteilung u.a.),
- die Straßenreinigung (bei Verkehrsflächen)

- Windverfrachtung,
- die Trockenzeit (zeitabhängige Akkumulation auf Straßenoberfläche, aber unterschiedliche Angaben in der Literatur) und
- die Untersuchungsmethodik (Probennahme, Filtermaterial u.a.)
- Material der befestigten Oberfläche.

Im zeitlichen Verlauf von Konzentrationsganglinien in Niederschlagsabflüssen bilden sich unter bestimmten Bedingungen first-flush-Effekte für die AFS-Konzentrationen aus.

Niederschlagsabflüsse haben häufig höhere mineralische Anteile als Abflüsse aus dem Mischsystem (z.B. Mischwasserentlastungen). Ferner wurde in einer Untersuchung von Geiger und Kutzner [2001] gezeigt, dass die Feststoffe in Straßenabflüssen und Trenngebietsabflüssen geringfügig besser absetzbar als in Mischwasserabflüssen sind.

In **Dachabflüssen** werden AFS-Konzentrationen von ca. 5 bis 100 mg/l gemessen. Gemäß den Angaben in der schweizerischen VSA-Richtlinie „Regenwasserentsorgung“ [VSA, 2002] betragen die frachtgewogenen AFS-Mittelwerte in Regenwasserabläufen von Steildächern zwischen 15 und 40 mg/l. Welker und Dierschke [2009] werteten zahlreiche in der Literatur veröffentlichte Messprogramme aus. Die betrachteten Werte stammten aus unterschiedlichen Messprogrammen (Einzelwerte, Verläufe, Stichproben, Mischproben, berechnete Mittelwerte, nur Maximalwerte, usw.) daher wurde ein sogenannter „Schwerpunktwert“ angegeben, der einen Konzentrationsbereich darstellen soll, der häufig anzutreffen ist. In Abbildung 3-3 sind die ausgewählten AFS-Werte dargestellt. Der Schwerpunkt der Messungen lag bei etwa 50 mg/l.

Die AFS-Belastung in **Verkehrsflächenabflüssen** ist wesentlich höher als in Dachabflüssen; es werden Konzentrationen von ca. 60 bis zu 400 mg/l genannt. Im Bereich der Straßenabflüsse ist eine besonders hohe Heterogenität der Daten zu beobachten. Viele Faktoren beeinflussen das Aufkommen und die gemessenen Konzentrationen von Feststoffen in dieser Abflussart, z.B. Windverfrachtungen, Straßenreinigung, Probennahme. Ferner werden Abhängigkeiten von Trockenperioden, Straßenreinigungen, DTV-Belastungen, Staubbelastungen aus der Umgebung diskutiert.

Zur besseren Abschätzung der möglichen Behandlung von feststoffreichen Oberflächenabflüssen sind Untersuchungen zur Verteilung der Feststoffe auf verschiedene Größenfraktionen wichtig. Weiterhin sollte dabei das Vorkommen von Schadstoffen in diesen Fraktionen betrachtet werden [Schmitt, 1996; Fuchs, 2000]. Aus den Untersuchungsergebnissen wird deutlich, dass einige Schadstoffe vornehmlich in bestimmten Kornklassen der Feststoffe zu finden sind. Deshalb ist es für ein Prüfverfahren einerseits wichtig ein Feststoffmaterial zu wählen, das der Korngrößenzusammensetzung der Feststoffe in der Realität weitgehend entspricht. Andererseits sollte sich die Auswahl eines Prüfstoffs auch an der Verteilung der maßgeblichen Schadstoffe zur Korngrößenzusammensetzung orientieren. Wegen der besonderen Bedeutung des Rückhaltes an Feststoffen und der daran angeschlossenen Korngrößensfraktionen wird dieser Aspekt in einem gesonderten Kapitel (siehe 5.4) behandelt.

Abflüsse aus Dach- und Verkehrsflächen ergeben in der Summe **Niederschlagsabflüsse von Mischflächen**. Hier werden AFS-Gehalte von 30 bis 250 mg/l gemessen. Im Trennsystem entspricht diese Abflussart weitgehend den unbehandelten Trenngebietsauslässen, die

je nach Herkunft zwischen ca. 80 und 250 mg/l AFS aufweisen und in die Gewässer eingeleitet werden.

In der STORM-Richtlinie aus der Schweiz werden folgende AFS-Werte als Eingabeparameter für konzeptuelle Planungen vorgeschlagen [VSA, 2007].

Tabelle 3-1: Realistische AFS-Konzentrationen aus Trenngebietsflächen als Eingabeparameter für konzeptuelle Planungen [VSA, 2007]

Art der entwässerten Fläche	Mittelwert [mg/l]	Untere Grenze [mg/l]	Obere Grenze [mg/l]
Wohngebiete	50	30	100
Städtische Gebiete	100	50	200
Industrie- und Gewerbebezonen mit bedeutendem Straßenverkehr	150	100	300
Städtische Straßen	200	150	400
Autobahnen	150	100	300

Entsprechend der ausgereiften Abwassertechnik zum Feststoffrückhalt sind die **Kläranlagenabläufe** im Vergleich zu Niederschlagsabflüssen nur noch gering mit Feststoffen belastet. Hier werden AFS-Gehalte von ca. 3 bis 30 mg/l erreicht (siehe auch Abbildung 3-3).

Als weiterer Vergleich sind in Abbildung 3-3 gemessene AFS-Gehalte in **Mischwasserüberläufen** angegeben. In einer konventionellen Mischwasserbehandlung werden vorwiegend Absetzbecken (z.B. Durchlaufbecken) angeordnet. Bei weitergehenden Anforderungen an den Feststoffrückhalt kommen auch andere Verfahren (z.B. Wirbelabscheider, Filter/Flockungsanlagen bzw. Bodenfilter) zum Einsatz. Damit ist grundsätzlich von einem guten Rückhalt der Feststoffe bei der Mischwasserbehandlung auszugehen. Trotzdem finden sich in Mischwasserüberläufen noch AFS-Gehalte von ca. 35 bis 250 mg/l.

In den folgenden Abbildungen werden die Spannweiten von vorkommenden Konzentrationen an AFS, VSS, AFS_{fein} und VSS_{fein} in den wichtigsten Niederschlagsabflussarten aufgeführt. Die hierfür zugrunde liegende Auswertemethode wurde bereits beschrieben (siehe Abbildung 3-1).

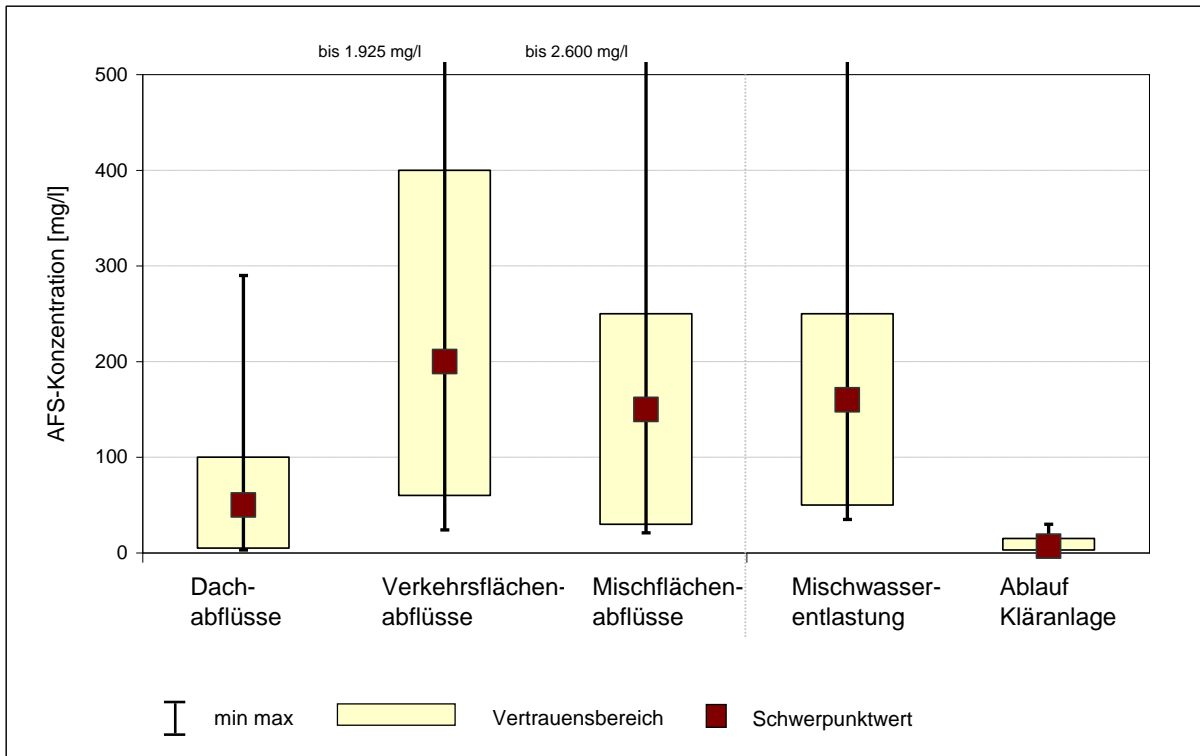


Abbildung 3-3: *Aufkommen von Abfiltrierbaren Stoffen in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen*

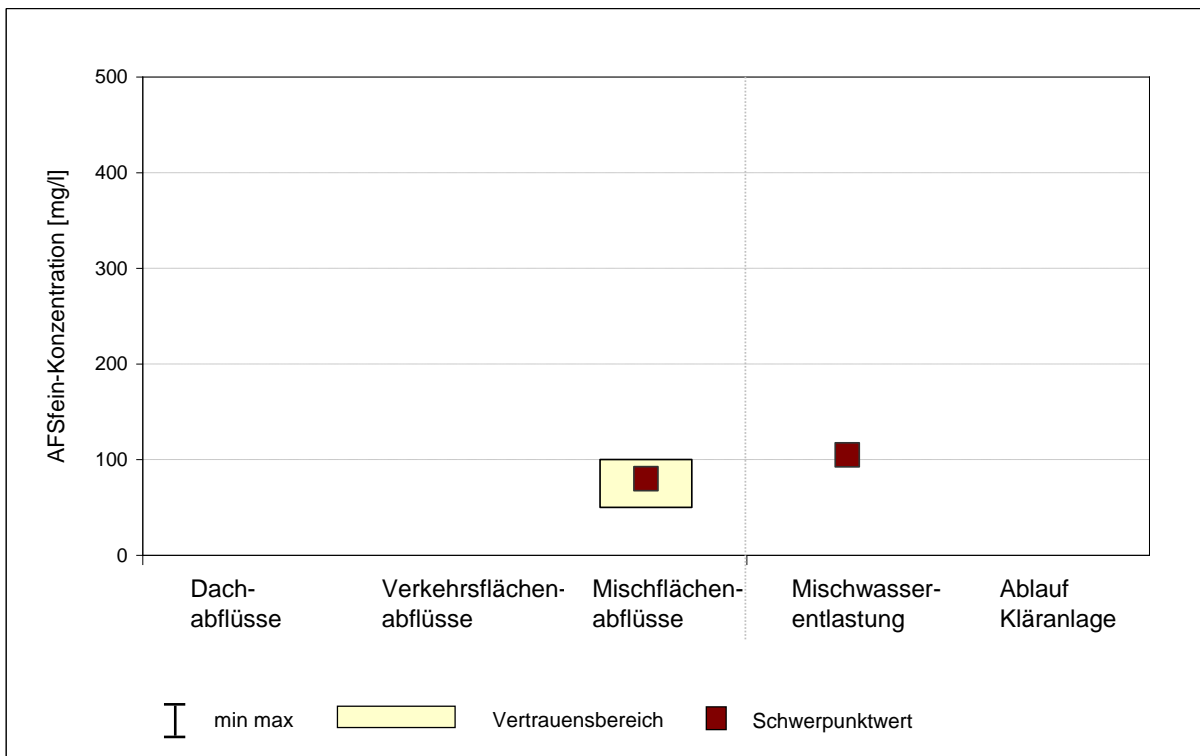


Abbildung 3-4: *Aufkommen von Abfiltrierbaren Stoffen (Feinfraktion) in Niederschlagsabflüssen von Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen. Daten von Kläranlagenabläufen Dächern und Verkehrsflächen liegen nicht vor.*

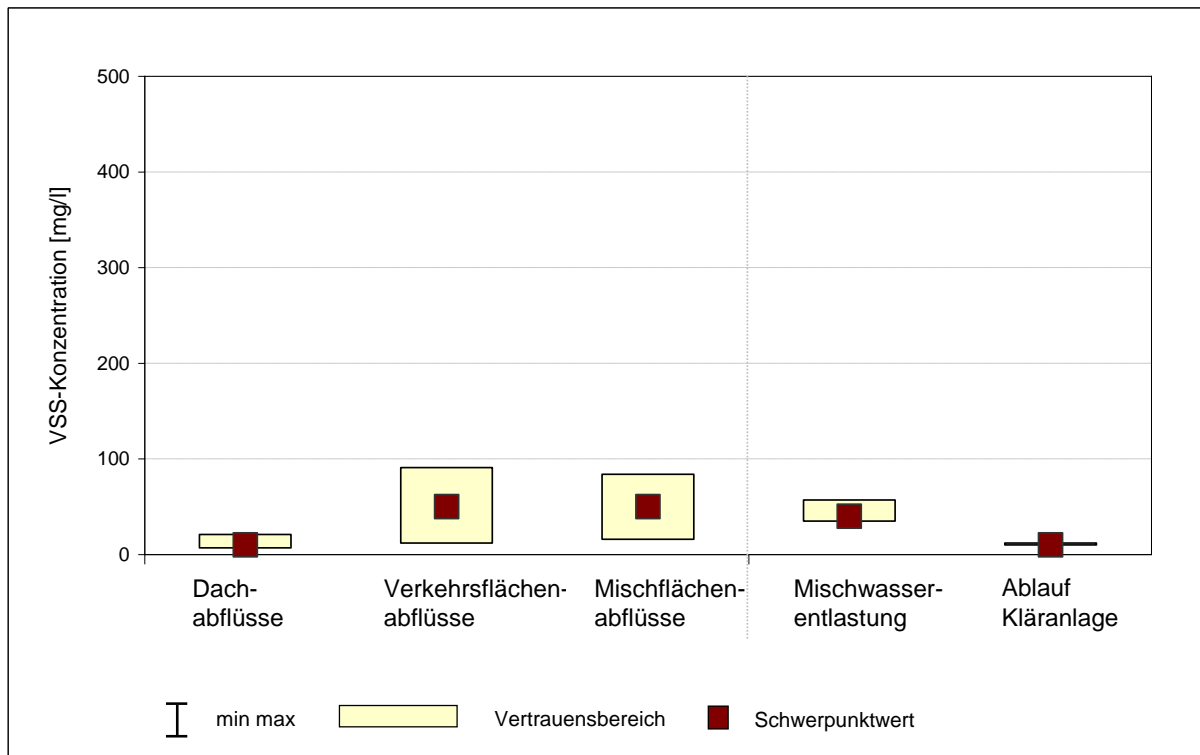


Abbildung 3-5: *Aufkommen von organischen Feststoffen (VSS) in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen*

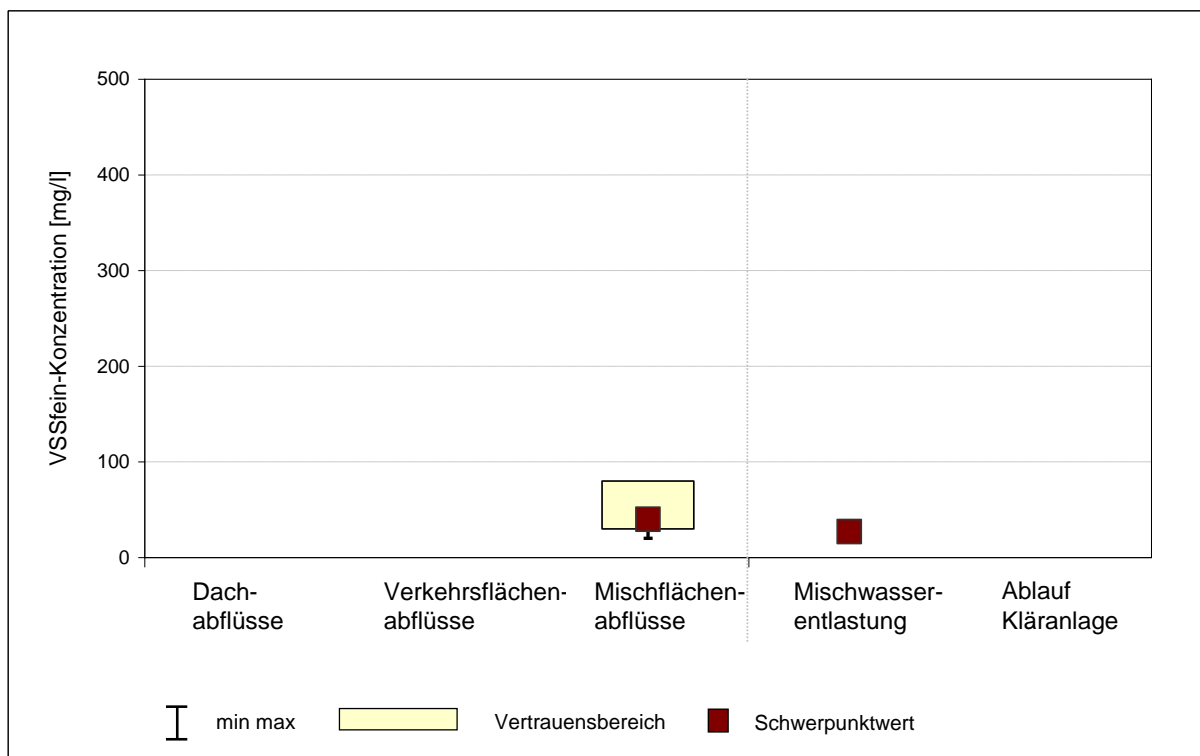


Abbildung 3-6: *Aufkommen von organischen Feststoffen Feinfraktion (VSS_{fein}) in Niederschlagsabflüssen von Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen. Daten von Kläranlagenabläufen Dächern und Verkehrsflächen liegen nicht vor.*

Bei Betrachtung der AFS-Werte wird analog zu vielen anderen Schmutzstoffparametern die große Heterogenität der Daten erkennbar. Die Niederschlagsabflüsse (Dachabflüsse sind tendenziell geringer belastet als Straßenabflüsse) weisen Konzentrationen auf, die in der gleichen Größenordnung wie die des Mischwasserentlastungsabflusses liegen. Die Datenlage bei den Parametern VSS und den Feinfraktionen ist sehr viel schlechter.

Da sich Schadstoffe überwiegend an die AFS-Feinfraktion anlagern (vgl. auch Kap. 5.4), ist der Anteil dieser Fraktion für die Entwicklung von Prüfverfahren von besonderer Bedeutung. Daten dazu sind lediglich für den Mischflächenabfluss vorhanden. Die AFS_{fein}-Konzentration liegt schwerpunktmäßig bei 80 mg/l. In Dachflächenabflüssen sind Grobpartikel weniger zu erwarten, so dass hier angenommen wird, dass der Gesamt-AFS dem feinen Anteil entspricht. Da sich Mischflächenabflüsse aus Dach- und Verkehrsflächenabflüssen zusammensetzen, kann davon ausgegangen werden, dass die Konzentration des AFS_{fein} in Verkehrsflächenabflüssen etwas höher als in Mischflächenabflüssen ist. In Kap. 5.4 wurden vorhandene Daten bezüglich des AFS_{fein}-Anteils in Straßenabflüssen ausgewertet. Als Ergebnis wurde eine Konzentration im AFS_{fein}-Anteil von ca. 100 mg/l festgestellt, der als Vorschlag eines Schwerpunktwertes Eingang in Tabelle 3-2 findet.

3.2.3 Vorschlag Schwerpunktwerte

Tabelle 3-2: Vorschlag Schwerpunktwerte für Feststoffparameter (alle Werte in [mg/l]; AFS: abfiltrierbare Stoffe; VSS: Volatile Suspended Solids); Werte in Klammern: oberer/unterer Wertebereich

Matrix	AFS [mg/l]	AFS _{fein} [mg/l]	VSS [mg/l]	VSS _{fein} [mg/l]
Dachabfluss	50 (20-70)	50	10 (7-21)	-
Verkehrsflächenabfluss	200 (60-400)	100	50 (12-91)	-
Mischflächenabfluss	150 (80-250)	80 (50-100)	50 (16-84)	40 (30-80)

3.3 Kohlenstoffparameter und sauerstoffzehrende Verbindungen

3.3.1 Allgemeines

Wegen der Schwierigkeit, in (Ab)wassermatrices stets vollständig die relevanten Einzelverbindungen zu analysieren, wurden Summenparameter eingeführt, die sich durch eine relativ einfache Bestimmbarkeit auszeichnen. In diesem Kapitel sollen diejenigen Summenparameter beschrieben werden, die mit Hilfe von verschiedenen Methoden die Summe an organischen Kohlenstoffverbindungen erfassen (CSB, BSB, TOC, DOC). Die Stoffgruppe der Kohlenstoffparameter umfasst eine große Vielzahl von Verbindungen von natürlichen leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen (z.B. Zucker) bis zu synthetischen schwer abbaubaren Substanzen (z.B. PAK). Die genannten Parameter bestimmen also das Ausmaß einer organischen Belastung, unabhängig davon, ob diese natürlichen oder anthropogenen Ursprungs ist. Den Summenparametern BSB und CSB ist gemeinsam, dass sie Parameter zur Abschätzung der möglichen Veränderungen des Sauerstoffhaushaltes eines Gewässers darstellen.

Der **Chemische Sauerstoffbedarf (CSB)** ist ein Summenparameter, der die chemisch oxidierbaren Kohlenstoffverbindungen erfasst. Dies wird durch die Menge an Sauerstoff ausgedrückt, der mit den im Wasser enthaltenen vorwiegend organischen Stoffen reagiert. Als Maß für den Verbrauch an Sauerstoff wird der Verbrauch eines Oxidationsmittels (Kaliumdichromat $K_2Cr_2O_7$) angegeben. Der CSB charakterisiert eine operationell definierte Wirkung aller mit $K_2Cr_2O_7$ reagierenden Substanzen und wird als Kenngröße für die Verschmutzung von Wassermatrices verwendet [URömpf, 2000].

Im Unterschied zum CSB erfasst der **Biologischchemische Sauerstoffbedarf (BSB)** die Menge an Sauerstoff, die Bakterien aufnehmen um organische Substanz teilweise oder vollständig abzubauen. Die Bestimmung dieses Parameters ist relativ aufwendig. Die BSB-Konzentration ist in der Regel kleiner als die CSB-Konzentration; zur Ableitung der Abbaubarkeit der organischen Verbindungen in einer Wasserprobe kann das Verhältnis von CSB/BSB erste Hinweise geben. Auf biologischen Kläranlagen und in Gewässerproben wird häufig die Bestimmung des BSB_5 vorgenommen. Die Zahl „5“ steht dabei für den Sauerstoffverbrauch in „5 Tagen“.

Eine Möglichkeit, selektiv die organischen Kohlenstoffverbindungen in einer Wasserprobe zu erfassen, ist die Bestimmung des **Total Organic Carbon (TOC)** bzw. des löslichen Anteils als **Dissolved Organic Carbon (DOC)**. Dabei werden die organischen Kohlenstoffverbindungen oxidativ durch verschiedene Verfahren (thermisch, nasschemisch) in Kohlendioxid überführt. Das gebildete Kohlendioxid kann wiederum mit verschiedenen Methoden (IR-Spektrometer, Gaschromatographie, Elektroden u.a.) quantifiziert werden. Der TOC wird in der Abwasserreinigung wegen seiner besseren Bestimmbarkeit mit online-Messtechniken in letzter Zeit als Ersatzparameter für den CSB diskutiert. Im Trockenwetterabfluss bestehen gute Korrelationen zwischen dem TOC und dem CSB; ob dieses Verhältnis im gleichen Umfang konstant bei Niederschlagsabflüssen ist, ist gegenwärtig offen.

3.3.2 Aufkommensdaten

Im **Niederschlagsabfluss** werden bei Regenereignissen stoffliche Belastungen aus der Luft (Atmosphäre, Niederschlag: entspricht Primärbelastung) mit den stofflichen Belastungen der Oberfläche (Verkehr, Abfälle u. a.: entspricht Sekundärbelastung) vereinigt. Messwerte zum CSB in Oberflächenabflüssen stammen häufig aus dem nordamerikanischen Raum. Hierbei sind große Unterschiede zwischen den Messprogrammen zu verzeichnen (ca. 40 bis 220 mg/l) [Welker, 2005]. In Europa wurden in Messprogrammen häufiger Trenngebietsabflüsse im Regenwasserkanal untersucht. Die hierbei ermittelten Konzentrationen liegen in ähnlichen Bereichen (ca. 30 bis 380 mg/l). Allerdings ist hier zu berücksichtigen, dass ein möglicher Fremdwasseranteil die Konzentration verdünnen kann im Vergleich zu den Messungen im Niederschlagsabfluss von Mischflächen. Die wesentlichen Einflussfaktoren sind analog zu vielen anderen niederschlagsbedingten Schmutzstoffen das Niederschlags-/Abflussgeschehen, die Straßenreinigung und Windverfrachtung und die Untersuchungsmethodik.

In **Dachabflüssen** wird häufiger der CSB als der BSB₅-Parameter erfasst. Generell kann trotz der geringen Datenlage davon ausgegangen werden, dass, bezogen auf den CSB, Dachabflüsse geringer als Verkehrsflächenabflüsse belastet sind.

CSB-Daten für Abflüsse von **Verkehrsflächen** sind in größerem Ausmaß vorhanden; insbesondere wurden Abflüsse von Autobahnen untersucht. Auffallend ist auch bei dieser Abflussart die hohe Heterogenität, die durch die vielfältigen Einflussfaktoren bedingt ist (s.o.). Allerdings existieren zur CSB-Belastung in Abflüssen von gemeindlichen Straßen nur wenige Messungen. BSB₅-Werte werden im Vergleich zum CSB in Verkehrsflächenabflüssen in weitestgehendem Umfang erhoben. Auffällig ist bei den wenigen vorliegenden Parallelmessungen das hohe CSB/BSB₅-Verhältnis von ca. 10:1, das auf eine geringere Abbaubarkeit der organischen Inhaltsstoffe hinweist.

Zusammenfassend werden in Abbildung 3-7 bis Abbildung 3-10 die wesentlichen Aufkommensdaten der Kohlenstoffverbindungen (CSB; BSB; TOC; DOC) in den wichtigsten Niederschlagsabflüssen gezeigt.

Daraus geht hervor, dass Kohlenstoffparameter nicht nur aus Kläranlagenabläufen und Mischwasserentlastungen, sondern auch über Trenngebietsauslässe in die Fließgewässer gelangen.

Die möglichen Belastungen aus **Kläranlagenabläufen** sind kontinuierlich und der CSB besteht zum überwiegenden Teil aus schlecht abbaubaren Verbindungen. Im Unterschied hierzu sind die CSB-Belastungen aus **Mischwassereinleitungen** diskontinuierlich und sie enthalten höhere Anteile an leicht abbaubaren CSB-Verbindungen.

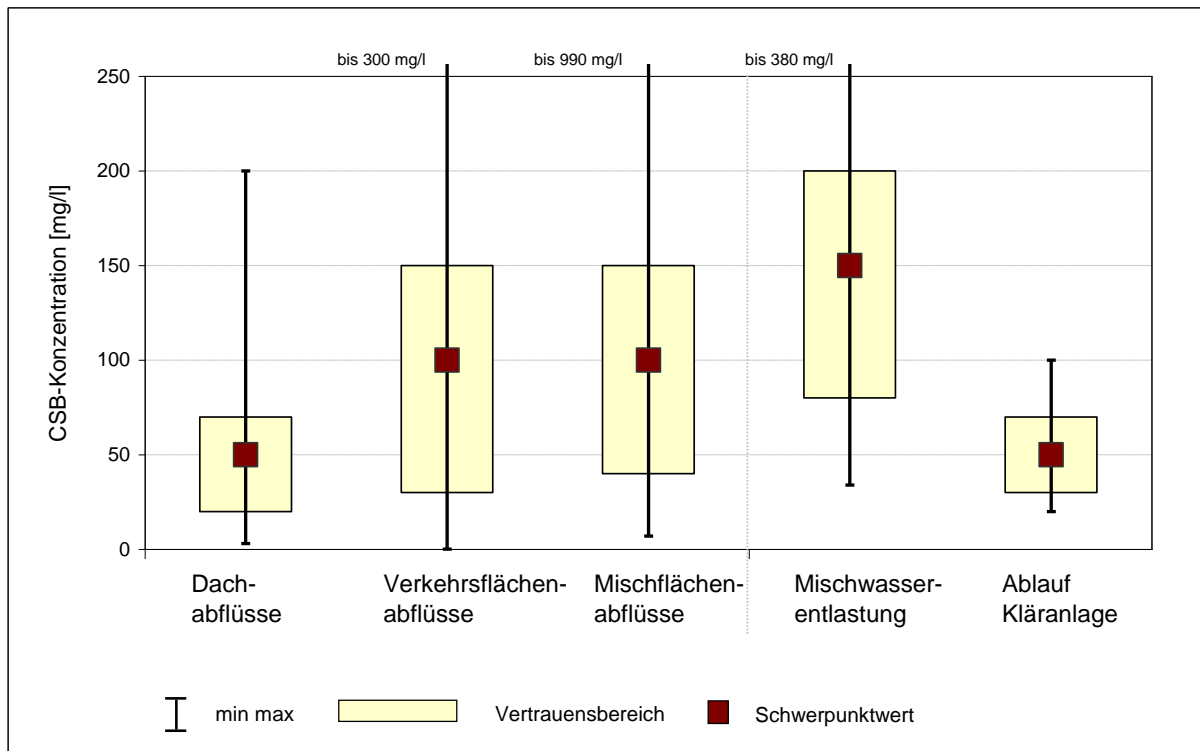


Abbildung 3-7: Aufkommen CSB in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

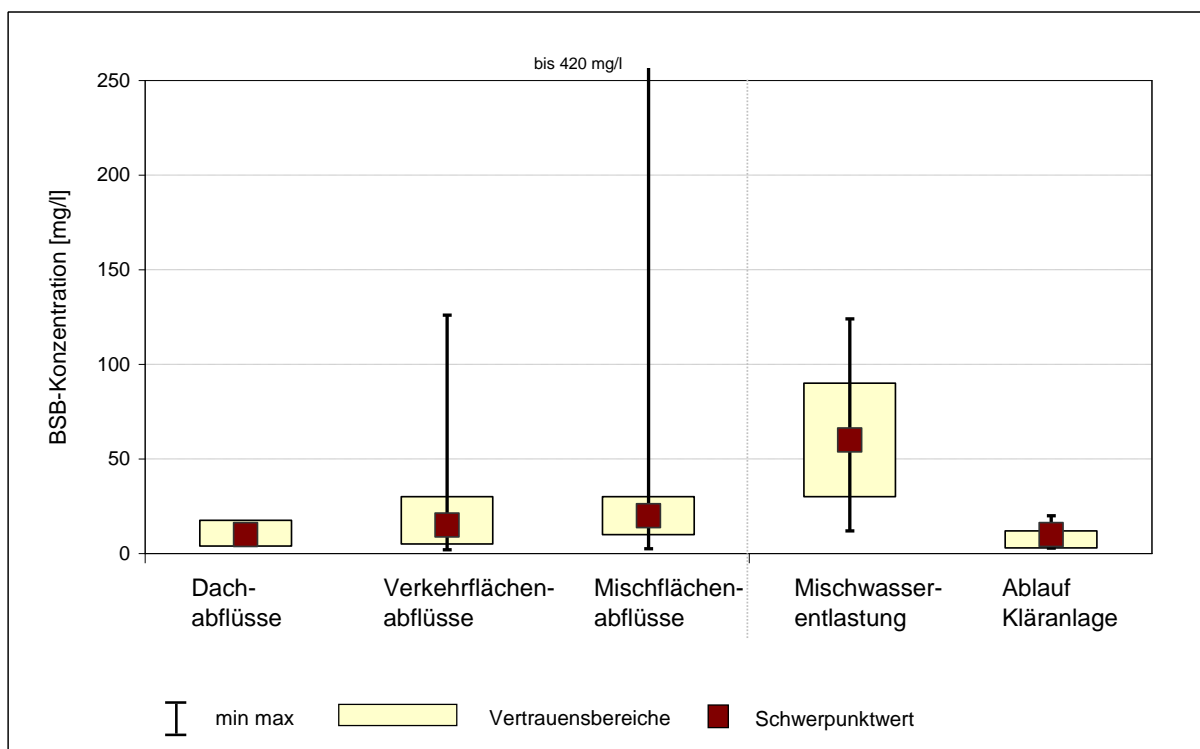


Abbildung 3-8: Aufkommen BSB in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

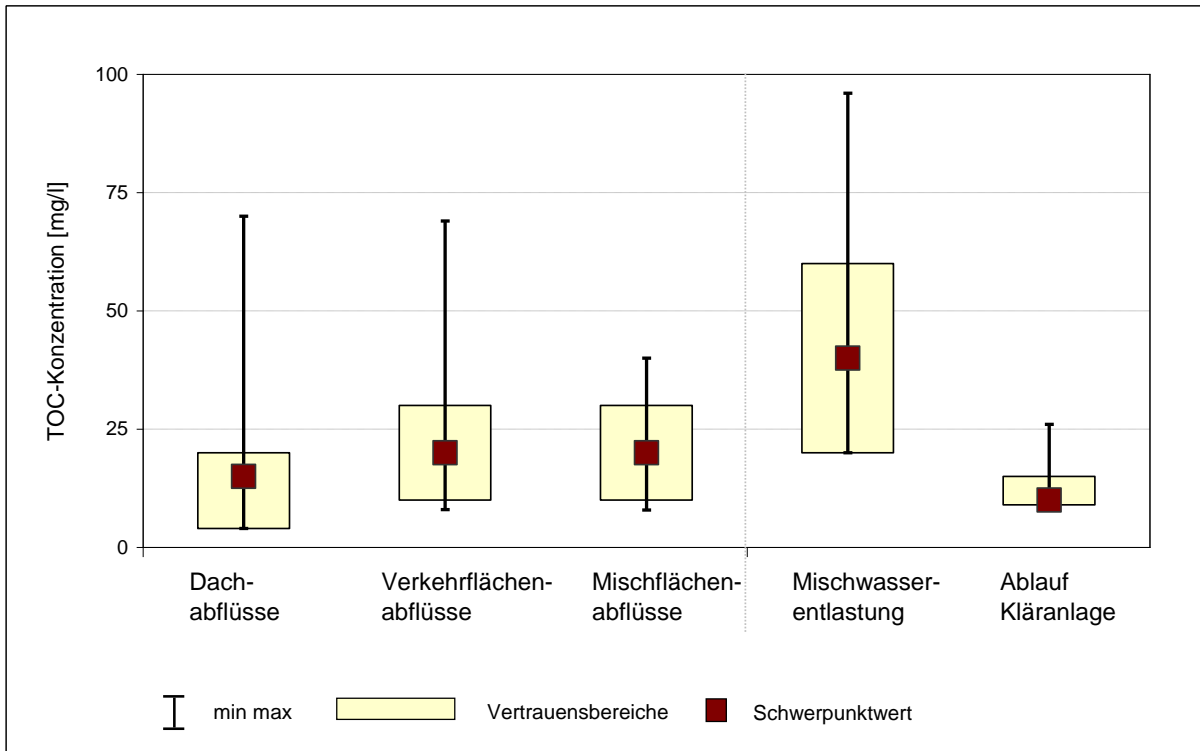


Abbildung 3-9: *Aufkommen TOC in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen*

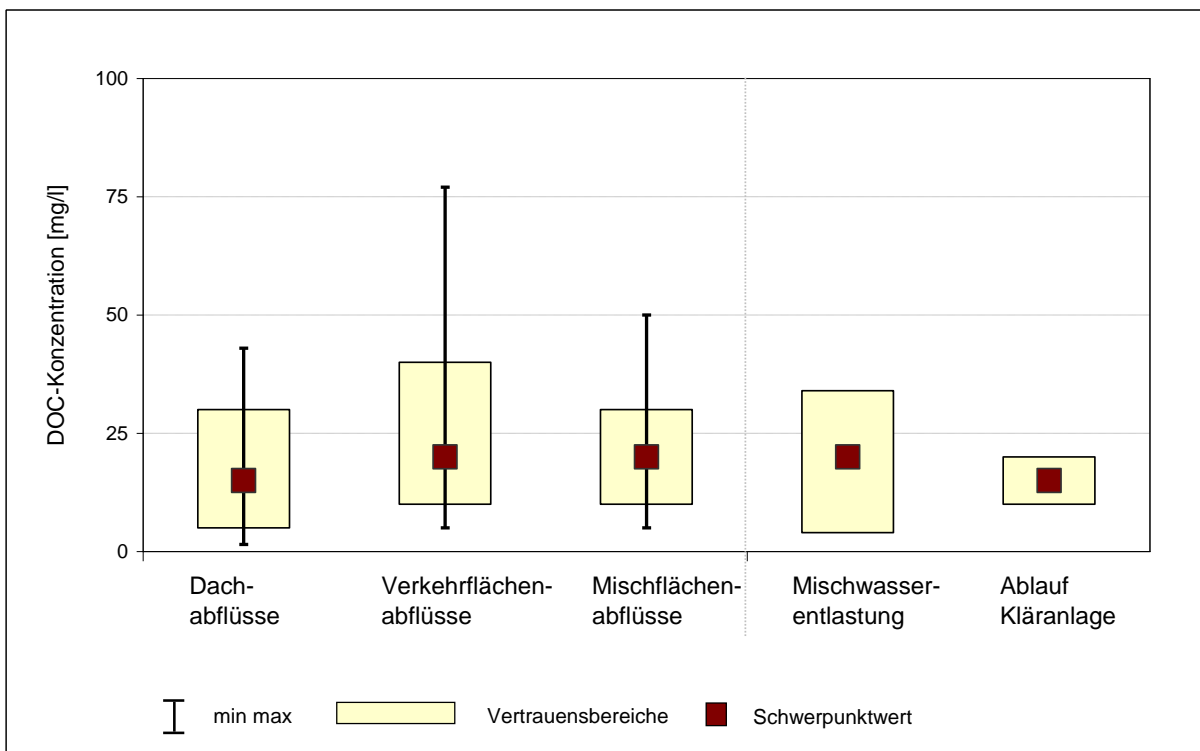


Abbildung 3-10: *Aufkommen DOC in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen*

3.3.3 Vorschlag Schwerpunktwerte

Tabelle 3-3: *Vorschlag Schwerpunktwerte für Kohlenstoffparameter; Werte in Klammern: oberer/unterer Wertebereich*

Matrix	CSB [mg/l]	BSB [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]
Dachabfluss	50 (25-70)	10 (5-20)	15 (4-20)	15 (5-30)
Verkehrsflächenabfluss	100 (30 –150)	15 (5-30)	20 (10-30)	20 (10-40)
Mischflächenabfluss	100 (40-150)	20 (10-30)	20 (10-30)	20 (10-30)

3.4 Nährstoffe Stickstoff und Phosphor

3.4.1 Allgemeines

Stickstoff kommt im aquatischen System in verschiedenen Formen vor. Relevant sind der Gesamt-Stickstoff, der sich aus den anorganischen Verbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium/Ammoniak und den organischen Stickstoffverbindungen (Eiweiße, Aminosäuren u.a.) zusammen setzt. Allgemein unterliegen die organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen Umwandlungsprozessen, die stark von reduzierenden oder oxidierenden Milieubedingungen abhängen.

Für die Bewertung der Relevanz von stickstoffhaltigen Niederschlagsabflüssen ist das Gleichgewicht von **Ammonium** und **Ammoniak** maßgeblich, da die möglichen akuten Wirkungen in Oberflächengewässern in erster Linie durch Ammoniak hervorgerufen werden. Im Merkblatt BWK-M3 wird ein Ammoniakgrenzwert im Gewässer nach der Einleitung von Niederschlagsabflüssen von 0,1 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ gefordert. Bei Unterschreitung dieses Wertes wird davon ausgegangen, dass keine signifikante Schädigung der aquatischen Lebensgemeinschaften vorkommt [BWK-M3, 2004].

Nitrat ist das Anion der Salpetersäure und gilt als Endprodukt der Oxidation von Stickstoffverbindungen. Da Nitrat gut von Pflanzen als Nährstoff aufgenommen wird, ist es einer der wichtigsten Düngerstoffe. Im Boden ist Nitrat im Unterschied zum Ammonium sehr mobil, dadurch besteht eine erhöhte Gefahr der Auswaschung in Grundwässer und Fließgewässer. Neben seiner Wirkung als Eutrophierungsfaktor hat Nitrat eine Relevanz für die menschliche Gesundheit beim Trinkwasser.

Überschreitungen der genannten Vorgaben für Stickstoffparameter sind vornehmlich durch Einleitungen von Mischwasser zu erwarten. Für die im Projekt behandelten relevanten Niederschlagsabflüsse spielen Stickstoffverbindungen nur eine untergeordnete Rolle.

Phosphorverbindungen treten im aquatischen System vor allem als Phosphate (Oxidationsstufe +5) auf. Sie können je nach Verbindungsform in gelöster (z.B. Hydrogenphosphat) oder in partikulärer Form (z.B. Lecithine) vorliegen. Im Wasserbereich werden nach der Bestimmungsmethode die Parameter **Gesamtphosphat** und **ortho-Phosphat** unterschieden.

Aufgrund der Hauptwirkung von Phosphorverbindungen als Eutrophierungsfaktor stehen im Unterschied zu einigen Stickstoffverbindungen (z.B. Ammonium) eher akkumulierende Belastungen durch niederschlagsbedingte Einleitungen im Vordergrund. Da in Niederschlagsabflüssen im Vergleich zum Schmutzwasser nur geringe Konzentrationen enthalten sind (s.u.), haben die niederschlagsbedingten Einleitungen einen moderaten Anteil an den in Gewässer eingeleiteten Phosphorfrachten. Im Vordergrund stehen hier nach wie vor die kommunalen Kläranlagen und diffuse Quellen (z.B. P-Eintrag durch Erosion). Deshalb existieren keine Vorgaben zur Begrenzung der Emissionen aus Niederschlagsabflüssen und Mischwasserentlastungen. Allerdings werden im Einzelfall bei empfindlichen Gewässern auf regionaler Ebene weitergehende Anforderungen zum Phosphorrückhalt genannt (siehe Kapitel 4.2.2.3).

3.4.2 Aufkommensdaten

Allgemein sind **Niederschlagsabflüsse** im Vergleich zum Schmutzwasser- und Mischwasserabfluss wesentlich geringer mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen belastet. Die Spannweiten für Gesamt-Stickstoff liegen bei ca. 3,0 bis 8,0 mg/l, davon sind ca. 0,5 bis 2,0 mg/l Ammonium und ca. 0,1 bis 4,0 mg/l Nitrat. Messungen zum Gesamt-Phosphor ergeben Konzentrationen zwischen 0,2 und 1,0 mg/l [Welker, 2005].

Es existieren nur sehr wenige Messprogramme für **Dachabflüsse**; in den Stickstoffkonzentrationen spiegelt sich vorwiegend die atmosphärische Deposition wider. Die Spannweiten für Gesamt-N liegen zwischen 1,6 und 9,5 mg/l, davon entfallen ca. 1,0 bis 2,0 mg/l auf Ammonium und ca. 0,3 bis 3,0 mg/l auf Nitrat. [Welker, 2005].

Die Gesamt-Phosphorkonzentrationen betragen zwischen ca. 0,1 und 0,3 mg/l, davon entfallen ca. 0,01 bis 0,06 mg/l auf die gelösten ortho-Phosphatverbindungen [Welker, 2005].

Bei den **Verkehrsflächenabflüssen** werden die Abflüsse von Straßen und Hofflächen unterschieden. Eine mögliche Verschmutzung mit Nährstoffen von Bodenoberflächenverunreinigungen ist gerade bei ländlichen Hofflächen zu erwarten [Beudert, 1997]. Dadurch streuen die gefundenen Konzentrationen noch stärker; in der Tendenz sind Verkehrsflächenabflüsse nicht wesentlich höher als Dachabflüsse belastet. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen werden mit ca. 1,0 bis 4,0 mg/l angegeben, davon können ca. 0,5 bis 2,5 mg/l als Ammonium und ca. 1,0 bis 6,0 mg/l als Nitrat vorkommen. Phosphorkonzentrationen in Straßenabflüssen betragen zwischen ca. 0,2 und 1,2 mg/l, der überwiegende Teil liegt als ortho-Phosphat (ca. 0,1 bis 1,0 mg/l) vor [Welker, 2005].

Zur Nährstoffbelastung in Mischwasser bzw. in Mischwasserentlastungen liegen nur sehr wenige Messprogramme vor. Es ist eine hohe Heterogenität der Daten zu beobachten und es existieren Defizite bei der Dokumentation. Die Ursache für diese Defizite liegt in der im Vergleich zu Feststoffen, Schwermetallen und CSB geringeren Bedeutung der Nährstoffbelastung der Mischwasserüberläufe an den Gesamtemissionen. Hier sind immer noch Kläranlagen und andere Quellen von größerem Belang. Allerdings können einige Nährstoffe in der **Mischwasserentlastung** in höheren Konzentrationen als im Ablauf von Kläranlagen auftreten [Reemtsma et al., 2000a]. Bei akut wirkenden Stoffen (z.B. Ammonium/Ammoniak) kann diese kurzzeitige Belastung durchaus eine Gewässerrelevanz aufweisen (s.o.). Trotzdem haben die Regenentlastungen in Bezug auf die ausgetragenen Nährstofffrachten (Stickstoff und Phosphor) in der Regel eine geringere Bedeutung [Zessner, 1999].

Zum Nachweis von Phosphorverbindungen sind ebenfalls relativ wenige Messprogramme durchgeführt worden. Vor allem dort, wo besondere Anforderungen von Gewässerseite anstehen, so beispielsweise im Raum Berlin, werden Untersuchungen vorgenommen. Grundsätzlich ist eine Entfernung von Phosphorverbindungen analog zur Kläranlagentechnik mit der Fällung/Flockung möglich. Die Spannweiten für Ges-P-Gehalte im Mischwasserentlastungsabfluss liegen zwischen ca. 0,5 und 2,0 mg/l, davon sind ca. 0,2 bis 1,0 mg/l ortho-Phosphat.

In Abbildung 3-11 bis Abbildung 3-15 sind die Konzentrationsbereiche von Gesamt-Stickstoff, Ammonium, Gesamt-Phosphor und ortho-Phosphat in den wichtigsten Niederschlags-

abflüssen im Vergleich zu Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen zusammengestellt.

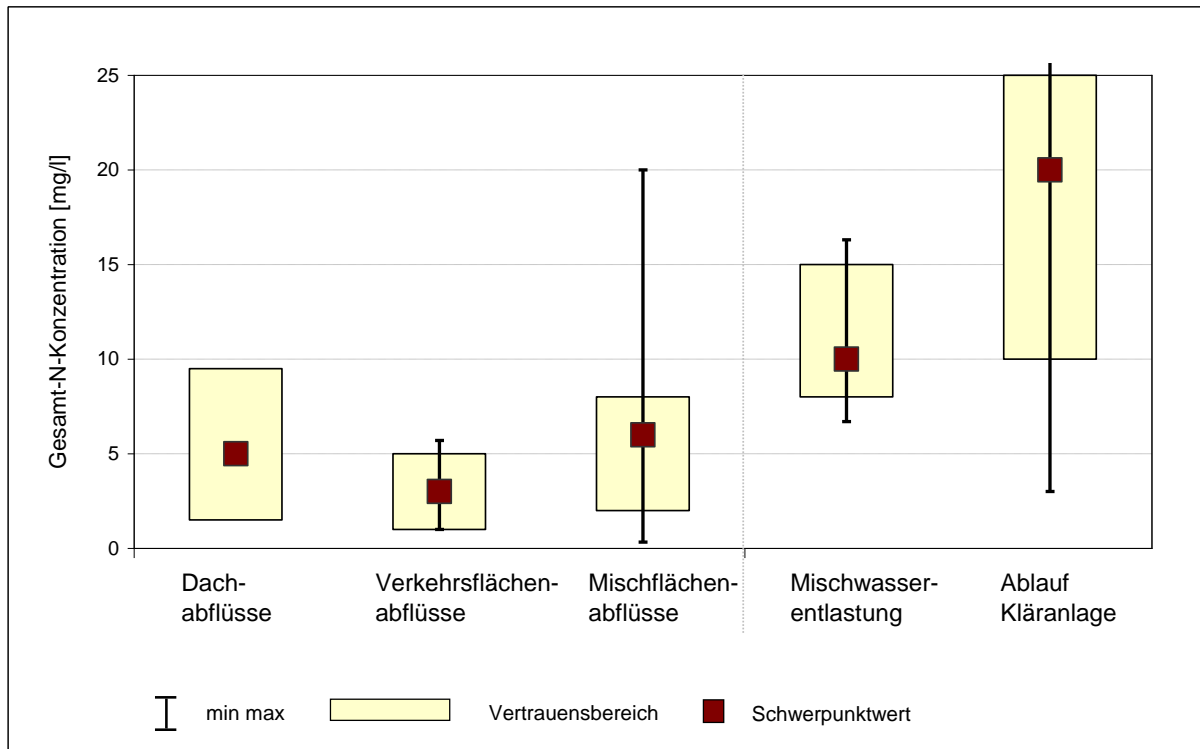


Abbildung 3-11: *Aufkommen Ges-N in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen*

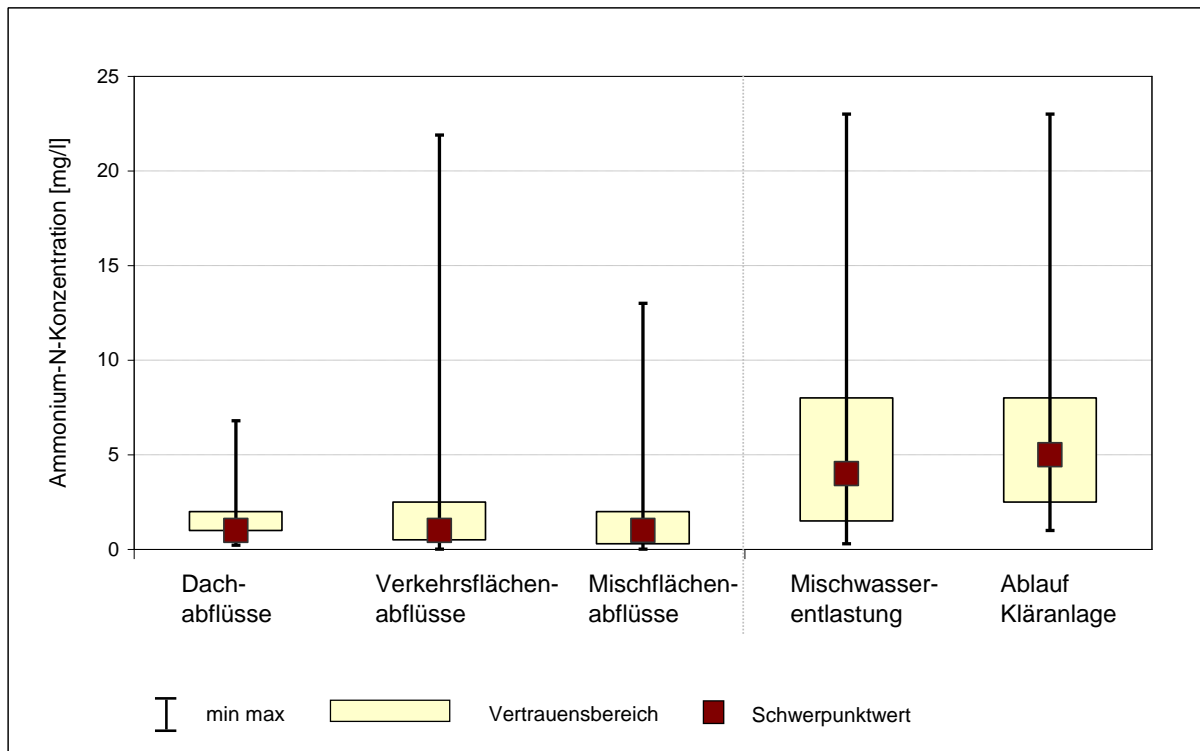


Abbildung 3-12: Aufkommen $\text{NH}_4\text{-N}$ in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

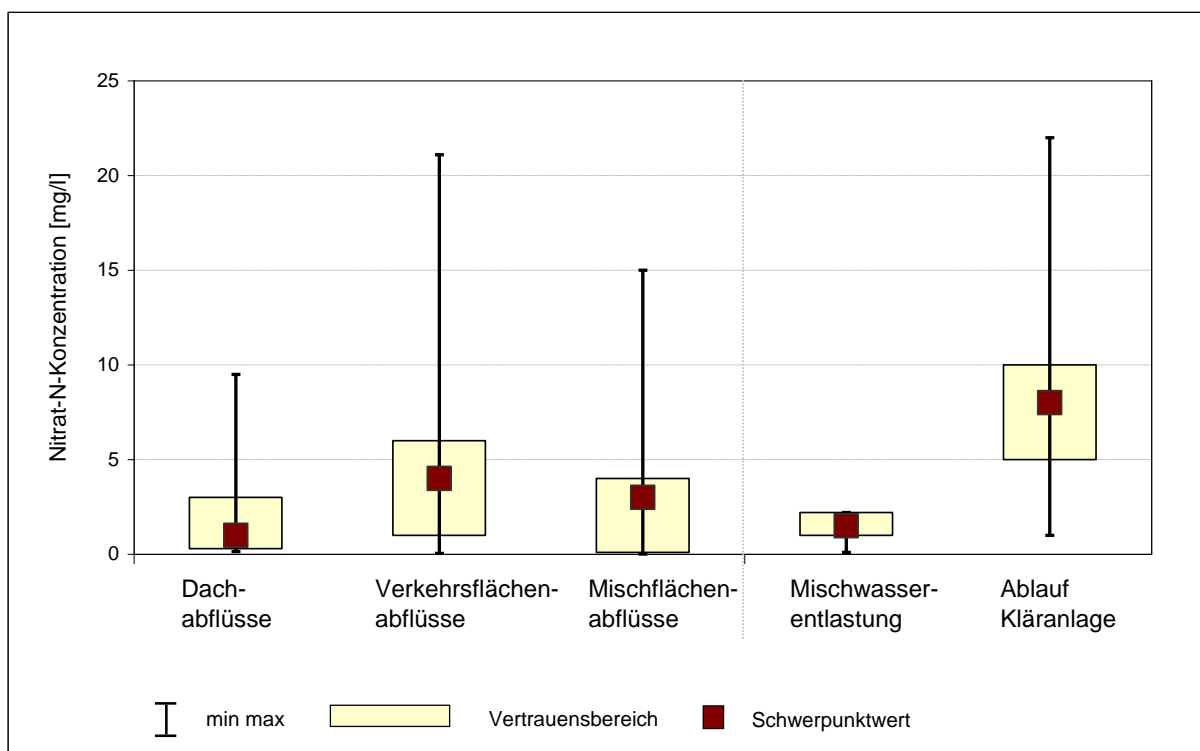


Abbildung 3-13: Aufkommen $\text{NO}_3\text{-N}$ in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

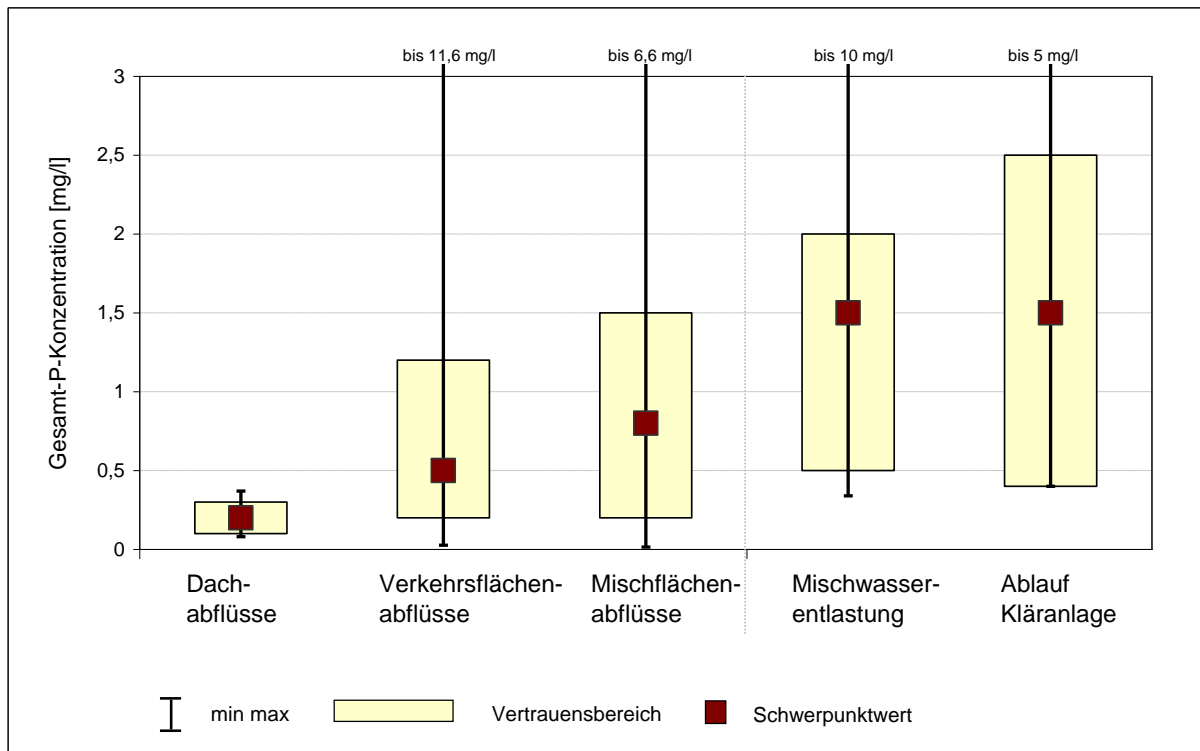


Abbildung 3-14: Aufkommen Gesamt-P in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

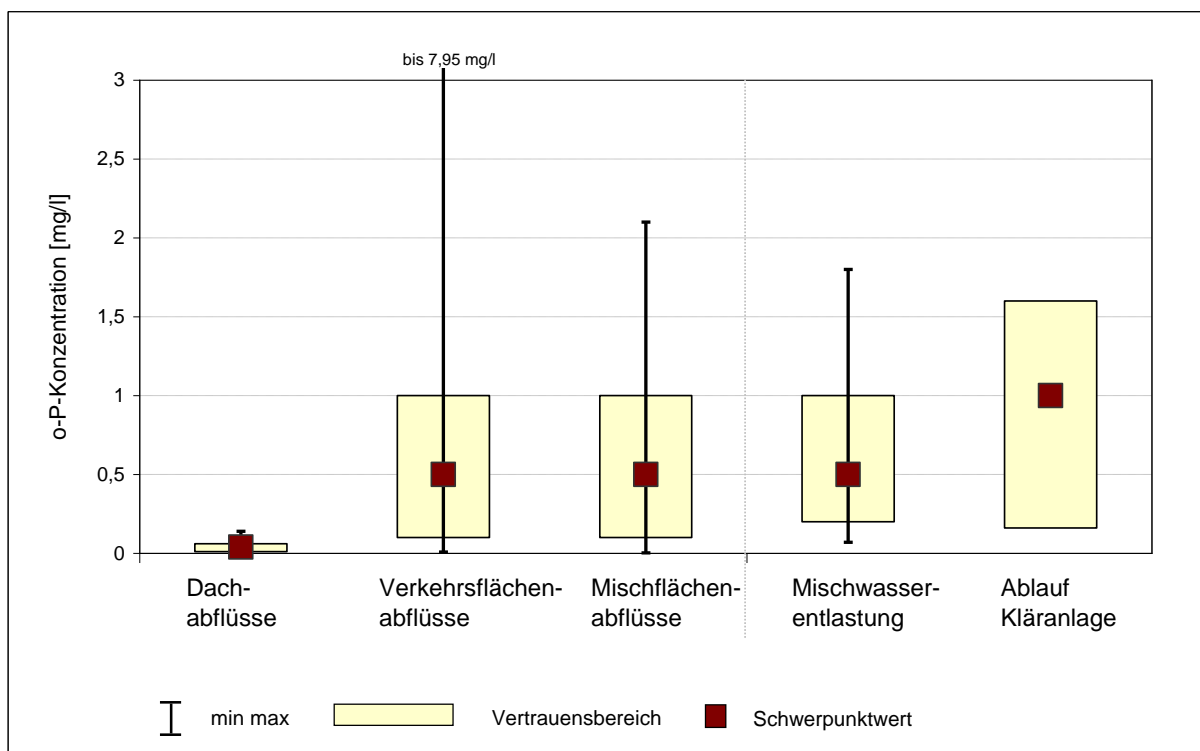


Abbildung 3-15: Aufkommen ortho-P in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

3.4.3 Vorschlag Schwerpunktwerte

Tabelle 3-4: *Vorschlag Schwerpunktwerte für Nährstoffparameter; Ges-N: Gesamt-Stickstoff; NH₄-N: Ammonium; Ges-P: Gesamt-Phosphor; o-P: ortho-Phosphat; Werte in Klammern: oberer/unterer Wertebereich*

Matrix	Ges-N [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	Ges-P [mg/l]	o-P [mg/l]
Dachabfluss	5 (2-10)	1 (1-2)	0,2 (0,1-0,3)	0,04 (0,01-0,06)
Verkehrsflächenabfluss	3 (1-5)	1 (0,5-2,5)	0,5 (0,2-1,2)	0,5 (0,1-1)
Mischflächenabfluss	6 (2-8)	1 (0,3-2)	0,8 (0,2-1,5)	0,5 (0,1-1)

3.5 Ausgewählte Schwermetalle (Zink, Kupfer, Cadmium, Blei)

3.5.1 Allgemeines

Im Unterschied zu vielen organischen Schadstoffen sind Schwermetalle natürliche Stoffe, die in verschiedenen Bindungsformen in Gesteinen vorkommen. Durch Gewinnung, Bearbeitung und Entsorgung infolge menschlicher Aktivitäten werden sie einzelnen Wasserkomponenten zusätzlich zugeführt. Unter bestimmten Bedingungen (z.B. einer hohen Verfügbarkeit von Schwermetallen) kann es dadurch zu einer problematischen Anreicherung kommen.

Die Wirkung von Schwermetallen kann in ökotoxische und humantoxische Effekte unterschieden werden. Wichtig für die Toxizität allgemein ist die Verfügbarkeit, wofür die Bindungsform (Spezifikation) und bei Schwermetallen insbesondere der pH-Wert maßgeblich sind. Grundsätzlich wird den Schwermetallen eine hohe Persistenz zugemessen, woraus sich viele ihrer toxischen Wirkungen ergeben. Gegenüber Organismen können Schwermetalle sehr unterschiedlich toxisch wirken. So hat Kupfer gegenüber dem Menschen eine relativ geringe Toxizität, während es gegenüber Algen und Fischen stark toxisch wirkt.

Die Wirkungen von Schwermetallen sind in hohem Maße unterschiedlich. Deshalb werden die wesentlichen Erkenntnisse im Folgenden stoffweise behandelt.

Die letale Dosis von **Blei** für aquatische Gewässerorganismen wie Algen und Fische liegt bei ca. 200 µg/l; eine Hemmung biochemischer Oxidation organischer Substanzen wird ab 100 µg/l festgestellt [ATV, 1999]. Wachstumshemmungen an Algen finden ab 28 µg/l statt, an Forellen werden von 10 bis 30 µg/l neurophysiologische Störungen (LOEC) beobachtet [Haritopoulou, 1996]. Aus verschiedenen Wirkungsdaten an aquatischen Organismen leiten Behra et al. [1993] ökotoxische Relevanzkonzentrationen von 3 bis 10 µg/l ab.

Blei ist ein historisch bekanntes chronisches Humangift. Die Hauptkontamination des Menschen tritt bei gewerblichen Vergiftungen auf. Die Hauptangriffsorte von Bleiverbindungen im menschlichen Körper sind das Blutbildungssystem, das Zentrale Nervensystem und die Nieren. Kleinkinder reagieren besonders empfindlich [ATV, 1999]. Ferner sind einige Bleiverbindungen möglicherweise carcinogen [Fent, 1998].

Cadmiumkonzentrationen ab ca. 100 µg/l können die Selbstreinigungskraft der Gewässer hemmen, Wirkungen auf Mikroorganismen sind schon ab 10 µg/l nachzuweisen. Makepeace et al. [1995] berichten über akute Wirkungen bei Fischen (Forelle) ab 3,6 µg/l; chronische Wirkungen von Cadmium treten ab 0,15 bis 156 µg/l (verschiedene Organismen) auf. Bei der Regenbogenforelle liegen diese Werte bei 0,5 bis 28 µg/l [Haritopoulou, 1996]. Aus den verschiedenen Wirkdaten leiten Behra et al. [1993] eine hohe Ökotoxizität für Cadmium bei Gewässerorganismen ab und nennen Relevanzwerte von 0,001 bis 0,5 µg/l.

Cadmium ist ein hoch toxisches Element für den Menschen. Die Belastung erfolgt hauptsächlich durch die Nahrung (Trinkwasser nicht dominant) und den Zigarettenkonsum. Es findet eine Anreicherung in der Leber statt; einige Cadmiumverbindungen gelten nach Tierversuchen als carcinogene Stoffe (Lunge) [ATV, 1999]. Cadmiumverbindungen greifen in den Zinkstoffwechsel ein und können zu Leber- und Nierenschäden führen. Ein wichtiges Zielorgan für Cadmium beim Menschen ist die Nierenrinde [Fent, 1998].

In Gewässern wirkt **Kupfer** auf Bakterien und Algen extrem toxisch ab ca. 100 µg/l, dies begründet auch den Einsatz von Kupferverbindungen als Biozid. So wird in Blaualgen ab Kupfergehalten von 0,2 µg/l die Vermehrung gehemmt [UBA, 2000c]. Bei den chronischen Wirkungen wird von noch geringeren Wirkkonzentrationen ausgegangen. Bei Regenbogenforellen wird eine Wachstumshemmung ab 2 bis 534 µg/l beobachtet, ein Vermeidungsverhalten tritt ab Konzentrationen von 0,1 bis 10 µg/l auf [Haritopoulou, 1996]. Von Behra et al. [1993] wird eine ökotoxikologische Relevanz in Gewässern ab 0,05 µg/l angenommen. Zu beachten ist allerdings, dass Kupfer auf Grund seiner Komplexbildungsneigung in geringerem Umfang als frei wirkendes Ion vorliegt.

Kupfer ist ein essentielles Spurenelement beim Menschen; es wird als Baustein in Enzymen verwendet. Daher sind Säuger relativ tolerant gegenüber Kupferverbindungen. Einerseits ist Kupfer wichtig beim Enzymstoffwechsel, andererseits sind starke Anreicherungen möglich. Diese Gefahr der Anreicherung ist bei Erwachsenen geringer als bei Säuglingen. An Säuglingen wurden Leberschäden bei nichtgestillten Säuglingen beobachtet [UBA, 2000c].

Im Unterschied zu vielen anderen Schwermetallen (z.B. Cadmium) werden akute Wirkungen von **Zink** in Gewässern erst ab Konzentrationen von 1.000 bis 2.000 µg/l (LC₅₀ Wasserfloh), bei Fischen und Wirbellosen ab 90 bis 58.100 µg/l beobachtet. Das Phytoplankton wird ab Zinkkonzentrationen von 4 bis 7 µg/l geschädigt. Die empfindlichste Alge, die Blaualge, reagiert mit einer Hemmung der Zellvermehrung ab 0,2 µg/l. Abgeleitet davon wird die ökotoxische Relevanz ab Konzentrationen von 0,5 bis 2 µg/l definiert [Behra et al., 1993].

Zink gilt beim Menschen als essentielles Spurenelement und ein Zinkmangel führt zu verschiedenen Beeinträchtigungen. Die humane Zink-Versorgung ist in den letzten Jahren schlechter geworden. Damit ist die Möglichkeit einer humanen Überversorgung und ggf. schädlicher Einflüsse über Nahrung und Trinkwasser äußerst gering [ATV, 1999].

3.5.2 Aufkommensdaten

Das Aufkommen von Schwermetallen wird durch vielfältige Einflussfaktoren geprägt, was die Ableitung von allgemeingültigen und übertragbaren Gesetzmäßigkeiten erschwert. Im Folgenden werden die wichtigsten Erkenntnisse zur Schwermetallbelastung in den wichtigsten Niederschlagsabflüssen sowie den Kläranlagenabläufen zusammengestellt.

Bei der Schwermetallbelastung von **Dachabflüssen** muss unterschieden werden in Dachflächen mit metallischen Anteilen und „normalen“ Dachflächen.

Bei den **Metalldachabflüssen** (mDA) sind vor allem die Verbindungen Kupfer und Zink relevant. Ferner ist hier der pH-Wert für die Verteilung von partikulären und gelösten Anteilen der Schwermetallbelastung ein entscheidender Faktor. Bei pH-Werten unterhalb von 6 ist die überwiegend gelöste transportierte Fraktion der Schwermetalle sehr hoch. Die Abschwemmrate von Schwermetallen durch Niederschläge in Dachabflüssen variiert ebenfalls in großen Bereichen und hängt u.a. vom Niederschlagsgeschehen, der Dachneigung und vom Alter der Einbauten ab. Veröffentlichte Abschwemmraten sind heterogen und liegen beim Kupfer im Bereich von 1,3 g/(m² · a) und beim Zink im Bereich von 3,0 g/(m² · a) [UBA, 2000c; Hullmann und Kraft, 2003]. Die Korrosionsraten und die damit zusammenhängenden Abschwemmraten von Schwermetallen haben durch die Maßnahmen zur Entfernung von Luft-

schadstoffen (insbesondere Schwefeldioxid) deutlich abgenommen [UBA, 2000c; Faller, 2001; Hullmann und Kraft, 2003]. Trotzdem werden auch heute noch Schwermetallkonzentrationen in Dachabflüssen, insbesondere von metallgedeckten Dächern erreicht, die im Bereich der Wirkkonzentrationen von aquatischen Organismen liegen.

Die Konzentrationen von Dachabflüssen (DA) aus Einzugsgebieten mit weitgehend metallfreien Dächern liegen deutlich niedriger, die Angaben schwanken in einem großen Bereich. Bei der Betrachtung des zeitlichen Verlaufs von Schwermetallkonzentrationsganglinien fällt auf, dass häufig zum Anfang des Ereignisses ausgeprägte Konzentrationsspitzen auftreten (sogenannte first-flush-Effekte), die im Verlauf des Ereignisses stark nachlassen.

Die stoffliche Belastung beider Dachabflussarten setzt sich zusammen aus einer Primär-, einer Sekundärbelastung sowie aus lokalen Einflüssen.

Die **Primärbelastung** von Dachflächenabflüssen resultiert aus dem Schwermetall- und Feststoffgehalt der Niederschläge. Maßgeblich sind hierbei die Belastungen der Atmosphäre. Die sogenannte nasse atmosphärische Deposition entspricht im Wesentlichen der Niederschlagsbelastung. Als trockene atmosphärische Deposition wird der in der Luft transportierte Schwebstaub und an ihn gebundene Schwermetalle bezeichnet. Der Anteil der trockenen Disposition der Schwermetalle beträgt etwa 25 bis 40 % [Haritopoulou, 1996].

Die **Sekundärbelastung** des Niederschlagabflusses ergibt sich aus den Randbedingungen der Flächenart. Im Falle eines Metalldaches können Schwermetalle aus dem Material in den Abfluss gelöst und die Gehalte bestimmter Metalle, vorwiegend Kupfer und Zink, entscheidend erhöht werden. In neueren Untersuchungen wird auch die Möglichkeit des Schwermetalleintrages aus Fassadenabläufen diskutiert [Davis et al., 2001; Boller und Steiner, 2001], sofern die Fassaden aus Metallen bestehen oder mit schwermetallhaltigen Anstrichen versehen sind.

Im Vergleich zu den Dachflächenabflüssen ohne Metallanteile sind die Abflüsse von **Verkehrsflächen** häufig höher mit Schwermetallen belastet. Die Quellen von Schwermetallen auf Verkehrsflächen sind überwiegend verkehrsbedingt (Bremsen, Reifen, Fahrbahn u.a.), aber auch die atmosphärische Deposition, überwiegend durch Nassdeposition, spielt eine Rolle [Dierkes, 1999].

Die meisten Untersuchungen wurden in Abflüssen von Straßen durchgeführt, bei denen zum einen hochbelastete Autobahnen und zum anderen gering belastete Straßen dominieren. Neben Konzentrationsangaben über Schwermetalle im Ereignismittel bzw. Ereignisverlauf werden auch spezifische Angaben zu Schwermetallemissionen pro km Straßenlänge bzw. pro Kfz gemacht [Brunner, 1977; Muschak, 1989; Davis et al., 2001; Dierkes, 1999; Zessner, 1999; Legret und Pagotto, 1999].

Schwermetalle liegen in Verkehrsflächenabflüssen häufig gebunden an die schlecht absetzbare Feinfraktion vor (s.u.). Die Konzentrationen sind tendenziell höher in Abflüssen von Verkehrsflächen mit hoher Verkehrsstärke (DTV) und häufigen Brems- und Beschleunigungsvorgängen. Die wichtigsten, aber mit unterschiedlicher Relevanz diskutierten Einflussfaktoren sind das Niederschlags-/Abflussgeschehen, der Winterdienst, die Straßenreinigung und die Verkehrsbelastung, Fahrweise und Straßenbreite.

Ein wichtiger Gesichtspunkt für die Durchführung möglicher Eliminationsmaßnahmen in Verkehrsflächenabflüssen ist die Verteilung der Schwermetalle auf die Feststofffraktion und die gelöste Phase. Die Aufteilung ist von vielen Einflussfaktoren wie dem pH-Wert des Nieder-

schlages bzw. des Abflusses, der elementspezifischen Löslichkeit und der Menge an Feststoffen abhängig [Hütter und Remmler, 1997]. In der Tendenz werden die Elemente Blei und Eisen zu über 90 % an Feststoffe gebunden transportiert, bei den Elementen Kupfer, Zink und Cadmium sind diese Werte geringer, sie schwanken aber in großen Bereichen [Berbee et al., 1999; Dierkes, 1999; Dannecker und Stechmann, 1988]. Bezogen auf die gesamte Feststoffphase zeigt sich, dass ein großer Anteil der Schwermetalle an der feinpartikulären und nicht absetzbaren Fraktion anhaftet (siehe auch Kapitel 5.4).

Zur Bewertung der Relevanz von Schwermetallen in **Verkehrsflächenabflüssen** existieren analog zur Situation bei den Dachabflüssen keine direkten Vorgaben zur Bewertung der Auswirkungen möglicher Emissionen.

Zukünftig wird mit einer steigenden Bedeutung von Zink gerechnet, wegen der vergleichsweise hohen Mobilität und dem vermehrten Einsatz in Leitplanken [Dierkes, 1999]. Bei den Elementen Blei und Cadmium wird von einer sinkenden Bedeutung ausgegangen, da sich die Maßnahmen zur Verringerung an den Quellen (z.B. Benzin) bereits jetzt durch geringere Konzentrationen dokumentieren lassen [Fuchs et al., 2004]. In einer Untersuchung aus Schweden wurde mit Szenariobetrachtungen nachgewiesen, dass bei den Schwermetallen die Bedeutung der Maßnahmen an der Quelle (z.B. Ersatz von Baumaterialien) besonders hoch ist. Viele Maßnahmen zur Behandlung im Abwassersystem stellen lediglich Umverteilungsprozesse dar [Ahlman und Svensson, 2002].

Untersuchungen zur Schwermetallbelastung im Mischwasserabfluss bzw. in den **Mischwasserüberläufen** sind im Unterschied zu anderen Schmutzstoffen (z.B. CSB) weniger durchgeführt worden.

Der **Schmutzwasserabfluss** liefert einen Beitrag zur Schwermetallbelastung im Zulauf der Kläranlage und im Mischwasserabfluss, wobei die Hauptquellen das häusliche Schmutzwasser, gewerbliche Abwässer/ Indirekteinleiter und niederschlagsbedingte Oberflächenabflüsse sind. Generell ist festzustellen, dass sich der Anteil der gewerblichen Schwermetalleinträge durch zahlreiche innerbetriebliche Maßnahmen in den letzten Jahren merklich verringert hat. Innerhalb des häuslichen Schmutzwassers ist der hohe Schwermetallanteil aus den Reinigungswässern auffällig; diese stammen nicht von den Reinigungsmitteln selbst, sondern aus Schmutzpartikeln von den Oberflächen. Deutlich geringer sind die Anteile aus menschlichen Ausscheidungen und aus dem Leitungswasser.

Beim Durchlaufen der Kläranlage werden Schwermetalle zu einem hohen Teil an die Schlammfraktionen durch Sorption gebunden. Beim Vergleich der Zu- und **Ablaufkonzentration** von Schwermetallen in **Kläranlagen** und der dazugehörigen Rückhalteleistungen werden große Schwankungen beobachtet.

Aufkommensdaten (Konzentrationen) für die Elemente Kupfer, Zink, Blei und Cadmium sind in Abbildung 4-15 bis Abbildung 4-18 zusammengestellt. Daraus wird bei allen Schwermetallen die große Schwankungsbreite der gemessenen Konzentrationen deutlich.

Bei Kupfer und Zink liegen die Konzentrationen im Niederschlagsabfluss in gleichen Größenordnungen wie im Mischwasserentlastungsabfluss. Beim Vergleich mit den Kläranlagenabläufen wird deutlich, dass Niederschlagsabflüsse erheblich höhere Schwermetallbelastungen aufweisen.

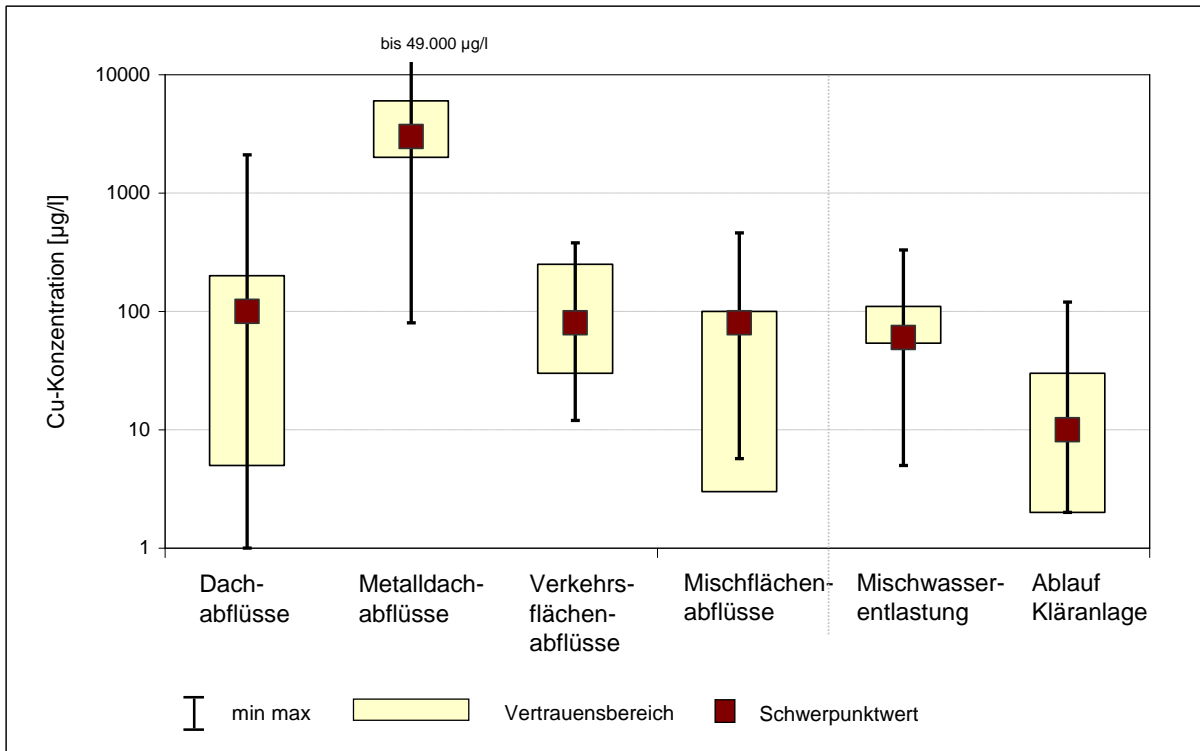


Abbildung 3-16: Aufkommen Kupfer in Niederschlagsabflüssen von Dächern (Normal und Metall), Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

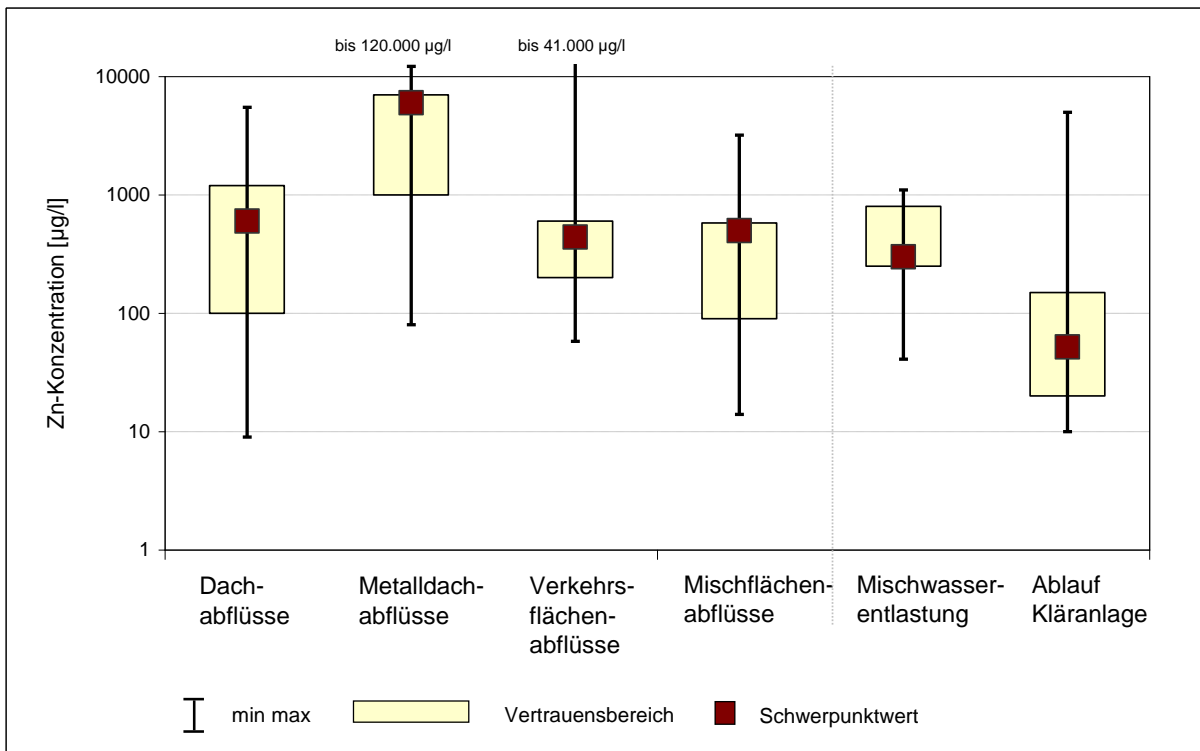


Abbildung 3-17: Aufkommen Zink in Niederschlagsabflüssen von Dächern (Normal und Metall), Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

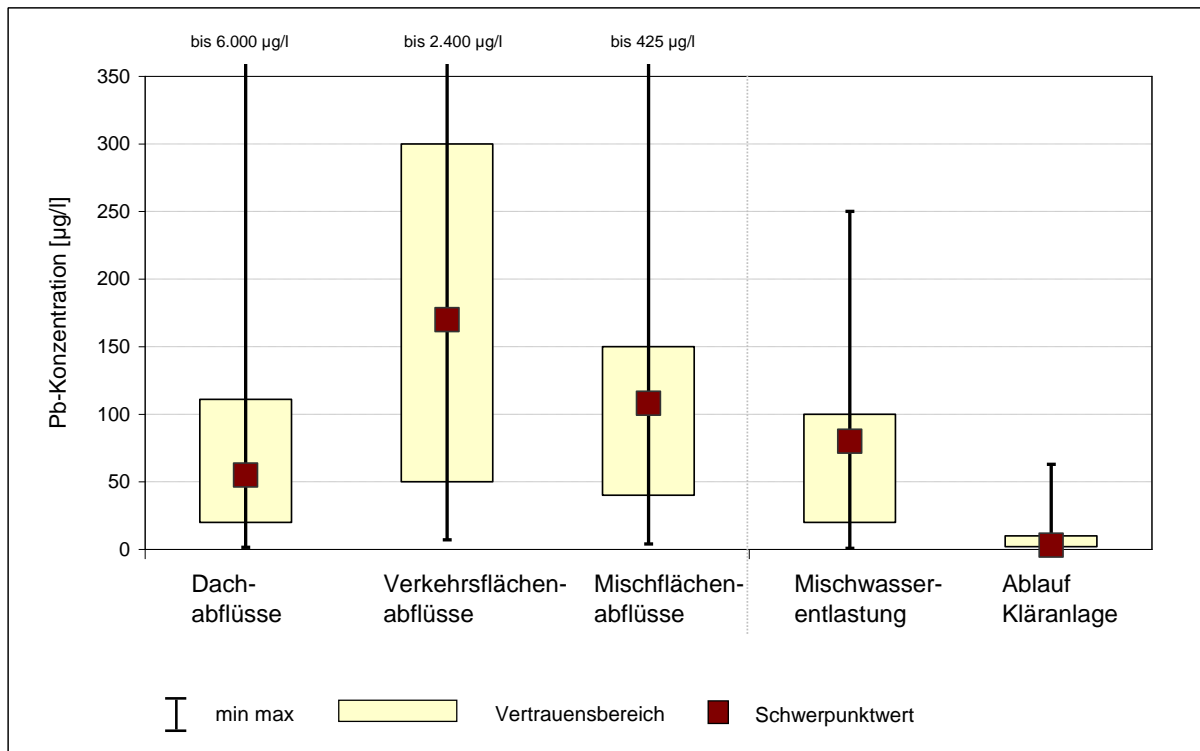


Abbildung 3-18: Aufkommen Blei in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

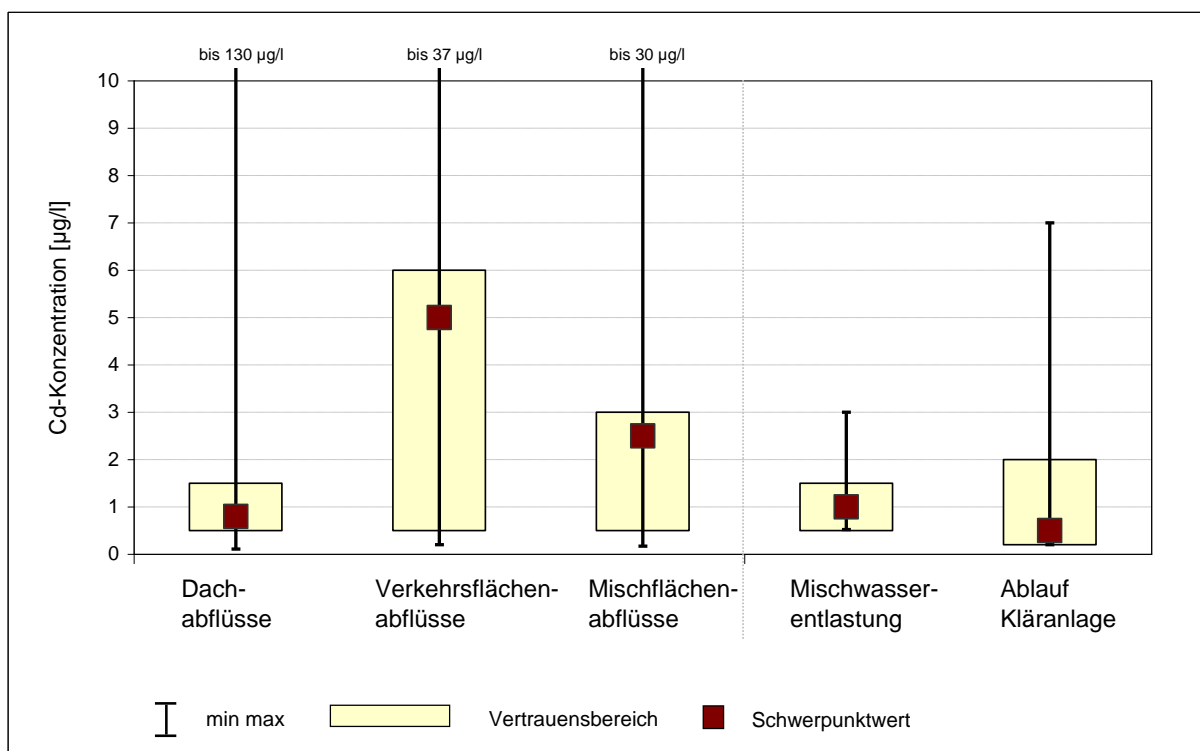


Abbildung 3-19: Aufkommen Cadmium in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

3.5.3 Vorschlag Schwerpunktwerte

Tabelle 3-5: Vorschlag Schwerpunktwerte für ausgewählte Schwermetalle; Werte in Klammern: oberer/unterer Wertebereich

Matrix	Cu [µg/l]	Zn [µg/l]	Pb [µg/l]	Cd [µg/l]
Dachabfluss	100 (5-200)	600 (100-1.200)	55 (20-111)	0,8 (0,5-1,5)
Metalldachabfluss	3.000 (2.000-6.000)	6.000 (1.000-7.000)	-	-
Verkehrsflächenabfluss	80 (30-250)	440 (200-600)	170 (50-300)	5,0 (0,5-6)
Mischflächenabfluss	80 (30-100)	500 (90-580)	108 (40-150)	2,5 (0,5-3)

3.6 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

3.6.1 Allgemeines

PAK (Polycyclische Aromatische Kohlenstoffverbindungen) ist ein Summenparameter aus einer Vielzahl von Einzelstoffen und setzt sich bei der üblichen Bestimmung nach US EPA (Environmental Protection Agency) aus 16 Einzelverbindungen zusammen. Bei der Festsetzung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung wurden lediglich vier Verbindungen als Leitparameter definiert und in einer Summe zusammengefasst [N.N, 2001]. Weitere Messprogramme verwenden wiederum andere Summen von Einzelverbindungen, so dass ein Vergleich von Messergebnissen schwer möglich ist und entscheidend von der Zahl der Einzelverbindungen abhängt.

PAK-Verbindungen gelten als sehr lipophil und weisen eine geringe Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit auf, allerdings schwanken diese Werte je nach Einzelverbindung. Entsprechend ihren Stoffeigenschaften wird von einer hohen Anreicherungsfähigkeit in verschiedenen Umweltmedien ausgegangen. Der Transport in Umweltmedien (Wasser) erfolgt überwiegend partikelgebunden.

Die aquatische Ökotoxizität von PAK-Verbindungen gilt als hoch, wobei die gefundenen Werte für akut toxische Wirkungen extrem unterschiedlich sind. Von Haritopoulou [1996] werden akut toxische Werte ab 200 bis 10.000 µg/l PAK (gelöst) angegeben, allerdings stehen auch hier chronische Wirkungen im Vordergrund. Ferner zeigen Untersuchungen in der aquatischen Umwelt endokrine Effekte von PAK-Verbindungen an [Wright und Welborn, 2002, zitiert in Birkett und Lester 2003]. Um eventuelle langzeitige Wirkungen zu erfassen, kann der sog. BCF-Faktor (Bio-Concentration-Faktor) herangezogen werden. Dieser liegt für das Benzo[a]pyren je nach Organismus sehr hoch (480 bis 10.000) und zeigt die hohe Anreicherungsfähigkeit dieser Substanzgruppe in aquatischen Organismen [URömpf, 2000].

Im Vordergrund bei möglichen Effekten am Menschen stehen die langfristigen Wirkungen. So sind mutagene und carcinogene Wirkungen vor allem durch die gebildeten Metaboliten (Epoxide) bekannt. Hinweise auf carcinogene Wirkungen werden bei den Substanzen Benzo[b]fluoranthren, Benzo[j]fluoranthren, Benzo[k]fluoranthren, Benzo[a]pyren und Indeno[1,2,3-cd]pyren beschrieben [ATV-DVWK AG IG-4.2, 2003a]. Für die Leitsubstanz der Summe an PAK, das Benzo[a]pyren, wird die akute Säuger- und Humantoxizität als mittel eingeschätzt. Allerdings wird es als reproduktionstoxisch und mutagen für den Menschen angesehen. Im Tierversuch ist das Benzo[a]pyren eindeutig carcinogen, anderen Kongeneren wird ein wesentlich geringeres Potenzial zugeordnet. Insgesamt bleibt festzuhalten, dass PAK wegen ihrer hohen Expositionswahrscheinlichkeit als prioritär zu berücksichtigende Umweltcarcinogene gelten [URömpf, 2000].

3.6.2 Aufkommensdaten

Bis auf wenige Vertreter, z.B. Anthracen zur Farbenherstellung und Pharmakaproduktion und Naphthalin als Insektizid, werden PAK nicht gezielt produziert, vielmehr entstehen sie ungezielt bei unvollständigen Verbrennungsvorgängen. Der überwiegende Teil des Eintrages stammt aus anthropogenen Quellen. Die wichtigsten Eintragspfade von PAK-Verbindungen sind Emissionen aus Verkehrsbelastungen, Hausfeuerungen und Produktionsprozessen.

Ein wichtiger Stofftransport von PAK läuft über die Wechselwirkung mit der Atmosphäre. Da PAK über große Strecken atmosphärisch transportiert werden können, ist ihr Vorkommen inzwischen ubiquitär. Trotzdem existieren regionale Unterschiede, die insbesondere mit der Nutzungsart zusammenhängen. Einen weiteren wichtigen Einfluss hat die Jahreszeit; im Winter werden durch eine erhöhte Heiztätigkeit wesentlich höhere PAK-Gehalte in der Atmosphäre gemessen [Haritopoulou, 1996]. Da PAK vorwiegend partikelgebunden transportiert werden, finden sich besonders hohe Gehalte in den Feststofffraktionen der Niederschlagsabflüsse.

Ein allgemeines Problem beim Datenvergleich ist, dass häufig verschiedene Bestimmungsmethoden angewandt und unterschiedliche Einzelverbindungen berücksichtigt wurden. Des Weiteren sind die Bedingungen der Ergebnisauswertung nicht immer klar dokumentiert. So ist bei der Mittelwertbildung nicht immer eindeutig, ob ausschließlich positive Proben berücksichtigt werden oder Bestimmungsgrenzen von nicht positiven Proben einbezogen wurden. Diese Umstände werden häufig bei Vergleichsbetrachtungen außer Acht gelassen und erschweren eine umfassende Bewertung von Messergebnissen. Im Spektrum der Verbindungen dominieren bei den Niederschlagsabflüssen mit leichten Abweichungen die Substanzen Fluoranthren, Phenanthren, Benzo[g,h,i]perylen und Pyren; bei einigen Messprogrammen wird auch das vergleichsweise gut wasserlösliche Naphthalin gefunden [Manoli et al., 2000].

Neben den Dachabflüssen wurden die meisten Studien zur PAK-Belastung an Verkehrsflächenabflüssen durchgeführt. In Deutschland dominieren dabei die Untersuchungen an Autobahnen; in neuerer Zeit werden allerdings auch Abflüsse von Verkehrsflächen mit geringerer Verkehrsbelastung berücksichtigt. Auch im europäischen und außereuropäischen Ausland (USA) wurden umfangreiche Messprogramme zur PAK-Belastung in Verkehrsflächenabflüssen durchgeführt.

Grundsätzlich sind **Verkehrsflächenabflüsse** höher belastet als **Dachabflüsse**. Dies ist durch den erhöhten PAK-Eintrag durch Verkehrsemissionen, wie Fahrbahnabrieb, Reifenabrieb, Treibstoffe u.a., zu erklären [von Arx, 1999]. Weiterhin ist analog zu den bisher beschriebenen Matrices die große Spannweite an auftretenden Konzentrationen auffällig. Viele Autoren sind sich einig, dass PAK auch im Straßenabfluss bevorzugt partikulär (ca. 90 %) transportiert werden, wobei die schlecht absetzbare Feststofffraktion einen großen Anteil transportiert [Haritopoulou, 1996]. In den gelösten Fraktionen werden vorwiegend die Einzelverbindungen Fluoren und Phenantren gefunden.

Neben den Abflüssen von Dach- und Verkehrsflächen werden in den USA häufiger Abflüsse von **Mischflächen** betrachtet. Dabei ist der Übergang vom Niederschlagsabfluss zum Regenwasserkanalabfluss fließend, oft werden die genaue Örtlichkeit und die Bedingungen der Probennahme nicht detailliert beschrieben. Stofflich gesehen unterscheiden sich beide Ab-

flussarten kaum, im Regenwasserkanalabfluss kann lediglich der Fremdwassereinfluss einen verdünnenden Effekt auf die PAK-Belastung haben.

In einem umfangreichen Messprogramm von Hoffmann et al. [1984] wurden PAK und Kohlenwasserstoffe in Niederschlagsabflüssen von vier verschiedenen Einzugsgebieten (Rhode Island, USA) bestimmt. Es gab keine Korrelation mit der Niederschlagsintensität und der Trockenzeit; als signifikant erwies sich die Nutzung (industriell = Autobahnen >> ländliche Nutzung).

Die Datenlage zur PAK-Belastung in Trenngebietsabflüssen wird als sehr lückenhaft beschrieben, tendenziell sind aber geringere Konzentrationen als in Straßenabflüssen zu erwarten wegen der Verdünnung durch geringer belastete Abflussarten (z.B. Dachabflüsse).

In einer Studie von Haritopoulou [1996] wurden Messungen zum Rückhalt von PAK in Regenüberlaufbecken zur Speicherung bzw. Behandlung von Mischwasser vorgenommen. Im **Mischwasserabfluss** werden die Abflussarten Niederschlagsabfluss und Schmutzwasser vereinigt; es liegen nur äußerst wenige Messdaten zu dieser Abflussart vor. Im Schwebstoffanteil von Mischwasser werden PAK nach Untersuchungen von Kari und Herrmann [1989] überwiegend in den Schlufffraktionen (2 bis 63 µm) transportiert, diskutiert wird auch eine Adsorption an organische Überzüge der Schlufffraktion. Ähnlich wie beim Regenklärbecken sind auch beim Regenüberlaufbecken die Rückhalteleistungen äußerst unterschiedlich (20 bis 80 %) und stark abhängig vom Niederschlagsgeschehen [Haritopoulou, 1996].

Für die PAK-Belastung in häuslichem **Schmutzwasser** als einer der Komponenten des Mischwassers sind Einträge aus Spülwässern, Putzwässern und Lebensmittelresten verantwortlich. Eine Untersuchung aus Frankreich zeigt, dass die PAK-Belastung im Zulauf der Kläranlage bei Regenwetterbedingungen stark erhöht ist. Dies wird als Hinweis auf die große Bedeutung der PAK-Belastungen in Niederschlagsabflüssen gewertet [Blanchard et al., 2001]. Insgesamt liegen aber äußerst wenige Messungen zur PAK-Belastung im Schmutzwasserabfluss bzw. im Zulauf von Kläranlagen vor [Manoli und Samara, 1999, zitiert in Birkett und Lester 2003].

Grundsätzlich können PAK in der Kläranlage durch die Prozesse der Feststoffentfernung und des biologischen Abbaus zurückgehalten werden. Die Untersuchungsergebnisse zum möglichen biologischen Abbau in der biologischen Stufe der Kläranlage sind uneinheitlich und abhängig von der Betrachtung der Einzelverbindungen. Viele Autoren gehen davon aus, dass die Hauptrückhaltewirkung in der Adsorption an den Schlamm besteht, dem biologischen Abbau (aerob/anaerob) wird nur eine geringe Bedeutung zugemessen [van Luin und van Starckenburg, 1984; Byrns, 2001]. Teilweise wurde sogar eine Zunahme der PAK-Belastung in der Belebungsstufe beobachtet; als Ursache wird eine biosynthetische Bildung diskutiert [Haritopoulou, 1996]. In Untersuchungen auf verschiedenen Kläranlagen wurde für Benzo[a]pyren eine Rückhalteleistung von 68 bis 99 % (Mittelwert 88 %) ermittelt [Rippen, 1987].

In Abbildung 3-20 und Abbildung 3-21 sind Konzentrationen an PAK und eines wichtigen Einzelstoffes, das besonders toxische Benzo[a]pyren der wichtigsten Niederschlagsabflüsse im Vergleich zu Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen dargestellt.

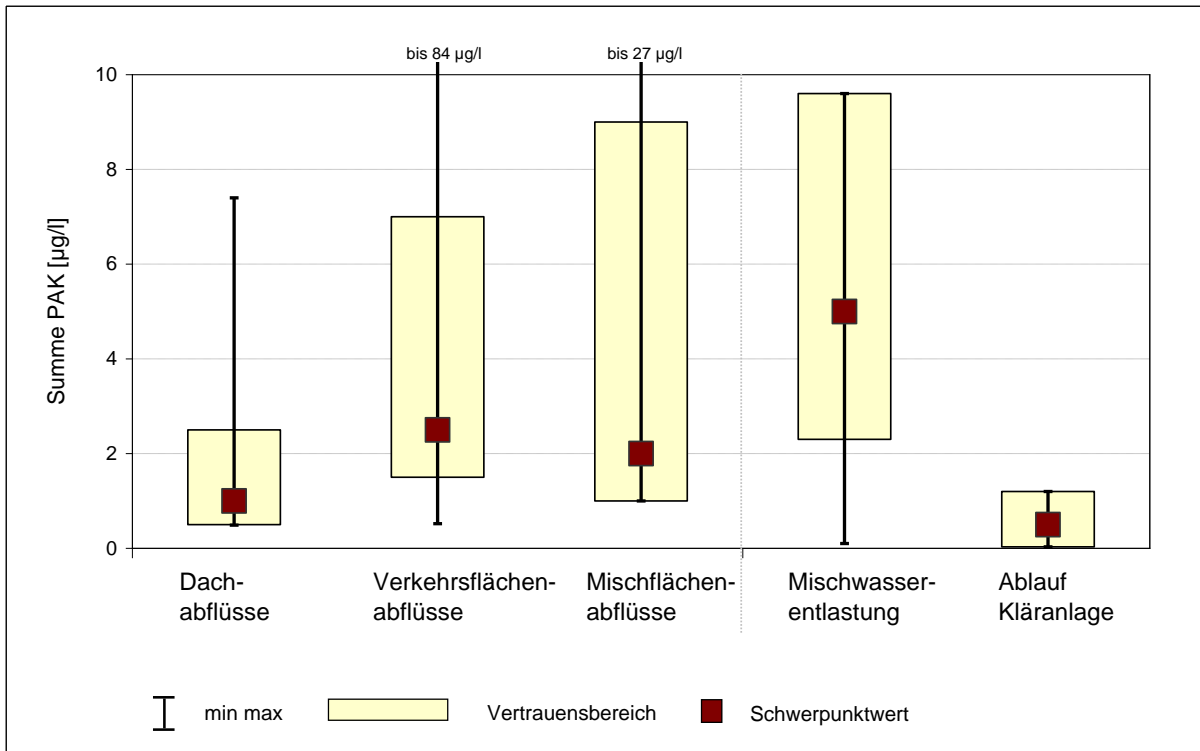


Abbildung 3-20: *Aufkommen PAK (Basis: Summe 16 Einzelverbindungen) in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen*

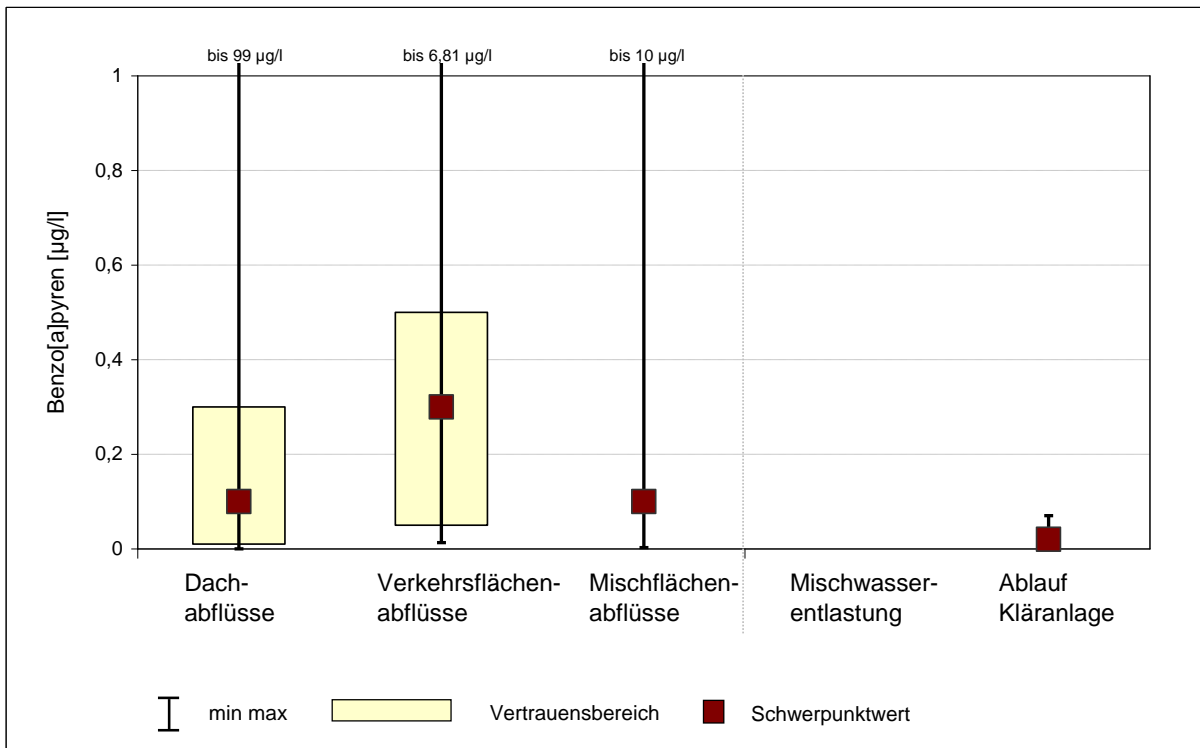


Abbildung 3-21: *Aufkommen B[a]P in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen*

3.6.3 Vorschlag Schwerpunktwerte

Tabelle 3-6: *Vorschlag Schwerpunktwerte für ausgewählte organische (Schad-)Stoffe; PAK: Summe 16 Einzelverbindungen, Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe); Werte in Klammern: oberer/unterer Wertebereich*

Matrix	PAK [µg/l]	Benzo[a]pyren [µg/l]
Dachabfluss	1,0 (0,5-2,5)	0,1 (0,01-0,3)
Verkehrsflächenabfluss	2,5 (1,5-7,0)	0,3 (0,05-0,3)
Mischflächenabfluss	2,0 (1,0-9,0)	-

3.7 Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)

3.7.1 Allgemeines

Bei möglichen Quellen von Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) aus Benzin oder Diesel-/Heizöl stehen verschiedene Substanzen bzw. Substanzgruppen im Vordergrund. Beim Benzin sind es die kürzerkettigen C₅-C₁₂ Alkane und Aromaten und Methyltertiärbuthylether, während beim Diesel-/Heizöl die längerkettigen C₉-C₁₇ Alkane dominieren. Da sich die Vielzahl an möglichen Einzelverbindungen der MKW nur mit hohem Aufwand detektieren lässt, wurden sie in der Vergangenheit als Summenparameter bestimmt.

Die bisher in Wassermedien verwendete DEV-H-18-Methode [DIN 38409 Teil 18, 1981] extrahiert MKW mit einem fluorhaltigen Extraktionsmittel aus Wassermatrizes. Insgesamt werden bei der Anwendung dieser Methode auch Anteile der biogenen Fraktion mit erfasst. Wegen des umwelttoxikologisch bedenklichen Einsatzes von fluorhaltigen Extraktionsmitteln und Problemen mit der Bestimmungsgrenze wurden ab 2001 die Ersatzmethoden Kohlenwasserstoff-Index [ISO 9377-1. und 2. 2000] eingeführt. Diese neuen Methoden, die Eingang in die mittlerweile in Deutschland verwendete DEV H 53 [2001] gefunden haben, arbeiten mit fluorlosen Extraktionsmitteln und lassen eine andere Detektionsmethode, die Gaschromatographie zu, die das Auffinden von Einzelstoffen ermöglicht. Die hierdurch ermittelte Summe ist aber nicht direkt vergleichbar mit der DEV-H-18-Methode. Die Beschreibung der unterschiedlichen Bestimmungsmethoden macht deutlich, dass Daten zur MKW-Belastung in verschiedenen Matrizes nicht ohne Informationen zur gewählten Analytikmethode bewertet werden dürfen. In der Tendenz lässt sich bei aller Unterschiedlichkeit der Analysemethoden sagen, dass die neueren Methoden zu niedrigeren Befunden führen, da sie spezifischer mineralölbürtige Substanzen der Kohlenwasserstoffe detektieren.

Im Hinblick auf humantoxische Effekte ist bei vielen Einzelverbindungen der MKW von einer geringen Relevanz auszugehen. Für die Wirkpfade Grundwasser/Trinkwasser sind es vor allem geschmackliche (Geschmacksschwellenwert 10 bis 100 µg/l) und geruchliche Gründe, die für die Festlegung von Grenz-/Richtwerten verantwortlich sind.

In Oberflächengewässern können MKW ein Sauerstoffdefizit durch die Verhinderung des Gasaustausches in der Wasser/Luft-Phase bewirken. Durch die anschließende CO₂-Anreicherung findet eine Versauerung der Zellflüssigkeit statt. Des Weiteren haben MKW mechanische Wirkungen. So kann unter bestimmten Bedingungen die Sauerstoffaufnahme durch das Verkleben der Atemorgane der Wasserorganismen verhindert werden.

3.7.2 Aufkommensdaten

Der überwiegende Anteil der Untersuchungen zu MKW wurde in Niederschlagsabflüssen und hierbei insbesondere in **Verkehrsflächenabflüssen** durchgeführt. Dabei geht man von der besonderen Belastung dieser Flächen durch Verkehrsemissionen (z.B. Tropfverluste) aus. In Deutschland dominieren Untersuchungen an Autobahnen, die zum Großteil aus den 80er und 90er Jahren stammen. In diesen Studien wurde überwiegend die Methode nach H-

18 angewendet. Erst neuere Daten basieren auf der H-53-Methode oder berücksichtigen nur eine Teilfraktion der MKW (Alkane bestimmter Kettenlänge) [z.B. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1999 und 2001; Grotehusmann und Kasting, 2002]. Leider finden sich in vielen Publikationen zur MKW-Problematik in Straßenabflüssen keine genauen Angaben zur verwendeten Methode, was einen Vergleich der Ergebnisse erschwert.

Detaillierte Untersuchungen zu Belastungen durch Kohlenwasserstoffe (KW) in Parkplatzabflüssen wurden von Hoffmann et al. [1982] durchgeführt. In Konzentrationsganglinien von Niederschlagsabflüssen zeigte sich, dass KW deutliche first-flush-Effekte aufweisen. Dies ist zunächst überraschend, da Substanzen mit first-flush-Verläufen eher lösliche Stoffe sind und bei den KW eher von einem partikeldominierten Transport ausgegangen wird. Die Trockenzeit scheint keinen wesentlichen Einfluss auf die abgetragenen Mengen zu haben. Als wichtige Quelle von KW in Oberflächenabflüssen wurden Motorenölverluste am Fingerprint der Gaschromatographie eindeutig identifiziert. Signifikante Anteile der Kohlenwasserstoffe finden sich nach dieser Untersuchung an kleinen Partikeln. Trotzdem wird davon ausgegangen, dass sich der überwiegende Teil in der absetzbaren Fraktion befindet, also durch Sedimentation entfernbar ist [Hoffmann et al., 1982].

Im Unterschied hierzu gehen Xanthopoulos und Hahn [1993] von MKW-Belastungen in Straßenabflüssen aus, die sich überwiegend in feinen - also schwer absetzbaren - Kornfraktionen anreichern.

Mögliche Quellen der in Schmutzwasser enthaltenen Kohlenwasserstoffe beschreiben Koppe und Stozek [1998]. Diese können aus dem Haushalt stammen; z.B. gehört das Squalen ($C_{30}H_{50}$) zu den ungesättigten aliphatischen Kohlenwasserstoffen, das in tierischen Fetten und in der menschlichen Haut vorkommt. Inwieweit diese nicht direkt aus Mineralöl stammenden Kohlenwasserstoffe durch die oben beschriebenen Bestimmungsmethoden zur MKW-Belastung mit erfasst werden, ist offen. Allerdings enthält auch das Schmutzwasser mineralölbürtige Kohlenwasserstoffe. Aus Wäschereien (Arbeitskleidung) und Kleingewerbe (z.B. KfZ-Werkstätten) können durch Indirekteinleiter erhebliche Mengen an MKW eingetragen werden [Koppe und Stozek, 1998].

Untersuchungen zur Verteilung von Kohlenwasserstoffen (Hydrocarbons) in Mischwasser wurden von Chebbo et al. [1999] in Frankreich durchgeführt. In der Innenstadt von Paris wurden in verschiedenen Abwasserarten (Dachabfluss, Straßenabfluss, Mischwasser, Schmutzwasser) die Kohlenwasserstoffe als Summe aus aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen bestimmt; genauere Angaben zur verwendeten Bestimmungsmethode sind nicht aufgeführt.

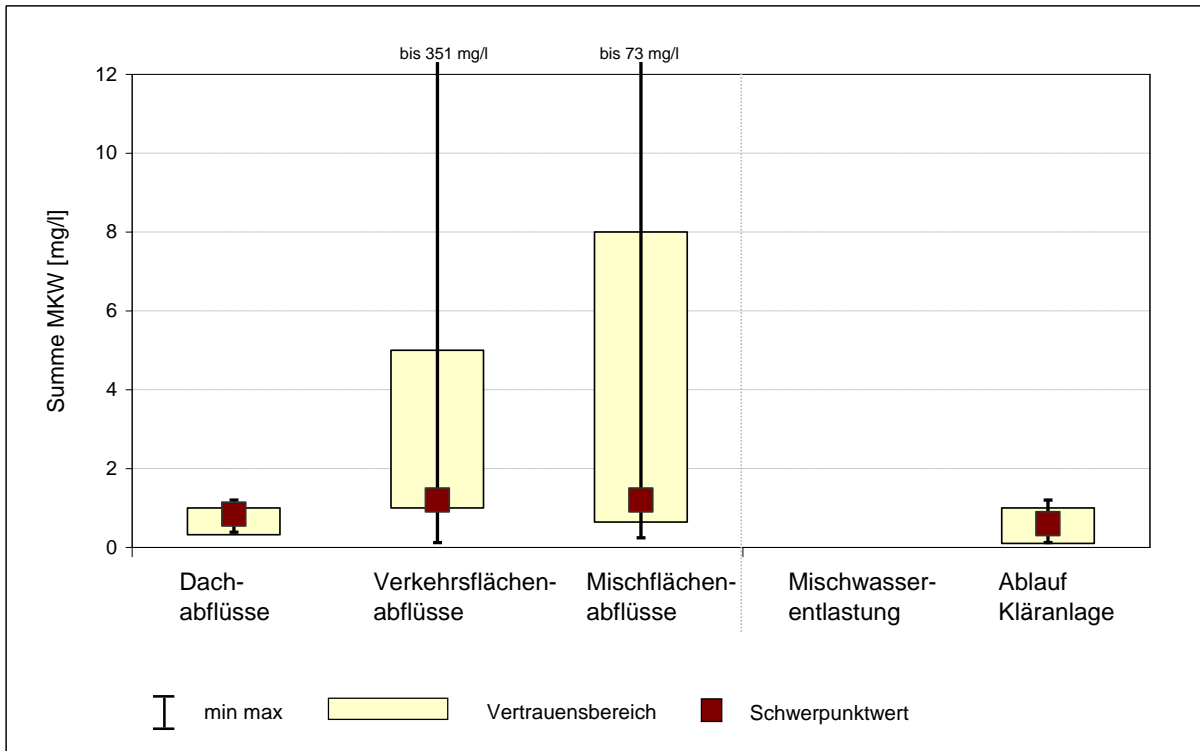


Abbildung 3-22: Aufkommen MKW in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen

3.7.3 Vorschlag Schwerpunktwerte

Tabelle 3-7: Vorschlag Schwerpunktwerte für MKW; Werte in Klammern: oberer/unterer Wertebereich

Matrix	MKW [mg/l]
Dachabfluss	0,7 (0,32-1,0)
Verkehrsflächenabfluss	1,0 (1,0-5,0)
Mischflächenabfluss	1,0 (0,6-8,0)

3.8 Chlorid

3.8.1 Allgemeines und Aufkommen

Der Salzgehalt in Verkehrsflächenabflüssen (insbesondere Chlorid) kann in der Wintersaison durch den Einsatz von Streusalzen in erhöhten Konzentrationen auftreten.

Mögliche Effekte von erhöhten Salzgehalten in Niederschlagsabflüssen beziehen sich primär auf Oberflächengewässer. Hier sind geringere Konzentrationen für die aquatische Biozönose unbedenklich. Erhöhte Chloridkonzentrationen in Fließgewässern können allerdings zu einer Änderung der Besiedlung in dem betroffenen Gebiet führen. So werden bei Chloridkonzentrationen von 200 bis 400 mg/l bereits Änderungen der Besiedlung festgestellt. Während Fische in der Regel noch nicht betroffen sind, fehlen bereits empfindliche Arten des Makrozoobenthos. Bei Konzentrationen von 400 bis 1.000 mg/l kann sich nur noch eine Biozönose entwickeln, die hinsichtlich der Artenzusammensetzung und Artenzahl merklich reduziert ist. Bei Chloridgehalten um 1.000 bis 2.500 mg/l bestehen die aquatischen Lebensgemeinschaften in erster Linie aus salztoleranten Arten mit der Tendenz zu Massenentwicklung. Die Fischfauna beschränkt sich auf adulte Individuen besonders toleranter Arten und die Lebensbedingungen für die meisten Süßwasserarten sind deutlich herabgesetzt [Friedrich und Seuter, 2000].

Insgesamt ist man sich in Fachkreisen jedoch einig, dass Chlorid in der Regel kein Problemstoff bei Einleitung von Niederschlagsabflüssen in ein Oberflächengewässer darstellt.

In Bezug auf die Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüssen können sich jedoch unter bestimmten Bedingungen zwei andere Probleme bedingt durch erhöhte Salzbelastungen ergeben. Insbesondere in Behandlungsanlagen, die mit einer Filtration oder einem Ionenaustauscher ausgestattet sind, können erhöhten Chloridzulaufbelastungen zur Kolmation und damit zum Ausfall der Anlage führen. Des Weiteren können erhöhte Chloridgehalte bereits im Filtermaterial sorbierte Schadstoffe (z.B. Schwermetalle) wieder auswaschen.

Um diese Effekte bei den Prüfverfahren für Verkehrsflächenabflüsse nachzustellen, ist es wichtig die Aufkommensdaten von Chlorid in den wichtigsten Niederschlagsabflüssen zusammenzustellen, um so sinnvolle Zulaufbelastungen für das Prüfverfahren zu generieren.

Wie die Konzentrationsbereiche in Abbildung 3-23 zeigen, sind die Verkehrsflächenabflüsse deutlich höher mit Chlorid belastet als andere Abflussarten. Besonders deutlich sind die Spitzenbelastungen von über 7.000 mg/l in den Winterzeiten. Dieser Wert kann als erste Größenordnung für die Abbildung von Salzbelastungen bei Verkehrsflächenabflüssen dienen.

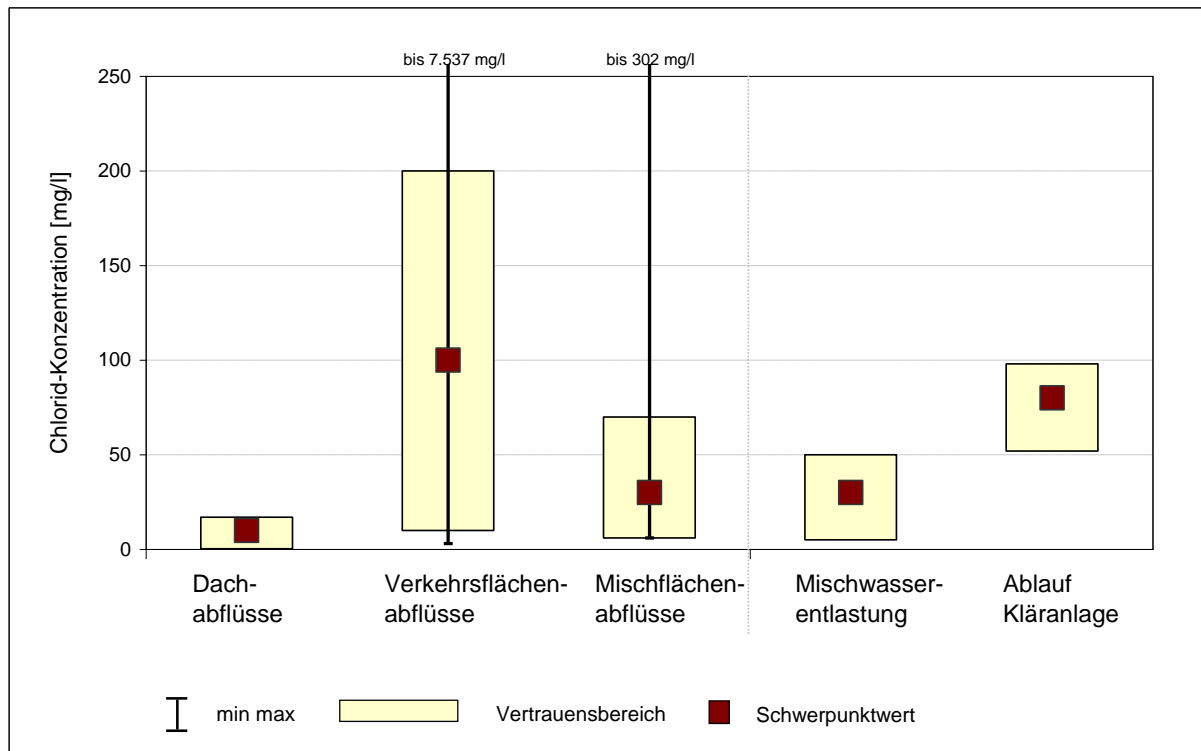


Abbildung 3-23: *Aufkommen Chlorid in Niederschlagsabflüssen von Dächern, Verkehrsflächen und Mischflächen sowie Mischwasserentlastungen und Kläranlagenabläufen*

3.8.2 Vorschlag Spitzenwert für Prüfung

Tabelle 3-8: *Vorschlag Spitzenwert für Chlorid*

Matrix	Chlorid [mg/l]
Verkehrsflächenabfluss	7.000 (Spitzenwert)

3.9 Fazit Kapitel Aufkommensdaten

In allen Niederschlagabflüssen ist eine Vielzahl von Stoffparametern identifiziert worden. Dabei ist die Datenlage extrem unterschiedlich. Dies gilt einmal beim Vergleich der verschiedenen Parameter. So sind bei den „klassischen“ Abwasserparametern (z.B. CSB) meist viele Untersuchungen verfügbar, während die Datenlage bei einigen organischen Schadstoffen (z.B. PAK) sehr schlecht ist. Auch innerhalb eines Parameters (z.B. Schwermetalle) ist die Datenlage je nach betrachteter Abflussart unterschiedlich. So sind in Verkehrsflächenabflüssen im Unterschied zu den Mischflächenabflüssen relativ häufig Schwermetalle untersucht worden. Ein weiteres Problem ist die Vergleichbarkeit von Messwerten, die durch unzureichende Dokumentation oder die Verwendung von unterschiedlichen Probennahme- und Analytikverfahren erschwert wird.

In der Gesamtschau sind dennoch Tendenzaussagen zum Aufkommen von relevanten Stoffparametern möglich. Insbesondere ermöglicht die Zusammenstellung einen Vergleich der Belastungssituation innerhalb eines Parameters zwischen verschiedenen Abflussarten. Des Weiteren liefert die Datenauswertung eine Grundlage zur Auswahl der maßgeblichen Stoffparameter. In Tabelle 3-9 sind die wichtigsten Stoffparameter (Schwerpunktwerte) in den Niederschlagsabflüssen aufgeführt. Das Element „Blei“ wurde aufgrund zunehmend sinkender Konzentrationen durch Maßnahmen zur Verringerung an den Quellen (z.B. bleifreies Benzin) als nicht mehr relevant in Niederschlagsabflüssen eingestuft. Diese Auflistung stellt lediglich eine vorläufige rein nach Aufkommensaspekten ermittelte Auswahl dar. In den folgenden Kapiteln wird eine weitere Reduzierung vorgenommen. Die Kriterien hierzu orientieren sich an wirkungsbezogenen und versuchspraktischen Aspekten.

Tabelle 3-9: Zusammenstellung maßgebliche Stoffparameter (Bewertungskriterium: Aufkommensrelevanz)

Matrix	AFS [mg/l]	AFS _{fein} [mg/l]	TOC [mg/l]	CSB [mg/l]	Ges-P [mg/l]	Cu [µg/l]	Zn [µg/l]	Cd [µg/l]	PAK [µg/l]	MKW [mg/l]
Dachabfluss	50	50	15	50	0,2	100	600	0,8	1,0	0,7
Metalldachabfluss	50	50	15	50	0,2	3.000	6.000	0,8	1,0	0,7
Verkehrsflächenabfluss	200	100	20	100	0,5	80	440	5,0	2,5	1,0
Mischflächenabfluss	150	80	20	100	0,8	80	500	2,5	2,0	1,0

4 Anforderungen und Zielgrößen

Bislang existieren keine rechtlich verbindlichen Zielgrößen und Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagsabflüssen in Grund- und Oberflächengewässer.

Bei der Einleitung in das **Grundwasser** werden oftmals hilfsweise die Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung [BBodSchV, 1999] angewendet. Nach dem Entwurf des „Anhangs Niederschlagswasser“ dürfte z.B. Niederschlagswasser nur versickert werden, wenn die Prüfwerte der BBodSchV im Ablauf einer Behandlungsanlage eingehalten sind. In den bisher verfügbaren Prüfmethode für Behandlungsanlagen werden aber nicht alle Parameter der BBodSchV berücksichtigt. Bei der Prüfmethode für Metaldachabflüsse, wie sie vom Bayerischen Landesamt für Umwelt entwickelt wird, sind als Parameter beispielsweise nur AFS, Kupfer und Zink vorgesehen [Welker et al., 2008]. Weiterhin wird aus versuchspraktischen Gründen in einigen Fällen eine divergierende Anforderung (zulässige Prüfkonzentration) angesetzt, da der Prüfwert der BBodSchV oft im Bereich der Bestimmungsgrenze liegt [DIBt, 2005].

Für die Einleitung in **Oberflächenwasser** werden maßgebliche Anforderungen derzeit diskutiert. Dabei zeigt sich, dass weder die zu berücksichtigenden Parameter noch deren Grenzwerte bislang ausreichend fachtechnisch geprüft wurden.

Daher soll in diesem Arbeitsschritt eine umfassende Erörterung und Bewertung geeigneter Zielgrößen und Anforderungen durchgeführt werden, die die aktuelle Diskussion zu rechtlichen Entwicklungen, zur ökotoxikologischen Relevanz sowie zur Verfügbarkeit von Aufkommensdaten berücksichtigen. In Verbindung mit den Ergebnissen der vorangegangenen Kapitel werden Prüfkriterien (Parameter, Anforderungen unter Prüfbedingungen) für die Prüfverfahren festgelegt. Der Fortgang der aktuellen Fachdiskussionen, insbesondere in der BL-AG „Regenwasser“ zum „Anhang Niederschlagswasser“, wird hierbei berücksichtigt.

4.1 Boden/Grundwasser (Institut für Wasserforschung GmbH, Dortmund)

4.1.1 Fragestellung und Datengrundlage

Im Entwurf des Anhangs Niederschlagswasser [Stand 04.06.2008] wird für eine Einleitung des Niederschlagsabflusses in das Grundwasser als Anforderung formuliert, dass eine Versickerung nur vorgenommen werden darf, wenn generell die Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung [BBodSchV 1999] für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser im Ablauf einer Behandlungsanlage eingehalten werden [BLAG, 2008]. In früheren Entwürfen wurden als Vorgabe an Niederschlagswassereinleitungen für die Einleitstelle „Boden und Grundwasser“ noch die Einhaltung bestimmter Konzentrationen für ausgewählte Stoffparameter gefordert (z.B. Cu, Pb, Zn, MKW, BTEX im Entwurf vom 21.08.2005).

Gemäß Entwurf Anhang Niederschlagswasser [Blag, 2008, Stand 04.06.2008] gilt die Anforderung im Ablauf einer Behandlungsanlage über die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser dann als eingehalten, wenn über eine ausreichend dimensionierte bewachsene Bodenzone versickert wird oder die Anlagen bauaufsichtlich zugelas-

sen bzw. nach dem Stand der Technik bemessenen worden sind und nach Maßgabe der jeweiligen Zulassung eingebaut, betrieben und gewartet werden. Die Abbildung 4-1 zeigt gemäß Entwurf Anhang Niederschlagswasser schematisiert am Beispiel der Parameter Zink, Kupfer, Blei und PAK's den vorgesehenen Bewertungsmaßstab nach Bundesbodenschutzverordnung. Dabei werden die anzuwendenden Prüfwerte des Pfades Boden – Grundwasser vom ordnungsgemäßen Beurteilungsort Übergang ungesättigte/gesättigte Zone auf den Ablauf einer Niederschlagswasserbehandlungsanlage verlegt.

Fehler! Es ist nicht möglich, durch die Bearbeitung von Feldfunktionen Objekte zu erstellen.

Abbildung 4-1: Gemäß Anhang Niederschlagswasser vorgesehener Bewertungsmaßstab für den Ablauf von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung nach BBodSchV 1999 (BO = Beurteilungsort, PW = Prüfwert)

Im Rahmen der Entwicklung eines langfristig ausgelegten Prüfdesigns für dezentrale Behandlungsanlagen im Zulassungsverfahren ist zu beachten, ob dieser schutzgutorientierte Bewertungsmaßstab über die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser zukünftig und absehbar weiter seine Gültigkeit behält bzw. ob die Fokussierung auf diese ausgewählten Parameter und die im Ablauf der Behandlungsanlagen einzuhaltenden Konzentrationen grundsätzlich für signifikante Beschaffenheitsbeeinflussungen des zu betrachtenden Schutzgutes relevant sind. Hier stellt sich insbesondere die Frage, welche Entwicklungen (z.B. Novellierung BBodSchV, Geringfügigkeitsschwellenkonzept der LAWA, EG-Grundwasserrichtlinie, Grundwasserverordnung, Novellierung Wasserhaushaltsgesetz) sind hier möglicherweise zu erwarten und wie müssen sie eventuell im zu entwickelnden Prüfdesign berücksichtigt werden?

Im Folgenden werden die derzeit geltenden, relevanten stofflichen Bewertungsmaßstäbe für die zu betrachtenden Medien Boden und Grundwasser sowie die gegenwärtig politisch und in der Fachöffentlichkeit diskutierten Änderungsvorschläge anhand vorliegender, z.T. auch nicht veröffentlichter Diskussionspapiere und Verordnungsentwürfe zusammengestellt. Vor dem Hintergrund der potentiellen stofflichen Belastung der zu behandelnden Niederschlagsabflüsse werden im Abgleich mit den derzeitigen (bzw. auch den in Diskussion befindlichen) Anforderungen eines präventiven Boden- und Grundwasserschutzes die Einbeziehung und Eignung bestimmter Parameter als Ziel- bzw. Prüfgrößen innerhalb der Wirkungskontrolle von zu prüfenden Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung diskutiert.

4.1.2 Wirkungspfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV

Die Bundesbodenschutzverordnung [BBodSchV, 1999] enthält für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser in Anhang 2, Abschnitt 3.1 zwei Tabellen, "Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes".

Zur Anwendung der Prüfwerte wird u.a. ausgeführt, dass sie für den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Bodenzone gelten (Ort der Beurteilung, s. Abbildung 4-2) und bei der Bewertung Veränderungen der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser beim Durchgang durch die ungesättigte Bodenzone sowie die Grundwasserflurabstände und

deren Schwankungen zu berücksichtigen sind. Ebenso ist bei Anwendung der Prüfwerte die geogen bedingte Hintergrundsituation der jeweiligen Grundwasserregion einzubeziehen.

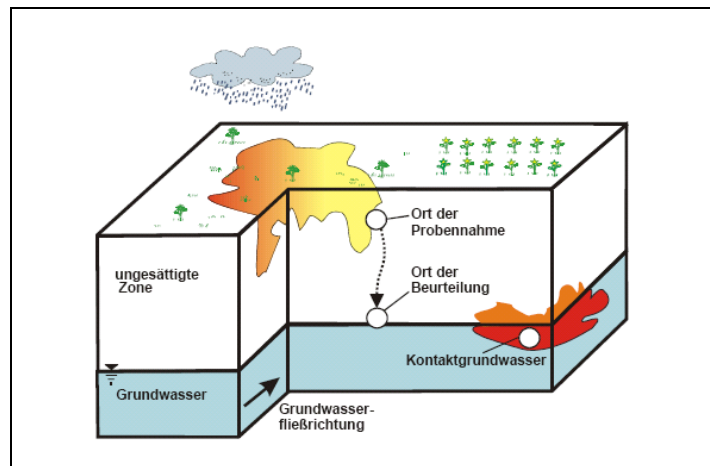


Abbildung 4-2: Ort der Beurteilung für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV [LABO 2003]

Da der Ort der Beurteilung nicht unbedingt mit dem Ort der Probenahme übereinstimmen muss, wie zum Beispiel bei einer oberflächennahen Ablagerung, sieht die BBodSchV die Durchführung einer Sickerwasserprognose vor. Dieses Vorgehen impliziert für das Sickerwasser die Betrachtung und Einbeziehung des Rückhalte- und Abbauvermögens der ungesättigten Zone wie in Abbildung 4-3 dargestellt.

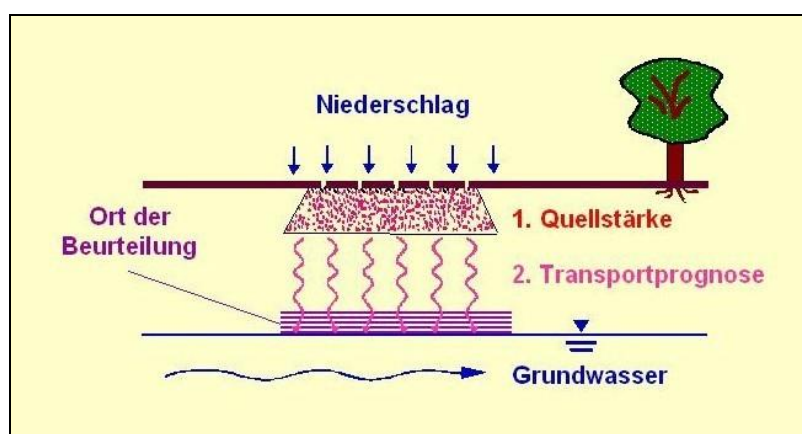


Abbildung 4-3: Sickerwasserprognose nach BBodSchV mit Ermittlung der Quellstärke und der anschließenden Transportprognose

Somit wird die ermittelte Quellstärke eines abgelagerten bzw. eingesetzten Materials über eine Transportprognose in ihrer Entwicklung in der ungesättigten Zone (Einbeziehung des

Rückhalte- und Abbauvermögens) betrachtet und am Ort der Beurteilung einer Bewertung über die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser ausgesetzt.

Entsprechend der Vorgaben des Entwurfs des Anhangs Niederschlagswasser [BLAG, 2008, Stand 21.02.2008] muss der Ablauf einer Anlage zur Niederschlagswasserbehandlung bereits in seiner Quellstärke die Vorgaben (Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser) für den Ort der Beurteilung nach BBodSchV erfüllen. Eine weitergehende Transportprognose unter Einbeziehung des Rückhalte- und Abbauvermögens der ungesättigten Zone bis hin zum Übergang zur gesättigten Zone ist hier unter Vorsorgegesichtspunkten nicht vorgesehen. Von daher wird hier, bezogen auf die Prüfwerte der Ort der rechtlichen Beurteilung auf einen Punkt direkt unterhalb einer Behandlungsanlage vorverlegt. Der Sickerraum als Reaktionsraum zwischen Behandlungsanlage und gesättigter Zone mit seiner natürlichen Immobilisations- und Filterfunktion in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften Bodenart und Grundwasserstand bleiben auf diese Weise unberücksichtigt (s.a. Abbildung 4-1).

Wie bereits angeführt, soll die Gefahrenbeurteilung für das Grundwasser über den Wirkungspfad Boden - Sickerwasser - Grundwasser bodenschutzrechtlich durch Schadstoffkonzentration im Sickerwasser bewertet werden. Die Gefahrenbeurteilung soll dabei gemäß der Begründung der Bundesregierung zur BBodSchV (Aug. 1998) feststellen, ob mit hinreichender Wahrscheinlichkeit davon auszugehen ist, dass bei ungehindertem Geschehensablauf in absehbarer Zeit, also sofort oder später, ein Schaden für das Grundwasser einsetzt. Im Rahmen der Verordnungsentwicklung wurden die fachlichen Kriterien sowie die entsprechenden Prüfwerte, die die Gefahr für das Grundwasser beschreiben, von einer gemeinsamen Arbeitsgruppe der LAWA, LABO und LAGA festgelegt. Dabei haben sich die Ableitungsmaßstäbe für die Prüfwerte aus dem Wasserrecht ergeben. Weiterhin wurde davon ausgegangen, dass es im Wasserrecht und im Bodenschutz keine unterschiedlichen Beurteilungsmaßstäbe hinsichtlich der Gefahren für das Grundwasser durch Stoffeinträge aus dem Sickerwasser des Bodens geben kann und darf.

Die in Tabelle 1-1 nach BBodSchV dargestellten Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser beinhalten anorganische und organische Parameter, wobei die analytischen Methoden zur Bestimmung der Parameter sowie Hinweise zur Probenahme in Anhang I der BBodSchV wiedergegeben sind.

Tabelle 4-1: Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser (nach BBodSchV, 1999)

Prüfwerte in µg/L für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser nach BBodSchV			
Parameter	Prüfwert	Parameter	Prüfwert
Antimon	10	Cyanid, gesamt	50
Arsen	10	Cyanid, leicht frei setzbar	10
Blei	25	Fluorid	750
Cadmium	5	Mineralölkohlenwasserstoffe ¹⁾	200
Chrom, gesamt	50	BTEX ²⁾	20
Chromat	8	Benzol	1
Kobalt	50	LHKW ³⁾	10
Kupfer	50	Aldrin	0,1

Molybdän	50	DDT	0,1
Nickel	50	Phenole	20
Quecksilber	1	PCB, gesamt ⁴⁾	0,05
Selen	10	PAK, gesamt ⁵⁾	0,2
Zink	500	Naphthalin	2
Zinn	40		
1) n-Alkane (C10...C39), Isoalkane und aromatische Kohlenwasserstoffe			
2) Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol, Styrol, Cumol)			
3) Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (Summe der halogenierten C1- und C2-Kohlenwasserstoffe)			
4) PCB, gesamt: Summe der polychlorierten Biphenyle; in der Regel Bestimmung über die 6 Kongenere nach Ballschmiter gemäß Altöl-VO (DIN 51527 multipliziert mit 5; ggf. z. B. bei bekanntem Stoffspektrum einfache Summenbildung aller relevanten Einzelstoffe (DIN 38407-3-2 bzw. -3-3)			
5) PAK, gesamt: Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ohne Naphthalin und Methylnaphthalin; in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US-EPA ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z.B. Chinoline)			

4.1.2.1 Novellierung der BBodSchV

Im Jahr 2005 wurde von der Bundesregierung beschlossen, die im Juli 1999 in Kraft getretene Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) auf Basis von mehr als 6 Jahren Vollzugserfahrung und des in einigen Bereichen fortgeschrittenen Erkenntnisstandes über eine Änderungsverordnung anzupassen bzw. zu novellieren. Neben rechtlichen Konkretisierungen waren die Kernelemente der beabsichtigten Änderung

- die Anpassung des Anhanges 1 (Untersuchung, Probennahme, Messmethodik) und des Anhanges 2 (Bewertung, Harmonisierung der Vorsorge-, Prüf- und Messwerte) an den aktuellen Erkenntnisstand sowie
- neue Regelungen zur Verwendung von Bodenmaterial für bodenähnliche Zwecke.

Experten aus Bundesinstitutionen und Landesbehörden haben in mehrjähriger Arbeit in 10 Themengruppen sukzessiv einen Novellierungsvorschlag erarbeitet und mit den Ländern erörtert [Änderungsverordnung, Entwurf 2007/2008].

Für den Wirkungspfad Boden - Grundwasser wurde für ein ausgewähltes Stoffspektrum eine Harmonisierung der Prüfwerte mit den von der LAWA in 2004 vorgelegten Geringfügigkeitsschwellenwerten geprüft. Ebenso wurde auch die Frage bearbeitet, ob und wie durch Einführen geeigneter Anwendungsregeln der Prüfaufwand im Hinblick auf eine in Betracht kommende Grundwasserverunreinigung zu vereinfachen, praktikabel zu halten bzw. zu minimieren ist. Die Ergebnisse im Entwurf der Änderungsverordnung von 2007/2008 sahen vor, die Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS der LAWA als Prüfwerte für den Übergangsbereich zwischen der wasserungesättigten und der wassergesättigten Zone (Ort der Beurteilung) zu übernehmen und zusätzlich Prüfwerte in Abhängigkeit des Humusgehaltes des Bodens für die Beurteilung der Auslaugbarkeit von Schadstoffquellmaterialien einzuführen und im Einzelfall auch die Prozesse auf dem Transportweg (Sickerwasserprognose, Berücksichtigung des Rückhalte- und Abbauvermögen in der ungesättigten Zone) in eine Bewertungsbetrachtung einzubeziehen.

In der Tabelle 4-2 sind im Vergleich für ausgewählte Parameter die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser der derzeit gültigen BBodSchV (1999) und die im Entwurf

2007/2008 der Änderungsverordnung zur BBodSchV aufgeführten Prüfwerte zusammengestellt. Die Abbildung 4-4 zeigt exemplarisch an Hand der Parameter Zink, Kupfer, Blei und PAK's schematisiert die Projektion des Entwurfs der Änderungsverordnung zur BBodSchV von 2007/2008 als möglichen Bewertungsmaßstab für den Ablauf von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung.

Tabelle 4-2: *Ausgewählte Prüfwerte in µg/l für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser nach BBodSchV (1999) im Vergleich mit den Prüfwerten des Entwurfs der Änderungsverordnung 2007/2008 zur BBodSchV*

Parameter	Prüfwerte Wirkungspfad Boden – Grundwasser n. BBodSchV, 1999	Prüfwerte für Eluate und Perkolate zur Beurteilung von Böden und Bodenmaterial nach Entwurf Änderungsverordnung 2007/2008 zur BBodSchV		Prüfwerte für das Sickerwasser am Ort der Beurteilung nach Entwurf Änderungsverordnung 2007/2008 zur BBodSchV
		Humusgehalt < 1%	Humusgehalt > 1%	
Antimon	10	5	5	5
Arsen	10	10	10	10
Blei	25	9	50	7
Cadmium	5	2,5	5	0,5
Kobalt	50	28	40	8
Kupfer	50	14	24	14
Molybdän	50	35	35	35
Nickel	50	20	20	14
Quecksilber	1	0,2	0,2	0,2
Selen	10	7	7	7
Zink	500	120	200	58
Zinn	40	40	40	40

Unter der Annahme einer Verwendung der Prüfwerte für Eluate und Perkolate zur Beurteilung von Böden und Bodenmaterial nach dem Entwurf 2007/2008 der Änderungsverordnung zur BBodSchV als möglicher Bewertungsmaßstab für den Ablauf von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung wäre insbesondere bei humusarmen Böden eine signifikante Verschärfung der Prüfwerte z.B. von Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink festzustellen.

Fehler! Es ist nicht möglich, durch die Bearbeitung von Feldfunktionen Objekte zu erstellen.

Abbildung 4-4: *Entwurf der Änderungsverordnung zur BBodSchV von 2007/2008 als Bewertungsmaßstab für den Ablauf von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung (BO = Beurteilungsort, PW = Prüfwert)*

Der ursprüngliche Zeitplan für die Novellierung sah vor, dass im Jahr 2007/2008 nach Fertigstellung einer Arbeitsversion der Änderungsverordnung zur BBodSchV Abstimmungsgespräche mit einzelnen Ressorts, Ländern und Wirtschaft stattfinden und im Laufe des Jahres 2008 im Zusammenhang mit der Verabschiedung des vorgesehenen Umweltgesetzbuches als Rechtsgrundlage der Beginn des förmlichen Rechtsetzungsverfahrens erfolgt.

Mit dem Scheitern des Umweltgesetzbuches im Februar 2009 war die im Rahmen der Novellierung der Bundesbodenschutzverordnung unter anderem vorgesehene Harmonisierung und Ergänzung der Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser mit den Geringfügigkeitsschwellenwerten GFS der LAWA zunächst in naher Zukunft nicht mehr zu erwarten. Mit Priorität wurden die Verabschiedung des neuen WHG und die Umsetzung der EU-Grundwasserrichtlinie in eine nationale Grundwasserverordnung belegt. Ebenso war und ist der Zusammenhang zur zukünftigen Ersatzbaustoffverordnung zu sehen, in der insbesondere aus wirtschaftlichen Interessenlagen der Ort der Beurteilung der Sickerwasserbeschaffenheit und die Anwendung der Geringfügigkeitsschwellenwerte ebenfalls von erheblicher Relevanz sind. Auch hier wird beim nächsten Arbeitsentwurf der Ersatzbaustoffverordnung im Kontext mit der nationalen Grundwasserverordnung erwartet, dass die Geringfügigkeitsschwellenwerte beim Eintritt in das Grundwasser gemessen werden sollen. Zudem ist vorgesehen bei den Untersuchungsmethoden für die einzubauenden und zu bewertenden Materialien von den bislang üblichen Schüttelversuchen mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 10:1 auf Säulenverfahren mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 2:1 umzustellen. Der Eluaterstellung in Säulenverfahren wird gegenüber den Schüttelverfahren nach vergleichenden Untersuchungen eine höhere Repräsentativität und Reproduzierbarkeit eingeräumt [Susset und Leuchs, 2008].

Nach Einschätzungen auf fachpolitischer Ebene ist nach einer Verabschiedung der Grundwasserverordnung für eine Novellierung der BBodSchV frühesten zum Ende des Jahres 2010 bzw. Anfang des Jahres 2011 ein neuer, zu diskutierender Verordnungsentwurf des Bundes zu erwarten, wobei eine inhaltliche Entwicklung und Ausgestaltung derzeit nur bedingt vorhersehbar ist. Wenn in der nationalen Grundwasserverordnung die Geringfügigkeitsschwellenwerte und auch ein Beurteilungsort im Bereich des Übergangs von der ungesättigten zur gesättigten Zone oder im Grundwasser unmittelbar an seiner Oberfläche verankert werden, stellt sich auf jeden Fall für die Schnittstelle Boden-Grundwasser die Frage der Harmonisierung mit den Sickerwasser-Prüfwerten der BBodSchV. Allerdings ist hier nicht für alle Parameter unbedingt mit einer Gleichsetzung der Werte zu rechnen, da derzeit die zusätzliche Berücksichtigung von Sickerwasser-Hintergrundwerten und Anwendungsregeln diskutiert wird.

4.1.3 Geringfügigkeitsschwellenkonzept für das Grundwasser

Nach Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes und der Bundesbodenschutzverordnung im Jahr 1999 forderte die Umweltministerkonferenz (UMK) bereits im Oktober 2000, „dass es im Wasser- und im Bodenschutzrecht keine unterschiedlichen Beurteilungsmaßstäbe hinsichtlich der Gefahren für das Grundwasser durch Stoffeinträge aus dem Sickerwasser des Bodens geben kann“. Deshalb sollten die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser mit den wasserrechtlichen Anforderungen harmonisiert und damit Inkonsistenzen insbesondere bei der Beurteilung von Grundwasserschäden und bei der Beurteilung von Verwertungsmaßnahmen vermieden werden.

Aus der Vorgabe der UMK ist dann schwerpunktmäßig bei der LAWA in Zusammenarbeit mit der LABO und LAGA das Geringfügigkeitsschwellenkonzept entwickelt worden. Dabei wird davon ausgegangen, dass ein in das Grundwasser eingetragener Schadstoff immer gleich beurteilt wird, also unabhängig davon aus welcher Schadstoffquelle er stammt (z.B. Abfall, Bauprodukt, Verfüllmaßnahme, Altlast, Verkehrsanlage etc.). Mittelpunkt des Konzeptes sind

die Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS, die erstmals mit dem so genannten GAP-Papier in 2002 vorgestellt und Ende 2004 durch die UMK verabschiedet wurden [LAWA, 2002, [LAWA, 2004]. Die Ableitung der Geringfügigkeitsschwellenwerte erfolgte für jeden aufgeführten anorganischen und organischen Stoff sehr detailliert nach gesundheitlichen/ästhetischen Gesichtspunkten über die Trinkwasserverordnung und humantoxikologischen Daten sowie über Daten zu ökotoxikologischen Wirkungen. Damit wird für jeden einzelnen Schadstoff über einen so genannten Geringfügigkeitsschwellenwert eine Konzentration angegeben, bei der ein Grundwasser zu Trinkwasserzwecken genutzt werden kann, ohne dass aus humantoxikologischen oder geschmacklichen Gründen eine Aufbereitung erforderlich ist und auch keine relevanten ökotoxikologischen Wirkungen auftreten. Neben den human- und ökotoxikologischen Erkenntnissen wurden bei der Ableitung auch die geogen bedingten Stoffkonzentrationen im Grundwasser in verallgemeinernder Form einbezogen, um zu verhindern, dass natürliche Verhältnisse bzw. Hintergrundkonzentrationen als Belastung angesehen werden.

Wesentlich im Vergleich zum Ort der Beurteilung nach BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser ist, das aus Vorsorgegesichtspunkten beim LAWA-Geringfügigkeitsschwellenkonzept die Geringfügigkeitsschwellenwerte zunächst schon dort einzuhalten sein sollten, wo das Material in die Umwelt eingebaut wird. Damit sollte gewährleistet werden, dass gemäß § 34 Wasserhaushaltsgesetz [WHG, 2007] gebotener Vorsorge Schadstoffkonzentrationen zwischen Einbauort und Grundwasser auf Grund von Adsorptions- und anderen Rückhalteprozessen noch abnehmen und das auf das Grundwasser treffende Sickerwasser dann Konzentrationen unterhalb der Geringfügigkeitsschwellenwerte aufweist. Aufgrund heftiger Kritik von Seiten der Industrie und Wirtschaft wurde von der LAWA später der Ort der Beurteilung auf einen Meter oberhalb des höchsten Grundwasserstandes festgelegt bzw. zurückverlegt [Schenk, Böhme, Keppner, 2009]. Gemäß Besorgnisgrundsatz sind damit Grundwasserverunreinigungen ausgeschlossen und auch die Vorsorgepflichten des Bodenschutzrechts erfüllt, da eine nennenswerte Schadstoffanreicherung im Boden auf Grund der geringen Konzentrationen dann nicht zu erwarten ist.

Die Tabelle 4-3 zeigt neben den anorganischen und organischen Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV im Vergleich ausgewählte Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS nach LAWA 2004 und Angaben zum Verhältnis der Prüfwerte. Über die hier dargestellten GFS hinaus existieren noch Schwellenwerte für weitere organische Parameter, zahlreiche Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte sowie für einige sprengstofftypische Verbindungen.

Bei den anorganischen Parametern wurden gegenüber den Prüfwerten der BBodSchV von der LAWA noch Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS für die Stoffe Barium, Bor, Thallium, Chlorid und Sulfat aufgenommen. Im Vergleich mit den Prüfwerten der BBodSchV sind bei den GFS für einige Parameter wie z.B. Cadmium, Zink, Chrom und Kobalt die einzuhaltenen Konzentration zum Teil bis um den Faktor 10 herabgesetzt worden (s.a. Tabelle 4-3).

Trotz der Billigung des LAWA-Geringfügigkeitsschwellenkonzeptes und der Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS durch die UMK im Umlaufverfahren im Jahr 2004 und einer Anwendungsempfehlung des Konzeptes gelten die Prüfwerte der BBodSchV weiter, da Beschlüsse der UMK keinen rechtssetzenden Charakter inne haben.

Die Einbeziehung der GFS-Werte in die Harmonisierungsbestrebungen zwischen den Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV und wasserrechtlichen Anforderungen bzw. die beabsichtigte Gleichsetzung der Prüfwerte mit den GFS hat zahlreiche

Diskussionen ausgelöst. Während in einzelnen Bundesländern (z.B. Berlin, Hessen) eine Einbeziehung in länderspezifische wasserrechtliche Regelungen [Berliner Liste, 2005], [GWS-VwV-Hessen, 2005] begrüßt und forciert wurde, erfolgten fachpolitisch und im Dialog mit Industrie und Wirtschaft zum Teil sehr kontrovers geführte Diskussionen.

Tabelle 4-3: Ausgewählte LAWA-Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS im Vergleich zu den Prüfwerten für den Pfad Boden-Grundwasser der BBodSchV 1999

Anorganische Parameter	Prüfwert PW ($\mu\text{g/L}$), Boden-Grundwasser n. [BBodSchV 1999]	Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS ($\mu\text{g/L}$) n. [LAWA 2004]	PW GFS
Antimon	10	5	2
Arsen	10	10	1
Barium		340	
Blei	25	7	3,6
Bor		740	
Cadmium	5	0,5	10
Chrom, gesamt	50	7 (Chrom III)	7,1
Chromat	8		
Kobalt	50	8	6,3
Kupfer	50	14	3,6
Molybdän	50	35	1,4
Nickel	50	14	3,6
Quecksilber	1	0,2	5
Selen	10	7	1,4
Thallium		0,8	
Zink	500	58	8,6
Zinn	40		
Chlorid		250.000	
Cyanid, gesamt	50	50	1
Cyanid, leicht frei setzbar	10	5	2
Fluorid	750	750	1
Sulfat		240.000	
Organische Parameter			
Mineralölkohlenwasserstoffe	200	100	2
BTEX	20	20	1
Benzol	1	1	1
MTBE		15	
Σ LHKW	10	20	0,5
Σ Tri- und Tetrachlorethen		10	
1,2 Dichlorethan		2	
Chlorethen (Vinylchlorid)		0,5	
Aldrin	0,1	0,01	10
DDT	0,1		
Phenole	20	8	2,5
Nonylphenol		0,3	
PCB, gesamt	0,05	0,01	5
PAK, gesamt	0,2	0,2	1
Naphthalin	2		
Anthracen, Benzo[a]pyren, Dibenz(a,h)anthracen		jeweils 0,01	
Benzo[b]fluoranthren, Benzo [k]-fluoranthren, Benzo[ghi] perylen, Fluoranthren, Indeno(123-cd)pyren		jeweils 0,025	
Σ Naphthalin u. Methylnaphthaline		1	

Als wesentliche Kritikpunkte am LAWA-Geringfügigkeitsschwellenkonzept werden in einigen Veröffentlichungen u.a. folgende Punkte genannt [Kenyeresy et al., 2005, Kenyeresy et al., 2005a, Demmich und Zingk, 2005, Schenk et al., 2009, Salzwedel, 2009, Salzwedel und Schwetzel, 2009]:

- Die Methodik und Datenbasis, mit der die LAWA die GFS ermittelt hat, ist wissenschaftlich nicht belastbar (insbesondere die herangezogenen öko- und humantoxikologischen Werte).
- Die Verlagerung des Ortes der Beurteilung in Richtung Bodenoberfläche dehnt das umweltrechtliche Vorsorgeprinzip in unverhältnismäßiger Weise aus und schadstoffreduzierende Prozesse in der ungesättigten Bodenzone werden bei einer Bewertung nicht berücksichtigt. Zudem läuft die Verlagerung des Beurteilungsortes dem Bodenschutzrecht zuwider.
- Die Verlagerung des Beurteilungsortes sowie die Verschärfung von Prüfwerten durch die GFS im Verhältnis zu den Regelungen der BBodSchV führen zu Einschränkungen für die Verwertung von Abfällen und den Einsatz von Bauprodukten.

4.1.4 EG-Grundwasserrichtlinie

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie schreibt in Artikel 17 für das Grundwasser das Ziel eines guten chemischen Zustandes vor, der in einer entsprechenden Grundwasser-Tochtrichtlinie näher ausgeführt werden soll [EU-WRRRL, 2000]. Nach 6 Jahren Bearbeitung hat am 12. Dezember 2006 der Europäische Rat gemäß Artikel 17 WRRL der EG-Grundwasserrichtlinie zugestimmt [Richtlinie 2006/118/EG].

Ziel der Richtlinie sind spezielle Maßnahmen zur Verhinderung und Begrenzung von Grundwasserverschmutzungen, wobei die Maßnahmen nach Art. 1 insbesondere Kriterien

- für die Beurteilung des guten chemischen Zustandes und
- für die Ermittlung und Umkehrung signifikanter und anhaltender steigender Trends sowie Ausgangspunkte für eine Trendumkehr

beinhalten. Als Schutzgüter werden dabei die aquatischen sowie die vom Grundwasser abhängigen terrestrischen Ökosysteme, die Trinkwassergewinnung und die Verhütung von Grundwasserversalzungen genannt. Hierzu werden insbesondere immissionsbezogene Grenzwerte eingesetzt, die den für die behördlichen Bewirtschaftungsanstrengungen maßgeblichen chemischen Zustand näher definieren sollen. Dabei finden sich in der EG-Richtlinie mit Grundwasserqualitätsnormen und Schwellenwerten 2 Arten von Qualitätsvorgaben für das Grundwasser, mit deren Hilfe Grundwasserverunreinigungen verhindert und begrenzt werden sollen bzw. Grundwasserkörper in einen guten oder schlechten Zustand einzustufen sind.

Die europaweit einheitlichen Grundwasserqualitätsnormen geben Konzentrationen von Stoffen an, die aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden dürfen. Über die Definition in Anhang I der Richtlinie wurden für die Stoffe Nitrat (50 mg/L) und Pestizide (0,1 µg/L) sowie deren Metabolite (0,5 µg/L) die Beschaffenheitsnormen bereits mit Inkrafttreten der EG-Grundwasserrichtlinie rechtsverbindlich eingeführt.

Bei den sogenannten Grundwasserschwellenwerten handelt es sich um Beschaffenheitsvorgaben, die von den einzelnen EU-Mitgliedsstaaten bis zum 22.12.2008 mindestens für die in Anhang II Teil B der Richtlinie aufgeführten Stoffe (Arsen, Cadmium, Blei, Quecksilber, Ammonium, Chlorid, Sulfat, Trichlorethylen, Tetrachlorethylen und Leitfähigkeit) umgesetzt werden sollten. Bei der Ableitung bzw. Festlegung der einzelnen nationalen Schwellenwerte für den guten Zustand sollten nach EG-Grundwasserrichtlinie u.a. auch humantoxikologische und ökotoxikologische Erkenntnisse mit berücksichtigt werden.

4.1.5 Neuregelung des Wasserrechts

Nach Inkrafttreten der EG-Grundwasserrichtlinie im Dezember 2006 wurden in einer LAWA-Arbeitsgruppe im Hinblick auf eine Übernahme der Richtlinie in eine nationale Grundwasserverordnung mehrere Verfahren für die Ableitung von Schwellenwerten geprüft. Im Ergebnis wurde dem Bund vorgeschlagen, für die Schwellenwerte nach EG-Grundwasserrichtlinie auf die Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS der LAWA aus dem Jahr 2004 zurückzugreifen, da zum einen nach Maßgabe der EG-Richtlinie bei deren Ableitung auf human- und ökotoxikologische Kriterien zurückgegriffen wurde und zum anderen eine bundesweite einheitlich und verwaltungstechnische einfache Anwendung möglich ist. Damit wäre auch die Grundlage geschaffen für die nationale Umsetzung des Artikels 6 der EG-Grundwasserrichtlinie zur Verhinderung und Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen in das Grundwasser. Zugleich wäre damit auch gewährleistet die Schadlosigkeit von Grundwassernutzungen, d.h. auch das Einbringen und Einleiten von Stoffen, zu bewerten.

Die Umsetzung und Einführung der Schwellenwerte in einer nationalen Grundwasserverordnung war zunächst im Zusammenhang mit dem geplanten Umweltgesetzbuch vorgesehen. Nach dem Scheitern des Umweltgesetzbuches hat das Umweltministerium BMU einen Entwurf zur Novellierung des WHG vorgelegt, der auch die anstehende europarechtliche Richtlinientransformation der EG-Grundwasserrichtlinie in eine nationale Grundwasserverordnung beinhaltet [WHG-E Bundesregierung 2009, WHG-E Begründung der Bundesregierung 2009]. Die Novellierung des WHG ist nicht als einfache Ergänzung des geltenden Wasserrechtes konzipiert, sondern als grundsätzliche Neuregelung auf der Grundlage der Entwürfe zum Umweltgesetzbuch Teil II Wasser.

Gemäß § 46 des vorgelegten WHG-Entwurfs vom 11.03.2009, Erlaubnisfreie Benutzungen des Grundwassers, bedarf es nach Absatz 2 keiner Erlaubnis für das Einleiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser durch eine schadlose Versickerung, soweit dies in einer Rechtsverordnung nach § 23 Absatz 1 bestimmt ist. Wesentlich im Hinblick auf die Bewertung von Abläufen von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung war im vorgelegten WHG-Entwurf der § 48, Reinhaltung des Grundwassers:

„Eine Erlaubnis für das Einbringen und Einleiten von Stoffen in das Grundwasser darf nur erteilt werden, wenn eine nachteilige Veränderung der Wasserbeschaffenheit nicht zu besorgen ist. Die Anforderung nach Satz 1 gilt als eingehalten, wenn der Schadstoffgehalt und die Schadstoffmenge vor Eintritt in das Grundwasser die Schwelle der Geringfügigkeit nicht überschreiten. Durch Rechtsverordnung nach § 23 Absatz 1 Nummer 3 können auch Werte für die Schwelle der Geringfügigkeit und der Ort, an dem sie einzuhalten sind, festgelegt werden“ [WHG-E Bundesregierung, 2009].

Damit wurde der im bisherigen § 34 WHG enthaltene Besorgnisgrundsatz fortgeführt und über den 2. Satz für alle Nutzungen auf der Erdoberfläche und im Boden als beachtet eingestuft, wenn Schadstoffgehalt und –menge vor Eintritt in das Grundwasser die Schwelle der Geringfügigkeit nicht überschreiten. Im folgenden Satz wird dann auf eine Verordnungsermächtigung zur Festlegung der Schwellenwerte und des Beurteilungsortes verwiesen.

Im Juni 2009 erfolgte dann nach Beschluss der Bundesländer eine Änderung im Entwurf des Wasserhaushaltsgesetzes hinsichtlich des Beurteilungsortes für die Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS. Danach sollten die GFS-Werte nicht zwingend im Boden angewendet werden müssen, sondern weiterhin als Prüfwert am Übergangspunkt zwischen ungesättigter und gesättigter Zone bzw. im Grundwasser selbst erfolgen können.

Im Juli 2009 wurde das neue WHG dann endgültig verabschiedet (Inkrafttreten der Novellierung zum 1. März 2010), wobei auf Druck des Bundesrates und des Bundestages insbesondere der § 48 des Entwurfs nochmalig abgeändert wurde:

„Eine Erlaubnis für das Einbringen und Einleiten von Stoffen in das Grundwasser darf nur erteilt werden, wenn eine nachteilige Veränderung der Wasserbeschaffenheit nicht zu besorgen ist. Durch Rechtsverordnung nach § 23 Absatz 1 Nummer 3 kann auch festgelegt werden, unter welchen Voraussetzungen die Anforderungen nach Satz 1, insbesondere im Hinblick auf die Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen, als erfüllt gilt....“ [WHG, 2009].

Die Neuformulierung gegenüber dem Entwurf und seinen Änderungen durch Streichung des 2. Satzes und somit des Verweises auf die Geringfügigkeitsschwellen und den Ort der Beurteilung verhinderte einen bundesgesetzlichen Rang des Geringfügigkeitsschwellenkonzeptes. In § 48 des WHG wird nun, die Kontroverse der GFS verlagernd, der Exekutive vorgegeben, dass der Ort der Messung, die Stoffe und Konzentrationen in einer Rechtsverordnung geregelt werden sollen.

Eine Einführung des Geringfügigkeitsschwellenkonzeptes über die Grundwasserverordnung könnte somit auch trotz wasserrechtlicher Ermächtigungen nun keinen normativen Vorrang vor anderen Verordnungen beanspruchen. Nach Salzwedel sind im Zweifelsfall andere Verordnungen, die auch eine problemorientierte Abwägung zwischen Nutzungs- und Schutzinteressen beinhalten (z.B. im Abfall- oder Baurecht), vorgehend zu beachten. Somit wären zukünftig im Grundwasserschutz weiterhin unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe anzulegen, die auch jeweils unterschiedliche Risiken beinhalten [Salzwedel, 2009a].

4.1.6 Entwurf Grundwasserverordnung – GrwV

Im Kontext der vorgesehenen Rechtsverordnung ist die nationale Grundwasserverordnung zu sehen, für die bis zur Berichterstellung im Juni 2010 insgesamt drei Entwürfe vorlegen haben. Im ersten Entwurf (Stand Dez. 2008, noch mit Bezug zum derzeit geplanten UGB [GrwV-E 2008]) wird in § 7 Abs. 1 vorgegeben, dass zur Beurteilung des chemischen Grundwasserzustandes in Anlage 2 aufgeführte Schwellenwerte heranzuziehen sind. In § 15 sind die Einzelheiten der Durchsetzung des Geringfügigkeitsschwellenkonzeptes geregelt. Danach wird die Geringfügigkeitsschwelle nicht überschritten, wenn die in der Anlage 2 im einzelnen aufgeführten Konzentrationswerte (anorganische und organische Parameter) eingehalten und insgesamt nur geringe Stoffmengen verlagert werden. Die in Anlage 2 des Ve-

ordnungsentwurfs aufgeführten Parameter und Konzentrationen entsprechen den in Tabelle 4-4 aufgeführten GFS, wobei zusätzlich Ammonium (0,5 mg/L) aufgenommen wurde und der GFS für PCB's auf 0,002 µg/L herabgesetzt wurde. Nach dem Entwurfsstand Dezember 2008 wurde für die Belastung des Sickerwassers als Beurteilungsort in der ungesättigten Zone der Ort ein Meter oberhalb des höchsten Grundwasserstands angeordnet. Wenn z.B. geogene Hintergrundkonzentrationen (nach § 2 Nr. 2 GrwV-E 2008) die Grenzwerte überschreiten, legt die Behörde diese als Schwellenwerte für den betroffenen Grundwasserkörper fest.

Die als Bundesrecht über ein neues WHG (mit § 48 aus der Entwurfsfassung) und über die Grundwasserverordnung vorgesehene Einführung des Geringfügigkeitsschwellenkonzeptes mit seinen GFS wurde nach Vorlage des GrwV-E im Dezember 2008 in der Fachöffentlichkeit sowie in Industrie und Wirtschaft sehr kontrovers und intensiv diskutiert. Während auf der einen Seite keine Verschärfung des geltenden Grundwasserschutzes gemäß § 34 WHG alter Fassung und auch keine übertriebene Vorsorge gesehen wurde, waren insbesondere aus den Bereichen Wirtschaft und Industrie sehr kritische und ablehnende Argumente vorgebracht worden [Schenk et al 2009]. So wird zum Beispiel dem Gesetzgeber vorgeworfen, dass er nur unzureichend eine Folgenabschätzung der Verrechtlichung der LAWA-GFS-Werte vorgenommen hat [Luckner, 2009], [BDI, 2009]. Ebenso sei die Erforderlichkeit der Verankerung der LAWA-GFS-Werte nicht nachgewiesen worden. Von daher seien insbesondere im Bauwesen erheblich Rückgänge im Recyclingbereich zu erwarten und das Ziel einer deponiefreien/armen Abfallwirtschaft unterlaufen worden [Salzwedel, 2009], [Salzwedel und Schwetzel, 2009]. Daher wurde gefordert, dass das Maß für die Gewässervorsorge einer komplexen Prüfung auch hinsichtlich ihrer Verhältnismäßigkeit unterzogen werden muss.

Im Dezember 2009 wurde ein geänderter Entwurf der Grundwasserverordnung vorgelegt [GrwV-E, 2009]. Im Rahmen der Anpassung an das bereits verabschiedete, neuregelte WHG wurde der § 15 zur Konkretisierung des Besorgnisgrundsatzes so geändert, dass die Anforderungen nach § 48 Abs. 1 Satz 1 WHG an das Einbringen und Einleiten von Stoffen in das Grundwasser als erfüllt gelten, wenn durch die Erlaubnis sichergestellt wird, dass die Stoffkonzentrationen im Grundwasser beim Übergang in die gesättigte Zone die Schwellenwerte nach Anlage 2 unterschreiten und insgesamt nur geringe Stoffmengen in das Grundwasser eingetragen werden. Diese Neuformulierung im § 15 impliziert eine Verlagerung des Beurteilungsortes von einem Meter oberhalb des höchsten Grundwasserstands in der ungesättigten Zone auf den Übergang von der ungesättigten in die gesättigte Zone. Im Weiteren wurden die in Anlage 2 bereits aufgeführten Schwellenwerte um die Parameter Antimon und Vanadium mit Schwellenwerten von 5 bzw. 4 µg/L ergänzt.

Auch dieser Entwurf der Grundwasserverordnung wurde innerhalb der verschiedenen Fachverbände und Interessenvertretungen sehr kontrovers diskutiert. So forderten die Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfachs (DVGW), der Verband kommunaler Unternehmen (VKU) und die Umweltverbände als Vorsorgeinstrument strengere Schwellenwerte, die maximal 50 Prozent der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung betragen sollen. Dieser Sicherheitsabstand sei insbesondere bei gesundheitsrelevanten Parametern aus trinkwasserhygienischen Gründen notwendig. Dagegen stufte der Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) die im Verordnungsentwurf enthaltenen Schwellenwerte als deutlich verschärfend gegenüber den EU-rechtlichen Vorgaben ein. Ebenso richtete sich die Kritik des BDI u.a. auch an den vorgesehenen Ort der Beurteilung. Die Schwellenwerte sollten nicht wie

vorgesehen beim Übergang in die gesättigte Zone, sondern im Grundwasser selbst gemessen und eingehalten werden.

Die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) und MILBERT und SCHUSTER [2010] bemängeln insbesondere den national einheitlichen Geltungsbereich der Schwellenwerte, die die regional und lokal spezifischen Eigenschaften des sickerwassergängigen Untergrundes nicht berücksichtigen. Nationale Schwellenwerte würden somit regional und lokal gelten trotz unterschiedlicher geogener und anthropogen induzierter Situationen in den Deckschichten und Grundwasserkörpern [Milbert und Schuster 2010]. Sie weisen daher auf die Notwendigkeit regional spezifischer Schwellenwerte hin, wobei aufgrund des Vorhandenseins repräsentativer Hintergrundwerte für größere hydrogeologische Einheiten in Deutschland eine Berücksichtigung regional spezifischer Werte möglich sei.

Der Entwurf der Grundwasserverordnung (Stand Dez. 2009) wurde am 15.04.2010 in einer Länderanhörung diskutiert und anschließend ein Änderungsentwurf mit Stand 18. Mai 2010 in Umlauf gebracht. Gegenüber der Version vom Dezember 2009 werden in § 5 (vormals 7) als Kriterien für die Beurteilung des chemischen Grundwasserzustandes die in Anlage 2 Teil A aufgeführten Parameter und deren Schwellenwerte herangezogen (s.a. Tab. 6-1). Die in Teil A der Anlage 2 aufgeführten Parameter entsprechen der in Anhang I und Anhang II Teil B der EG-Grundwasserrichtlinie aufgeführten europaweit einheitlichen Grundwasserqualitätsnormen und Grundwasserschwellenwerten.

Die §§ 15 und 16 des Entwurfs vom Dezember 2009 (*Nachteilige Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit und Schadstoffeinträge in das Grundwasser*) werden nun in § 13, Schadstoffeinträge in das Grundwasser, zusammengefasst. Als Beurteilungsort wird nun „*der Eintritt in das Grundwasser*“ festgelegt, wobei die in Anlage 2 Teil A und B aufgeführten Schwellenwerte im Grundwasser an seiner Oberfläche unmittelbar unterhalb der Sickerzone einzuhalten sind. Die nun gegenüber der Vorgängerversion in Anlage 2 in Teil A und B aufgeteilten Schwellenwerte sind bei einigen Parametern in ihren Konzentrationen heraufgesetzt bzw. verschärft worden und begründen sich in der Berücksichtigung von aktuellen Entwicklungen im Bodenschutz- und Abfallrecht sowie den Anforderungen des Grundwasserschutzes beim Einsatz von Bauprodukten. Die Tabelle 6-1 beinhaltet ausgewählte Schwellenwerte der Anlage 2 Teil A und B des Änderungsentwurfs zur Grundwasserverordnung vom 18. Mai 2010 im Vergleich zu den Prüfwerten für den Pfad Boden-Grundwasser der BBodSchV 1999, wobei Konzentrationsänderungen nach oben oder unten in der GrwV-E 2010 gegenüber dem Entwurf vom Dezember 2009 mit Pfeilen gekennzeichnet sind.

Tabelle 4-4: *Ausgewählte Schwellenwerte der Anlage 2 Teil A und B des Änderungsentwurfs zur Grundwasserverordnung vom 18. Mai 2010 im Vergleich zu den Prüfwerten für den Pfad Boden-Grundwasser der BBodSchV 1999 (der Pfeil an einigen Parametern zeigt die Änderung des Wertes gegenüber dem Entwurf der Grundwasserverordnung vom 9. Dezember)*

Anorganische Parameter	Prüfwert PW (µg/L), Boden-Grundwasser n. [BBodSchV 1999]	Schwellenwerte (µg/L) Teil A und B n. [GrwV-E 2010]
Antimon	10	5 (Teil B)
Arsen	10	10 (Teil A)
Barium		240 (Teil B)) ↓
Blei	25	10 (Teil A) ↑
Bor		190 (Teil B) ↓
Cadmium	5	0,5 (Teil A)
Chrom, gesamt	50	7 (Chrom III) (Teil B)
Kobalt	50	7 (Teil B) ↓
Kupfer	50	14 (Teil B)
Nickel	50	20 (Teil B) ↑
Quecksilber	1	0,2 (Teil A)
Selen	10	4 (Teil B) ↓
Thallium		0,8 (Teil B)
Zink	500	58 (Teil B)
Ammonium		500 (Teil A)
Chlorid		250.000 (Teil A)
Cyanid, leicht frei setzbar	10	10 (Teil B) ↑
Fluorid	750	750 (Teil B)
Sulfat		240.000 (Teil A)
Organische Parameter		
Mineralölkohlenwasserstoffe	200	100 (Teil B)
BTEX	20	20 (Teil B)
Benzol	1	1 (Teil B)
MTBE		15 (Teil B)
∑ LHKW	10	20 (Teil B)
∑ Tri- und Tetrachlorethen		10 (Teil A)
1,2 Dichlorethan		3 (Teil B) ↑
Chlorethen (Vinylchlorid)		0,5 (Teil B)
Phenole	20	8 (Teil B)
Nonylphenol		0,3 (Teil B)
PCB, gesamt	0,05	0,005 (Teil B) ↑
PAK, gesamt	0,2	0,2 (Teil B)

Inwieweit die im Entwurf der Grundwasserverordnung [GrwV-E, 2010] aufgeführten Geringfügigkeitsschwellenwerte in ihrer derzeitigen Konzentrationshöhe so bestehen bleiben oder

sich für einige Parameter noch Änderungen ergeben, ist derzeit nicht mit Bestimmtheit absehbar. Für einzelne Stoffe sind möglicherweise auf der Basis vorhandener und aktueller Untersuchungsergebnisse zu Sickerwasser-Hintergrundwerten von natürlichen Böden noch Korrekturen der Geringfügigkeitsschwellenwerte denkbar. So haben zum Beispiel UTERMANN et al (2005) für die BMU-Themengruppe Boden-Grundwasser Sickerwasser-Hintergrundwerte für einige anorganische Stoffe in natürlichen humusarmen Böden erarbeitet.

In einem vom Umweltbundesamt geförderten und in 2008 von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) abgeschlossenem Vorhaben [Duijnsveld et al., 2008] wurden Daten zu Hintergrundkonzentrationen für anorganische Spurenstoffe im Sickerwasser (aus der natürlichen Grundwasserneubildung) und im oberflächennahen Grundwasser zusammengestellt und ausgewertet. DUIJNISVELD et al (2008) kamen im methodischen Teil ihrer Studie bei vergleichenden Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass bei Einhaltung bestimmter Randbedingungen zur Bestimmung von Spurenelementkonzentrationen gegenüber einer Beprobung des Sickerwassers im Übergang von der ungesättigten zur gesättigten Zone auch eine Beprobung des oberflächennahen Grundwassers vorgenommen werden kann.

Bei ihren Arbeiten haben DUIJNISVELD et al (2008) in Norddeutschland das Sickerwasser im Übergang ungesättigter und gesättigter Zone bzw. das oberflächennahe Grundwasser (oberste 10 cm des Grundwassers) unter zahlreichen Acker- und Waldstandorten untersucht. Im Wesentlichen wurden dabei Standorte mit Sand-, Lehm-, und Lössböden betrachtet. Die untersuchten Standorttypen sind repräsentativ für ca. 35 % der Fläche Deutschlands. Im Ergebnis konnte festgestellt werden, dass unter Acker die Sickerwasserkonzentrationen an den Lehm- und Lössstandorten zumeist unter den Geringfügigkeitsschwellenwerten GFS der LAWA lagen und unter puffer- und sorptionsschwachen Sandböden die GFS-Werte aber häufig überschritten wurden. An Waldstandorten mit sandigen Böden wurden allerdings für einzelne Elemente des Sickerwassers bei bis zu 50% der Untersuchungen zum Teil erhebliche Überschreitungen der Geringfügigkeitsschwellenwerten GFS der LAWA detektiert (insbesondere für Cadmium, Kobalt, Nickel und Zink), wobei aber die bisherigen Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser [BBodSchV, 1999] als 90.Perzentil-Werte bei allen Standorten unterschritten wurden.

Nach derzeitigem Kenntnisstand sieht der zeitliche Fahrplan zur Umsetzung der Grundwasserverordnung noch eine weitergehende und abschließende Abstimmung mit den Ländern vor, wobei dann nach Zustimmung des Deutschen Bundestages und des Bundesrates die Verordnung im dritten Quartal 2010 verabschiedet werden soll.

4.1.7 Schlussfolgerungen und Anforderungen

Auf der Grundlage des Kenntnisstandes bei Berichtserstellung (Juni 2010) sind im Hinblick auf die im Entwurf des Anhangs Niederschlagswasser formulierte Anforderung, dass eine Versickerung nur vorgenommen werden darf, wenn die Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung [BBodSchV, 1999] für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser im Ablauf einer Behandlungsanlage eingehalten werden, und somit auch hinsichtlich der Bewertung von Prüfergebnissen der zu entwickelnden Prüfverfahren, folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Das neue WHG sieht - gegenüber den Entwurfsversionen - nicht mehr die verbindliche, gesetzliche Einführung des Geringfügigkeitsschwellenkonzeptes der LAWA mit den entsprechenden Geringfügigkeitsschwellenwerten GFS vor. Insofern wird eine Einführung

des Geringfügigkeitsschwellenkonzeptes höchstwahrscheinlich auf Verordnungsebene über die vorgesehene Grundwasserverordnung im Jahr 2010 zu erwarten sein.

- Eine Novellierung der Bundesbodenschutzverordnung mit einer Anpassung der Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser an die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA ist erst nach Verabschiedung der nationalen Grundwasserverordnung zu erwarten. Nach Einschätzung auf fachpolitischer Ebene wird frühesten zum Ende des Jahres 2010 bzw. Anfang des Jahres 2011 mit neuen, zu diskutierenden Verordnungsentwürfen des Bundes zu rechnen sein.
- Inwieweit die im Entwurf der Grundwasserverordnung (Stand Mai 2010) aufgeführten Geringfügigkeitsschwellenwerte in ihrer derzeitigen Konzentrationshöhe bestehen bleiben oder sich für einige Parameter noch Änderungen ergeben ist derzeit nicht mit Bestimmtheit absehbar.

Zusammenfassend sind für die in Tabelle 7-1 dargestellten relevanten Parameter von zu behandelnden Niederschlagsabflüssen von Dach- und Verkehrsflächen die quantitativen Bewertungsmaßstäbe nach geltender BBodSchV und Entwurf GrwV (Stand 05/2010) im Vergleich aufgeführt sowie in der dritten Spalte eine Einschätzung der Wahrscheinlichkeit von noch möglichen Konzentrationsänderungen im Verordnungsverfahren wiedergegeben. Insbesondere für die Schwermetalle Cadmium und Zink, deren Schwellenwerte von der LAWA ökotoxikologisch abgeleitet wurden, sind bei einer möglichen Berücksichtigung der Untersuchungen zu den sogenannten Sickerwasser-Hintergrundkonzentrationen wie zum Beispiel von DUIJNISVELD et al (2008) und UTERMANN et al (2005) noch Anpassungen zu erwarten, die aber wahrscheinlich nicht das Niveau der Prüfwerte der BBodSchV erreichen werden.

Tabelle 4-5: Gegenüberstellung der geltenden Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser der BBodSchV 1999 und der Schwellenwerte des Änderungsentwurfs zur Grundwasserverordnung vom 18. Mai 2010 sowie eine Einstufung der Änderungswahrscheinlichkeit einzelner Werte für relevante Parameter von zu behandelnden Niederschlagsabflüssen (+ = wahrscheinlich, - = unwahrscheinlich, ? = unklar)

Relevante Parameter	Prüfwert PW (µg/L), Boden-Grundwasser n. [BBodSchV 1999]	Schwellenwerte (µg/L) Teil A und B n. [GrwV-E 2010]	Änderungswahrscheinlichkeit in GrwV
AFS	-	-	
Kupfer	50	14	?
Cadmium	5	0,5	+
Zink	500	58	+
Mineralölkohlenwasserstoffe	200	100	?
PAK, gesamt	0,2	0,2	-

- Einer über den Anhang Niederschlagswasser vorgesehenen Etablierung der derzeit noch rechtsverbindlichen Prüfwerte des Wirkungspfades Boden-Grundwasser nach BBodSchV in Prüfverfahren für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen ständen zukünftig - wie in Abbildung 2-1 schematisiert dargestellt – nach in Kraft treten der Grundwasserverordnung mit den derzeitigen im Entwurf wiedergegebenen Regelungen und Schwellenwerten an unmittelbar benachbarten Beurteilungsorten unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe auf

Verordnungsebene gegenüber. Es ist daher mit Sicherheit zu erwarten, dass zur Vermeidung möglicher Konfliktsituationen im Hinblick auf unterschiedliche Risikobewertungen für die Grundwasserbeschaffenheit ein Harmonisierungs- bzw. Anpassungsprozess zwischen BBodSchV und Grundwasserverordnung erfolgen wird, der möglicherweise noch Sickerwasser-Hintergrundbeschaffenheiten und Regeln für bestimmte Anwendungen beinhalten wird.

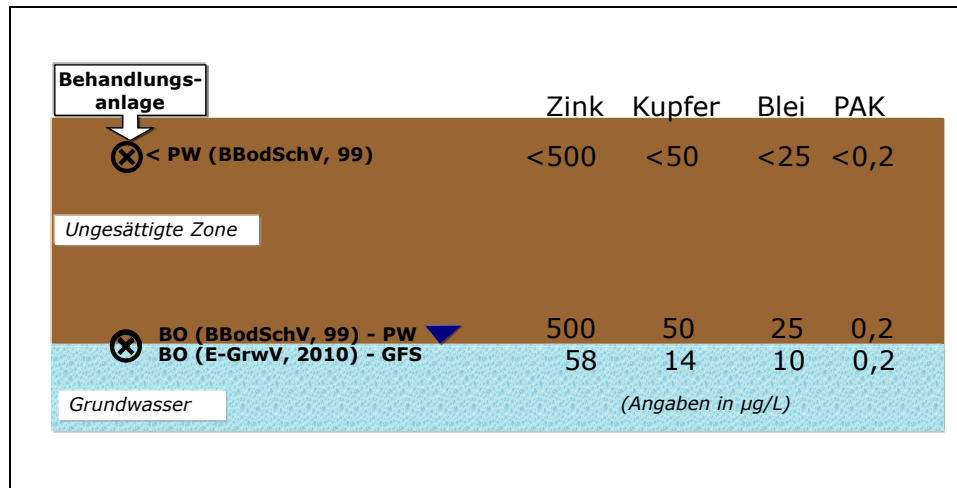


Abbildung 4-5: Mögliche Konfliktsituationen im Bewertungsmaßstab für den Ablauf von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung bei Einführung der GrwV nach Stand Entwurf 05/2010 (BO = Beurteilungsart, PW = Prüfwert, GFS = Geringfügigkeitsschwellenwert)

- Bei einer Beibehaltung der aktuellen Prüfwerte der BBodSchV als Beurteilungsmaßstab im Rahmen von Prüfverfahren für Anlagen zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen und einem prüfungsinternen Beurteilungsart im Ablauf der Behandlungsanlagen wäre durch eine nachfolgende Passage der ungesättigten Zone noch eine Konzentrationsverminderung in Richtung Schwellenwerte bis zum eigentlich rechtlichen Beurteilungsart der BBodSchV/GrwV zu erwarten. Dies setzt einen einzuhaltenden Abstand zwischen Anlagenablauf und dem maßgeblichen Grundwasserstand von mindestens einem Meter voraus, damit auf der Sickerstrecke bis zum Grundwasser noch konzentrationsvermindernde Rückhalte- und Abbauprozesse wirken können.
- Somit wäre aufgrund der zu erwartenden Entwicklung im Bereich der Beurteilungsmaßstäbe für den Anhang Niederschlagswasser und damit auch bei Prüfverfahren für Behandlungsanlagen zum jetzigen Zeitpunkt beim Bewertungsmaßstab eine Beibehaltung der aktuell gültigen Prüfwerte nach BBodSchV für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser zu empfehlen. Allerdings sollte explizit, auch im Interesse der Hersteller von derartigen Behandlungsanlagen, auf eine spätere, eventuell erforderliche Anpassung des Bewertungsmaßstabes an eine Nachfolgeverordnung der BBodSchV hingewiesen werden.

4.2 Oberflächengewässer

Die Anforderungsebene „Einleitung in oberirdische Gewässer“ lässt sich emissionsbezogen oder immissionsbezogen betrachten.

Da es im vorliegenden Projekt um die Formulierung von Mindestanforderungen geht, werden im folgenden Kapitel zunächst die vorliegenden Vorgaben bei Einleitung von Niederschlagsabflüssen zusammengestellt.

In den anschließenden Kapiteln sollen für die wichtigsten Stoffparameter emissions- wie immissionsseitige Anforderungen beschrieben werden. Dies ist darin begründet, dass es insbesondere für Niederschlagsabflüsse kaum Emissionsanforderungen gibt. Für viele Parameter liegen lediglich immissionsbezogene Anforderungen (also Gewässervorgaben) vor. Diese können zwar nicht direkt für die Formulierung von Anforderungen von Prüfverfahren verwendet werden, liefern aber zusammen mit den Erkenntnissen aus der Aufkommensdatenlage wertvolle Hinweise für die Auswahl von maßgeblichen Stoffparametern.

Im Kapitel 4.2.1 werden legislative Anforderungen bzw. technische Regelungen verschiedener Körperschaften zusammengestellt. Im Kapitel 4.2.2 werden die Anforderungen stofflich zusammengestellt, diskutiert und ein Fazit für die zu entwickelnden Prüfverfahren gezogen.

4.2.1 Anforderungen bei Einleitung von Niederschlagsabflüssen

Das Aufnahmekompartiment Oberflächengewässer (Immission) kann grundsätzlich verschiedene Einleitungen aufnehmen. Die wesentlichen Eintragspfade (Emissionen) zeigt Abbildung 4-6.

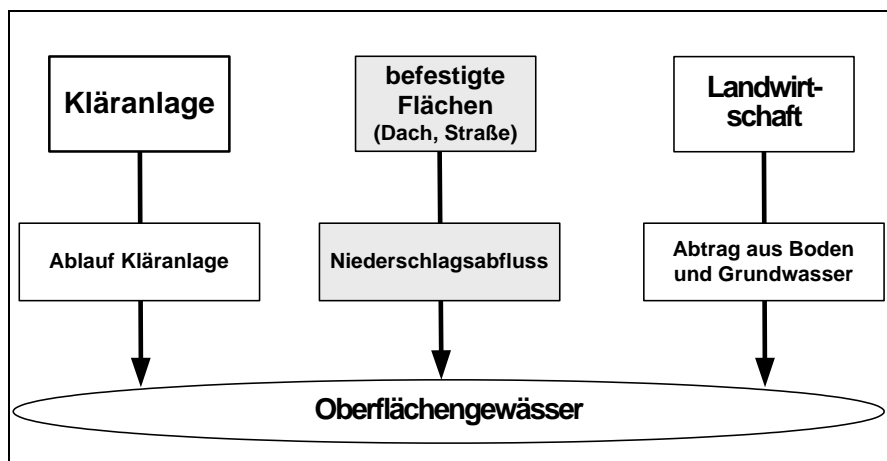


Abbildung 4-6: Wichtige Eintragspfade in Oberflächengewässer

Da der Schwerpunkt dieses Projektes auf der Bewertung von einzuleitenden Niederschlagsabflüssen liegt, werden im Folgenden die wichtigsten legislativen Vorgaben (emissions- und immissionsbezogen) zur Einleitung von Niederschlagsabflüssen in Oberflächengewässer zusammengefasst.

In **Deutschland** sind hierzu im **BWK Merkblatt M 3** die Gefährdungspotenziale von Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung der Gewässerempfindlichkeit aufgeführt. Unterschieden wird dabei in der Lage des Einzugsgebietes, in der Größe des Gewässers (ausgedrückt in Größe des Einzugsgebietes) sowie in akuten und verzögerten sowie Langzeitwirkungen der Einleitung [BWK, 2004].

Das **DWA Merkblatt DWA-M 153** formuliert immissionsbezogene hydraulische Belastungsgrenzen für Niederschlagsabflüsse. Notwendige Behandlungsmaßnahmen werden hier in Verknüpfung mit einer groben Klassifizierung der Belastbarkeit nach Gewässertypen vor Einleitung in ein Gewässer abgeleitet [DWA, 2007].

Weiterhin ist in Deutschland eine bundesweite emissionsbezogene Regelung zur Einleitung von Niederschlagsabflüsse in Oberflächengewässer in der Diskussion. Auf Initiative des Bundesumweltministeriums bzw. des Umweltbundesamtes erarbeitet die **Bund-Länder-Arbeitsgruppe (BL-AG) „Regenwasser“** derzeit einen Entwurf für einen Anhang „Niederschlagswasser“ zur Abwasserverordnung, in dem Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagswasser von bebauten und befestigten Flächen formuliert werden. Für das Einleiten in Oberflächengewässer ist bisher geplant, die Stoffgruppen Abfiltrierbare Stoffe (AFS) und Kohlenwasserstoffe (MKW) zu betrachten.

In den **Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren für NRW** (Trennerlass) [MUNLV, 2004] werden die Belastungen des Niederschlagswassers je nach Herkunftsbereich in eine von drei Kategorien eingeordnet. Als zu erwartende Stoffe bzw. Parameter werden MKW, sauerstoffzehrende Substanzen und Nährstoffe (gelöst, partikulär) sowie Schwermetalle und organische Schadstoffe (gelöst und partikulär) den verschiedenen Flächen mit „geringe“, „mittlere“ und „hohe“ Belastung zugeordnet.

Die **technischen Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in oberirdische Gewässer in Bayern** (TRENNOG) [Bayerisches Staatsministerium fUG, 2008a] regeln das erlaubnisfreie Einleiten von bebauten oder befestigten Flächen einschließlich Verkehrsflächen. Explizit aufgeführt werden die Parameter Kupfer, Zink und Blei in Niederschlagsabflüssen von Metalldächern, für die eine Behandlung vorgeschrieben wird.

In **Schleswig-Holstein** gelten die **Technischen Bestimmungen zum Bau und Betrieb von Anlagen zur Regenwasserbehandlung bei Trennkanalisation** [MNUL, 1992/2002]. Hier werden verschiedene Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung genannt sowie die Beschaffenheit des Niederschlagswassers in verschiedene Kategorien eingeteilt. Die Verschmutzungen und Behandlungsanlagen beziehen sich auf die Stoffe bzw. Parameter: Leichtflüssigkeiten, sedimentierbare Stoffe sowie weitergehend in Bodenfiltern auf Ammonium, Phosphat, CSB und BSB₅.

Der **Abwasserbeseitigungsplan Berlin** [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001] enthält u.a. Anforderungen und Zielstellungen für künftige abwassertechnische Maßnahmen. Bezüglich der Regenwasserbewirtschaftung werden die grundsätzlichen Forderungen aufgeführt mit Vorrang der Abflussvermeidung sowie der dezentralen Bewirtschaftung. Verschiedenen Herkunftsf lächen werden Erlaubnisfreiheit oder -pflicht bzw. Genehmigungspflicht sowie Anforderungen an die Einleitung in ein Gewässer zugeordnet. Niederschlagseinleitungen von PKW-Stellplätzen mit erhöhtem Verkehrsaufkommen müssen z.B. mittels Sandfang und Tauchwand ggf. Ölsammelraum behandelt sein. Unbeschichtete Blei-, Kupfer-, Zinkdachflächen sind von einer Einleitung ausgenommen. Die Mindestanforderun-

gen an zentrale Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung sehen für MKW 10 mg/l im Ablauf der Behandlungsanlage vor, für AFS 30 mg/l. Die mittlere Jahresfracht an DOC bzw. CSB, BSB₅, Gesamt-P sowie Schwermetallen muss um ca. 80 % reduziert werden.

Für die häufig hoch belasteten **Straßenabflüsse** existieren bundesweit bzw. in einzelnen Bundesländern Regelungen, die im Weiteren beschrieben werden.

Bundesweit wird bei der Einleitung von verschmutztem Straßenoberflächenwasser i.d.R. eine Einleiterlaubnis nur erteilt, wenn Reinigungsverfahren nach dem **Stand der Technik** eingesetzt werden. Diesen definieren zum einen die Richtlinien für die Anlagen von Straßen (**RAS-Ew**), [FGSV, 2005], zum anderen die Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten (**RiStWag**) [FGSV, 2002]. Sind weitere gewässerbezogene Immissionsbetrachtungen erforderlich, so kann im Einvernehmen mit der Aufsichtsbehörde das BWK Merkblatt M 3 [BWK, 2004] herangezogen werden.

In **Nordrhein-Westfalen** werden in dem noch nicht veröffentlichten sogenannten **ESOG-Handbuch** (Einleitung des von Straßen abfließenden Oberflächenwassers in Gewässer) [Uhl et al., 2006] o.g. Richtlinien sowie Runderlässe aus NRW, u.a. der Trenngebietserlass, zusammengeführt und Vorgaben für Emissionsanforderungen formuliert. Für unterschiedliche Verschmutzungskategorien werden Verfahren bzw. deren Kombinationen vorgeschlagen, die die jeweilig anfallenden Verschmutzungsparameter berücksichtigen, wobei hier nur grob in „partikuläre, gelöste Stoffe sowie MKW“ unterteilt wird.

In **Baden-Württemberg** existiert die **Verwaltungsvorschrift über die Beseitigung von Straßenoberflächenwasser von 2008** [IM/UM BW, 2008]. Hier werden die Erlaubnisfreiheit bei der Einleitung von Straßenoberflächenwasser, Grundsätze und Ziele bei der Beseitigung (unterschieden in neuen Straßen in Wasserschutzgebieten, Straßen innerhalb geschlossener Ortschaften, Regelungen bestehender Straßen) sowie technische Maßgaben zur Ableitung und Behandlung von Straßenoberflächenwasser geregelt. Bei einer Einleitung in Oberflächengewässer müssen Niederschlagswässer von Straßen mit weniger als 5.000 DTV nur dann einer Behandlung unterzogen werden, wenn dies aus gewässerspezifischen Gründen erforderlich ist. Ist eine Behandlung erforderlich, so sind bestimmte Wirkungsgrade für Feststoffe vorgeschrieben (siehe Kapitel 4.2.2). In den zur Verwaltungsvorschrift ergänzenden Technischen Regeln zur Ableitung und Behandlung von Straßenoberflächenwasser werden verschiedene Behandlungsanlagen bezüglich des Stoffrückhalts absetzbarer Stoffe (mineralisch und organisch) sowie aufschwimmbarer Stoffe (Laub, Blütenstaub bzw. Leichtflüssigkeiten) qualitativ bewertet [IM/UM BW, 2008].

Für **Berlin** gilt der oben beschriebene **Abwasserbeseitigungsplan** mit seinen Vorgaben für Verkehrsflächen [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001].

In der **Schweiz** hat Rossi [2004] eine Übersicht über ausgewählte Gewässerschutzprobleme im Zusammenhang mit Kanalisationseinleitungen bei Regenwetter veröffentlicht, bei der in ähnlicher Weise wie beim BWK M 3 unterschieden wird.

Die Erkenntnisse aus beiden Studien sind in Tabelle 2-10 eingeflossen, wobei nur stoffliche Einflüsse betrachtet wurden und die unterschiedlichen Gewässerarten in drei Typen eingeordnet wurden.

Tabelle 4-6: Relevante stoffliche Belastung aus niederschlagsbedingten Einträgen nach Gewässertypen, aus [BWK M 3, 2004] und [Rossi, 2004]

	Gewässertyp	AFS	O ₂ -Defizit (CSB/BSB ₅)	NH ₃ /NH ₄ -N	Nährstoffe	Schadstoffe nach Herkunft
I	Gestaute Gewässer/Seen	X	X	X	X	X
II	flache Gewässer (Tiefland)	X	X			X
	A _{E0} < 500 km ²			X		
III	steile Gewässer (Mittelgebirge)	X				X
	A _{E0} < 500 km ²			X		

Die Zusammenstellungen der bisherigen Daten zeigen, dass einige Parameter besonders häufig aufgeführt werden. Deshalb sollen im Folgenden in der weiteren Bearbeitung für ausgewählte Parameter (AFS, sauerstoffzehrende Substanzen, Nährstoffe P und N, Schwermetalle, PAK und MKW) die wesentlichen Vorgaben stoffweise beschrieben werden.

4.2.2 Stoffweise Zusammenstellung von Anforderungen bei Einleitung in Oberflächengewässer (Emission/Immission)

4.2.2.1 Feststoffe (AFS: Abfiltrierbare Stoffe)

Feststoffe sind in Niederschlagsabflüssen in bedeutenden Mengen vorhanden. An sie sorbiert werden viele Schadstoffe transportiert, woraus sich viele potenzielle Wirkungen bei Einleitung in Oberflächengewässer ergeben. Wichtig ist die Unterscheidung in AFS-Gesamtwerte und AFS-Feinfraktionen, da mit den Feinfraktionen besonders viele Schadstoffe transportiert werden (siehe auch Kapitel 3.2 und 5.4).

Die verfügbaren Daten bzw. Anforderungen zu AFS-Gesamtwerten umfassen alle Körngrößenklassen und beziehen sich in der Regel auf eine Bestimmungsmethode, die mit einem Filter von 0,45 µm Porengröße arbeitet. Allerdings sind hier auch andere Filtermaterialien zugelassen (z.B. Papierfilter), die zu variierenden Ergebnissen führen können. Bei den AFS-Feinfraktionen werden völlig unterschiedliche Bezugsgrößen angegeben. Einige Quelle definieren die AFS-Feinfraktionen kleiner 1.000 µm, anderen nennen Grenzen von kleiner 63 µm.

Im Folgenden werden die verfügbaren immissions- und emissionsbezogenen Vorgaben zusammengestellt. Wenn die Bezugsgröße für die AFS-Feinfraktionen angegeben ist, wird diese aufgeführt. Oftmals sind jedoch keine Angaben zu finden.

Immissionsbezogene feststoffbezogene Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer in Europa und einigen außereuropäischen Ländern sind sehr heterogen und liegen zwi-

schen 3 mg/l (Norwegen, Schweden) und 70 mg/l (Grenzwert in Frankreich) [UBA, 1999]. Eine Häufung von Grenzwerten bzw. Qualitätsanforderungen liegt bei ca. 10 bis 30 mg/l, siehe Tabelle 4-7.

Tabelle 4-7: *Auswahl an Qualitätsanforderungen bzw. Grenzwerte für Oberflächengewässer für den Parameter AFS (hier: suspendierte Feststoffe) in einigen Ländern [UBA, 1999]*

[mg/l]	Mindestgrenze der angestrebten Qualitätsstufe	Grenzwert im Gewässer
Bulgarien	-	30
Frankreich	30	70
Israel	-	10
Japan	25	-
Norwegen	3	-
Polen	-	20
Schweden	3	-

In der **Schweiz** existieren immissionsseitige Anforderungen in Fließgewässern bei Einleitung von Niederschlagsabflüssen. Erstmals werden hier Aufkommenskonzentrationen mit der Wirkzeit im Gewässer verknüpft. Die Feststoffkonzentration wird in GUS (gesamte ungelöste Stoffe) angegeben. Es werden sogenannte Belastungsstufen von 0 bis 14 definiert; ab der Stufe 8 gibt es Anzeichen von physiologischem Stress und einer schlechten Verfassung der Gewässerorganismen. In der Stufe 8 sind Feststoffkonzentration von 1.000 mg/l für eine Wirkzeit von einer Stunde akzeptabel. Besteht die Feststoffbelastung 24 Stunden, verringert sich die zulässige Feststoffkonzentration auf 100 mg/l. Langfristig anzustreben sind nach diesem Vorschlag GUS-Konzentrationen von 25 mg/l, die wiederum im Bereich der oben aufgeführten Konzentrationen liegen [Krejci et al., 2004].

Bei den **emissionsbezogenen Anforderungen** werden Angaben bei der Einleitung von Niederschlagsabflüssen und Kläranlagen aufgeführt.

So finden sich in der Schweizer Gewässerschutzverordnung für Einleitungen von kommunalem Abwasser Vorgaben für ungelöste Stoffe (filtriert über Membranfilter 0,45 µm). Für Abläufe von **Kläranlagen** < 10.000 EW gilt ein Grenzwert von 20 mg/l, für Kläranlagen > 10.000 EW 15 mg/l [Schweizer Bundesrat, 2008].

In Deutschland existieren keine bundesländerübergreifenden Grenzwerte für AFS in Kläranlagenabläufen. In einigen Kommunalabwasser-Verordnungen der Länder (z.B. Berlin, Bremen, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz) sind fakultative Anforderungen an suspendierte Schwebstoffe (gleichzusetzen mit dem AFS) aus Kläranlagenabläufen festgeschrieben und zwar in der Größenordnung von 35 mg/l.

Kommunale Kläranlagen mit einer gut funktionierenden Nachklärung halten i. d. R. 15 mg/l AFS im Ablauf ein. Sind weitergehende Anforderungen aufgrund der Empfindlichkeit des Gewässers bzw. der Nutzung des Gewässers gefordert, so werden mittels nachgeschalteter Fällungs-Flockungsstufe oder einer Sandfiltration Werte um 5 mg/l erreicht [Flasche, 2006].

Bei Biofilteranlagen sind Werte von 1 mg/l erreichbar (z.B. Kläranlage Starnberger See [AV Starnberger See, 2008]). Die „erreichbaren“ Ablaufkonzentrationen finden häufig Eingang in die entsprechenden Vorgaben im Einzelfall (z.B. Bescheide).

Als emissionsseitige Anforderungen an **Niederschlagsabflüsse** in oberirdische Gewässer wird von fachlicher Seite ein Wert von 20 mg/l für AFS (Fraktion < 1.000 µm) vorgeschlagen. Der Grenzwert von 20 mg/l resultiert aus der Erfahrung, dass dieser Wert mit der Passage einer bewachsenen Bodenzone (zentral über Bodenfilter oder dezentral z.B. in Mulden-Rigolen-Systemen) sicher einzuhalten ist [Sieker, 2009].

Auch im Entwurf des **Anhangs Niederschlagwasser der BL-AG** von Juni 2008 wird der AFS-Parameter als maßgeblich aufgeführt. Hier werden Vorgaben für den AFS-Gesamt (< 1.000 µm) und AFS-fein (< 100 µm) genannt. Entsprechende definierte Werte stehen noch nicht fest [BL-AG, 2008].

In der **DWA-Arbeitsgruppe DWA-AG ES-2.1**, die sich mit der Erarbeitung eines Arbeitsblattes A 102 „Anforderungen an Niederschlagsbedingte Siedlungsabflüsse“ befasst, wird ebenfalls der AFS-Parameter als maßgeblich eingestuft. Die Überlegungen gehen in die Richtung, einen absoluten Grenzwert für die AFS-Feinfraktion (<63 µm) festzulegen, der sich an AFS-Gehalten von Dachabflüssen (60 mg/l) orientiert, da diese Abflüsse i.d.R. als nicht behandlungsbedürftig gelten [DWA, 2010].

In **Baden-Württemberg** wird für zu behandelnde **Straßenabflüsse** ein jährlicher AFS-Rückhalt (gesamt) durch die eingesetzten Behandlungsanlagen gefordert [IM/UM BW, 2008]. Neben der Basisanforderung, die bei 50% Rückhalt liegt, werden abhängig von der Empfindlichkeit bzw. Nutzung des Oberflächengewässers auch höhere Rückhalteleistungen bis 70 % gefordert, siehe auch Tabelle 4-8.

Tabelle 4-8: *Jährlich zurückzuhaltende Feststoffmenge bei Einleitung von Niederschlägen von Straßenoberflächen in Oberflächengewässer in Baden-Württemberg [IM/UM BW, 2008]*

Einleitungsstelle	Rückhalt Feststoffmenge [%]
in ein oberirdisches Gewässer innerhalb eines Wassergewinnungsgebietes (Zone III/III A)	70
in ein oberirdisches Gewässer innerhalb eines Wassergewinnungsgebietes (Zone III B)	65
in ein Gewässer, das ins Grundwasser infiltriert oder innerhalb einer Fließzeit von 2 Stunden bei MQ ein Wasserschutzgebiet erreicht	65
in den Bodensee (Direkteinleitung) und in ein oberirdisches Gewässer innerhalb von Karstgrundwasserleitern (Zone III A/B)	70
im Einzugsgebiet des Bodensees (Indirekteinleitung):	
• Fließzeit zum Bodensee bei Mittelwasserabfluss ≤ 2 h	65
• Fließzeit zum Bodensee bei Mittelwasserabfluss > 2 h	60
in ein anderes besonders schutzwürdiges oder empfindliches Gewässer	> 50

Auf Bundeslandebene gelten in **Berlin** aufgrund der Situation der aufnehmenden Oberflächengewässer besondere Randbedingungen. Hier werden durch hohe Nutzungsansprüche (Badegewässer) und durch das Vorliegen von vielen stehenden Oberflächengewässern besonders hohe Anforderungen (insbesondere Phosphor) an die stoffliche Qualität von Nieder-

schlagsabflüssen gestellt. Deshalb finden sich im Abwasserbeseitigungsplan von Berlin Mindestanforderungen an zentrale Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung. So wird für den AFS-Gesamtgehalt im Ablauf einer Behandlungsanlage ein Mindestgehalt von 30 mg/l verlangt [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001].

In der **Schweiz** wurde 2010 von den Bundesämtern für Straßen und Umwelt der Stand der Technik zur Behandlung von **Straßenabflüssen** festgelegt. Die Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Behandlungsanlagen in Bezug auf Feststoffe (hier GUS) erfolgt dabei in der Angabe der GUS-Konzentration im Ablauf. Diese liegen je nach Leistungsklasse zwischen 10 und 40 mg/l. Ergänzend hierzu wird noch ein empfohlener Wirkungsgrad angegeben [ASTRA und BAFU, 2010].

Fazit

Die Feststoffparameter gehören seit langem zu den Standardparametern in den Abflüssen der Siedlungsentwässerung. Sie sind relativ einfach zu bestimmen, daher ist die Datenlage, insbesondere für den Parameter AFS, gut.

Durch die mögliche Verschlammung der Gewässersohle können sie signifikante direkte Wirkungen auf die Fließgewässerorganismen haben. Des Weiteren gelten sie als Indikatoren für die an ihnen transportierten Stoffe (vorwiegend organischen Schadstoffe).

Damit wird der Parameter AFS gegenwärtig und in Zukunft seine Bedeutung in den Niederschlagsabflüssen behalten.

Deshalb wird eindeutig befürwortet, dass Feststoffe bzw. bestimmte Korngrößenfraktionen auch in die im Rahmen dieses Projektes zu formulierenden Prüfverfahren für Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse aufgenommen werden.

Bei der Festlegung der Prüfanforderungen existieren mehrere Möglichkeiten. Zum einen kann das Einhalten einer absoluten Ablaufkonzentration (AFS-Gesamt oder Feinfraktionen als Obergrenze) gefordert werden, abgeleitet aus vorhandenen Vorgaben für Oberflächengewässer. Zum anderen kann ein bestimmter Wirkungsgrad für den Rückhalt an Feststoffen - typischerweise Fracht bezogen zur Einhaltung im Jahresmittel - gefordert werden. Dieser kann wiederum aus dem Verhältnis an Aufkommen zu Wirkdaten gefolgert werden.

Eine andere Möglichkeit besteht darin, den geforderten Wirkungsgrad mit der „Stellvertreterfunktion“ der Feststoffe für bestimmte Schadstoffe zu verknüpfen. Gerade bei den später diskutierten, hoch relevanten PAK wird deutlich, dass mit der AFS-Prüfung sich auch ein Rückhalt an partikulär transportierten Schadstoffen abbilden lässt (siehe Kapitel 3.6 und 5.4). Diese Vorgehensweise ist für das schon vorhandene Prüfverfahren „Einleitung Verkehrsflächenabflüsse in Grundwasser“ des DIBt gewählt worden [DIBt, 2010]. Man hat hier bewusst auf eine gesundheitlich bedenkliche und methodisch nicht einfache Prüfung des PAK-Rückhaltes verzichtet. Der geforderte AFS-Rückhalt wird anhand eines Vergleiches der Aufkommens- und Wirkwerte für PAK abgeleitet. Im Ergebnis ergibt sich hier für Verkehrsflächenabflüsse (Einleitung Grundwasser) ein zu fordernder AFS-Rückhalt von 92 %.

Dieser Wert liegt für das ebenfalls schon entwickelte Prüfverfahren „Einleitung Metalldachabflüsse in Grundwasser“ wegen der geringeren PAK-Konzentration in Dachabflüssen bei 75 % [Welker et al., 2008b].

Eine Zusammenstellung der bisher formulierten Anforderungen, deren Basis zur Ableitung und erste Vorschläge für die Prüfverfahren in diesem Projekt zeigt Tabelle 4-9.

Tabelle 4-9: Zusammenstellung bisheriger Philosophien zur Ableitung von Anforderungen zum AFS-Gehalt in Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen und erste Vorschläge für dieses Projekt

AFS: abfiltrierbare Stoffe; BBodSchV: Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung; PR: Prüfreigenschaften; OW: Oberflächengewässer; PAK: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe; WG: Wirkungsgrad

Anwendungsbe- reich	Basis zur Ableitung der Anforderungen	Quelle
Dachabflüsse (Metall und belast. Dächer) → Bo- den/Grundwasser	Forderung: WG an AFS von 75 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR; Ge- samfracht = Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in (Metall)Dachabflüssen (0,8 µg/l) und Prüfwerte BBodschV (0,2 µg/l)	LfU Bayern [Welker, 2008b]
Verkehrsflächen- abflüsse → Bo- den/Grundwasser	Forderung: WG an AFS von 92 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR, Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Verkehrsflächenabflüssen (2,5 µg/l) und Prüfwerte BBodschV (0,2 µg/l)	DIBt [DIBt, 2010]
Mischflächen- abflüsse → Ober- flächengewässer	Forderung: WG an AFS von 40 % (Bezug: noch offen, Feinfraktion) Ableitungsbasis: Vergleich Aufkommen AFS _{fein} (< 63 µm) in Mischflä- chenabflüssen (100 mg/l) und Dachabflüssen (60 mg/l); letztere gelten als i.d.R. nicht behandlungsbedürftig	DWA- Arbeitsgruppe [DWA-ES 4.5, 2010]
Dachabflüsse (Metall und belast. Dächer) → Ober- flächengewässer	Forderung: WG an AFS von 50 % (Bezug: Jahresfracht, Gesamtfracht = Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Mischflächenabflüssen (1,0 µg/l) und Vorgaben OW (0,5 µg/l)	dieses Projekt
Dachabflüsse (Metall und belast. Dächer) → Bo- den/Grundwasser	Forderung: WG an AFS von 80 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR; Ge- samfracht = Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in (Metall)Dachabflüssen (1,0 µg/l) und Prüfwerte BBodschV (0,2 µg/l)	dieses Projekt
Verkehrsflächen- abflüsse → Ober- flächengewässer	Forderung: WG an AFS von 80 % (Bezug: Jahresfracht, Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Verkehrsflächenabflüssen (2,5 µg/l) und Vorgaben OW (0,5 µg/l)	dieses Projekt
Mischflächen- abflüsse → Ober- flächengewässer	Forderung: WG an AFS von 75 % (Bezug: Jahresfracht, Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Mischflächenabflüssen (2,0 µg/l) und Vorgaben OW (0,5 µg/l)	dieses Projekt
Mischflächen- abflüsse → Bo- den/ Grundwasser	Forderung: WG an AFS von 90 % (Bezug: Jahresfracht, Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Mischflächenabflüssen (2,0 µg/l) und Vorgaben OW (0,2 µg/l)	dieses Projekt

Deutlich wird, dass eine Anforderung zum Rückhalt von Feststoffe abhängig vom aufneh-
menden Kompartiment und der Art des Niederschlagabflusses ist. In der genaueren Formu-
lierung der zu entwickelnden Prüfverfahren wird die Ableitung der Anforderungen für einen
AFS-Rückhalt noch genauer ausgeführt. Auch die in Tabelle 4-9 aufgeführte Höhe des ge-
forderten Wirkungsgrades ergibt sich aus der logischen Anwendung der bisherigen Prüfphi-
losophien auf die neuen Fragestellungen in diesem Projekt. Sollte aus versuchspraktischen
oder anderen Überlegungen andere Werte eingesetzt werden, ist die Prüfmethodik trotzdem
durchführbar. Es ergibt sich lediglich eine andere Bewertungsgrundlage zum Ergebnis der
durchgeführten Prüfungen.

4.2.2.2 Sauerstoffzehrende Substanzen

Ein übermäßiger Sauerstoffverbrauch durch die Einleitung organischer Stoffe (ausgedrückt in CSB, TOC oder BSB₅) wirkt sich überwiegend in flachen Tieflandgewässern oder gestauten Gewässerabschnitten bzw. Seen und nur situationsbedingt in kleineren Mittelgebirgsbächen aus (siehe Kapitel 3.3). Da sauerstoffzehrende Substanzen auch in Niederschlagsabflüssen vorkommen können, sollen im Rahmen dieses Kapitels die folgenden Aspekte untersucht werden:

- Sichtung der **Vorgaben** zu sauerstoffzehrenden Parametern auf Emissions- und Immissionsseite (Oberflächenflächengewässer),
- erste Bewertung der möglichen Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes von Oberflächengewässern bei Einleitung von Niederschlagabflüssen. Hier soll durch einen **Vergleich** der **Aufkommensdaten** mit häufig formulierten **Vorgaben** eine erste Einschätzung der Relevanz erfolgen.
- Bewertung der **praktischen Prüfbarkeit** eines Parameters zur Abbildung der Sauerstoffzehrung. Hier werden Überlegungen zur Definition einer Modellsubstanz bzw. eines Substanzgemisches angestellt und die Realisierung der Prüfung im Laborbetrieb überdacht.

Abschließend wird in diesem Kapitel eine Bewertung vorgenommen, ob und in welcher Form Parameter zur Abbildung von sauerstoffzehrenden Substanzen in die Prüfverfahren aufgenommen werden sollen.

Emissionsbezogene Anforderungen liegen für diese Substanzgruppe mit Bezug zu Niederschlagsabflüssen nur wenige vor.

Lediglich in **Berlin** werden für Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen emissionsbezogene Mindestanforderungen formuliert. Hier werden durch die besondere Gewässersituation häufig hohe Anforderungen an die stoffliche Qualität von Niederschlagsabflüssen gestellt. Stellvertretend für die sauerstoffzehrenden Verbindungen wird für die Parameter DOC bzw. CSB und BSB eine Reduktion der mittleren Jahresfracht um ca. 80 % in Behandlungsanlagen gefordert [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001].

In der **Schweiz** wurde 2010 von den Bundesämtern für Strassen und Umwelt der Stand der Technik zur Behandlung von **Straßenabflüssen** festgelegt. Die Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Behandlungsanlagen in Bezug auf DOC erfolgt dabei in der Angabe der Konzentrationen im Ablauf. Diese liegen je nach Leistungsklasse zwischen 4 und 10 mg/l [ASTRA und BAFU, 2010].

Immissionsbezogene Vorgaben zu sauerstoffzehrenden Substanzen existieren meist ohne Bezug zu Niederschlagswassereinleitungen. Lediglich das Merkblatt M3 des BWK gibt Mindest-Sauerstoffgehalte im Fließgewässer nach Einleitung von niederschlagsbedingten Abflüssen vor (> 5 mg/l). Berechnet werden diese nach einer Matrix, die den BSB als Hilfsgröße verwendet [BWK-M3, 2004].

Qualitätsanforderungen für Fließgewässer in Deutschland und in Europa zeigt Tabelle 4-10. Bei den Parametern liegt neben der Nennung eines direkten Sauerstoffgehaltes der Schwerpunkt auf den Parametern CSB, BSB, TOC und DOC. Für den BSB liegen diese Werte zwischen 2 und 25 mg/l mit einer Häufung bei ca. 5 mg/l, für CSB bei 20 bis 25 mg/l mit einer Häufung bei ca. 25 mg/l. Die ausgewiesenen TOC-Werte liegen zwischen 5 und 7 mg/l mit einer Häufung bei ca. 7 mg/l [UBA, 1999].

Tabelle 4-10: Vorgaben zu sauerstoffzehrenden Verbindungen in Oberflächengewässern in Deutschland und anderen europäischen Ländern Quelle: LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) [1998], UBA [1999]

[mg/l]	D, VO Schutz OW, guter Zu- stand [BMU, 2010]	D, LAWA, GK II	D, NRW, AGA	D, BWK M3	Schweiz [Schweiz. Bundesrat, 2008]	Frankreich	Polen
Sauerstoff	-	> 6	> 6	> 5	-	> 5	> 6
TOC	7-15 ^{*2}	5	7	-	1-4 DOC ^{*1}	-	-
CSB	-	-	20	-	-	-	25
BSB	2,5-6 ^{*2}	-	5	-	2-4 ^{*1}	25 GW 5 ZV	4

LAWA: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; GK: Gewässergüteklasse; AGA: Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; GW: Grenzwert; ZV: Zielvorgabe, ^{*1} je nach natürlicher Belastung; ^{*2} je nach Gewässertyp

Um eine erste Bewertung der Relevanz der maßgeblichen sauerstoffzehrenden Parameter vorzunehmen, werden in Tabelle 4-11 die Vorgaben in Oberflächengewässern den Aufkommensdaten aus Kapitel 3.3 gegen übergestellt.

Tabelle 4-11: Vergleich Aufkommen und Vorgaben für sauerstoffzehrende Parameter

DA: Dachabfluss, VA: Verkehrsflächenabfluss, MA: Mischflächenabfluss

[mg/l]	Aufkommen Nieder- schlagsabflüsse	Vorgaben Oberflächen- gewässer
CSB	50 DA 100 VA 100 MA	ca. 20-25
BSB	10 DA 15 VA 20 MA	ca. 2-5
TOC	15 DA 20 VA 20 MA	ca. 7

Beim **Vergleich der Konzentrationen** wird die Relevanz der stofflichen Belastung von allen Niederschlagsabflussarten deutlich. Analog zu anderen Parametern sind die Verkehrsflächen- und Mischflächenabflüsse in der Regel höher belastet als die Dachabflüsse.

Zu berücksichtigen sind aber auch mehrere Effekte, die die Relevanz von Niederschlagsabflüssen bezogen auf die Sauerstoffzehrung abschwächen. So tritt bei Einleitung von Nieder-

schlagsabflüssen in ein Oberflächengewässer in der Regel eine Verdünnung auf. Das Ausmaß dieser Verdünnung ist von vielen Faktoren (z.B. Wasserführung des aufnehmenden Gewässers) abhängig und schwankt in großen Bereichen. Des Weiteren findet bei diesen Stoffen in der Regel ein biologischer Abbau im Fließgewässer statt, der die entsprechenden wirksamen Konzentrationen im Gewässer reduziert.

Trotz dieser Effekte kann man als worst-case Betrachtung dennoch sagen, dass das hohe Verhältnis zwischen Aufkommen und Vorgaben eine genauere Betrachtung dieser Parameter erfordert. Dies wird zusätzlich durch die Tatsache gestützt, dass bei Betrachtung der emittierten **Jahresfrachten** in Fließgewässer die Niederschlagsabflüsse im Vergleich zu den Kläranlagenabläufen signifikant sind. So wurde in einer Untersuchung in NRW herausgestellt, dass der Anteil niederschlagsbedingter Abflüsse beim TOC (organische Kohlenstoffverbindungen) bei 58 % der Gesamteinträge aus dem Siedlungsbereich liegt [MUNLV, 2008].

Weitere Kriterien zur Festlegung der sauerstoffzehrenden Stoffe als Parameter für Prüfverfahren sind **versuchspraktische Aspekte**. Entsprechend dem gewählten Konzept, dezentrale Anlagen mit einer Jahresfracht zu beaufschlagen, ließe sich zunächst aus den Aufkommensdaten und der vom Hersteller angegebenen Einzugsfläche eine Zulaufjahresfracht berechnen. Im Unterschied zur Feststoffprüfung ist es aber gegenwärtig völlig offen, mit welchen Substanzen sich eine „CSB-Konzentration“ im Labor einstellen lässt. Hierzu gibt es grundsätzlich zwei Möglichkeiten:

Einmal können reale Proben von Niederschlagsabflüssen verwendet werden. Hier besteht das Problem, entsprechende Proben zeitlich planbar zu erfassen und auch in geeigneten Konzentrationsbereichen einzustellen. Wenn man auf reale Abwasserproben von Kläranlagen ausweicht, die immer verfügbar sind und sich auf entsprechende Konzentrationen verdünnen ließen, entstehen neue Unwägbarkeiten. Durch die Verwendung von Abwasserproben wird eine divergierende Matrix verwendet, die im Vergleich zum Niederschlagsabfluss eine völlig andere Stoffzusammensetzung hat. Ein weiteres Problem ist, dass diese Proben sehr ortsspezifisch sind, d.h. Laborprüfungen, durchgeführt an verschiedenen Standorten, führen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Diese Erfahrung wurde bereits in Untersuchungen zu Substraten von Retentionsbodenfiltern gemacht [MUNLV, 2007]. Da die Reproduzierbarkeit der durchgeführten Prüfversuche aber ausschlaggebend ist, müssen Überlegungen zur Verwendung von synthetischen Modellsubstanzen angestellt werden.

Erste Erfahrungen dazu liegen aus Untersuchungen zur Prüfung von Substraten in Retentionsbodenfiltern vor [MUNLV, 2007; Dittmer, 2006]. In labortechnischen Säulenversuchen sollte die Wirksamkeit verschiedener Substrate unter kontrollierbaren Betriebsbedingungen getestet werden. Dazu wurden für die CSB-Belastung zum einen Glucoselösungen und zum anderen Phthalatlösungen verwendet. Bei den Versuchen mit der Glucoselösung stellte sich im Einfahrbetrieb auf Grund der guten Abbaubarkeit eine sehr starke biologische Aktivität ein. Ein negativer Effekt hiervon war, dass es zu einer vermehrten Pilzbildung und damit zu einer Kolmation kam. Im zweiten Versuch wurden Phthalatlösungen verwendet. Phthalate gelten im Vergleich zur Glucose als schwerer biologisch abbaubar. Tatsächlich war die Abbaubarkeit dieser Verbindungen so gering, dass unter Betriebsbedingungen kein biologischer Abbau zu finden war. Der Kompromiss war eine Mischung aus ortsspezifischem Abwasser der vorhandenen Kläranlage und einer Glucoselösung. Allerdings wurden auch bei

dieser Vorgehensweise an zwei Untersuchungsstandorten (Kaiserslautern und FH Münster) unterschiedliche Ergebnisse gefunden. Im Ergebnis gelang es nicht, an zwei Standorten reproduzierbare Laborbedingungen einzustellen [MUNLV, 2007].

Fazit

Der CSB ist ein wichtiger und häufig untersuchter Summenparameter zur Erfassung oxidierbarer Substanzen. Er dient als Kenngröße für den Verschmutzungsgrad von verschiedenen Wassermatrizes (Niederschlagsabfluss). Wegen der guten Datenlage in vielen Systemkomponenten ist der Parameter CSB eine gute Vergleichskenngröße. Die Datenlage zu BSB-Konzentrationen in Niederschlagsabflüssen ist im Vergleich zum CSB viel geringer. Der BSB ist ein Wirkungsparameter zur Abbildung des Sauerstoffhaushaltes in Gewässern. Deshalb wird er in Vorgaben zur Beschreibung möglicher Beeinträchtigungen durch niederschlagsbedingte Einleitungen genannt [Lammersen, 1997; BWK-M3, 2004]. Wegen der aufwendigen Bestimmungsmethoden ist der Parameter BSB als Routineparameter in den Niederschlagsabflüssen aber nur bedingt geeignet.

Die Untersuchungen zum Aufkommen und zur möglichen Wirksamkeit bei Einleitung in Oberflächengewässer führen zu dem Ergebnis, dass sauerstoffzehrende Parameter grundsätzlich in Prüfverfahren zu berücksichtigen sind. Weitere Überlegungen zur Bewertung der Prüfbarkeit in einem Laborprüfverfahren führen aber zu der Erkenntnis, dass die sauerstoffzehrenden Substanzen nicht unter reproduzierbaren Bedingungen prüfbar sind. Dies liegt vor allem daran, dass biologische Abbauprozesse in jedem Versuchsdesign stattfinden, die sich nicht vollständig wiederholbar und repräsentativ einstellen lassen. Da ein Teil der sauerstoffzehrenden Substanzen auch assoziiert an Partikeln transportiert werden, lässt sich zumindest ein Teilwirkungsgrad über die Ergebnisse der geplanten Feststoffprüfung ableiten.

Insgesamt wird daher für die in diesem Vorhaben zu entwickelten Prüfverfahren vorgeschlagen, auf eine Laborprüfung der sauerstoffzehrenden Verbindungen zu verzichten.

4.2.2.3 Nährstoffe Stickstoff und Phosphor

Bei den Stickstoffverbindungen sind vornehmlich $\text{NH}_3/\text{NH}_4\text{-N}$ -Stöße mit akut toxischen Wirkungen hauptsächlich in kleineren Gewässern, aber auch in gestauten Gewässern oder Seen, relevant. Aufgrund der Hauptwirkung von Phosphorverbindungen als Eutrophierungsfaktor stehen im Unterschied zum Ammonium eher akkumulierende Belastungen durch niederschlagsbedingte Einleitungen im Vordergrund. Da in Niederschlagsabflüssen im Vergleich zum Schmutzwasser nur geringe Konzentrationen enthalten sind, haben sie nur einen moderaten Anteil an den in Gewässer eingeleiteten Phosphorfrachten. Im Vordergrund stehen hier nach wie vor die kommunalen Kläranlagen und diffuse Quellen (z.B. Bodenerosion von landwirtschaftlichen Flächen).

In **Deutschland** existieren keine Vorgaben zur Begrenzung der Phosphor-**Emissionen** aus Niederschlagsabflüssen. Allerdings werden im Einzelfall bei empfindlichen Gewässern auf regionaler Ebene weitergehende Anforderungen zum Phosphorrückhalt genannt. So ist beispielsweise in **Berlin** durch die Gewässersituation sehr oft der Parameter Phosphor maßgeblich. Für zentrale Regenwasserbehandlungsanlagen werden daher Mindestanforderungen formuliert. Für den Gesamt-Phosphor müssen Behandlungsanlagen eine Reduktion der mittleren Jahresfracht von ca. 80 % nachweisen [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001].

Im **außereuropäischen Ausland** (Australien, USA) werden häufiger von den Behörden Rückhalteleistungen für Nährstoffe, insbesondere für Phosphor, verlangt. So kann nach den Regelungen des Staates Washington (USA) ein Anlagenhersteller die Wirksamkeit seiner Anlage durch Feldversuche (reale Anlagen) und Laborprüfungen (Maßstab 1:1) nachweisen. Die Anforderungen unterscheiden sich in Normalanforderungen (basic) und weitergehende (enhanced) Vorgaben. Bei den zu berücksichtigenden Parametern werden neben den Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) auch Phosphor betrachtet. Welcher Parameter mit welcher Anforderung maßgeblich ist, entscheidet die Behörde im Einzelfall [Washington State Department of Ecology, 2004].

Unabhängig von der Art der Emissionen werden in vielen Ländern **immissionsseitige Anforderungen** formuliert. Viele Länder formulieren strengere Zielvorgaben, die eher als Orientierungswerte für mögliche Belastungen gelten und Grenzwerte, die sicher einzuhalten sind. Zielvorgaben im Sinne der deutschen Regelungen der LAWA sind fachlich begründete und auf allgemeine Vorgaben gestützte Bewertungsmaßstäbe und keine Grenzwerte. Sie dienen als Orientierungswerte; eine Überschreitung führt nicht zwingend zu Sofortmaßnahmen zu deren Verminderung [Rocker, 1999].

Eine Zusammenstellung von Vorgaben für Nährstoffe im europäischen Vergleich zeigt Tabelle 4-12. Die Qualitätsanforderungen in Oberflächengewässern liegen für Ammonium-N zwischen 0,1 und 8,0 mg/l mit einer Häufung bei ca. 0,5 mg/l [UBA, 1999].

Die direkte Wirkung von Stickstoff und Phosphor als Nährstoffe (P_{ges} und N_{ges}) sind eher in gestauten Gewässern und Seen relevant. Die Qualitätsanforderungen für Fließgewässer in Europa für P_{ges} liegen zwischen 0,01 und 0,2 mg/l, wobei in den seenreichen, skandinavischen Ländern eine Häufung für P_{ges} bei unter 0,015 mg/l festzustellen ist und bei den übr-

gen Ländern bei 0,10 mg/l. Für Gesamt-N werden Vorgaben im Bereich zwischen 0,4 und 3,0 mg/l aufgeführt [UBA, 1999].

Tabelle 4-12: Vorgaben zu Nährstoffparametern in Oberflächengewässern im europäischen Vergleich Quelle: LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) [1998], UBA [1999]

[mg/l]	D, VO Schutz OW, guter Zustand [BMU, 2010]	D, LAWA; GK II	D, NRW; AGA	Schweiz [GSchV, 2008, Keller, 2003]	Frankreich	Norwegen
Ammonium-N	0,1-0,3 * ²	0,3	1	0,2-0,4 * ¹	8 GW 0,5 ZV	-
Gesamt N	-	3	-	-	-	0,4
Gesamt-P	0,1-0,3 * ²	0,15	0,3	0,03 (Seen) 0,15 (Flüsse)	-	0,011

LAWA: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; GK: Güteklasse; AGA: Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; GW: Grenzwert; ZV: Zielvorgabe; *¹: Summe NH₄ und NH₃ je nach Temperatur; *²: je nach Gewässertyp

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurden 2006 Orientierungswerte für allgemeine chemisch-physikalische Parameter für den Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland ermittelt [Borchardt und Völker, 2006]. Die Ergebnisse basieren dabei auf Grenzwerten aus EU-Richtlinien sowie auf LAWA-Zielvorgaben und LAWA-Güteklassifizierungen (1998).

Differenziert wird nach Art des Gewässers sowie nach Referenzwerten und Schwellenwerten. Dabei führt die Einhaltung der Referenzwerte zu einer Einstufung „sehr guter Zustand“, während bei Einhaltung der Schwellenwerte eine Einstufung in den „guten Zustand“ möglich wäre.

Tabelle 4-13: Referenz- und Schwellenwerte (90 % Perzentil) für Nährstoffe in Fließgewässern [Borchardt und Völker, 2006]
RW: Referenzwert für sehr guten Zustand, SW: Schwellenwert für guten Zustand

[mg/l]	Salmonidengewässer				Cyprinidengewässer					
	Mittelgebirgsfließgewässer		Tieflandfließgewässer				Große Flüsse und Ströme		Organische Fließgewässer	
	RW	SW	RW	SW	RW	SW	RW	SW	RW	SW
NH ₄ -N	< 0,04	< 0,3	< 0,04	< 0,3	< 0,04	< 0,3	< 0,04	< 0,3	< 0,04	< 0,3
N _{ges}	< 2,5	< 5	< 2,5	< 5	< 2,5	< 5	< 2,5	< 5	< 2,5	< 5
P _{ges}	< 0,05	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05	< 0,15	< 0,05	< 0,15	< 0,05	< 0,15

Tabelle 4-14: Referenz- und Schwellenwerte (Jahresmittelwerte) für Phosphor in Seen [Borchardt und Völker, 2006]
RW: Referenzwert für sehr guten Zustand, SW: Schwellenwert für guten Zustand

[mg/l] Jahresmittelwert	natürlicherweise oligotrophe Seen		natürlicherweise mesotrophe Seen		natürlicherweise eutrophe Seen	
	RW	SW	RW	SW	RW	SW
P _{ges}	< 0,015	0,020	0,015 – 0,045	0,050	0,045 – 0,085	0,09

Spezifisch für die Einträge von **niederschlagsbedingten Abflüsse** existieren die folgenden **immissionsseitigen Anforderungen**.

Fenz und Nowak [1998] beschreiben eine Regelung aus **England**. Die maßgeblichen Immissionskriterien sind das Ammonium und das Ammoniak. Die potenziell schädliche Wirkung von Ammonium in Gewässern beruht auf der pH- und temperaturabhängigen Bildung von Ammoniak.

Tabelle 4-15: Ammoniak-Grenzwerte aus England in Abhängigkeit von der Dauer und der Wiederkehrhäufigkeit der Belastung [Foundation of Water Research 1994, zitiert in Schäfer und Hoffmann 1998]

Wiederkehrhäufigkeit/ Wirkdauer [mg/l]	1 Stunde	6 Stunden	24 Stunden
monatlich	0,150	0,075	0,030
vierteljährlich	0,225	0,125	0,050
jährlich	0,250	0,150	0,065

In **Deutschland** wird im **Merkblatt BWK-M3** ein Ammoniakgrenzwert im Gewässer nach der Einleitung von Niederschlagsabflüssen von 0,1 mg/l NH₃-N gefordert. Bei Unterschreitung dieses Wertes wird davon ausgegangen, dass keine signifikante Schädigung der aquatischen Lebensgemeinschaften vorkommt [BWK-M3, 2004].

Um eine erste Bewertung der Relevanz der maßgeblichen Nährstoffparameter vorzunehmen, werden in Tabelle 4-11 die Vorgaben in Oberflächengewässern den Aufkommensdaten aus Kapitel 3.4 gegen übergestellt.

Tabelle 4-16: Vergleich Aufkommen und Vorgaben für Nährstoffparameter

DA: Dachabfluss, VA: Verkehrsflächenabfluss, MA: Mischflächenabfluss

	Aufkommen Nieder- schlagsabflüsse	Vorgaben Oberflächen- gewässer
Ammonium-N	1,0 DA 1,0 VA 1,0 MA	ca. 0,3-0,5
Gesamt-N	5,0 DA 3,0 VA 6,0 MA	ca. 3,0-5,0
Gesamt-P	0,2 DA 0,5 VA 0,8 MA	ca. 0,15-0,3 bei Seen niedriger (ca. 0,03)

Fazit

Bei den **Stickstoffverbindungen** sind Wirkungen auf Oberflächengewässer auf zwei Ebenen möglich. Einmal können das **Ammonium** und das mit ihm im pH-abhängigen Gleichge-

wicht stehende **Ammoniak** unter bestimmten Randbedingungen akute vor allem fischgiftige Wirkungen haben. Beim Vergleich der Aufkommenskonzentrationen in Niederschlagsabflüssen mit Vorgaben in Oberflächengewässern wird deutlich, dass diese Belastung nur in Einzelfällen bei ungünstigen Randbedingungen (z.B. Fremdwasser, Landwirtschaft) ein Problem darstellen wird (siehe Tabelle 4-16). Viel bedeutsamer sind hier die Mischwasserentlastungen, die Ammoniumgehalte bis zu 5 mg/l aufweisen können [Welker, 2005]. **Für Prüfverfahren für Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen wird daher auf eine Ammoniumprüfung verzichtet.**

Eine weitere Möglichkeit der Wirkungen von Stickstoffverbindungen sind längerfristige Effekte als sogenannte Eutrophierungsfaktoren. Zur Beurteilung dieser Wirkung wurde ein Vergleich der Daten in Bezug auf den Parameter **N-Gesamt** vorgenommen. Bei diesem Vergleich wird deutlich, dass die Aufkommensdaten in Niederschlagsabflüssen entweder in der gleichen Größenordnung oder unter häufig genannten Vorgabenwerten liegen (siehe Tabelle 4-16). Auch hier sind die Mischwasserentlastungen durch ihren Schmutzwasseranteil signifikanter als die Niederschlagsabflüsse. **Auch für den Parameter N-Gesamt wird daher keine Notwendigkeit gesehen, ihn in ein Laborprüfverfahren aufzunehmen.**

Analog zu den Gesamt-Stickstoffverbindungen haben auch die **Phosphorverbindungen** vorwiegend längerfristig eutrophierende Effekte. Beim Vergleich der Aufkommensdaten zu publizierten Vorgaben sind zunächst höhere Konzentrationsverhältnisse als beim Stickstoff zu erkennen. Auch der Unterschied zu den Mischwasserentlastungen ist nicht ganz so deutlich ausgeprägt wie beispielsweise beim Ammonium. Bezogen auf Phosphor können also Niederschlagsabflüsse grundsätzlich zu einer Gewässerbelastung beitragen. Die gefundenen Konzentrationen in verschiedenen Abflussarten überschreiten häufig genannte Vorgabenwerte deutlich, insbesondere die für stehende Gewässer (siehe Tabelle 4-16). Deshalb finden sich bezogen auf Niederschlagsabflüsse im außereuropäischen Ausland oder in empfindlichen Regionen in Deutschland (z.B. Berlin, Bodensee) auch Phosphor-Emissionsanforderungen.

Trotz dieser Situation reicht diese Bewertung nicht aus, um bundesweit geltenden Emissionsanforderungen abzuleiten und diese in ein Prüfverfahren zu implementieren. Zu berücksichtigen ist hierbei auch, dass die Anteile der bundesweit in Gewässer eingetragenen Nährstofffrachten von Niederschlagsabflüssen sehr gering sind. Andere Quellen, wie Kläranlagenabläufe, sind bei diesen Parametern weiterhin wesentlich signifikanter [BMU, 2006].

Deshalb ist es der Prüfung im Einzelfall vorbehalten, ob eine Behörde (z.B. in Berlin) eine Emissionsanforderung für Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse verlangt. Theoretisch wäre eine Prüfung auf einen Phosphorrückhalt analog zu den Bedingungen des AFS-Rückhaltes oder des Schwermetallrückhaltes möglich. Mit Blick auf die möglichen Einsatzgebiete von Behandlungsanlagen auch im außereuropäischen Ausland sollte in weiteren Forschungsarbeiten die genauen Randbedingungen einer solchen Prüfung ausgearbeitet werden.

Auf eine Phosphorprüfung mit einer Basisanforderung zum Einsatz in Deutschland wird aber im Rahmen dieses Projektes aus den genannten Gründen verzichtet.

4.2.2.4 Schwermetalle

Verschiedene Schwermetalle können akut oder in ihrer Langzeitwirkung schädigend auf die Organismen im Gewässer wirken (siehe Kapitel 3.5). Da einige Schwermetalle grundsätzlich in relevanten Konzentrationen in Niederschlagsabflüssen vorkommen, sollte ihre Eignung als Prüfkriterium untersucht werden. Dazu werden zunächst die verfügbaren Vorgaben bei Einleitung in Oberflächengewässer zusammengestellt.

Analog zu den bisher beschriebenen Stoffparametern existieren auch bei den Schwermetallen kaum **emissionsseitigen Anforderungen** zu Niederschlagsabflüssen.

Obwohl gerade die Belastungen von Niederschlagsabflüssen mit Kupfer und Zink in vielen Veröffentlichungen als relevant eingestuft werden, werden keine konkreten Vorgaben (z.B. zulässige Ablaufkonzentrationen) genannt. Vielmehr werden sie oft qualitativ als relevante Parameter aufgeführt ohne Angabe von definierten Werten. So werden im Trenngebietserlass aus **NRW** die Schwermetalle als relevante Stoffbelastungen in Niederschlagsabflüssen genannt [MUNLV, 2004].

In den technischen Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in oberirdische Gewässer in **Bayern** (TRENOG) [Bayerisches Staatsministerium fUG, 2008a] werden die Parameter Kupfer, Zink und Blei lediglich für eine spezielle Abflussart aufgeführt. So wird für Niederschlagsabflüsse von Metalldächern eine Behandlung vor der Einleitung vorgeschrieben.

Des Weiteren sind in **Berlin** für zentrale Regenwasserbehandlungsanlagen Mindestanforderungen formuliert worden. Für ausgewählte Schwermetalle müssen Behandlungsanlagen eine Reduktion der mittleren Jahresfracht von ca. 80 % nachweisen [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001]. Damit findet man in Berlin die weitreichendsten Anforderungen zum Rückhalt von Schwermetallen in Behandlungsanlagen. Wie bereits erwähnt, sind im Raum Berlin auch besonders empfindliche Gewässer anzutreffen.

In der **Schweiz** wurde 2010 von den Bundesämtern für Straßen und Umwelt der Stand der Technik zur Behandlung von **Straßenabflüssen** festgelegt. Die Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Behandlungsanlagen in Bezug auf Schwermetalle (hier Kupfer und Zink) erfolgt dabei in der Angabe der Konzentration im Ablauf. Diese liegen je nach Leistungsklasse beim Kupfer zwischen 5 und 20 µg/l und beim Zink zwischen 10 und 40 µg/l. Ergänzend hierzu wird noch ein empfohlener Wirkungsgrad (Cu: ca. 60-90 %; Zn: ca. 60-90 %) angegeben [ASTRA und BAFU, 2010].

Wesentlich mehr Daten existieren zu **immissionsbezogenen** Vorgaben, die im Folgenden beschrieben werden. Zu beachten ist hierbei, dass die Werte teilweise nicht direkt miteinander vergleichbar sind, da sie sich entweder auf den Gesamtgehalt oder den gelösten Anteil an Schwermetallen beziehen (siehe Kapitel 3.5).

Die wichtigsten Immissionsvorgaben in **Europa** sind die im Jahr 2006 veröffentlichten Zahlenwerte der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). Die Kommission legt für ausgewählte Schwermetalle zum einen zulässige Höchstkonzentrationen und zum anderen erwünschte Jahresdurchschnittskonzentrationen fest (siehe Tabelle 4-17). Beide Vorgaben beziehen sich

auf den gelösten Anteil der Schwermetalle und berücksichtigen nicht die niederschlagsrelevanten Schwermetalle Kupfer und Zink [EU Kommission, 2006].

In den **USA** werden von der Environmental Protection Agency (EPA) ebenfalls zwei Kriterien für den gelösten Schwermetallanteil benannt, unterschieden nach akuter bzw. chronischer Wirkung. Dabei spielt die Härte des Wassers eine bedeutende Rolle [EPA, 2002].

In der **Schweiz** werden in der aktuellen Gewässerschutz-Verordnung Schwermetallwerte für den gelösten Anteil angegeben, der als relevant eingestuft wird. Gleichzeitig werden aber auch Gesamtgehalte angegeben, bei deren Einhaltung davon ausgegangen wird, dass auch die Grenzwerte für den gelösten Anteil nicht überschritten werden [GSchV, 2008].

Tabelle 4-17: Immissionsseitige Vorgaben zu Schwermetallen in Oberflächengewässern

	EG, WRRL Anhang X Jahresdurchschnitt [EU Kommission, 2006]	EG, WRRL Anhang X Zulässige Höchstkonzentration [EU Kommission, 2006]	USA, EPA, akut [EPA, 2002]	USA, EPA, chronisch [EPA, 2002]	Schweiz [GSchV, 2008]	Schweiz [GSchV, 2008]
[µg/l]	gelöst	gelöst	gelöst	gelöst	gelöst	gesamt
Blei	7,2	-	65	2,5	1,0	10
Cadmium	0,08-0,25 ^{*1}	0,45-1,5 ^{*1}	2,0	0,25	0,05	0,2
Chrom	-	-	570	74	-	5
Kupfer	-	-	13	9	2,0	5
Nickel	20	-	470	52	5,0	-
Quecksilber	0,05	0,07	1,4	0,77	0,01	-
Zink	-	-	120	120	5,0	20

*1: abhängig von Wasserhärteklasse

Im Unterschied zu den meisten bisher genannten Vorgaben haben sich die **nationalen Fachverbände (LAWA)** auf eine Berücksichtigung der Gesamtschwermetallgehalte festgelegt. Die formulierten Zielvorgaben (ZV) stellen fachlich begründete Konzentrationsangaben dar, die nach Möglichkeit nicht überschritten werden sollen. Eine Einhaltung gewährleistet nach den Vorstellungen der LAWA, dass eine Gefährdung nicht zu besorgen ist [LAWA, 1998]. Bei der Festsetzung der Höhe der ZV werden für anthropogene Stoffe die Toxizitätswerte von Vertretern der Gewässerbiozönose (z.B. Bakterien, Fische, Algen) herangezogen. Hierbei wird die niedrigste wirksame Dosis (z.B. NOEC) mit einem Ausgleichsfaktor (meist 0,1) multipliziert. Bei natürlichen Stoffen - wie den Schwermetallen - orientieren sich die Zielvorgaben an der natürlichen Grundbelastung. Diese Festlegung ist in der Wasserphase der Oberflächengewässer schwierig, da es praktisch keine unbeeinflussten Gewässer mehr gibt. Des Weiteren wird nicht immer klar dokumentiert, ob es sich bei den genannten Schwermetallwerten um Gesamtgehalte oder lösliche Anteile handelt [LAWA, 1998]. Ein weiteres Problem ist, dass der lösliche Anteil nicht zwangsläufig identisch mit dem bioverfügbaren und damit potenziell toxischen Anteil ist. So werden in geringem Umfang auch Schwermetalle aus der partikulären Phase in Organismen aufgenommen. Da die Bestimmung des bioverfügbaren Anteils in Gewässern stark variiert und aufwendig ist (s.o.), beinhalten die Ansätze

der LAWA die Gesamtschwermetalle als Zielvorgabe [LAWA, 1998]. Die ZV der LAWA definieren Vorgaben in Abhängigkeit vom Schutzgut in Gewässer. Es existieren 5 Klassen, die verschiedene Schutzziele (z.B. Bewässerung, Fischerei) berücksichtigen. In Tabelle 4-18 werden die Zielvorgaben der LAWA für die Schutzziele „Aquatische Lebensgemeinschaften“ und „Trinkwasserversorgung“, die Vorgaben „AGA“ aus NRW und weitere Regelungen aus europäischen Nachbarländern gegenübergestellt.

Die Zielvorgaben für Kupfer und Zink der LAWA variieren sehr stark, je nach berücksichtigtem Schutzziel. Kupfer und Zink haben im Vergleich zu ökotoxischen Wirkungen wesentlich geringere humantoxische Effekte. Deshalb ist die tolerierbare Zielvorgabe beim Schutzziel „Trinkwasserversorgung“ wesentlich höher als beim Schutzziel „aquatische Organismen“. Da die ökotoxischen Effekte zur Beurteilung von Niederschlagsabflüssen aber ebenfalls wichtig sind, sollten die niedrigeren ZV in Betracht gezogen werden.

Die nationalen Vorgaben „AGA“ aus NRW liegen in etwa in der Mitte zwischen den beiden ZV der LAWA. Auch der Vergleich mit skandinavischen Nachbarländern zeigt, dass die Vorgaben in einem gewissen Bereich schwanken. Gerade in den skandinavischen Ländern werden besonders hohe Anforderungen an die Qualität von Oberflächengewässern gestellt. Die genannten Größenordnungen lassen sich aber mit den in Deutschland genannten Vorgaben vergleichen.

Tabelle 4-18: immissionsseitige Vorgaben zu Schwermetalle in Oberflächengewässern
Quelle: LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) [1998]

	D, ZV LAWA Schutzgut: aquatische Or- ganismen	D, ZV, LAWA Schutzgut: Trinkwasserver- sorgung	D, AGA, NRW	Schweden	Norwegen
[µg/l]	gesamt	gesamt	gesamt	n.b.	n.b.
Blei	3,4	50	20	1	3
Cadmium	0,07	1	1	0,05	0,1
Chrom	10	50	30	2	3
Kupfer	4	20	40	1	5
Nickel	4,4	50	30	5	10
Quecksilber	0,04	0,5	0,5	-	0,04
Zink	14	500	300	5	30

n.b.: nicht bekannt

Um eine erste Bewertung der Relevanz der maßgeblichen Schwermetalle vorzunehmen, werden in Tabelle 4-11 die Vorgaben in Oberflächengewässern den Aufkommensdaten aus Kapitel 2.2 gegen übergestellt. Als Vergleich dienen vorwiegend die Schwermetallangaben mit Bezug zum Gesamtgehalt.

Tabelle 4-19: Vergleich Aufkommen und Vorgaben für Schwermetalle

DA: Dachabfluss, mDA: Metalldachabflüsse, VA: Verkehrsflächenabfluss, MA: Mischflächenabfluss; BBodschV: Prüfwerte der Bundesbodenschutz-VO; GFS: Geringfügigkeitsschwellenwerte

[µg/l]	Aufkommen Niederschlagsabflüsse	Vorgaben Oberflächengewässer
Kupfer	100 DA 3.000 mDA 80 VA 80 MA	ca. 4,0-10 zum Vergleich: BBodschV: 50 GFS: 14
Zink	600 DA 6.000 mDA 440 VA 500 MA	ca. 14-30 zum Vergleich: BBodschV: 500 GFS: 58
Blei	55 DA 170 VA 108 MA	ca.- 1,0-10 zum Vergleich: BBodschV: 25 GFS: 7,0
Cadmium	0,8 DA 5,0 VA 2,5 MA	ca. 0,1-1,0 zum Vergleich: BBodschV: 5,0 GFS:0,5

Fazit

Die Ergebnisse aus der Tabelle 4-19 zeigen, dass das Verhältnis Aufkommen zu Vorgaben bei Kupfer, Zink und Blei deutlich erhöht ist. Auch beim Cadmium ist dieses Verhältnis erhöht, aber in geringerem Ausmaß. Bei einer Betrachtung der Frachteinträge von Schwermetallen in Oberflächengewässer wird die Relevanz der genannten Elemente ebenso deutlich. In der bundesweiten Bilanz der Einträge (Jahresfrachten) in deutsche Oberflächengewässer machen die urbanen Flächen (Trenngebietsauslässe und Mischwasserentlastungen) beim Kupfer 30 % und beim Zink 34 % aus [Böhm et al., 2001]. Im Bericht des BMU zur Gewässergütesituation in Deutschland von 2006 wird festgestellt, dass die Zielvorgaben der LAWA an 50 % der Messstellen für bestimmte Schwermetalle nicht eingehalten werden. Im Fazit wird hier vorgeschlagen, zukünftig weitere Anstrengungen zur Reduktion der Zink-, Kupfer und Cadmiumgehalte zu unternehmen, die vorwiegend von Niederschlagsabflüssen stammen [BMU, 2006].

Insgesamt ist also wegen der genannten Gründe die Berücksichtigung der Schwermetalle Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Prüfverfahren für Behandlungsanlagen sinnvoll.

Wenn man innerhalb der vier genannten Elemente eine weitere Einschränkung vornehmen will, ist das Blei am ehesten auszuschließen. Einmal wird es bei der Aufführung von relevanten Schwermetallen zunehmend weniger genannt. Auch der genannte BMU Bericht fokussiert sich in erster Linie auf Cadmium, Kupfer und Zink. Zum anderen ist die Belastungssituation beim Blei in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen, vornehmlich bedingt durch die Substitution von Blei in Kraftstoffen. Dies führt dazu, dass in jüngeren Messpro-

grammen kaum noch messbare Bleikonzentrationen aufzufinden sind. Da Blei überwiegend partikulär transportiert wird (> 90 %), kann ein Rückhalt auch über den Ersatzparameter AFS miterfasst werden. Aus diesen Gründen werden im Folgenden nur die Parameter Cadmium, Kupfer und Zink weiterbetrachtet.

Wie schon bei den sauerstoffzehrenden Substanzen müssen für die Entscheidung, welche Schwermetalle geprüft werden, auch versuchspraktische Aspekte berücksichtigt werden.

Alle Schwermetalle können unter Laborbedingungen grundsätzlich reproduzierbar geprüft werden. Zur Prüfung sind Schwermetalllösungen anzusetzen, die entsprechenden Mengen können bei einer geplanten Prüfung im realen Maßstab bis zu 3.000 l betragen. Da aus Umweltgesichtspunkten und aus gesundheitlichen Gründen eine Verwendung, insbesondere mit solch großen Mengen an Cadmiumlösungen nicht ideal ist, wird auch das Element Cadmium von der Prüfliste gestrichen. Als weiteres Argument für diesen Schritt kann angeführt werden, dass sich das noch verbleibende Element Zink bei vielen Substanzeigenschaften sehr ähnlich wie das Cadmium verhält.

Im Ergebnis bleiben für eine Prüfung des Schwermetallrückhaltes von Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse die Schwermetalle **Kupfer** und **Zink** übrig.

Bei der Festlegung von Anforderungen muss die Aufkommensrelevanz in den einzelnen Abflussarten berücksichtigt werden. Im Unterschied zu allen anderen betrachteten Stoffparametern sind beim Kupfer und Zink die **Dachabflüsse** durchweg höher belastet als die Verkehrsflächenabflüsse (siehe Tabelle 4-19). Dabei sind die Dachabflüsse nochmals zu unterscheiden in Metaldachflüsse, ein Spezialfall, für die ein eigenes Prüfverfahren angewendet wird und die „normalen“ Dachabflüsse, deren Kupfer- und Zinkbelastungen auch höher als bei den Verkehrsflächenabflüssen liegen. Diese Belastungen resultieren vorwiegend aus bautechnischen Dachanteilen (z.B. Regenrinnen, Fallrohre). Die Konzentrationsbereiche von beiden Elementen liegen deutlich über häufig anzutreffenden Vorgaben in Oberflächengewässern. Auch mit Bezug zu Stofffrachten liefern nach Untersuchungen des UBA Dach- und Fassadenabläufe den höchsten Anteil an den Zink-Einträgen in deutsche Oberflächengewässer [UBA, 2005].

In Analogie zu den anderen betrachteten Stoffparametern müsste also eine grundsätzliche Behandlungspflicht sowohl für Dachabflüsse als auch für Verkehrsflächenabflüsse bezogen auf Kupfer und Zink resultieren. Dies ist aber eine Forderung, die insbesondere für die bislang als gering belasteten und damit nicht als behandlungsbedürftig eingestuften Dachabflüsse zu weitgehend erscheint. In der Fachwelt besteht ferner Einigkeit darüber, dass eine grundsätzliche Behandlung von Abflüssen von „normalen Dächern“ nicht angezeigt ist. Bei Anwendung der Ableitungsphilosophie der vorhandenen Prüfverfahren zur Schwermetallprüfung (siehe

Tabelle 4-9: Verkehrsflächenabfluss in Grundwasser) würden übertragen auf Oberflächengewässer sehr hohe Rückhalteleistungen von über 90 % resultieren. Dies ist sowohl vom Grundsatz her als auch in der resultierenden Höhe eine völlig überhöhte Anforderung. Für Dachabflüsse werden daher mit Ausnahme der Metaldächer und Dächer in belasteten Gewerbegebieten vorgeschlagen, keine Anforderungen für Prüfverfahren zu formulieren. Hierbei ist nochmals zu betonen, dass diese Einschätzungen im Hinblick auf bundesweit gelten-

de Basisanforderungen vorgenommen wurden. Sind aufnehmende Oberflächengewässer im Einzelfall besonders empfindlich gegen über Schwermetalleinträgen, bleibt es der Behörde ungenommen, weitergehende Anforderungen (siehe Situation in Berlin) zu stellen.

Bei den abzuleitenden Anforderungen für die **Verkehrsflächenabflüssen** ist die Situation etwas anders zu bewerten. Bedingt durch die zusätzliche Nutzung durch den Verkehr kann es im Unterschied zu den „normalen“ Dachabflüssen durch Unfälle oder durch besondere Verkehrssituationen (Brems-/Anfahrzonen) vermehrt zu Spitzenbelastungen kommen. Deshalb sind hier gerade bei Einleitung von hoch belasteten Straßenabflüssen Anforderungen an Kupfer und Zink grundsätzlich zu.

Bei der Auswahl der Anforderungsbasis können verschiedene Grundlagen herangezogen werden.

Einmal können diverse Vorgaben aus den einschlägigen Immissionsregelung zu Oberflächengewässern berücksichtigt werden (siehe Tabelle 4-17 und Tabelle 4-18).

Eine andere Möglichkeit besteht darin, pauschal die vielfach diskutierten Geringfügigkeitsschwellenwerte GFS aus dem Boden/Grundwasserbereich zu verwenden. Diese Werte sind mit ökotoxikologischen Daten abgeleitet worden. Da nur in geringem Umfang Daten zu Ökotoxizität an Grundwasserorganismen vorliegen, sind vielfach die vermehrt publizierten Daten von Organismen in Oberflächengewässern für die Ableitung verwendet worden. Insofern passen diese Daten zumindest aus ökotoxikologischer Sicht auch für Vorgaben bei Einleitung in Oberflächengewässer. Ein weiterer Vorteil bei dieser Auswahl läge in der Gleichbehandlung der Organismen in Grundwasser- und Oberflächengewässer. Anders ausgedrückt, wäre es nicht fachlich zu begründen, warum Grundwasserorganismen eine andere Schutzbedürftigkeit als Oberflächengewässerorganismen haben sollten.

Für die Elemente Kupfer und Zink werden daher für Verkehrsflächenabflüsse Wirkungsgrade bezogen auf den Rückhalt von dezentralen Behandlungsanlagen bei Einleitung in Oberflächengewässer als Beurteilungskriterium im Prüfverfahren empfohlen. Der Zahlenwert ergibt sich jeweils aus der Relation des mittleren Aufkommens und den Werten der Geringfügigkeitsschwellenwerte des Entwurfs der Grundwasser-V.

Zusammenfassend werden die Elemente Kupfer und Zink als Prüfparameter empfohlen. Innerhalb der auftretenden Abflussarten werden sie in Prüfverfahren für Dachabflüsse von Metaldächern, Verkehrsflächenabflüsse und Mischflächenabflüsse berücksichtigt. Grundlage sind die vorhandenen Vorgaben aus dem Boden/Grundwasserbereich, die weitgehend auch bei der Einleitung in Oberflächengewässer übernommen werden.

In Tabelle 4-20 sind die bisherigen Philosophien sowie die vorgeschlagenen Rückhaltsanforderungen an Schwermetalle in Niederschlagswasserbehandlungsanlagen zusammengefasst, ergänzend zur Einleitung in Oberflächengewässer auch zur Einleitung in das Boden/Grundwasserkompartiment. Beim Anwendungsfall Einleitung Verkehrsflächenabfluss in Boden/Grundwasser wurden die Vorgaben des bereits bestehenden und angewendeten DIBt-Prüfverfahren übernommen.

Tabelle 4-20: Zusammenstellung bisheriger Philosophien zur Ableitung von Anforderungen zum Schwermetall-Gehalt in Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen
Cu: Kupfer; BBodSchV: Bundesbodenschutzverordnung; GFS: Geringfügigkeits-schwellenwerte; MA: Mischflächenabflüsse; PR: Prüfreigenschaften; VA: Verkehrsflächenabflüsse; WG: Wirkungsgrad; Zn: Zink

Anwendungsbereich	Basis zur Ableitung der Anforderungen	Quelle
Metalldachabflüsse → Oberflächengewässer	Forderung: WG an Cu von 99,5 % (Bezug: Jahresfracht in Vorbelastung; reale Belastung in drei PR) Forderung: WG an Zn von 99 % (Bezug: Jahresfracht in Vorbelastung; reale Belastung in drei PR) Ableitungsbasis: Vergleich Aufkommen Cu (3.000 µg/l) und Zn (6.000 µg/l) in (Metall)Dachabflüssen und GFS	dieses Projekt
Verkehrsflächenabflüsse → Oberflächengewässer	Forderung: WG an Cu von 83 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR) Forderung: WG an Zn von 87 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR) Ableitungsbasis: Vergleich Aufkommen Cu (80 µg/l) und Zn (440 µg/l) in VA (Mittel) und GFS	dieses Projekt
Mischflächenabflüsse → Boden/Grundwasser	Forderung: WG an Cu von 37,5 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR) Forderung: WG an Zn: keine Ableitungsbasis: Vergleich Aufkommen Cu (80 µg/l) und Zn (440 µg/l) in MA (Mittel) und BBodSchV	dieses Projekt
Mischflächenabflüsse → Oberflächengewässer	Forderung: WG an Cu von 83 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR) Forderung: WG an Zn von 87 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR) Ableitungsbasis: Vergleich Aufkommen Cu (80 µg/l) und Zn (440 µg/l) in MA (Mittel) und GFS	dieses Projekt
Metalldachabflüsse → Boden/Grundwasser	Forderung: WG an Cu von 98 % (Bezug: Jahresfracht in Vorbelastung; reale Belastung in drei PR) Forderung: WG an Zn von 92 % (Bezug: Jahresfracht in Vorbelastung; reale Belastung in drei PR) Ableitungsbasis: Vergleich Aufkommen Cu (3.000 µg/l) und Zn (6.000 µg/l) in Metalldachabflüssen und Prüfwerte BBodSchV	LfU Bayern [Welker, 2008b]
Verkehrsflächenabflüsse → Boden/Grundwasser	Forderung: WG an Cu von 80 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR) Forderung: WG an Zn von 70 % (Bezug: Jahresfracht in drei PR) Ableitungsbasis: Vergleich Aufkommen Cu (235 µg/l) und Zn (1.552 µg/l) in VA (99 % Spitze-Perzentil) und Prüfwerte BBodSchV	DIBt [DIBt, 2010]

Die genauen Randbedingungen (Zulaufbelastungen) und zu fordernde Rückhaltleistungen werden bei der Formulierung der einzelnen Prüfverfahren besprochen. Hierbei ist zu betonen, dass die Höhe des aufgeführten Wirkungsgrades in Tabelle 4-20 aus der Fortführung der bisherigen Methodik resultieren und erste Vorschläge sind. Damit ergeben sich beispielsweise für Einleitung von Metalldachabflüsse in Oberflächengewässer extrem hohe Wirkungsgrade, die nach jetzigem Kenntnisstand keine Anlage erreichen wird.

Sollte daher aus allgemeinen fachlichen oder praktischen Erwägungen andere Anforderungen an einen Wirkungsgrad resultieren, lassen sich diese in die im Rahmen dieses Projektes vorgeschlagenen Prüfmethodiken einfach implementieren.

4.2.2.5 Schadstoffparameter (PAK)

Die **polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)** gehören zu den relevantesten Stoffgruppen in Umweltmatrices und werden daher in fast allen rechtlichen Regelungen (TrinkwV [N.N., 2001], EG-WRRL [EG, 2000], BBodSchV usw.) aufgeführt. Dies liegt vor allem an ihren signifikanten ökotoxischen und humantoxischen Wirkungen (siehe Kapitel 3.6). Gerade in Oberflächengewässern reichern sich PAKs in Biofilmen an, wodurch sie in den biotischen Stoffkreislauf gelangen und dort negative Wirkungen verursachen können [Fuchs, 1997].

PAKs entstehen vorwiegend bei unvollständigen Verbrennungsvorgängen (Hausfeuerungen, Verbrennungsmotoren) und werden dadurch vornehmlich luftseitig verbreitet und damit auf alle befestigten Flächen deponiert. Deshalb ist in Niederschlagsabflüssen von einer luftseitigen „Grundbelastung“ an PAKs auszugehen, die sich vornehmlich an der Einzugsgebietsnutzung, der atmosphärischen Strömungsverteilung und - durch die Hausfeuerung - bedingt an der Jahreszeit orientiert. In Verkehrsflächenabflüssen kommen aber noch die verkehrsbedingten (z.B. Reifenabrieb) Einträge hinzu. In einer Untersuchung von Götz et al. [2009] wird der verkehrsbedingte Anteil auf 5,1 g/ha a PAK geschätzt, und macht somit ca. 43 % der gesamten PAK-Belastung in Verkehrsflächenabflüssen aus. Es ist nach dieser Studie allerdings davon auszugehen, dass die abriebbedingten PAK-Einträge durch Substitution in neuen Reifenmodellen bis zum Jahr 2012 deutlich zurückgehen [Götz et al., 2009]. Dies würde auch zu einer Reduktion der PAK-Belastungen in Verkehrsflächen- und Mischflächenabflüssen führen.

Zu **emissionsseitigen** Vorgaben bei Einleitung in Oberflächengewässern existieren weder Regelungen zu kommunalen Kläranlagen noch zu Niederschlagsabflüssen.

Lediglich in der Schweiz sind für **Straßenabflüsse** in 2010 erstmals Vorgaben zur Definition des Stands der Technik formuliert wurden. Die Leistungsfähigkeit von Behandlungsanlagen wird nach dem PAK-Gehalt im Ablauf bewertet. Hier werden Werte von < 0,1 bis > 0,4 µg/l genannt [ASTRA und BAFU, 2010].

In **immissionsbezogenen** Vorgaben in **Oberflächengewässern** werden häufig die toxisch besonders relevante Einzelsubstanz Benzo[a]pyren und die Summe (EPA) an PAK genannt. In einigen Regelungen finden sich auch Vorgaben zu weiteren Einzelverbindungen aus der Gruppe der PAK. So werden beispielsweise in der EG-WRRL im Anhang X die Einzelstoffe Fluoranthen und Benzo[ghi]perylen als prioritäre Stoffe aufgeführt (siehe Tabelle 4-21). Gerade diese beiden Einzelverbindungen finden sich besonders häufig in Verkehrsflächenabflüssen.

Betrachtet man die Situation in deutschen Oberflächengewässern, so sind nach Untersuchungen des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) an 10 bis 25 % der Messstellen mit Überschreitungen der in der EG-WRRL formulierten Umweltqualitätsnormen festgestellt worden [BMU, 2006]. Auch in einer Befragung der Bundesländer nach „relevanten Stoffparametern“ wurden die Summe an PAK und mehrere Einzelvertreter häufig genannt [Lehmann und Vietoris, 2006].

Tabelle 4-21: Regelungen PAK-Belastung auf der Immissionsseite (Oberflächengewässer)

[µg/l]	EG, Gewässer Anhang X WRRL Jahresdurchschnitt [EU Kommission, 2006]	EG, Gewässer Anhang X WRRL Zulässige Höchstkonzentration [EU Kommission, 2006]	D, DVGW- Merkblatt für Fließgewässer zur TW-Nutzung [DVGW, 1996]	D, Gewässer- zielV Umsetzung der EG Richtlinie 76/464 [EG, 1976]	D, IKS [Böhm et al., 2002] Schutzgut TW	Polen [UBA, 1999]
Summe PAK	-	-	0,2 (mindest) 0,1 (normal) (∑ 6 Verbind.)	0,1 (∑ 4 Verbind.)	0,1 (∑ 4 Verbind.)	-
Benzo[a]pyren	0,05	0,1	-	0,01	0,2	0,2
Fluoranthen	0,1	1,0	-	0,025	-	-
Benzo[b]+ [k]fluoranthen	0,03	-	-	0,05	-	-
Benzo[ghi]perylen+ Indeno[1,1,3,- cd]pyren	0,002	-	-	0,025 nur Indeno	-	-

In der Zusammenstellung nach Tabelle 4-21 wird deutlich, dass für die Summe der PAK in der Wasserrahmenrichtlinie keine Regelungen vorhanden sind. In deutschen Vorgaben, die teilweise auf einzelne Gewässer (z.B. Rhein, Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR)) und für bestimmte Nutzungen (z.B. Trinkwassernutzung) entwickelt wurden, ist die Summe an PAK mit Bezug auf 4 bis 6 Einzelverbindungen geregelt. Die Aufkommensdaten in Niederschlagsabflüssen und die Prüfwerte der BBodsSchV beziehen sich aber auf 16 Einzelverbindungen nach der sog. EPA-Liste. Nach Götz et al. [2009] kann vereinfachend ein Umrechnungsfaktor von ca. 2,3 zwischen beiden Werten erfolgen. Dies ergibt die in Tabelle 4-22 dargestellte Vorgaben für Oberflächengewässer von ca. 0,5 µg/l.

Tabelle 4-22: Vergleich Aufkommen und Vorgaben für PAK

DA: Dachabfluss, VA: Verkehrsflächenabfluss, MA: Mischflächenabfluss;

[µg/l]	Aufkommen Nieder- schlagsabflüsse	Vorgaben Oberflächen- gewässer
Summe PAK	1,0 DA 2,5 VA 2,0 MA	ca. 0,5 * zum Vergleich: BBodsSchV: 0,2 GFS: 0,2
Benzo[a]pyren	0,1 DA 0,3 VA - MA	0,1 zum Vergleich: BBodsSchV: - GFS: 0,01

* Der Wert 0,5 µg/l ergibt sich aus der Berechnung 0,2 µg/l (häufige Vorgaben in Oberflächengewässern mal 2,3 = ca. 0,5 µg/l)

Fazit

Die Gruppe der PAK gilt als toxikologisch äußerst relevante Substanzgruppe. Insbesondere das Benzo[a]pyren wird als Leitsubstanz genannt. Bei dieser Verbindung muss von reproduktionstoxischen und mutagenen Wirkungen am Menschen ausgegangen werden. Deshalb wird die Relevanz für viele Wassermedien, also auch für Niederschlagsabflüsse, als hoch eingestuft.

Die Hauptquellen für PAK sind unvollständige Verbrennungsvorgänge (Hausfeuerungen, Verbrennungsmotoren, Industrie u.a.). Deshalb ist die Atmosphäre der Haupteintragspfad für Oberflächen und die daraus resultierenden Niederschlagsabflüsse. Bei den Verkehrsflächenabflüssen kommen noch verkehrsspezifische Quellen (Reifenabrieb) - wenn auch mit zukünftig sinkender Bedeutung - hinzu.

PAK werden vornehmlich sorbiert an Partikel transportiert; das gilt vor allem für die höher molekularen Verbindungen. Die gelöste Fraktion spielt eine größere Rolle bei den niedermolekularen Verbindungen und den Dachabflüssen [Wachter und Herrmann, 2002]. Für die PAK kann aber insgesamt von einem überwiegend an Partikeln gebundenen Transport ausgegangen werden.

Vorgaben zur PAK-Belastung in Oberflächengewässer existieren für die Summe an PAK fast nicht und liegen vereinzelt für diverse Einzelstoffe (z.B. Benzo[a]pyren) vor. Wenn ein Oberflächengewässer zur Trinkwassernutzung verwendet wird, liegen Vorgaben für die Summe der PAK vor, allerdings nur mit Bezug auf die Summe von 4-6 Verbindungen und nicht die EPA-Summe von 16 Verbindungen.

Beim Vergleich der Aufkommensdaten zu diesen wenigen verfügbaren Vorgaben in Oberflächengewässern wird die Relevanz der PAK deutlich. Eine Prüfung des Rückhaltes an PAK in Behandlungsanlagen wird deshalb grundsätzlich befürwortet.

Wie schon bei anderen Parametern ausgeführt, sind für die Ausformulierung einer genauen Prüfmethodik auch prüftechnische Aspekte entscheidend. Ein erstes Problem in der Durchführung einer PAK-Prüfung läge in der Auswahl der repräsentativen Einzelverbindungen, da grundsätzlich ca. 16 PAK-Verbindungen in Niederschlagsabflüssen häufig vorkommen, aber jeweils in völlig unterschiedlichen Anteilen. Ferner wäre die versuchspraktische Anmischung der PAK schwierig, da viele Einzelverbindungen nur gering wasserlöslich sind. Eine homogene Durchmischung ist dadurch nur schwierig zu erreichen. Ein entscheidendes Argument gegen eine direkte PAK-Prüfung ist aber der Umgang mit toxikologisch besonders relevanten Stoffen. Bei den Prüfungen müssten mit sehr großen Wassermengen mit teilweise krebserzeugenden Substanzen umgegangen werden. Des Weiteren stellt sich nach der Prüfung die Frage nach der aufwändigen Entsorgung des kontaminierten Betriebswassers.

Bei Berücksichtigung dieser Argumente wird vorgeschlagen, die Prüfung des PAK-Rückhaltes nicht direkt in ein Versuchsdesign zu implementieren. Da viele PAK-Verbindungen nahezu vollständig an Partikel assoziiert transportiert werden, kann davon ausgegangen werden, dass die Höhe des AFS-Rückhaltes auch eine Aussage über den PAK-Rückhalt einer Anlage zulässt.

Damit wird in der AFS-Prüfung der PAK-Rückhalt mit abgedeckt. Die Höhe des zu fordernden AFS-Rückhaltes wird aus dem Vergleich der PAK-Gehalte in verschiedenen Nieder-

schlagsabflüssen und den publizierten Vorgaben zu Grundwasser (z.B. BBodSchV) und Oberflächengewässern (z.B. IKSR, Internationale Kommission zum Schutz des Rheines) abgeleitet (siehe Tabelle 4-23).

Tabelle 4-23: Zusammenstellung bisheriger Philosophien zur Ableitung von Anforderungen zum AFS-Gehalt aus den PAK-Daten in Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen und erste Vorschläge für dieses Projekt

Anwendungsbereich	Basis zur Ableitung der Anforderungen	Quelle
Dachabflüsse (Metall und belast. Dächer) → Boden/Grundwasser	Forderung: WG an AFS von 75 % (Bezug: Jahresfracht im Labor; Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in (Metall)Dachabflüssen (0,8 µg/l) und Prüfwerte BBodSchV (0,2 µg/l)	LfU Bayern [Welker, 2008b]
Verkehrsflächenabflüsse → Boden/Grundwasser	Forderung: WG an AFS von 92 % (Bezug: Jahresfracht im Labor, Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Verkehrsflächenabflüssen (2,5 µg/l) und Prüfwerte BBodSchV (0,2 µg/l)	DIBt [DIBt, 2010]
Dachabflüsse (Metall und belast. Dächer) → Oberflächengewässer	Forderung: WG an AFS von 50 % (Bezug: Jahresfracht im Labor; Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in (Metall)Dachabflüssen (1,0 µg/l) und Vorgaben OW (0,5 µg/l)	dieses Projekt
Dachabflüsse (Metall und belast. Dächer) → Boden/Grundwasser	Forderung: WG an AFS von 80 % (Bezug: Jahresfracht im Labor; Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in (Metall)Dachabflüssen (1,0 µg/l) und Vorgaben OW (0,2 µg/l)	dieses Projekt
Verkehrsflächenabflüsse → Oberflächengewässer	Forderung: WG an AFS von 80 % (Bezug: Jahresfracht im Labor, Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Verkehrsflächenabflüssen (2,5 µg/l) und Vorgaben OW (0,5 µg/l)	dieses Projekt
Mischflächenabflüsse → Oberflächengewässer	Forderung: WG an AFS von 75 % (Bezug: Jahresfracht im Labor, Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Mischflächenabflüssen (2,0 µg/l) und Vorgaben OW (0,5 µg/l)	dieses Projekt
Mischflächenabflüsse → Boden/Grundwasser	Forderung: WG an AFS von 90 % (Bezug: Jahresfracht im Labor, Feinfraktion) Ableitungsbasis: AFS Stellvertreter für PAK; Vergleich Aufkommen PAK in Mischflächenabflüssen (2,0 µg/l) und Prüfwerte BBodSchV (0,2 µg/l)	dieses Projekt

4.2.2.6 Schadstoffparameter (MKW)

Mineralöle sind Destillationsprodukte des Erdöls und stellen eine komplexe Mischung verschiedener Substanzen mit variierenden Stoffeigenschaften dar. Die Hauptbestandteile sind aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe; in geringerem Umfang bestehen sie aus PAK und Heteroverbindungen. Dazu kommt, dass gegenwärtig ein Wechsel der vorwiegend angewandten Bestimmungsmethode stattfindet, was Auswirkungen auf die Vergleichbarkeit von alten und neuen Ergebnissen hat (siehe auch Kapitel 3.7).

Im Hinblick auf humantoxische Effekte ist bei vielen Einzelverbindungen der MKW von einer geringen Relevanz auszugehen. Ausnahmen bilden einige flüchtige Verbindungen wie z.B. das n-Hexan, das bei hohen Konzentrationen nervenschädigend wirken kann. Für die Wirkpfade Grundwasser/Trinkwasser sind es vor allem geschmackliche (Geschmacksschwellenwert 10 bis 100 µg/l) und geruchliche Gründe, die für die Festlegung von Grenz-/Richtwerten verantwortlich sind. In Oberflächengewässern können MKW ein Sauerstoffdefizit durch die Verhinderung des Gasaustausches in der Wasser/Luft-Phase bewirken. Durch die anschließende CO₂-Anreicherung findet eine Versauerung der Zellflüssigkeit statt. Des Weiteren haben MKW mechanische Wirkungen. Unter bestimmten Bedingungen kann die Sauerstoffaufnahme durch das Verkleben der Atemorgane der Wasserorganismen verhindert werden.

Quellen in Niederschlagsabflüssen sind vorwiegend verkehrsbedingt, wobei Leckagen aus Fahrzeuge in den letzten Jahren deutlich zurück gegangen sind. Eine mögliche Spitzenbelastung durch Transportunfälle ist stark einzelfallabhängig und unfallgeprägt.

Bezogen auf MKW-Anforderungen bei Einleitung in Grundwasser bzw. Oberflächengewässern sind nur sehr wenige Vorgaben zu finden.

Bei Einleitung in das **Boden-Grundwassersystem** kann die mehrfach genannte bundesweit geltende BBodSchV aufgeführt werden, in der Prüfwerte (0,2 mg/l) für MKW genannt sind. In erster Linie resultiert die Nennung in dieser Verordnung aus der Überlegung, dass MKW-Einträge zu geschmacklichen Problemen bei der Trinkwassernutzung führen können.

Werden Anforderung bei Einleitung in Oberflächengewässer genannt, stehen vor allem die **industriellen Direkteinleiter** im Vordergrund. Deshalb finden sich in verschiedenen Anhängen der bundesweiten Abwasser-VO branchenspezifische MKW-Grenzwerte (2 bis 10 mg/l) [Abwasser-VO, 2004]. So finden sich beispielsweise Vorgaben für MKWs im Anhang 36 (Herstellung von Kohlenwasserstoffen) und Anhang 40 (Metallverarbeitung) der Abwasser-Verordnung. Analog zu dieser Vorgehensweise wird auch in der Schweiz zur Einleitung Industrieabwasser in Oberflächengewässern (Direkteinleiter) ein Grenzwert an MKW von 10 mg/l genannt [GSchV, 2008]. Selbstredend können die hier genannten Konzentrationsbereiche von 2 bis 10 mg/l nicht direkt auf die Niederschlagsabflüsse übertragen werden. Gleichwohl könnte sie als oberste Maßzahl für zulässige Einleitungen in Oberflächengewässer als Orientierung genutzt werden.

Immissionsbezogen für **Oberflächengewässer** werden in Deutschland keine MKW-Vorgaben genannt. In **Österreich** werden sogenannte Umweltqualitätsnormen für die Summe an Kohlenwasserstoffen von 0,1 mg/l festgelegt [AK CHÜZ, 2003]. In der Altlasten-VO in

der **Schweiz** wird bei Einleitung in ein Oberflächengewässer ein MKW-Wert von 2 mg/l gefordert [Altlasten-VO, CH, 1998].

Die einzigen Anforderungen für **Niederschlagsabflüsse** bezogen auf MKW finden sich in Berlin. Hier sind für zentrale Regenwasserbehandlungsanlagen Mindestanforderungen formuliert worden. Für MKW müssen Behandlungsanlagen eine Ablaufkonzentration von kleiner 10 mg/l nachweisen [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001].

Tabelle 4-24: Vergleich Aufkommen und Vorgaben für MKW

DA: Dachabfluss, VA: Verkehrsflächenabfluss, MA: Mischflächenabfluss;

[mg/l]	Aufkommen Niederschlagsabflüsse	Vorgaben Oberflächengewässer
MKW	0,7 DA 1,0 VA 1,0 MA	0,1 bis 10

Fazit

Der Summenparameter MKW ist ein schwierig zu bewertender Parameter, da sich das Analyseverfahren zur Bestimmung in den letzten Jahren geändert hat und in der Literatur nicht immer die Bestimmungsmethodik genannt wird. Dies führt zu schwer vergleichbaren Aufkommensdaten.

Insgesamt ist jedoch trotz dieser Unwägbarkeiten ein deutlicher Rückgang der MKW-Belastungen, insbesondere in Verkehrsflächenabflüssen, zu beobachten. Während noch vor ca. 10 Jahren deutlich erhöhte MKW-Gehalte (ca. 5 mg/l) bedingt durch stärkere Tropfverluste der Fahrzeuge zu beobachten waren, liegen die MKW-Gehalte in heutigen Verkehrsflächenabflüssen bei ca. 1 mg/l und darunter. Für die Zukunft wird erwartet, dass diese Gehalte noch weiter abnehmen.

Bezogen auf möglichen Wirkungen in Oberflächengewässern ist die Bewertung des Summenparameters MKW ebenfalls schwierig. Während einige Komponenten signifikanten Wirkungen haben können (z.B. Hexan), sind die überwiegend vorkommenden aliphatischen Kohlenwasserstoffe geringer in ihrer Wirkung einzuschätzen. Wenn überhaupt Vorgaben zu MKW zu finden sind (z.B. in der BBodschv), sind hier vorwiegend geschmackliche Gründe vorherrschend. Da die Geruchsschwellenwerte sehr gering sind, liegen auch die Prüfwerte der BBodschV sehr niedrig (0,2 mg/l).

Auch bei der Einleitung in ein Oberflächengewässer ist eine klare Veranlassung wegen möglicher toxischer Wirkungen an aquatische Organismen nicht vorhanden. Hier existieren Vorgaben immer dann, wenn das Oberflächengewässer als Trinkwasser genutzt wird. Die dabei genannten Werte sind vergleichbar mit den Prüfwerten der BBodschV.

Die einzig verfügbaren emissionsbezogenen Vorgaben sind die sehr hohen Direkteinleiterwerte aus den Anhängen der Abwasser-VO [Abwasserverordnung, 2004]. In diesem Konzentrationsbereich sind Wirkungen an Gewässerorganismen nicht auszuschließen. Allerdings liegen die in den Niederschlagsabflüssen gefundenen Aufkommenswerte weit unter diesen Vorgaben.

Insgesamt wird daher vorgeschlagen, den MKW-Parameter als Prüfkriterien für die Einleitung von Niederschlagsabflüssen in Oberflächengewässer nicht aufzunehmen.

Als Sonderfall wird für die Einleitung von Verkehrsflächenabflüssen in das Boden/Grundwasser-System eine MKW-Prüfung nach den Vorgaben des vorhandenen DIBt-Verfahrens empfohlen. Hier ist mit höheren MKW-Spitzenbelastungen zu rechnen und die möglichen Beeinträchtigungen bei Einleitung in das Grundwasser sind höher einzuschätzen. Bei Bezug zu Oberflächengewässern sollten wegen sinkender Aufkommensrelevanz und unklarer Wirkungsbeurteilung bundesweite Basisanforderungen nicht formuliert werden. Ungeachtet dessen sollte es im Einzelfall (z.B. Trinkwassernutzung) möglich sein, Anforderungen an den MKW-Rückhalt von Behandlungsanlagen zu stellen.

4.3 Fazit Kapitel Vorgaben und Auswahl der maßgeblichen Prüfparameter

Die relevanten Parameter für Basisanforderungen einer Behandlungsanlage werden als Ergebnis aus den vorangehenden Untersuchungen eingegrenzt, die sich aus der Aufkommensrelevanz (Kapitel 3) und aus der Wirkungsrelevanz (Kapitel 4) sowie aus versuchstechnischen Aspekten ergeben. Damit sind die wichtigsten Kriterien:

- Aufkommensrelevanz (Dachabflüsse von Metaldächern und belasteten Gebieten, Verkehrsflächenabflüsse, Mischflächenabflüsse)
- Wirkungsrelevanz in Zielkompartimente, unterschieden in Boden/Grundwasser und Oberflächengewässer)
- Versuchspraktische Aspekte → lösliche/partikuläre Fraktionen, Höhe des zulässigen Wertes (Bestimmungsgrenze), Vorhandensein reproduzierbaren Materials (z.B. TOC), Einstellbarkeit reproduzierbarer Versuchsbedingungen

Aus diesen Kriterien ergeben sich die in Tabelle 4-25 aufgeführten Prüfparameter als Vorschlag. Die MKW-Prüfung wird danach nur für Verkehrsflächenabflüsse bei Einleitung in das Boden/Grundwasser-System vorgeschlagen. Dachabflüsse von „normalen“ Dächern müssen grundsätzlich nicht behandelt werden. Bei Vorliegen von besonderen Belastungen (z.B. Gewerbegebiet) wird eine AFS-Prüfung vorgeschlagen, bei Metaldächern darüber hinaus eine Prüfung auf Kupfer und Zink.

Tabelle 4-25: Auswahl zu prüfender Stoffparameter in Abhängigkeit von der Abflussart

Matrix	AFS _{fein}	Cu	Zn	MKW
Dachabfluss *	X			
Metalldachabfluss	X	X	X	
Verkehrsflächenabfluss	X	X	X	X**
Mischflächenabfluss	X	X		

*: DA, behandlungsbedürftig; **: nur bei Einleitung in Boden/Grundwasser

Wie bereits bei der Beschreibung der einzelnen Stoffparameter erläutert, ist es auch wichtig, Annahmen zur möglichen zahlenmäßigen Festlegung von Anforderungen zu formulieren. Dies wird zusammenfassend in Tabelle 4-26 beschrieben.

Wichtig für die Beurteilung dieser Vorgaben ist, dass dies erste Vorschläge sind, deren Höhe in bundes- oder länderspezifischen Regelungen oder nach Einschätzung der Bedingungen des Einzelfalls festzulegen wären. Die wesentliche Grundlage der hier getroffenen Annahmen von Anforderungen war, möglichst alle Abflussarten gleich zu behandeln und auch der Tatsache gerecht zu werden, dass bei Einleitung in Grundwasser oder Oberflächengewässer ähnliche Ableitungsphilosophien zum Einsatz kommen.

Tabelle 4-26: Vorschläge für Rückhaltewerte bei der Behandlung von Niederschlagsabflüssen und Einleitung in Grundwasser und Oberflächengewässer, Anforderung im GW: BBodSchV, Anforderung im OFG: GFS

DA *: Dachabfluss, behandlungsbedürftig (z.B. Gewerbegebiete); mDA: Metaldachabfluss; VA: Verkehrsflächenabfluss, MA: Mischflächenabfluss; GW: Grundwasser; OW: Oberflächengewässer

[% Rückhalt]	AFS _{fein}		Kupfer		Zink		MKW	
	GW	OW	GW	OW	GW	OW	GW	OW
DA *	80 %	50 %	-	-	-	-	-	-
mDA	80 %	50 %	98 %	99,5 %	92 %	99 %	-	-
VA	92 %	80 %	80 %	83 %	70 %	87 %	80 %	-
MA	90 %	75 %	37,5 %	83 %	-	87 %	-	-

5 Schlussfolgerungen aus praktischen Arbeiten und theoretischen Überlegungen zur Formulierung der Prüfverfahren

In den letzten Jahren wurde bereits eine Vielzahl praktischer und theoretischer Arbeiten im Bereich der dezentralen Niederschlagswasserbehandlung und zu Prüfverfahren durchgeführt und publiziert. Sie werden im Folgenden beschrieben und Ergebnisse und Hinweise daraus für die zu entwickelten Prüfverfahren übernommen bzw. angepasst.

In einem weiteren Kapitel werden die Ergebnisse der Befragung von Herstellern von Niederschlagsbehandlungsanlagen dargestellt. Deren Erfahrungen, Hinweise und Denkanstöße wurden z.T. in die Entwicklung der Prüfverfahren eingebracht.

Andere neue Aspekte und Überlegungen, die zu berücksichtigen sind, werden aus der Erfahrung der Entwicklung von Prüfverfahren zu Metalldachabflüssen und Verkehrsflächenabflüssen dargelegt und an weitere Prüfvorschriften angepasst. In den Fällen, in denen theoretische Überlegungen nicht zielführend sind, werden Vorschläge für weitere praktische Untersuchungen gemacht.

5.1 Synopse und Eignungsbewertung bisheriger Untersuchungsprogramme und vorhandener Laborprüfmethoden

Zur Gewährleistung zielführender und praktikabler Prüfmethoden werden die Erfahrungen aus bereits durchgeführten Untersuchungen zur Wirksamkeit von Behandlungsanlagen - in situ und im Labor - einbezogen. Dazu soll auf verfügbare Daten zu Messungen an realisierten Anlagen in bestehenden Einzugsgebieten zurückgegriffen werden, die vorwiegend in Forschungsvorhaben erarbeitet und publiziert wurden (u.a. MUNLV). Schwerpunkt dieses Kapitels sind aber Untersuchungen im **Labormaßstab**, die vorwiegend als Vorversuche bei Forschungseinrichtungen oder bei Anlagenherstellern durchgeführt wurden und überwiegend nicht publiziert wurden. Aus den Versuchsbeschreibungen und -ergebnissen sollen Aspekte herausgegriffen werden, die wichtige Hinweise für die zu entwickelnden Prüfverfahren liefern.

Zusätzlich sollen die Erfahrungen von infrage kommenden Akteuren aus Forschungsinstituten und Herstellerfirmen für die Entwicklung von Laborprüfmethoden einbezogen werden. Daher wurde eine gezielte Befragung durchgeführt, wobei der Fokus hier insbesondere auf Messbedingungen und praktische Aspekte durchgeführter Versuche gelegt wurde. Dieser Arbeitsschritt hat sich bei vergleichbaren Fragestellungen in der jüngsten Vergangenheit als besonders wichtig und zielführend erwiesen.

Ergänzend werden bereits entwickelte Prüfverfahren und Arbeiten in diesem Zusammenhang vorgestellt und jeweils ein Fazit daraus bezüglich der Prüfverfahren gezogen.

- 5.1.1 Laboruntersuchungen zu Rückhalt von SM in mDA
- 5.1.2 Laboruntersuchungen zu Stoffrückhalt in VA

- 5.1.3 Herstellerversuche
- 5.1.4 Prüfverfahren VA → GW (DIBt)
- 5.1.5 Prüfverfahren mDA → GW (LfU)
- 5.1.6 Prüfverfahren RAL

5.1.1 Laboruntersuchungen zum Schwermetallrückhalt in Metalldachabflüssen (mDA)

In diesem Abschnitt werden die wesentlichen Ergebnisse der Studien zum Schwermetallrückhalt in Behandlungsanlagen von Metalldachabflüssen zusammengestellt.

(1) IUTA-Studie [IUTA, 2006]

Versuchskonzeption:

Im Labormaßstab wurden Säulen mit künstlichem Metalldachablaufwasser beaufschlagt. Die Konzentrationen von Kupfer und Zink wurden im Zu- und Ablauf gemessen.

Behandlungsanlage:

Die Laborsäulen waren entsprechend der Feldanlage mit einem Geotextil versehen und hatten bei einer Höhe von 15 cm einen Innendurchmesser von 10 cm. Die Beschickung erfolgte von oben. Als Filtermaterialien wurden ein Sand, ein Sand-Zeolithgemisch mit Humus und Kokosfasern und ein Zeolithgemisch mit Humus und Kokosfasern eingesetzt.

Randbedingungen:

Das künstliche Beschickungswasser wurde mit definierten Schwermetallkonzentrationen angesetzt (Kupfer: 3.000 µg/l, Zink: 6.000 µg/l). Weitere Salze wurden entsprechend einer Rezeptur für Regenwasser zugeführt. Die Beschickungsmenge orientierte sich an der jährlichen Niederschlagsabflussmenge. Bei dem Innendurchmesser der Säule von 10 cm beträgt die theoretische, angeschlossene Dachfläche 0,075 m². Bei der vorgegebenen Dachfläche und einer Jahresniederschlagshöhe von 800 mm ergibt sich eine Jahresabflusswassermenge des Daches von 60,42 l. Diese wurde in einen Schwallwasseranteil von 4,02 l und eine kontinuierliche Beaufschlagung von 56,39 l aufgeteilt. In einer Woche wurden je 5 Starkregen und 5 kontinuierliche Regen über einen Zeitraum von jeweils 8 Stunden simuliert. Insgesamt wurden für alle Säulen so über zwanzig Wochen maximal zwanzig Jahre Standzeit simuliert.

Hauptergebnisse:

Alle Laborsäulen weisen einen Durchbruch an Kupfer und Zink nach einer gewissen Versuchszeit auf. Die Sandsubstrate schneiden dabei schlechter ab als die Zeolithsubstrate. Der pH-Wert verringert sich in allen Säulen mit der Versuchszeit. Beim Zeolith konnte bei einer Versuchszeit, die zwanzig Jahren Betriebszeit entspricht, noch kein Durchbruch ermittelt werden. Über eine Messung der Beladung in unterschiedlicher Schichthöhe konnte nach Versuchsende die Dauerhaftigkeit abgeschätzt werden.

Fazit für Prüfverfahren:

- Laborsäulen eignen sich, um die Wirksamkeit von Substraten miteinander vergleichen zu können.
- Erfolgt kein Durchbruch innerhalb der Versuchszeit, so ist eine Aussage zur Dauerhaftigkeit möglich, indem die Beladung der Filterschichthöhen gemessen wird.
- Pro Woche kann etwa ein Jahresniederschlagsverlauf getestet werden, auch wenn Wartezeiten zwischen den Regenspenden eingehalten werden. Das Testen von 20 Jahren ist innerhalb eines Prüfverfahrens nicht praktikabel. Die Höchstdauer je Parameter sollte eine Woche (entsprechend einem Jahr in der Realität) nicht überschreiten.
- Fraglich ist, wie groß der jeweilige Anteil an Kupfer bzw. Zink an der Beladung oder am Durchbruch war. Eine getrennte Beurteilung der Schwermetalle ist insbesondere bei Metalldachabflüssen sinnvoll.
- Offen bleibt auch die Frage nach der Verteilung der Wirksamkeit des Geotextils und der Substrate. Da die Behandlungsanlagen in den Prüfverfahren jedoch als „black-box“ gesehen werden und der Gesamtwirkungsgrad ausschlaggebend ist, sollten verschiedene Materialien in Säulenversuchen gemeinsam geprüft werden.

**(2) Studie der EAWAG (CH, Burgdorf), beauftragt vom BUWAL, CH
[Boller et al., 2006]**

Schwerpunkt dieser Studie war die Untersuchung von Dachabläufen von verschiedenen Modelldächern (25 m²) (Kupfer-Zinn; Titan-Zink, Ziegeldach mit Kupfermaterialien, Gründächer u.a.). Eine Teilmenge der Abläufe von Metalldächern (Kupfer-Zinn und Titan-Zink) wurde über Laborsäulen geleitet und die Rückhalteleistungen untersucht.

Behandlungsanlage:

Die Laborsäulen waren bestückt mit einem Gemisch aus granuliertem Eisenhydroxid (GEH) und Kalksand. Bei einer Höhe von 16 cm betrug der Durchmesser 11,8 cm. Die Beschickung erfolgte von oben sowohl mit gesättigten als auch ungesättigten Betriebszuständen. Das Dachwasser wurde zur Vermeidung von Verstopfungsvorgängen zunächst über 3 Lagen Geotextil-Filtervlies geleitet.

Randbedingungen:

Das Beschickungswasser bestand aus realen Abläufen von Metalldächern mit den folgenden Konzentrationen: Titan-Zink-Dach: Kupfer: 2,2 µg/l; Zink: 4.424 µg/l; Kupfer-Zinn-Dach: Kupfer: 46,3 µg/l; Zink: 105 µg/l. Es wurde als Bypass vom realen Dachabfluss (ca. 10 %) auf die Säulen geleitet. Die Probenahme erfolgte im Zulauf (Dachablauf von zwei Jahren; frachtgewogene Mittelwerte) und im Ablauf (Sammelproben alle 2 Monate).

Hauptergebnisse:

In allen Säulen konnte ein Rückgang der Filtergeschwindigkeit beobachtet werden, teilweise wurde auch eine Kolmation beobachtet. Dabei hatte die ungesättigt betriebene Säule eine geringere Neigung zur Kolmation.

Der Metallrückhalt wird vorwiegend für Zink diskutiert, da vom Kupfer-Dach nur geringe Belastungen kamen (s.o.). Der Rückhalt an Zink lag über 90 %; die Zink-Ablaufkonzentrationen lagen bei 10 bis 400 µg/l.

Fazit für Prüfverfahren:

- AFS wurde den Laborsäulen mittels Geotextil ferngehalten, somit wurden die Laborsäulen überwiegend mit feindispersen oder gelösten Schwermetallen beaufschlagt. Wenn Filter in der Realität überwiegend dazu dienen, Schwermetalle zurückzuhalten und eine Vorstufe zur Entfernung von AFS vorhanden ist, sollten Versuche zur Dauerhaftigkeit ebenfalls ohne AFS durchgeführt werden. Dient der Filter auch dem AFS-Rückhalt, sollte über eine Beaufschlagung mit AFS nachgedacht werden.
- Bei Prüfverfahren im Labor (in der Säule oder in der Behandlungsanlage im technischen Maßstab), die mit Fällung arbeiten, können Wartezeiten zwischen den Prüfergebnissen eingeführt werden, um Kolmationen zu vermeiden.

**(3) Studie der TU München (München, Akademie), beauftragt vom
LFU Bayern [TU München, 2007]**

Versuchskonzeption:

Ergänzend zu umfassenden Feldversuchen mit realen Abläufen von Metalldächern wurden in Laborversuchen zwei weitere Ionenaustauschmaterialien als potenzielle Filtermedien untersucht:

- das synthetische Zeolith Biocalith-K (Granulat aus Calcium-Silikat-Hydrat mit einer Korngröße von 1-3 mm),
- Klinoptilolith mit einer Korngröße von 0,8-2,5 mm
- Klinoptilolith mit einer Korngröße von 0,25-5 mm.

Behandlungsanlage:

Die Ionenaustauscher wurden in Glassäulen mit einem Durchmesser von 5 cm eingebaut. Die Filterhöhe wurde nicht angegeben. Die Durchströmung erfolgte von oben nach unten.

Randbedingungen:

Es wurden drei verschiedenen starke Regenereignisse simuliert (entsprechend 9, 18 und bis zu 1.350 l/min in der Realität, im Mittel entsprechend 1-3 mm Niederschlag/min). Die Kupferkonzentration im Zulauf betrug 2.000 µg/l.

Hauptergebnisse:

Der synthetische Ionenaustauscher Biocalith K sowie der grobkörnige Klinoptilolith konnten keinen zuverlässigen Kupferrückhalt auf Konzentrationen unter 50 µg/l liefern. Lediglich der feinkörnige Klinoptilolith konnte bei schwachen und mittleren Regenereignissen den Ablaufwert von 50 µg/l einhalten, beim starken Regenereignis lag der Ablaufwert zwischen 50 und 115 µg/l, und wird für weitergehende Feldversuche empfohlen.

Fazit für Prüfverfahren:

- Da in anderen Laborsäulenversuchen bessere Rückhalteergebnisse erhalten werden konnten, stellt sich die Frage nach den Mindestabmessungen der Laborsäule. Diese Frage ist noch ungeklärt. Gute Erfahrungen (s.o.) wurden mit Laborsäulen mit 10 bzw. 11,8 cm Durchmesser gemacht.
- Nicht nur die Art des Materials, sondern auch die Körnung beeinflusst das Behandlungsergebnis. Daher sollte innerhalb des Prüfverfahrens ein Übereinstimmungsnachweis (z.B. als Schüttelversuch) über das eingesetzte Material durchgeführt werden, der Teil des Zertifikats ist und nach Einbau einer Anlage zur Kontrolle nachgeprüft werden kann.

(4) Studie der Uni Münster in Zusammenarbeit mit HYDROCON, beauftragt von Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) [Dierkes et al., 2005]

Versuchskonzeption:

In den Laborsäulenversuchen wurden viele verschiedene Filtermaterialien und Filteraufbauten mit ähnlichen Versuchsbedingungen getestet.

Behandlungsanlage:

Die verwendeten Laborsäulen hatten einen Durchmesser von 11,8 cm und wurden mit verschiedenen Filtermächtigkeiten (8-40 cm) ausgefertigt. Es kamen vielfältige Filterkonzeptionen (Materialkombinationen und Filtermächtigkeiten) zum Einsatz. Weiterhin wurden zwei Formkörper (Beton versetzt mit Fe₂O₃ sowie Material auf Epoxydharzbasis) getestet. Die Filterfüllungen bestanden aus granuliertem Eisenhydroxid, Betonbruch und Zeolithen.

Randbedingungen:

Das partikelfreie Beschickungswasser bestand aus entionisiertem Trinkwasser mit gelösten Schwermetallen. Für ein Kupferdach wurden Kupfer-Konzentrationen von 2.600 µg/l und Zink-Konzentrationen von 370 µg/l angesetzt. Das Beschickungswasser für ein Zinkdach enthielt Kupfer-Konzentrationen von 153 µg/l und Zink-Konzentrationen von 6.000 µg/l.

Die Beschickungswassermenge in einer Woche Versuchsdauer entsprach 1,5 Monaten (103 mm der Jahresniederschlagsmenge). Dies führte zu Tagesbeschickung von 3 Stunden mit einem Durchfluss von 30 l/h. Die Probenahme erfolgte im Zu- und im Ablauf (ca. 5 Proben/d). Das Ziel der Untersuchung bestand aber in der Abbildung von einem Betriebsjahr. Deshalb wurde die Schwermetallkonzentration im Zulauf in unterschiedlichem Ausmaß er-

höht (Faktor = 5 bis 100). Dadurch wurden 8 bzw. 18 Monate Betriebsdauer in einer Woche Versuchsdauer nachgestellt.

Hauptergebnisse:

Der Schwerpunkt der Laboruntersuchungen lag im relativen Vergleich der Leistungsfähigkeit verschiedener Materialien bzw. Filteraufbauten. Bei den Untersuchungen für das Kupfer-Dach konnten Rückhalte von ca. 40 bis 60 % beobachtet werden. Beim Zink-Dach lag der Rückhalt bei ca. 26 bis 50 %.

Einen großen Einfluss hatte die Filterformkörperwahl. Bei den Betonmaterialien wurden höhere partikuläre Schwermetall-Anteile (Kupfer und Zink) als bei epoxydbasierten Materialien beobachtet.

Insgesamt geht auf Grund der Versuchsergebnisse der Trend weg von mehrstufigem Filteraufbau hin zu Kunststoffbehältern mit Filtermaterialien auf Zeolithbasis mit verschiedenen Zusätzen (z.B. Aktivkohle).

Fazit für Prüfverfahren:

- Der pH-Wert des Prüfwassers ist wichtig und muss für ein Prüfverfahren festgelegt werden, um den Anteil an partikulären Schwermetallen nicht zu verändern und insgesamt einheitliche Randbedingungen und reproduzierbare Ergebnisse zu gewährleisten.
- Um eine Behandlungsanlage mit der Schwermetall-Jahresfracht beschicken zu können, kann oder muss aus versuchstechnischen Gründen (Faktor Zeit) die Konzentration im Zulauf um einen Faktor zwischen 5 und 100 erhöht werden. Offen dabei ist, ob die Jahresfracht als Vorbelastung aufgebracht wird oder mittels erhöhter Konzentration während der Prüfungen.

5.1.2 Laboruntersuchungen zum Stoffrückhalt in Verkehrsflächenabflüssen (VA)

Einige Labor- oder In-situ-Tests für dezentrale Behandlungsanlagen wurden auch mit Straßenabflüssen bzw. künstlichem Beschickungswasser durchgeführt. Die wesentlichen Ergebnisse dieser Studien werden nachfolgend zusammengestellt.

(1) Vergleichsprüfungen wasserdurchlässiger Flächenbeläge (DiBt Prüfverfahren)

Versuchskonzeption:

Im Auftrag des MUNLV, NRW, wurde eine vorhandene Prüfvorschrift zur Prüfung wasserdurchlässiger Beläge hinsichtlich ihrer Wasserdurchlässigkeit und ihres Rückhaltevermögens für Feinstpartikel sowie MKW und bestimmter Schwermetalle vom Deutschen Institut für Bautechnik (DiBt) validiert [DiBt, 2003]. Im Rahmen des Probetriebes wurden Vergleichsprüfungen parallel in zwei Prüfstellen (LGA, Würzburg; IKT, Gelsenkirchen) an zwei unter-

schiedlichen Flächenbelägen durchgeführt. Ziel war es, mögliche Fehler in der Konstruktion, den Messeinrichtungen und im Prüfablauf zu erkennen und zu beheben [IKT, 2004].

Prüfanlage:

Die zu prüfenden Flächenbeläge werden mit einer Fläche von 1 m² auf eine Bettung aus Kalksplitten in einen Wechselrahmen eingebaut und beregnet. Das je nach Prüfung mit Schwermetallen oder AFS beaufschlagte Beschickungswasser wird im Vorlagebehälter gespeichert und kann von dort mittels Pumpen mit festgelegten Beregnungsintensitäten über die Fläche verregnet werden. Das Wasser durchsickert die Fläche und wird in einer unterhalb liegenden Auffangwanne gefasst.

Versuchsdurchführung:

Es wurden zwei unterschiedliche Flächenbeläge (haufwerksporiger Stein, Sickerfugenstein) hinsichtlich:

- Spezifische Versickerungsrate vor Beladung mit AFS
- Filterwirkung bzgl. AFS
- Spezifische Versickerungsrate nach Belastung mit AFS
- Schwermetallrückhalt
- Mineralölrückhalt
- Säureneutralisationskapazität

getestet.

In einer ersten Prüfserie wurden zunächst drei komplette Prüfreihe mit einem Belag an einem Institut durchgeführt um bereits im Vorfeld Unstimmigkeiten bei der Versuchsdurchführung und in der Messtechnik zu erkennen. Die Analysen wurden parallel in drei verschiedenen Laboren durchgeführt und verglichen.

In der zweiten Prüfserie wurden die Anlagen des IKT und der LGA für Vergleichsprüfungen eingesetzt um Abweichungen zwischen den Prüfergebnissen beider Institut erfassen und systematische Fehler während des Prüfablaufs erkennen und beheben zu können. Es wurden jeweils drei Prüfreihe mit je beiden Belägen durchgeführt. Sämtliche Analysen wurden in nur einem Labor durchgeführt.

In der dritten Prüfserie wurden ergänzende Vergleichsprüfungen zum Mineralölrückhalt mit einem modifiziertem Prüfverfahren durchgeführt. Hier flossen die Erfahrungen aus Prüfserie 2 ein, bei der größere Abweichungen in den Prüfergebnissen zu verzeichnen waren.

Hauptergebnisse:

Um einen möglichen Einfluss des Belageinbaus auf die Prüfergebnisse gering zu halten, wurde der Einbauvorgang zwischen den Prüflaboren abgestimmt. Trotzdem konnten Unterschiede beim Einbau, wie z.B. Menge und Dichte des Bettungsplittes, Fugenbreiten und Fugenfüllungen nicht ausgeschlossen werden.

Die Abweichungen zwischen den Prüfergebnissen bezüglich des Schwermetallgehaltes lagen zwischen 43 % und 400 %. Dies wurde damit begründet, dass die Konzentrationen sehr

nahe an der Bestimmungsgrenze lagen und in dem Bereich Abweichungen von ca. 200 bis 300% üblich sind.

Die Wiederfindungsrate des KW-Gehaltes in synthetischen Proben war nur in einem Labor ausreichend genau. In zwei weiteren Laboren lag sie bei 15% und 37% bzw. 82% und 158%.

Anhand der Erfahrungen beim Einbau der Anlage, bei der Durchführung und Dokumentation der Prüfungen wurde ein optimierter und umfassender Prüfablaufplan entwickelt, der sämtliche Details und Einzelschritte der Prüfung enthält und möglichst keine Freiheiten in der Versuchsdurchführung zulässt.

Fazit für Prüfverfahren:

- Beim Festlegen der Zulaufkonzentrationen und der geforderten Rückhaltewerte einer Prüfung sind die Bestimmungsgrenzen der jeweiligen Parameter zu berücksichtigen, damit Prüfergebnisse gewertet werden können.
- Die Qualität des beauftragten Analytiklabors sollte nachgewiesen können bzw. überprüft werden.
- Theoretisch entwickelte Prüfverfahren bedürfen einer praktischen Überprüfung, da sich viele wesentliche, das Prüfergebnis beeinflussende Details erst beim Durchführen der Prüfung erkennen lassen.
- Die Rezeptur eines Prüfverfahrens mit sämtlichen Schritten des Aufbaus, der Durchführung und der Dokumentation ist detailliert zu formulieren, um Freiheitsgrade beim Durchführen der Prüfung zu vermeiden.

(2) Studie der TU München (Bayern, München), beauftragt von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) [Hilliges et al., 2007]

Versuchskonzeption:

In dieser Untersuchung wurden Feldversuche mit Straßenabflüssen durchgeführt, die geringere Schwermetallbelastungen (Zink: ca. 500 µg/l, Kupfer: ca. 150 µg/l) als Metaldachabflüsse enthalten. Die Filteranlage stammte von HYDROCON und war mit einer vorgeschalteten Rinne zum Feststoffrückhalt sowie einem Filter der Fa. Huber bestehend aus einem Stahlkörper, gefüllt mit Braunkohlekoks, ausgestattet. Ergänzend wurden Laborsäulenversuche sowie Schüttelversuche durchgeführt.

Hauptergebnisse:

Die großtechnische Filteranlage reinigt zuverlässig den vorbehandelten Straßenablauf auf Konzentrationen deutlich unterhalb der Prüfwerte der BBodschV. Der Notüberlauf ist während der Untersuchungszeit (1 Jahr) nicht angesprungen. Es wurde kein first flush und keine Abhängigkeit des Schwermetallabtrages von der Trockenzeit beobachtet. Bei erhöhtem Feststoffeintrag ging auch die Reinigungsleistung für die Schwermetalle zurück. Eine intermittierende Beschickung der Laborsäule wirkt sich positiv auf den Schwermetallrückhalt aus. Die Schwermetalle sind im Straßenablauf vorwiegend an Partikelfractionen zwischen 125

und 250 µm gebunden. Es wurde eine Korrelation zwischen Kupfer und dem TOC-Gehalt beobachtet.

Fazit für Prüfverfahren:

- Es bestätigt sich, dass das Einhalten von Wartezeiten (Trockenzeiten) zwischen dem Aufbringen der Prüfreagenspenden das Behandlungsergebnis positiv beeinflusst.
- Im Einzelfall sind auch gröbere Partikelfractionen (125 bis 250 µm) hauptsächlich belastet mit Schwermetallen. Mit dem gewählten Millisil W 4 (vgl. Kapitel 5.4) liegen die Prüfergebnisse jedoch auf der sicheren Seite.

(3) *In-Situ-Prüfungen einer Filterpatrone mit künstlichem Niederschlagsabfluss [Sommer, 2007]*

Versuchskonzeption:

In der Arbeit von [Sommer, 2007] wurde neben zahlreichen weiteren Untersuchungen die Reinigungsleistung einer Filterpatrone mit unterschiedlichen Filtermaterialien mit dem Ziel getestet, das Filtermaterial zu optimieren. Da der natürliche Niederschlagsabfluss am Ort des Einbaus wenig belastet war, wurde ein künstliches Beschickungswasser aus Straßenschmutz (5 l) und Wasser (100 l) hergestellt und die Filterpatrone mit unterschiedlich gefüllten Materialien damit beaufschlagt.

Ergebnisse:

Die Hauptergebnisse dieser Arbeit bezogen sich insbesondere auf die Auswahl des optimalen Filtermediums. Einige Ergebnisse sind als Hinweise für Laborprüfverfahren zu verwerthen und werden nachfolgend dargestellt.

Der AFS- und der Chlorid-Austrag waren in einigen Fällen höher als der AFS- bzw. Chlorid-Eintrag. Es wurde vermutet, dass die erhöhte Fracht aus dem jeweiligen Filtermaterial stammt. Der Chlorid-Gehalt korrelierte gut mit der Höhe der Leitfähigkeit.

Aussagen über einen MKW-Rückhalt konnten generell nicht getroffen werden, da die Zulaufkonzentrationen sehr gering waren (z.T. unterhalb der Bestimmungsgrenze). Auch bezüglich anderer Parameter (Cadmium, Blei, AFS, PO₄-P) konnte der Rückhalt nur abgeschätzt werden, da insbesondere Ablaufwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Bei gleichen Versuchen schwankte der PAK-Gehalt im Ablauf im Vergleich zueinander stark, ohne eine Begründung finden zu können. Bei anderen Parametern (AFS) wurde festgestellt, dass das Messergebnis maßgeblich vom Zeitpunkt der Probennahme abhängt.

Beim gleichzeitigen Beschicken mit Zink und Kupfer bzw. mit Nitrat und Chlorid wurde festgestellt, dass sich ähnliche Ionen in Konkurrenz befinden und abhängig vom Ionenaustauschmaterial unterschiedlich stark zurückgehalten werden.

Bei einigen Filtermaterialien kam es durch Zugabe von hohen Salzfrachten aus dem Straßenabfluss zum Wiederaustrag von bereits sorbierten Schwermetallen. Die Erklärung war, dass sich das System in diesem Fall wie ein rückgespülter Ionenaustauscher verhält.

Die zunächst hohe Rückhalteleistung eines Filters bei Phosphat sank mit zunehmender Durchflussmenge rapide ab. Dies wurde auf die Erschöpfung des Filtermaterials zurückgeführt.

Fazit für Prüfverfahren:

- Vor einer Prüfung muss der Filter z.B. mit Leitungswasser vorgespült werden, bis keine Austräge an AFS und Chlorid mehr vorhanden sind. Der Chloridgehalt (bzw. auch Gehalt an weiteren Ionen) kann einfach mittels Leitfähigkeitsmessung kontrolliert werden. Der AFS-Gehalt des Spülwassers kann mittels Trübungsmessung genau genug bestimmt werden, wobei der Trübungswert noch festgelegt werden müsste.
- Die aktuell möglichen Bestimmungsgrenzen eines Parameters müssen bei Forderung eines Rückhaltewertes (Verhältnis von Ablauf- zu Zulauffracht oder –konzentration) beachtet werden. Eventuell ist die Zulaufkonzentration so zu erhöhen, dass eine Aussage über den Rückhalt getroffen werden kann.
- Um Ergebnisse der Prüfungen reproduzierbar zu machen, ist eine sehr genaue Versuchsbeschreibung notwendig, in der auch eindeutig die Art und Weise und die Zeitpunkte der Probennahme vorgeschrieben sind. Dies gilt auch für einzuhaltende Wartezeiten zwischen den Prüfungen. Bevor Prüfverfahren veröffentlicht und angewendet werden, sollte die Reproduzierbarkeit am besten von verschiedenen Prüfinstituten getestet werden, um unklare Beschreibungen zu vermeiden oder weitere wichtige Hinweise zu geben.
- Abhängig vom Prüfverfahren, und hier insbesondere von der Aufkommenscharakteristik, muss überlegt werden, ob ein Stoff alleine geprüft werden soll, oder ob es sinnvoll ist, das Beschickungswasser mit einem Stoffcocktail zu beaufschlagen.
- Bei Prüfungen für Behandlungsanlagen für Straßenabflüsse sollte das Verhalten bei Zufluss von Salzen nach Beenden des Schwermetalleintrags geprüft werden.
- Realitätsnahe und aussagekräftige Prüfungen sollten nach Aufbringen einer noch zu bestimmenden Vorbelastung durchgeführt werden. Sofern das Verfahren es zulässt, sollten Prüfungen nicht nur zum Rückhalt eines Stoffes, sondern auch zur Dauerhaftigkeit durchgeführt werden.

5.1.3 Herstellererfahrungen zu Prüfungen und Stoffrückhalt in Behandlungsanlagen

Die Entwicklung einer Niederschlagswasserbehandlungsanlage erfordert Untersuchungen und Vorversuche bei Forschungseinrichtungen oder bei den Anlagenherstellern selbst. Um diese wichtigen Erfahrungen für die Entwicklung von Laborprüfmethoden einzubeziehen, wurde eine gezielte Befragung einiger Hersteller durchgeführt.

Die Fragen richteten sich nach:

- dem Anwendungsbereich der Anlagen (Herkunftsflächen, Anschlussgrößen)
- dem Durchsatz der Anlage
- Vorhandensein von Notüberlauf oder Bypass

- erfolgten Prüfungen im Labor oder in-situ
- Art der geprüften Parameter
- Erfahrungen bezüglich Dauerhaftigkeit, Betrieb und Wartung
- Meinung zu Prüfverfahren

Viele Aussagen fanden in den Kapiteln zur „Definition dezentraler Anlagen“, zur „Dauerhaftigkeit“, zu „Hinweisen zu Planung, Einbau, Wartung und Betrieb“ Eingang.

Der Markt der dezentralen Behandlungsanlagen ist noch recht neu, daher herrscht derzeit ein großer Konkurrenzkampf zwischen den Herstellern. Prüfungsergebnisse werden als Betriebsgeheimnis gewahrt und können somit nicht verwertet werden. Trotzdem waren sämtliche befragte Hersteller sehr kooperativ. Das allgemeine Meinungsbild und die wichtigsten Aussagen der Hersteller sollen kurz und anonym ohne eine Bewertung vom Verfasser aufgeführt werden.

Allgemeine Aussagen der Hersteller zu Prüfverfahren:

- Die Intention der Hersteller, sich einer Prüfung zu unterziehen, ist, sich damit von der Konkurrenz abzuheben.
- Eine strenge Prüfung würde dazu führen, die jeweiligen Anschlussflächen zu reduzieren und mehr Anlagen für eine gegebene Abflussfläche anzuordnen.
- Anlagen, die für größere Anschlussflächen konzipiert sind, könnten beim Hersteller vor Ort geprüft werden, da dort oftmals genügend große Wasserbehälter und die Ausstattung vorhanden sind.
- Sehr große Anlagen (> 5.000 m² Anschlussfläche) sollten in-situ, z.B. im Vergleich mit einem realen Regenklärbecken, das als Referenzgröße dienen könnte, geprüft werden.
- Alle Anwendungsmöglichkeiten (Herkunftsfläche, Zielkompartiment) der Prüfverfahren sind von Interesse.
- Anlagen, die ins Erdreich eingebaut werden, können z.B. in einer Betonwanne geprüft werden.

Notüberlauf

Hier werden unterschiedliche Philosophien realisiert:

- Anlagen mit Notüberlauf und/oder Bypass: Viele Anlagen sind für max. etwa 10 bis 15 l/(s*ha) ausgelegt, bei höheren Regenspänden wird die Behandlungsanlage gezielt umfahren (teilweise sind größere Vorstufen vorhanden). Damit werden, nach vorliegenden Untersuchungen zur Wirksamkeit von Regenklärbecken, im Mittel mehr als 85% des Jahresniederschlagsabflusses behandelt [Sommer, 2007], [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001]. Einige Anlagen sind mit einer Drucksonde ausgestattet, die eine mögliche Kolmation anzeigt. Der Druckanstieg (und somit die Kolmation eines Filters) kann aber nur vor Ort durch Sichtkontrolle bemerkt werden.
- Anlagen ohne Notüberlauf und/oder Bypass: Sie sind für etwa 150 l/(s*ha) ausgelegt. Einige Anlagen weisen zusätzlich einen Speicher auf. Damit wird bis auf wenige Re-

genereignisse das gesamte Niederschlagsabflussvolumen behandelt. Eine Kolmation führt zu einem optisch wahrnehmbaren Rückstau (Überstau über Gelände!) und erfordert eine umgehende Beseitigung dieser Betriebsstörung.

- Die Frage nach Schadensersatzansprüchen bei einem Rückstau in eine Fläche ist ungeklärt und kann wegen eventuell betroffener Anlieger (z.B. Rechenzentrum in Keller des Nachbargebäudes) problematisch sein.
- Auch die Frage nach der Verkehrssicherheit bei Straßen ist ungeklärt. Ein häufiger Einstau von Verkehrsflächen muss hier ausgeschlossen sein.

Wartung und Dauerhaftigkeit

- Bei Pilotanlagen wurde teilweise Kolmation nach 8 bzw. 9 Monaten festgestellt. Daraus wurde der Wartungsintervall von einem halben Jahr abgeleitet.
- Häufig wird der Wunsch nach verbindlichen Vorschriften zur Wartung formuliert, die nach Möglichkeit von den unteren Wasserbehörden kontrolliert werden sollten. Als sinnvoll wird ein Wartungsintervall von 6 Monaten von einem per Nachweis Sachkundigen und von 5 Jahren von einem externen Prüfer erachtet.
- Bei größeren Anlagen (Anschluss 0,5 bis 1 ha) könnten nach Herstellermeinung die Vorgaben der SüwV-Kan für Regenklärbecken in NRW Vorbild sein, die eine Wartung von mindestens 1/Monat und zusätzlich nach starkem Regen vorschreibt.
- Blütenpollen können erhebliche Betriebsstörungen verursachen, indem die Filter sich zusetzen und die Filterleistung zurück geht. Schlimmstenfalls kann eine Kolmation verursacht werden. Eine repräsentative Prüfung mit organischem Material ist im Labor jedoch nicht möglich. Daher soll das Aufkommen von Blütenpollen als Betriebsstörung angesehen werden und diesbezüglich Wartungshinweise formuliert werden.

Betrieb

- In der Realität arbeiten Filtersysteme, insbesondere bei Spülstößen, besser als unter Prüfbedingungen im Labor mit nur mineralischen Prüfstoffen. Dies liegt daran, dass Feststoffe in der Realität einen gewissen Organikanteil aufweisen, der zu einer Verbackung der Feststoffe und einer zusätzlichen Rückhaltungswirkung in Filtern oder Geotextilien führt. Umgekehrt kann der Aufbau einer Sekundärfilterschicht auch zu vermehrten Kolmationsproblemen führen.
- Filter, die aus betrieblichen Gründen mit einer Belüftung ausgestattet sind, haben als positiven, nicht planmäßigen Effekt eine biologische Reinigungswirkung.

5.1.4 Laborprüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse und Einleiten ins Grundwasser

Das Deutsche Institut für Bautechnik (DiBt) ist verantwortlich für zwei Aktivitäten im Bereich „Prüfverfahren von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“. 2005 wurden Zulassungsgrundsätze für Abwasserbehandelnde Flächenbeläge veröffentlicht [DiBt, 2005] und bereits

einige Produkte bauaufsichtlich zugelassen. Zulassungsgrundsätze für Verkehrsflächenabflüsse behandelnde Filteranlagen liegen im Entwurf vor [DIBt, 2010].

Das DIBt dient der einheitlichen Erfüllung bautechnischer Aufgaben auf dem Gebiet des öffentlichen Rechts. Hierzu gehören unter anderen

- die Erteilung allgemeiner bauaufsichtlicher Zulassungen für Bauprodukte und Bauarten auf Grund der Bauordnungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland. Allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen werden zum Nachweis der "Verwendbarkeit" von Bauprodukten erteilt, wenn diese noch nicht die CE-Kennzeichnung nach der Bauproduktenrichtlinie haben und sie ferner auch nicht durch deutsche Normen oder Vorschriften geregelt sind (nicht geregelte Produkte und Bauarten).

Zur technischen Beratung des DIBt wurde ein Sachverständigenausschuss (SVA) „Bauprodukte und Bauarten zur Behandlung und Versickerung von mineralöhlhaltigen Niederschlagsabflüssen“ gebildet, in dem die im Folgenden aufgeführten Zulassungsgrundsätze entwickelt wurden.

(1) DIBt-Zulassungsgrundsätze für „Abwasserbehandelnde Flächenbeläge“

Die Zulassungsgrundsätze [DIBt, 2005] gelten für wasserdurchlässige, abwasserbehandelnde Flächenbeläge zur Befestigung von Verkehrsflächen, die Niederschlagsabflüsse versickern und gleichzeitig Kohlenwasserstoffe und andere Stoffe zurückhalten. In einer Auflistung werden bestimmte Herkunftsflächen (Straßen bis 5.000 DTV) definiert, für deren Niederschlagsabflüsse die Zulassungsgrundsätze gelten.

Zur Erlangung der bauaufsichtlichen Zulassung müssen die nachstehenden Prüfungen durchgeführt werden:

- Umweltverträglichkeit: Produkt enthält nur umweltverträgliche Inhaltsstoffe, die nicht durch Auswaschung zu einer Belastung des Boden/Grundwassersystems führen können.
- Prüfung zur spezifischen Versickerungsrate: Im Neuzustand (540 l/(s*ha)) und nach definierter Feststoffzugabe (270 l/(s*ha)) müssen bestimmte Versickerungsraten nachgewiesen werden
- Prüfungen zum Stoffrückhaltevermögen: Nachweis eines Wirkungsgrades der Anlage bezogen auf Feststoffe, vier Schwermetalle und Mineralölkohlenwasserstoffe
- Prüfung zur Auswirkung von Salzbelastung: Funktionsfähigkeit und Rücklösung von Schwermetallen
- Prüfung der Säureneutralisationskapazität

(2) DIBt-Zulassungsgrundsätze für „Filteranlagen“

Seit Februar 2010 ist der Entwurf der DIBt-Zulassungsgrundsätze für „Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, Teil 1: Anlagen zum Anschluss von Kfz-Verkehrsflächen bis 2000 m²

und Behandlung des Abwassers zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser“ beim DIBt erhältlich [DIBt, 2010]. Der Entwurf wird im Folgenden kurz vorgestellt.

Zunächst werden in diesem Papier der Geltungsbereich und Ausschlüsse für die Anwendung definiert.

Anforderungen hinsichtlich Verkehrsbelastungen, Umweltverträglichkeit hydraulische Anforderungen, Stoffrückhaltevermögen und betriebliche Anforderungen werden kurz beschrieben.

Die einzelnen Zulassungsprüfungen sind in Tabelle 5-1 dargestellt.

Tabelle 5-1: Übersicht Zulassungsprüfungen [DIBt, 2010]

	Prüfung	Prüfanlage	Parameter
1	Umweltverträglichkeit Filtermaterial	Säulenversuch Filtermaterial	Eluat (Parameter rezepturabhängig)
2	Stoffrückhalt der Anlage		
2.1	Partikelrückhalt	Gesamtanlage	AFS
2.2	Kohlenwasserstoffrückhalt	Gesamtanlage	MKW
2.3	Schwermetallrückhalt	Filterelement	Zink und Kupfer
2.4	Schwermetallrückhalt unter Salzeinwirkung	Filterelement	Zink und Kupfer
3	Identifizierung Filtermaterial	Parameter rezepturabhängig, z.B. Körnungslinie, Glühverlust, pH-Wert, Sättigung (Eluat)	
4	Kolmation Filtermaterial	Säulenversuch	k _f -Wert

Die Umweltverträglichkeitsprüfung dient dazu, Bauteile und Baustoffe, die im Betrieb bestimmungsgemäß von Wasser durchströmt werden, hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit zu prüfen. Die Art und Weise der Prüfung ist in den Zulassungsgrundsätzen beschrieben.

AFS- und MKW-Prüfung

Der Stoffrückhalt bezüglich Partikel und MKW wird an der Gesamtanlage getestet.

Prüfregenspenden und Prüfdauern für die AFS-Prüfung entsprechen dabei den Angaben aus Kapitel 5.3. Die Prüfdauern für die MKW-Prüfung sind dabei etwas verkürzt. Es wird jeweils mit drei Prüfregenspenden und einem stofffreien Spülstoß geprüft.

Der AFS-Rückhalt wird mit den feinen Feststoffanteilen geprüft, da sich Schadstoffe überwiegend an den feinen Anteil des Straßenschmutzes anlagern. Die AFS-Konzentration des feinen Feststoffanteils wird mit etwa 74 mg/l angenommen. Dies entspricht einem Eintrag von 50 g Feinpartikeln pro m² angeschlossener Fläche. Als Prüfstoff wird Millisil W 4 verwendet. Die Jahresfracht wird auf die drei Prüfregenspenden verteilt und zwar im Verhältnis 3:2:1, so dass sich für Prüfregenspende 1 eine Konzentration von 3.472 mg/l, für Prüfregenspende 2 2.314 mg/l und für die dritte Prüfregenspende 1.158 mg/l ergeben.

Die MKW-Zugabe entspricht einem Eintrag von 0,68 g/m² pro m² angeschlossener Fläche. Als Prüfstoff wird Heizöl EL nach DIN 51603 verwendet. Die Gesamtjahresfracht (ausgehend von einer abfließenden Jahresniederschlagsmenge von 677 mm) wird gleichmäßig auf die

drei Prüfrengenspenden verteilt, so dass sich mit 75 mg/l auch hier höhere Konzentrationen als in der Realität (ca. 1 mg/l) ergeben.

Bei beiden Prüfungen wird mit der Probennahme erst nach Durchlaufen des einfachen Anlagenvolumens begonnen, wobei dieses mit dem Absetzraum, einem evtl. vorhandenen Stauraum und dem Behältervolumen für das Filtermaterial definiert wird. Es werden jeweils 5 Proben gleichmäßig über die restliche Prüfdauer verteilt entnommen.

Der Spülstoß wird jeweils stofffrei mit einer erhöhten Regenspende von 100 l/(s*ha) durchgeführt und zwar nach einer 16 bis 24-stündigen Ruhezeit nach Prüfrengenspende 3. Hier erfolgt die Probennahme direkt nach Erreichen des Maximaldurchflusses, der sich aus der Prüfrengenspende ergibt, und zwar mittels 15 Proben im Abstand von einer Minute.

Die Bewertung der Prüfung erfolgt, indem der Spülstoß nur zur Hälfte gewichtet wird.

Schwermetallrückhalt

Der Stoffrückhalt bezüglich Schwermetalle, auch unter Salzeinwirkung, wird anhand eines verkleinerten Filterelementes geprüft, dies können z.B. Säulenversuche sein. Der Grund dafür ist, möglichst wenig mit Schwermetallen belastetes Abwasser zu produzieren. Die Abwassermenge soll 200 l nicht überschreiten. Nach dieser Vorgabe ist das Filterelement zu dimensionieren.

Kupfer und Zink werden gemeinsam in gelöster Form geprüft.

Geprüft wird mit dem jeweils gelösten Anteil einer mittleren Gesamtkonzentration in Verkehrsabflüssen (ca. 200 µg/l Zink und 23 µg/l Kupfer) unter der Annahme von 677 mm Niederschlagabfluss. Die sich draus ergebene Jahresfracht mit 135,0 mg/m² Zink und 15,5 mg/m² Kupfer wird auf die drei Prüfrengenspenden verteilt. Im Zulaufwasser ergeben sich dann gegenüber der Realität erhöhte Konzentrationen von 6,25 mg/l Zink und 0,72 mg/l Kupfer.

Die Probennahme beginnt nach der Zeit, in der der einfache Austausch des Prüfelements stattfindet. Viermal in gleichen Zeitabständen werden zwei Wasserproben entnommen. Die Schwermetall-Konzentrationen der Proben werden gemittelt.

Der erforderliche Rückhalt wurde – abweichend von den Versuchsdesignkonzentrationen - aus einem aus Messprogrammen ermittelten 99%-Wert von Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen bezogen auf die Prüfwerte der BBodSchV berechnet. Für Zink ergibt sich ein erforderlicher Rückhalt von 70% und für Kupfer ein Rückhalt von 80% (siehe auch Tabelle 4-20). Die mittlere Ablaufkonzentration einer einzelnen Prüfrengenspende darf maximal doppelt so groß sein.

Identifikation Filtermaterial

Für Filtermaterialien sind in Abhängigkeit von der Rezeptur wesentliche Stoffkennwerte zu ermitteln. Die Art der Prüfungen und die Parameter werden offen gelassen. Sie müssen jeweils vor der Prüfung mit der Prüfstelle (DIBt) abgestimmt werden. Als Beispiel werden genannt: Kornverteilung, Glührückstand und Eluat.

Kolmation

Eine weitere Teilprüfung ist eine mögliche Kolmation des Filtermaterials unter Salzeinwirkung an einem Säulenversuch. Sie muss dann durchgeführt werden, wenn die Substrateigenschaften ein Kolmationsverhalten vermuten lassen. Dies ist der Fall wenn

- Ton/Schluff-Anteil > 5%
- Quellbare Bestandteile enthalten sind
- K_f -Wert $\leq 1 \cdot 10^{-4}$ m/s

Die einzelnen Schritte der Prüfung sind detailliert dargestellt.

Standzeit von Filtermaterialien

Die AFS-, MKW- und Schwermetallprüfungen werden für eine einzelne Jahresfracht durchgeführt. Die meisten Anlagen werden jedoch für einen längeren Zeitraum eingebaut. Die vom jeweiligen Anlagenhersteller angegebenen Standzeiten der Filtermaterialien werden im Einzelfall von der Zulassungsstelle bewertet, da es derzeit noch kein erprobtes Verfahren zur Ermittlung der Standzeiten gibt.

5.1.5 Laborprüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Metalldachabflüsse und Einleiten ins Grundwasser, beauftragt vom LfU Bayern [Welker et al., 2008a und 2008b])

Laut technischer Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in das Grundwasser für Bayern (TRENGW) [Bayerisches Staatsministerium fUG, 2008b] können Niederschläge von kupfer-, zink- oder bleigedeckten Flächen > 50 m² nur erlaubnisfrei unterirdisch versickert werden, wenn eine Vorreinigung über nach Art. 41f BayWG zugelassene Filter stattfindet. Daher wurde im Jahr 2008 im Auftrag des Bayerischen Landesamt für Umwelt, Augsburg, von der TU Kaiserslautern ein Prüfverfahren für den Rückhalt von Metalleionen (Kupfer und Zink) in Niederschlagsabflüssen von Metalldächern zur Einleitung in das Boden-/ Grundwassersystem entwickelt [Welker et al., 2008a, Welker et al. 2008b]. Dieses soll langfristige und kostenaufwändige in-situ-Untersuchungen ablösen.

Das Prüfverfahren setzt sich aus vier Teilen zusammen:

- Übereinstimmungsnachweis über das verwendete Ionenaustauschmaterial bzw. Material zur Kontaktfällung anhand eines Schüttelversuchs;
- Prüfung einer evtl. vorhandenen Alarmvorrichtung bei Überstau, da Notüberlauf oder Umgehung unmittelbar ins Grundwasser nicht zugelassen werden;
- AFS-Prüfung: Aufbringen der Jahresfracht (ermittelt aus Literatur und der vom Hersteller vorgegebenen Dachfläche) mit drei definierten Prüfredenspenden sowie eines Spülstoßes ohne AFS-Belastung, Forderung eines Wirkungsgrades von 75 % (abgeleitet aus PAK);
- Schwermetallprüfung: Aufbringen der Jahresfracht, anschließend Prüfung mit drei Prüfredenspenden (definiert aus Redenspende und –dauer) und realistischer Zulauf-

konzentration, Forderung der in der BBodSchV zulässigen Ablaufwerts im Mittel der drei Prüfungen;

Viele Aspekte dieses Verfahrens können für die Formulierung der in diesem Projekt entwickelten Laborprüfverfahren herangezogen werden, wie z.B.

- Schüttelversuche als Übereinstimmungsnachweis,
- Aufbau der Prüfanlage, Vorbelastung,
- Höhe der Prüfredenspenden,
- Kornverteilung des AFS-Prüfstoffs,
- Beschaffenheit des Beschickungswassers,
- Schwermetallkonzentration im Beschickungswasser,
- Wartezeiten zwischen den Prüfungen,
- Probennahmeplan und
- Auswertung der Ergebnisse.

5.1.6 RAL-Filtertest

Bei der RAL (deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung mit Sitz in St. Augustin) wird derzeit eine Methode zur Prüfung der mechanische Reinigungsleistung von Regenwasserversickerungs- bzw. -rückhalteanlagen diskutiert, welche jedoch noch nicht fertig entwickelt und veröffentlicht ist.

Es existiert lediglich ein Vorschlag für ein Laborprüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse ohne Angabe von einem Zielgewässer [Guldner, 2009], welches sich auf die Sedimentation bzw. Filtration von grobem Schmutz mit Korndurchmessern $> 0,125 \mu\text{m}$ Durchmesser bezieht. Dieser Test ist somit für in diesem Bericht zu entwickelnde Prüfverfahren unrelevant.

5.2 Hinweise für Prüfverfahren aus der betrieblichen Praxis

Fehleinschätzungen in der Planungsphase sowie anlagenbezogen mögliche funktionsrelevante Einbaumängel können zu einer Verminderung der Reinigungsleistung dezentraler Behandlungsanlagen bis hin zu einem völligen Versagen durch Kolmation führen. In diesem Kapitel werden mögliche Probleme beschrieben, um die hierbei gewonnenen Ergebnisse bei der Eingrenzung des Anwendungsspektrums sowie in die Entwicklung von Prüfverfahren einfließen lassen zu können.

5.2.1 Planungsphase

Von grundlegender Bedeutung ist die Größe und Beschaffenheit der angeschlossenen Fläche. Die aus falschen Annahmen resultierenden zu hohen Zuflussraten und Stofffrachten führen zu einer verminderten Reinigungsleistung oder zu Kolmationen und einem erhöhten Wartungsaufwand. Gründe für die fehlerhafte Flächenannahme sind unter anderem:

- Die Flächenangaben aus dem vorhandenen Kartenmaterial stimmen nicht, z.B. werden Flächen nicht berücksichtigt, die keine eigene Entwässerung haben und einen Abfluss in das Einzugsgebiet hervorrufen.
- Es werden nachträglich weitere Flächen angeschlossen, die nicht mit berücksichtigt waren.
- Die Abflussbeiwerte werden zu niedrig angesetzt.

Solche Planungsfehler sind nach dem Bau der Anlagen nur sehr schwierig zu korrigieren, daher muss bei der Planung ein besonderes Augenmerk auf einer korrekten Flächenermittlung liegen. Oft fallen Fehler auch gar nicht auf, da selten eine nachträgliche Kontrolle von eingebauten Anlagen erfolgt.

Die Abflussbeiwerte der zu entwässernden Flächen sollten auf jeden Fall geprüft werden. Hier sind zum Beispiel Fälle von Gründächern bekannt, die bei der Bemessung mit einem mittleren Abflussbeiwert von 0,3 berücksichtigt wurden. Das kann sich bei dezentralen Anlagen schnell negativ auswirken. Gerade bei Starkregenereignissen mit hohen Niederschlagshöhen tendiert der Abflussbeiwert solcher Dächer nach Erschöpfen der Speicherkapazität des Substrats (Sättigung) gegen 1. Dann würde eine dezentrale Anlage mit mehr als der dreifachen Abflussgröße als vorgesehen beschickt werden.

Fazit für Prüfverfahren:

Der Jahresabflussbeiwert der tatsächlich angeschlossenen Flächen sollte nicht wesentlich höher liegen als für den für das Prüfverfahren angenommenen Wert. Prüfregenspenden werden über eine definierte Regenhöhe und einen mittleren Jahresabflussbeiwert von $\psi = 0,76$ festgelegt (vgl. auch Kapitel 5.3.2). Werden geprüfte Behandlungsanlagen an Flächen mit höheren tatsächlichen Jahresabflussbeiwerten angeschlossen, so kann dies über eine kleinere anzuschließende Fläche ausgeglichen werden.

Für das Prüfverfahren selbst hat oben gemachte Aussage keine Auswirkung.

5.2.2 Bauphase

Während der Bauphase treten vielfältige Randbedingungen auf, die den Betrieb einer dezentralen Anlage stören können. Viele Anlagen werden direkt nach dem Einbau an das Entwässerungsnetz angeschlossen. Hieraus resultieren dann die folgenden Probleme:

- Feststoffe von der Baustelle werden eingetragen und setzen das System schnell zu (siehe Abbildung 5-1).
- Im Bereich der zu entwässernden Fläche gibt es keine Erosionskontrolle, Lagerflächen von Boden sind nicht gegen das Abschwemmen geschützt und Teile des Bodens werden in die Behandlungsanlage eingetragen.
- Reaktive Baustoffe wie Zementreste gelangen mit dem Niederschlagswasserabfluss in das System und binden hier ab, dabei werden zum Beispiel Filterelemente unbrauchbar.
- Versickerungssysteme werden schon während der Bauphase in Betrieb genommen, diese kolmatieren in den ersten Wochen des Betriebs.

- Der Abflussbeiwert begrünter Dächer direkt nach dem Bau und vor der vollständigen Begrünung ist nahe 1, da das Dach in dieser Phase weniger Wasser zurückhalten kann, und somit der Wasseranfall an der Behandlungsanlage unterschätzt wird.



Abbildung 5-1: *Bentonitschlamm aus Bautätigkeit auf einem Filterelement, welches vollständig kolmatiert ist [Dierkes, 2009]*

Immer wieder treten Undichtigkeiten bei Niederschlagswasserbehandlungssystemen auf, die dafür sorgen, dass ein Teil des unbehandelten Wassers in den Boden dringen kann. Daher ist eine Dichtheitskontrolle nach dem Einbau unabdingbar. Undichtigkeiten treten oft bei Betonschachtsystemen auf. Durch eine unsachgemäße Aufbringung der Dichtungen oder Passungenauigkeiten bilden sich Fehlstellen, an denen Wasser unter Druck austreten kann (Abbildung 5-2, Abbildung 5-3).



Abbildung 5-2: *Schadhafte Stelle im Übergangsbereich von zwei Betonschachtringen; durch falsche Aufbringung der Dichtung wurde ein Teil des Betons herausgesprengt [Dierkes, 2009]*



Abbildung 5-3: *Durch unsachgemäßes Rohraufleger beim Verdichten abgerissene Rohrleitung [Dierkes, 2009]*

Ein weiteres Problem neuartiger Anlagen ist, dass das Baustellenpersonal mit den Systemen noch nicht vertraut ist. Einbauanleitungen kommen aber oft nicht bei den zuständigen Personen auf der Baustelle an. Das kann leicht zu Einbaufehlern führen, da die Funktionsweise der Anlagen nicht bekannt ist. Ein Beispiel ist das Verwechseln von Zu- und Abläufen bei Filteranlagen. Hier ist es notwendig, dass der Hersteller alle wichtigen Teile von außen gut sichtbar beschriftet und dass die Einbauanleitungen auch wirklich bei den Personen ankommen, die mit dem Einbau betraut sind. Eine Kontrolle seitens des planenden Ingenieurs ist notwendig.

Fazit für Prüfverfahren:

Der Hersteller sollte den korrekten Einbau der Anlage im Prüfinstitut vor der Prüfung kontrollieren. Eine Dichtigkeitsprüfung vor der eigentlichen Prüfung ist zu empfehlen.

5.2.3 Konstruktionsbedingte Probleme

Die Durchlässigkeit von Filtern kann konstruktionsbedingt zu niedrig sein. Verursacht wird dies unter anderem durch:

- zu hohe Anteile an Feinstoffen in den Filterkörnungen oder
- Tausalzeinträge im Winter, die Tonminerale verändern und zu Verblockungen führen.

Bei den Filtermedien selbst können die Sorptionskapazitäten erheblich schwanken. Dieses Phänomen ist von natürlichen Zeolithen bekannt. Hier ist durch eine ausreichende Eigenkontrolle des Herstellers sicherzustellen, dass das Material die zugesagten Eigenschaften auch wirklich erfüllt.

Fazit für Prüfverfahren:

- Übereinstimmungsnachweise über Sorptionseigenschaften des Filtermaterials (z.B. mit Schüttelversuchen) sollten Teil der Prüfung sein.
- Bei Anlagen, die im Straßenbereich eingesetzt werden, sollte eine Tausalzprüfung durchgeführt werden.

5.2.4 Betrieb

Auch während des Betriebs kann eine Reihe von standortspezifischen Problemen auftreten, die zu einem Versagen der Anlagen oder zu einem Rückgang der Reinigungsleistung führen können. Bei Filteranlagen sind immer wieder Kolmationen festzustellen. Gründe hierfür liegen oft im Einzugsgebiet, zum Beispiel bei bestimmten Vegetationstypen, die viel organische Materie in die Filter einspülen. Solche ungünstigen Bedingungen werden selten bei der Planung erfasst. Auch zu bestimmten Zeiten wie im Frühjahr können Probleme auftreten, beispielsweise durch einen hohen Anfall von Pollen oder im Herbst durch Laub. Hohe Feststoffkonzentrationen können die Absetzräume schneller auffüllen als geplant, so dass die Leistung der Anlagen abnimmt.

In solchen Fällen muss die Anlage in kurzen Zeiträumen beobachtet und gegebenenfalls beprobt werden. Handlungsmöglichkeiten sind das Verkürzen von Wartungs- und Spülintervallen oder das Anpassen von Filtern an die Situation. Hier ist im Einzelfall zu entscheiden, wie die Anlage ertüchtigt werden kann. Bei der unterschiedlichen Charakteristik der dezentralen Einzugsgebiete kann man solche Problemstellungen nicht ausschließen, es gibt aber eine Reihe von Maßnahmen, mit denen effektiv gegengesteuert werden kann.

Fehlende Kenntnis der Austauschzyklen kann der Grund für zu lange Filterlaufzeiten sein. Hier können z.B. Überlaufmeldesysteme Abhilfe schaffen, die die Anzahl der Notüberläufe der Systeme melden und auf einen kolmatierten Filter hinweisen. Der Nachteil sind die hohen Kosten für solche Systeme.

Regelmäßige Kontrollen werden in der Regel für alle Anlagen vorgeschrieben, damit Probleme während des Betriebs analysiert und beseitigt werden können. Oftmals sind den Betreibern die Betriebsvorschriften der Anlagen aber nicht im Detail bekannt.

Die Entsorgung der Schlämme und Filtermaterialien muss genau geregelt sein. Je nach Herkunftsfläche sind sowohl die abgesetzten Feststoffe als auch die Filtermedien kontaminiert und müssen ordnungsgemäß entsorgt werden. Abbildung 5-4 zeigt den Schlammfang eines Filtersystems nach einem Betriebsjahr. Da der Schlamm mit Schwermetallen und Kohlenwasserstoffen belastet ist, muss dieser regelgerecht entsorgt werden. Es kommt vor, dass der Betreiber der Anlagen den Schlammfang in den nächsten Straßenablauf eines Regenwasserkanals ausleert. Solche Praktiken müssen in jedem Fall verhindert werden.

Undichtigkeiten im Bereich der Filterelemente können zu Kurzschlussströmungen führen, die gerade bei den häufig auftretenden Regenereignissen mit niedrigen Regenspenden einen großen Teil des Wassers an den Filtern vorbeileiten. Hierbei ist zu beachten dass:

- fehlende, falsche oder alte Dichtungen zu Problemen führen und

- bei Filterwechseln Feststoffe zwischen Dichtung und Filter gelangen können, wenn diese vor dem Einsetzen nicht ausreichend gereinigt werden.



Abbildung 5-4: Schlammfang eines Filtersystems nach einem Jahr Betrieb [Dierkes, 2009]

Fazit für Prüfverfahren:

Einzuhaltende Wartungsintervalle und -hinweise sowie Hinweise zum Austausch und Abdichten von Filterelementen sollten im Prüfzertifikat enthalten sein.

5.3 Überlegungen zu Prüffregenspenden

Die Höhe und Dauer der Prüffregenspenden für die Prüfung von dezentralen Behandlungsanlagen sollte sich zum einen am Niederschlagsgeschehen in der Realität orientieren, zum anderen in einer Prüfung im Labor praktisch durchführbar sein.

5.3.1 Grundlagen

Der Niederschlagszufluss zu einer Behandlungsanlage wird nicht nur bestimmt von der Niederschlagshöhe, sondern auch von der Häufigkeit und Dauer des Niederschlags, d.h. der zeitlichen Abfolge der Regenereignisse, sowie der Größe und Art der Fläche.

Bezogen auf einen ha Einzugsgebietsfläche A_E beträgt der Niederschlagszufluss Q_r :

$$Q_r = A_E \cdot r_{D(n)} \cdot \psi$$

$r_{D(n)}$: Regenspende [l/(s*ha)]

ψ : Abflussbeiwert [-]

Die Regenspende ist dabei gebietspezifisch und hängt von der Regendauer D und der Regenhäufigkeit n ab. Zwischen Regenspende, Regendauer und Regenhäufigkeit besteht folgender Zusammenhang:

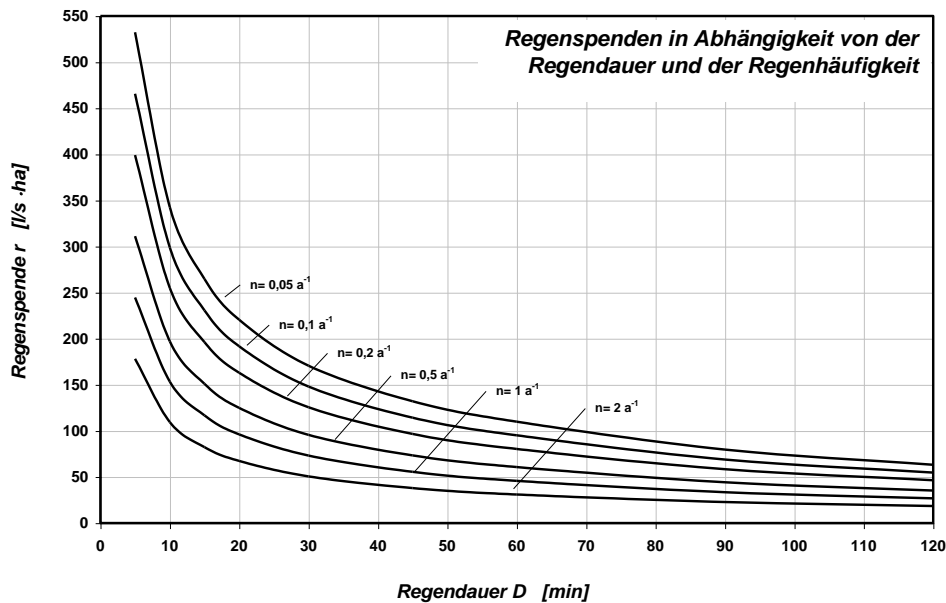


Abbildung 5-5: Regenspendenlinien in Abhängigkeit von Regendauer und -häufigkeit

Sind Dauer und Häufigkeit des Regens gewählt, kann die Regenspende $r_{D(n)}$ direkt aus örtlichen Regenspendenlinien bzw. den Starkniederschlagshöhen des KOSTRA-Atlas (DWD, 1997, 2006) entnommen werden.

Bei einem Regenereignis kommt nicht der gesamte Niederschlag zum Abfluss, da ein Teil des Niederschlages als sogenannter „Verlust“ auftritt. Verluste im Niederschlags-Abfluss-Vorgang entstehen v. a. durch Benetzung trockener Abflussflächen, Muldenrückhalt, Versickerung, Verdunstung und Verfrachtung von Niederschlagswasser auf benachbarte Flächen (z.B. Spritzwasser, Gischt durch Fahrtwind auf Straßen). Der Abflussbeiwert gibt an, welcher (prozentuale) Anteil des gefallenen Niederschlages zum Abfluss kommt. Er ist abhängig von der Versickerungsfähigkeit einer Fläche (z.B. Straßen und deren Flächenbelägen) und der Neigung der Fläche (z.B. Dachneigung).

5.3.2 Vorarbeiten des LfU, Augsburg [LfU, 2008]

Das LfU Bayern entwickelte ein Prüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Metalldachabflüsse [Welker et al., 2008a und 2008b]. Dafür wurden vom BayLfU Niederschläge ausgewertet und ein Vorschlag für dieses Verfahren erarbeitet [LfU, 2008], welcher im Folgenden erläutert wird.

Die Auswertung von Niederschlagsstationen in Bayern zeigte, dass bei der Dimensionierung von Speicherräumen mit Regendaten der Station Mühldorf am Inn die größten Volumen erforderlich werden. Aus diesem Grunde wurden die Daten der Station Mühldorf stellvertretend für die weiteren Betrachtungen herangezogen. Es standen die vollständigen Niederschlagsjahre 1953 – 1980 und 1993 – 2000, also insgesamt 36 Jahre zur Verfügung. Die Langzeitsi-

mulation wurde mit dem Modell SMUSI der TU Darmstadt durchgeführt. Tabelle 5-2 beinhaltet die Ergebnisse. Die langjährige mittlere Niederschlagshöhe betrug 888 mm, die Abflusshöhe 677 mm. Der Jahresabflussbeiwert lag damit bei $\psi_{aM} = 0,76$. Aus den Entlastungsdaten werden die Regenabflusshöhen errechnet, indem zur Entlastungshöhe noch die während der Entlastungsdauer durch die Drossel abgeflossene Niederschlagshöhe addiert wird:

Tabelle 5-2: Ergebnisse aus der Niederschlagsabflusssimulation von 36 Jahren [LfU, 2008]

Regenabflussspende	Entlastungsdauer		Drosselabflusshöhe	Entlastungshöhe	Regenabflusshöhe	
q_R	D_E		h_{Dr}	h_E	h_R	
$l/(s \cdot ha)$	h	%	mm	mm	mm	%
0	595	100	0	677	677	100
0,1	582	98	24	653	674	100
1	368	62	168	508	640	95
2	270	45	282	394	589	87
5	97	16	459	218	393	58
10	31	5,1	559	117	228	34
25	5,4	0,9	628	49	97	14

Die Summenkurven in Abbildung 5-6 und Abbildung 5-7 ergeben sich aus den Werten für D_E und h_E in Tabelle 5-2. Die dünneren Linien teilen die Unterschreitungshäufigkeit in drei gleichgroße Bereiche, mit dem Ziel jedem Bereich jeweils ein Drittel der langjährigen Regenabflusshöhe zuzuordnen.

Die zugehörigen Grenzen der Regenabflussspenden (Abbildung 5-6) und der zugehörigen Regendauern (Abbildung 5-7) sind:

Bereich 1: $0 < q_R \leq 4 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$ $0 < D_R \leq 450 \text{ h}$ $\Delta D_R = 450 \text{ h}$

Bereich 2: $4 < q_R \leq 10 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$ $450 < D_R \leq 570 \text{ h}$ $\Delta D_R = 120 \text{ h}$

Bereich 3: $q_R > 10 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$ $570 < D_R \leq 595 \text{ h}$ $\Delta D_R = 25 \text{ h}$

Die dickeren Linien in Abbildung 5-6 markieren die jeweilige mittlere Regenabflussspende einer „Klasse“, die damit ein Drittel der Jahresabflusshöhe repräsentiert.

Sie werden als maßgebende Prüfregenspende vorgeschlagen [LfU, 2008].

Die Dauer der jeweiligen Prüfregenspende wurde ausgehend von einer praktikablen Höchstdauer von 8 h entsprechend der oben angegebenen Verhältnisse reduziert auf die in Tabelle 5-3 dargestellten Dauern.

Die vierte Teilprüfung wurde als Spülstoß mit $100 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$ und 15 min als weitere Teilprüfung hinzugefügt.

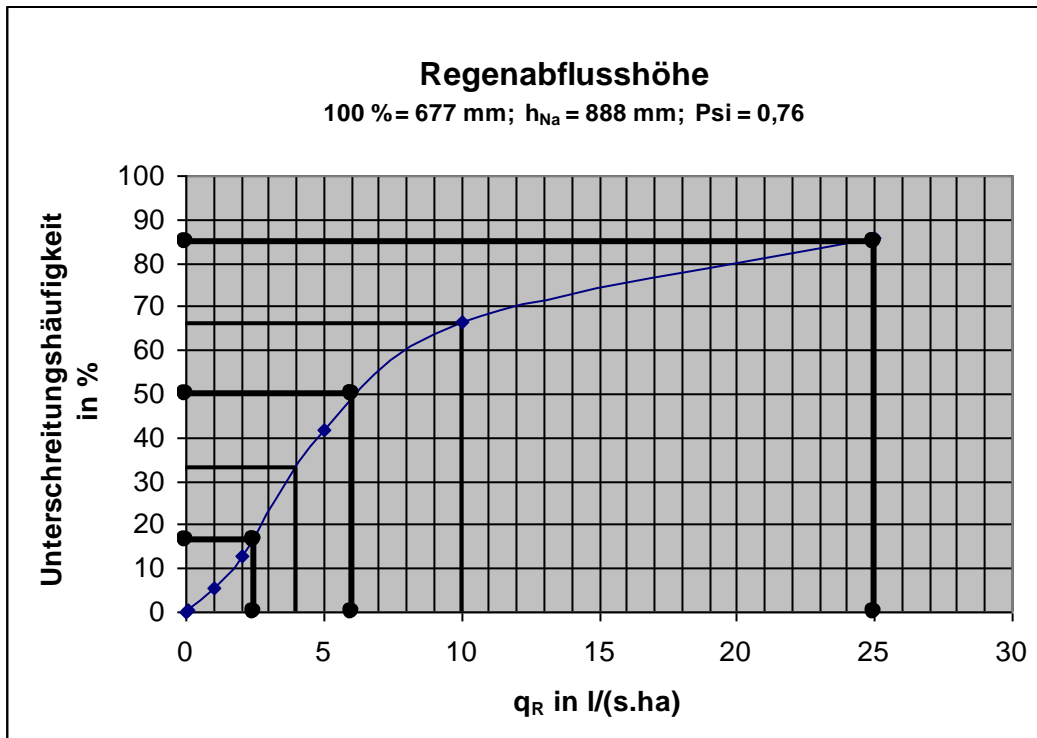


Abbildung 5-6: Unterschreitungshäufigkeit der Regenabflusshöhen [LfU, 2008]

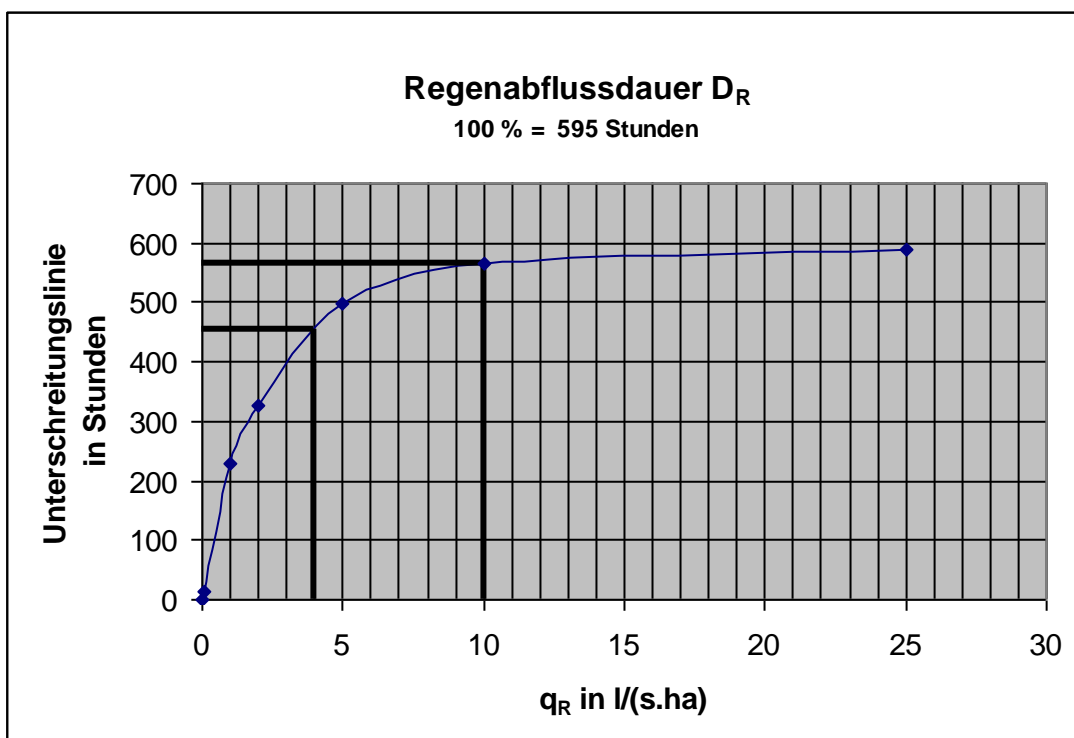


Abbildung 5-7: Unterschreitungslinie der Regenabflussstunden [LfU, 2008]

Tabelle 5-3: *Festsetzung Regenspenden und -dauern für die Laborprüfung von Metalldachabflüssen, basierend auf einer Auswertung von bayerischen Regendaten [LfU, 2008]*

	Regenspende [l/(s ha)]	festgesetzte Prüfdauer [h]
1	2,5	8
2	6	3,3 (200 min)
3	25	0,8 (48 min)
4 (nur AFS)	100	15 min

Fazit für Prüfverfahren:

Die in der Natur vorkommenden Regenereignisse können nicht alle im Labor nachgestellt werden. Mit dem vorgestellten Vorschlag der LfU werden die Regenereignisse durch drei Regenspenden ausreichend genau repräsentiert. Die Gesamtdauern der Regenereignisse werden für die Prüfverfahren verkürzt, stehen jedoch im gleichen Verhältnis zueinander wie in der Realität. Ergänzt werden können die Prüfregenspenden durch einen Spülstoß, der das Verhalten einer Behandlungsanlage bei starken Regenereignissen nachweisen kann.

5.4 Definition „AFS_{fein}“ und Auswahl eines geeigneten Materials zur Prüfung des Feststoffrückhaltes

In den geplanten Prüfverfahren für Behandlungsanlagen für Niederschlagswasser von Verkehrsflächen ist vorgesehen, den Rückhalt an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) mit einem auf dem Markt befindlichen Prüfstoff mit einer möglichst genormten Kornverteilung zu prüfen. Der AFS soll hierbei als Ersatzparameter für den Rückhalt von relevanten Schadstoffen (z.B. PAK und Schwermetalle) fungieren. Viele dieser Schadstoffe werden in Niederschlagsabflüssen und vornehmlich in der partikulären Phase transportiert. Es existieren insgesamt wenige Untersuchungen zur genauen Verteilung der Schadstoffe an bestimmten Kornfraktionen der partikulären Phase. Innerhalb der verfügbaren Messprogramme liegt ein Schwerpunkt bei den Verkehrsflächenabflüssen bzw. bei auf Verkehrsflächen deponiertem Straßenstaub. Deshalb werden in diesem Kapitel vor allem diese Untersuchungen ausgewertet, ausgehend von der Prämisse, dass die grundsätzliche Verteilung von Schadstoffen in Dachflächen- oder Mischflächenabflüssen ähnlich ist.

Für die Entwicklung eines Prüfverfahrens ist die Festlegung eines repräsentativen Feststoffmaterials aus zwei Gründen entscheidend. Bei der Verwendung von zu grobem Prüfstoff würde der Rückhalt an PAK und partikulärer Schwermetalle nicht entsprechend der Realität simuliert. Bei der Verwendung eines zu feinen Prüfstoffs hingegen wäre die Prüfung möglicherweise zu streng.

Daher sollen im Folgenden anhand einer Literaturrecherche und Auswertung von bereits vorhandenen Daten folgende Fragestellungen beleuchtet werden [Dierschke et al., 2010]:

1. Welche Kornfraktionen sind abflussrelevant und gelangen in Behandlungsanlagen?
2. Wie verteilen sich PAK sowie Schwermetalle auf die einzelnen Kornfraktionen?

3. Wie sollte eine Kornfraktionsverteilung eines Prüfstoffs aussehen, um die Verschmutzung im Niederschlagsabfluss von Verkehrsflächen realistisch abzubilden?

Zusätzlich wurden die Daten ausgewertet hinsichtlich des Anteils der feinen Kornfraktion „AFS_{fein}“ als Vorschlag für Schwerpunktwerte für die Prüfverfahren (Tabelle 3-2)

Abflussrelevante Kornfraktionen

In Abbildung 5-8 sind die Sieblinien von Straßenstaub bzw. -schmutz sowie Straßenabflüssen aus verschiedenen Untersuchungen hauptsächlich aus den USA und aus Australien aufgetragen. Daraus ist zunächst zu erkennen, dass sich die Straßenstäube bzw. -abflüsse in den beiden Kontinenten stark voneinander unterscheiden. Während in Australien die Kornfraktionen bis etwa 150 µm dominieren, liegt die Verteilung bei den Untersuchungen aus den USA bis etwa 3.000 µm. Nach einer Untersuchung von Lloyd und Wong [1999] weisen 65% der Partikel in Straßenabflüssen in Australien eine Korngröße von < 100 µm auf, während der Anteil in Straßenabflüssen in USA und Europa nur 25 % beträgt.

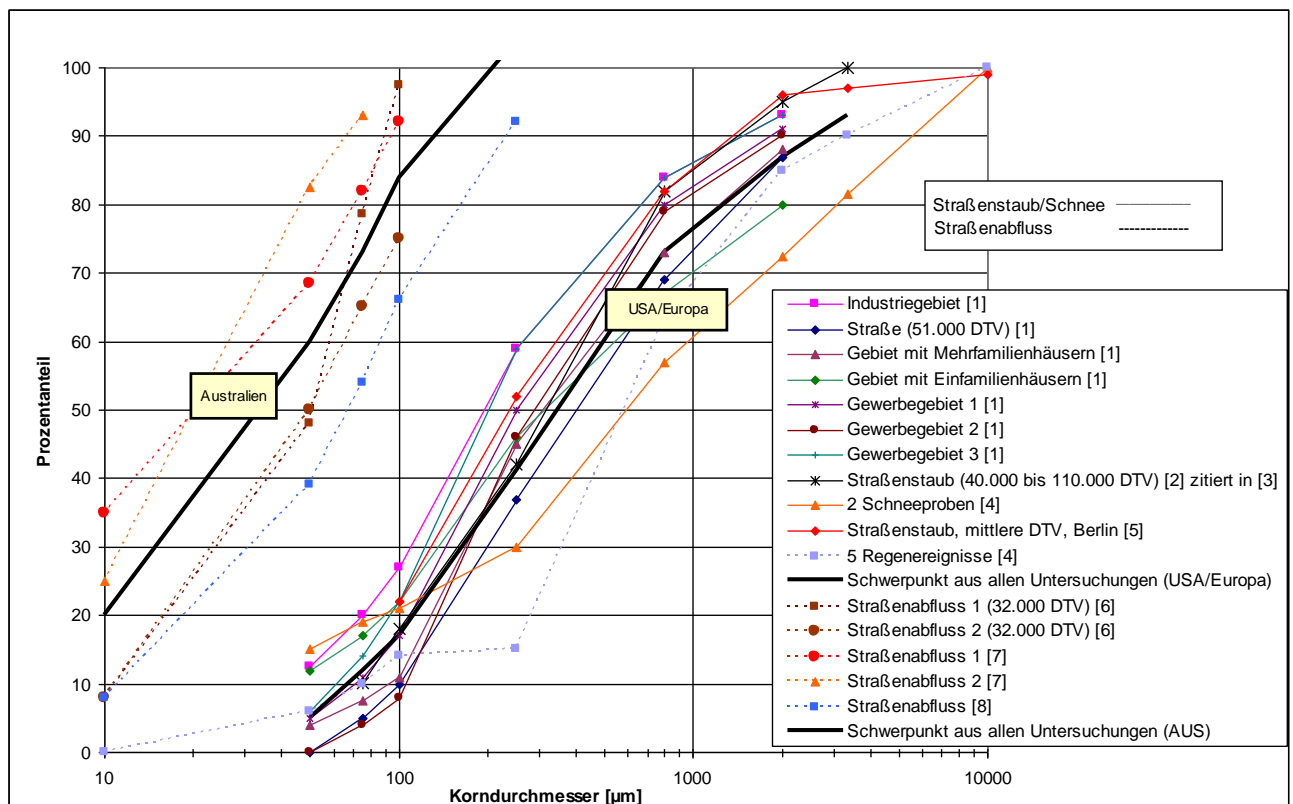


Abbildung 5-8: Sieblinien von Straßenstaub bzw. -schmutz sowie von Straßenabläufen in Australien und den USA

Literatur: [1] Lau und Stenstrom, 2005; [2] Shaheen, 1975 (zitiert in [3]); [3] Brunner, 1977; [4] Sansalone und Buchberger, 1996; [5] Sommer, 2007; [6] Lloyd und Wong, 1999; [7] Drapper, 1998; [8] (zitiert in [7]), Ball und Abustan, 1995

Wichtig für die Prüfverfahren sind insbesondere die Feinfraktionen des AFS, da sich Schadstoffe insbesondere daran anlagern.

Schwierig allerdings ist die Definition des Parameters „AFS_{fein}“, wie bereits in Kap. 3.2 beschrieben. Häufig gilt die Korngröße 63 µm als Grenzbereich zwischen fein und grob. Die Aufenthaltszeit in vielen Behandlungssystemen dürfte jedoch so gering sein, dass sich auch Partikel bis etwa 200 µm nicht absetzen können. Auch zeigen die nachfolgenden Abbildungen, dass Schadstoffe sich entgegen den Aussagen von [Xanthopoulos, 1990], vgl. auch Tabelle 5-4, gerade an Partikeln der Größe bis 200 µm anlagern. Im Folgenden werden daher mit dem Begriff „AFS_{fein}“ **Partikel bis zu Korngrößen mit 200 µm** verstanden.

Tabelle 5-4: Prozentuale Verteilung von Schwermetallfrachten auf die Korngrößenfraktionen in Straßenabflüssen [Xanthopoulos 1990]

Kornfraktion	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	%	%	%	%	%	%	%
> 600 µm	11	-	1	-	< 1	6	8
60-600 µm	18	-	18	-	12	14	26
6-60 µm	72	-	81	-	87	80	67

Verteilung von Schwermetallen innerhalb der Kornfraktionen

In Abbildung 5-9 bis Abbildung 5-12 sind die Schwermetallgehalte unterschiedlicher Kornfraktionen aus verschiedenen Untersuchungsprogrammen in den USA und Europa getrennt dargestellt für Kupfer, Zink, Blei und Cadmium. In jede Abbildung ist eine optische Schwerpunktklinie mit eingetragen, die alle Untersuchungen zusammenfasst.

Es wird deutlich, dass sich die Kornverteilung der Schwermetalle im Vergleich zur Kornverteilung der AFS unterscheidet. Während die Sieblinien der AFS (Werte für USA) von etwa 10 µm bis etwa 5.000 µm reichen, liegen die Kornverteilungskurven der Schwermetalle zwischen 10 µm und 1.000 µm, maximal bei etwa 3.000 µm, mit Ausnahme von Cadmium. Hier zeigen 4 Messreihen Werte bis bzw. mehr als 4.000 µm.

Die allgemein berichtete Neigung der Schwermetalle, sich eher an die Feinfraktionen des Straßenstaubs anzulagern, ist aus den nachfolgenden Abbildungen zu erkennen. Hier macht der Anteil, der an den **sehr feinen Fraktionen bis 63 µm sorbiert ist, etwa 30 bis 35 %** aus. An **Feinfraktionen < 200 µm sind insgesamt 75 bis 80% der Gesamtfracht** sorbiert, (siehe Abbildung 5-9 bis Abbildung 5-12).

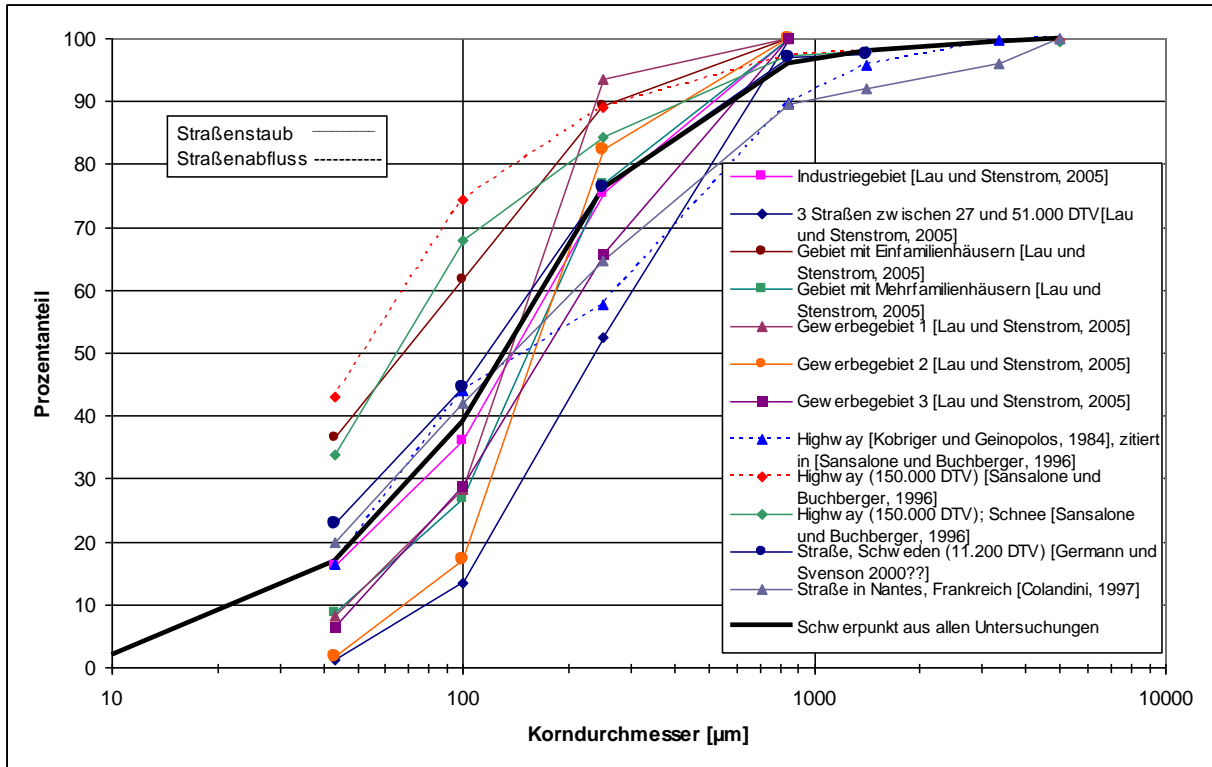


Abbildung 5-9: Kupfer an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss

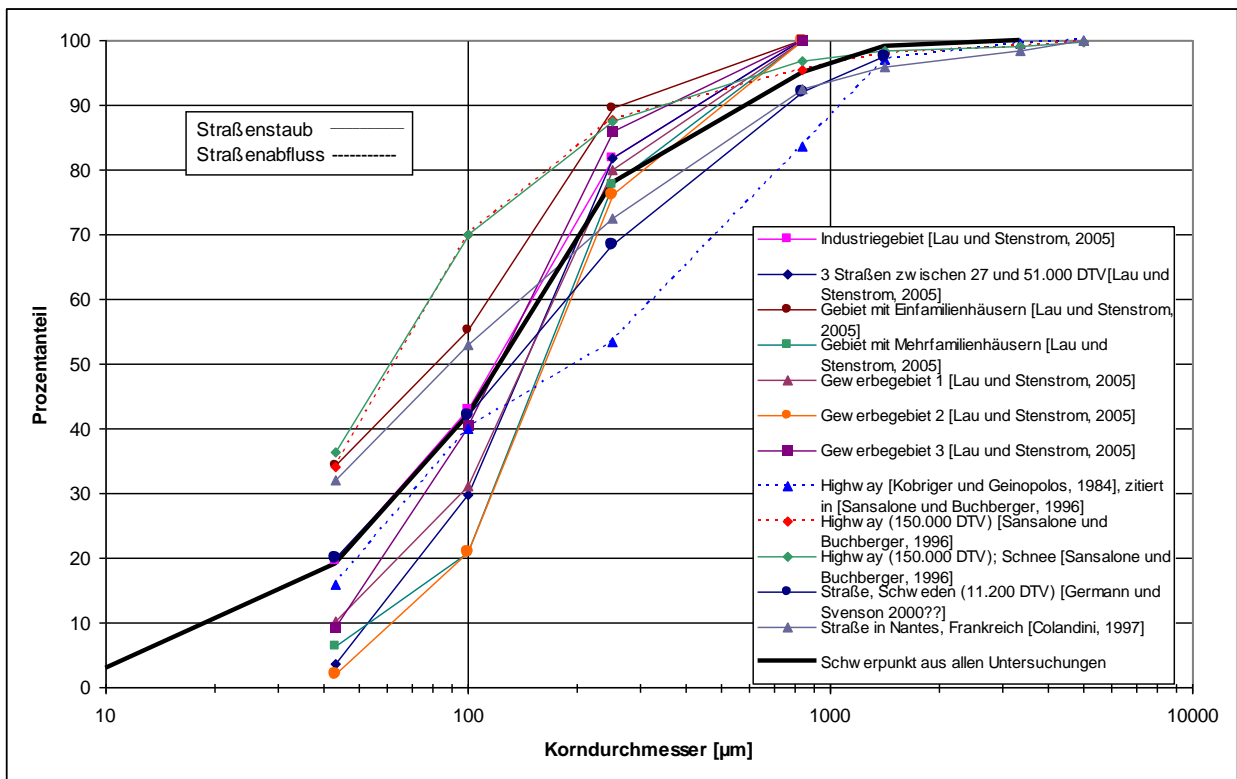


Abbildung 5-10: Zink an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss

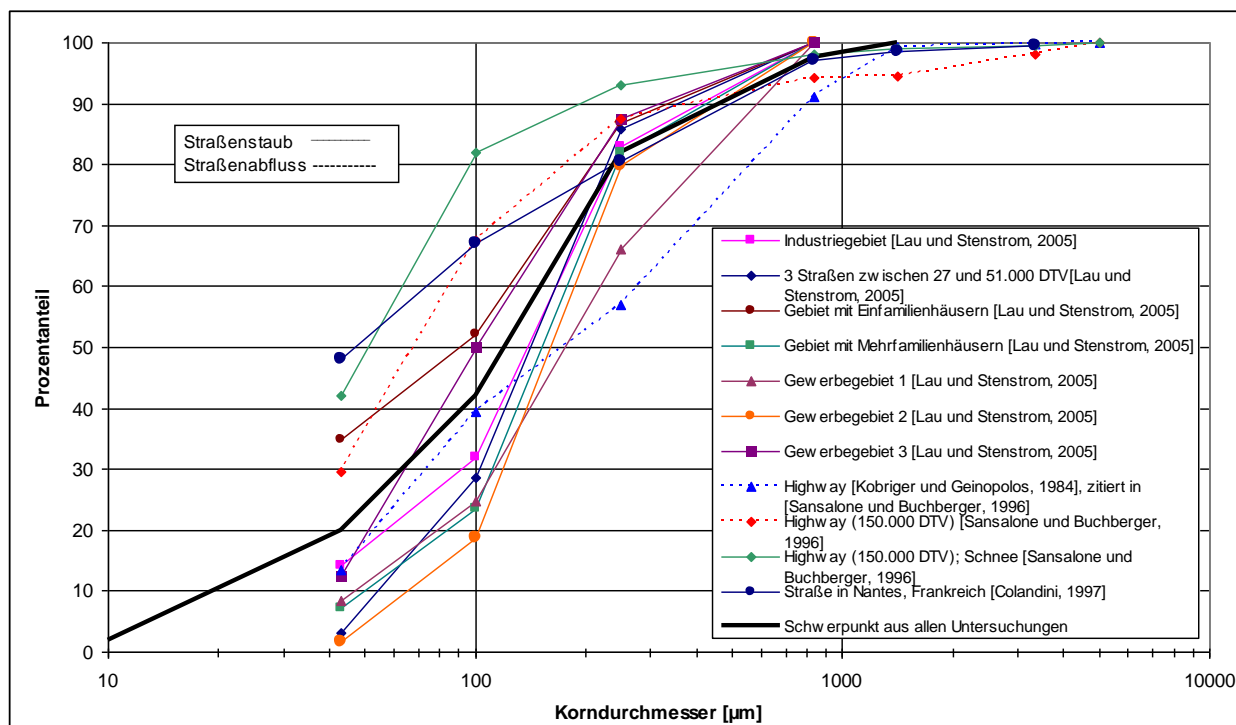


Abbildung 5-11: Blei an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss

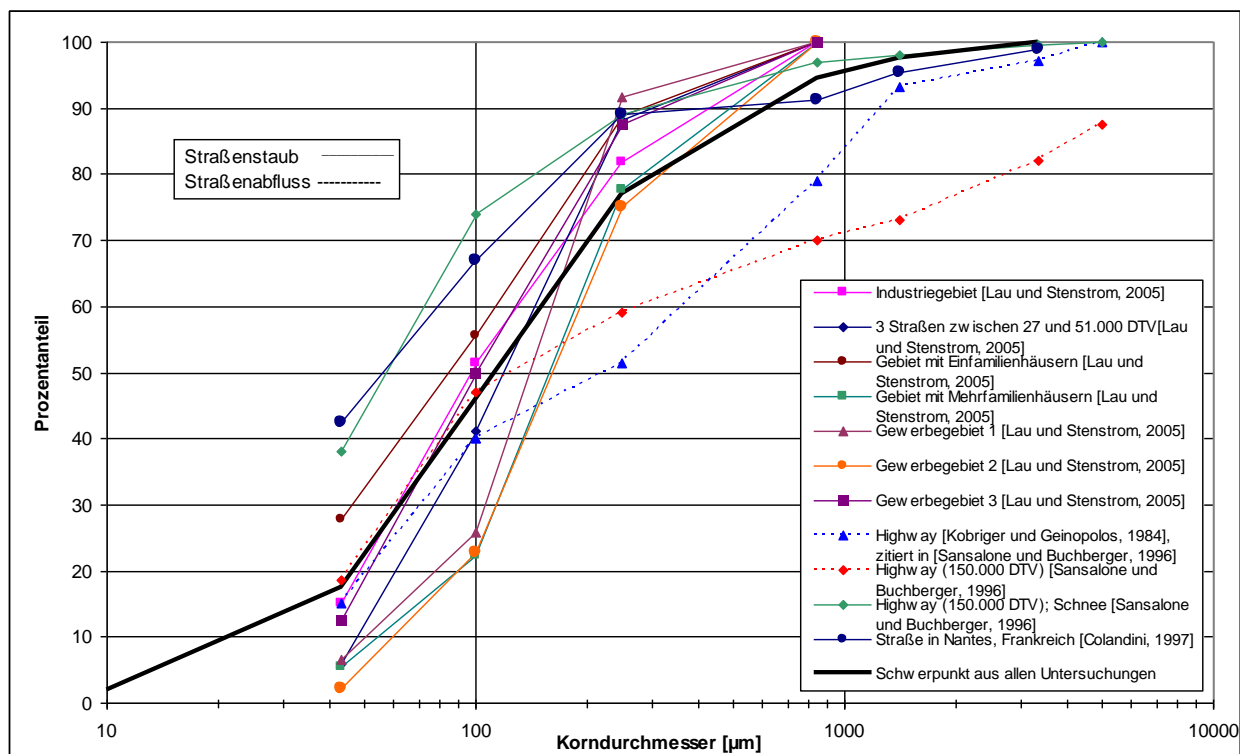


Abbildung 5-12: Cadmium an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss

Verteilung von PAK innerhalb der Kornfraktionen

In Abbildung 5-13 sind die PAK-Gehalte unterschiedlicher Kornfraktionen aus verschiedenen Untersuchungsprogrammen dargestellt. In schwarz und deutlicher hervorgehoben ist die optische Schwerpunktklinie aus allen Untersuchungen mit eingetragen. Es wird deutlich, dass PAK noch mehr als Schwermetalle die Neigung haben, sich an die Feinfraktionen des Straßenstaubs anzulagern. Fast 40 % aller PAK lagern sich an den sehr feinen Fraktionen des Straßenstaubs bzw. Straßenabflusses < 63 µm an, an den Feinfraktionen des Straßenstaubs bis 200 µm sind etwa 82% sorbiert. Zu erkennen ist auch, dass die Neigung von PAK sich an feinere Kornfraktionen anzulagern in ländlichen Gebieten (Hunsrück) oder in Gebieten mit überwiegend Einfamilienhäusern als Nutzung stärker ist als in Gewerbegebieten oder auf Verkehrsflächen.

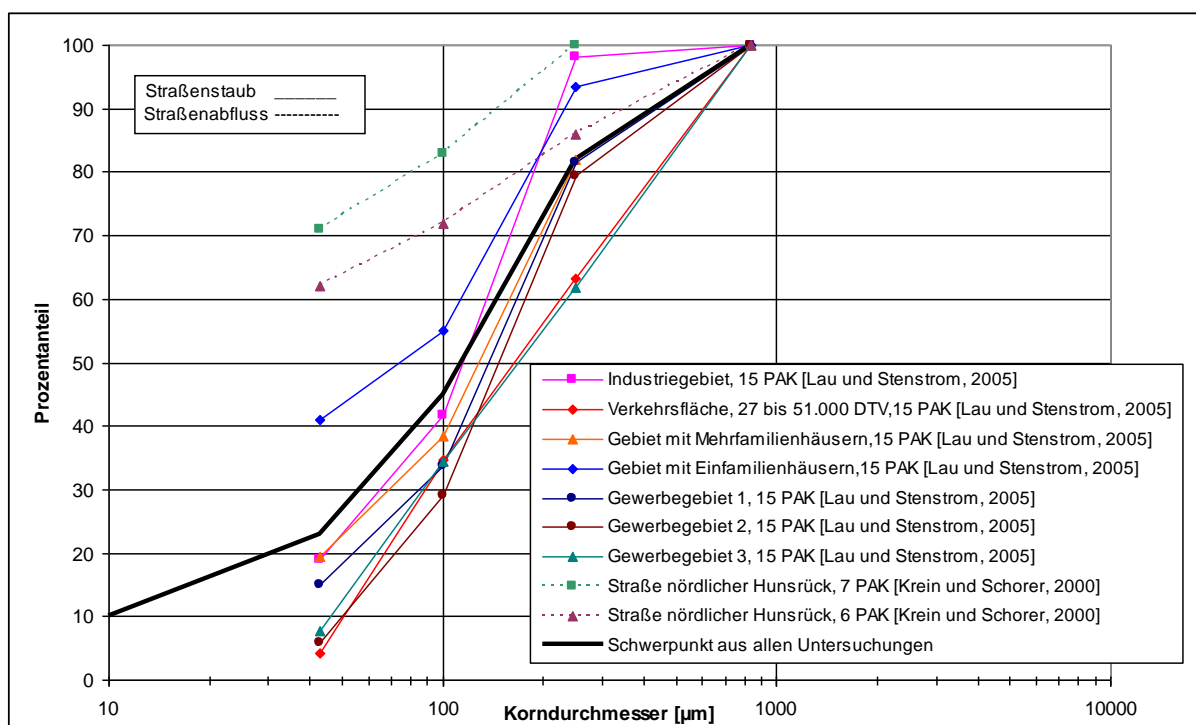


Abbildung 5-13: PAK an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss

Auswahl eines Prüfstoffes

Der Prüfstoff, der als Ersatzparameter für PAK und partikuläre Schwermetalle verwendet wird, sollte in immer reproduzierbaren, gleichbleibenden Sieblinien auf dem Markt vorhanden sein. Die Sieblinie sollte der Verteilung der Schwermetalle und PAK innerhalb der Kornfraktionen der Feststoffe entsprechen. Ein zu grober Prüfstoff würde einen Großteil der an feinere Feststofffraktionen sorbierten Schadstoffe nicht erfassen können. Ein zu feiner Prüfstoff hingegen würde eine zu strenge Prüfung, insbesondere für Sedimentationsverfahren, bedeuten.

In Abbildung 5-14 sind zu den Schwerpunktklinien der Schwermetall- und PAK-Sieblinien aus Abbildung 5-9 bis Abbildung 5-13 die Sieblinien des Typs Millisil der Quarzwerke GmbH hinzugefügt und zwar das sehr feine Millisil W 11 sowie die gröbereren Millisil W 4 und W 3.

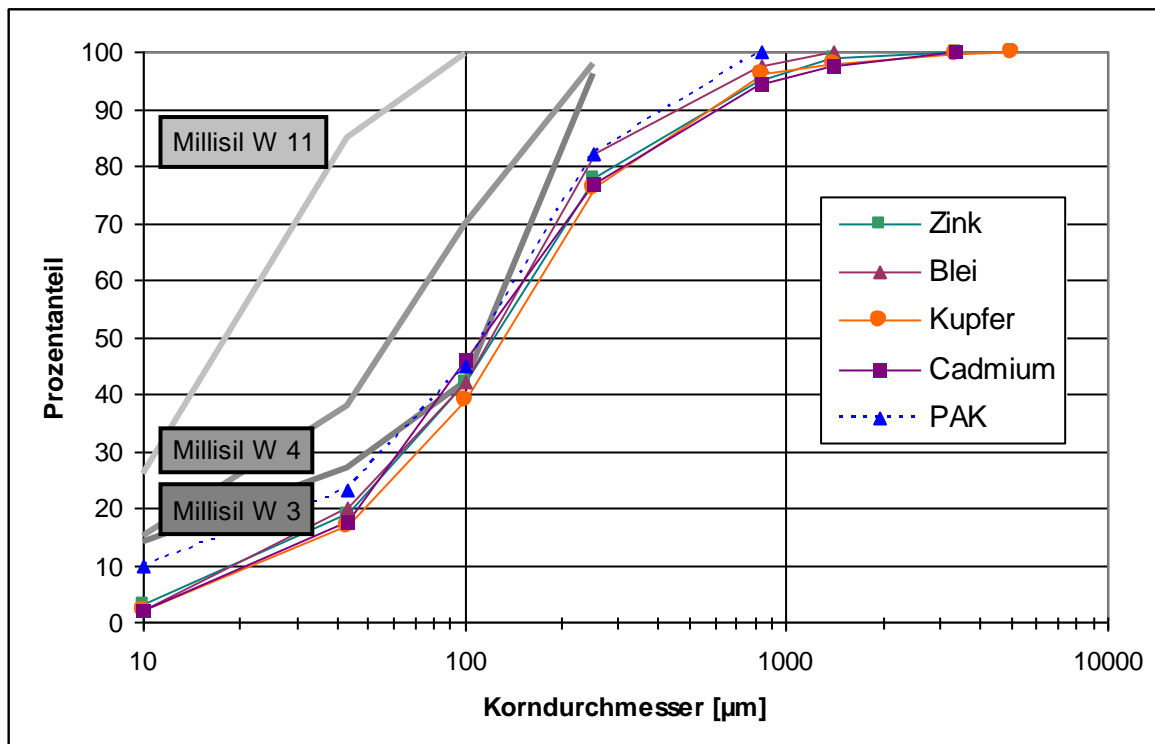


Abbildung 5-14: *Schwerpunktlinien der Schwermetall- und PAK- Verteilung an unterschiedlichen Kornfraktionen von Straßenstaub und im Straßenabfluss sowie Millisil-Sieblinien [Quarzwerkegruppe, 2009]*

Aus der Abbildung geht hervor, dass das Quarzmehl Millisil W 3 in den Fraktionen um 100 μm nicht fein genug wäre, die Schwerpunktlinien der Schwermetalle und PAK nachzubilden. Die Quarzmehls Millisil W 4 und W 11 hingegen sind ausreichend fein, um partikuläre Schadstoffe sowie AFS, wie sie in der Realität vorkommen, zu repräsentieren. Die Sieblinie des Quarzmehls Millisil W 11 ist mit Korngrößen bis 100 μm allerdings sehr fein und könnte für Prüfungen von Behandlungsanlagen im Labor zu streng sein. Die Sieblinie des Quarzmehls Millisil W 4 mit Korngrößen bis 200 μm entspricht mehr der PAK- und Schwermetallsieblinien in der Realität als Millisil W 11 und bildet die „Umhüllende“ sämtlicher Schadstofflinien mit einem ausreichend großen Sicherheitsabstand. Mit diesem Prüfstoff können sämtliche Schadstofffraktionen ausreichend genau erfasst werden.

Daher wird für Prüfverfahren zur Prüfung des AFS- und PAK-Rückhaltes in Niederschlagswasserbehandlungsanlagen das Quarzmehl Millisil W 4 empfohlen. Die Kornverteilung ist in Tabelle 2-4 dargestellt. Mit den vorhandenen mit Korngrößen bis 200 μm werden etwa 80% der partikulären Schadstoffe repräsentiert.

Tabelle 5-5: Korngrößenverteilung des verwendeten Quarzmehls Millisil W 4 [Quarzkörnergruppe, 2009]

Korndurchmesser	Summe der Rückstände	Korndurchmesser	Summe der Rückstände
[μm]	[%]	[μm]	[%]
400	0,1	40	66
315	0,2	32	70
200	4	16	80
160	10	8	88
125	22	6	91
100	30	4	93
63	51	2	96

Quantitative Ermittlung der AFS_{fein} -Konzentration

Für die entwickelten Prüfverfahren soll der Feinanteil des AFS geprüft werden, da sich zum einen daran die meisten Schadstoffe anlagern und zum anderen der Rückhalt dieser Fraktionen in Behandlungsanlagen schwieriger ist. Da keine Messwerte für Straßenabflüsse vorliegen, wird die AFS_{fein} -Konzentration im Folgenden über den Anteil der Feinfraktionen am Gesamt-AFS-Gehalt und gemessenen Konzentrationen im Gesamt-AFS ermittelt.

Aus Abbildung 5-8 (Sieblinie Straßenstaub) wird für Straßenabflüsse - ausgehend von einer Konzentration im Niederschlagsabfluss von 200 mg/l unter Berücksichtigung aller Partikel < 1.000 μm - ein Konzentrationsbereich von 76 bis 135 mg/l des Feinanteils mit einem Korndurchmesser < 200 μm herausgelesen. Der Schwerpunktwert dargestellt durch die schwarze Kurve ergibt etwa 92 mg/l. Für die Prüfung von Verkehrsflächenabflüssen wird daher ein Wert von 100 mg/l vorgeschlagen, der die Kornfraktionen bis etwa 200 μm beinhaltet, vgl. auch Kapitel 3.2.3.

Fazit für Prüfverfahren:

Mit Hilfe von Daten zur Korngrößenverteilung des AFS in Straßenabflüssen sowie der Schwermetall- und PAK-Verteilung an den Kornfraktionen in Straßenabflüssen wurde ein Prüfstoff ausgewählt (**Quarzmehl Millisil W 4**), dessen **Kornfraktion bis 200 μm etwa 80% der partikulären Schadstoffe in Straßenabflüssen** repräsentiert.

Aus den Daten wurde weiterhin die **Konzentration von ca. 100 mg/l AFS_{fein} im Straßenabfluss** abgeleitet, die als Konzentration zur Prüfung von Behandlungsanlagen für Straßenabflüsse vorgeschlagen wird.

5.5 Frachtverteilung in Prüfrengspenden

Die Prüfrengspenden wurden so festgelegt, dass jeweils ein Drittel des jährlichen Regenvolumenaufkommens auf drei mittlere Regenspenden mit einer definierten Regendauer verteilt wurde (vgl. Kap.5.3).

Die Verteilung der Stofffracht sollte ebenfalls möglichst entsprechend der Realität erfolgen. Wie in Kap. 5.4 bereits dargestellt, ist die Schmutzfracht im Oberflächenabfluss von vielen Randbedingungen abhängig (Standort, Topografie, Restverschmutzung, Trockenperiode, Abtrag durch Wind oder Turbulenzen durch Verkehr, Straßenreinigungen usw.), so dass allgemeingültige Aussagen nicht zu treffen sind. Messprogramme zur Verteilung der Schmutzfracht sind ebenfalls nicht vorhanden.

Vermutungen, dass bei intensiveren Niederschlägen zwar zunächst mehr Schmutz abgetragen wird, anschließend aber weniger Schmutz zur Verfügung steht und mit längerem Verlauf diese Oberflächenabflüsse weniger verschmutzt sind, sind im DIBt-Verfahren so berücksichtigt worden, dass die AFS-Verteilung auf die Prüfrengspenden im Verhältnis 3:2:1 (mehr Feststoffe bei niedrigeren Regenspenden) festgelegt wurde. Die Verteilung der MKW und der Schwermetalle auf die Prüfrengspenden erfolgt im Verhältnis 1:1:1 [DIBt, 2010].

Eine Möglichkeit der Überprüfung der Verteilung bieten vergleichende Berechnungen mit Schmutzfrachtsimulationsprogrammen, die jedoch im Rahmen dieses Projektes nicht durchgeführt werden konnten.

Vorgeschlagen wird, die Verteilung der AFS-Prüfstoffe zunächst im **Verhältnis zu 2:2:1** vorzunehmen (abgeschwächte Fracht auf Prüfrengspende 25 l/(s*ha), bis weitere Erkenntnisse vorhanden sind.

Fazit für Prüfverfahren:

Es wird vorgeschlagen die Verteilung der AFS-Prüfstoffe auf die Prüfrengspenden zunächst im **Verhältnis zu 2:2:1** (mehr Feststoffe bei niedrigeren Regenspenden) vorzunehmen, bis weitere Erkenntnisse z.B. mit Hilfe von Berechnungen mit Schmutzfrachtsimulationsprogrammen vorliegen.

5.6 Umweltverträglichkeitsprüfungen

In Behandlungsanlagen eingesetzte Filtermaterialien dienen in erster Linie dazu gelöste Schwermetalle zurückzuhalten, bevor der Niederschlagsabfluss in ein Gewässer eingeleitet wird. Die Prüfung des Rückhalts an Zink und Kupfer wird deshalb in einigen Prüfverfahren auch vorgesehen.

Die eingesetzten Filtermaterialien können selbst jedoch andere Schadstoffe enthalten, die in ungünstigen Fällen eluiert werden und in die Umwelt gelangen können. Um dieses auszuschließen, sollen Bauteile und Baustoffe sowie Materialien, die bestimmungsgemäß von Wasser durchströmt werden, hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit geprüft werden.

Für das Einleiten in Boden/Grundwasser und für die Einleitung in Oberflächengewässer können zum einen die Prüfwerte der BBodSchV herangezogen werden, aber auch die strengeren Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAGA. Das DIBt-Prüfverfahren „Zulassungsgrund-

sätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“ für Verkehrsflächen zur Versickerung in Boden und Grundwasser [DIBt, 2010] lässt beide Möglichkeiten offen. Die jeweils verwendete Beurteilungsgrundlage muss dann in der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassung angegeben werden.

Für die Umweltverträglichkeitsprüfung müssen nicht alle Parameter der genannten Listen, sondern nur die, die zu erwarten sein, bestimmt werden. Dies hängt maßgeblich von den verwendeten Bauprodukten und deren Inhaltsstoffen sowie vom Aufbau der Behandlungsanlage ab. Daher ist es sinnvoll, ein Prüfprogramm erst nach Sichtung der Rezeptur der jeweiligen Materialien festzulegen, wie in Abbildung 5-15 dargestellt.

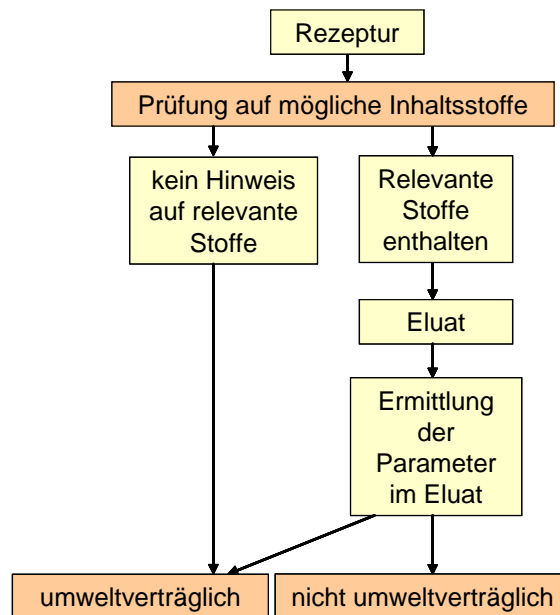


Abbildung 5-15: Ablauf der Umweltverträglichkeitsprüfung [Wahrmund, 2008]

Die Festlegung liegt im Zuständigkeitsbereich der jeweiligen Zulassungsstelle (DIBt oder Land).

Geprüft werden kann in Anlehnung an die „DIBt-Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser“ Teil I bis III, in der sehr ausführlich die stufenweise Vorgehensweise zur Prüfung und Bewertung dargestellt ist.

Nach den Vorgaben in Teil I werden zunächst alle Inhaltsstoffe des zu bewertenden Bauprodukts, anschließend der mobilisierbare Anteil hinsichtlich allgemeiner, stofflicher und biologischer Parameter ermittelt und bewertet [DIBt, 2009a]. In Teil II wird das allgemeine Bewertungskonzept an ausgewählten Bauprodukten konkretisiert. In Abhängigkeit der Anwendungsfälle werden Eluationsverfahren, die zu untersuchenden Parameter sowie Umrechnungshinweise „Eluat – Realität“ beschrieben. In Teil III schließlich sind die zugelassenen Analyseverfahren aufgeführt [DIBt, 2009b].

Fazit für Prüfverfahren:

Die vom DIBt entwickelte Vorgehensweise zur Prüfung der Umweltverträglichkeit von in Behandlungsanlagen eingesetzten Bauteilen [DIBt, 2010] wird auch für weitere Prüfverfahren vorgeschlagen.

5.7 Überlegungen zu Übereinstimmungsnachweisen

Generell ist es wichtig, in einem Prüfverfahren Festsetzungen für Übereinstimmungsnachweise zu treffen. Dabei können die Landesbauordnungen der Länder eine Orientierung darstellen. Hier ist geregelt, dass Bauprodukte einer Bestätigung ihrer Übereinstimmung mit den technischen Regeln, den allgemeinen baurechtlichen Zulassungen, den allgemeinen baurechtlichen Prüfzeugnissen oder den Zustimmungen im Einzelfall bedürfen. Als Übereinstimmung gilt dabei i.d.R. auch eine Abweichung, die nicht wesentlich ist. Die Bestätigung der Übereinstimmung kann durch Übereinstimmungserklärung des Herstellers oder Übereinstimmungszertifikat erfolgen.

Um sicherzugehen, dass es zu keinen Abweichungen zwischen dem im Prüfverfahren getesteten Produkts und des später eingebauten Produktes kommen kann, sollten die Angaben des Herstellers laut Unterlagen bezüglich der

- vorhandenen Anlagenteile, der
- Geometrie der Anlage sowie der
- verwendeten Materialien der Bauteile der Anlage

gemacht und von der Zulassungsstelle kontrolliert werden. Hierzu kann eine Systemskizze mit Abmessungen und Materialangaben der einzelnen Bauteile vorgelegt werden. Werden einzelne Bauteile nach Erteilen des Zertifikats in Geometrie, Größe oder Material z.B. als Weiterentwicklung (auch geringfügig) geändert, so sollten sie der Zulassungsstelle zur Überprüfung vorgelegt werden.

Werden Filtermaterialien, Substrate o.ä. eingesetzt, so muss überprüft werden können, dass es sich tatsächlich um den gleichen Stoff mit gleichen Rückhaltevermögen handelt, wie derjenige, der bei der Prüfung eingesetzt wurde. In Abhängigkeit von der Rezeptur sollten wesentliche Stoffkennwerte ermittelt werden, z.B. die Kornverteilung und der Glührückstand.

Weiterhin bietet sich ein Übereinstimmungsnachweis in Form eines Schüttelversuchs an, der von der TU Kaiserslautern in Ablehnung an die europäische Norm [DIN EN 12457-4, 2003] zu Übereinstimmungsuntersuchungen für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen entwickelt und anhand von Laborversuchen verifiziert wurde [Welker et al., 2008 a und b]. Es wurden Schüttelversuche mit Ionenaustauschmaterialien sowie mit Beton zur Kontaktfällung mit guten, reproduzierbaren Ergebnissen durchgeführt. Schüttelversuche mit Bodensubstraten, die bei Niederschlagsbehandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse verwendet werden, wurden noch nicht durchgeführt und sollten im Zuge der Verifizierung der Prüfverfahren nachgeholt werden.

Der Aufbau der Schüttelversuche ist in Abbildung 5-16 dargestellt.

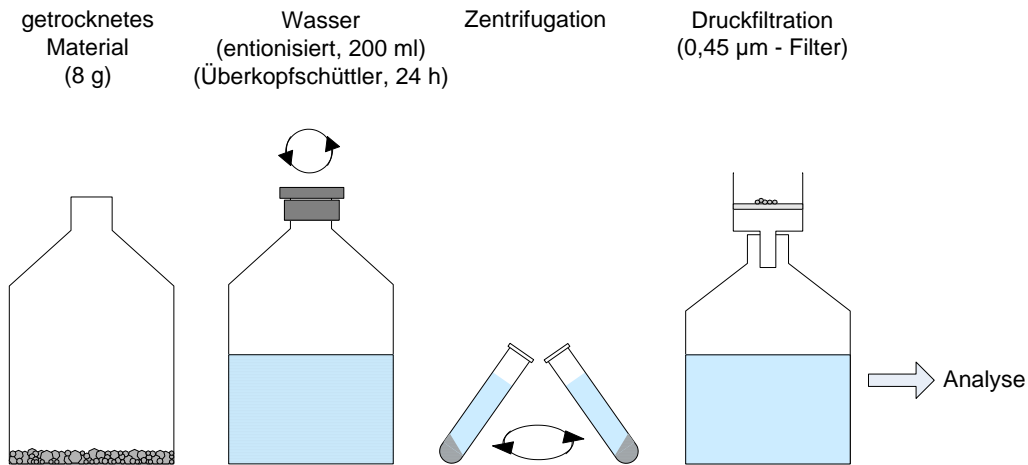


Abbildung 5-16: Prinzipskizze des Schüttelversuchs in Anlehnung an DIN EN 12457 [Welker et al, 2008a und b]

Das Prinzip der Schüttelversuche besteht darin, Filtermaterial in drei realistischen Belastungsbereichen (maximal Beladung von etwa 5 Jahren) mit Schwermetallen zu beaufschlagen und jeweils den Rückhalt am Filtermaterial zu messen, der in eine Kurve als Art Adsorptionsisotherme aufgetragen wird. Die Schwermetalle Zink und Kupfer werden getrennt, auch bei den Verkehrsflächenabflüssen, untersucht. Die Versuche werden dreimal durchgeführt, da es bei den eingesetzten Materialien teilweise um natürliche Materialien (z.B. Zeolithe) handelt, bei denen Abweichungen nicht auszuschließen sind.

In Abbildung 5-17 ist beispielhaft das Ergebnis eines Schüttelversuchs dargestellt.

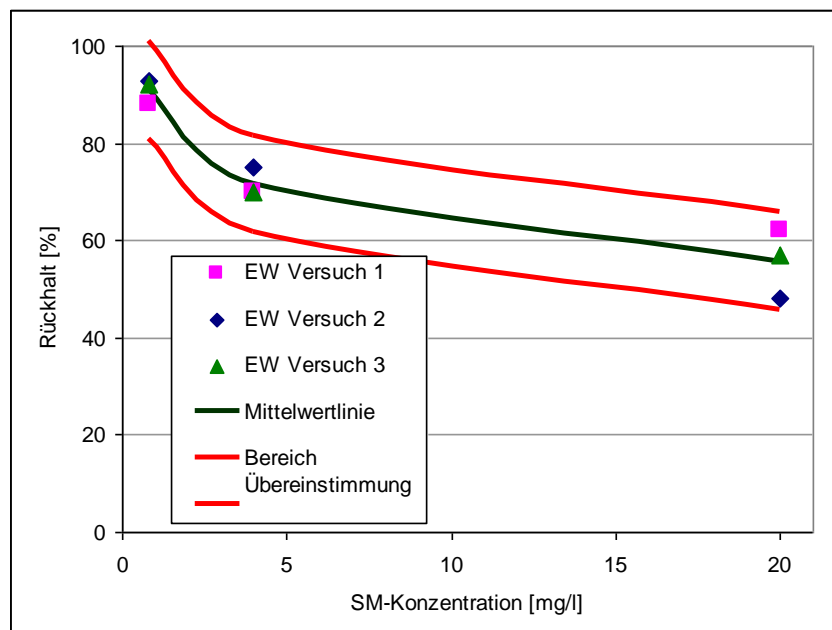


Abbildung 5-17: Beispielhafte Auswertung eines Schüttelversuchs; EW: Einzelwerte

Aus den Versuchen 1 bis 3 werden die Mittelwerte gebildet (dicke, schwarze Kurve) und ein Bereich markiert, der 10% oberhalb und 10% unterhalb der Mittelwertkurve liegt (dicke, rote Kurven).

Bei einem späteren Übereinstimmungsnachweis des tatsächlich eingebauten Filtermaterials bzw. Kontaktmaterials zur Fällung müssen zwei von drei Rückhaltewerten innerhalb dieses Übereinstimmungsbereichs ($\pm 10\%$ -Korridor) liegen.

Der Konzentrationsbereich der Schwermetalle ist für die Prüfverfahren „Metalldach-“ sowie „Verkehrsflächen-“ und „Mischflächenabflüsse“ jeweils ein anderer, da vermutlich andere, an die Konzentrationen angepasste Ionenaustausch- oder Filtermaterialien verwendet werden. Der Konzentrationsbereich wurde aus realistischen Beladungsbereichen abgeleitet und ist in Tabelle 5-6 dargestellt.

Tabelle 5-6: Konzentrationen der Stammlösungen für Schüttelversuche (200 ml auf 8 g Trockenmasse) für Metalldach- und Verkehrs- und Mischflächenabflüsse

Verkehrs- und Mischflächenabflüsse		Metalldachabflüsse	
Kupfer	Zink	Kupfer	Zink
[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
0,8	0,4	24	48
4	2	120	240
20	10	600	1.200

Zwischen den Prüfverfahren „Verkehrsflächenabflüsse“ und „Mischflächenabflüsse“ wurde nicht unterschieden, da beide Konzentrationen in ähnlichen Bereichen liegen, vgl. Tabelle 3-9.

Weitere Nachweise sind zunächst nicht ausgearbeitet worden und nicht als Bestandteil der Prüfverfahren vorgesehen. Weitere Überlegungen könnten jedoch folgende Punkte betreffen:

- Eigenüberwachung/Fremdüberwachung bei der Produktion
- Dichtheitsnachweise beim Einbau
- Wartung und Betrieb, insbesondere die Vorgehensweise bei vermehrtem Aufkommen von Blütenpollen

Fazit für Prüfverfahren:

Der für das LfU Bayern entwickelte Übereinstimmungsnachweis bezüglich des Einsatzes von Filtermaterialien in Behandlungsanlagen für Metalldachabflüsse in Form eines Schüttelversuchs [Welker et al., 2008 a und b] wurde für Straßen- und Mischflächenabflüsse erweitert und kann für die Prüfverfahren übernommen werden.

5.8 Überlegungen zur Dauerhaftigkeit

In den vorhandenen Prüfverfahren für dezentrale Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse ist vorgesehen, maximal mit einer Jahresfracht an AFS, MKW oder Schwermetallen zu prüfen, um einerseits das Prüfverfahren praktikabel zu gestalten, andererseits möglichst wenig z.B. schwermetallhaltiges Abwasser zu produzieren. Viele Anlagen sind jedoch so konzipiert, dass sie über ihre gesamte Lebensdauer bzw. die Lebensdauer des zu entwässerten Dachs oder der Verkehrsfläche ohne einen Austausch von z.B. Filtermaterialien den erforderlichen Rückhalt an Schadstoffen gewährleisten sollen. Daher sollte neben der eigentlichen Rückhalteprüfung eine Überprüfung der Dauerhaftigkeit einer Anlage durchgeführt werden.

Unterschieden muss dabei zwischen der Dauerhaftigkeit von Sedimentationsprozessen, dem Rückhalt von MKW oder dem Rückhalt von Metallionen in Filtern.

Eine Möglichkeit wäre, Schüttelversuche mit dem eingesetzten Filtermaterial durchzuführen. Vergleichende Bewertungen zu Schüttel- und Säulenversuche haben jedoch gezeigt dass die Ergebnisse zur Dauerhaftigkeit bei Säulenversuchen weitaus besser waren als bei den zuvor durchgeführten Schüttelversuchen [Dierkes, 2009]. Die Gründe dafür sind nicht ganz klar. Neben Sorptions- und Ionenaustauschvorgängen findet bei Säulenversuchen eine Filtration statt. Denkbar ist außerdem, dass Schwermetalle nach einer gewissen Wartezeit ins Innere der Filterkörner wandern können und die äußeren Grenzflächen weiterhin zur Verfügung stehen. Auch könnten Reaktionsprodukte entstehen, die wiederum Oberflächen für eine Sorption zur Verfügung stellen. Ein Schüttelversuch kann daher nur orientierende oder ergänzende Ergebnisse, z.B. zur Plausibilitätsprüfung, liefern.

Fazit für Prüfverfahren:

Die Frage zur Prüfung der Dauerhaftigkeit von Filtern (z.B. zum Ionenaustausch von Schwermetallen) konnte nicht abschließend geklärt werden. Vor Eingang in ein Prüfverfahren sollten Laboruntersuchungen durchgeführt werden. Vorstellbar sind vergleichende Untersuchungen in Schüttel- und Säulenversuchen, mit unterschiedlichen Filtermaterialien sowie unterschiedlichen Säulenabmessungen. Die Ergebnisse könnten dazu dienen, durch Laborversuche auf mögliche Aussagen zur Dauerhaftigkeit eines Filtermaterials schließen zu können.

5.9 Hydraulische Überprüfungen

Während Regenklärbecken in der Regel für kritische Regenspenden, typischerweise im Bereich von 10 bis 15 l/(s*ha), bemessen werden, sind dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen überwiegend für größere Regenspenden konzipiert. Bei der Einleitung in den Boden/Grundwasser werden Notüberläufe oder Bypässe meistens nicht zugelassen, so dass theoretisch auch Starkregenereignisse die Anlage durchlaufen müssen. Diese Ereignisse sind jedoch sehr selten, sodass auf eine hydraulische Überprüfung sehr großer Regenspenden über den Spülstoß von 100l/(s*ha) hinaus verzichtet werden kann.

Um jedoch nachzuweisen, dass ein Überstau bei z.B. Kolmation des Filters und nicht planmäßiges Umfahren der Anlage nicht (unbemerkt) stattfinden kann, sollten Anlagen über eine Alarmvorrichtung, die mittels Drucksondenmessung oder Höhenstandsmessung ausgelöst wird, oder über einen Speicher verfügen. Wird darauf verzichtet, so wird z.B. in Bayern für Behandlungsanlagen für Metalldachabflüsse ein sichtbarer Rückstau in die Fläche verlangt. Diese konstruktiven Lösungen sind je nach Anlagenkonzeption zu überprüfen, indem z.B. der Ablauf der Gesamtanlage bewusst geschlossen wird und ein Rückstau verursacht wird, der dann eine evtl. vorhandene Alarmvorrichtung auslöst.

Dezentrale Anlagen, die für das Einleiten in Oberflächengewässer konzipiert sind, z.B. Filterpatronen für Straßeneinläufe, sind oft für kleinere Regenspenden konzipiert, z.B. 10 – 15 l/(s*ha). Das Argument der Hersteller für diese Vorgehensweise ist, dass damit mehr als 85% der Zulauffracht erfasst und behandelt wird. Häufig sind Absetzeinheiten als Vorbehandlungsstufen vorgeschaltet, die in einer ersten Stufe mehr als die erwähnten 10 bis 15 l/(s*ha) behandeln können, während eine nachgeschaltete Filtereinheit mit einem Bypass ausgestattet ist.

Fazit für Prüfverfahren:

Für Anlagen, bei denen ein By-Pass bei größeren Regenereignissen vorgesehen ist, muss die Prüfvorschrift angepasst werden, um auch die unbehandelten Ströme in das Gesamtergebnis des Rückhaltes mit einzubeziehen. Je nach Anlagenkonzeption muss die jeweilige Prüfung an die vorliegenden Randbedingungen angepasst werden.

5.10 Versuchspraktische Empfehlung für das Beschickungswasser

Abhängig von der jeweiligen Prüfung und dem zu prüfenden Parameter müssen die vorherrschenden Randbedingungen für das Beschickungswasser definiert werden.

Bei der AFS-Prüfung sind Feststoffe maßgeblich, sodass (feststofffreies) Trinkwasser für die Prüfung verwendet werden kann.

MKW sollen entsprechend der Realität im ungelösten Zustand geprüft werden. Da MKW sich nur unter Vorhandensein von organischen Lösungsmitteln lösen lassen, kann für die MKW-Prüfung auch Trinkwasser verwendet werden.

Schwermetalle können in der Realität abhängig von der Schwermetallart, vom vorliegenden pH-Wert und abhängig vom Vorhandensein weiterer Ionen unterschiedlich stark gelöst sein. Um die Prüfbedingungen unabhängig vom Prüfstand immer gleich zu halten, sollte mit gelösten Schwermetallen geprüft werden. Im Rahmen des LFU-Projekts zur Entwicklung eines Prüfverfahrens für Metaldachabflüsse wurden zahlreiche Vorversuche zum pH-Wert-Einfluss, zum Einfluss der Temperatur und der Leitfähigkeit für die Elemente Zink und Kupfer durchgeführt [Welker et al., 2008b].

Aus den Ergebnissen hieraus wurden folgende Festlegungen getroffen, die im Weiteren in der Formulierung der Prüfverfahren übernommen werden können:

- Die Temperatur (zwischen 10 und 20°C) des Beschickungswassers ist unerheblich.
- Der pH-Wert sollte unter 5 liegen.
- Die Leitfähigkeit sollte 200 µS/cm nicht überschreiten.
- Eine Maximalkonzentration von 2.500 mg/l Zink und 1.500 mg/l Kupfer sollte zur Aufbringung der Jahresfracht nicht überschritten werden.

Fazit für Prüfverfahren:

Die Qualität des Beschickungswassers wurde für die einzelnen Teilprüfungen diskutiert und jeweils ein Vorschlag in Abhängigkeit des zu prüfenden Parameters gemacht, der Eingang in die Prüfverfahren finden kann.

5.11 Überlegungen zum maßgeblichen Prüfkriterium: Wirkungsgrad oder Ablaufkonzentration

Sind für das Einleiten von Niederschlagsabflüssen in ein Gewässer Grenzwerte maßgeblich, so sollte der Prüfwert möglichst die Grenzwertkonzentration sein. Dies ist aber nur dann möglich, wenn mit realen Zulaufkonzentrationen gemessen wird. In einigen Fällen kann der Grenzwert nahe der Bestimmungsgrenze liegen, was zu Fehlern in der Beurteilung führen kann, sodass dann mit höheren Zulaufkonzentrationen geprüft werden sollte.

Da für eine Prüfung in den meisten Fällen die Jahresfracht in den Zulauf zur Behandlungsanlage zudosiert wird, sind die Zulauf- und auch die Ablaufkonzentration höher als in der Realität. Hier kann hilfsweise ein einzuhaltender Wirkungsgrad herangezogen werden, der sich aus der realen Zulaufkonzentration und der Grenzwertkonzentration im Ablauf berechnen lässt.

Die Versuche der FH Münster haben gezeigt, dass der AFS-Wirkungsgrad nicht signifikant von der Zulaufkonzentration abhängt (vgl. Kapitel 6). Tendenziell hatten die Versuche mit höheren AFS-Konzentrationen etwas höhere Wirkungsgrade (Abweichungen 0% bis 5%).

In bei [IKT, 2004] beschriebenen Versuchen zum Stoffrückhalt bei Flächenbelägen lag der mittlere Wirkungsgrad bei der dreifachen AFS-Zugabe um 1,1 % niedriger als bei der geringeren AFS-Zugabe.

Die Schwermetallprüfungen mit 20% und 100%-Eingangskonzentrationen ergaben zweimal geringfügig höhere Wirkungsgrade bei der hohen Konzentration (1,2% bzw. 0,5%) und einmal einen höheren Wirkungsgrad bei der niedrigeren Konzentration (14%). In einem Versuch waren die Wirkungsgrade identisch.

Fazit für Prüfverfahren:

Wenn die Zulaufkonzentration bei der Prüfung der Realität entspricht und die Ablaufkonzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze liegt, sollte eine Beurteilung auch mit Hilfe der Grenzwertkonzentration erfolgen.

Wird mit im Vergleich zu den realen Zulaufkonzentrationen erhöhten Zulaufkonzentrationen getestet, da z.B. die Bestimmungsgrenze im Ablauf unterschritten wird, kann eine Beurteilung des Rückhaltes auch mit Hilfe eines Wirkungsgrades, der sich aus der realen Zulaufkonzentration und der Grenzwertkonzentration im Ablauf des Prüfstoffes berechnen lässt, erfolgen.

5.12 Praktische Aspekte AFS-Prüfung

5.12.1 Gestaltung des Versuchsstandes

Untersuchungen der FH Münster haben gezeigt, dass geringfügige Änderungen der Anströmbedingungen zu Abweichungen im Stoffrückhalt führen können. Dies wird von der LGA, Würzburg, bestätigt.

Stabile Strömungsbedingungen können erreicht werden, wenn die Länge des Zulaufrohrs $> 10 \cdot DN$ beträgt. Bei größeren Durchmessern können sich somit jedoch Zulaufstrecken von mehr als 2 m ergeben, was eventuell zu Platzproblemen im Versuchsstand führen kann. Vorgeschlagen wird daher eine Zulaufgestaltung von:

- Durchmesser der Zulaufstrecke nach Zudosierung AFS entsprechend des Durchmessers des Zulaufs zur Anlage
- Länge der Zulaufstrecke nach Zudosierung: mehr als 1 m
- Die Zulaufstrecke ist noch Teil des Prüfstandes, nicht Teil der Behandlungsanlage. Um Absetzvorgänge in der Zulaufstrecke zu vermeiden, sollte das Gefälle etwa 2% betragen.

5.12.2 Probennahmekonzept AFS

Das Prüfkonzept sieht vor, die Jahresaustragsfracht in Bezug zur Jahreseintragsfracht zu setzen und daraus einen Wirkungsgrad zu ermitteln.

Es ergeben sich mehrere Möglichkeiten, die Probennahme zu gestalten. Zum einen kann erwartet werden, bis sichergestellt ist, dass der Ablauf dem zeitverzögerte Zulauf entspricht und ein Konzentrationsgleichgewichtszustand im Ablauf einer Anlage erreicht ist.

Zum anderen können feste Probennahmezeitpunkte innerhalb der Versuchsdauer der jeweiligen Prüfregenspende festgelegt werden.

Bestehende Prüfkonzepte sehen vor, die AFS-Prüfung eines Ereignisses erst dann zu starten, wenn (unter Annahme einer vorliegenden Pfropfenströmung in einer Anlage) das eingetragene Prüfvolumen nach einer Zeit x , die dem theoretischen Durchfließen des Austauschvolumens entspricht, die Anlage verlässt [DIBt, 2010], [Welker et al., 2009b]. Dies gilt nicht für den Spülstoß, bei dem die Probennahme ohne Berücksichtigung des Austauschvolumens erfolgt. In Abbildung 5-18 sind unterschiedlich berechnete Austauschvolumina verschiedener Anlagentypen auf zwei fiktive Prüfereignisse aufgetragen. Der Zeitpunkt, bei dem das Volumen der Anlage 1 ausgetauscht ist, ist dabei in rot dargestellt, der Zeitpunkt für Anlage 2 in blau. Die gestrichelte Linie stellt dabei jeweils das Gesamtvolumen der Anlage inklusive des Schlammammelraums dar, die durchgezogene Linie das zweifache Volumen ohne den Schlammammelraum.

In Anlagen mit großer Oberfläche und einer geringen Oberflächenbeschickung ist die Ablaufkonzentration bei einem entsprechenden Regenereignis im Vergleich zu kleinvolumigen Anlagen relativ lange geringer als die Endkonzentration und der Gesamtwirkungsgrad über das Jahr betrachtet größer als bei einer kleinen Anlage (siehe auch Zusammenhang Wirkungs-

grad/Oberflächenbeschickung FH Münster, Kapitel 6). Dies ist aus Abbildung 5-18 mit Hilfe der fiktiven Prüfereignisse (Konzentrationen) dargestellt.

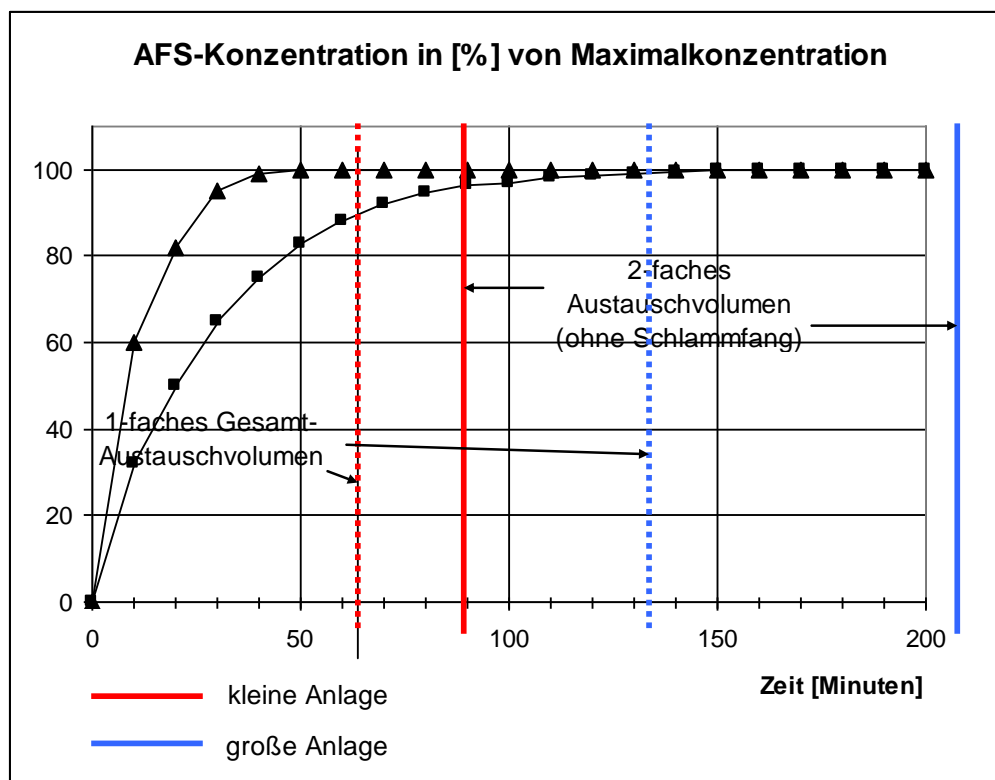


Abbildung 5-18: Auswirkung unterschiedlich berechneter Austauschvolumina auf den Probennahmebeginn

Dieser Wirkungsvorteil großvolumiger Anlagen würde bei einem Probennahmekonzept mit Berücksichtigung des 1- oder 2-fachen Austauschvolumens nicht erfasst werden. Dies ist an den roten bzw. blauen Kurven in der Abbildung 5-18 dargestellt. Bei sehr großen Volumina und unter Berücksichtigung des 2-fachen Austauschvolumens ist zudem die Prüfzeit bereits beendet.

Der Wirkungsvorteil großer Anlagen könnte so miterfasst werden, indem fünf Probennahmezeitpunkte unabhängig vom Austauschvolumen festgelegt werden, und zwar nach 1/5, 2/5, 3/5 etc. der Prüfdauer, wie in Tabelle 5-7 dargestellt.

Tabelle 5-7: Probennahmezeitpunkte der AFS-Prüfung bei großvolumigen Anlagen

Regenspende [l/(s ha)]	festgesetzte Prüfdauer	Probennahmezeitpunkte [min]
2,5	8 h	96/192/288/384/480
6	200 min	40/80/120/160/200
25	48 min	10/19/29/38/48

Wie groß die Unterschiede je nach Probennahmekonzept und abhängig vom Anlagentyp tatsächlich sind, ist nicht bekannt. Weitere Messprogramme, in denen die Ablaufkonzentration zeitlich dicht unter Berücksichtigung verschiedener Anlagenvolumina gemessen wird, könnten weiteren Aufschluss geben.

Ein weiterer offener Punkt ist eine möglicherweise einzuhaltende Wartezeit zwischen den Prüfrengspenden.

Prüfungen im Labor können die tatsächliche zeitlichen Abfolge von Regenereignissen nicht nachbilden: Die Regenspendsen von etwa einem Jahr werden im Zeitraffer innerhalb von wenigen Tagen auf die zu prüfende Behandlungsanlage aufgebracht. Absetz-, Sorptions-, Filtrations- oder Ionenaustauschvorgänge in den Trockenzeiten zwischen den einzelnen Regenereignissen werden daher in den Prüfverfahren nicht berücksichtigt, da die einzelnen Regenereignisse von mehr als hundert im Jahr in nur drei Prüfrengspenden zusammengefasst werden.

Die Wirksamkeit in der Realität übersteigt daher überwiegend die im Prüfverfahren nachzuweisende Wirksamkeit. Absetzvorgänge von Feinpartikeln sind z.B. erst nach sechs Stunden weitgehend abgeschlossen, wie Absetzversuche der FH Münster mit dem Quarzmehl Millisil W 4 (siehe Ergebnisse Kapitel 6) zeigten.

Es stellt sich die Frage, ob Wartezeiten zwischen den einzelnen Prüfrengspenden eingehalten werden sollten. Zwischen Prüfrengspende 1 (acht Stunden Dauer) und 2 wird aus versuchspraktischen Gründen sowieso eine Pause eingehalten. Eine weitere Wartezeit zwischen Prüfrengspende 2 (Dauer 200 min) und Prüfrengspende 3 (Dauer 48 min) würde eine Verlängerung der Gesamtprüfung um einen Tag bedeuten. Die zusätzliche Fehlerrate liegt unter Beachtung der bereits vernachlässigten Trockenzeiten (ausgehend von mehr als hundert Regenereignissen im Jahr) bei unter 1%, so dass auch aus diesem Grund auf zusätzliche Wartezeiten verzichtet werden kann.

Ob Feststoffe nach einem heftigeren Regenereignis ausgetragen werden, wird mittels eines feststofffreien **Spülstoßes** getestet. Hier sollte die **Wartezeit von mindestens 6 Stunden** eingehalten werden, damit die Feststoffe aus den vorangehenden Prüfungen sich in der Anlage absetzen können.

5.12.3 Fazit für Prüfverfahren:

Die Gestaltung des Versuchsstandes kann ein Testergebnis beeinflussen und ist daher nach den Vorgaben in Kap. 5.12.1 durchzuführen.

Für das Probennahmekonzept gibt es verschiedene Möglichkeiten. Bei den bereits bestehenden Prüfverfahren können großvolumige Anlagen in der Beurteilung evtl. benachteiligt werden. Dies soll durch weitere Messprogramme, in denen die Ablaufkonzentration zeitlich dicht unter Berücksichtigung verschiedener Anlagenvolumina gemessen wird, abschließend geklärt werden.

Wartezeiten zwischen den Prüfungen mit Ausnahme des Spülstoßes müssen nicht eingehalten werden.

5.13 Praktische Aspekte der Schwermetallprüfung-Prüfung

5.13.1 Jahresfracht als Vorbelastung versus erhöhte Zulauf-Konzentrationen

Die derzeit bereits entwickelten Prüfverfahren verfolgen unterschiedliche Prüfphilosophien. Während die Zulassungsgrundsätze des DIBt-Prüfverfahrens für Straßenabflüsse mit Zielort Boden/Grundwasser [DIBt, 2010] zur Aufbringung der Jahresfracht erhöhte Zulaufkonzentrationen eines Stoffcocktails vorsehen, werden im LFU-Metalldachprüfverfahren [Welker et al., 2009 b] Kupfer und Zink getrennt nach einer Aufbringung der Jahresfracht mit realen Konzentrationen geprüft.

Der Vorteil der Prüfung nach Aufbringen der Jahresfracht mit realistischen Konzentrationen ist, dass die Prüfung tatsächlich realitätsnäher ist und die Bewertung mit Hilfe der vorgegebenen Ablaufkonzentrationen erfolgen kann. Nachteil ist, dass der Prüfaufwand durch den zusätzlichen Schritt der Aufbringung der Vorbelastung aufwändiger ist. Die Metalldachprüfkonzentrationen von 3.000 µg/l Cu und 6.000 µg/l Zn sind bereits sehr hoch. Eine Verteilung der gesamten Jahresfracht auf nur drei Prüfrengspenden würden Konzentrationen, die weit über den empfohlenen Konzentrationen von < 1.500 mg/l Cu und < 2.500 mg/l Zn, bei denen die Metalle noch sicher gelöst vorliegen, bedeuten. Daher ist für diesen Anwendungsfall das Konzept der Jahresfracht als Vorbelastung mit anschließenden realistischen Prüfkonzentrationen nach Kap. 3.5.3 in den Prüfrengspenden nach Kap. 5.3 zu wählen.

Bei den Prüfungen von Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse wird von einem geforderten Rückhalt von etwa 80% ausgegangen. Hier können je nach Stoff abhängig vom Analyseverfahren bereits die Bestimmungsgrenzen im Anlagenablauf erreicht werden. Daher sollte in dem Fall das Konzept mit erhöhten Zulaufkonzentrationen gewählt werden.

5.13.2 Originalanlage versus Filterelement

Wird bei der Schwermetallprüfung der Rückhalt an Schwermetallen an der Behandlungsanlage in Originalgröße geprüft, so fallen größere Mengen an schwermetallhaltigen Abwässern an. Eine Möglichkeit, diese Abwasserbelastung zu minimieren, besteht darin, an einem verkleinerten Filterelement zu prüfen.

Der Nachteil bei einer Prüfung im verkleinerten Maßstab kann sein, dass sich Sorption bzw. Ionenaustausch sowie die Strömung durch Strömungs(rand)effekte anders als in der Behandlungsanlage im technischen Maßstab verhalten. Auch können anlagenspezifische Strömungseffekte (z.B. hervorgerufen durch einen Hydrozyklon) im nachgebauten Filterelement nicht nachgebildet werden. Das Rückhaltevermögen einer Laborfiltersäule kann somit vom Rückhaltevermögen einer realen Behandlungsanlage abweichen.

Die derzeit bereits entwickelten Prüfverfahren (DIBt-Prüfverfahren für Straßenabflüsse [DIBt, 2010] und LfU-Metalldachprüfverfahren [Welker et al., 2009b]) sind unterschiedlich konzipiert. Im DIBt-Verfahren ist vorgesehen, den Schwermetallrückhalt anhand von Filtersäulen oder in verkleinertem Filterelement zu prüfen. Das LfU-Metalldachverfahren ist für eine Prüfung im technischen Maßstab konzipiert.

Bei den Verfahren für Verkehrs- und Mischflächenabflüsse ist mit mehr Prüfungen im Bereich größerer Anschlussflächen zu rechnen, sodass aus abwasserrelevanten Gründen das Prüfen mittels verkleinerten Säulen zu empfehlen ist. Eine Gesamtabwassermenge von etwa 200 l sollte dabei nicht überschritten werden. Andererseits sollten die Filtersäulen nicht zu klein sein, um oben genannte Effekte möglichst gering zu halten. Ein Säulendurchmesser von 10 bis 15 cm erscheint aufgrund von Erfahrungen im Labor angebracht (vgl. Kap. 5.1.1). Die Filterhöhe sollte der Höhe des Filters im realen Maßstab entsprechen. Grundsätzlich sind Prüfungen an Filtersäulen für Behandlungsanlagen für Metalldachabflüsse auch denkbar.

Die Summe und die Auswirkungen der möglichen Effekte sind unbekannt. An dieser Stelle sollten sich weitere Messprogramme anschließen, um abgesicherte Empfehlungen für Prüfverfahren geben zu können.

5.13.3 Wartezeit zwischen den Prüfredenspenden

Entsprechend den Ausführungen in Kapitel 5.12.2 zur AFS-Prüfung sind bei der Schwermetallprüfung im Normalfall keine Wartezeiten einzuhalten. Eine Ausnahme stellt die Prüfung von Metalldachabflüssen dar, deren Schwermetallkonzentrationen um ein Vielfaches höher als von Verkehrs- und Mischflächenabflüssen ist. Derzeit werden im Auftrag der LfU, Bayern, Untersuchungen zur Verifikation eines Prüfverfahrens zum Rückhalt von Metallionen im Labor durchgeführt, deren Ergebnisse weiteren Aufschluss geben können.

Auch wenn zum Schwermetallrückhalt eine Fällung Bestandteil der Wirkmechanismen einer Anlage ist, kann es laut der in Kapitel 5.1.1(2) vorgestellten EAWAG-Studie [Boller et al., 2006] zur Kolmation kommen, wenn die Säule gesättigt betrieben wird. Da Warte(Trocken-)zeiten in der Realität zwischen den Regenereignissen vorliegen und Kolmationen somit weniger wahrscheinlich sind, könnten bei der Prüfung von Fällungsverfahren im Labor Wartezeiten zwischen den Prüfredenspenden eingehalten werden. Dies ist noch offen und muss im Einzelfall geklärt werden.

Fazit für Prüfverfahren:

Da die Zulaufkonzentrationen bei Metalldachabflüssen im Vergleich zu anderen Abflussarten wesentlich höher sind, wird für die Prüfung das Konzept der Jahresfracht als Vorbelastung mit anschließenden realistischen Prüfkonzentrationen vorgeschlagen. Für alle anderen Prüfungen sollte aufgrund niedriger Ablaufkonzentrationen das Konzept mit erhöhten Zulaufkonzentrationen gewählt werden.

Prüfungen des Schwermetallrückhaltes in Laborfiltersäulen sind grundsätzlich vorzuziehen, da weniger schwermetallhaltiges Abwasser produziert wird. Ob sich der Rückhalt in einer Laborfiltersäule anders verhält als in der realen Behandlungsanlage ist noch ungeklärt: Es sollten sich weitere Messprogramme anschließen, um abgesicherte Empfehlungen für Prüfverfahren geben zu können.

Ob Wartezeiten zwischen den Prüfredenspenden einzuhalten sind, ist abhängig vom eingesetzten Verfahren und muss ggf. im Einzelfall geklärt werden. Derzeit durchgeführte Untersuchungen zur Verifikation eines Prüfverfahrens zum Rückhalt von Metallionen im Labor im Auftrag der LfU, Bayern, können eventuell weiteren Aufschluss geben.

5.14 Fazit und Schlussfolgerungen aus den praktischen Vorarbeiten und Überlegungen

Die Prüfmethode sollen für die Anwendung im Labor entwickelt werden. Abhängig vom zu prüfenden Parameter kann in der Behandlungsanlage in realer Größe oder aber im verkleinerten Filterelement geprüft werden. Die Prüfung im Labor hat eine gewisse Entfernung von den Randbedingungen der späteren Anwendung der Behandlungsanlage „im realen Betrieb“ zur Folge. Die Laborprüfung hat jedoch den entscheidenden Vorteil, dass sich weitgehend reproduzierbare Versuchsbedingungen einstellen lassen.

Wertvolle Hinweise zur Repräsentativität der Prüfversuche, zur Reproduzierbarkeit der Prüfversuche und der Versuchsergebnisse sowie ganz allgemein zur Praktikabilität möglicher Prüfverfahren liefern die Vorarbeiten, die in den Kapiteln 5.1 bis 5.13 dargestellt sind. Die Ergebnisse sind nachstehend zusammengefasst und können als Checkliste für die konkrete Entwicklung eines Prüfverfahrens dienen:

Anwendungsbereich:

- Die Prüfverfahren beziehen sich auf dezentrale Behandlungsanlagen, an die beispielsweise Dachflächen, Privatgrundstücke oder Straßenabschnitte angeschlossen sind. Die Obergrenze der anschließbaren Flächengröße der im Labor in realer Größe geprüften Behandlungsanlagen ergibt sich aus den versuchspraktischen Randbedingungen und kann im Einzelfall festgelegt werden.
- Die anzuschließende Herkunftsfläche sollte nach der Flächenbezeichnung nach ATV-DVWK A 198 definiert werden, z.B. „die an die Anlage angeschlossene Fläche bezieht sich auf die kanalisierte, befestigte Fläche $A_{E,k,b}$ “. Der Abflussbeiwert ψ der angeschlossenen Fläche im Endausbau darf „den zu Grunde gelegten Wert von $\psi = 0,76$ für Verkehrs- und Mischflächen und von $\psi = 0,9$ für Dachflächen nicht wesentlich überschreiten, ansonsten ist die angeschlossene Fläche entsprechend abzumindern.“

Übereinstimmungsnachweis:

- Nicht nur die Art des Materials, sondern auch die Körnung beeinflusst das Behandlungsergebnis bei Filteranlagen. Daher sollte innerhalb des Prüfverfahrens ein Übereinstimmungsnachweis (z.B. als Schüttelversuch) über das eingesetzte Material durchgeführt werden, der Teil des Zertifikats ist und nach Einbau einer Anlage zur Kontrolle nachgeprüft werden kann.

Prüfregenspenden und Wartezeiten:

- Pro Woche kann etwa die Belastung eines Jahreszeitraums getestet werden. Das Testen mehrerer Jahre unter Prüfbedingungen würde die Prüfverfahren entsprechend verlängern. Die Höchstdauer sollte je Parameter eine Woche (entsprechend einem Jahr in der Realität) nicht überschreiten.
- Wartezeiten zwischen den Prüfregenspenden verändern das Prüfergebnis nur unwesentlich. Aus versuchspraktischen Gründen kann daher darauf verzichtet werden (mit Ausnahme der Prüfung des Spülstoßes). Ausnahmen können Anlagen mit Fällung, da diese dann zu Kolmationen neigen, oder mit hoher Schwermetallbelastung sein. Dies muss im Einzelfall entschieden werden.

Dauerhaftigkeit:

- Die Frage zur Prüfung der Dauerhaftigkeit von Filtern (z.B. zum Ionenaustausch von Schwermetallen) konnte nicht abschließend geklärt werden. Vor Eingang in ein Prüfverfahren sollten Laboruntersuchungen durchgeführt werden z.B. als vergleichende Untersuchungen in Schüttel- und Säulenversuchen. Die Ergebnisse könnten dazu dienen, durch Laborversuche auf mögliche Aussagen zur Dauerhaftigkeit eines Filtermaterials schließen zu können.

Beschickungswasser und Vorbelastung:

- Der pH-Wert und die Leitfähigkeit eines Prüfwassers sind wichtig und müssen für ein Prüfverfahren festgelegt werden, um den Anteil z.B. an partikulär gebundenen Schwermetallen nicht zu verändern.
- Die aktuellen Bestimmungsgrenzen eines Parameters müssen bei Forderung eines Wirkungsgrades (Verhältnis von Ablauf- zu Zulauffracht oder –konzentration) beachtet werden. Eventuell ist die Zulaufkonzentration so zu erhöhen, dass eine Aussage über den Rückhalt getroffen werden kann.
- Um eine Behandlungsanlage mit der Schwermetall-Jahresfracht beschicken zu können, kann oder muss aus versuchstechnischen Gründen (Faktor Zeit) die Konzentration im Zulauf auf einen Faktor zwischen 5 und 100 erhöht werden oder die Jahresfracht als Vorbelastung aufgebracht werden. Ist die Aufkommenskonzentration bereits sehr hoch (Metalldächer) so empfiehlt sich das Konzept „Jahresfrachtvorbelastung“. Bei niedrigeren Aufkommenskonzentrationen wie im Verkehrsflächenabfluss ist es besser, mit hohen Zulaufkonzentrationen zu prüfen, um im Ablauf Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze zu erhalten.
- Abhängig vom Prüfverfahren, und insbesondere von der Aufkommenscharakteristik und von der Behandlungsart, muss überlegt werden, ob ein Stoff alleine geprüft werden soll, oder ob es sinnvoll ist, das Beschickungswasser mit einem Stoffcocktail zu beaufschlagen.

Spülstöße und Salzbelastung:

- Bei höheren hydraulischen Belastungen können bereits zurückgehaltene Feststoffe wieder ausgetragen werden. Dies ist mittels Spülstoß zu prüfen und sollte in die Bewertung mit einfließen.

- Bei Prüfungen für Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse sollte das Verhalten bei Zufluss von Salzen nach Beenden des Schwermetalleintrags geprüft werden. Dies gilt auch für Mischflächenabflüsse.

Prüfstoff für AFS:

- Als Prüfstoff wurde Millisil W 4 mit Kornfraktionen bis 200 µm gewählt, vgl. Kapitel 5.4, da damit die Belastung der Feststoffe mit partikulären Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Verkehrsflächenabflüssen gut abgebildet wird. Hier sind jedoch noch weitere Untersuchungen sinnvoll, um zu klären, wie die Schadstoffverteilung in den einzelnen Kornfraktionen unter verschiedenen Randbedingungen und abhängig von der Herkunftsfläche aussieht.

Gestaltung des Prüfstandes:

- Aus der Anschlussgröße der Flächen der untersuchten Anlagen ergibt sich die Größe des Vorlagebehälters und Dimensionierung der Zulaufpumpen
- Das Prüfverfahren beeinflusst die konstruktive Gestaltung der Anlage (z.B. statischer Mischer, Beregnungsanlage oder Zuführung über Rohr aus Vorlagebehälter, Dosieraggregate, online-Messungen für Durchfluss)
- Die Anströmbedingungen in die zu prüfende Behandlungsanlage müssen jeweils gleich sein, sie können folgendermaßen definiert werden:
 - o Durchmesser der Zulaufstrecke nach Zudosierung AFS entsprechend des Durchmessers des Zulaufs zur Anlage
 - o Länge der Zulaufstrecke nach Zudosierung: mehr als 1 m
 - o Die Zulaufstrecke ist noch Teil des Prüfstandes, nicht Teil der Behandlungsanlage. Um Absetzvorgänge in der Zulaufstrecke zu vermeiden, sollte das Gefälle etwa 2% betragen.
- Um die Bedingungen der Prüfung zum AFS-Spülstoß immer gleich zu gestalten und Freiheitsgrade gering zu halten, wird vorgeschlagen, sie folgendermaßen zu formulieren: „Das Anfahren der Pumpe auf die Endleistung von 100 l/(s*ha) sollte innerhalb einer Minute abgeschlossen sein. Erst ab diesem Zeitpunkt beginnt die 15-minütige Prüfdauer mit insgesamt 15 im Abstand von etwa einer Minute verteilten Probennahmen“.

Praktische Aspekte für Prüfverfahren:

- Der Hersteller sollte den korrekten Einbau der Anlage im Prüfinstitut vor der Prüfung kontrollieren, da der Einbau die Prüfergebnisse beeinflussen kann.
- Eine Dichtigkeitsprüfung vor der eigentlichen Prüfung ist zu empfehlen.
- Vor einer Prüfung muss der Filter z.B. mit Leitungswasser vorgespült werden, bis keine Austräge an AFS und Chlorid vorhanden sind. Der Chloridgehalt (bzw. auch Gehalt an weiteren Ionen) könnte einfach mittels Leitfähigkeitsmessung kontrolliert werden. Der AFS-Gehalt des Spülwassers könnte mittels Trübungsmessung genau genug bestimmt werden, wobei der Trübungswert noch festgelegt werden müsste.

- Gleiches gilt für Teilprüfungen, die nach einer erforderlichen Reinigung einer Behandlungsanlage durchgeführt werden.
- Anlagen, die ins Erdreich eingebaut werden, können z.B. in einer Betonwanne geprüft werden.

Analytik:

- Analysemethoden müssen vorgeschrieben werden.
- Die Qualität des mit der Prüfung befassten Analytiklabors sollte nachgewiesen und u.U. nachgeprüft werden.
- Analysen, die Ergebnisse nahe oder unter den jeweiligen Bestimmungsgrenzen erbringen, sollten gesondert markiert und bewertet werden.

Versuchsbeschreibung, Auswertung und Dokumentation:

- Bevor Prüfverfahren veröffentlicht und angewendet werden, sollte die Reproduzierbarkeit am besten von verschiedenen Prüfinstituten getestet werden, um unklare Beschreibungen auszumerzen oder weitere wichtige Hinweise zu geben.
- Um Ergebnisse der Prüfungen reproduzierbar zu machen, ist eine sehr genaue Versuchsbeschreibung notwendig, in der auch eindeutig die Art und Weise und die Zeitpunkte der Probennahme vorgeschrieben sind. Dies gilt auch für einzuhaltende Wartezeiten zwischen den Prüfungen.
- Die Dokumentation des Versuchsaufbaus und der Ergebnisse sollten nach einem vorgegebenen Standard erfolgen, der im Prüfverfahren beschrieben sein sollte.
- Die Auswertung der Prüfergebnisse muss auf eine vorgegebene Art erfolgen, die ebenfalls genauestens beschrieben wird.

Wartung und Betrieb:

- Einzuhaltende Wartungsintervalle und -hinweise sowie Hinweise zum Austausch und Abdichten von Filterelementen könnten im Prüfzertifikat enthalten sein.

6 Vortests für bauartgleiche Anlagen unterschiedlicher Größe (FH Münster)

Derzeit werden verschiedene dezentrale Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser in unterschiedlicher Baugröße angeboten, wobei die Bauweise und das verfahrenstechnische Prinzip oftmals gleich sind. Die Anlagen lassen sich wie folgt gruppieren:

- Sedimentationsrohr, Sedimentationsschacht, Hydrozyklon
- integrierte Filtration, nachgeschaltete Filtration

Zur praxisgerechten Ausgestaltung des Prüfverfahrens ist zu klären, inwiefern die unterschiedlichen Baugrößen die klärtechnische Leistung signifikant beeinflussen. Hierzu werden Vortests an einer Auswahl von Anlagen im Maßstab 1:1 durchgeführt. Im Rahmen der Vortests werden folgende Punkte untersucht:

- Durchströmungsverhalten, Aufenthaltszeit und Partikelrückhalt der Anlagen
- Relevanz der Remobilisierung partikulärer Stoffe aus dem Stoffdepot der Anlagen im Verlauf von Maximalbelastungen
- Auswirkung typischer Einbaumängel auf das Durchströmungsverhalten
- Erfordernis der gesonderter Prüfungen unterschiedlicher Baugrößen eines Anlagentyps

6.1 Material und Methoden

Im Folgenden werden die untersuchten Anlagen und der Aufbau des Versuchsstands erläutert. Anschließend wird der Versuchsplan vorgestellt und danach die eingesetzten Verfahren und Berechnungsgrößen beschrieben.

6.1.1 Beschreibung der Anlagen

Es werden drei Anlagentypen von verschiedenen Herstellern untersucht. Die Anlagenauswahl erfolgte nach einer Marktrecherche und berücksichtigt die gängigen Reinigungsprinzipen und Bauformen. Die jeweiligen Anlagentypen sind in verschiedenen Varianten erhältlich. In Tabelle 6-1 sind die im Vortest einbezogenen Anlagen aufgeführt. Die Varianten eines Anlagentyps unterscheiden sich in ihren Abmessungen und Einbauten. Als Bemessungskriterium geben die Hersteller in der Regel für die einzelnen Anlagen die maximal anschließbare Fläche in Abhängigkeit vom Durchgangswert und Typ nach dem Merkblatt DWA-M 153 (DWA [2007]) an.

Das **Hydrosystem** der Firma 3P Technik Filtersysteme GmbH besteht aus einem hydrodynamischen Abscheider, in dem Feststoffe durch Sedimentation zurückgehalten werden. Diesem nachgeschaltet befindet sich ein Filter in der Anlage, mit dem eine weitergehende Reinigung durch Filtration, Fällung, und Adsorption erreicht werden soll.

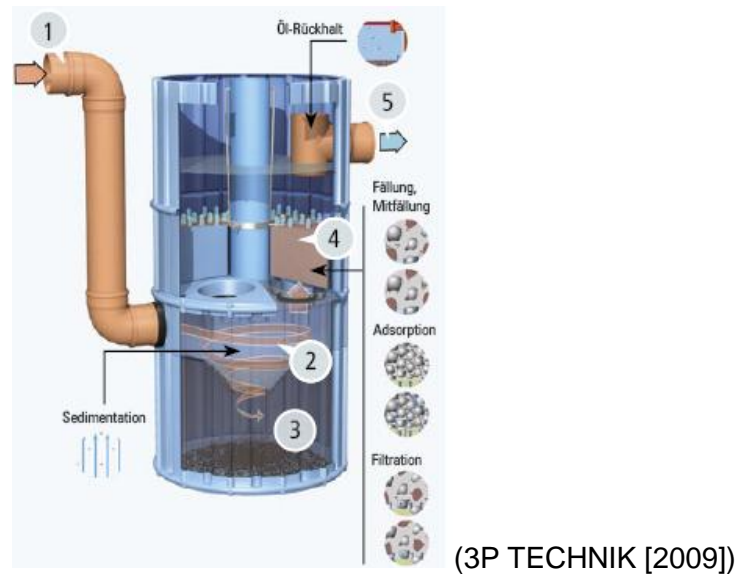


Abbildung 6-1: Aufbau Hydrosystem

Die **RAUSIKKO** Sedimentationsanlage der Firma REHAU AG + Co besteht aus einem großen, an beiden Enden geschlossenen Rohrquerschnitt (DN 1000), in dem die Feststoffe sedimentieren können. Die Anlage ist in verschiedenen Baulängen und zwei verschiedenen Zu- und Ablaufvarianten, Typ M und Typ R, erhältlich. Der Typ R soll durch den zusätzlichen Einbau von Tauchwänden Leichtflüssigkeiten zurückhalten.

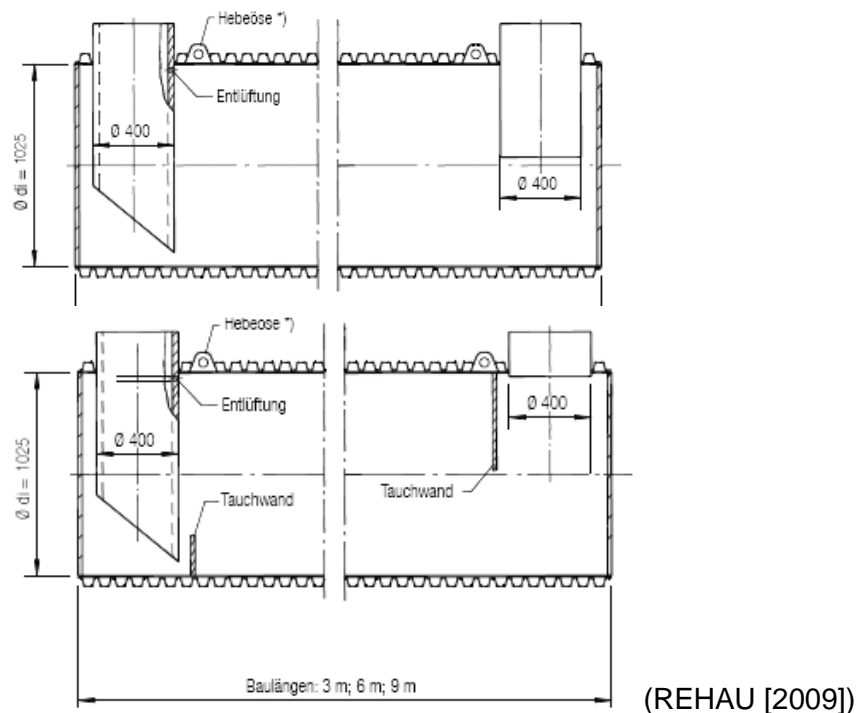
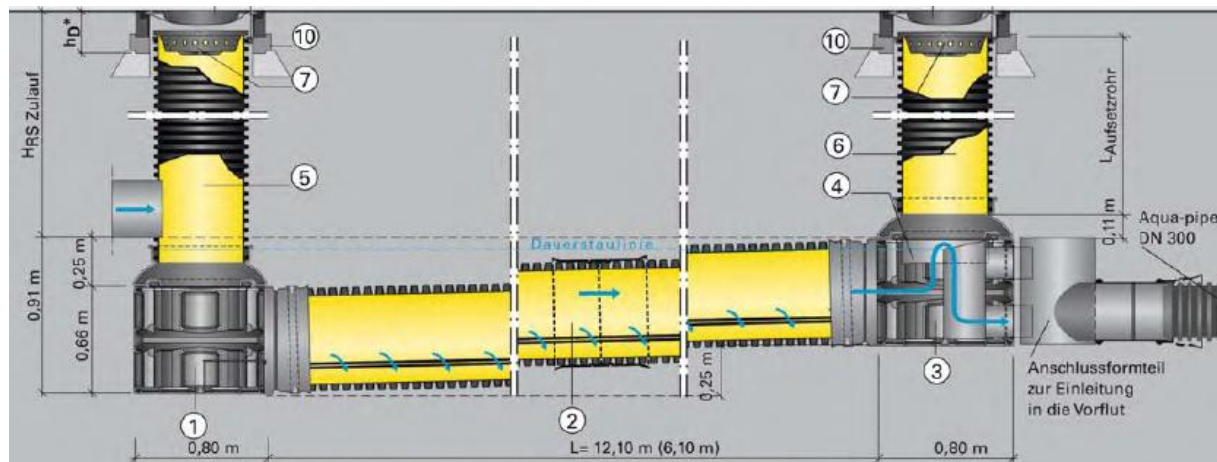


Abbildung 6-2: RAUSIKKO-Sedimentation, oben: Typ M, unten: Typ R

Der Anlagentyp **Sedi-pipe** der Firma Fränkische Rohrwerke GmbH ist eine rohrförmige Sedimentationsanlage. Die Feststoffe lagern sich auf der Sohle des Sedimentationsrohres ab. Ein Strömungstrenner grenzt das Sediment vom durchströmten Querschnitt ab und soll da-

durch die Resuspendierung bereits abgelagerten Materials bei höheren Durchflüssen verhindern. Der Anlagentyp ist in verschiedenen Längen und Rohrdurchmessern erhältlich. Die Anlage kann zusätzlich mit einer nachgeschalteten Substratpatrone für eine weitergehende Reinigung ausgestattet werden. Vertrieben wird diese Anlagenkonfiguration unter dem Namen Sedi-substrator.



(FRÄNKISCHE ROHRWERKE [2009])

Abbildung 6-3: Aufbau Sedi-pipe Typ 600/12

Tabelle 6-1: Ausgewählte dezentrale Behandlungsanlagen

Anlage		Abmessungen + Einbauten	anschließbare Fläche [m ²]	DWA-M 153 Typ / Durchgangswert ¹	
3P Technik Hydrosystem	400 heavy traffic (HS 400)	Durchmesser 0,4 m Höhe 0,8 m	100	k.A.	
	1000 heavy traffic (HS 1000)	Durchmesser 1,0 m Höhe 2 m	500	k.A.	
REHAU RAUSIKKO Se- dimentation	Typ M3	Länge 3 m, DN 1000	4200	D24	0,65
			1050	D25	0,35
	Typ M9	Länge 9 m, DN 1000	14500	D24	0,65
			3500	D25	0,35
	Typ R3	Länge 3 m, DN 1000 Tauchwände	500	D21	0,20
	Typ R9	Länge 9 m, DN 1000 Tauchwände	1700	D21	0,20
Fränkische Rohrwerke Sedi-pipe/ -substrator	Sedi-pipe Typ 400/6	DN 400, Länge 6 m	2500	D24	0,65
			390	D24	0,25
	Sedi-pipe Typ 400/12	DN 400, Länge 12 m	k.A.	k.A.	
	Sedi-pipe Typ 600/12	DN 600, Länge 12 m	4500	D24	0,65
			2000	D24	0,25
	Sedi-substrator Typ 400/6+	DN 400, Länge 6 m Substratpatrone	340	D21	0,20

¹ Aufgeführt sind die Herstellerangaben für den min. und max. Durchgangswert nach DWA-M 153

6.1.2 Versuchsstand

Die dezentralen Behandlungsanlagen werden gemäß den Herstellerangaben im Versuchsstand aufgebaut (Abbildung 6-4). Die Beschickung der Anlagen erfolgt mit Kreiselpumpen aus einem bis zu 32 m³ fassenden Speicher mit feststofffreiem Trinkwasser. Für die Durchflussmessung stehen zwei MIDs (Promag 50W DN25 und 53W DN150, Firma Endress und Hauser) zur Verfügung. Die Förderleistung der Pumpen wird ab einem Durchfluss von 4 l/s über Frequenzumrichter automatisch geregelt. Kleinere Durchflüsse werden manuell durch einen Schieber eingestellt.

In die Zulaufleitung zur Anlage kann mit Hilfe einer volumetrisch arbeitenden Feststoffdosierschnecke (Typ K-MV-KT20, Firma K-TRON Deutschland GmbH) Prüfmehl dosiert werden. Die gewünschte Feststoffkonzentration im Zulauf wird über die Förderleistung der Dosierschnecke eingestellt. An derselben Stelle erfolgt die Zugabe von gelöstem Tracer. Vor der zu untersuchenden Behandlungsanlage kann die Durchmischung des Prüfmehls und Tracers in einem Sichtrohr kontrolliert werden. Um eine möglichst gleichmäßige und gerichtete Strömung zu erzielen, wird die unmittelbare Zulaufleitung mindestens auf einer Strecke von 1 m von Richtungsänderungen freigehalten.

Direkt im Ablauf der Behandlungsanlagen erfolgt an einer gut durchmischten Stelle die Probenahme für die Feststoffuntersuchung und Tracermessung. Zur Verringerung des Wasserbedarfs kann über einen Schieberschacht feststofffreies Wasser im Kreis gepumpt werden bzw. belastetes Wasser entsorgt werden.

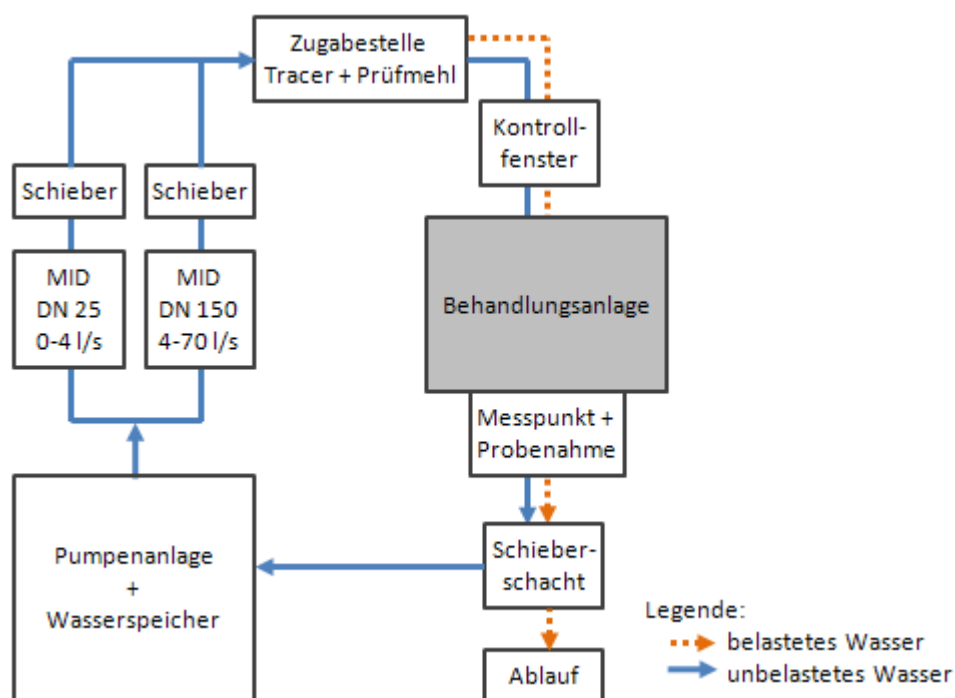


Abbildung 6-4: Schematischer Aufbau des Versuchsstandes

6.1.3 Versuchsplan

Die Versuche (Tabelle 6-2) werden in zwei Versuchssetups eingeteilt. Das Versuchssetup 1 (Prüfverfahren) basiert auf dem Jahresfrachtkonzept der DIBt Zulassungsgrundsätze für abwasserbehandelnde Flächenbeläge (DIBT [2005]). Im Versuchssetup 2 (Hydrodynamik) wird unter stationären Bedingungen die Wirksamkeit der Anlagen systematisch untersucht.

Tabelle 6-2: Übersicht der Versuche

	Versuch Nr.	hydraulische Belastung	Konzentration [mg/l]	Dauer	Bemerkung
Versuchssetup 1 Prüfverfahren	1.1	6 l/(s*ha)	2315	> 90 min	
	1.2.1	25 l/(s*ha)	232	48 min	Einfluss der Konzentration
	1.2.2	25 l/(s*ha)	1153	48 min	
	1.2.3	25 l/(s*ha)	2315	48 min	
	1.3	100 l/(s*ha)	-	15 min	Remobilisierung
	1.4	6 l/(s*ha)	2315	90 min	Reproduzierbarkeit
	1.5				Einbaumängel
Versuchssetup 2 Hydrodynamik	2.1	0,1 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.2	0,2 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.3	0,3 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.4	0,4 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.5	0,5 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.6	0,6 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.7	0,7 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.8	0,8 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.9	0,9 * Q _{max}	500	2*V/Q	
	2.10	1,0 * Q _{max}	500	2*V/Q	

Versuchssetup 1: Prüfverfahren

Im Rahmen dieses Vorhabens wird das Jahresfrachtkonzept des DIBt-Prüfverfahrens leicht modifiziert angewandt. Die Anlagen werden nur in zwei hydraulischen Belastungsstufen mit dem Prüfmehl beschickt. Die Prüfdauer ist gegenüber dem Ursprungskonzept etwas verkürzt. Die Anlagen werden zwischen den Beschickungseinheiten nicht gereinigt. Im Anschluss an die Feststoffbeschickungen findet ein Remobilisierungsversuch mit einer erhöhten hydraulischen Belastung statt. Neben der Leistungsfähigkeit der Anlagen sollen in den Versuchen der Einfluss unterschiedlicher Feststoffkonzentrationen im Zulauf und die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse untersucht werden.

Versuch Nr. 1.1

Die Anlagen werden mit einer Regenspende von 6 l/(s*ha) beschickt. Die zugrunde gelegten Größen der Entwässerungsfläche und die resultierenden Durchflüsse für die Anlagen sind in Tabelle 6-3 aufgeführt. Die Konzentration des Prüfmehls im Zulauf der Anlage beträgt 2315 mg/l. Im Ablauf der Anlage werden Proben zur Analyse des nicht zurückgehaltenen Prüfmehls entnommen. Nach Beginn der Beschickung erfolgt die erste Probennahme, wenn das Anlagenvolumen theoretisch einmal durch den Anlagenzufluss ausgetauscht wurde. Die gesamte Versuchsdauer beträgt mindestens 90 min, wobei der Versuch frühestens nach dem zweifachen theoretischen Austausch des Anlagenvolumens beendet wird.

Versuch Nr. 1.2.1 - 1.2.3

Analog zu Versuch 1.1 wird für eine Regenspende von 25 l/(s*ha) der Feststoffrückhalt untersucht. Die Anlagen werden vor den Versuchen nicht gereinigt und es findet kein Austausch des aus dem vorherigen Versuch verbliebenen Wassers statt. Die Versuche 1.2.1 und 1.2.2 weisen eine geringere Konzentration des Prüfmehls auf als in Versuch 1.2.3, um zu klären, ob die Feststoffkonzentration einen Einfluss auf den Feststoffrückhalt hat. Die jeweilige Versuchsdauer beträgt 48 min.

Versuch Nr. 1.3

Das in den vorherigen Versuchen abgelagerte Material wird einem Remobilisierungsversuch analog zum DIBt-Prüfverfahren unterzogen. Die hydraulische Belastung der Anlagen entspricht einer Regenspende von 100 l/(s*ha). Gegebenenfalls kann nach diesem Versuch die hydraulische Belastung der Anlage weiter erhöht werden, um das Anlagenverhalten auch unter extremen Belastungen zu untersuchen.

Versuch Nr. 1.4

An ausgewählten Anlagen wird die Reproduzierbarkeit der Versuchsergebnisse des Versuchs Nr. 1.1 überprüft. Die Anlage wird dazu vor dem Versuch gereinigt, um die gleichen Randbedingungen wie in Versuch Nr. 1.1 einhalten zu können.

Versuch Nr. 1.5

Soweit bekannt, werden Auswirkungen möglicher Einbaumängel der Anlagen auf das Durchströmungs- und Absetzverhalten explorativ untersucht.

Tabelle 6-3: Zugrunde gelegte Größe der Entwässerungsflächen und hydraulische Belastung in Versuchssetup 1

Anlage		Fläche [m ²]	Anlagen- volumen [l]	spez. Volumen [m ³ /ha]	Durchfluss bei Regenspende		
					6 l/(s*ha) [l/s]	25 l/(s*ha) [l/s]	100 l/(s*ha) [l/s]
3P Technik	HS 400	100	44*	4,4	0,06	0,25	1,0
	HS 1000	500	700*	14	0,30	1,25	5,0
REHAU	Typ M3	500	2356	47	0,30	1,25	5,0
	Typ M9	1700	7069	42	1,02	4,25	17,0
	Typ R3	500	2356	47	0,30	1,25	5,0
	Typ R9	1700	7069	42	1,02	4,25	17,0
Fränkische Rohrwerke	Typ 400/6	390	1330	34	0,23	0,98	3,9
	Typ 400/12	600	2051	34	0,36	1,50	6,0
	Typ 600/12	950	3900	41	0,57	2,38	9,5
	Typ 400/6+	340	1330	39	0,20	0,85	3,4

*ohne Schlammauffangraum

Versuchssetup 2: Hydrodynamik


Im Versuchssetup 2 wird der funktionale Zusammenhang zwischen der hydraulischen Belastung und dem Wirkungsgrad ermittelt. Bei den Versuchen wird schrittweise die hydraulische Belastung der Anlagen in 10%-Schritten vom Maximaldurchfluss gesteigert. Der Maximaldurchfluss wurde durch Vorversuche festgelegt. Als limitierende Faktoren sind zum einen die Leistungsfähigkeit des Versuchsstandes zu nennen und zum anderen die tolerierbare Druckhöhendifferenz im Zu- und Ablauf der Anlagen.

Bei allen Versuchen zur Untersuchung des Feststoffrückhalts beträgt die Konzentration des Prüfmehls im Zulauf 500 mg/l. Dies ist ca. das 2-fache des oberen Quartils aus bisher gemessenen Konzentrationen in der Trennkanalisation (BROMBACH/FUCHS [2002]). Die Mindestversuchsdauer wird auf das 2-fache der hydrodynamischen Verweilzeit $\tau = V/Q$ festgelegt. Während der Versuche werden mehrere, zeitlich versetzte Proben genommen. Die Proben werden auf ihren AFS-Gehalt und der Korngrößenverteilung hin untersucht. Nach jedem Einzelversuch wird die Anlage gesäubert. Für jede hydraulische Belastungsstufe wird das Durchströmungsverhalten integral mit einem Tracerversuch erfasst.

Aufgrund der Anzahl der Anlagenvarianten wird das oben beschriebene Versuchsprogramm nicht für alle Anlagen komplett durchgeführt. Die durchgeführten Versuche sind in Tabelle 6-4 grau hinterlegt.

Tabelle 6-4: Untersuchungen an einzelnen Anlagenvarianten

	Versuch Nr.	3P Technik		REHAU				Fränkische			
		HS 400	HS 1000	Typ M3	Typ M9	Typ R3	Typ R9	Typ 400/12	Typ 400/6	Typ 600/12	Typ 400/6+
Versuchssetup 1 Prüfverfahren	1.1										
	1.2.1										
	1.2.2										
	1.2.3										
	1.3										
	1.4										
	1.5										
Versuchssetup 2 Hydrodynamik	2.1										
	2.2										
	2.3										
	2.4										
	2.5										
	2.6										
	2.7										
	2.8										
	2.9										
	2.10										

 untersuchte Variante

6.1.4 Auswerteverfahren und Berechnungsgrößen

6.1.4.1 Verweilzeitverteilung

Messtechnik

Das Durchströmungsverhalten der Anlage wird mit Hilfe von Tracerversuchen analysiert. Eingesetzt wird der Fluoreszenztracer Uranin. Bei Versuchsbeginn wird dazu eine definierte Tracermasse impulsartig in den Zulauf der zu untersuchenden Anlage gegeben. Im Ablauf sowie zur Kontrolle im Zulauf wird die Konzentration des Tracers kontinuierlich mit einem Lichtleiterfluorometer (Typ MKT-2, Sommer Mess-Systemtechnik, Koblach/Österreich) in situ gemessen. Das Lichtleiterfluorometer ist mit Anregungs- und Emissionsfiltern für die Uranindetektion ausgestattet und verfügt über zwei faseroptische Sonden, die jeweils über ein Lichtleiterkabel mit dem Gerät verbunden sind.

Methodik der Verweilzeitverteilung

Tracerganglinien können für stationäre und instationäre Verhältnisse mit Hilfe der Methodik der Verweilzeitverteilung ausgewertet werden (WERNER/KADLEC [1995]). Um die Verweilzeitverteilungen unterschiedlich großer Anlagenvolumina und hydraulischer Belastungen vergleichbar gegenüberzustellen, ist eine dimensionslose Darstellung der Konzentration und der Zeit erforderlich. Die normierte Konzentration C' wird wie folgt berechnet:

$$C' = \frac{C}{M/V_R}$$

mit

C'	normierte Konzentration [-]
C	gemessene Konzentration des Tracers im Ablauf [mg/l]
M	Einspeisemasse Tracer [mg]
V_R	Reaktorvolumen [l]

In begründeten Fällen wird statt der Einspeisemasse M die wiedergefundene Tracermasse im Ablauf verwendet. Dies ist der Fall beim Hydrosystem, da aufgrund der sorptiven Eigenschaften des Substrats ein Teil des Tracers dauerhaft zurückgehalten wird. Ausgewertet werden Versuche, die eine Wiederfindungsrate von über 70% der zugefügten Tracermasse aufweisen. Bei sehr kleinen Durchflüssen, die eine lange Kontaktzeit des Tracers mit dem Substrat ermöglichen, sinkt die Wiederfindungsrate unter 70%. Diese Versuche werden bei der späteren Auswertung nicht berücksichtigt.

Die Zeit wird als durchflussgewichtete Zeit dargestellt. Diese normierte Darstellung der Zeit entspricht der aktuellen theoretischen Austauschrate des Reaktorvolumens unter Annahme einer idealen Pfropfenströmung. Zuerst wird dazu das Volumen V_{AUS} , das seit dem Beginn der Tracereinspeisung die Anlage verlassen hat unter Berücksichtigung des Durchflusses Q berechnet.

$$V_{\text{Aus}}(t) = \int_0^t Q(t) \cdot dt$$

mit

V_{Aus} Abflussvolumen seit Tracereinspeisung [l]

t Zeit seit Tracereinspeisung [s]

Q Durchfluss [l/s]

Mit Hilfe von V_{aus} kann die dimensionslose durchflussgewichtete Zeit Φ berechnet werden:

$$\phi = V_{\text{Aus}}/V_{\text{R}} \quad \text{und} \quad d\phi = dV_{\text{Aus}}/V_{\text{R}}$$

Die entsprechende Verweilzeitverteilung unter Verwendung der normierten Konzentration C' ergibt sich aus folgender Gleichung:

$$C'(\phi) = \frac{C(\phi)}{M/V_{\text{R}}}$$

Durch Integration der Verweilzeitverteilungsfunktion $C'(\Phi)$ kann die Verweilzeitsummenfunktion (Übergangsfunktion) $F(\Phi)$ berechnet werden. Die Verweilzeitsummenfunktion gibt den Bruchteil der zu Versuchsbeginn eingebrachten Markierungssubstanz an, die die Anlage zu einer bestimmten Zeit wieder verlassen hat.

$$F(\phi) = \int_0^{\phi} C'(\phi) \cdot d\phi$$

Strömungsindikatoren

Tracerganglinien und die darauf basierenden Verweilzeitverteilungen lassen sich durch charakteristische Parameter beschreiben, die als Strömungsindikatoren bezeichnet werden und in STAMOU/ADAMS [1988] ausführlich beschrieben sind. Die in Tabelle 6-5 aufgeführten Indikatoren werden aus der Verweilzeitsummenfunktion $F(\Phi)$ ermittelt. So entspricht z.B. der Indikatorwert Φ_{10} gleich der durchflussgewichtete Zeit Φ bei der $F(\Phi) = 0,10$ ist. Dies ist der Zeitpunkt, ausgedrückt als durchflussgewichtete Zeit, bei dem 10% der impulsartig zugefügten Tracermasse eine Anlage wieder verlassen hat.

Die ideale Durchströmung der Anlagen stellt in der Regel die Pfropfenströmung dar, die eine gleichmäßige und gerichtete Strömung aufweist. Strömungsindikatoren aus Traceruntersuchungen an realen Anlagen können mit den Werten des idealisierten Stofftransportmodells verglichen werden. Damit wird eine graduelle Einordnung der untersuchten Anlagen möglich.

Die Indikatoren werden drei verschiedene Strömungscharakteristika zugeordnet (Tabelle 6-5). Kurzschlussströmungen sind ein Indiz für ungünstige Anordnungen des Zu- und Ablaufes. Ein Teil des Tracers wird dabei sehr schnell auf kurzer Fließstrecke durch die Anlage geleitet. Bei einer für die Sedimentation gewünschten idealen Pfropfenströmung nimmt Φ_{10} den Wert 1 an. Liegt hingegen ein direkter Kurzschluss des Zu- und Ablaufes vor, infolgedessen das Anlagenvolumen nicht durchströmt wird, strebt Φ_{10} gegen 0. Ebenso führt eine starke

Durchmischung des Zulaufs mit dem bereits vorhandenen Anlageninhalt zu niedrigen Werte von Φ_{10} .

Die Parameter der hydraulischen Effizienz (Tabelle 6-5) können zur Abschätzung, des Anteils der nicht oder nur gering durchströmten Beckenbereiche verwendet werden. Im Falle einer idealen Pfropfenströmung werden alle Anlagenbereiche gleichmäßig durchströmt. Der Parameter Φ_{50} weist für diese Verhältnisse einen Wert von 1 auf. Die hydraulische Effizienz der Anlage kann durch Toträume reduziert werden, die den durchströmten Querschnitt der Anlage verringern. Dieses Systemverhalten kann durch einen niedrigen Indikatorwerte Φ_{50} erkannt werden.

Die Rückvermischung (Tabelle 6-5) beschreibt die Mischungsvorgänge infolge von Dispersions- und Diffusionsprozessen. Liegt im idealen Fall der Pfropfenströmung keine Rückvermischung vor, nimmt der Indikator $\Phi_{75} - \Phi_{25}$ den Wert 0 an. Niedrige Werte können auch durch ausgeprägte Kurzschlussströmungen verursacht werden. Mit zunehmender Dispersion steigt der Indikatorwert an.

Tabelle 6-5: Indikatoren zur Charakterisierung der Verweilzeitverteilung

Indikator		Erläuterung
Kurzschlussströmung	Φ_{10}	Verweilzeit bis zum Austrag von 10% des Tracers aus der Anlage
Hydraulische Effizienz	Φ_{50}	Verweilzeit bis zum Austrag von 50% des Tracers aus der Anlage
Rückvermischung (Dispersion)	$\Phi_{75} - \Phi_{25}$	Verweilzeit zwischen dem Austrag von 25% und 75% des Tracers aus der Anlage

6.1.4.2 Beurteilung des Feststoffrückhalts

Für die Untersuchung des Feststoffrückhalts der Anlagen wird das Quarzmehl Millisil W4 der Quarzwerke GmbH aus Frechen eingesetzt. Die Herstellerangaben der physikalischen und chemischen Eigenschaften sind in Tabelle 6-6 zusammengefasst.

Zur Bestimmung des Feststoffrückhalts und der Korngrößenverteilung werden Wasserproben in Abhängigkeit von der hydrodynamischen Verweilzeit entnommen. Die Proben werden mittels Schöpfproben aus dem gut durchmischten Ablaufstrom entnommen. Eingesetzt werden 1l-Glasweithalsflaschen. Zu jeder Probennahmezeit werden zwei Teilproben entnommen.

Für die erste Teilprobe wird die Konzentration der AFS nach DIN 38409-2 [1987] ermittelt. Die Porenweite des eingesetzten Membranfilters beträgt 0,45 μm . Die zweite Teilprobe dient zur Analyse der Korngrößenverteilung.

Tabelle 6-6: Stoffdaten des Prüfstoffs Millisil W 4 nach Herstellerangaben

MILLISIL W4	physikalische Eigenschaften
Dichte (DIN EN ISO 787-10)	2,65 g/ml
pH-Wert (DIN ISO 10390)	7
Härte nach Mohs	7
Schüttdichte	1,3 g/cm ³
Spez. Oberfläche (Blaine DIN 66126-2)	1300 cm ² /g
chemische Analyse (Gew.-%)	
SiO ₂	99
Al ₂ O ₃	0,3
Fe ₂ O ₃	0,05
CaO + MgO	0,1
Na ₂ O + K ₂ O	0,2
Glühverlust 1000°C (DIN EN ISO 3262-1)	0,25
Feuchtigkeit (DIN ISO 787-2) (werkfrische Ware)	0,1

Wirkungsgrad für den Parameter AFS

Der Wirkungsgrad der Anlagen für AFS wird getrennt für jeden Probennahmezeitpunkt als konzentrationsbezogener Wirkungsgrad berechnet.

$$\eta_{c,AFS} = 1 - \frac{c_{AFS,AB}}{c_{AFS,ZU}}$$

mit

$\eta_{c,AFS}$ Konzentrationswirkungsgrad für AFS [-]

$c_{AFS,ZU}$ Konzentration AFS im Zulauf [mg/l]

$c_{AFS,AB}$ Konzentration AFS im Ablauf [mg/l]

Frachtbilanzierung

Eine Frachtbilanzierung wird unter Berücksichtigung der Versuche 1.1, 1.2.1 und 1.3 aus Versuchssetup 1 durchgeführt. Für jede Prüfrengenspende wird eine zeitlich gemittelt Ablaufkonzentrationen aus den gemessenen Konzentrationen berechnet. Bei Versuch 1.1 wird eine einheitliche Prüfdauer von 200 min gemäß Jahresfrachtkonzept des DIBt-Prüfverfahrens berücksichtigt. Über die Zu- und Ablaufkonzentration und das während der jeweiligen Prüfrengenspende durch die Anlage geflossene Volumen werden die Zu- und Ablauffracht berechnet. Der frachtbezogenen Wirkungsgrad der Anlagen ergibt sich aus der Summe der Ablauffrachten im Verhältnis zur Summe der Zulauffrachten

Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung wird mit Hilfe eines Bildanalyseverfahrens ermittelt. Eingesetzt wird das EyeTech-System der Firma Ankersmid GmbH. Das System kann in der eingesetz-

ten Konfiguration Korngrößen zwischen 2 und 600 μm bestimmen. Der Durchmesser der einzelnen Körner wird als mittlerer Feret-Durchmesser angegeben. Der Feret-Durchmesser wird nach dem Messschieberprinzip anhand der Projektion der einzelnen Teilchen ermittelt (ISO 9276-6 [2008]). Der mittlere Feret-Durchmesser ergibt sich aus insgesamt 36 Messrichtungen, die in 5° Grad Schritten erfasst werden. Zu jedem Teilchen wird zudem das Kornvolumen aus der Projektionsfläche unter Annahme einer idealen Kugel berechnet. Für jede Probe kann anschließend die Korngröße als Volumenverteilung dargestellt werden.

Charakterisierung eines Trennprozesses

In den untersuchten Anlagen werden durch Trennprozesse Feststoffe zurückgehalten. Die Anlagen nutzen dabei charakteristische Trenneigenschaften des Phasengemischs aus. Durch die Ermittlung des Trennerfolgs können die Leistungen der Anlagen in Abhängigkeit von den Trennmerkmalen der Feststoffe quantifiziert werden (SCHUBERT et al. [1979]). Im Fall des eingesetzten Quarmehls kann, aufgrund der einheitlichen Dichte und der kompakten Kornform, der Korndurchmesser x als Trennmerkmal verwendet werden.

In einem realen Trennprozess wird das Aufgabegut (Index: s) in eine feine (Index: f) und eine grobe (Index: c) Fraktion getrennt (Abbildung 6-5). Da in der Regel die Trennung nicht perfekt ist, sind in der Größenklasse $x_{\min,c} < x < x_{\max,f}$ Partikel der gleichen Größe in beiden Fraktionen enthalten. Die Trennpartikelgröße x_e steht für Partikel, die mit gleicher Wahrscheinlichkeit im Feingut und Grobgut enthalten sind.

Der Trennerfolg kann nach DIN ISO 9276-4 [2006] als Trenngradkurve dargestellt werden (Abbildung 6-6). Die Trenngradkurve $T(x)$ gibt an, welcher Anteil einer Merkmalsklasse x bis $x+dx$ im Aufgabegut von einer Anlage abgetrennt wird. Im dargestellten Fall bedeutet dies:

$T(x) = 0$: Die Merkmalsklasse ist vollständig im Feingut enthalten

$T(x) = 1$: Die Merkmalsklasse ist vollständig im Grobgut enthalten

Im Übergangsbereich der Trennfunktion $T(x)$ ist ein Teil des Aufgabegutes sowohl im Feingut wie auch im Grobgut enthalten.

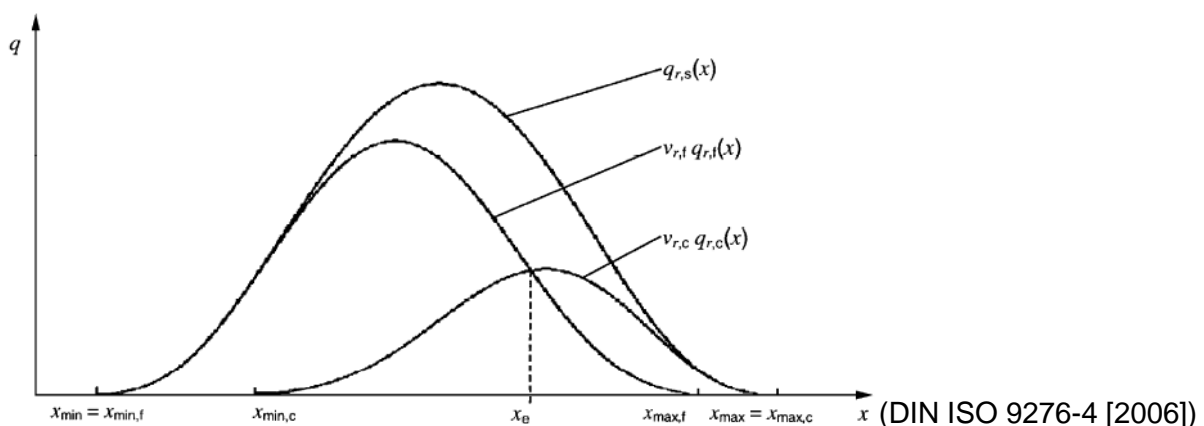


Abbildung 6-5: Gewichtete Verteilungsdichte des Aufgabegutes $q_{r,s}(x)$ sowie der feinen $v_{r,f} q_{r,f}(x)$ und der groben Fraktion $v_{r,c} q_{r,c}(x)$ eines Trennprozesses

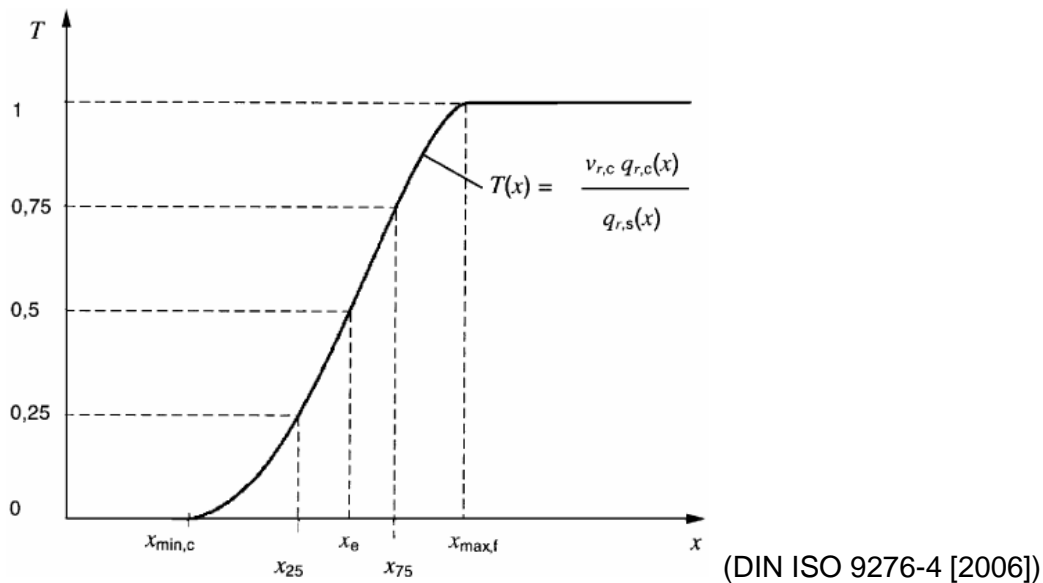


Abbildung 6-6: Trenngradkurve

Die Trenngradkurven der dezentralen Anlagen werden für die Auswertung mit Hilfe der AFS-Konzentrationen und den Korngrößenverteilungen des Quarzmehls im Zu- und Ablauf der Anlagen bestimmt. Da die Merkmalklassen nicht beliebig klein gewählt werden können, muss mit Klassengrenzen statt der Verteilungsdichte $q_r(x)$ gearbeitet werden. Aus der Verteilungssummenfunktion $Q_3(x)$ ergibt sich der Trennfunktionswert T_i der Merkmalklasse x_{i-1} bis x_i wie folgt:

$$T(x_{i-1} \dots x_i) = T_i = 1 - \left(\frac{c_{AFS,AB}}{c_{AFS,ZU}} \cdot \frac{Q_{3,f}(x_i) - Q_{3,f}(x_{i-1})}{Q_{3,s}(x_i) - Q_{3,s}(x_{i-1})} \right)$$

mit:

T_i Trenngrad der Merkmalklasse x_{i-1} bis x_i [-]

$c_{AFS,ZU}$ AFS-Konzentration im Zulauf [mg/l]

$c_{AFS,AB}$ AFS-Konzentration im Ablauf [mg/l]

$Q_{3,s}(x)$ Verteilungssummenfunktion der Mengenart Volumen des Aufgabeguts (Zulauf)

$Q_{3,f}(x)$ Verteilungssummenfunktion der Mengenart Volumen des Feinguts (Ablauf)

6.1.4.3 Modell zur Beschreibung der Sedimentationsleistung

Durch eine detaillierte Analyse der Versuchsergebnisse soll die Frage geklärt werden, ob unterschiedliche Baugrößen eines Anlagentyps einzeln geprüft werden müssen. Eine gesonderte Prüfung könnte grundsätzlich entfallen, wenn ein Modell gefunden wird, dass die Reinigungsleistung der Anlagen in Abhängigkeit von der hydraulischen und stofflichen Belastung hinreichend genau beschreiben kann.

GEIGER et al. [1998] zeigten, dass die Effektivität der Sedimentation durch den zweiparametrischen Modellansatz

$$E_{\text{Norm}} = 1 - 2 \left(\left(\frac{v_s}{q_A} / Ha_{T50} \right)^\beta \right)$$

mit:

E_{Norm} normierte Effektivität [-]

v_s Partikelsinkgeschwindigkeit [m/h]

q_A Oberflächenbeschickung [m/h]

Ha_{T50} Trennhazenzahl [-]

β Modellparameter zur Beschreibung der Trennschärfe [-]

gut abgebildet werden kann. Als Variablen zur Beschreibung der Betriebsgrößen der Anlage fließen die Partikelsinkgeschwindigkeit und die Oberflächenbeschickung in den Modellansatz ein. Das Verhältnis v_s/q_A wird auch als Hazenzahl ($Ha = v_s/q_A$) bezeichnet. Mit steigender Hazenzahl nimmt die Effektivität der Sedimentation zu. Die maßgebende Systemkonstante dieses Modells zur Beschreibung der Reinigungsleistung durch Sedimentation ist die Trennhazenzahl.

$$Ha_{T50} = \frac{v_{s,T50}}{q_A}$$

mit:

$v_{s,T50}$ Trennsinkgeschwindigkeit [m/h]

Je kleiner die Trennhazenzahl, desto besser ist die Reinigungsleistung einer Anlage bei gleicher Hazenzahl. GEIGER et al. leiteten aus einer Dimensionsanalyse ab und wiesen zusätzlich durch Versuch nach, dass das Verhältnis der Trennsinkgeschwindigkeit $v_{s,T50}$ und der Oberflächenbeschickung q_A für eine feste Geometrie konstant sein muss. Die Übertragbarkeit des Modells auf andere Baugrößen einer Anlage ist dann gegeben, wenn verschiedene Baugrößen einer Anlage die gleiche Trennhazenzahl aufweisen.

Die Trennhazenzahl lässt sich experimentell ermittelt, indem für unterschiedliche Oberflächenbeschickungen die Trennsinkgeschwindigkeit ermittelt wird. Über eine lineare Regression wird anschließend die Trennhazenzahl als Proportionalitätskonstante der beiden Größen bestimmt.

Die Trennsinkgeschwindigkeit ist definiert als Sinkgeschwindigkeit der Partikel, die mit gleicher Wahrscheinlichkeit entweder sedimentieren oder ausgetragen werden. In diesem Projekt wird die Trennsinkgeschwindigkeit mit Hilfe der Trenngradkurve ermittelt. Zuerst wird der Korndurchmesser $x_e = x_{T50}$ mit einem Trenngrad von 0,5 bestimmt. Anschließend wird über das Stokessche Gesetz für diesen Korndurchmesser die Sinkgeschwindigkeit ermittelt, die gleichbedeutend mit der Trennsinkgeschwindigkeit ist.

Die Oberflächenbeschickung kann aus der Formulierung des Oberflächensatzes hergeleitet werden, die besagt, dass ein Partikel in einem Reaktor sedimentieren kann, wenn folgende Bedingung erfüllt ist:

$$v_s \geq \frac{Q}{B \cdot L}$$

mit:

Q	Durchfluss durch Reaktor [m ³ /s]
B	Breite des Reaktors [m]
L	Länge des Reaktors [m]

Aus dieser Modellvorstellung geht hervor, dass die Höhe des Sedimentationswegs keinen Einfluss hat. Die Anwendung des Oberflächensatzes ist daher grundsätzlich auch für die Sedimentation in einem Rohrquerschnitt möglich. Zur Berechnung der Oberflächenbeschickung werden in diesem Fall die Länge und der Innendurchmesser der Rohre herangezogen.

6.2 Ergebnisse und Diskussion

6.2.1 Hydraulische Leistungsfähigkeit

Bei einer maximal möglichen Leistungsfähigkeit des Versuchsstandes von ca. 50-60 l/s zeigen die Sedimentationsanlagen Sedi-pipe und RAUSIKKO Sedimentation keine nennenswerten Druckhöhenverluste. Die untersuchten Anlagen weisen eine deutliche Querschnittserweiterung auf. Die Reibungsverluste in den Anlagen sind aufgrund der niedrigen Fließgeschwindigkeiten im Vergleich zu den Zu- und Ablaufleitungen sehr gering.

Die Hydrosystem-Anlagen erzeugen durch den Filterwiderstand einen deutlichen Druckhöhenverlust. Der Notüberlauf der Anlage HS 1000 springt bei einem Druckhöhenverlust von 20 cm an, der bei einem Durchfluss von 14 l/s ($r = 280 \text{ l/(s*ha)}$) erreicht wird. Die Anlage HS 400 kann mit maximal 1,5 l/s ($r = 150 \text{ l/(s*ha)}$) beschickt werden, bevor die Druckhöhenverluste 25 cm übersteigen und der Notüberlauf anspringt. Der Filterwiderstand des Substratelements des Sedi-substrator 400/6+ ist nicht im normalen Anlagenbetrieb aufgrund der Ablaufgestaltung messbar. Der Wasserstand steigt aber mit höherer hydraulischer Belastung auf der Zulaufseite deutlich. Der Notüberlauf springt bei einem Durchfluss zwischen 2 bis 3 l/s an. Dies entspricht in etwa einer Regenspender von 75 l/(s*ha) . Die Bestimmung der hydraulischen Leistungsfähigkeit erfolgte bei allen Anlagen mit feststofffreiem Wasser und unbelegtem Filter. Sie bezieht sich auf neuwertige Anlagen vor Inbetriebnahme. Durch die Belegung der Filter können die Druckhöhenverluste im Praxisbetrieb deutlich größer sein.

6.2.2 Verweilzeitverteilung

Die Verweilzeitverteilungen sind exemplarisch für eine Anlage je Anlagentyp in Abbildung 6-7 für verschiedene Durchflüsse dargestellt. Es wird ersichtlich, dass die Verweilzeitverteilungen der Anlagen über den geprüften hydraulischen Belastungsbereich nicht konstant sind. Des Weiteren unterscheiden sich auch die Verweilzeitverteilungen der einzelnen Anlagen. Anhand der Lage und Form der Verweilzeitverteilung kann auf das Durchströmungsverhalten der Anlagen rückgeschlossen werden.

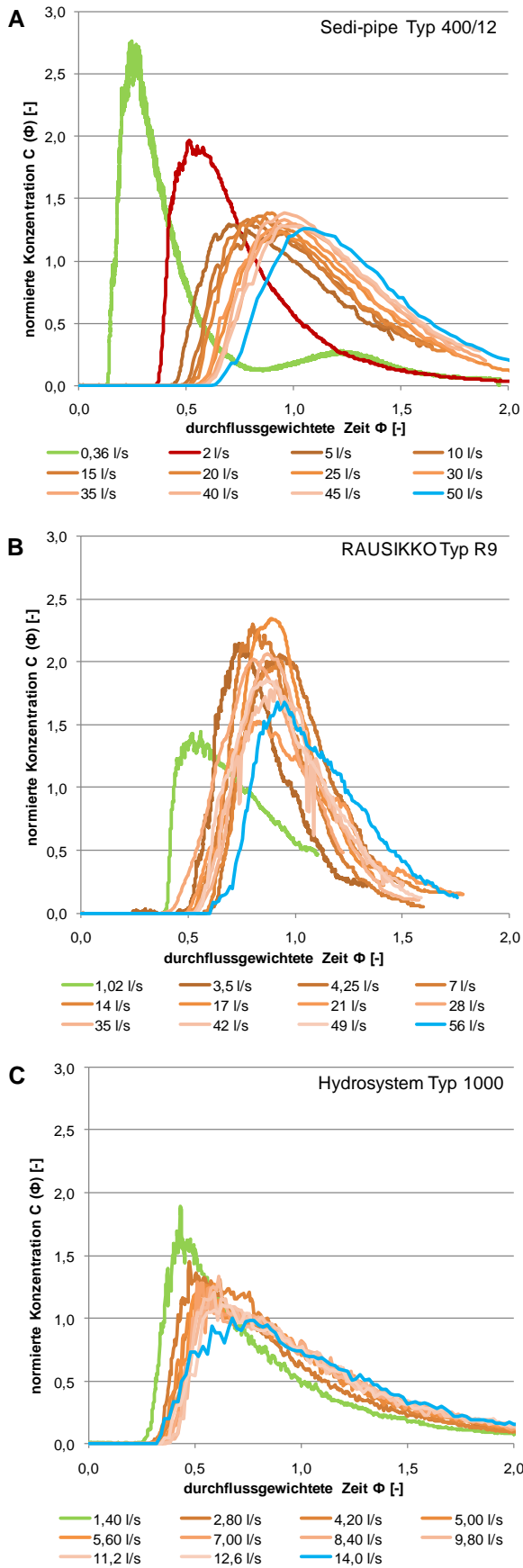


Abbildung 6-7: Verweilzeitdichteverteilung

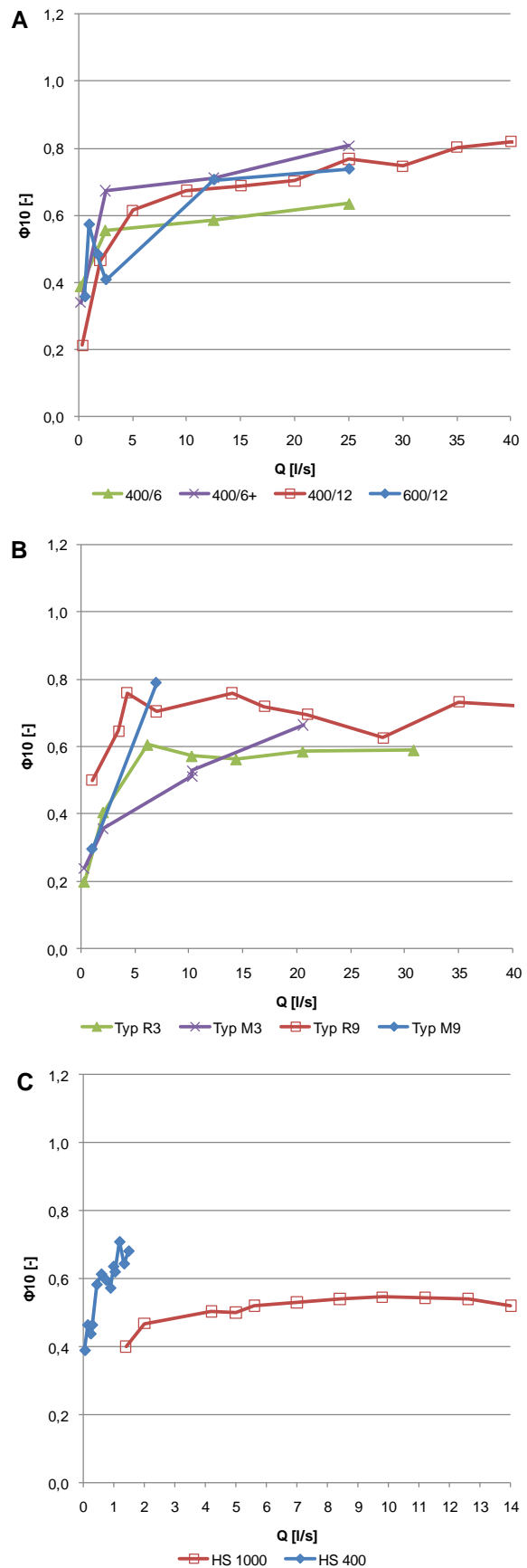


Abbildung 6-8: 10%-Perzentil der Verweilzeitverteilung

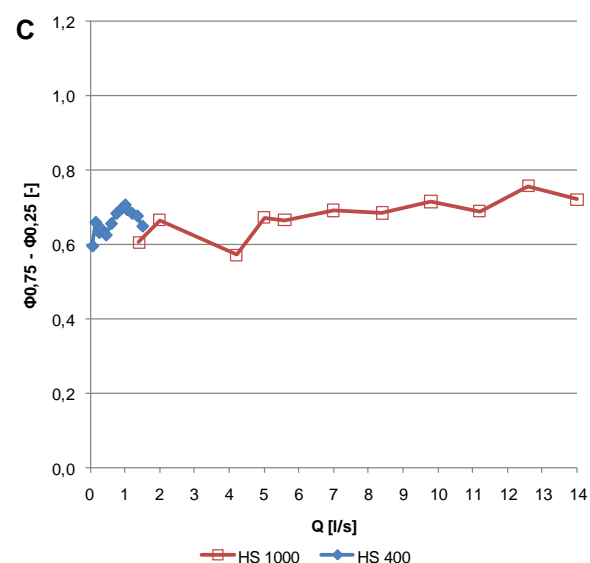
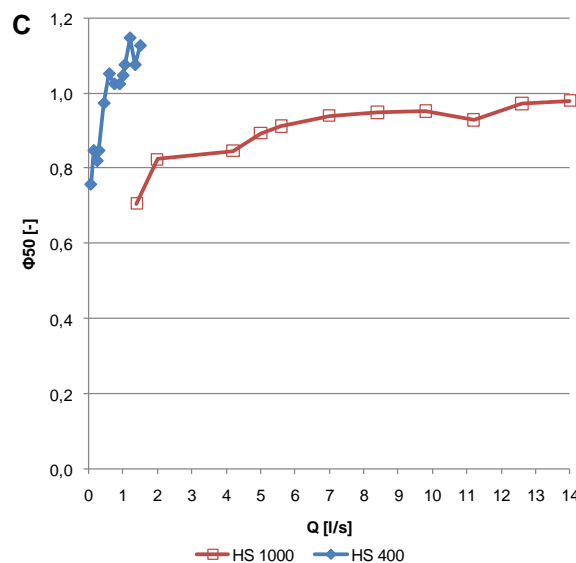
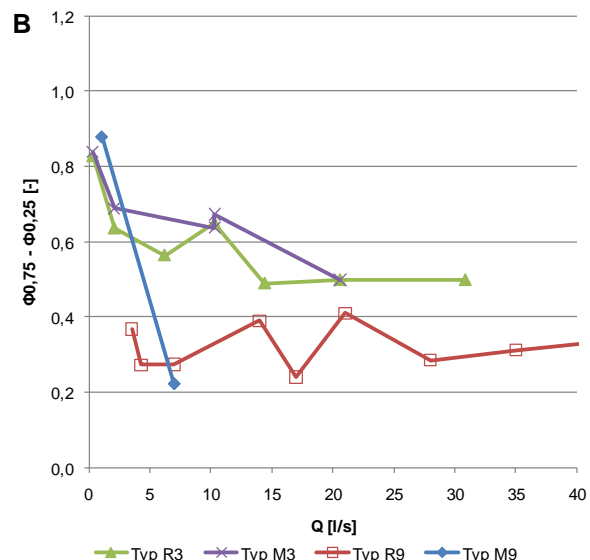
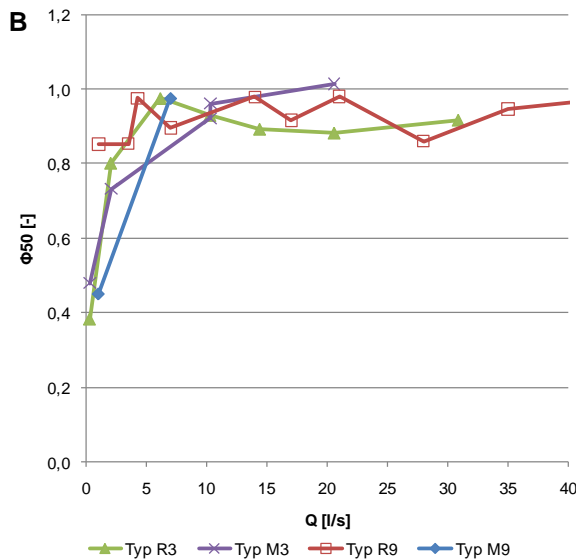
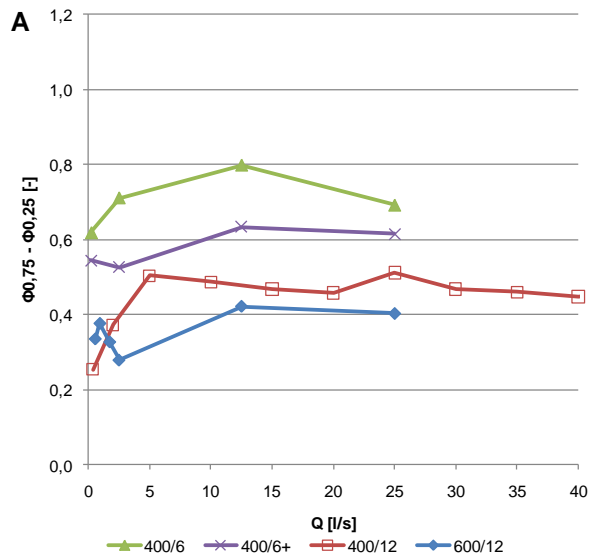
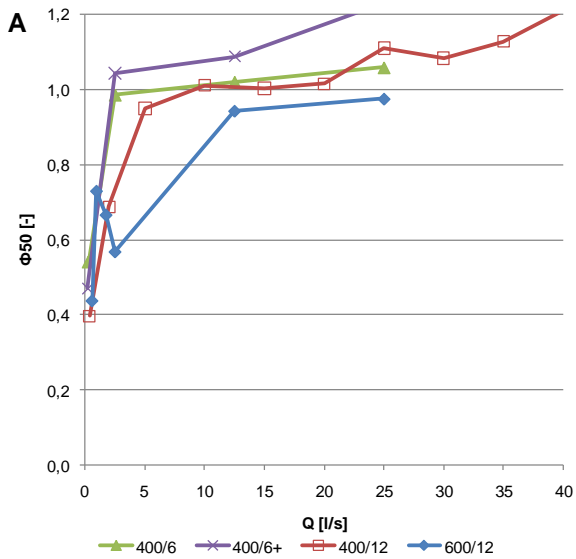


Abbildung 6-9: 50%-Perzentil der Verweilzeitverteilung

Abbildung 6-10: Differenz des 75% und 25% Perzentils der Verweilzeitverteilung

Die Verweilzeitverteilung der Anlage **Sedi-pipe Typ 400/12** (Abbildung 6-7 A) weist bei höherer hydraulischer Belastung einen Peak kurz vor $\Phi = 1$ auf. Dies deutet auf eine relativ gleichmäßige Durchströmung und infolgedessen auf eine für die Sedimentation effektive Ausnutzung des Anlagenvolumens hin. Bei kleinen, für den Praxisbetrieb der Anlage relevanten Durchflüssen verändert sich das Durchströmungsverhalten. Der Peak der Verweilzeitverteilung verschiebt sich deutlich nach vorne. Bei einem Durchfluss von 0,36 l/s, dies entspricht einer Regenspende von 6 l/(s*ha) bei einer angeschlossenen Fläche von 600 m², tritt der Peak deutlich früher und ausgeprägter auf. Daraus kann geschlossen werden, dass das Anlagenvolumen ungleichmäßiger durchströmt wird. Die Spreizung der Verweilzeitverteilung veranschaulicht die Rückvermischung in der Anlage. Über einen weiten Durchflussbereich ist die Spreizung relativ konstant, jedoch verändert sich die Form der Verweilzeitverteilung ebenfalls bei niedrigen Durchflüssen. Der Peak wird höher und spitzer, was auf eine Abnahme der Dispersion in der Anlage deutet. Interessant ist bei diesem Versuch der zweite deutlich kleinere Peak bei $\Phi = 1,2$. Dieser deutet darauf hin, dass der Tracer vermutlich, verursacht durch den eingebauten Strömungstrenner, unterschiedlich schnelle Fließwege durch die Anlage nimmt.

Eine vergleichbare Systematik weist die Anlage **RAUSIKKO Typ R9** (Abbildung 6-7 B) auf, jedoch ist bei dieser Anlage der Effekt der Verschiebung des Peaks zu einem früheren Zeitpunkt mit sinkendem Durchfluss weniger stark ausgeprägt. Die Anlage zeigt im Gegensatz zur Sedi-pipe eine leichte Zunahme der Rückvermischung bei der niedrigsten hydraulischen Belastungsstufe auf. Der Peak ist weniger stark ausgeprägt und die Verweilzeitverteilung stärker gespreizt. Der kleinste angegebene Durchfluss von 1,02 l/s entspricht bei dieser Anlage unter Annahme einer Fläche von 1700 m² ebenfalls einer Regenspende von 6 l/(s*ha).

Die Verweilzeitverteilung der Anlage **Hydrosystem Typ 1000** ist in Abbildung 6-7 C dargestellt. Der niedrigste Durchfluss von 1,4 l/s in dieser Darstellung entspricht einer Regenspende von 28 l/(s*ha) und ist bezogen auf den praktischen Anwendungsbereich relativ hoch. Die Verweilzeitverteilung des Hydrosystems wird durch den Hydrozyklon und den nachfolgenden Substratelement geprägt. Aufgrund der integralen Messung der Durchströmung kann das Systemverhalten der zwei Anlagenkomponenten jedoch nicht getrennt voneinander ausgewertet werden.

Die Strömung eines Hydrozyklons weicht von der einer längsdurchströmten Sedimentationsanlage ab. Die Strömung weist nach SCHUBERT et al. [1979] im Idealfall eine tangentielle Strömungskomponente aufgrund des tangentialen Einlaufs, eine radiale Komponente durch die konische Verjüngung sowie eine vertikale Strömungskomponente, die an der Auswand nach unten und im Innenbereich nach oben gerichtet ist, auf. Eine gute Trennwirkung setzt eine stabile Wirbelströmung voraus. Aufgrund dieses komplexen Strömungsmusters können jedoch keine allgemeingültigen Aussagen aus der Verweilzeitverteilung hinsichtlich günstiger Durchströmungsverhältnisse abgeleitet werden.

Die Durchströmung des Substratelements sollte idealer Weise über den gesamten Querschnitt gleichmäßig erfolgen. Aufgrund der Substrateigenschaften mit unterschiedlichen Porengrößen treten jedoch zwangsläufig Dispersionseffekte auf. Diese Dispersionseffekte könnten dafür verantwortlich sein, dass die Verweilzeitverteilung ein ausgeprägtes Tailing aufweist. Die vergleichsweise unveränderte Form der Verweilzeitverteilung bei unterschiedlichen Durchflüssen deutet auf ein gleichartiges Durchströmungsverhalten der gesamten Anlage im untersuchten hydraulischen Belastungsbereich hin.

Das Anlagenvolumen wird dabei unterschiedlich stark durchströmt, worauf der relativ frühe Anstieg der Verweilzeitverteilung hinweist. Der Peak der Verweilzeitverteilung der Anlage Hydrosystem Typ 1000 tritt im Vergleich zu den reinen Sedimentationsanlagen etwas früher auf. Auch bei dieser Anlage ist eine leichte Verschiebung der Verweilzeitverteilung mit sinkendem Durchfluss zu erkennen.

Für alle Anlagen und ihren Varianten wurden drei ausgewählte Parameter zur Charakterisierung der Verweilzeitverteilung in Abhängigkeit vom Durchfluss ermittelt.

Das 10%-Perzentil der Verweilzeitverteilung Φ_{10} , dargestellt in Abbildung 6-8, ist ein Indikator für Kurzschlussströmungen. Die Verweilzeitverteilungen zeigen, dass bereits bei geringer hydraulischer Belastung nach 0,2 bis 0,4 der durchflussgewichteten Zeit ein Teil des Tracers die Anlagen durchquert und den Ablauf erreicht. Alle Anlagen zeigen bei anwachsender hydraulischer Belastung eine abnehmende Tendenz zur Kurzschlussströmung. Trotz der ungleichmäßigen Durchströmung der Anlagen findet bei Niederschlagsereignissen mit geringen Abflussvolumen, die das 0,2 bis 0,4-fache des Anlagenvolumens nicht überschreiten, in der Regel nur eine Verdrängung des Anlagenvolumens statt. Die Reinigung erfolgt dabei wie in einem Batchreaktor. Dadurch können sich auch partikuläre Stoffe mit geringen Sinkgeschwindigkeiten in der Anlage während der niederschlagsfreien Zeit absetzen.

Durch die Visualisierung der Strömung am Hydrosystem 1000 konnte die aufsteigende Front der Tracerwolken aus den vier getrennten Substratelementen beobachtet werden. Dabei zeigte das direkt nach dem Zulauf angeordnete Element einen früheren und farblich intensiveren Austritt des Tracers auf. Die Beobachtungen sind ein Indiz dafür, dass eine Kurzschlussströmung vorliegt und grundsätzlich nicht von einer gleichmäßigen Durchströmung der Substratelemente ausgegangen werden kann.

Das 50%-Perzentil der Verweilzeitverteilung Φ_{50} in Abbildung 6-9 beschreibt die mittleren Strömungsverhältnisse. Die Untersuchungsergebnisse der Anlagen zeigen eine effiziente Nutzung des Anlagevolumens bei hohen Durchflüssen. Sie lässt jedoch bei geringer hydraulischer Belastung der Anlagen erheblich nach. Deutlich ausgeprägt ist dieses Verhalten bei den Anlagen der Sedi-pipe und RAUSIKKO-Sedimentation, deren Φ_{50} -Werte nur noch zwischen 0,4 und 0,5 liegen. Das heißt, 50% der eingebrachten Tracermasse hat die Anlage bei Erreichen der halben theoretischen Austauschrate bereits verlassen. Das Hydrosystem zeigt eine etwas weniger starke Abnahme der Φ_{50} -Werte auf. Der Verlauf lässt aber vermuten, dass bei Durchflüssen unterhalb des hier untersuchten Bereiches die Werte weiter abnehmen. Durch das sorptive Filtermaterial sind Messungen in diesem hydraulischen Belastungsbereich jedoch nur eingeschränkt möglich.

Dispersionsprozesse verursachen eine Spreizung der Verweilzeitverteilung und führen zu einer Vergleichmäßigung der Konzentration. Als Indikator ist in Abbildung 6-10 die Differenz des 75%- und 25%-Perzentils der Verweilzeitverteilung dargestellt. Die Ergebnisse zeigen für die Anlagen des Sedi-pipe Typs eine leichte Zunahme der Dispersion mit steigender hydraulischer Belastung, welche durch die Abnahme der Kurzschlussströmung begünstigt wird. Dagegen deutet die Differenz des 75%- und 25%-Perzentils der Verweilzeitverteilung auf eine stärkere Dispersion in den RAUSIKKO-Anlagen bei geringer hydraulischer Belastung hin. Die zwei Hydrosystem-Anlagen zeigen im gesamten hydraulischen Belastungsbereich ein vergleichbares Systemverhalten auf.

6.2.3 Feststoffrückhalt bei Versuchssetup 1

6.2.3.1 Frachtbilanzierung

Die Ergebnisse der Frachtbilanzierung in Abbildung 6-11 zeigen nur geringe Unterschiede im Feststoffrückhalt der Anlagen innerhalb einer Typenklasse auf. Nur zwei Anlagen fallen durch einen abweichenden Feststoffrückhalt auf. Die Anlage R3 weist einen etwas geringeren Feststoffaustrag bei den Prüfredenspenden 6 und 25 l/(s*ha) im Vergleich zu den übrigen Anlagen dieses Anlagentyps auf. Des Weiteren weicht der Feststoffaustrag des Hydrosystems 400 von der größeren Anlagenvariante HS 1000 ab. In diesem Fall kann dies durch die höhere Oberflächenbeschickung des Filters im Vergleich zum Hydrosystem 100 erklärt werden. In Tabelle 6-7 sind die Ergebnisse der Frachtbilanzierung zusammengefasst.

Bei der Bewertung der Gesamtrückhalteleistung sind die Abweichungen vom Jahresfrachtkonzept des DIBt-Prüfverfahrens hinsichtlich der leicht modifizierten Bilanzierungsmethode und der fehlenden 2,5 l/(s*ha) -Prüfredenspende zu beachten. Durch die Berücksichtigung einer Prüfredenspende 2,5 l/(s*ha) würde der Gesamtwirkungsgrad der Anlagen vermutlich etwas höher liegen.

Tabelle 6-7: Ergebnisse der Frachtbilanzierung

		3P Technik		REHAU			Fränkische				
		HS 1000	HS 400	R3	M3	R9	M9	400/6	400/6+	400/12	600/12
Gesamtmasse Zulauf	[kg]	16,7	3,3	16,7	16,7	56,7	56,7	13,0	11,3	20,0	31,7
Feststoffrückhalt gesamt	[%]	90,5	76,0	86,2	79,3	80,6	80,3	89,8	90,0	88,4	87,9
Feststoffaustrag bei 6 l/(s*ha)	[%]	1,5	2,6	3,0	6,0	6,7	7,3	2,4	2,2	2,4	3,3
Feststoffaustrag bei 25 l/(s*ha)	[%]	4,1	8,0	9,0	12,8	11,6	11,4	5,9	5,1	7,1	6,8
Feststoffaustrag durch Remobilisierung	[%]	3,9	13,5	1,7	2,0	1,1	1,0	1,9	2,6	2,1	1,9

6.2.3.2 Reproduzierbarkeit

Die Ergebnisse der Wiederholversuche sind Abbildung 6-12 dargestellt. Grundsätzlich zeigen die Versuche eine gute Reproduzierbarkeit. Der Wirkungsgrade der Wiederholversuche weichen in der Regel nicht mehr als 1 Prozentpunkt voneinander ab. Lediglich bei der Anlage RAUSIKKO Typ R9 liegen die Wirkungsgrade in einem Fall 3 Prozentpunkte auseinander.

6.2.3.3 Korngrößenverteilung

Anhand Abbildung 6-13 wird die feinere Korngrößenverteilung der Ablaufproben im Vergleich zum zugegebenen Material offensichtlich. Insbesondere die groben Kornfraktionen können in

den Anlagen sedimentieren. Ab einem Korndurchmesser von 90 μm wird das Prüfmehl bei den Prüfredenspenden 6 und 25 $\text{l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ vollständig zurückgehalten. Die Korngrößenverteilung der Prüfredenspenden zeigen, dass mit steigender hydraulischer Belastung auch größere Kornfraktionen ausgetragen werden können.

6.2.3.4 *Remobilisierung*

Die analysierten Proben aus dem Remobilisierungsversuch verdeutlicht die Remobilisierung auch größerer Kornfraktionen bei hoher hydraulischer Belastung. Auffällig ist dies insbesondere bei der Anlage Typ R9, die keine besonderen Vorkehrungen zur Vermeidung von Remobilisierung besitzt. Dagegen weist die Anlage 400/12, die über einen Strömungstrenner verfügt, nur feine Kornfraktionen im Ablauf auf. Die dargestellten Proben wurden 8 min nach Versuchsbeginn genommen und stellen daher nur eine Momentaufnahme dar. Unberücksichtigt bei dieser Darstellung bleibt die Dynamik des Remobilisierungsprozesses.

Der Verlauf der Remobilisierung des zuvor sedimentierten Materials wird in Abbildung 6-14 deutlich. Das Remobilisierungsverhalten der Sedimentationsanlage und der Anlagen mit Substratelementen unterscheiden sich deutlich voneinander. Zu Versuchsbeginn weisen die Anlagen mit Substratelementen einen sehr hohen Konzentrationspeak auf. Zu vermuten ist, dass in den Substratelementen während der vorausgegangenen Versuche Feststoffe zurückgehalten wurden, diese später jedoch bei höherer hydraulischer Belastung wieder ausgespült werden. Zusätzlich verringert sich bei der Anlage 400/6+ durch den Einbau des Substratelements der Durchflussquerschnitt im Ablaufschacht im Vergleich zur sonst bauartgleichen Anlage 400/6. Infolgedessen steigt die Fließgeschwindigkeit im Ablaufschacht. Dies könnte zu einer raschen Remobilisierung der im Ablaufschacht sedimentierten Feststoffe führen.

Unterschiede im Remobilisierungsverhalten bestehen zudem zwischen den 3 m und 9 m Varianten der RAUSIKKO-Anlagen. Die höheren Ablaufkonzentrationen sind vermutlich auf die größere mittlere horizontale Fließgeschwindigkeiten zurückzuführen. Diese beträgt bei den 3 m-Anlagen 0,64 cm/s und bei der 9 m-Anlage 2,16 cm/s . Die Tauchwände scheinen hingegen nur einen geringen Einfluss auszuüben. Im Gegensatz dazu kann bei dem Anlagentyp Sedi-pipe kein Einfluss der Baulänge sowie des Durchflussquerschnitts festgestellt werden.

Im Anschluss der Remobilisierungsversuche an den Anlagen M3 und 600/12 wurde die Redenspende auf 200 $\text{l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ gesteigert. Zu erkennen ist, dass die Ablaufkonzentration nach Ende des Versuchs mit 100 $\text{l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ deutlich übertroffen wird. Es kommt somit zu einer erneuten Remobilisierung bereits abgelagerten Materials.

6.2.3.5 *Konzentrationseinfluss*

Die Untersuchungen zum Konzentrationseinfluss ergeben kein eindeutiges Bild (Abbildung 6-15). Die für die Prüfverfahren maßgeblichen Konzentrationsbereiche wurden mit 232 mg/l , 1.153 mg/l und 2.315 mg/l abgedeckt. Die Versuche sind bei Versuchsbeginn durch die Vorversuche beeinflusst, da keine Reinigung der Anlagen zwischen den Versuchen stattfand, so dass hier größere Abweichungen des Wirkungsgrads zu erkennen sind. Bei Versuchsende liegen die Wirkungsgrade maximal 5 Prozentpunkte auseinander.

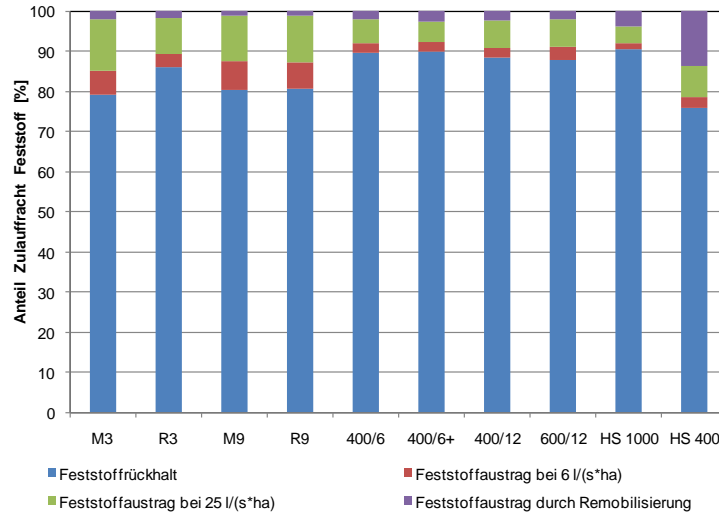


Abbildung 6-11: Gegenüberstellung der Frachtbilanzen aus Versuchssetup 1

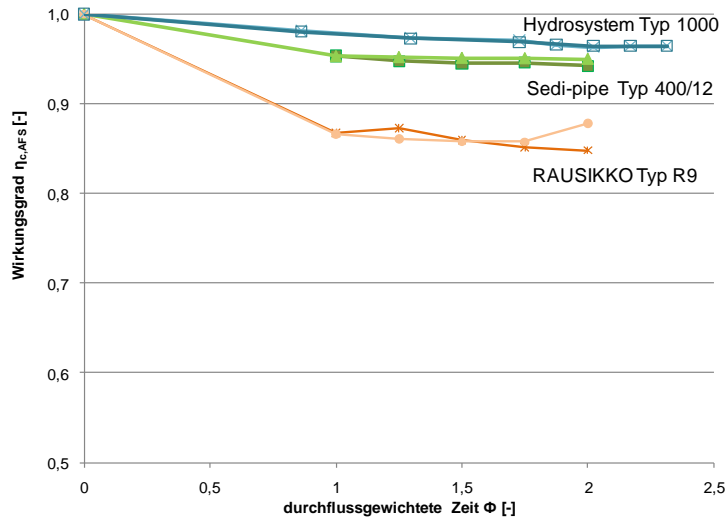


Abbildung 6-12: Reproduzierbarkeitsversuche

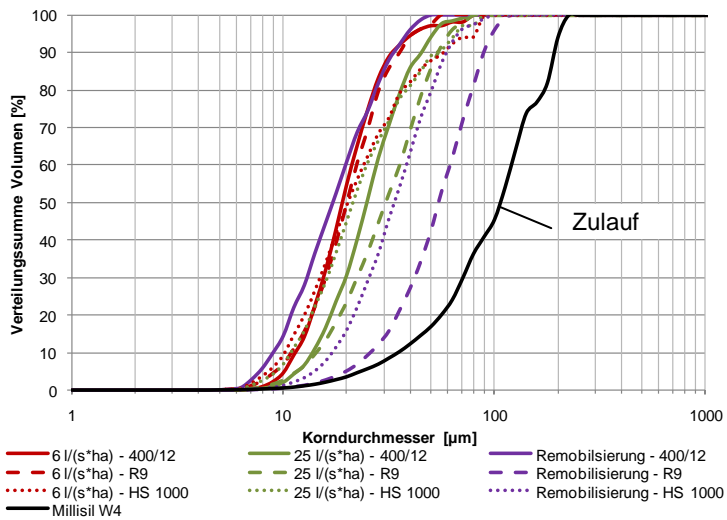


Abbildung 6-13: Korngrößenverteilung des Referenzmaterials Millisil W4 im Zu- und Ablauf

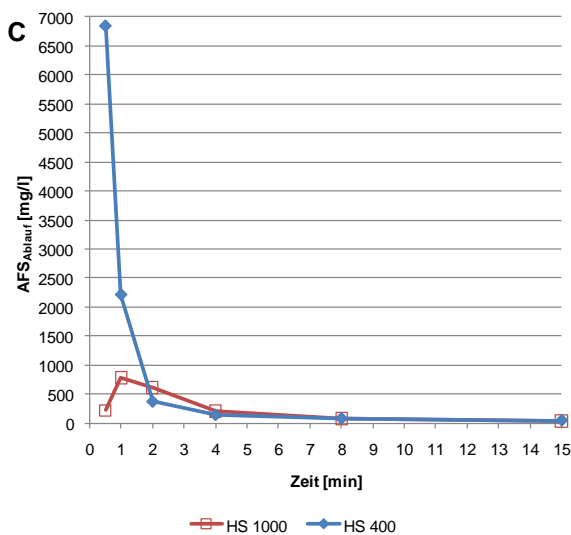
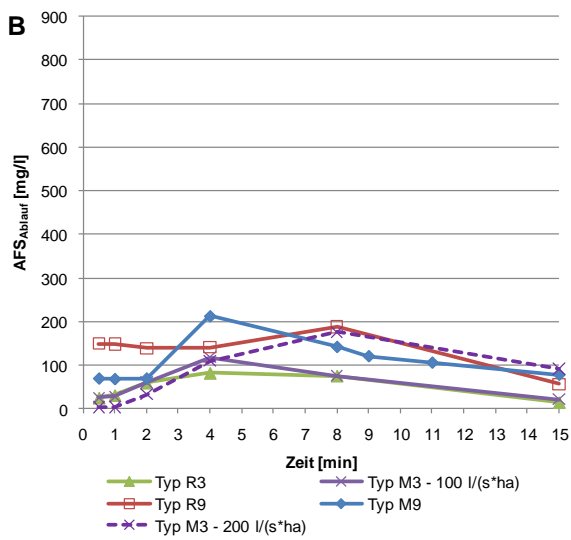
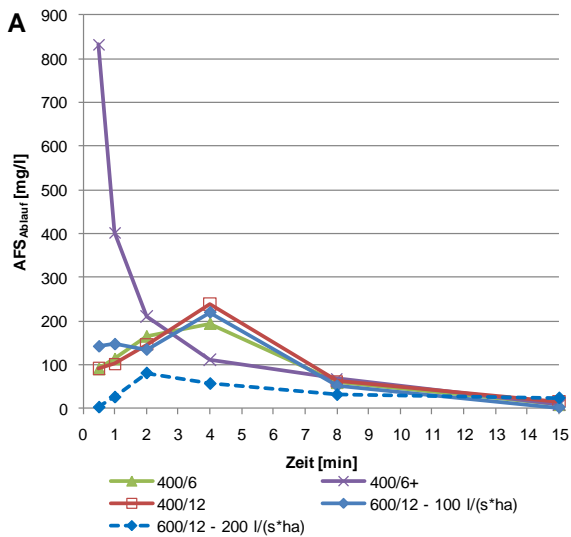


Abbildung 6-14: Remobilisierung

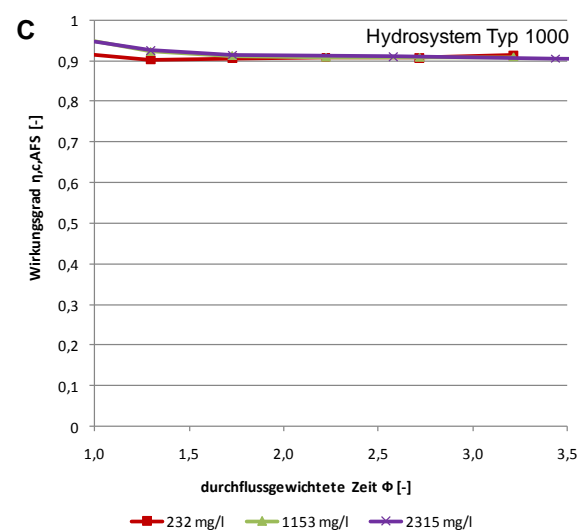
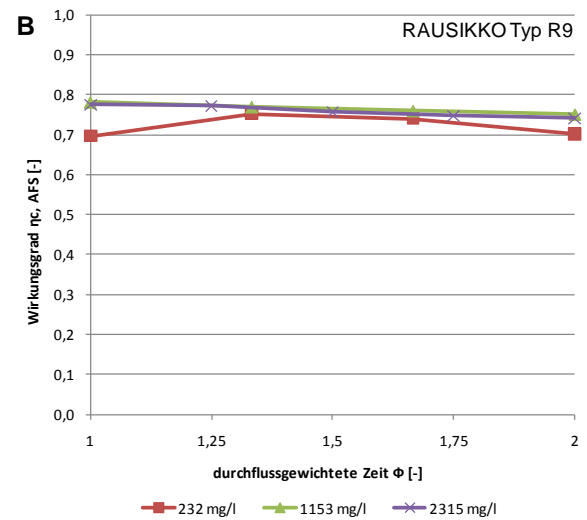
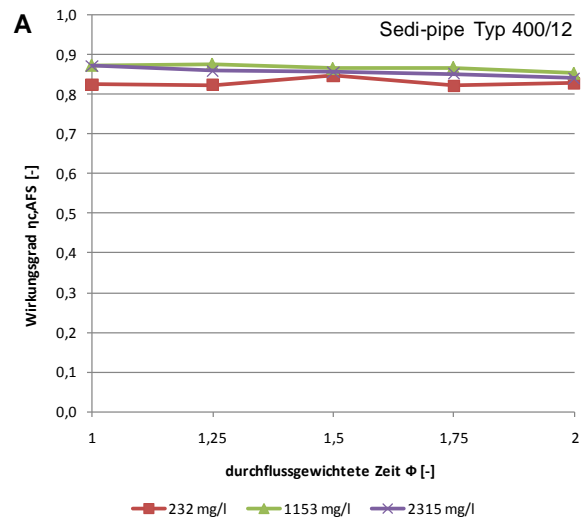


Abbildung 6-15: Einfluss der Konzentration

6.2.3.6 Versuchspausen

Zur Klärung der Dauer der Versuchspausen zwischen Einzelversuchen wurde das Absetzverhalten des Millisil W4 im Imhofftrichter untersucht. Der Wirkungsgrad sowie die Konzentration der AFS in Abhängigkeit von der Absetzzeit sind in Abbildung 6-16 dargestellt. In den ersten 6 Stunden nimmt die Konzentration relativ stark ab. Danach ist noch eine leichte Abnahme zu erkennen. Nach 24 Stunden haben sich bereits 99% des Millisil W4 abgesetzt. Demzufolge wird bei kurzen Wartezeiten zwischen einzelnen Prüfrengspenden zu Beginn eines Folgeversuchs das sich noch in Suspension befindliche Millisil Mehl aus der Anlage verdrängt. Die Festlegung der Wartezeiten sollte daher unter Berücksichtigung der Probenahmezeitpunkte erfolgen.

6.2.3.7 Einbaumängel

RAUSIKKO Anlage M9

Während der Versuche am Anlagentyp M9 wurde ein Entlüftungsproblem festgestellt. Bei hohen Durchflüssen ab 28 l/s konnte die durch den Zulauf in die Anlage eingetragene Luft nicht mehr entweichen. Dies führte zu einer Teilentleerung der Anlage während der Versuche. Die betroffenen Ergebnisse wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

An der Anlage M9 wurde der Einfluss von Rückstau in der Zulaufleitung als Einbaumangel untersucht. Die Länge der eingestauten DN 200-Leitung betrug 5 m. Bei einer hydraulischen Belastung von 7 l/s wies die Anlage mit der rückgestauten Zulaufleitung einen Wirkungsgrad von 81% und mit der Zulaufleitung unter Freispiegelabfluss 73% nach der 2-fach theoretischen Verweilzeit auf. In der rückgestaute Zulaufleitung bildeten sich während des Versuchs Sohlagerungen. Dies könnte eine Erklärung für die bessere Wirksamkeit sein. Der Effekt dürfte sich jedoch nach Einstellung eines Gleichgewichts des Feststofftransports in der Zulaufleitung nachlassen.

Hydrosystem

Nach Inbetriebnahme des Hydrosystems 400 wurde eine Undichtigkeit zwischen Filterelement und Kunststoffgehäuse der Anlage festgestellt. Dadurch kann ein Teil des Volumensstroms am Filterelement unbehandelt vorbei fließen. Der Fehler konnte durch ein zusätzliches Verkeilen des Filterelements vor Beginn der Versuchsserie behoben werden. Die Undichtigkeit wurde dem Anlagenhersteller mitgeteilt. Laut Anlagenhersteller ist dieses Problem bei der neuen Anlagenserie behoben. In den Einbau- und Wartungshinweisen, die durch den Anlagenhersteller mitgeliefert wurden, ist keine Dichtheitsprüfung vorgesehen.

Gemäß Einbauanleitung muss kurz vor dem Hydrosystem ein Absturz der Zulaufleitung vorgesehen werden. Dies hat zur Folge, dass die direkte Zulaufleitung unter Rückstau steht. Genaue Längenangaben der rückgestauten Zulaufleitung fehlen. Bei den Versuchen an der FH Münster betrug die Länge 1 m. Aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten in der Zulaufleitung konnten sich dadurch bereits Feststoffe in der Zulaufleitung absetzen. Für die Durchführung eines Prüfverfahrens sollte die Zulaufgestaltung klar definiert werden, da diese die Leistungsfähigkeit der Anlage beeinträchtigen kann.

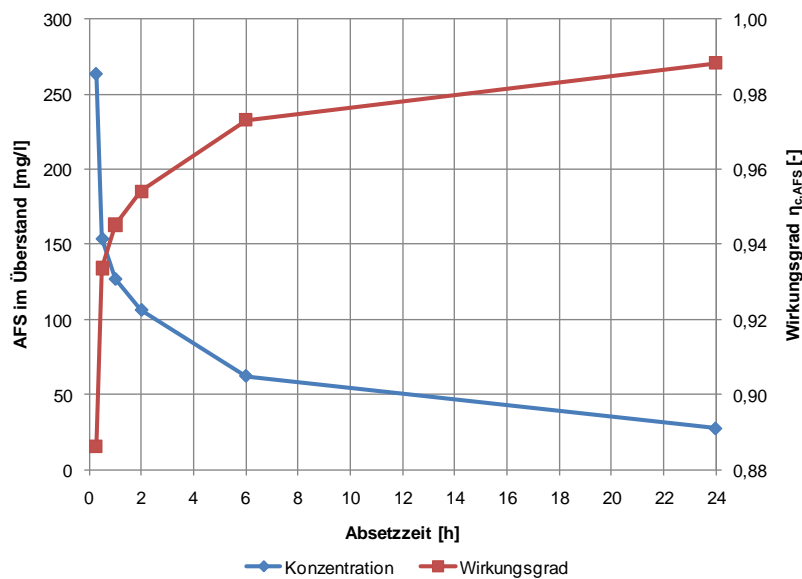


Abbildung 6-16: Absetzbarkeit des Millisil W4 im Imhofftrichter abhängig von der Absetzzeit

6.2.4 Feststoffrückhalt bei Versuchssetup 2

6.2.4.1 Wirkungsgrad

Der Wirkungsgrad der Anlagen für AFS nimmt mit zunehmender Belastungsdauer ab. In Abbildung 6-17 ist der Verlauf des Wirkungsgrads exemplarisch für je eine Anlage je Anlagentyp dargestellt. Stationäre Verhältnisse werden bei den Sedimentationsanlagen näherungsweise nach der 2-fachen Austauschrate erreicht. Eine weitere leichte Abnahme des Wirkungsgrads kann jedoch bei hohen Durchflüssen beobachtet werden. Leider war es wegen der großen Wassermengen in diesem Fall nicht möglich die Versuche für die Anlage RAUSIKKO Typ R9 länger fortzuführen.

Die Anlage Hydrosystem Typ 1000 zeigt noch bis zur 7-fachen theoretischen Austauschrate eine leichte Abnahme des Wirkungsgrades. Ein Grund könnte ein allmähliches Nachlassen des Feststoffrückhalts in den Substratelementen sein. Bei höheren Durchflüssen sind stärkere Schwankungen des Wirkungsgrads mit fortschreitender Versuchsdauer zu beobachten. Eine mögliche Erklärung für dieses Verhalten könnte das Erreichen der Aufnahmekapazität der Substratelemente und die einsetzende Remobilisierung des Prüfmehls sein.

Für alle Anlagen ist der Gesamtwirkungsgrad in Abhängigkeit vom Durchfluss in Abbildung 6-18 dargestellt. Die Wirkungsgrade beziehen sich auf das Versuchsende und geben annähernd die Wirksamkeit unter stationären Verhältnissen wieder.

Die verschiedenen Bauformen des Anlagentyps **Sedi-pipe** zeigen nur geringe Unterschiede im Wirkungsgrad für die gleiche hydraulische Belastung auf. Der Durchmesser sowie die Baulänge besitzen nur einen geringen Einfluss auf den Gesamtwirkungsgrad. Für den Praxisbetrieb der Anlagen sind insbesondere die niedrigen hydraulischen Belastungsstufen von

Bedeutung. Die kleinste dargestellte hydraulische Belastungsstufe entspricht einer Regenspende von 6 l/(s*ha) unter Annahme der in Tabelle 6-3 angegebenen angeschlossenen Flächen. Die Anlagen können bei dieser hydraulischen Belastung rund 95% des zudosierten Millisil-Mehls zurückhalten.

Die **RAUSIKKO**-Anlagen zeigen einen deutlichen Einfluss der Baulänge auf den Wirkungsgrad. Durch die Verlängerung des Sedimentationsrohres wird ein höherer Rückhalt erreicht. Die Wirkung der Tauchwände bei Typ R ist im Vergleich zum Typ M, der keine Tauchwände besitzt, bei höherer hydraulischer Belastung gering. Einzig bei der untersten Belastungsstufe zeigen die Tauchwände bei der kurzen Anlage Typ R3 einen positiven Effekt. Bei der Bewertung der Daten ist die begrenzte Versuchszeit zu beachten. Die Wirkungsgrade bei den hohen hydraulischen Belastungsstufen würden vermutlich bei einer längeren Versuchszeit etwas niedriger ausfallen. Analog zu den Sedi-pipe-Anlagen entspricht die niedrigste hydraulische Belastungsstufe in der Darstellung einer Regenspende von 6 l/(s*ha) . Der Wirkungsgrad liegt bei dieser Belastung zwischen 93% (Typ R3) und 85 % (Typ M9 und R9).

Das **Hydrosystem** zeigt eine deutliche Abhängigkeit des Wirkungsgrads von den unterschiedlichen Baugrößen der Typen 1000 und 400 auf. Die niedrigste Belastungsstufe entspricht bei Typ 1000 einer Regenspende von 28 l/(s*ha) und 15 l/(s*ha) bei Typ 400. Beide Anlagen können bei dieser Belastung 90% des Millisil-Mehls zurückhalten.

6.2.4.2 Trenngrad

Die Trenngradkurven für die hydraulischen Belastungsstufen von drei ausgewählten Anlagen sind in Abbildung 6-19 dargestellt. Der Trenngrad kann auch als Wirkungsgrad der Anlage für eine definierte Korngrößenklasse interpretiert werden. Demnach kann die Schlämmerkornfraktion ($< 63 \mu\text{m}$) nur bei geringen Durchflüssen von allen Anlagen nennenswert zurückgehalten werden. Demgegenüber zeigen die Anlagen für die Kornfraktionen ab $125 \mu\text{m}$ einen Trenngrad von oftmals 100% auf, so dass diese Fraktionen vollständig zurückgehalten werden können. Lediglich bei sehr hohen Durchflüssen werden auch gröbere Partikel ausgetragen. Die korrespondierenden Regenspenden dieser Durchflüsse liegen jedoch in der Regel über dem für den realen Anlagenbetrieb relevanten Bereich von ca. 100 l/(s*ha) . Die Steigung der Trenngradkurve gibt Auskunft über die Trennschärfe der Anlagen. Eine geringe Steigung deutet auf einen unscharfen Trennprozess hin. Grundsätzlich nimmt die Steigung der Trenngradkurve mit höher hydraulischer Belastung der Anlagen ab.

6.2.4.3 Trennhazenzahl

Die Reinigungsleistung der Anlage kann mit dem in Kapitel 6.1.4.3 vorgestellten Modell beschrieben werden. Die maßgebende Systemkonstante ist die Trennhazenzahl Ha_{T50} , deren Ermittlung in Abbildung 6-20 dargestellt ist. Folgende Trennhazenzahlen Ha_{T50} wurde unter Berücksichtigung aller Anlagen je Anlagentypen ermittelt:

- Sedi-pipe $Ha_{T50} = 1,43 \quad R^2 = 0,90$
- RAUSIKKO $Ha_{T50} = 1,61 \quad R^2 = 0,71$
- Hydrosystem $Ha_{T50} = 0,38 \quad R^2 = 0,77$

Die Trennhazenzahlen der Anlagen zeigt an, dass die Reinigungsleistung vom Hydrosystem über die Sedi-pipe bis zur RAUSIKKO-Anlage bei gleicher Hazenzahl abnimmt. Alle Anlagen zeigten jedoch im Vergleich zu dem von GEIGER et al. [2002] untersuchten rechteckförmigen Becken eine bessere Reinigungsleistung auf. Sie ermittelten in physikalischen Laborversuchen für dieses Becken eine Trennhazenzahl Ha_{T50} von 1,76 bei einem R^2 von 0,78.

Die untersuchten bauartgleichen Anlagen verhalten sich grundsätzlich ähnlich. Die unterschiedlichen Baulängen und Durchmesser können durch das Sedimentationsmodell beschrieben werden. Die Tauchwände der RAUSIKKO-Anlage lassen keinen Einfluss auf die Trennhazenzahl erkennen. Die Korrelation zwischen Trennsinkgeschwindigkeit $v_{S,T50}$ und Oberflächenbeschickung q_A weist mit $R^2 \geq 0,71$ eine vergleichbare Güte wie das Ergebnis von GEIGER et al. [2002] auf, bei dem nur eine Beckengeometrie in die Auswertung einfließt. Insofern ist das Modell in der Lage, die Unterschiede der Anlagenvarianten ohne weitere Parameter zu beschreiben. Anhand der ermittelten Güte der Korrelation wird jedoch auch deutlich, dass die Prozesse des Feststoffrückhalts in den Anlagen vermutlich komplexer sind, um vollständig mit diesem Modell erklärt werden zu können.

Obwohl das Verhältnis der Trennsinkgeschwindigkeit $v_{S,T50}$ zur Oberflächenbeschickung q_A in Abbildung 6-20 recht gut durch eine lineare Regression mit der Trennhazenzahl als Steigungsparameter beschrieben werden kann, fällt bei den Sedimentationsanlagen ein anfänglich steilerer Verlauf der Kurven auf, der mit größer werdender Oberflächenbeschickung abflacht. Dies deutet auf eine geringere Effizienz der Anlagen bei niedrigen Durchflüssen hin. Ein Grund kann die ungleichmäßige Durchströmung der Anlagen bei diesen Durchflüssen sein, die durch die Ergebnisse der Tracerversuche in Kapitel 6.2.2 nachgewiesen wurde.

Bei hohen Oberflächenbeschickungen zeigt die Anlage RAUSIKKO Typ R9 ein von der Modellvorstellung abweichendes Systemverhalten. Bei Oberflächenbeschickungen über 10 m/h nimmt die Trennsinkgeschwindigkeit scheinbar nicht mehr zu. Eine mögliche Ursache könnte die begrenzte Versuchszeit und die dadurch vermutlich noch nicht vollständig eingestellten stationären Verhältnissen sein. Die Anlage Hydrosystem Typ 1000 zeigt ebenfalls Auffälligkeiten bei hohen Oberflächenbeschickungen. Zu vermuten ist, dass die Ergebnisse durch Remobilisierungsprozesse in den Substratelementen beeinflusst sind, die durch das gewählte Modell nicht beschrieben werden können.

Insbesondere in dem für das Prüfverfahren maßgeblichen hydraulischen Belastungsbereich weicht das reale Verhalten der Anlagen von der Modellvorstellung ab. Aufgrund der hohen Genauigkeitsanforderungen an ein Prüfverfahren ist daher die Übertragung einer Prüfung auf andere Baugrößen eines Anlagentyps mit diesem Modell nicht hinreichend genau möglich. Anlagen mit unterschiedlichen Baugrößen sollten daher getrennt geprüft werden.

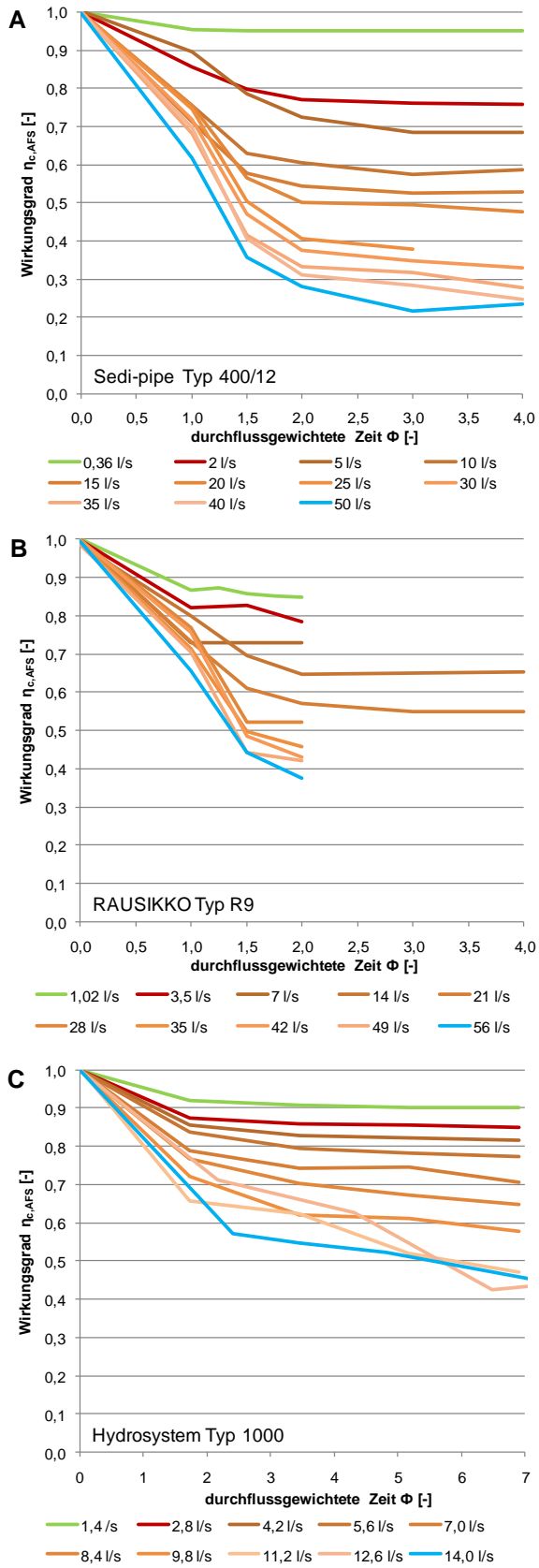


Abbildung 6-17: Veränderung des Wirkungsgrads über die Versuchsdauer

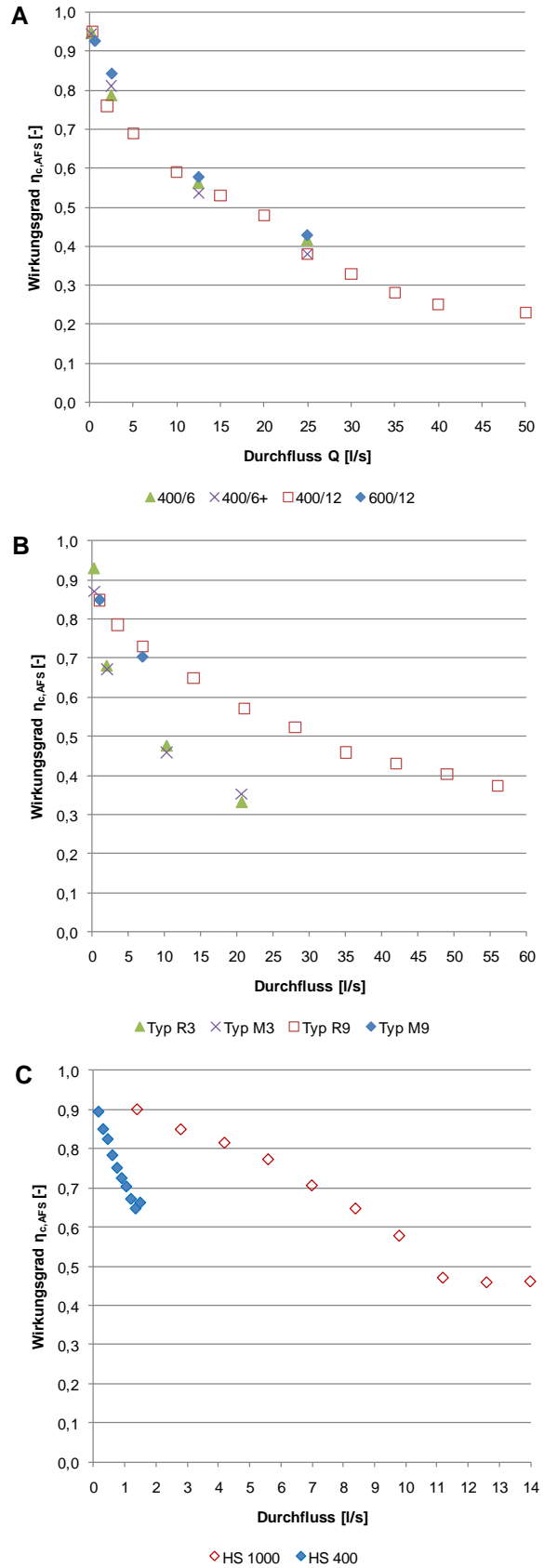


Abbildung 6-18: Wirkungsgrad der Anlage unter stationären Versuchsbedingungen

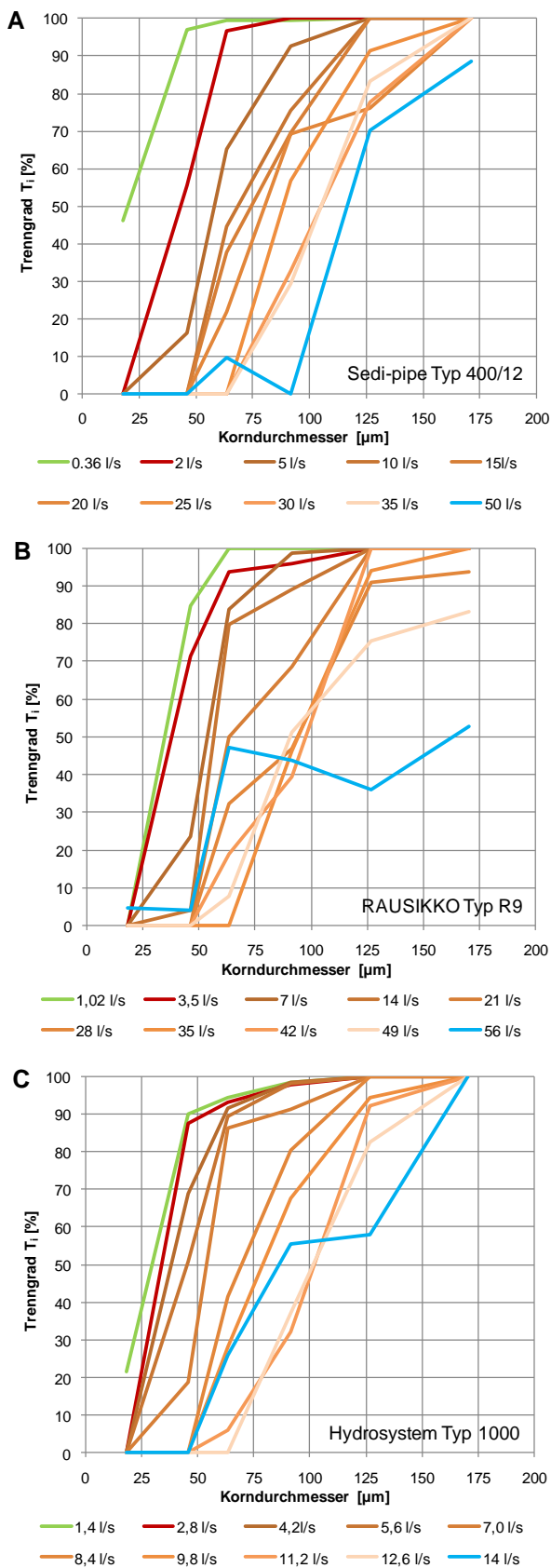


Abbildung 6-19: Trenngradkurven

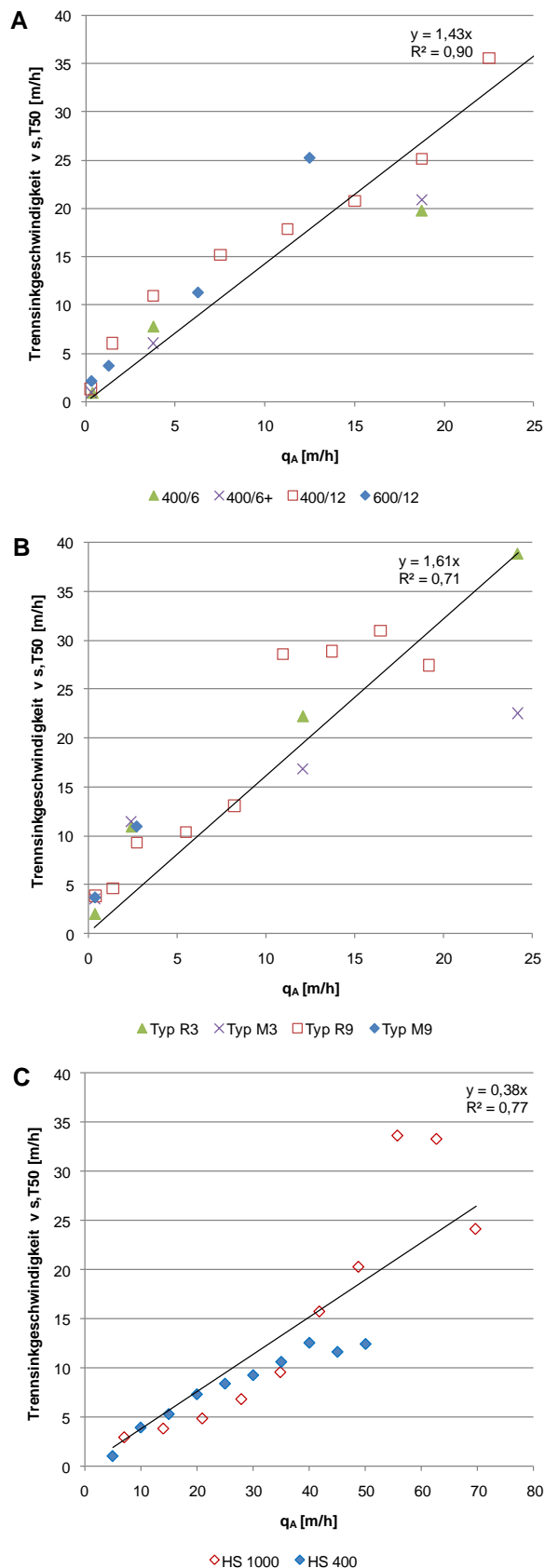


Abbildung 6-20: Reinigungsleistung der Anlage

6.3 Schlussfolgerungen für das Prüfverfahren

Aus den gesammelten Erfahrungen der Versuchsdurchführung und den gewonnenen Ergebnissen können folgende Hinweise für die Prüfung von dezentralen Behandlungsanlagen gegeben werden:

- Das Volumen für die Berechnung der Austauschrate zur Festlegung der Probennahmezeitpunkte kann nicht immer eindeutig bestimmt werden (z.B. Hydrosystem mit oder ohne Schlammfang, Berücksichtigung von Ein- und Auslaufschächten). Die theoretische Austauschrate weist in der Regel deutlich von der gemessenen Verweilzeit ab (vgl. Kap. 6.2.2).
- Es ist unklar, ob bei den Prüfrengenspenden mit 6 und 25 l/(s*ha) Material aus den vorangegangenen Versuchen und in den Versuchspausen sedimentiertes Material remobilisiert wird. Gegebenenfalls ist eine Probennahme direkt nach Versuchsstart sinnvoll. Das Remobilisierungsverhalten sollte in weiteren Versuchen detailliert untersucht werden.
- Die Zeitpunkte der Probennahmen sollten in Abhängigkeit von der Versuchsdauer festgelegt werden. Bisher wurde keine Messung der Ablaufkonzentration vor der 1-fachen Austauschrate durchgeführt (Kap. 6.2.4.1). Die Ergebnisse der Tracerversuche in Kapitel 6.2.2 lassen jedoch vermuten, dass bereits deutlich früher Feststoffe ausgetragen werden können. Zur genauen Festlegung der Probennahmezeitpunkte werden daher weitere Versuche zur detaillierten Erfassung der Konzentrationsganglinie im Ablauf empfohlen.
- Bei Niederschlagsereignissen mit geringen Abflussvolumen findet in der Regel nur eine Verdrängung des Anlagenvolumens statt. Die Reinigung erfolgt dabei wie in einem Batchreaktor. Die diskontinuierliche Beschickung realer Anlagen sollte in einem realitätsnahen Prüfverfahren berücksichtigt werden, da diese insbesondere bei Anlagen mit hohen spezifischen Speichervolumen einen maßgeblichen Einfluss auf die Wirkungsweise der Anlagen hat. Ein realitätsnahes Beschickungsverhalten könnte durch eine gezielte Verteilung der Probennahmezeitpunkte und ggf. einer stärkeren Gewichtung der ersten Proben nach Versuchsstart berücksichtigt werden.
- Die bauartgleichen Anlagen verhalten sich nach dem angewendeten Modell zur Beschreibung der Sedimentation ähnlich. Die Trennhazenzahl als Modellparameter ermöglicht jedoch nicht die vollständige Erklärung der Leistungsunterschiede der Anlagen insbesondere in den für die Prüfverfahren maßgeblichen niedrigen hydraulischen Belastungsbereichen (vgl. Kap. 6.2.4.3). Daher wird eine gesonderte Prüfung bauartgleicher Anlagen unterschiedlicher Baugrößen empfohlen.
- Das Absetzverhalten des Millisil W4 (siehe Kap. 6.2.3.6) sollte zusammen mit den gewählten Probennahmezeitpunkten bei der Festlegung der Wartezeit zwischen den Prüfrengenspenden berücksichtigt werden. Bei kurzen Wartezeiten sollte vor der ersten Probennahme das Wasser aus dem vorangegangenen Versuch weitestgehend ausgetauscht sein bevor mit der Probennahme begonnen wird. Bei Wartezeiten über 6 Stunden kann in der Regel von einer fast vollständig Sedimentation des Prüfmehls ausgegangen werden, so dass die erste Probennahme unabhängig vom Austausch des

Wassers aus dem vorangegangenen Versuch erfolgen kann. Bei Remobilisierungsversuchen ist grundsätzlich eine ausreichend lange Wartezeit erforderlich.

- Die Startbedingungen müssen definiert werden. Möglich wäre ein bereits bewegter oder ruhender Wasserkörper in der Anlage zum Versuchsstart. Empfohlen wird alle Versuche mit ruhendem Wasserkörper zu starten.
- Das Einstellen des konstanten Durchflusses bei den Remobilisierungsversuchen und der Start der Versuchszeit müssen definiert werden, da insbesondere die Ablaufkonzentrationen der Filteranlagen eine sehr große Dynamik aufweisen (Kap. 6.2.3.4). Vorgeschlagen wird eine möglichst schnelle Einstellung des Durchflusses innerhalb von 30 s. Die Versuchszeit startet mit Erreichen des Zieldurchflusses.
- Nachträglich eingebaute Substratelemente können den AFS-Rückhalt in Reinigungsanlagen verändern (vgl. 6.2.3.4). Optionale Einbauten in Anlagen sollten daher als eigenständige Anlage auf ihren AFS-Rückhalt geprüft werden.
- Die Durchströmung von Substratelementen kann aufgrund der Anströmbedingungen ungleichmäßig erfolgen (siehe Kapitel 6.2.2). Dadurch können einige Bereiche des Substrats mit einer höheren Fracht beschickt werden. Wünschenswert wäre die Prüfung auch für gelöste Stoffe an den realen Anlagen durchzuführen. Dies ist jedoch in der Regel nicht möglich. Bei der Gestaltung eines Laborprüfstandes sollte die reale Durchströmung des Substrats wenn möglich berücksichtigt werden. Eine ungleichmäßige Durchströmung des Substrats einer realen Anlage könnte gegebenenfalls durch eine Erhöhung der aufzugebenen flächenbezogenen Prüffracht Rechnung getragen werden.
- Die Länge und Gestaltung der Zulaufleitung sollte klar definiert werden. Vorgeschlagen wird mindestens 1 m ohne Richtungsänderung. Das Sohlgefälle der Zulaufleitung sollte ausreichend sein, um Sohlablagerungen zu vermeiden (vgl. Kap. 6.2.3.7).
- Die Art der Probennahme und des Ortes ist zu beschreiben. Nach Möglichkeit sollte die Probennahme aus dem freien Überfall des Ablaufs erfolgen. Alternativ ist auch eine sehr gut durchmischte Probennahmestelle

7 Auswahl der Prüfverfahren

7.1 Allgemeines

Im Rahmen des vorliegenden Untersuchungsvorhabens sollen Prüfmethode für eine Auswahl von Behandlungsanlagen entwickelt werden. Sie sollen sowohl Anlagen zur Behandlung vor Einleitung in das Grundwasser als auch mit nachfolgender Einleitung in oberirdische Gewässer einbeziehen.

Die Prüfmethode soll für standardisierbare Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse gelten. Dabei sollen ausgewählte Anlagentypen (z.B. Anlage mit Feststoffrückhalt durch Sedimentation kombiniert mit Filtration oder Ionenaustausch) berücksichtigt werden. Weiterhin muss hier festgelegt werden, für welche Anwendungen (z.B. welche Arten von Niederschlagsabflüssen, welche Herkunftsflächen) die Anlagen zugelassen werden.

Denkbar sind folgende Kombinationsmöglichkeiten, wie sie in Abbildung 7-1 dargestellt sind.

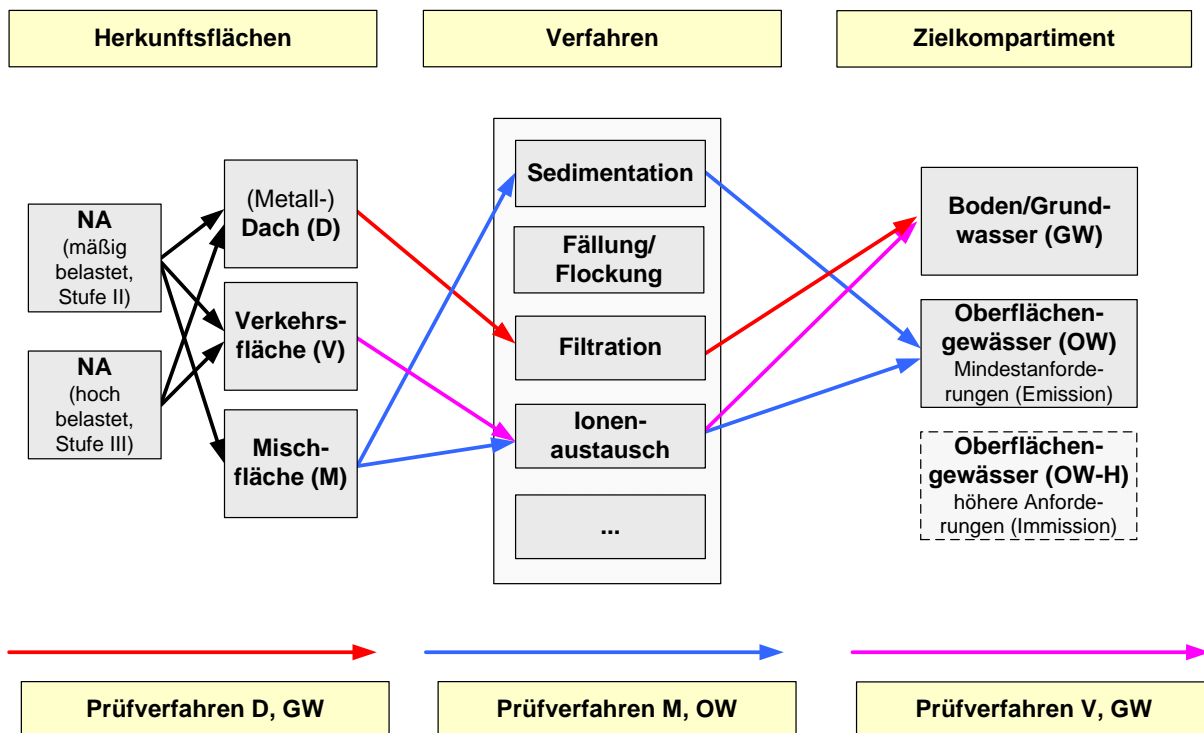


Abbildung 7-1: Verfahrensschema zur Auswahl maßgeblicher Anwendungsfälle

Als Beispiel aufgeführt sind:

- Metaldach → Boden-Grundwasser (mD, B/G) mit Ionenaustausch (roter Pfeil)
- Straßen → Boden-Grundwasser (S, B/G) mit Versickerung (lila Pfeil)
- Mischfläche → Oberflächengewässer (M, OW) mit Sedimentation und biologischem Verfahren (blauer Pfeil)

7.2 Herkunftsflächen

Als zu unterscheidende Herkunftsflächen sind „Dächer“, „Metalldächer“, Verkehrsflächen“ und „Mischflächen“ zu nennen.

Das Prüfverfahren „Dach“ gilt dabei nur für Herkunftsflächen der Kategorie II. Abflüsse von Dachflächen in Herkunftsflächen I (wenig oder unverschmutzt) werden als grundsätzlich nicht behandlungsbedürftig eingestuft, insofern sind auch Prüfverfahren dafür nicht erforderlich.

Als „Metalldächer“ werden nach den Technischen Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in Bayern [Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2008a und b)] Dächer bezeichnet, deren Metallflächen mehr als 50 m² betragen. Die Zink- und Kupferkonzentrationen können dabei im Vergleich zu Dachabflüssen stark erhöht sein. Die Konzentrationen für alle anderen Parameter liegen in vergleichbaren Größenordnungen.

Als Mischflächen werden Flächen bezeichnet, die aus Dach-, Hof- und Verkehrsflächen bestehen. Die Belastung aus diesen Flächen hängt von den Anteilen der genannten Flächenarten sowie von Art und Umfang der Nutzung ab. Sind Verkehrsflächen angeschlossen, so ist mit erhöhten AFS-, PAK- und MKW-Gehalten zu rechnen, daher gilt eine Fläche als Mischfläche, sobald Verkehrsflächen an die Gesamtfläche angeschlossen sind. Der maximale Anteil von Verkehrsflächen für die Prüfung „Mischfläche“ sollte auf 70% begrenzt werden. Übersteigt der Anteil der Verkehrsflächen 70%, sollte eine Behandlungsanlage das Prüfverfahren für Verkehrsflächen durchlaufen.

Grundsätzlich kann eine Prüfung auch so konzipiert werden, dass mehrere Anwendungsfälle abgedeckt werden. Dann sollte jeweils die strengste Prüfung und Bewertung für den jeweiligen Stoff herangezogen werden.

In den bereits entwickelten Prüfverfahren [DIBt, 2010], [Welker et al., 2008] werden die maximalen Anschlussflächen für die zu prüfenden dezentralen Anlagen nicht vorgegeben. Prüfungen an Anlagen in Originalgröße sind bis zu einer Fläche von 1.000 m² durchgeführt worden. Den anzuschließenden Flächen sind jedoch aufgrund von Kapazitätsproblemen in den Prüflaboren Grenzen gesetzt. Stehen Anlagen zur Prüfung an, deren Anschlussflächen weit über die genannten 1.000 m² hinausgehen, so sind auch hier Sonderlösungen zu finden, wie z.B. die Prüfung an einem verkleinerten Maßstab oder die Prüfung vor Ort beim Hersteller.

7.3 Prüfverfahren

In Abbildung 7-2 sind die Prüfverfahren, die in den Vorschlägen 1 bis 8 ausformuliert sind, dargestellt. Die Prüfverfahren sind generell als Zulassungsgrundsätze zu sehen, deren vollständige und letztendliche Ausgestaltung bei jeder einzelnen anstehenden Prüfung zu erfolgen hat und die im Einzelfall an die vorliegenden Bedingungen angepasst werden müssen. Die Anlage selbst ist grundsätzlich als 'black box' zu sehen. Sollen z.B. außer den in den beschriebenen Prüfverfahren berücksichtigten Anlagentypen Sonderausführungen und Neuentwicklungen dezentraler Behandlungsanlagen geprüft werden, so können sich andere Prüfmodalitäten ergeben.

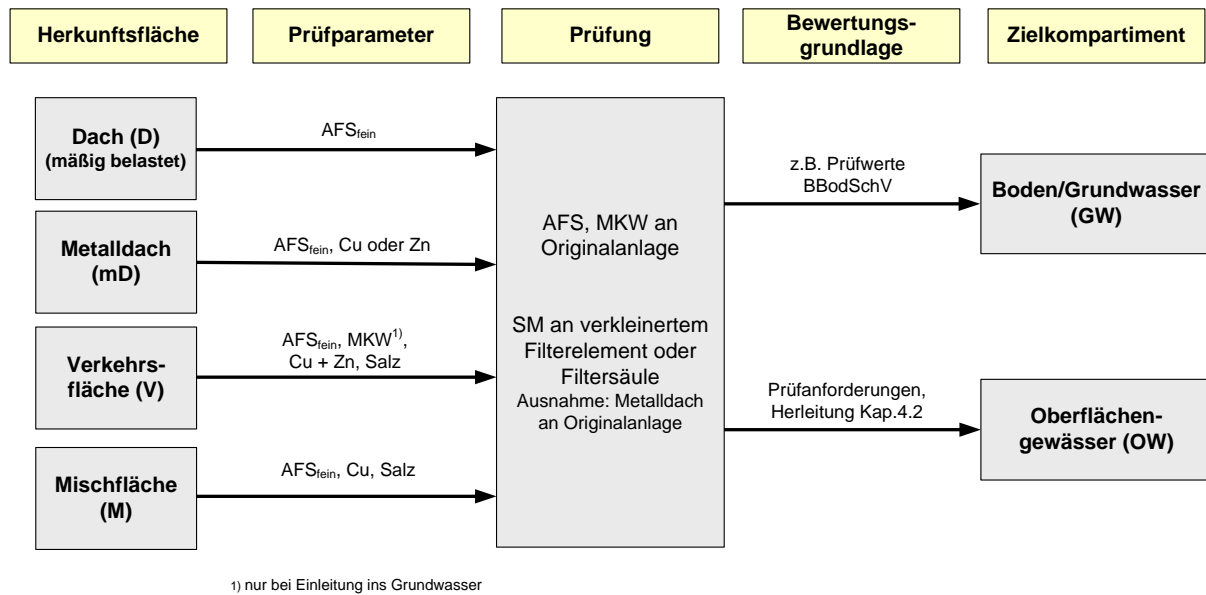


Abbildung 7-2: Prüfverfahren für dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

Je nach Herkunftsfläche unterscheiden sich die zu prüfenden Parameter. AFS_{fein} (mit einem Korndurchmesser bis etwa 200 µm) wird als Ersatzparameter für partikuläre Schadstoffe in jedem Prüfverfahren geprüft. MKW werden lediglich im Prüfverfahren für Verkehrsflächenabflüsse bei Einleitung in das Boden/Grundwasserkompartiment geprüft. Außer im Metaldachverfahren werden Kupfer und Zink gemeinsam als Stoffcocktail geprüft. In den Prüfverfahren für Verkehrs- und Mischflächenabflüsse wird zusätzlich vorgeschlagen, das Auswaschverhalten nach einer erhöhten Salzbelastung zu überprüfen.

Es wird vorgeschlagen, die Prüfungen für AFS und MKW an der Originalbehandlungsanlage durchzuführen. Die Schwermetallprüfung sollte bei der Metaldachprüfung ebenfalls an der Originalanlage, bei den anderen Prüfverfahren jedoch an einer verkleinerten Laborfiltersäule vorgenommen werden.

Bei Einleiten in das Boden/Grundwassersystem werden teilweise die Prüfwerte der BBodSchV oder die Geringfügigkeitsschwellenwerte vorgeschlagen, bei Einleiten in das Oberflächengewässer die in Kapitel 4.2 hergeleiteten Prüfanforderungen.

Die Prüfverfahren gelten für Anlagen, in denen ein Bypass oder Notüberlauf nicht zugelassen ist. Für Anlagen, die planmäßig bei höheren Regenspenden als z.B. 15 l/(s · ha) umfahren werden, sollten die Prüfverfahren im Einzelfall angepasst werden, siehe dazu auch Kap. 5.9.

Im Ergebnis wurden acht Prüfverfahren ausformuliert. Grundsätzlich ist bei der Anwendung darauf hinzuweisen, dass dies erste Vorschläge zur Durchführung einer Prüfung sind. Sie basieren auf umfangreichen theoretischen Überlegungen und ersten Versuchen zur Validierung dieser Methodik. Gegenwärtig laufen einige Forschungsarbeiten - teilweise unter Beteiligung der Bearbeiter dieses Berichtes -, die die versuchstechnische Überprüfung dieser Methodiken zum Ziel haben. Es ist daher davon auszugehen, dass sich bei der Formulierung der Prüfmethodiken noch Verifikationen ergeben.

Des Weiteren sind die fachlichen Diskussionen und deren Implementierung in rechtlichen oder sonstige Vorgaben gegenwärtig nicht abgeschlossen. Dies bedeutet, dass auch die

vorgeschlagenen Bewertungskriterien noch einem Veränderungsprozess unterliegen. Ebenfalls denkbar ist, dass sich bei spezifischen Randbedingungen in den einzelnen Bundesländern bzw. den Bedingungen des Einzelfalls andere Bewertungsgrundlagen ergeben können. Diese denkbaren Abweichungen beziehen sich zum einen auf die ausgewählten Prüfparameter (z.B. Erweiterung auf Phosphor) und zum anderen auf die Festlegung eines geforderten Wirkungsgrades.

Ungeachtet dieser noch ausstehenden Erkenntnisse sollte im Rahmen dieses Projektes ein Grundgerüst für Prüfverfahren formuliert werden, die auch erste Zulassungen von dezentralen Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse ermöglichen. Da solche Zulassung i.d.R. zeitlich befristet sind (meist 5 Jahre), ergibt sich ein weiterer Spielraum für Modifikationen der Zulassungsgrundsätze nach dem Vorliegen neuerer Erkenntnisse.

8 Abkürzungsverzeichnis

A _{E,b}	befestigte Fläche eines Einzugsgebietes
AGA	Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AQS	analytische Qualitätssicherung
ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
BL-AG	Bund-Länder-Arbeitsgruppe
BO	Beurteilungsort
BOFi	Bodenfilter
BBodSchV	Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BSB	Biologisch-chemischer Sauerstoffbedarf
C	Konzentration
C _{Cu}	Konzentration Kupfer z.B. in [µg/l]
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
C _{Zn}	Konzentration Zink z.B. in [µg/l]
DA	Dachabfluss
DOC	Dissolved Organic Carbon
DN	Diametre Nominal, Rohrdurchmesser
DiBt	Deutsches Institut für Bautechnik MKW Mineralölkohlenwasserstoffe
DTV	Durchschnittlich tägliche Verkehrsbelastung
EW	Einzelwert
GK	Gewässergüteklasse
GFS	Geringfügigkeitsschwellenwerte
GV	Glühverlust
GW	Grenzwert
GW	Grundwasser
IKSR	Internationale Kommission zum Schutze des Rheins
IKT	Institut für unterirdische Infrastruktur, Gelsenkirchen
KW	Kohlenwasserstoffe
LABO	Länderarbeitsgemeinschaft Boden
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesamt für Umwelt

LGA	Landesgewerbeanstalt Bayern, Würzburg
LW	Landwirtschaft
MA	Mischflächenabflüsse
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MW	Mischwasser
mDA	Metalldachabflüsse
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (16 Einzelstoffe)
PE	Polyethylen
OW	Oberflächenwasser
Q	Durchfluss in [l/s] oder [m ³ /h]
q _n	Prüfregenspende in [l/(s*ha)]
RKB	Regenklärbecken
RW	Regenwasser
SM	Schwermetall
TG	Trenngebiet
TOC	Total Organic Carbon
TSS	Total Suspended Solids
V	Volumen
VA	Verkehrsflächenabfluss
VSA	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
VSS	Volatile Suspended Solids
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
ZV	Zielvorgaben

9 Literaturverzeichnis

3P Technik (2009): Produktblatt: 3P Hydrosystem 1000 traffic. http://www.3ptechnik.de/de/media/user/document/produkte/hydrosystem/1100110_Hydrosystem_1000_traffic.pdf

Änderungsverordnung zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (2007/2008), Entwurfsvorlage

Ahlman, S.; Svensson, G. (2002): "Substance flow analysis of the stormwater system in Vasastaden, Göteborg". Proceedings "9th International Conference on Urban Storm Drainage", Portland, USA

Altlasten-Verordnung, CH (1998): „Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten vom 26. August 1998“. Der Schweizer Bundesrat

Abwasser-Verordnung (2004): „Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004“. (BGBl. I S. 1108, 2625), zuletzt geändert durch Artikel 20 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585)

ASTRA (Bundesamt für Strassen) und BAFU (Bundesamt für Umwelt) CH (2010): „Strassenabwasserbehandlungsverfahren: Stand der Technik“. Dokumentation ASTRA 88002, Bern

ATV (Vereinigung für Abwasser, Abfall und Gewässerschutz) (1999): „Schwermetalle in der aquatischen und terrestrischen Umwelt“. ATV-Arbeitsbericht. GFA Verlag, Hennef

ATV-DVWK (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2003): Arbeitsblatt A 198: „Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen“, Hennef, April 2003 n.b.

Ball, J.E. und Abustan, I. (1995): "An Investigation of Particle Size Distribution during Storm Events from an Urban Catchment". Proceedings of the Second International Symposium on Urban Stormwater Management, Vol. 2, NCP No. 95/03, S. 531 - 535

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1999): „Zwischenbericht Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“. Bericht über die Betriebsjahre Oktober 1996 bis Oktober 1998, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2001): „2. Zwischenbericht Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“. Bericht über die Betriebsjahre Oktober 1998 bis Oktober 2000, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2008a): „Technischen Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in oberirdische Gewässer (TREN OG) vom 17. Dezember 2008

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2008b): „Technischen Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in das Grundwasser (TREN GW) vom 17. Dezember 2008

BBodSchG (1999): „Bundesbodenschutzgesetz“, BGBl. I 1998 vom 17. März 1998

BBodSchV (1999): „Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung“, vom 12. Juli 1998, BGBl. Nr. 36, 1.554

BBodSchV-E (2007/2008): „Änderungsverordnung zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung“, Entwurfsvorlage 2007/2008

BDI (Bundesverband der Deutschen Industrie e.V.) (2009): „Formulierungsvorschlag des BDI zu § 48 WHG-E (Reinhaltung des Grundwassers) vom 20.04.2009“

Behra, R.; Genoni, G.P.; Sigg, L. (1993): „Festlegung der Qualitätsziele für Metalle und Metalloide in Fließgewässern.“ GWA, 73, 12, S. 942-951

Berbee, R.; Rijs, G.; Brouwer, R.; Velzen, L. (1999): “Characterization and treatment of runoff from highways in the Netherlands paved with impervious and pervious asphalt”. Water Environment Research, Vol. 71, No. 2, S. 183-190

Berliner Liste (Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung) (2005): „Bewertungskriterien für die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen in Berlin“. ABl. Nr. 35/22.07.2005

Beudert, G. (1997): „Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet“. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 80, Oldenbourg Verlag, München

Birkett, J.W.; Lester, J.N. (2003): „Endocrine Disruptors in Wastewater and Sludge Treatment Processes“. Lewis Publishers, CRC Press, Florida, USA

BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe) (2008): „Entwürfe für einen „Anhang Niederschlagswasser“ zur Abwasserverordnung“ vom 04.06.2008, 21.02.2008, 19.09.2007, 21.08.2005

Blanchard, M.; Teil, M.J.; Ollivon, D.; Garban, B.; Chesterikoff, C.; Chevreuil, M. (2001): “Origin and distribution of polyaromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in urban effluents to wastewater treatment plant of the Paris area (France)”. Water Research, 35, S. 3.678-3.687

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2006): „Wasserwirtschaft in Deutschland“. Teil 2- Gewässergüte. Reihe Umweltpolitik

BMU [2010]: „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer zur Umsetzung der WRRL“. Diskussionsstand vom 29.03.2010, Bundesministerium für Umwelt, Bonn

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C.; Fuchs, S.; Scherer, U. (2001): „Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer“. UBA-Texte 29/01, Forschungsbericht 298 22 243, Umweltbundesamt Berlin

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Müller, B.; Wiederhold, J.; Herrchen, M.; Klein, M. (2002): „Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland“. UBA-Texte 68/02, Forschungsbericht 200 28 243, Umweltbundesamt Berlin

Böhme, M. (2005): „Zur Ableitung der Geringfügigkeitsschwellenwerte“. Wasser und Abfall, 1-2, 2005, S. 42

Boller, M.A.; Steiner, M. (2001): "Diffuse emission and control of copper in urban surface runoff". Proceedings of the 2nd IWA World Water Congress "Efficient Water Management – Making it happen", Berlin

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

Brombach, H. und Fuchs, S. (2002): „Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkansalisationen.“ ATV-DVWK-Forschungsfonds.

Brunner, G. P. (1977): „Straßen als Ursachen der Verschmutzung von Regenwasserabflüssen – Ein Überblick über den Stand der Forschung“. Wasserwirtschaft 67, (4), S. 98 ff.

BVB (Bundesverband Boden e.V.) (2006): „Stellungnahme des Bundesverbandes Boden zur Novellierung der BBodSchV vom 04.08.2006“

BWK (Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau) (2004): „Merkblatt 3: Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“. 2. Auflage, Pfullingen, Juli 2004.

Byrns, G. (2001): "The fate of xenobiotic organic compounds in wastewater treatment plants". Water Research, Vol. 35, No. 10, S. 2523-2533

Chebbo, G.; Gromaire, M.-C.; Garnaud, S.; Gonzalez, A. (1999): "The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris". Proceedings "8th International Conference on Urban Storm Drainage", Sydney, Australia, S. 1520-1527

Colandini, V. (1997): „Effets des structures reservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales: qualités des eaux et devenir des métaux lourds“. (Der Einfluss von Behältern mit porösen Beschichtungen auf Niederschlagswasser – Niederschlagswasserqualität und Aufkommen von Schwermetallen). Dissertation. L'université de Pau et des pays de l'adour, Pau, 24. Januar 1997

Dannecker, W.; Stechmann, H. (1988): „Bilanzierung des Eintrags von Schadelementen aus der Luft und durch den Kraftfahrzeugverkehr über die Straßen in das Sielsystem von Hamburg“. Schriftenreihe Angewandte Analytik, Institut für Anorganische und Angewandte Analytik, Universität Hamburg

Davis, A.P.; Shokouhian, M.; Shubei, N. (2001): „Loading estimates of lead, copper, cadmium and zinc in urban runoff from specific sources“. Chemosphere, Vol. 44, No. 5, S. 997-1.009

Demmich, J., Zing, M. (2005): „Überarbeitung der LAGA-Zuordnungswerte Boden - Spannungsfeld zwischen vorsorgendem Grundwasser- und Bodenschutz sowie der Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung“. In: Melchior, S., Berger, K. (Hrsg.) 2005: Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten, und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Bd. 56, 37-50

Dierschke M.; Welker A.; Dierkes C. (2010): „Selection of a reference material for the testing of decentralized stormwater treatment facilities“; Novatech 2010, 7th International Conference Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, Lyon, 27. Juni - 1. Juli 2010

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) (2010): „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 2010

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

Dierkes, C. (2009): „persönliche Mitteilung“; H2O-Research, Münster

Dittmer, U. (2006): „Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung“. Dissertationsschrift, Schriftenreihe des FG Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Band 23

DEV H 53 (2001): „Vorschlag für ein deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index-Teil 4 (H 53), Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie“, Beuth-Verlag Berlin

DIN 38409-2 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. „Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2)“, Ausgabe März 1987

DIN 38409-18 (1981): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. „Bestimmung von Kohlenwasserstoffen“, Beuth Verlag Berlin

DIN 38409-2 (1987): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe (H) - Bestimmung des abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2). Berlin: Beuth Verlag

DIN ISO 9276-4 (2006): „Darstellung der Ergebnisse von Partikelgrößenanalysen - Teil 4: Charakterisierung eines Trennprozesses“. Berlin: Beuth Verlag

Drapper, D. (1998): „Road Runoff Water Quality in South-east Queensland“. Progress Report, July 1998, unpublished, report for Dept of Main Roads, Qld. Zitiert in [Lloyd und Wong 1999]

Duijnsveld, W., Godbersen, L., Dilling, J., Gäbler, H.-E., Utermann, J., Klump, G. und Scheeder, G. (2009): „Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser“. Abschlussbericht UBA-Forschungsvorhaben 204 72 264, in Vorbereitung

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2007): „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“, DWA-Regelwerk Merkblatt M 153, Hennef, August, 2007.

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2010): Arbeitsgruppe DWA-AG ES-2.1: Erarbeitung eines Arbeitsblattes A 102 „Anforderungen an Niederschlagsbedingte Siedlungsabflüsse“, unveröffentlicht

DWD (Deutscher Wetterdienst) (1997): „Starkniederschlagshöhen für die Bundesrepublik Deutschland“, Teil 1 und Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes; Offenbach/Main

DWD (Deutscher Wetterdienst) (2006): „KOSTRA-DWD 2000“ Fortschreibung der Starkniederschlagshöhen für die Bundesrepublik Deutschland

EPA (Environmental Protection Agency, United States) (2002): „National Recommended Water Quality Criteria: 2002“. Office of Water EPA-822-R-02-047

EG-Grundwasserrichtlinie (2006): „Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung“. Amtsblatt der Europäischen Union L372/19

EU-WRRL (2000): „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“, vom 23. Oktober 2000. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1

Faller, M. (2001): „Metallabtrag und Metallabschwemmung von Metalldächern“. Baumentall, 4, S. 52-59

Fent, K. (1998): „Ökotoxikologie, Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie“. Georg Thieme Verlag, Stuttgart

FGSV (Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen) (2002): „Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten (RiStWag)“. Köln, Ausgabe 2002

FGSV (Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen) (2005): „Richtlinien für die Anlage von Straßen (RAS), Teil: Entwässerung (RAS-Ew)“. Köln, Ausgabe 2005

Fränkische Rohrwerke (2009): "Handbuch zur Regenwasserbewirtschaftung - Reinigung, Versickerung, Rückhalt, Nutzen -". <http://www.fraenkische-drain.de>

Fuchs, S. (1997): „Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer“. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 79, Oldenburg Verlag, München

Fuchs, S.T. (2000): „Verschmutzung von Regen- und Mischwasser“. In: ATV-Fortbildungskurs "Entwässerungskonzepte" im März 2000 in Kassel, S. 3/1-3/28, ATV, Bad Honnef

Fuchs, S.T.; Brombach, H.J.; Weiß, G. (2004): "New database on urban runoff pollution". Proceedings NOVATECH 2004, Lyon, France, S. 145-152

Friedrich, G. und Seuter, S. (2000): „Spezifische Gewässerbelastungen und deren Bedeutung“. Aus: Ministerium für Umwelt und Naturschutz Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrheinwestfalen (MUNLV) und Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW) (Hrsg.): Gewässergütebericht 2000 - 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in NRW - Sonderbericht. Düsseldorf, 2000, 346 S. In: www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sondersam/gewegue2000/gwguete430start.htm

Geiger, W. F.; Hübner, M. und v. d. Woldenberg, L. (1998): „Vergleichende Modelluntersuchungen zur Wirkungsweise von Regenentlastungsanlagen“. Essen, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität-GH Essen. Ge 459/12-1. S. 13.

Geiger, W.F.; Kutzner, R. (2001): „Neuere Entwicklungen im Bereich der Misch- und Regenwasserbehandlung“. ATV-DVWK-Seminar „Aktuelles und Bewährtes zur Regenwasserbehandlung“, S. 1-20, Fulda, 2001, ATV-DVWK, Hennef

Geiger, W. F.; Frehmann, T.; Mietzel, T. und Ustohal, P. (2002): „Vergleichende Modelluntersuchungen zur Wirkungsweise von Regenentlastungen - Resuspension der Sedimente in Regenbecken“. Essen, Universität Essen-Siedlungswasserwirtschaft. GE 459/12-2 DGV. S. 1-40.

German, J; Svensson, G. (2001): „Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste.“ Proceedings of the 2nd IWA World Water Congress “Efficient Water Management – Making it happen”, Berlin

Götz, T.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Fuchs, S.; Scherer, U. (2009): „Abschätzung der Einträge von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in deutsche Gewässer“. Umweltwiss. Schadst. Forsch, 21, S. 433-442

Großmann, J., Meiners, G., Steiner, N., Track, T. und Willand, A. (2007): „Die neue EG-Grundwasserrichtlinie (GWRL) – Eine erste Auswertung des Arbeitskreises Wasserrahmenrichtlinie“. altlasten spektrum, 01 2007, S. 30-32

Grotehusmann, D.; Kasting, U. (2002): „Untersuchung über die Beschaffenheit der Oberflächenabflüsse von Parkflächen bei Tank- und Rastanlagen“. Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen FE 05.123/2000/GGB, Bergisch Gladbach

Grüning, H. und Giga A. (2009): „Möglichkeiten und Grenzen der dezentralen Regenwasserbehandlung – Straßeneinläufe – Rinnen – Schächte“ BEW-Seminar „Regenrückhaltebecken und Retentionsbodenfilter“ Essen, 23.06.2009

Grundwasserverordnung – GrwV-E (2008): „Diskussionsentwurf zur Verordnung zum Schutzes Grundwassers“. Stand 18.12.2008

Grundwasserverordnung – GrwV-E (2009): „Entwurf zur Verordnung zum Schutzes Grundwassers“. Stand 09.12.2009

Grundwasserverordnung – GrwV-E (2010): „Entwurf zur Verordnung zum Schutzes Grundwassers“. Stand 18.05.2010

Guldner, M., (2009): „Vorschlag für einen Filtertest“, Enregis GmbH, Arnsberg, unveröffentlicht

GWS-VwV-Hessen (2005): „Verwaltungsvorschrift zur Erfassung, Bewertung und Sanierung von Grundwasserunreinigungen“ - GWS-VwV-Hessen, StAnz. Nr. 45 vom 07.11.2005, S. 4243

Haritopoulou, T. (1996): „Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib“. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 77, Oldenbourg Verlag, München

Hilliges, R.; Helmreich, B.; Horn, H.; Bischof, F.; Dierkes, C. (2007): „Entwicklung und Optimierung eines mehrstufigen Reinigungssystems für Straßen- und Parkplatzabläufe in urba-

nen Gebieten zur Abflusssdämpfung (Hochwasserschutz)“. Abschlussbericht eines Projektes, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az.: 223388

Hoffmann, E.J.; Latimer, J.S.; Mills, G.L.; Quinn, J.G. (1982): „Petroleum hydrocarbons in urban runoff from a commercial land use area“. Journal WPCF, 54, No. 11, S. 1.517-1.525

Hoffmann, E.J.; Mills, G.L.; Laitmer, S.; Quinn, J.Q. (1984): „Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters“. Environmental Science & Technology, 18, No. 8, S. 580-587

Hütter, U.; Remmler, F. (1997): „Möglichkeiten und Grenzen der Versickerung von Niederschlagsabflüssen in Wasserschutzgebieten“. Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung, 54a, Dortmund

Hullmann, H.; Kraft, U. (2003): „Kupfer und Zink - Die Bedeutung der Abschwemmung von Metaldächern“. gwf-Wasser/Abwasser, Jahrg. 144, Heft 2, S. 127-133

IKT (Institut für unterirdische Infrastruktur) (2004): Kurzbericht zum Vorhaben „Prüfanlage für wasserdurchlässige Flächenbeläge – Vergleichsprüfungen im Rahmen des Probebetriebs“ im Auftrag des MUNLV, NRW, Gelsenkirchen, Mai 2004, unveröffentlicht

IM/UM BW (Innenministerium und Umweltministeriums Baden-Württemberg) (2008): „Gemeinsame Verwaltungsvorschrift über die Beseitigung von Straßenoberflächenwasser (VwV – Straßenoberflächenwasser)“ vom 25. Januar 2008 – Az.: 63-3942.40/129 und 5-8951.13 und „Technische Regeln zur Ableitung und Behandlung von Straßenoberflächenwasser“; Stand 01.01.2008, aus: <http://www.rpbwl.de/tuebingen/download/rpt-91-techn-regelstroberflwasser.pdf>

ISO 9276-6 (2008): "Darstellung der Ergebnisse von Partikelgrößenanalysen - Teil 6: Deskriptive und qualitative Darstellung der Form und Morphologie von Partikeln."

ISO 9377-1. und 2. (2000): "International Organization for Standardization, Water quality – Determination of hydrocarbon oil index – Part 2: Method using solvent extraction and gas chromatography", ISO 9377-2:2000 (E), Geneva, Switzerland

ISO 9276-6 (2008): „Darstellung der Ergebnisse von Partikelgrößenanalysen - Teil 6: Deskriptive und qualitative Darstellung der Form und Morphologie von Partikeln“

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

Kari, G.; Herrmann, R. (1989): „Abspülung von organischen Spurenschadstoffen und Schwermetallen aus einem städtischen Einzugsgebiet: Ganglinienanalyse, Korngrößenordnung und Metallspeziesauftrennung“. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 33, Nr. 4/5, S. 172-183

Kenyeressy, A., Schäfer, B., Demmich, J. (2005): „Die „Ableitung von Geringfügigkeits-schwellenwerten (GFS) für das Grundwasser“ in der fachlichen und rechtlichen Kritik, 2. Teil: Die Anwendung der GFS“. Wasser und Abfall, 3, 2005, S. 41-45

Kenyeressy, A., Schäfer, B., Demmich, J. (2005a): „Die „Ableitung von Geringfügigkeits-schwellenwerten (GFS) für das Grundwasser“ in der fachlichen und rechtlichen Kritik, 1. Teil: Die Anwendung der GFS“. Wasser und Abfall, 1-2, 2005, S. 38-41

Kobriger, N.K und Geinopolos A. (1984): "Sources and migration of highway runoff pollutants – Volume III, Research report". In: FHWA/RD-84/059, Federal Highway Administration, Office of Research and Development

Koppe, P; Stozek, A. (1998): „Kommunales Abwasser; seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme“, 4. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen

Krein, A. und Schorer, M. (2000): "Road runoff pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and its Contribution to River Sediments". Water Research, 34, (16), S. 4110 – 4115

Krejci, V.; Frutiger, A.; Kreikenbaum, S.; Rossi, L. (2004): „Gewässerbelastungen durch Abwasser aus Kanalisationen bei Regenwetter“. Bericht der EAWAG „Storm: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter“, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Schweiz

LABO (Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2003): „Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen“.

LABO/LAWA (Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz und Wasser) (2005): „Abgrenzung zwischen Bundes-Bodenschutzgesetz und Wasserrecht, (2. Teil)“

LAWA (Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): „Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer“, Band III. Kulturbuch Verlag Berlin

LAWA (Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2002): „Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz (GAP-Papier)“. Hannover

LAWA (Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2004): „Ableitung von Geringfügigkeits-schwellenwerten für das Grundwasser“. Düsseldorf

Lange, G., Grotehusmann, D., Kasting, U., Schütte, M., Dieterich, M. und Sondermann, W. (2003): „Wirksamkeit von Entwässerungsbecken im Bereich von Bundesfernstraßen“. Forschungsberichte aus dem Forschungsprogramm des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen und der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Heft 861, Bonn, Januar 2003

Lau, S.-L.; Stenstrom, M. K. (2005): "Metals and PAHs adsorbed to street particles". Water Research, 39, (17), S. 4083 – 4092

Legret, M.; Pagotto, C. (1999): "Evaluation of pollution loadings in the runoff waters from a major rural highway". *The Science of the Total Environment*, (235), S. 143-150

Lehmann, M.; Vietoris, U. (2006): „Prioritäre Stoffe – Ergebnisse Länderabfrage 2005“. Vortrag im Rahmen des Workshops „Emissionsminderungsmaßnahmen für prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie – Bestandsaufnahme und Handlungsoptionen“, <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/Stoffhaushalt/ws-prio-stoffe.htm>

LfU Bayern, Referat 66 (2008): „Prüfkriterien zur Beurteilung von Anlagen zum Rückhalt von Metallionen aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern - Festlegung von Regenspendern und Prüfdauern“. Augsburg, 06.05.2008

Loyd, S. D. und Wong, T. H. F. (1999): „Particulates, Associated Pollutants and Urban Stormwater Treatment“. *Proceedings of the 8. International Conference on Urban Storm Drainage*, S. 1833 -1840, Sydney, 30. August – 3. Sept. 1999

Luckner, L. (2009): „Vorgesehene Verankerung der LAWA-GFS-Werte im Wasserrecht und ihre unzureichende Folgenabschätzung“. *Wasser und Abfall*, 5, 2009, S. 23-27

Makepeace, D.K.; Smith, D.W.; Stanley, S.J. (1995): "Urban stormwater quality: Summary of contaminant data". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25, No. 2, S. 93-139

Manoli, E.; Samara, C. (1999): „Occurrence and mass balance of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Thessaloniki sewage treatment plant“. *J. Environ. Qual.*, 28, S. 176, zitiert in Birkett und Lester 2003

Manoli, E.; Samara, C.; Konstantinou, I.; Albanis, T. (2000): "Polycyclic aromatic hydrocarbons in the bulk precipitation and surface waters of Northern Greece". *Chemosphere*, Vol. 41, No. 12, S. 1.845-1.855

MfUV (Ministeriums für Umwelt und Verkehr) BW (1999): „Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr über die dezentrale Beseitigung von Niederschlagswasser (NiederschlagswasserVO)“ vom 22. März 1999

Milbert, G., Schuster, H. (2010): „Entwurf einer neuen Grundwasserverordnung (GrwV) - Anmerkungen aus Sicht eines integrativen Boden- und Grundwasserschutzes“. *Bodenschutz*, 2, 53-54

MUNLV (Ministerium für Umwelt des Landes Nordrhein-Westfalen) (2004): „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“. RdErl. Vom 25.5.2004.

MUNLV (Ministerium für Umwelt des Landes Nordrhein-Westfalen) (2008): „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen“. 13. Auflage

MUNLV (2007): „Erstellung eines Eignungsnachweises für Filtersubstrate für Retentionsbodenfilter“. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben Az.: IV-9-042 261. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW

MNUL (Ministerium für Natur, Umwelt und Landesentwicklung Schleswig-Holstein) (1992/2002): „Technische Bestimmungen zum Bau und Betrieb von Anlagen zur Regenwasserbehandlung bei Trennkanalisation“ Gl.-Nr. 7521.4, Amtsblatt Schl.-H. 1992, S. 829 vom 25.11.1992, geändert am 15.4.2002 (Bek.-V. 441-5200.330, Amtsbl. S. 250)

MURL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft in NRW) (1991): „Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA)“. RdErl. MURL vom 14.5.1991, Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen – Nr. 42 vom 3. Juli 1991

Muschak, W. (1989): „Straßenoberflächenwasser - eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung“. Vom Wasser, 72, S. 267-282

N.N. (2001): „Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001) i.d.F. vom 21.05.2001“; BGBl. I Nr. 24, 2001, S. 959 ff

NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2008): „Salzbelastung der Weser“. Aus: www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C9934273_N5742219_L20_D0_I5231158.html. zuletzt gesehen am 29.04.2009

Quarzwerkegruppe Frechen (2009): „Typische Korngrößenverteilung und Körnungskennwerte Millisil Quarzmehle“. Aus: www.quarzwerke.com/home/repository/Stoffdatenbl%C3%A4tter/deutsch/MILLSIL-W3-W12.pdf

REHAU (2009): "Regenwasserbewirtschaftung". http://www.rehau.de/files/Katalog_RWBW_838050-5.pdf

Reemtsma, T.; Gnirß, R.; Jekel, M. (2000a): "Infiltration of combined sewer overflow and tertiary municipal wastewater: An integrated laboratory and field study on nutrients and dissolved organics". Water Research, Vol. 34, No.4, S. 1.179-1.186

Rippen, G. (1987): „Handbuch Umweltchemikalien, Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften“. 2. Auflage. Ecomed Verlag

Rossi, L. (2004): „Anforderungen an die Abwassereinleitungen. Projekt "Storm": Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter“ gwa 6/2004, S. 431 - 438

Rocker, W. (1999): „Chemische Gewässergüteklassifizierung der LAWA“. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA Band 172, 34/1-14. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V. Aachen

Salzwedel, J., Schwetzel, W. (2009): „Die europäische Grundwasserrichtlinie und der deutsche Sonderweg bei der Grundwasservorsorge“. NuR, 31, S. 760-764

Salzwedel, J. (2009): „Rechtsgutachten zur verfassungsrechtlichen Prüfung des § 48 Entwurf Wasserhaushaltsgesetz“. Hrsg. Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e.V., April 2009

- Salzwedel, J. (2009a): „Zum Stand der Grundwasservorsorge nach der Verabschiedung des neuen WHG“. Korrespondenz Wasserwirtschaft, (2), Nr. 8, S. 414
- Sansalone J. J. und Buchberger, S. G. (1996): "Characterization of Solid and Metal Element Distributions in Urban Highway Stormwater". In: 7th International Conference on Urban Storm Drainage, Hannover, 1996, S. 253 ff
- Sartor, I.D. und Boyd, G.B. (1972): "Water pollution Aspects of Street Surface Contaminants". Environmental Protection Technology Series". Washington D.C, 1972
- Schenk, R., Böhme, M., Keppner, L. (2009): „Das Geringfügigkeitsschwellenkonzept für das Grundwasser“. Wasser und Abfall, 3, 2009, S. 35-38
- Schmitt, T.G. (1996): Projektverbund „Niederschlag“, Phase II: „Transport anthropogener Schadstoffe in Misch- und Regenwasserkanälen“. BMBF-Statusseminar Leipzig „Umweltschutz vor neuen Aufgaben“, S. 961-977
- Schmitt, T.G. und Dierschke, M. (2009): „Abschätzung der Folgekosten „Anforderungen Niederschlagswasser““; im Auftrag des Deutschen Städtetags, Berlin; TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft, Kaiserslautern, 2009
- Schubert, M.; Heidenreich, E.; Liepe, F. und Neeße, T. (1979): „Mechanische Verfahrenstechnik II“. Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie.
- Shaheen, D.G. (1975): "Contributions of Urban Roadway Usage to Water Pollution". Environmental Protection Technology Series, Washington D.C., 1975
- Sieker, F., Grottker, M., Hagendorf, U., Hahn, J., Sieker, H., Sommer, H. und Wassmann, H. (2004): „Anforderungen und Zielgrößen für eine zeitgemäße Regenwasserbewirtschaftung“. gwf Wasser-Abwasser 145 ,(12), S. 874 – 880
- 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.
- Stamou, A.I. und Adams, E.W. (1988): "Study of the Hydraulic Behavior of a Model Settling Tank Using Flow through Curves and Flow Patterns". S. 92
- Statistisches Bundesamt (2007): „Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. Erläuterungen und Eckzahlen 2006“. Wiesbaden, Oktober 2007
- Statistisches Bundesamt (2009): „Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche: 104 Hektar pro Tag“; Pressemitteilung Nr.426 vom 11.11.2009. www.destatis.de/kontakt
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2001): „Abwasserbeseitigungsplan Berlin“, 1. Auflage, Oktober 2001

Susset, Bernd, Leuchs, Wolfgang (2008): „Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe - Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes „Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden“. Abschlußbericht zum UBA FuE FKZ 205 74 251

TU München (2007): „Niederschlagswasser von Kupferdächern – Kupferrückhalt in Sickerschächten“. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 66-4402.3, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, TU München

UBA (Umweltbundesamt) (1999): „Darstellung und vergleichende Bewertung nationaler und internationaler Ansätze zur Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern“ UBA-Texte 21/99

UBA (Umweltbundesamt) (2000): „Sachstandsbericht: Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge“

UBA (Umweltbundesamt) (2005): „Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Boden. Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen.“ UBA Texte 19/05

UGB (Umweltgesetzbuch) (2007): „Zweites Buch (II) Wasserwirtschaft“. Referentenentwurf vom 19.11.2007

Uhl, M.; Adams, R.; Harms, R. W.; Schneider, F.; Grotehusmann, D.; Kasting, U.; Lange, G. (2006): „ESOG – Einleitung des von Straßen abfließenden Oberflächenwassers in Gewässer“. FH Münster, Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Abschlussbericht im Auftrag des MUNLV, NRW, unveröffentlicht, Münster, November 2006

Uhl, M.; Kasting, U. (2002): „Verschmutzung des Niederschlagsabflusses in Misch- und Trennsystemen und von Straßen“. Wasser und Abfall, 3, S. 14-22

UM BW (Umweltministerium Baden-Württemberg) (1999): „Verordnung über die dezentrale Beseitigung von Niederschlagswasser, vom 22. März 1999“ (GBl. Nr. 7 S. 157) zuletzt geändert am 25. April 2007 (GBl. Nr. 9, S. 252)

URömpp (1993 und 2000): „Römpp Lexikon Umwelt“. 1. und 2. Auflage, Hrsg. Hulpke, H.; Koch, H.A.; Nießner, R.; Georg Thieme Verlag, Stuttgart

Utermann, J., Meyenburg, G., Altfelder, S., Gäbler, H., K., Duijnsveld, W., Bahr, A. Streck, T. (2005): „Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen“. Abschlussbericht der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) zum Teilprojekt 02WP0206 im BMBF-F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, S. 212

Van Luin, A.B.; van Starckenburg, W.: (1984): „Hazardous substances in waste water“. Water, Science & Technology, Vol. 17, No. 6/ 7, S. 843-853

Von Arx, U. (1999): „Bauprodukte und –Inhaltsstoffe. VSA-Fachtagung „Bauen und Grundwasser- Qualitative Grundwassergefährdung durch Baumassnahmen“. BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), Schweiz

VSA (Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute) (2002): „Regenwasserentsorgung - Richtlinie zur Versickerung, Retention und Ableitung von Niederschlagswasser aus Siedlungsgebieten“. Zürich, November 2002

VSA (Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute) (2007): „Abwassereinleitungen in Gewässer bei Regenwetter (STORM) - Richtlinie für die konzeptuelle Planung von Maßnahmen“. Zürich, November 2007

Wahrmund, D. (2008): DiBt: „Bauaufsichtliche Zulassungsverfahren für Versickerungsanlagen - Rechtsgrundlagen und Anforderungen“

Wahrmund, D. (2009): „Persönliche Mitteilung“. DiBt, Berlin

Washington State Department of Ecology (2004): “Guidance for Evaluating Emerging Stormwater Treatment Technologies”

WHG (Wasserhaushaltsgesetz) (2007): „Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts,“ 10.05.2007

WHG-E (Entwurf des Wasserhaushaltsgesetzes) (2009a): „Gesetzesentwurf der Bundesregierung zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG)“. Entwurf vom 11.03.2009

WHG-E (Entwurf des Wasserhaushaltsgesetzes) (2009b): „Begründung der Bundesregierung zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Wasserrechts“. Entwurf vom 11.03.2009

WHG (Wasserhaushaltsgesetz) (2009): „Gesetz zur Neuregelung des Wasserrechts vom 31. Juli 2009“, Bundesgesetzblatt, Jg. 2009, Teil I Nr. 51, 6. August 2009, S. 2585-2621

Welker, A. (2005): „Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen“, Habilitationsschrift, Januar 2004. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe Bd. 20, 2005

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

Welker, A., Dierschke, M. (2009): „Aufkommen von Schwermetallen in Niederschlagsabflüssen von Dachflächen als Basis für die Festlegung von Stoffkonzentrationen für Prüfverfahren von Behandlungsanlagen“, gwf-Wasser/Abwasser, Juli/August 2009

Welker, A.; Dittmer, U. (2005): „Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen und PAK - Ergebnisse einer Literaturstudie“. gwf-Wasser/Abwasser, 146, (4), S. 320-332

Werner, J. (2006): „Flächeninanspruchnahme in den Ländern“. Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg 7/2006, S. 14 – 21

Werner, T. M. und Kadlec, R. H. (1995): “Application of residence time distribution to stormwater treatment systems”. In: Ecological Engineering, 1996 (7). S. 213-234.

Wright, D.A.; Welborn, P. (2002): “Environmental Toxicology”. Cambridge University Press, Cambridge, S. 630, zitiert in Birkett und Lester 2003

Xanthopoulos, C. (1990): „Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsysteme – erneute Bilanzierung aufgrund weitergehender Erfassung von Ereignissen“. In: Schadstoffe im Regenabfluß aus städtischen Gebieten, Präsentation einer BMFT-Verbundprojektes, Band 58, S. 115-146, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H. (1993): „Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss“. Abschlußbericht zum Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen, Phase 1, - Teilprojekt 2 -, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

Zessner, M. (1999): „Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers“. Wiener Mitteilungen, Band 157, Wien

Anhang 1.1

Ergebnisse der Verweilzeitverteilung

Firma 3P Technik: Hydrosystem

Anlage	Durchfluss	Volumen	hyd. Verweilzeit	Strömungsindikatoren		
	Q [l/s]	V [l]	τ [min]	Φ_{10} [-]	$\Phi_{75}-\Phi_{25}$ [-]	Φ_{50} [-]
HS 1000	1,4	700	8,3	0,40	0,60	0,71
	2,8	700	4,2	0,47	0,66	0,82
	4,2	700	2,8	0,50	0,57	0,85
	5,0	700	2,3	0,50	0,67	0,89
	5,6	700	2,1	0,52	0,66	0,91
	7,0	700	1,7	0,53	0,69	0,94
	8,4	700	1,4	0,54	0,68	0,95
	9,8	700	1,2	0,55	0,71	0,95
	11,2	700	1,0	0,54	0,69	0,93
	12,6	700	0,9	0,54	0,76	0,97
	14,0	700	0,8	0,52	0,72	0,98
HS 400	0,06	44	12,2	0,39	0,59	0,76
	0,15	44	4,9	0,46	0,66	0,85
	0,25	44	2,9	0,44	0,63	0,82
	0,30	44	2,4	0,46	0,64	0,85
	0,45	44	1,6	0,58	0,62	0,97
	0,60	44	1,2	0,61	0,65	1,05
	0,75	44	1,0	0,60	0,68	1,02
	0,90	44	0,8	0,57	0,70	1,02
	1,00	44	0,7	0,64	0,70	1,05
	1,05	44	0,7	0,62	0,69	1,07
	1,20	44	0,6	0,71	0,68	1,15
	1,35	44	0,5	0,64	0,68	1,07
	1,50	44	0,5	0,68	0,65	1,13

Anhang 1.2

Ergebnisse der Verweilzeitverteilung

Firma REHAU AG + Co: RAUSIKKO Sedimentation

Anlage	Durchfluss	Volumen	hyd. Verweilzeit	Strömungsindikatoren		
	Q [l/s]	V [l]	τ [min]	Φ_{10} [-]	$\Phi_{75}-\Phi_{25}$ [-]	Φ_{50} [-]
Typ R3	0,3	2356	130,9	0,20	0,83	0,38
	2,06	2356	19,1	0,40	0,64	0,80
	6,2	2356	6,4	0,61	0,56	0,98
	10,3	2356	3,8	0,57	0,65	0,93
	14,4	2356	2,7	0,56	0,49	0,89
	20,6	2356	1,9	0,59	0,50	0,88
	33,9	2356	1,2	0,59	0,50	0,92
Typ M3	0,3	2356	130,9	0,24	0,84	0,48
	2,06	2356	19,1	0,36	0,69	0,73
	10,3	2356	3,8	0,51	0,64	0,92
	10,3	2356	3,8	0,53	0,67	0,96
	20,6	2356	1,9	0,66	0,50	1,01
Typ R9	1,02	7069	115,5	0,50	-	0,85
	3,5	7069	33,7	0,65	0,37	0,85
	4,25	7069	27,7	0,76	0,27	0,98
	7,0	7069	16,8	0,70	0,27	0,90
	7 (Rückstau)	7069	16,8	0,65	0,26	0,83
	14	7069	8,4	0,76	0,39	0,98
	17	7069	6,9	0,72	0,24	0,92
	21	7069	5,6	0,70	0,41	0,98
	28	7069	4,2	0,63	0,29	0,86
	35	7069	3,4	0,73	0,31	0,95
	42	7069	2,8	1,59	1,94	0,55
	49	7069	2,4	0,70	0,34	0,94
56	7069	2,1	0,82	0,40	1,08	
Typ M9	1,02	7069	115,5	0,30	0,88	0,45
	7	7069	16,8	0,79	0,22	0,98
	28	7069	4,2	0,61	0,19	0,73
	49	7069	2,4	0,39	0,13	0,49

Anhang 1.3

Ergebnisse der Verweilzeitverteilung

Firma Fränkische Rohrwerke: Sedi-pipe, Sedi-substrator

Anlage	Durchfluss	Volumen	hyd. Verweilzeit	Strömungsindikatoren		
	Q [l/s]	V [l]	τ [min]	Φ_{10} [-]	$\Phi_{75}-\Phi_{25}$ [-]	Φ_{50} [-]
400/6	0,23	1330	94,7	0,39	0,62	0,77
	2,5	1330	8,9	0,56	0,71	0,98
	12,5	1330	1,8	0,59	0,80	1,02
	25,0	1330	0,9	0,63	0,69	1,06
400/6+	0,20	1330	108,7	0,34	0,54	0,67
	2,5	1330	8,9	0,67	0,53	1,04
	12,5	1330	1,8	0,71	0,63	1,09
	25,0	1330	0,9	0,81	0,62	1,23
400/12	0,36	2051	95,0	0,21	0,25	0,40
	2	2051	17,1	0,47	0,37	0,69
	5	2051	6,8	0,61	0,50	0,95
	10	2051	3,4	0,67	0,49	1,01
	15	2051	2,3	0,69	0,47	1,00
	20	2051	1,7	0,70	0,46	1,01
	25	2051	1,4	0,77	0,51	1,11
	30	2051	1,1	0,75	0,47	1,08
	35	2051	1,0	0,80	0,46	1,13
	40	2051	0,9	0,82	0,45	1,21
	45	2051	0,8	0,81	0,46	1,14
50	2051	0,7	0,88	0,49	1,22	
600/12	0,57	3900	114,0	0,36	0,34	0,56
	0,95	3900	68,4	0,57	0,38	0,78
	1,75	3900	37,1	0,48	0,33	0,67
	2,5	3900	26,0	0,41	0,28	0,57
	12,5	3900	5,2	0,71	0,42	0,94
	25,0	3900	2,6	0,74	0,40	0,97

Anhang 2.1

Ergebnisse zur Untersuchung des Feststoffrückhalts

Firma 3P Technik: Hydrosystem

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
HS 1000	1.1	0,3	6	33,6	0,9	2315	42	0,98
		0,3	6	50,4	1,3	2315	62	0,97
		0,3	6	67,2	1,7	2315	68	0,97
		0,3	6	72,9	1,9	2315	79	0,97
		0,3	6	78,6	2,0	2315	85	0,96
		0,3	6	84,3	2,2	2315	82	0,96
		0,3	6	90,0	2,3	2315	82	0,96
	1.2.1	1,25	25	8,1	0,9	232	19	0,92
		1,25	25	12,1	1,3	232	23	0,90
		1,25	25	16,1	1,7	232	22	0,91
		1,25	25	20,8	2,2	232	21	0,91
		1,25	25	25,4	2,7	232	22	0,91
		1,25	25	30,0	3,2	232	20	0,91
	1.2.2	1,25	25	8,1	0,9	1158	47	0,96
		1,25	25	12,1	1,3	1158	89	0,92
		1,25	25	16,1	1,7	1158	102	0,91
		1,25	25	20,8	2,2	1158	107	0,91
		1,25	25	25,4	2,7	1158	107	0,91
		1,25	25	30,0	3,2	1158	105	0,91
	1.2.3	1,25	25	8,1	0,9	2315	98	0,96
		1,25	25	12,1	1,3	2315	174	0,93
		1,25	25	16,1	1,7	2315	198	0,91
		1,25	25	24,1	2,6	2315	210	0,91
		1,25	25	32,1	3,4	2315	220	0,91
		1,25	25	40,0	4,3	2315	225	0,90
		1,25	25	48,0	5,1	2315	235	0,90
	1.3	5	100	0,5	0,2	0	218	-
		5	100	1,0	0,4	0	783	-
		5	100	2,0	0,9	0	613	-
		5	100	4,0	1,7	0	204	-
5		100	8,0	3,4	0	77	-	
5		100	15,0	6,4	0	39	-	
1.4	0,3	6	33,6	0,9	2315	45	0,98	
	0,3	6	50,4	1,3	2315	62	0,97	
	0,3	6	67,2	1,7	2315	71	0,97	
	0,3	6	72,9	1,9	2315	78	0,97	
	0,3	6	78,6	2,0	2315	82	0,96	
	0,3	6	84,3	2,2	2315	82	0,96	
	0,3	6	90,0	2,3	2315	82	0,96	

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
2.1		1,4	28	14,4	1,7	500	40	0,92
		1,4	28	28,8	3,5	500	46	0,91
		1,4	28	43,2	5,2	500	49	0,90
		1,4	28	57,6	6,9	500	50	0,90
2.2		2,8	56	7,2	1,7	500	64	0,87
		2,8	56	14,4	3,5	500	70	0,86
		2,8	56	21,6	5,2	500	73	0,85
		2,8	56	28,8	6,9	500	75	0,85
2.3		4,2	84	4,8	1,7	500	72	0,86
		4,2	84	9,6	3,5	500	87	0,83
		4,2	84	14,4	5,2	500	89	0,82
		4,2	84	19,2	6,9	500	93	0,81
2.4		5,6	112	3,6	1,7	500	82	0,84
		5,6	112	7,2	3,5	500	103	0,79
		5,6	112	10,8	5,2	500	108	0,78
		5,6	112	14,4	6,9	500	114	0,77
2.5		7	140	2,9	1,7	500	107	0,79
		7	140	5,8	3,5	500	129	0,74
		7	140	8,6	5,2	500	127	0,75
		7	140	11,5	6,9	500	147	0,71
2.6		8,4	168	2,4	1,7	500	116	0,77
		8,4	168	4,8	3,5	500	148	0,70
		8,4	168	7,2	5,2	500	164	0,67
		8,4	168	9,6	6,9	500	177	0,65
2.7		9,8	196	2,1	1,7	500	139	0,72
		9,8	196	4,1	3,5	500	190	0,62
		9,8	196	6,2	5,2	500	194	0,61
		9,8	196	8,2	6,9	500	212	0,58
2.8		11,2	224	1,8	1,7	500	171	0,66
		11,2	224	3,6	3,5	500	189	0,62
		11,2	224	5,4	5,2	500	240	0,52
		11,2	224	7,2	6,9	500	265	0,47
2.9		12,6	252	2,0	2,2	500	144	0,71
		12,6	252	4,0	4,3	500	186	0,63
		12,6	252	6,0	6,5	500	287	0,43
		12,6	252	8,0	8,6	500	271	0,46
2.10		14	280	2,0	2,4	500	215	0,57
		14	280	4,0	4,8	500	239	0,52
		14	280	6,0	7,2	500	276	0,45
		14	280	8,0	9,6	500	256	0,49

Anhang 2.1

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	η _{c,AFS} [-]
HS 400	1.1	0,06	6	10,7	0,9	2315	9	1,00
		0,06	6	16,0	1,3	2315	47	0,98
		0,06	6	21,4	1,7	2315	80	0,97
		0,06	6	38,5	3,1	2315	125	0,95
		0,06	6	55,7	4,5	2315	118	0,95
		0,06	6	72,8	5,9	2315	123	0,95
		0,06	6	90,0	7,3	2315	169	0,93
	1.2.1	0,25	25	2,6	0,9	232	110	0,52
		0,25	25	3,9	1,3	232	50	0,78
		0,25	25	5,2	1,8	232	84	0,64
		0,25	25	13,4	4,6	232	37	0,84
		0,25	25	21,7	7,4	232	47	0,80
		0,25	25	30,0	10,2	232	47	0,80
	1.2.2	0,25	25	2,6	0,9	1158	95	0,92
		0,25	25	3,9	1,3	1158	141	0,88
		0,25	25	5,2	1,8	1158	154	0,87
		0,25	25	13,4	4,6	1158	163	0,86
		0,25	25	21,7	7,4	1158	173	0,85
		0,25	25	30,0	10,2	1158	173	0,85
	1.2.3	0,25	25	2,6	0,9	2315	193	0,92
		0,25	25	3,9	1,3	2315	296	0,87
		0,25	25	5,2	1,8	2315	308	0,87
		0,25	25	15,9	5,4	2315	365	0,84
		0,25	25	26,6	9,0	2315	382	0,83
		0,25	25	37,3	12,7	2315	413	0,82
		0,25	25	48,0	16,3	2315	456	0,80
	1.3	1	100	0,5	0,7	0	6837	-
		1	100	1,0	1,4	0	2209	-
		1	100	2,0	2,7	0	367	-
		1	100	4,0	5,4	0	137	-
		1	100	8,0	10,9	0	77	-
		1	100	15,0	20,4	0	45	-
1.4	0,06	6	10,7	0,9	2315	62	0,97	
	0,06	6	16,0	1,3	2315	91	0,96	
	0,06	6	21,4	1,7	2315	120	0,95	
	0,06	6	38,5	3,1	2315	123	0,95	
	0,06	6	55,7	4,5	2315	115	0,95	
	0,06	6	72,8	5,9	2315	130	0,94	
	0,06	6	90,0	7,3	2315	125	0,95	
2.1	0,15	15	8,6	1,8	500	35	0,93	
	0,15	15	17,2	3,5	500	44	0,91	
	0,15	15	25,8	5,3	500	48	0,90	
	0,15	15	34,4	7,0	500	53	0,89	
2.2	0,3	30	4,3	1,8	500	52	0,90	

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
		0,3	30	8,6	3,5	500	65	0,87
		0,3	30	12,9	5,3	500	75	0,85
		0,3	30	17,2	7,0	500	75	0,85
	2.3	0,45	45	2,9	1,8	500	71	0,86
		0,45	45	5,7	3,5	500	80	0,84
		0,45	45	8,6	5,3	500	83	0,83
		0,45	45	11,5	7,0	500	88	0,82
	2.4	0,6	60	2,2	1,8	500	82	0,84
		0,6	60	4,3	3,5	500	106	0,79
		0,6	60	6,5	5,3	500	105	0,79
		0,6	60	8,6	7,0	500	108	0,78
	2.5	0,75	75	1,7	1,8	500	101	0,80
		0,75	75	3,4	3,5	500	112	0,78
		0,75	75	5,2	5,3	500	117	0,77
		0,75	75	6,9	7,0	500	124	0,75
	2.6	0,9	90	1,4	1,8	500	114	0,77
		0,9	90	2,9	3,5	500	124	0,75
		0,9	90	4,3	5,3	500	134	0,73
		0,9	90	5,7	7,0	500	137	0,73
	2.7	1,05	105	1,2	1,8	500	120	0,76
		1,05	105	2,5	3,5	500	140	0,72
		1,05	105	3,7	5,3	500	150	0,70
		1,05	105	4,9	7,0	500	148	0,70
	2.8	1,2	120	1,1	1,8	500	125	0,75
		1,2	120	2,2	3,5	500	147	0,71
		1,2	120	3,2	5,3	500	159	0,68
		1,2	120	4,3	7,0	500	164	0,67
	2.9	1,35	135	1,0	1,8	500	129	0,74
		1,35	135	1,9	3,5	500	160	0,68
		1,35	135	2,9	5,3	500	163	0,67
		1,35	135	3,8	7,0	500	176	0,65
	2.10	1,5	150	0,9	1,8	500	122	0,76
		1,5	150	1,7	3,5	500	156	0,69
		1,5	150	2,6	5,3	500	160	0,68
		1,5	150	3,4	7,0	500	169	0,66

Anhang 2.2

Ergebnisse zur Untersuchung des Feststoffrückhalts

Firma REHAU AG + Co: RAUSIKKO Sedimentation

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad	
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]	
M3	1.1	0,3	6	131	1,00	2315	275	0,88	
		0,3	6	164	1,25	2315	275	0,88	
		0,3	6	196	1,50	2315	297	0,87	
		0,3	6	229	1,75	2315	301	0,87	
		0,3	6	262	2,00	2315	298	0,87	
	1.2.3	1,25	25	31	1,00	2315	584	0,75	
		1,25	25	36	1,13	2315	613	0,74	
		1,25	25	40	1,27	2315	603	0,74	
		1,25	25	44	1,39	2315	617	0,73	
		1,25	25	48	1,53	2315	618	0,73	
	1.3	5	100	0,5	0,06	0	114	-	
		5	100	1	0,13	0	124	-	
		5	100	2	0,25	0	134	-	
		5	100	4	0,51	0	131	-	
		5	100	8	1,02	0	46	-	
		5	100	15	1,91	0	21	-	
		10	200	0,5	0,13	0	17	-	
		10	200	1	0,25	0	17	-	
		10	200	2	0,51	0	74	-	
		10	200	4	1,02	0	122	-	
	2.1	2,06	41	19	1,0	500	128	0,74	
		2,06	41	29	1,5	500	151	0,70	
		2,06	41	38	2,0	500	164	0,67	
		2.5	10,29	206	3,8	1,0	500	191	0,62
			10,29	206	5,7	1,5	500	261	0,48
	10,29		206	7,6	2,0	500	271	0,46	
	10,29		206	11,2	3,0	500	289	0,42	
	2.10	20,59	412	1,9	1,0	500	207	0,59	
		20,59	412	2,9	1,5	500	279	0,44	
		20,59	412	3,8	2,0	500	324	0,35	
M9	1.1	1,02	6	116	1,00	2315	334	0,86	
		1,02	6	144	1,25	2315	338	0,85	
		1,02	6	144	1,25	2315	347	0,85	
		1,02	6	202	1,75	2315	352	0,85	
		1,02	6	231	2,00	2315	352	0,85	
	1.2.3	4,25	25	28	1,00	2315	504	0,78	

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
		4,25	25	33	1,18	2315	528	0,77
		4,25	25	38	1,37	2315	571	0,75
		4,25	25	43	1,55	2315	583	0,75
		4,25	25	48	1,73	2315	593	0,74
	1.3	17	100	0,5	0,07	0	69	-
		17	100	1	0,14	0	67	-
		17	100	2	0,29	0	69	-
		17	100	4	0,58	0	212	-
		17	100	8	1,15	0	142	-
		17	100	9	1,30	0	120	-
		17	100	11	1,59	0	106	-
		17	100	15	2,16	0	78	-
	2.1	7	41	17	1	500	140	0,72
		7	41	25	1,5	500	144	0,71
		7	41	34	2	500	149	0,70
	2.5	28	165	4	1	500	225	0,55
		28	165	6	1,5	500	255	0,49
		28	165	8	2	500	253	0,49
	2.10	49	288	2,4	1	500	296	0,41
		49	288	3,6	1,5	500	299	0,40
		49	288	4,8	2	500	303	0,39
R3	1.1	0,3	6	131	1,00	2315	137	0,94
		0,3	6	164	1,25	2315	147	0,94
		0,3	6	196	1,50	2315	155	0,93
		0,3	6	229	1,75	2315	160	0,93
		0,3	6	262	2,00	2315	159	0,93
	1.2.3	1,25	25	31	1,00	2315	408	0,82
		1,25	25	36	1,13	2315	429	0,81
		1,25	25	40	1,26	2315	439	0,81
		1,25	25	44	1,40	2315	444	0,81
		1,25	25	48	1,53	2315	437	0,81
	1.3	5	100	0,5	0,06	0	112	-
		5	100	1	0,13	0	139	-
		5	100	2	0,25	0	133	-
		5	100	4	0,51	0	91	-
		5	100	8	1,02	0	46	-
		5	100	15	1,91	0	15	-
	2.1	2,06	41	19,1	1	500	118	0,76
		2,06	41	28,6	1,5	500	148	0,70
		2,06	41	38,1	2	500	159	0,68
	2.5	10,29	206	3,8	1	500	179	0,64
		10,29	206	5,7	1,5	500	248	0,50
		10,29	206	7,6	2	500	261	0,48

Anhang 2.2

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
	2.10	20,59	412	1,9	1	500	199	0,60
		20,59	412	2,9	1,5	500	295	0,41
		20,59	412	3,8	2	500	333	0,33
R9	1.1	1,02	6	116	1,00	2315	306	0,87
		1,02	6	145	1,26	2315	295	0,87
		1,02	6	173	1,50	2315	326	0,86
		1,02	6	202	1,75	2315	344	0,85
		1,02	6	231	2,00	2315	351	0,85
	1.2.1	4,25	25	28	1,00	232	70	0,70
		4,25	25	34	1,24	232	57	0,75
		4,25	25	41	1,49	232	60	0,74
		4,25	25	48	1,73	232	69	0,70
	1.2.2	4,25	25	28	1,00	1153	252	0,78
		4,25	25	34	1,24	1153	266	0,77
		4,25	25	41	1,49	1153	278	0,76
		4,25	25	48	1,73	1153	288	0,75
	1.2.3	4,25	25	28	1,00	2315	520	0,78
		4,25	25	33	1,18	2315	528	0,77
		4,25	25	34	1,24	2315	564	0,76
		4,25	25	41	1,49	2315	584	0,75
		4,25	25	48	1,73	2315	600	0,74
	1.3	17	100	0,5	0,07	0	149	-
		17	100	1	0,14	0	148	-
		17	100	2	0,29	0	139	-
		17	100	4	0,58	0	141	-
		17	100	8	1,15	0	188	-
		17	100	15	2,16	0	56	-
	1.4	1,02	6	116	1,00	2315	309	0,87
		1,02	6	145	1,26	2315	321	0,86
		1,02	6	173	1,50	2315	329	0,86
		1,02	6	202	1,75	2315	329	0,86
		1,02	6	231	2,00	2315	282	0,88
	2.1	3,5	21	33,7	1	500	91	0,82
		3,5	21	50,5	1,5	500	86	0,83
		3,5	21	67,3	2	500	107	0,79
		3,5	21	101,0	2	501	114	0,77
	2.2	7	41	16,8	1	500	134	0,73
		7	41	25,2	1,5	500	134	0,73
		7	41	33,7	2	500	135	0,73
	2.2 (Rückstau)	7	41	16,8	1	500	131	0,74
		7	41	25,2	1,5	500	119	0,76
		7	41	33,7	2	500	96	0,81

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
	2.3	14	82	8,4	1	500	101	0,80
		14	82	12,6	1,5	500	152	0,70
		14	82	16,8	2	500	176	0,65
		14	82	33,7	4	500	173	0,65
	2.4	21	124	5,6	1	500	134	0,73
		21	124	8,4	1,5	500	195	0,61
		21	124	11,2	2	500	215	0,57
		21	124	16,8	3	500	225	0,55
	2.5	28	165	4,2	1	500	116	0,77
		28	165	6,3	1,5	500	239	0,52
		28	165	8,4	2	500	238	0,52
	2.6	35	206	3,4	1	500	142	0,72
		35	206	5,0	1,5	500	252	0,50
		35	206	6,7	2	500	271	0,46
	2.7	42	247	2,8	1	500	122	0,76
		42	247	4,2	1,5	500	258	0,48
		42	247	5,6	2	500	284	0,43
	2.8	49	288	2,4	1	500	148	0,70
		49	288	3,6	1,5	500	278	0,44
		49	288	4,8	2	500	298	0,40
	2.9	56	329	2,1	1	500	171	0,66
		56	329	3,2	1,5	500	278	0,44
		56	329	4,2	2	500	313	0,37

Anhang 2.3

Ergebnisse zur Untersuchung des Feststoffrückhalts

Firma Fränkische Rohrwerke: Sedi-pipe, Sedi-substrator

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	η _{c,AFS} [-]
400/6	1.1	0	6	95	1	2315	113	0,95
		0	6	142	1,5	2315	108	0,95
		0	6	189	2	2315	87	0,96
		0	6	284	3	2315	114	0,95
		0	6	379	4	2315	123	0,95
	1.2.3	1	25	23	1,0	2315	222	0,90
		1	25	29	1,3	2315	283	0,88
		1	25	34	1,5	2315	291	0,87
		1	25	37	1,6	2315	310	0,87
		1	25	48	2,1	2315	310	0,87
	1.3	4	100	0,5	0,1	0	91	-
		4	100	1	0,2	0	114	-
		4	100	2	0,4	0	165	-
		4	100	4	0,7	0	194	-
		4	100	8	1,4	0	60	-
		4	100	15	2,6	0	10	-
	2.1	2,5	64	8,9	1	500	73	0,85
		2,5	64	13,3	1,5	500	104	0,79
		2,5	64	17,7	2	500	104	0,79
		2,5	64	26,6	3	500	109	0,78
		2,5	64	35,5	4	500	106	0,79
	2.5	12,5	321	1,8	1	500	140	0,72
		12,5	321	2,7	1,5	500	182	0,64
		12,5	321	3,5	2	500	234	0,53
		12,5	321	5,3	3	500	227	0,55
		12,5	321	7,1	4	500	218	0,56
	2.10	25	641	0,9	1	500	167	0,67
25		641	1,3	1,5	500	234	0,53	
25		641	1,8	2	500	276	0,45	
25		641	2,7	3	500	299	0,40	
25		641	3,5	4	500	291	0,42	
400/12	1.1	0,36	6	95	1,0	2315	107	0,95
		0,36	6	119	1,3	2315	121	0,95
		0,36	6	142	1,5	2315	127	0,94
		0,36	6	166	1,8	2315	125	0,95
		0,36	6	190	2,0	2315	133	0,94
	1.2.1	1,5	25	23	1,0	232	41	0,83
		1,5	25	29	1,3	232	41	0,82

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspender	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
		1,5	25	34	1,5	232	35	0,85
		1,5	25	37	1,6	232	41	0,82
		1,5	25	48	2,1	232	40	0,83
	1.2.2	1,5	25	23	1,0	1153	146	0,87
		1,5	25	29	1,3	1153	143	0,88
		1,5	25	34	1,5	1153	155	0,87
		1,5	25	37	1,6	1153	152	0,87
		1,5	25	48	2,1	1153	168	0,85
	1.2.3	1,5	25	23	1,0	2315	298	0,87
		1,5	25	29	1,3	2315	325	0,86
		1,5	25	34	1,5	2315	333	0,86
		1,5	25	37	1,6	2315	343	0,85
		1,5	25	48	2,1	2315	368	0,84
	1.3	6	100	0,5	0,1	0	92	-
		6	100	1	0,2	0	103	-
		6	100	2	0,4	0	146	-
		6	100	4	0,7	0	239	-
		6	100	8	1,4	0	63	-
		6	100	15	2,6	0	16	-
	1.4	0,36	6	95	1,0	2315	109	0,95
		0,36	6	119	1,3	2315	111	0,95
		0,36	6	142	1,5	2315	113	0,95
		0,36	6	166	1,8	2315	114	0,95
		0,36	6	190	2,0	2315	116	0,95
	2.1	2	33	17,1	1	500	71	0,86
		2	33	25,6	1,5	500	101	0,80
		2	33	34,2	2	500	115	0,77
		2	33	51,3	3	500	119	0,76
		2	33	68,4	4	500	121	0,76
	2.2	5	83	6,8	1	500	52	0,90
		5	83	10,3	1,5	500	108	0,78
		5	83	13,7	2	500	137	0,73
		5	83	20,5	3	500	157	0,69
		5	83	27,3	4	500	157	0,69
	2.3	10	167	3,4	1	500	122	0,76
		10	167	5,1	1,5	500	185	0,63
		10	167	6,8	2	500	198	0,60
		10	167	10,3	3	500	212	0,58
		10	167	13,7	4	500	206	0,59
	2.4	15	250	2,3	1	500	143	0,71
		15	250	3,4	1,5	500	211	0,58
		15	250	4,6	2	500	228	0,54
		15	250	6,8	3	500	237	0,53
		15	250	9,1	4	500	236	0,53

Anhang 2.3

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
	2.5	20	333	1,7	1	500	122	0,76
		20	333	2,6	1,5	500	217	0,57
		20	333	3,4	2	500	249	0,50
		20	333	5,1	3	500	252	0,50
	2.6	20	333	6,8	4	500	261	0,48
		25	417	1,4	1	500	127	0,75
		25	417	2,1	1,5	500	249	0,50
		25	417	2,7	2	500	297	0,41
	2.7	25	417	4,1	3	500	311	0,38
		30	500	1,1	1	500	141	0,72
		30	500	1,7	1,5	500	265	0,47
		30	500	2,3	2	500	311	0,38
		30	500	3,4	3	500	326	0,35
	2.8	30	500	4,6	4	500	334	0,33
		35	583	1,0	1	500	159	0,68
		35	583	1,5	1,5	500	292	0,42
		35	583	2,0	2	500	333	0,33
		35	583	2,9	3	500	341	0,32
	2.9	35	583	3,9	4	500	362	0,28
		40	667	0,9	1	500	152	0,70
		40	667	1,3	1,5	500	298	0,40
		40	667	1,7	2	500	344	0,31
		40	667	2,6	3	500	359	0,28
	2.10	40	667	3,4	4	500	376	0,25
		50	833	0,7	1	500	190	0,62
		50	833	1,0	1,5	500	322	0,36
		50	833	1,4	2	500	359	0,28
		50	833	2,1	3	500	392	0,22
	600/12	50	833	2,7	4	500	383	0,23
		0,57	6	114	1	2315	143	0,94
		0,57	6	171	1,5	2315	158	0,93
		0,57	6	228	2	2315	162	0,93
		0,57	6	342	3	2315	166	0,93
	1.2.3	0,57	6	456	4	2315	169	0,93
		2,375	25	27	1,0	2315	303	0,87
		2,375	25	33	1,2	2315	311	0,87
		2,375	25	36	1,3	2315	321	0,86
		2,375	25	39	1,4	2315	331	0,86
	1.3	2,375	25	48	1,8	2315	347	0,85
		9,5	100	0,5	0,1	0	142	-
		9,5	100	1	0,1	0	147	-
		9,5	100	2	0,3	0	135	-
		9,5	100	4	0,6	0	220	-

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspender	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
		9,5	100	8	1,2	0	52	-
		9,5	100	15	2,2	0	2	-
		19	200	0,5	0,1	0	3	-
		19	200	1	0,3	0	26	-
		19	200	2	0,6	0	81	-
		19	200	4	1,2	0	57	-
		19	200	8	2,3	0	32	-
		19	200	15	4,4	0	24	-
	2.1	2,5	26	26	1	500	80	0,84
		2,5	26	39	1,5	500	85	0,83
		2,5	26	52	2	500	90	0,82
		2,5	26	78	3	500	82	0,84
		2,5	26	104	4	500	78	0,84
	2.5	12,5	132	5,2	1	500	133	0,73
		12,5	132	7,8	1,5	500	192	0,62
		12,5	132	10,4	2	500	204	0,59
		12,5	132	15,6	3	500	219	0,56
		12,5	132	20,8	4	500	211	0,58
	2.10	25	263	2,6	1	500	240	0,52
		25	263	3,9	1,5	500	253	0,49
		25	263	5,2	2	500	286	0,43
		25	263	7,8	3	500	296	0,41
		25	263	10,4	4	500	286	0,43
400/6+	1.1	0,204	6	109	1	2315	93	0,96
		0,204	6	163	1,5	2315	101	0,96
		0,204	6	217	2	2315	107	0,95
		0,204	6	326	3	2315	107	0,95
		0,204	6	435	4	2315	128	0,94
	1.2.3	0,85	25	26,1	1,0	2315	202	0,91
		0,85	25	32	1,2	2315	236	0,90
		0,85	25	36	1,4	2315	252	0,89
		0,85	25	39	1,5	2315	268	0,88
		0,85	25	48	1,8	2315	281	0,88
	1.3	3,4	100	0,5	0,1	0	832	-
		3,4	100	1	0,2	0	402	-
		3,4	100	2	0,3	0	211	-
		3,4	100	4	0,6	0	112	-
		3,4	100	8	1,2	0	68	-
		3,4	100	15	2,3	0	9	-
	2.1	2,5	74	8,9	1	500	0	1,00
		2,5	74	13,3	1,5	500	71	0,86
		2,5	74	17,7	2	500	81	0,84
		2,5	74	26,6	3	500	89	0,82

Anhang 2.3

Anlage	Versuch Nr.	Durchfluss	Regenspende	Zeit		Konzentration		Wirkungsgrad
		Q [l/s]	r [l/(s*ha)]	t [min]	Φ [-]	C _{AFS,Zu} [mg/l]	C _{AFS,Ab} [mg/l]	$\eta_{c,AFS}$ [-]
		2,5	74	35,5	4	500	94	0,81
	2.5	12,5	368	1,8	1	500	100	0,80
		12,5	368	2,7	1,5	500	178	0,64
		12,5	368	3,5	2	500	214	0,57
		12,5	368	5,3	3	500	225	0,55
		12,5	368	7,1	4	500	232	0,54
	2.10	25	735	0,9	1	500	194	0,61
		25	735	1,3	1,5	500	259	0,48
		25	735	1,8	2	500	292	0,42
		25	735	2,7	3	500	309	0,38
		25	735	3,5	4	500	310	0,38