

Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren

Abschlussbericht Ergänzungsauftrag über ein Entwicklungsprojekt,
gefördert unter dem Az: 28940-23 von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

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

September 2011

Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren

Abschlussbericht Ergänzungsauftrag über ein Entwicklungsprojekt,
gefördert unter dem Az: 28940-23 von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

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

September 2011

Der Abschlussbericht ist erhältlich bei:

DWA

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

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

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



AZ	28940	Referat	23	Fördersumme	29.987 €
Antragstitel		Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Behandlung von Niederschlagswasser im Trennverfahren im Praxisbetriebsverlauf hinsichtlich der Entfernung von Schwermetallen und Phosphor			
Stichworte		Gewässer, Wasser, Regenwasser, Schutzgebiet			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
10 Monate	14.10.2010	30.06.2011			
Zwischenberichte: keine					
Bewilligungsempfänger		Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) e. V. Theodor-Heuss-Allee 17 53773 Hennef		Tel: 02242/872-126 Fax: 02242/872-184	
				Projektleitung Dipl.-Biol. Sabine Thaler	
				Koordination Prof. Welker Prof. Schmitt Prof. Uhl	
Kooperationspartner		TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft FH Münster, FB Bauingenieurwesen DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall			

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Dezentrale Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung werden gegenwärtig vermehrt in Deutschland eingesetzt. Es besteht eine große Vielzahl an verschiedenen Verfahrensprinzipien, die zu völlig unterschiedlichen Reinigungsleistungen führen. Offen war bisher der reproduzierbare Nachweis der Funktionsfähigkeit und der Reinigungsleistung dieser Anlagentypen. Bisherige Forschungsvorhaben der DBU befassten sich deshalb mit der Entwicklung von Prüfverfahren für dezentrale Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung. Aus den Ergebnissen dieser Projekte ergaben sich neue Fragestellungen, die in diesem Vorhaben ergänzend untersucht werden sollten. Beispielsweise sind die Prüfmethodiken für bestimmte Anlagen mit einem Bypass-Prinzip noch offen. Weiterhin ist die Prüfung eines dauerhaften Stoffrückhaltes noch nicht in die bestehenden Prüfverfahren integriert. Neben den in Deutschland vorwiegend betrachteten stofflichen Parametern (z.B. Feststoffe und Schwermetalle) sollten im Hinblick auf die zunehmende Internationalisierung des Absatzmarktes von solchen Anlagen auch die Vorgaben in Europa und im außereuropäischen Ausland berücksichtigt werden. Ein weiterer Schwerpunkt des geplanten Projektes ist die versuchspraktische Umsetzung der theoretisch entwickelten Prüfmethodiken, konzentriert auf die Feststoffparameter.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Im Projekt werden die folgenden theoretischen Arbeiten sowie praktischen Versuche durchgeführt:

1. Erweiterung der Prüfverfahren auf zukünftig zum Einsatz kommende Technologien: Sichtung und Bewertung der in-situ Versuchsergebnisse von Anlagen dieses Behandlungstyps; theoretische Entwicklung von Prüfverfahren, adaptiert an das jeweilige Behandlungsprinzip.
2. Überlegungen zur Prüfung der Dauerhaftigkeit von Behandlungsanlagen: Zusammenstellung aller Untersuchungsmethodiken zur Ermittlung von Standzeiten durch Befragung der Hersteller; Bewertung der Eignung dieser Methodiken; theoretische Entwicklung einer Prüfmethodik.
3. Internationalisierung Prüfverfahren
Detaillierte Recherche zu Untersuchungen von Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse im Ausland mit dem Schwerpunkt auf Laborprüfmethoden; Zusammenstellung Genehmigungs- bzw. Zulassungspraxis zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen in Europa (z.B. England, Niederlande) sowie außereuropäischen Ländern (z.B. Australien, USA).
4. labortechnische Untersuchungen zur Prüfung des Feststoffrückhaltes; detaillierte zeitliche Analyse der Dynamik der Ablaufkonzentration.

Ergebnisse und Diskussion

Von der TU Kaiserslautern wurden weitergehende theoretische Überlegungen zur Optimierung der Prüfverfahren angestellt. Dazu wurde die Prüfbarkeit von neuen Behandlungstechniken, die ihre Wirksamkeit erst im Betrieb entwickeln (z.B. Geotextilfiltersacks), untersucht. Des Weiteren wurden Vorschläge unterbreitet, wie Bypässe aus prüfmethodischer Sicht in eine Prüfung dezentraler Anlagen zu implementieren sind.

In den bisherigen Prüfverfahren wird die vom Hersteller angegebene Standzeit der Behandlungsanlagen nicht explizit überprüft, da keine aussagekräftigen und reproduzierbaren Methoden zur Ermittlung vorliegen. Eine Zusammenstellung aller Untersuchungsmethoden zur Ermittlung von Standzeiten durch Befragung der Hersteller sowie Auswertung der vorhandenen Fachliteratur und Bewertung der Eignung dieser Methoden führte zu Ansätzen für die Entwicklung einer Prüfmethodik. In den meisten Fällen wurde die Kolmation als limitierender Prozess für die Standzeit identifiziert. Da für diesen Prozess keine Laborprüfmethode verfügbar und auch kaum zu entwickeln ist, wurde vorgeschlagen, den Erkenntnisstand durch Auswertung von vorhandenen Betriebsdaten sowie Durchführung von Betriebsbegehungen inkl. Messungen der hydraulischen Kennwerte zu erhöhen. Am aussagekräftigsten wären systematische Messprogramme im Feld an repräsentativen Örtlichkeiten.

Die Recherche zu internationalen Vorgaben bei der Einleitung von Niederschlagsabflüssen analog zur Situation in Deutschland ergab eine sehr unterschiedliche Datenlage. Oft sind keine nationalen Vorgaben zu finden; vielmehr werden regional spezifische Anforderungen bezogen auf die Bedingungen des Einzelfalls formuliert. Bei der Recherche in USA und Australien ist besonders auffällig, dass weitergehende Anforderungen an Nährstoffe, insbesondere Phosphor, aufgeführt werden. Daher wurden angepasst an das Vorliegen von Phosphor im Niederschlagsabfluss (gelöst/partikulär) und an die Verfahrenstechniken möglicher Behandlungstypen erste Überlegungen zur Durchführung einer Prüfung für den Parameter Phosphor dargelegt.

Die Durchführbarkeit, insbesondere der Feststoffprüfung, wurde in begleitenden eigenen Laborarbeiten an der FH Münster bestätigt. Schwerpunkt dieser Untersuchungen war, die Probennahmestrategie für die Feststoffprüfung zu verifizieren und damit die Prüfmethodik zu optimieren. Anhand der Ergebnisse wurde vorgeschlagen, die Probennahmezeitpunkte für alle Anlagen ohne Berücksichtigung des Austauschvolumens festzulegen und sie für den Remobilisierungsversuch zeitlich enger durchzuführen. Die bisherigen Prüfdauern wurden als richtig gewählt erachtet und bestätigt.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Mit Verweis auf die Förderung durch die DBU wurden die vorläufigen Projektergebnisse auf einem Fachseminar der FH Frankfurt im Mai 2011 präsentiert. Die Endergebnisse des Forschungsvorhabens werden auf dem 12. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium am 13. und 14. Oktober 2011 präsentiert werden.

Fazit

Die durchgeführten Untersuchungen dienen der Weiterentwicklung der bestehenden Prüfverfahren zur dezentralen Behandlung von Niederschlagswasser im Trennverfahren, bezüglich der Realitätsnähe und im Sinne der Gleichbehandlung sehr unterschiedlich konzipierter Behandlungsanlagen, sind aber auch gleichermaßen wertvoll für künftige, neue Prüfverfahren.

Offen bleibt die Frage, in welcher Weise Unterschiede entstehen, wenn verschiedene Prüfinstitutionen die Prüfungen durchführen. Mit einem Vorhaben zur Verifikation sollten daher letzte offene Fragen durch vergleichende Laborversuche, auch für die bisher ausgenommenen Schwermetallprüfungen, durchgeführt werden. Weiterhin sollten erste theoretische Überlegungen für ein abgestimmtes Monitoringprotokoll zum Nachweis des Kolmationsverhaltens angestellt werden. Die Kolmation hat sich im realen Betrieb als ein wichtiger Faktor zur Bewertung der Funktionsfähigkeit von solchen Anlagen herausgestellt.

Unumgänglich erscheint daher die Verifizierung der entwickelten Prüfmethoden im technischen Maßstab in einer nachfolgenden Projektphase.

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung und Aufgabenstellung	1
2	Ergänzende theoretische Überlegungen zur Optimierung der Prüfverfahren (TU Kaiserslautern)	2
2.1	Erweiterung der Prüfverfahren auf weitere zum Einsatz kommende Technologien	2
2.1.1	Anlagen mit Geotextil-Filtersack-Systemen	3
2.1.2	Behandlungsanlagen mit By-pass	10
2.2	Überlegungen zur Prüfung der Dauerhaftigkeit von Behandlungsanlagen	11
2.2.1	Zusammenstellung Methoden zur Ableitung einer Standzeit von Behandlungsanlagen.....	12
3	Internationalisierung von Prüfverfahren (TU Kaiserslautern)	18
3.1	Zusammenstellung Genehmigungs- bzw. Zulassungspraxis zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen in Europa sowie außereuropäischen Ländern.....	19
3.2	Entwicklung Prüfmethode für neue Anforderungsfälle im internationalen Kontext (Implementierung Phosphorprüfung bei Einleitung in Oberflächengewässer).....	24
3.2.1	Allgemeines zu Vorgaben für Phosphor.....	24
3.2.2	Aufkommen von Phosphor und Zusammensetzung in Niederschlagsabflüssen ...	29
3.2.3	Erste Überlegungen für eine Phosphorprüfung.....	31
4	Ergänzungsuntersuchungen zum Arbeitspunkt „Vortests für bauartgleiche Anlagen unterschiedlicher Größe“ (FH Münster)	35
4.1	Material und Methoden	35
4.1.1	Beschreibung der Anlagen	35
4.1.2	Versuchsstand.....	37
4.1.3	Untersuchung des Feststoffrückhalts.....	38
4.1.4	Versuchsplan und Probennahmekonzept	39
4.1.5	Frachtbilanzierung.....	40
4.2	Ergebnisse und Diskussion.....	42
4.2.1	Ganglinien der Ablaufkonzentration	42
4.2.2	Frachtbilanzierung.....	48
4.3	Fazit für Prüfverfahren	52
5	Fazit/Zusammenfassung	53
6	Literatur	56

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Versuche zur Dauerhaftigkeit im Vergleich [LfU Bayern, 2011].....	17
Tabelle 3-1:	Zusammenstellung von Vorgaben zu Zielen bei der Behandlung von Niederschlagsabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer in Australien.....	22
Tabelle 3-2:	Vorgeschlagene Orientierungswerte für die Konzentrationen Gesamtposphor und Orthophosphat in deutschen Fließgewässern [LAWA, 2007; OgewV, 2010]	27
Tabelle 3-3:	Zusammenstellung Gesamt-Phosphorkonzentration als Mess- und Beschreibungsgröße für den Trophiegrad von Seen	28
Tabelle 3-4:	Zusammenstellung Grenzbereiche Gesamt-Phosphorkonzentration zur Einstufung von Seen (z.B. Übergang Zustand sehr gut → gut) als Mittelwert der Vegetationsperiode [OgewV, 2010, Auswahl].....	28
Tabelle 3-5:	Vergleich Aufkommen und Vorgaben für Phosphor [DWA, 2010]	29
Tabelle 3-6:	Vorschlag für Prüfkonzentrationen.....	30
Tabelle 4-1:	Stoffdaten des MILLISIL-Mehls W4 nach Herstellerangaben	39
Tabelle 4-2:	Übersicht der Versuche	39
Tabelle 4-3:	Zugrunde gelegte Größe der Entwässerungsflächen und Durchflüsse	39
Tabelle 4-4:	Ergebnisse der Frachtbilanzierung	49
Tabelle 4-5:	Vorgeschlagene Probenahmezeitpunkte der AFS-Prüfung.....	52

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Systemskizze Geotextil-Filtersack	3
Abbildung 2-2:	Rückhalt von Kupfer, Zink und AFS der Kombinationsanlage aus Abscheider, Geotextilfiltersack und Bodenpassage nach [BLfW, 2001 und 2004]	4
Abbildung 2-3:	Mittlerer Rückhalt von Straßenabwasser in einem Geotextilfilter und einer Kombination Sedimentation/Geotextilfilter [Boller et al., 2006].....	5
Abbildung 2-4:	Schemazeichnung eines Geotextilfilter [Schreck, 2011].....	6
Abbildung 2-5:	Mittlerer Rückhalt verschiedener Parameter in diversen Anlagen mit Geotextilfilter [Meyer et al., 2001]	7
Abbildung 2-6:	Mittlerer Rückhalt der Kombinationsanlage aus Abscheider, Geotextilfiltersack und Kies [BLfW, 2001 und 2004], verschiedener Anlagen mit Geotextilfilter [Meyer et al., 2001] und einem Geotextilfilter [Boller et al., 2006].....	7
Abbildung 2-7:	Bewertung eines Rückhaltewertes bei Vorhandensein eines Bypasses...11	
Abbildung 2-8:	Dokumentation von „Salzflecken“ und die Auswaschung von Feinpartikeln aus dem Fahrbahnmaterial als Folge der Salzstreuung [Lambert, 2010]	13
Abbildung 2-9:	Sedimentbildung in zwei Filterrinnen [Lambert, 2010].....	14
Abbildung 3-1:	Gesamtbilanz der Phosphoremissionen (P_{ges}) in den Einzugsgebieten Isenach (Rheinland-Pfalz) und Wule (Berlin) [Schmitt et al., 2007; Grotehusmann, 2008]	25
Abbildung 3-2:	Abhängigkeit der Phosphoremissionen (P_{ges}) von der Baumanzahl [Grotehusmann, 2008].....	26
Abbildung 3-3:	Phosphoraufkommen in unterschiedlichen Niederschlagsabflüssen (DA: Dachabflüsse; VA: Verkehrsflächenabflüsse; Hof: Hofabflüsse im ländlichen Raum; MA: Mischflächenabflüsse; RW-Kanal: Regenwasserkanal) in [mg/l] [Welker, 2005].....	29
Abbildung 3-4:	Anteil des Orthophosphats am Gesamtphosphor in unterschiedlichen Niederschlagsabflüssen (DA: Dachabflüsse; VA: Verkehrsflächenabflüsse; Hof: Hofabflüsse im ländlichen Raum; MA: Mischflächenabflüsse; RW-Kanal: Regenwasserkanal)[Welker, 2005].....	30
Abbildung 4-1:	Hydrosystem 1000.....	36
Abbildung 4-2:	RAUSIKKO-Sedimentation, Typ R.....	36
Abbildung 4-3:	Sedi-pipe Typ 600/12.....	37
Abbildung 4-4:	Schematischer Aufbau des Versuchsstandes.....	38
Abbildung 4-5:	Probenahmezeitpunkte der Versuche 1 - 3.....	40
Abbildung 4-6:	Hydrosystem 1000 ($A = 500 \text{ m}^2$) - Ablaufkonzentration der AFS und Trübung.....	45
Abbildung 4-7:	RAUSIKKO R3 ($A = 500 \text{ m}^2$) - Ablaufkonzentration der AFS und Trübung.....	46

Abbildung 4-8:	Sedi-pipe 600/12 (A = 2000 m ²) - Ablaufkonzentration der AFS und Trübung.....	47
Abbildung 4-9:	Gegenüberstellung der Frachtbilanzen Hydrosystem1000 (A = 500 m ²) ..	50
Abbildung 4-10:	Gegenüberstellung der Frachtbilanzen RAUSIKKO R3 (A = 500 m ²)	50
Abbildung 4-11:	Gegenüberstellung der Frachtbilanzen Sedi-pipe 600/12 (A = 2000 m ²) ..	50

1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Neben zentralen Anlagen (z.B. Regenklärbecken) werden vermehrt dezentrale Anlagen zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen (z.B. Filterschächte) realisiert. Offen ist bislang der Nachweis der Wirksamkeit dieser Anlagen. Dies könnte durch ein Messprogramm an realen Anlagen nachgewiesen werden, allerdings sind diese Messungen sehr aufwendig. Eine Alternative ist die Überprüfung der Wirksamkeit dezentraler Anlagen im Labor. Die hierzu notwendigen Laborprüfverfahren wurden bislang für einzelne Anwendungen theoretisch entwickelt, vorwiegend in Fachausschüssen des Deutschen Instituts für Bautechnik [DIBt, 2011] sowie in diversen Forschungsaktivitäten.

Exemplarisch sei ein von der DBU finanziertes und von den Berichtsverfassern bearbeitetes Forschungsvorhaben aufgeführt, das im Juli 2010 abgeschlossen wurde [DWA, 2010]. Hierbei wurden die Aufkommensdaten wesentlicher Stoffe im Niederschlagsabfluss zusammengestellt sowie „Orientierungswerte“ festgesetzt. Anschließend erfolgte eine Auswahl der Parameter unter Berücksichtigung der Aufkommensrelevanz, der Wirkungsrelevanz der Zielkompartimente Boden/Grundwasser und Oberflächengewässer sowie versuchstechnischer Aspekte. Im Ergebnis entstand ein erster Vorschlag für zu fordernde Rückhaltewerte bei der Behandlung von Niederschlagsabflüssen und Einleitung in Grundwasser und Oberflächengewässer. Für acht häufig anzutreffende Anwendungsfälle wurden Prüfverfahren formuliert, in denen viele versuchspraktische Hinweise zur konkreten Durchführung der Prüfungen enthalten sind.

Trotz dieser umfassenden Erkenntnisse blieben noch einige Fragestellungen offen, die in dem hier dokumentierten Ergänzungsauftrag bearbeitet werden.

In dem von der TU Kaiserslautern bearbeiteten Kapitel 2.1 werden theoretische Überlegungen zur Optimierung der Prüfverfahren beschrieben. Einzelne Aspekte beschäftigen sich hierbei mit der Prüfbarkeit von zukünftig auftretenden Behandlungstechniken (Kapitel 2.1.1), mit der Prüfung der Dauerhaftigkeit von Anlagen (Kapitel 2.1.2) und mit der Berücksichtigung internationaler Anforderungen bzw. Prüfverfahren (Kapitel 2.1.3). Aus den Ergebnissen der internationalen Recherche werden erste Ansätze für die Prüfung des Rückhaltes von Phosphor entwickelt.

Ergänzende labortechnische Untersuchungen wurden von der FH Münster durchgeführt und in Kapitel 2.2 beschrieben. Schwerpunkt dieser Untersuchungen war es, die Probennahme-strategie für die Feststoffprüfung zu verifizieren und damit die Prüfmethodik zu optimieren.

2 Ergänzende theoretische Überlegungen zur Optimierung der Prüfverfahren (TU Kaiserslautern)

2.1 Erweiterung der Prüfverfahren auf weitere zum Einsatz kommende Technologien

Die im bereits abgeschlossenen Vorhaben der DBU formulierten Prüfverfahren berücksichtigen vorwiegend gegenwärtig eingesetzte Behandlungsanlagen. Diese arbeiten meist mit einer Kombination aus Feststoffrückhalt in Sedimentationsanlagen und Schwermetallabtrennung mit Ionentauschern. Dies bedeutet, dass die Reinigungsleistung direkt mit Inbetriebnahme vorhanden ist und sich somit im Labor unter reproduzierbaren Bedingungen prüfen lässt.

In der Praxis werden aber auch zunehmend Behandlungsanlagen vorgefunden, die ihre Wirksamkeit erst im Betrieb entwickeln. Ein Beispiel hierfür ist das Filtersystem „Schreck“, bei dem Geotextilfiltersäcke (ohne fertige Substrate) in Straßeneinläufe eingehängt werden. Die Wirksamkeit wird durch die Bildung einer Feststoffschicht (Sekundärfilter) aus Straßensedimenten erreicht, die dann durch Sorption gelöste Schwermetalle entfernt.

Weitere Anlagentypen weisen einen Bypass auf, der bei Überschreiten einer hydraulischen Maximalgröße anspringt und das Niederschlagswasser ungereinigt ableitet. Die derzeit vorhandenen Prüfverfahren sind konzipiert für Anlagen ohne Bypass.

Im vorliegenden Projektbericht wurden deshalb die folgenden zusätzlichen Aspekte untersucht:

- Sichtung und Bewertung der in-situ Versuchsergebnisse von Anlagen der vorgenannten Behandlungstypen
- Entwicklung von Ideen zur Prüfung von Anlagen dieses Behandlungsprinzips (Berücksichtigung der Alterung von solchen Systemen, Bewertung eines Bypasses)

2.1.1 Anlagen mit Geotextil-Filtersack-Systemen

Den grundsätzlichen Aufbau von Geotextilfilteranlagen zeigt Abbildung 2-1.

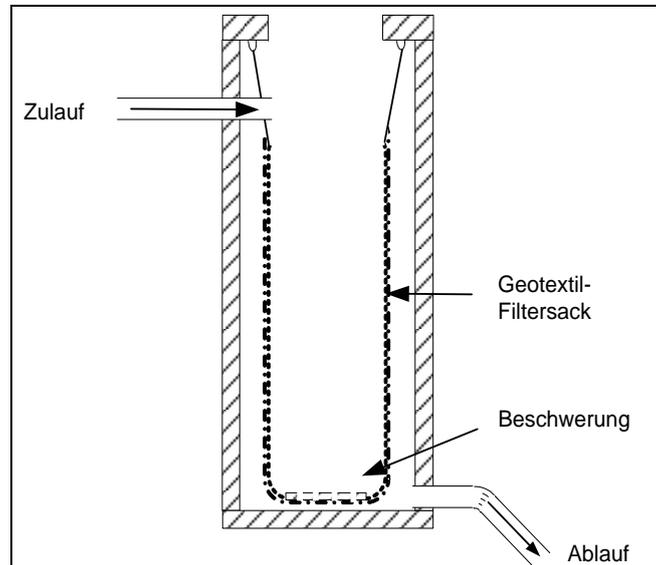


Abbildung 2-1: Systemskizze Geotextil-Filtersack

Zunächst werden die verfügbaren Untersuchungsprogramme beschrieben und der jeweils ermittelte Stoffückhalt dargestellt. Abschließend werden diese Resultate verglichen und möglichen Folgerungen für die Prüfverfahren diskutiert.

a) Untersuchungen in Bayern zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen [Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2001 und 2004]

In einem in Augsburg an der Derchinger Straße eingebauten Versuchsfeld wurden verschiedene Behandlungsanlagen auf ihre Wirksamkeit hin untersucht. Hierbei wurde auch ein in einen Schacht eingehängter Geotextil-Filtersack getestet. Die Belastung der Straße betrug 6.800 bzw. 7.500 DTV.

Der Schacht besteht aus Edelstahl-Lochblech mit 60 cm Durchmesser und 90 cm Höhe, in den ein Filtersack gleicher Größe eingehängt wurde. Der Filtersack ist aus einem zweilagigen Vliesstoff vernadelt, innenseitig mit einem feinfaserigen mechanisch-verfestigtem bunten Polypropylen-Vliesstoff, außenseitig mit einem feinfaserigem mechanisch-verfestigtem weißen Polyester-Vliesstoff. Der Schacht ist mit Kies 8/16 umgeben. Der auf dem Versuchsfeld anfallende Niederschlag wurde dem Sickerschacht über Edelstahlplatten zugeführt. Der Schachtdeckel ist aus Edelstahl-Lochblech durchlässig gestaltet. Nach zwei Jahren Betriebszeit wurde der Schachtdeckel lichtundurchlässig gestaltet und ein neuer Filtersack eingehängt, da sich auf dem Geotextil ein Moosbewuchs ausgebildet hatte.

Der Verkehrsflächenabfluss wurde durch eine Absetzvorrichtung aus Edelstahl (Leichtstoffabscheider nach RiStWag) vorgereinigt.

Nach der Passage durch die Kiesschicht wurde der Ablauf gefasst, gesammelt und je Quartal (3 Monate) eine Probe auf Schwermetalle, TOC, P_{ges} , KW_{ges} und AFS hin analysiert. Die Parameter wurden aus nicht filtrierten Proben bestimmt. Insgesamt wurden fünf Jahresbilanzen dargestellt.

Der Rückhalt ist somit auf eine Kombination von Abscheider, Geotextilfiltersack und Kiesschichtpassage zurückzuführen. Trotzdem sind einige Erkenntnisse aus dieser Untersuchung hilfreich. Insbesondere wäre die Veränderung des Rückhaltes nach Austausch des Filtersacks interessant, da damit Tendenzen der Einarbeitungszeit festgestellt werden können, in der sich die Sekundärfilterschicht erst ausbilden kann. In Abbildung 2-2 ist der Rückhalt der Parameter Kupfer, Zink und AFS dargestellt. Im September 2001 wurde aus oben erwähnten Gründen ein neuer Filtersack eingebaut. Der Rückgang des Rückhaltes und spätere Wiederanstieg ist im Jahresmittel nur im Bereich von etwa 10% an allen Parametern festzustellen.

Diese Ergebnisse sind darauf zurückzuführen, dass in-situ der Gesamtrückhalt an Schwermetallen gemessen wurde. Dieser bezieht sich auf den gelösten *und* ungelösten Schwermetallanteil. Da ein Anteil der Schwermetallbelastung in Straßenabflüssen partikulär ist, ist auch der Gesamtschwermetallrückhalt in einem neuen Geotextilfiltersack vergleichsweise hoch. In den Bedingungen der bisherigen Laborprüfungen wird der Schwermetallrückhalt ausschließlich gelöster Anteile getestet. In einem solchen Versuchsdesign hätte ein neuer Filtersack keine Möglichkeit, die Prüfung zu bestehen, da zum einen die Wirksamkeit bezüglich des partikulären Anteils nicht berücksichtigt würde und zum anderen sich eine ggf. sorbierende Sekundärfilterschicht nicht ausbilden könnte.

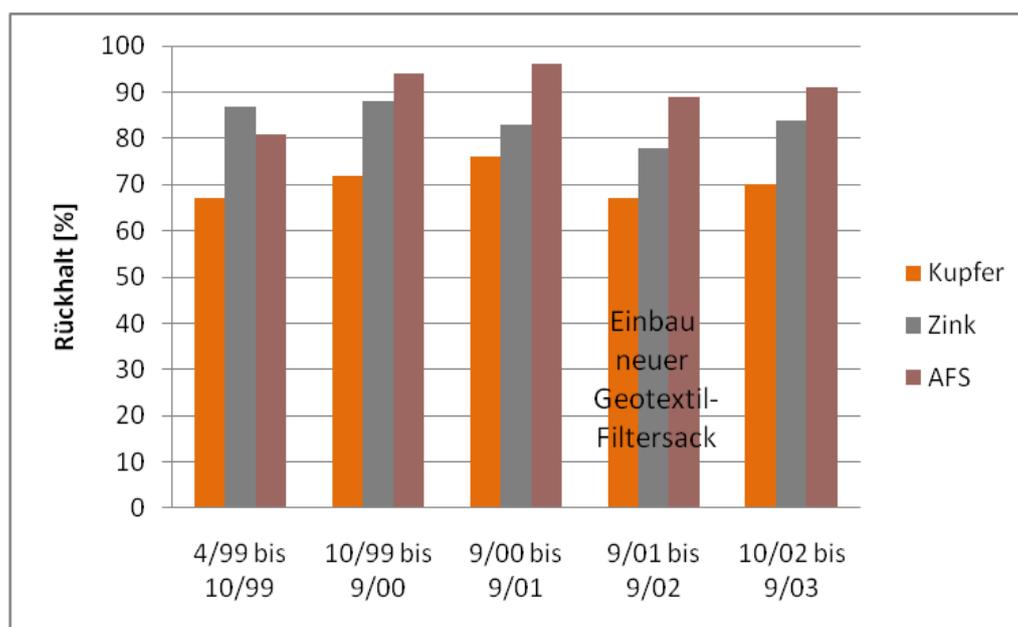


Abbildung 2-2: Rückhalt von Kupfer, Zink und AFS der Kombinationsanlage aus Abscheider, Geotextilfiltersack und Bodenpassage nach [BLfW, 2001 und 2004]

b) Retention von Schadstoffen im Straßenabwasser mit einem Geotextil [Boller et al., 2006]

In dieser Untersuchung aus der Schweiz wurden in fünf Versuchsreihen verschiedene Anlagentypen zum Rückhalt von Schadstoffen aus Straßenabwasser getestet, in zweien davon u.a. ein Filterschacht mit Geotextil. Das Geotextil bestand aus einem zweifaserigen Vlies aus Kunststoff-Fasern und war so aufgebaut, dass partikuläres Material bis ca. 2 µm zurückgehalten werden kann. Der Geotextilsack wurde in einen Schacht eingehängt. In Versuchsphase 2 wurde dem Filterschacht ein Sedimentationsbecken vorgeschaltet. Das Straßenwasser wurde während sieben Regenereignissen intensiv beprobt. Die Abläufe aus den Versuchsanlagen wurden in einem Tank gesammelt und monatlich als Mischprobe analysiert.

Dargestellt wurden jeweils die Gesamtablaufergebnisse einer Versuchsphase, die in Abbildung 2-3 zusammengefasst sind. Daraus geht hervor, dass die Rückhalteleistung abhängig vom Parameter zwischen 52 und 80% liegt. Eine vorgeschaltete Sedimentation ergab keine Verbesserung des Gesamtrückhalts. Da auch in dieser Untersuchung der Schwermetallrückhalt bezogen auf den Gesamtgehalt bestimmt wurde, ist dieses Ergebnis auch nicht überraschend. Als positiv bei einer vorgeschalteten Sedimentation wurde jedoch die verlängerte Betriebsdauer des Filtersacks um etwa das Doppelte auf etwa sechs Jahre festgestellt.

Das Akkumulieren der Feststoffe im Filtersack führte zunächst zu einer verbesserten Reinigungswirkung, aber auch zu einer Erhöhung des Druckverlustes und in einigen Versuchsphasen schließlich zur Kolmation des Filtersacks. Die Versuchsphase 1 musste aufgrund von Kolmation bereits nach 55 Tagen beendet werden.

Als Schlussfolgerung aus allen Versuchen wurde eine Gesamtstandzeit des Filtersacks von 3 bis 3,5 Jahren ermittelt. Diese Standzeit ist allerdings standortbezogen und sollte gemäß [Boller et al., 2006] in der Realität durch regelmäßige Kontrollen überprüft werden. Aussagen zur Einarbeitungszeit eines Filtersacks wurden leider nicht getroffen.

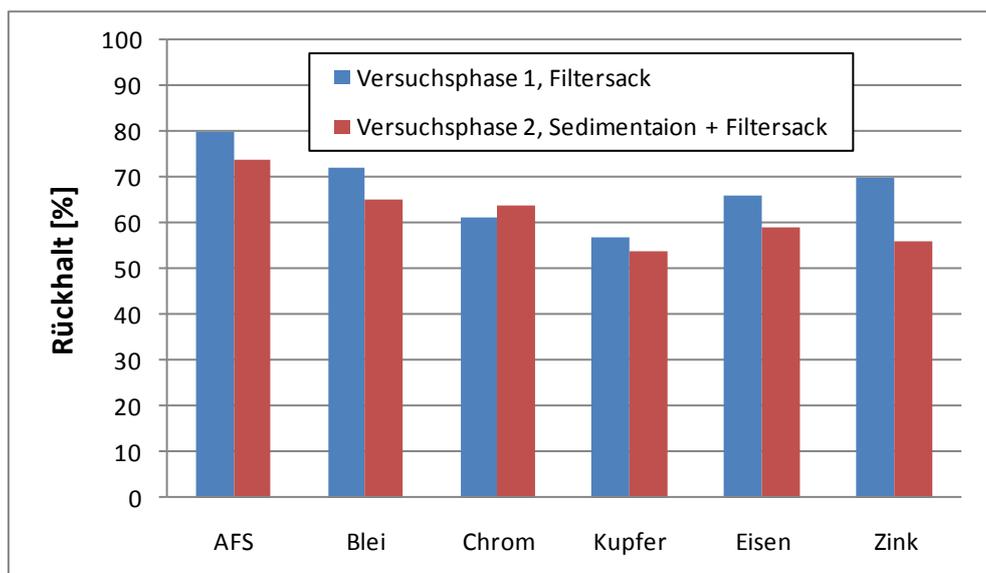


Abbildung 2-3: Mittlerer Rückhalt von Straßenabwasser in einem Geotextilfilter und einer Kombination Sedimentation/Geotextilfilter [Boller et al., 2006]

c) Untersuchungen zur Filterwirkung und zum Schadstoffrückhaltevermögen von geotextilen Filterelementen [Meyer et al., 2001]

In mehreren Versuchsreihen im Labor sowie bei der Beprobung von realen Regenwasserspeichern und Versickerungsanlagen, die nicht näher beschrieben wurden, wurde der Rückhalt an dem Geotextilfilter ermittelt, indem das Niederschlagswasser jeweils vor und nach der Filterung analysiert wurde.

Der Geotextilfilter besteht aus einem feinfaserigen mechanisch-verfestigtem bunten Polypropylen-Vliesstoff und einem feinfaserigem mechanisch-verfestigtem weißen Polyester-Vliesstoff mit einer Gesamtdicke von 6 mm.

Die mittleren Rückhaltewerte für verschiedene Parameter sind in Abbildung 2-5 dargestellt. Sie liegen im Bereich zwischen 50 und 78%.

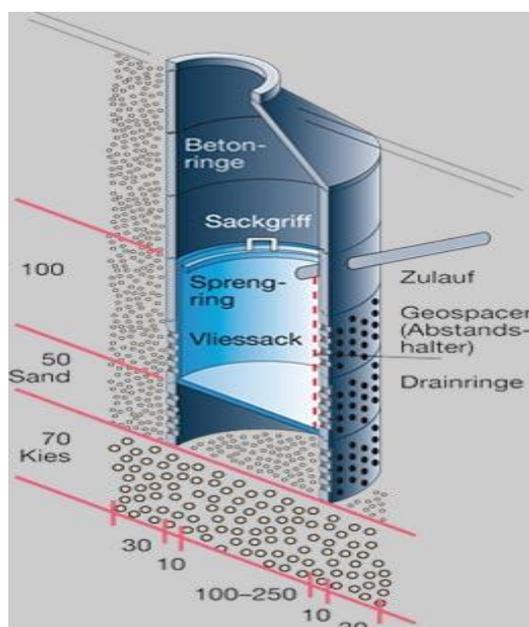


Abbildung 2-4: Schemazeichnung eines Geotextilfilter [Schreck, 2011]

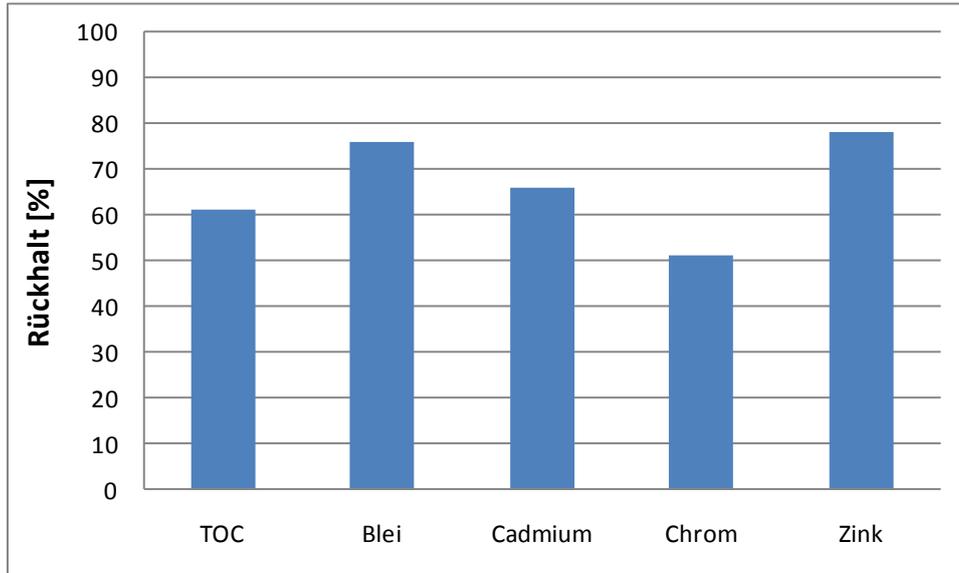


Abbildung 2-5: Mittlerer Rückhalt verschiedener Parameter in diversen Anlagen mit Geotextilfilter [Meyer et al., 2001]

Vergleichende Zusammenstellung der in-situ-Untersuchungen

Die Ergebnisse aller drei Untersuchungen sind vergleichend in Abbildung 2-6 aufgetragen.

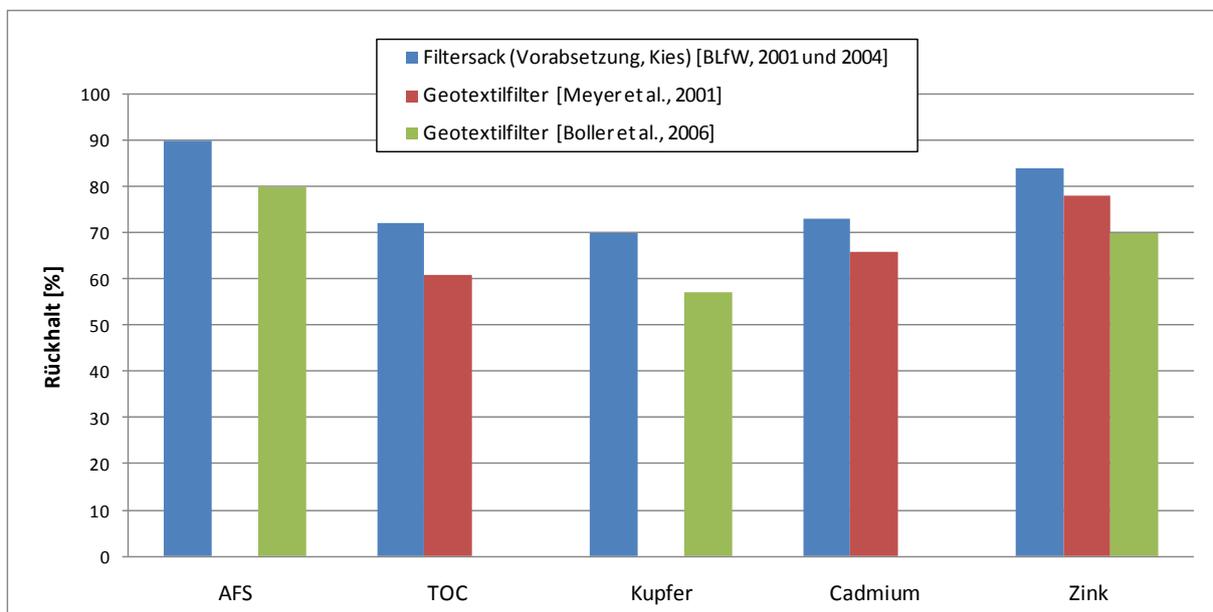


Abbildung 2-6: Mittlerer Rückhalt der Kombinationsanlage aus Abscheider, Geotextilfiltersack und Kies [BLfW, 2001 und 2004], verschiedener Anlagen mit Geotextilfilter [Meyer et al., 2001] und einem Geotextilfilter [Boller et al., 2006]

Trotz der unterschiedlichen Randbedingungen aller Untersuchungen (z.B. Höhe des Flächenanschlusses, stoffliche Belastung des Abflusses, Regencharakteristik, Konstruktion) ergaben alle Untersuchungen Rückhaltewerte in einem ähnlichen Bereich. Die Unterschiede im Vergleich liegen bei ca. 10 bis 15 Prozentpunkten.

Als maßgebliche Parameter, die für eine Wirksamkeitsprüfung relevant sind, wurden in vergangenen Projekten die Stoffe AFS_{fein}, Kupfer und Zink identifiziert [DWA, 2010]. Daher sollen diese Parameter im Folgenden eingehender diskutiert werden.

Zunächst werden hier noch einmal die geforderter Rückhaltewerte in Laborprüfungen, die als Vergleichsgrundlagen dienen sollen, zusammengefasst.

Für den AFS_{fein}-Rückhalt bei Verkehrsflächenabflüssen zur Einleitung in das Grundwasser werden derzeit 92% diskutiert, für Kupfer 80% und für Zink 70%. Die diskutierten Rückhaltewerte für das Einleiten in Oberflächengewässer sind beim Parameter AFS_{fein} mit 80% etwas weniger strikt. Aufgrund der Sensibilität der Oberflächengewässerorganismen sind die vorgeschlagenen Rückhaltewerte bei den Schwermetallen jedoch strenger und zwar 83% für Kupfer und 87 % für Zink. Für verschmutzte Dachabflüsse werden bezogen auf den AFS_{fein} 80% Rückhalt bei Einleiten in das Grundwasser und 50% bei Einleiten in ein Oberflächengewässer diskutiert [DWA, 2010].

AFS-Rückhalt eines Geotextilfiltersackes gemäß Laborbedingungen und Übertragung auf bestehendes Laborprüfverfahren

Da die Laborprüfung mit einem sehr feinen Material durchgeführt wird, in der Realität jedoch auch größere Kornfraktionen vorliegen, soll anhand der Ergebnisse eines Forschungsvorhabens zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen [MKULNV, 2011] eine Übertragung der Rückhalteleistungen in der Realität auf Laborergebnisse abgeleitet werden.

In oben erwähntem Projekt wurden verschiedene Anlagen auf ihren Stoffrückhalt unter Laborbedingungen getestet. Dem Geotextilfiltersack wurde zum einen die AFS_{fein}-Prüfung nach DIBt unterzogen, zum anderen wurde der Rückhalt eines Sand-Kiesgemischs als grobe AFS-Fraktion (0,1 bis 4,0 mm) und einer Schwebstoffmischung aus PE- und PS-Granulat getestet. Der Niederschlag wurde mittels beruhigtem Zulauf, beflutbarer Fläche und in die Laborprüfanlage angebaute Straßenablauf in den Schacht eingetragen. Die Inhaltsstoffe wurden als Jahresfracht jeweils in drei Prüfregenspenden aufgebracht und die Ablaufkonzentration gemessen. Zur Bewertung des Rückhaltes wurde nach Vorgaben der DIBt-Prüfung jeweils das Ergebnis eines feststofffreien Spülstoßes zu 50% mit hinzugerechnet [DIBt, 2010].

Die Rückhalteleistung betrug 62,3 % bei der AFS-Feinfraktion, beim Sand-Kiesgemisch und Schwebstoffeintrag lag dieser Wert bei nahezu 100% [MKULNV, 2011].

Die Auswertung von realen Verkehrsflächenabflüssen ergab die folgende Aufteilung der Kornklassen. Etwa 40% der Feststoffe besteht aus Feinfraktionen < 100 µm und 60% aus größeren Fraktionen [Dierschke et al., 2010].

Überträgt man diese Ergebnisse auf die im Labor erzielten Rückhalteleistungen lässt sich ein theoretischer Gesamtfeststoffrückhalt von ca. 84 % errechnen. Dieser stimmt sehr gut mit

den an realen Anlagen ermittelten Werten überein (s.o.). Ein Geotextilfiltersack, der in der Realität etwa 80 bis 90% der Gesamt-AFS-Fraktion zurückhalten kann, würde nach dieser theoretischen Überlegung bei einer Laborprüfung nach DIBt einen AFS_{fein}-Rückhalt von ca. 60% aufweisen.

Schwermetallrückhalt

Zink und Kupfer liegen in der Realität abhängig von den Randbedingungen im Niederschlagswasser teilweise partikulär und teilweise gelöst vor. Die Prüfverfahren sehen vor, dass nur mit gelösten Anteilen geprüft werden soll. Daher können die in der Realität erreichten Rückhaltewerte von 70 % bis 80% bei Zink und 60 bis 70% bei Kupfer im Labor vermutlich nicht erreicht werden. In der Untersuchung von [Boller et al., 2006] wurde z.B. festgestellt, dass der Zinkrückhalt in Versuchsphase 3 (Trommelfilter und Filtersack) auf unter 50% sank. Dies wurde als Indiz gewertet, dass bei Vorliegen von gelösten oder feinkolloidalen Schwermetallanteilen diese Verfahrenskombination weniger wirksam ist.

Aspekte zur Alterung eines Geotextilfiltersacks

Ein anderer Aspekt ist die sich in der Praxis einstellende Sekundärfilterschicht, die in einem sauberen Geotextil nicht vorhanden ist, jedoch maßgeblich am Rückhalt von gelösten Schwermetallbestandteilen beteiligt ist. In diesem Fall muss überlegt werden, wie die Einarbeitungszeit, in der sich ein Sekundärfilter ausbilden kann, bei der Laborprüfung berücksichtigt werden kann. Eventuell ist in einem vorgegebenen Versuchsfeld (z.B. in Augsburg, wie in [BfLW, 2001, 2004] beschrieben), der zur Prüfung anstehende Geotextilfiltersack eine bestimmte Anzahl von Monaten zu altern und anschließend im Labor zu beproben. Hier stellt sich die Frage, wie ein gealterter Geotextilfiltersack, ohne die Sekundärfilterschicht zu zerstören, anschließend ins Labor transportiert werden kann. Auch kann die Schwermetallprüfung nicht analog zu Filterelementen in einem verkleinerten Maßstab durchgeführt werden, so dass große Mengen an schwermetallhaltigem Zulaufwasser hergestellt werden müsste.

Ein weiterer offener Punkt wäre, ob aufgrund der Prüfung zum Schwermetallrückhalt mit gealtertem Geotextilsack in der Realität auch nur gealterte Geotextilien eingebracht werden dürften.

Fazit für Prüfverfahren

Als Fazit lässt sich festhalten, dass Geotextilfiltersäcke, obwohl sie eine gute Wirksamkeit nachweisen können, die bisher vorgeschlagenen strengen Rückhaltewerte der Laborprüfverfahren nicht vollständig erreichen werden können.

Als Anwendungsfall für eine Prüfung sind lediglich verschmutzte Dachflächen (ohne Metallanteile) denkbar, bei denen die Anforderungen von 50% Rückhalt an AFS_{fein} [DWA, 2010] im Bereich der möglichen Rückhaltewerte liegen. Diese Prüfung könnte an einem neuen Filtersack nach den Vorgaben des in beschriebenen Prüfverfahrens sowie in die Prüfanlage eingebaute beflutbare Fläche durchgeführt werden, wie bereits am IKT in Gelsenkirchen im Rahmen eines anderen Projekts [MKULNV, 2011] geschehen.

Sind weitere Anwendungsfälle geplant (Verkehrsflächenabflüsse) müsste über ein gezielte und reproduzierbare Alterung der Systeme nachgedacht werden. Die dadurch erzielte zu-

sätzliche Rückhalteleistung geht allerdings mit einer verminderten Durchlässigkeit einher, die ein häufigeres Überlaufen des Filtersacks und Verringerung der zurückgehaltenen Fracht zu befürchten lässt. Die veränderte hydraulische Leistungsfähigkeit sollte in einem Prüfverfahren ebenfalls berücksichtigt werden.

2.1.2 Behandlungsanlagen mit By-pass

Während zentrale Regenklärbecken in der Regel für kritische Regenspenden, typischerweise im Bereich von 10 bis 15 l/(s*ha), bemessen werden, sind dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen teilweise für größere Regenspenden konzipiert. Bei der Einleitung in den Boden/Grundwasser werden Notüberläufe oder Bypässe meistens nicht zugelassen, so dass theoretisch auch größere Regenereignisse die Anlage durchlaufen müssen.

Um jedoch nachzuweisen, dass ein Überstau bei z.B. Kolmation des Filters und nicht planmäßigem 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 Metaldachabflüsse 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. Filter für Straßeneinläufe, sind oft für kleinere Regenspenden konzipiert, z.B. 10 bis 15 l/(s*ha). Das Argument der Hersteller für diese Vorgehensweise ist, dass damit mehr als 85% der zufließenden Jahresstofffracht 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 [Grüning und Rönz, 2011]

Für die Entwicklung von Prüfverfahren ist zunächst von untergeordneter Bedeutung, ob grundsätzlich ein Bypass erlaubt wird oder nicht. Dies muss von den zuständigen Behörden in Abhängigkeit von der Schutzbedürftigkeit des aufnehmenden Gewässers (Oberflächengewässer oder Grundwasser) entschieden werden. Sind Bypässe grundsätzlich zugelassen, müssen die bisherigen Prüfverfahren um eine Ergänzung erweitert werden, so dass aus prüfmethodischer Sicht eine Prüfung auch praktikabel ist.

Der wichtigste Aspekt wäre hierbei, in der vorgeschlagenen Prüfung mit drei Regenspenden und einem Spülstoß den Bypass der Gesamtanlage mengenmäßig zu erfassen und in die Bewertung des Gesamtrückhalts einfließen zu lassen. Wird - ähnlich wie bei einem Regenklärbecken - vorgereinigter Klärüberlauf abgeschlagen, so weist der Bypass evtl. geringere als die Zulaufkonzentration auf. In dem Fall kann auf Wunsch des Herstellers auch die Konzentration des Bypasses ermittelt werden und in die Bewertung mit einfließen. Der Gesamtwirkungsgrad einer Anlage ließe sich dann, wie in Abbildung 2-7 dargestellt, ermitteln.

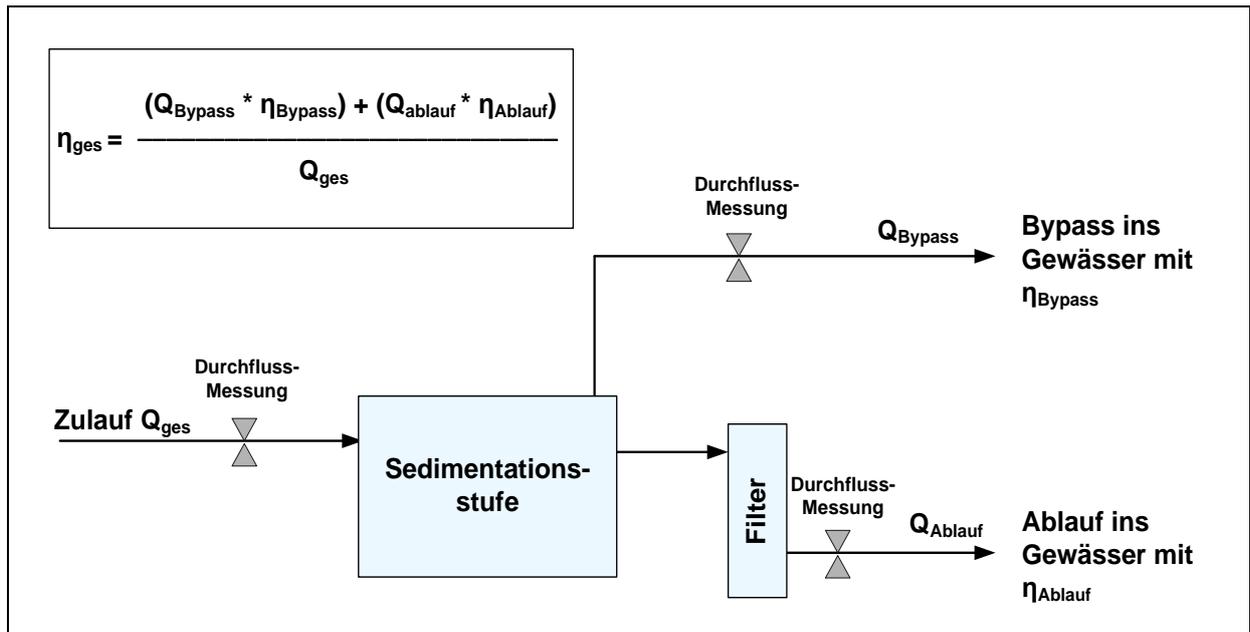


Abbildung 2-7: Bewertung eines Rückhaltewertes bei Vorhandensein eines Bypasses

Bei einer anschließenden Prüfung des Filters im verkleinerten Maßstab sind Zulaufregenspenden um die zuvor ermittelten Bypassmengen zu reduzieren und bei der Wertung das Bypassvolumen mit einer Rückhaltewirkung von Null zu berücksichtigen.

Fazit für Prüfverfahren:

Für Anlagen, bei denen ein Bypass bei größeren Regenereignissen vorgesehen und zulässig ist, muss die Prüfvorschrift angepasst werden, um auch die unbehandelten Ströme in das Gesamtergebnis des Rückhaltes mit einzubeziehen. Vorschläge dazu wurden in vorangegangenen Abschnitt formuliert. Je nach Anlagenkonzeption muss die jeweilige Prüfung an die vorliegenden Randbedingungen angepasst werden.

2.2 Überlegungen zur Prüfung der Dauerhaftigkeit von Behandlungsanlagen

In den bisherigen Prüfverfahren wird die vom Hersteller angegebene Standzeit der Behandlungsanlagen nicht explizit überprüft. Dies liegt vor allem daran, dass keine aussagekräftigen und reproduzierbaren Methoden zur Ermittlung vorliegen.

Abhängig von der Betrachtung der Betriebsparameter existieren zwei Möglichkeiten zur Ermittlung von Standzeiten.

- a) Die Standzeit ist limitiert durch das Betriebsversagen der Anlagen. Häufig wird hierbei eine **Kolmation** beobachtet, meist ausgelöst durch erhöhte Feststoffbelastung in

Kombination mit kolmationsfördernden Randbedingungen der Örtlichkeit (z.B. organische Belastung aus Pollenflug oder Streusalz bedingte erhöhte Feststoffeinträge).

- b) Die Standzeit ist limitiert durch eine signifikante **Reduktion der stofflichen Rückhalteleistung**. Hierbei wird häufig bei den **Schwermetallen** die Rückhaltekapazität des Filtermaterials erreicht.
- c) Die **Filterstabilität** des Substrats über die angenommene Standzeit hinaus muss gewährleistet sein. So sollten Filtersubstratbestandteile durch Verkehrsflächenabflüsse, insbesondere durch Frost- und Tausalzeinflüsse, mobilisiert und ausgetragen werden.

Da zum jetzigen Zeitpunkt keine aussagefähige Prüfung der Standzeit vorliegt, wurden in diesem Projekt die folgenden zusätzlichen Recherchen zu dieser Thematik durchgeführt:

- Zusammenstellung aller Untersuchungsmethoden zur Ermittlung von Standzeiten durch Befragung der Hersteller sowie Auswertung der vorhandenen Fachliteratur;
- Bewertung der Eignung dieser Methoden; Ansätze für die Entwicklung einer Prüfmethodik.

2.2.1 Zusammenstellung Methoden zur Ableitung einer Standzeit von Behandlungsanlagen

Neben der Zusammenstellung der verfügbaren Fachliteratur sollte mit Hilfe einer umfassenden Herstellerbefragung eruiert werden, mit welchen Methoden Standzeiten ermittelt werden. Es wurde bei mehreren Herstellern eine telefonische Abfrage der Berechnungspraxis vorgenommen. Die wesentlichen Ergebnisse sind im Folgenden zusammengefasst:

Die angegebene Höhe von Standzeiten ist - wenn sie überhaupt angegeben wird - sehr unterschiedlich und schwankt in einem Bereich zwischen zwei und vier Jahren und über 20 Jahren.

Häufig ist die Ableitungsgrundlage dieser Zahlen sehr vage und beruht zumeist auf rein empirischen Grundlagen. Ein weiteres Problem besteht darin, dass viele dieser Daten nicht verfügbar sind und nur vereinzelt von den Firmen zur Veröffentlichung freigegeben werden.

Obwohl die Kolmation von vielen Herstellern als maßgeblich definiert wird, wird die Standzeit häufig aus Versuchen zum Schwermetallrückhalt abgeleitet. Mit diversen, oft nur empirisch ermittelten Sicherheitsfaktoren wird dann auf eine Gesamtstandzeit „hochgerechnet“.

Es gibt aber auch Firmen, deren Anlagen nach eigenen Angaben einen so guten Feststoffrückhalt aufweisen, dass sie selbst den Schwermetallrückhalt als limitierend für die Standzeit angeben. Hier wird mit verschiedenen Laborversuchen (Schüttel- oder Säulenversuche) die maximale Schwermetallaufnahmekapazität eines Filtersubstrates berechnet und daraus die angegebene Standzeit – zumeist reduziert um einen Sicherheitsfaktor – ermittelt.

Die Befragung der Hersteller und fachliche Einschätzung der in-situ-Situation ergibt die Priorität bei der **Kolmation durch den Eintrag von Feststoffen** als maßgebend für die Berechnung einer Standzeit.

Gegenwärtig lässt sich die Kolmation unter Betriebsbedingungen mit den verfügbaren Laborprüfverfahren nicht prüfen. Das bei der Laborprüfung eingesetzte Millisil W 4 (Korngröße < 200 µm) ist ein feinkörniges anorganisches Material, das nur in geringem Maß die Vorgänge der Kolmation in der Realität abbilden kann. Im Feld ist beispielsweise durch das Vorhandensein von organischen Pollenbestandteilen in viel größerem Maße von verklebenden Eigenschaften auszugehen, die das Millisil unter Laborprüfbedingungen nicht aufweist. Die Intension des Einsatzes von Millisil ist auch nicht in erster Linie auf die Kolmation ausgerichtet. Vielmehr soll mit der AFS-Prüfung mit Millisil der Rückhalt in einer Behandlungsanlage bezüglich AFS_{fein} und damit der daran anhaftenden Schadstoffe nachgewiesen werden.

Aus diesen Gründen ist man bezogen auf das Kolmationsverhalten auf Erfahrungen im realen Betrieb angewiesen. Hier werden häufig zwei Ursachen für das Auftreten von Kolmationseffekten genannt.

Zum einen werden, insbesondere während der Pollenflugphase im Frühsommer, sehr häufig versagende Behandlungsanlagen beobachtet. Meist ist dieser Effekt auf zwei bis vier Wochen im Jahr beschränkt, allerdings kann der hohe organische Feststoffanteil im Niederschlagsabfluss zu einer vollständigen Kolmation einiger Anlagen führen.

Ein weiterer Effekt, insbesondere bei Straßenabflüssen, tritt nach der Streusalzphase im nachfolgenden Quartal (ca. März bis Mai) auf. Bedingt durch die Salzeinwirkung werden feinstpartikuläre Bestandteile der Fahrbahn aus dem Material verstärkt herausgelöst. Bei anschließenden Niederschlagsereignissen wird diese vermehrte feinstpartikuläre Feststofffracht in die Anlagen eingetragen und kann dort zur Kolmation führen. Dieser Effekt konnte in Augsburg über mehrere Jahre von [Lambert, 2010] dokumentiert werden. Die folgende Abbildung zeigt entstehende „Salzflecken“ (links) und die Auswaschung von Feinstpartikeln aus dem Fahrbahnmaterial (rechts).



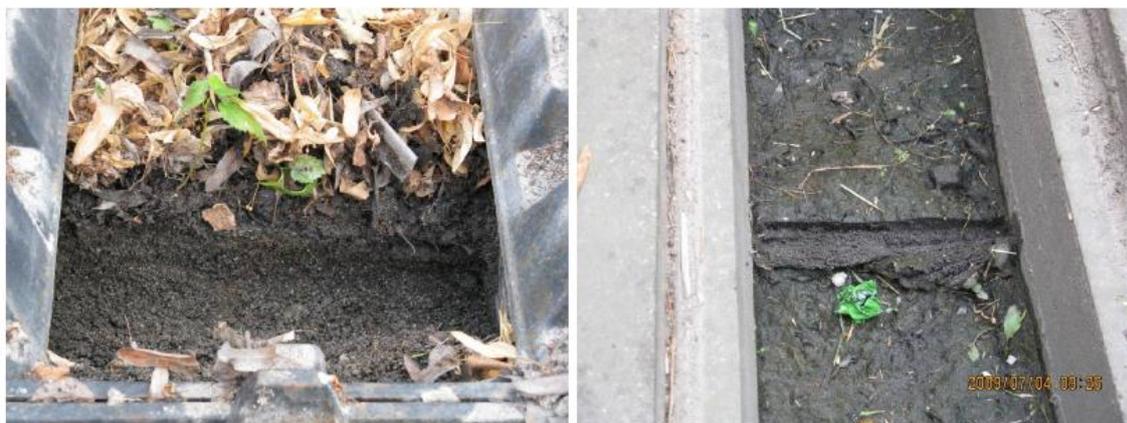
Abbildung 2-8: *Dokumentation von „Salzflecken“ und die Auswaschung von Feinstpartikeln aus dem Fahrbahnmaterial als Folge der Salzstreuung [Lambert, 2010]*

Beide beschriebenen Effekte führen zumindest zeitweise zu einer deutlich erhöhten Belastung an Feinpartikeln. Ob diese vermehrte Belastung zu einer Kolmation führt, ist aber auch vom Anlagentyp abhängig. Generell scheinen Anlagen im Dauerstau gefährdeter zu sein als wechselfeuchte Anlagen, bei denen eine zeitweise Abtrocknung des Sedimentes möglich ist.

Zusammenfassend sind daher unter Realbedingungen die folgenden Einflussfaktoren für das Auftreten einer Kolmation relevant:

- Örtliche Randbedingungen (Baumbestand, Pollenrelevante Bepflanzung)
- Zeitliche Varianz (Jahreszeit: maßgeblich zum einen die Pollenflugphase (drei bis vier Wochen) und bei Verkehrs- und Mischflächenabflüssen das 2. Jahresquartal nach intensiver Salzstreuung)
- Unterschiedliche Empfindlichkeit des Anlagentyps (wechselfeuchte Randbedingungen grundsätzlich günstiger als im Dauerstau betriebene Anlagen)

Wie bereits erwähnt, wird von vielen Herstellern und Fachexperten die Kolmation als maßgebend für die anzugebende Standzeit angegeben. Als offene Frage bleibt, wie man zu verlässlichen Angaben von Standzeiten kommt, wenn die Randbedingungen wie oben beschrieben so unterschiedlich sind. Dies zeigt auch die Abbildung 2-9 mit dem Einbau zweier Filterrinnensysteme eines Herstellers an verschiedenen Örtlichkeiten. Während die eine Filterrinne (links) nach drei Betriebsjahren einen Sedimentaufwuchs (225 kg T+U/ha *a) zeigt, der locker und durchlässig strukturiert erscheint, ist in der zweiten Rinne (rechts) bereits nach drei Monaten ein deutlicher Sedimentaufwuchs (wesentlich höhere Feststoffbelastung (Fein) mit 3.300 kg T+U/ha*a) mit einer sehr dichten Struktur zu erkennen [Huwe, 2011].



PKW-Parkplatz nach 3 Betriebsjahr

Derchingerstraße (Feld 1) nach ¼ Betriebsjahr

Abbildung 2-9: Sedimentbildung in zwei Filterrinnen [Lambert, 2010]

Hersteller von solchen Rinnensystemen berechnen ihre Standzeit auf der Grundlage dieser Ergebnisse. Im Prinzip wird von einem maximalen AFS-Eintrag in das Rinnensystem ausgegangen. Daraus wird eine sich einstellende Sedimentaufwuchshöhe unter Berücksichtigung der Prozesse der Bodenbildung und der notwendigen Wechselfeuchte berechnet. Mit den Ergebnissen der Feldversuche und den genannten Annahmen wird unter Zuhilfenahme eines Sicherheitsfaktors dann eine Standzeit ermittelt [Huwe, 2011].

Ähnlich wird bei Anlagen mit einem Schlammfang verfahren. Bezogen auf den Feststoffeintrag werden die Intervalle der Schlammfangräumung berechnet. Diese basiert auf der Geometrie der auszuführenden Anlage und der angeschlossenen Fläche mit entsprechenden Annahmen zum Feststoffaufkommen.

Beim Vorhandensein eines Rinnensystems oder Sedimentationsteils lässt sich basierend auf vielen Felddaten mit dieser Vorgehensweise eine Methodik für die Standzeitermittlung ableiten. Allerdings existieren solche Untersuchungen nur vereinzelt und längst nicht für alle Anlagentypen. Es ist zukünftig unabdingbar, weitere verfügbare Betriebsdaten systematisch auszuwerten. Dabei wäre es sinnvoll, durch eine Begehung und eine hydraulische Überprüfung vorhandener Anlagen den Datenpool für diesen wichtigen Aspekt der Behandlungsanlagen näher zu untersuchen. Durch die Verknüpfung von hydraulischen Leistungsdaten von verschiedenen „gealterten“ Anlagen mit ortsspezifischen Randbedingungen wäre es dann besser möglich, auch fundierte Aussagen zum Kolmationsverhalten von Anlagen zu formulieren.

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, mehr Erkenntnisse zur Kolmation in systematischen Feldmessungen zu gewinnen. Dazu müsste zunächst eine geeignete Untersuchungsanlage mit repräsentativen Belastungsbedingungen gefunden werden. Hier müsste eine Örtlichkeit mit „worst-case-Bedingungen“, also möglichst hohen Feststoffbelastungen, ausgewählt werden. Des Weiteren sollte die apparative Ausstattung vorhanden sein, um langfristige Versuche durchführen zu können: Auch die Untersuchungsinstitution sollte unabhängig von Herstellerinteressen aufgestellt sein und über das entsprechende Know-how verfügen. Die Messungen selbst müssten über längere Zeiträume (mind. 1 Jahr) durchgeführt werden, um die schon beschriebenen saisonalen Effekte abzudecken. Die genauen Randbedingungen einer in mittelfristigen Zeithorizonten zu realisierenden Untersuchung müssten theoretisch ausformuliert und in einem Praxistest methodisch überprüft werden.

Obwohl die Kolmation für viele Anlagen als limitierend eingestuft wird, sind auch Anwendungsfälle denkbar, bei denen stoffliche Aspekte (z.B. gelöste Schwermetalle) limitierend sind. Dies ist beispielsweise bei der Behandlung von Metalldachabflüssen der Fall. Diese Abflussart enthält nur geringe Feststoffmengen bei gleichzeitig sehr hohen Konzentrationen an gelösten Schwermetallen. Für die **Standzeit** von Metalldachbehandlungsanlagen ist daher der **Schwermetallrückhalt** maßgebend.

Einige Hersteller, die mit Filtermaterialien nach dem Ionenaustauscherprinzip arbeiten, versuchen über Schüttelversuche die maximale Sorptionskapazität und damit Lebensdauer auszurechnen. Diese Verfahren sind aber nur bedingt geeignet, die realen Verhältnisse abzubilden. Vergleichende Versuche zu Schüttel- und Säulenversuchen haben gezeigt, dass

die Ergebnisse zur Dauerhaftigkeit bei Säulenversuchen weit aus aussagekräftiger waren als die zuvor durchgeführten Schüttelversuche [Dierkes, 2009].

Im Folgenden sollen verschiedene Methoden zur Standzeitermittlung auf der Basis des Metalldurchbruchs vorgestellt werden. Sie beziehen sich auf den Anwendungsfall Einleitung Metalldachabfluss in das Boden/Grundwasser-System.

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

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

Ein Filterdurchbruch wird nach [LfU, 2011] folgendermaßen definiert:

Ein Filter ist funktionstüchtig, wenn sowohl die Vorbelastung einer Frachtportion zu mehr zu 90% aufgebracht werden kann und die Ablaufkonzentration der Prüfrengenspende die Grenzkonzentration unterschreitet (500 µg/l bei Zink und 50 µg/l bei Kupfer). Ist eine von beiden Bedingungen nicht mehr erfüllt, so hat ein Filterdurchbruch stattgefunden (im Sinne der Dauerhaftigkeit).

Alle beschriebenen Methoden wurden für den Anwendungsfall „Einleitung Metalldachabflüsse in Grundwasser“ an einem Anlagensystem in einem vom LfU Bayern geförderten Vorhaben getestet bzw. ausgewertet. Der in Tabelle 2-1 dargestellte Vergleich zeigt, dass sich trotz der sehr unterschiedlichen Methoden berechnete Standzeiten ergeben, die in vergleichbaren Größenordnungen liegen.

Im Ergebnis wird für den Anwendungsfall „Metalldächer“ zur Beurteilung der Dauerhaftigkeit der Durchbruchversuch an einer Filtersäule (Versuch 4) vorgeschlagen. Der Versuch ist relativ einfach durchzuführen und entfernt sich nicht zu sehr von der Realität. Ergänzend können aber auch Ergebnisse aus den Schüttelversuchen (Versuch 1), die Teil des Übereinstimmungsnachweises im Rahmen des Prüfverfahrens sind, als Plausibilitätskontrolle mit herangezogen werden [LfU, 2011].

Tabelle 2-1: Versuche zur Dauerhaftigkeit im Vergleich [LfU Bayern, 2011]

Versuch	Ergebnis	Aufwand	Bemerkungen	Standzeit
1 Schüttelversuch [TUM, 2011]	Sorptionskapazität [g SM/kg Substrat] Berechnen Standzeit	+	Ablauffracht, wird nicht berücksichtigt Geringe Realitätsnähe	2,2 Jahre
2 Kationenaustauschkapazität [TUM, 2011]	KAK [g SM/ kg Substrat] Berechnen Standzeit	+	Ablauffracht, wird nicht berücksichtigt Geringe Realitätsnähe pH-Wert unklar	1,1 Jahre
3 Filterprofil [TUM, 2011]	Über Integral Abschätzung weiterer Standzeit	- 1 Jahr	Größe des Sicherheitspuffers unklar Jahresbelastung beim Versuch im Feld ist niedriger als „Laborbelastung“	3 – 4 Jahre
4 Durchbruch Filtersäule	Verifizieren einer geschätzten Standzeit	o/- 4 Wochen		2,8 Jahre

Fazit und Schlussfolgerungen

Die Ermittlung von Standzeiten von Behandlungsanlagen ist nach wie vor ein schwieriges und noch offenes Thema. Die liegt vor allem daran, dass sehr viele Einflussfaktoren das Auftreten eines Versagensfalls an sich und das Ausmaß stark beeinflussen. In den meisten Fällen wird die Kolmation als limitierender Prozess für die Standzeit identifiziert. Gerade für diesen Prozess ist keine Laborprüfmethode verfügbar und auch kaum zu entwickeln.

Zur Ableitung einer Methodik für die Abflussart „Verkehrsflächenabflüsse“ ist es unabdingbar, verfügbare Betriebsdaten auszuwerten. Weiterhin sind Betriebsbegehungen inkl. Messungen der hydraulischen Kennwerte wünschenswert. Hieraus könnte eine Verknüpfung der hydraulischen Leistungsfähigkeit mit der Charakteristik der Anlagen und der jeweiligen Örtlichkeit vollzogen werden. Damit ließen sich Belastungsklassen definieren und die Vorhersage von Kolmationseffekten verbessern.

Ergänzend hierzu sollten Überlegungen zur Durchführung von Messprogrammen im Feld vorangetrieben werden. Der Schwerpunkt sollte hierbei auf mögliche Kolmationseffekte infolge des Feststoffeintrages gelegt werden. Dazu müsste eruiert werden, ob eine repräsentative Örtlichkeit vorhanden ist. Des Weiteren müssten die genauen Randbedingungen einer solchen Untersuchung im Feld (Zeiträume, Messprogramm ...) festgelegt werden.

Für die weniger feststoffbelasteten Metalldachabflüsse existieren erste Ansätze zur Berechnung einer Standzeit, die sich vorwiegend auf den Rückhalt an gelösten Schwermetallen beziehen [LfU, 2011]. Mithilfe von labortechnischen Untersuchungen wurde die Standzeitermittlung mittels Filterdurchbruch in Säulen entwickelt, die generell auch auf Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse übertragen werden könnte.

Unabhängig von der Ermittlung von Standzeiten sind jedoch klare Vorgaben für den Betrieb der Anlagen zur Sicherstellung ihrer Wirksamkeit zu formulieren, die Teil der (bauaufsichtlichen) Zulassung sein müssen. Dies betrifft die Art und Regelmäßigkeit der Wartung und nicht zuletzt eine Überwachbarkeit des „Versagens“ infolge Kolmation, sei es durch Druckmessungen oder Rückstau in eine Fläche.

3 Internationalisierung von Prüfverfahren (TU Kaiserslautern)

Grundlage für die im Forschungsvorhaben der DBU entwickelten Prüfverfahren sind Vorgaben und Regelungen, die in Deutschland verfasst wurden. Dies bedeutet, dass sowohl bei der Parameterauswahl als auch bei der Festlegung der Prüfanforderungen vorwiegend nationale Aspekte berücksichtigt wurden.

Aus der Befragung der Hersteller ging aber deutlich hervor, dass völlig andere Bewertungsgrundsätze im europäischen und außereuropäischen Markt vorliegen. So verlangen viele Behörden in Australien und den USA eine Wirksamkeit bezogen auf Phosphor oder sogar bestimmte Stickstoffverbindungen. Dies sind Parameter, die bei Berücksichtigung von natio-

nenen Vorgaben von untergeordneter Bedeutung sind und damit keinen Eingang in die formulierten Prüfverfahren gefunden haben.

Da aber gerade diese Märkte für Hersteller von Behandlungsanlagen zunehmend an Bedeutung gewinnen, ist es wichtig, auch Prüfverfahren für ausländische Anforderungen zu entwickeln. Durch die geplante Mitbetrachtung von weiteren Stoffen (Phosphor), die insbesondere im außereuropäischen Markt nachgefragt werden, ist somit auf Herstellerseite auch eine Neuentwicklung von Produkten möglich. Damit werden die Absatzchancen von Produkten von deutschen Umwelttechnikunternehmen im Ausland nachhaltig verbessert.

Im vorliegenden Projektbericht wurde deshalb für ausgewählte Länder die Genehmigungs- bzw. Zulassungspraxis zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen zusammengestellt. Basis für diese Beschreibung war eine Befragung bei den wichtigsten deutschen Herstellern von dezentralen Behandlungsanlagen (ca. 10 Firmen) sowie eine umfassende Literaturrecherche.

3.1 Zusammenstellung Genehmigungs- bzw. Zulassungspraxis zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen in Europa sowie außereuropäischen Ländern

In **Österreich** existieren Vorgaben bei der Einleitung von Niederschlagsabflüssen in das Boden/Grundwassersystem. Bei der Versickerung steht vorwiegend die belebte Oberbodenschicht im Vordergrund. Da im hochverdichteten Bereich in Innenstädten nicht immer der ausreichende Platz zur Verfügung steht, wird alternativ eine Versickerung über Schächte nur nach vorhergehender Behandlung vorgesehen.

Speziell zur Behandlung von Dachabflüssen, die nicht über den biologisch aktiven, bewachsenen Boden versickert werden können, hat die Stadt **Wien** eine technische Richtlinie zur Dimensionierung von Anlagen zur Einleitung über Sickerschächte in den Boden erlassen [Magistrat der Stadt Wien, 2006]. Diese Vorgabe bezieht sich lediglich auf „normal“ verschmutzte Dachabflüsse. In der aufgeführten Richtlinie werden Vorschläge zur Konzeption der Anlage (Komponenten Absetzbecken, Schwebstofffilter und Adsorptionsfilter) gemacht. Des Weiteren werden für einzelne Komponenten Dimensionierungsvorgaben (z.B. Kontaktzeiten, Standzeiten) formuliert. Bei Anwendung dieser Vorschläge wird davon ausgegangen, dass ein Stoffrückhalt von rund 85 % (Bezug Jahresfracht Absetzbare Stoffe, CSB, PAK, Cadmium, Blei, Zink) zu erreichen ist [Magistrat der Stadt Wien, 2006].

Nach Herstellerangaben werden im osteuropäischen Raum (z.B. **Polen**) vorwiegend Abscheideranlagen nachgefragt. Für diesen Anlagentyp existiert in Deutschland bereits ein DIBt Prüfverfahren, das vorwiegend den Rückhalt an Kohlenwasserstoffen bei hohen Durchflüssen untersucht [Lienhard, 2011].

In einer Studie aus **Ungarn** wurde die Versickerung von Straßenabflüssen über die Bankette untersucht. Hier werden Vorgaben für den Parameter MKW im Grundwasser genannt. Als Hintergrundwert wird eine MKW-Konzentration von 0,05 mg/l aufgeführt. Maßnahmen werden je nach Empfindlichkeit des Gebietes bei MKW-Konzentrationen ab 0,5 bis 2,0 mg/l erforderlich [Buzas und Budai, 2006]. Zum Vergleich sei der deutsche Prüfwert der BBo-denSchV von 0,2 mg/l aufgeführt.

In der **Schweiz** existiert eine Dokumentation der Leistungsfähigkeit von Behandlungsanlagen für Straßenabflüsse unabhängig vom Einleitungsort. In dieser neuen Studie aus dem Jahr 2010 wird umfassend der Stand der Technik bei den Behandlungsanlagen beschrieben [ASTRA und BAFU, 2010]. Des Weiteren wird für die Parameter AFS, DOC, PAK Cu und Zn die Leistungsfähigkeit dieser Anlagen bewertet. Als Bezugsgröße fungieren die Konzentration im Ablauf sowie der ermittelte Wirkungsgrad. Danach werden die Behandlungsanlagen in Klassen (gut/mittel usw.) eingeteilt. Je nach Leistungsklasse liegen die Feststoffgehalte (hier gemessen als GUS) im Ablauf zwischen 10 und 40 mg/l. Ergänzend hierzu wird noch ein empfohlener Wirkungsgrad angegeben, der bei < 60% bis > 90% liegt. Bei Kupfer liegt diese Spannweite zwischen 5 und 20 µg/l und beim Zink zwischen 10 und 40 µg/l. Auch hier wird ergänzend ein Wirkungsgrad (Cu: ca. 60-90 %; Zn: ca. 60-90 %) als Bewertungsgröße empfohlen [ASTRA und BAFU, 2010].

Einige deutsche Firmen, die Behandlungsanlagen anbieten, haben Niederlassungen in **England**. Eine Recherche bei den zuständigen Behörden ergab aber, dass es keinerlei Verordnungen oder sonstige Vorgaben über den Umgang mit belasteten Niederschlagsabflüssen gibt. Auch hier werden im Einzelfall mit den zuständigen Behörden individuelle Vorgaben formuliert [Dierkes, 2011].

Auch in **Frankreich** existieren keine nationalen Regelungen für die Zulassung von Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen. Nach Herstellerangabe sind aber in einzelnen Regionen (**z.B. Colmar**) Anforderungen an den Ablauf dieser Behandlungsanlagen aufgeführt. Nach den Empfehlungen des Conseil d'Hygiene in der Region Colmar sollen die Gehalte von Niederschlagsabflüssen (Dachabflüsse ausgenommen) bei Versickerung oder Einleitung in Oberflächengewässer auf 30 mg/l AFS und auf 5 mg/l MKW begrenzt werden [Mission Inter Services de l'eau du Haut-Rhin, 2002].

In den **Niederlanden** besteht eine lange Tradition in der Berücksichtigung von Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung. Diese werden mit den sog. SUDS (sustainable urban drainage systems) implementiert. Neben der Maßgabe, Niederschlagsabflüsse möglichst ortsnah zu versickern, werden auch Maßnahmen zur Behandlung durchgeführt. Als „verschmutzt“ gelten vor allem Niederschlagsabflüsse von gewerblich genutzten Flächen, von Parkplätzen (vornehmlich von LKW oder Bussen), von Straßen mit hohen Verkehrsbelastungen und von Dächern mit speziellen Inhaltsstoffen (z.B. Metaldächern). Deshalb werden auch häufig die Parameter Feststoffe, PAK, MKW und ausgewählte Schwermetalle (Kupfer, Zink, Cadmium) in die Untersuchungen einbezogen. Bei den ausgewählten Behandlungsanlagen werden sowohl Lamellenabscheider als auch verschiedene Filtersysteme (Boden, Sand u.ä.) eingesetzt [Boogaard et al., 2010; Langeveld et al., 2008].

Für die Zulassung solcher Anlagen ist in den Niederlanden die Institution KIWA zuständig. Diese Organisation übernimmt Aufgaben, die in Deutschland das deutsche Institut für Bau-technik (DIBt) vollzieht. Im Unterschied zum DIBt kann die KIWA durch eine eigene Labo- rausstattung auch die Überprüfungen durchführen sowie die Fremdüberwachung von zuge- lassenen Systemen übernehmen [Töws, 2011]. In der KIWA gibt es analog zu den am DIBt eingerichteten Sachverständigenausschüsse auch Fachausschüsse (hier: SvD). Diese Fach- ausschüsse entwickeln dann Richtlinien (hier: Beoordelingsrichtlijn 2036 aus dem Jahr 2008), in denen die Prüfvorschriften für eine Zulassung beschrieben sind [Nationale Be- oordelingsrichtlijn 2036, 2008]. Die Inhalte dieser Richtlinie sind nahezu identisch mit den Zu- lassungsgrundsätzen für Flächenbeläge (Stand 2005) des deutschen DIBt. In einem La- borprüfverfahren werden die Rückhalteleistung der Feinfraktion der Feststoffe und ausge- wählter Schwermetalle getestet. Nach diesen Grundlagen sind bereits Zulassungen für ein- zelne Produkte in den Niederlanden erteilt worden. Dabei wurden auch Prüfungen, die für die DIBt Zulassung in Deutschland durchgeführt wurden, als Beurteilungsgrundlagen anerkannt [Töws, 2011].

In **Mexiko** werden Niederschlagsabflüsse häufig über die Versickerung in das Bo- den/Grundwasser-System verbracht. Analog zur deutschen BBodSchV wird in einer landes- weiten Norm vom Umweltministerium festgelegt, welche stofflichen Belastungen in diesen zur Versickerung anstehenden Abflüssen enthalten sein dürfen. Dazu muss erwähnt werden, dass neben Oberflächenabflüssen in Mexiko auch häufig Abläufe aus Kläranlagen zur Grundwasseranreicherung versickert werden. Die Auswahl der Parameter und die festge- setzte Höhe sind damit auch an die Situation bei der Abwasserreinigung angepasst. Bei den berücksichtigten Parametern werden Feststoffe, Phosphor, Stickstoff, MKWs und Coliforme Bakterien genannt. Die zulässigen Ablaufwerte liegen bei den Feststoffen (Fraktion < 1,5 µm) bei 150 mg/l, bei Gesamt-P bei 20 mg/l, bei Gesamt-N bei 40 mg/l und bei den MKW bei 15 mg/l [Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2009]. Diese Kon- zentrationsvorgaben sind als sehr hoch zu bewerten und damit für Niederschlagsabflüsse nicht relevant. Zum Vergleich sei der MKW-Prüfwert der deutschen Bundesbodenschutz-VO von 0,2 mg/l angeführt.

Auch in **Italien** werden Vorgaben für die Versickerung von Niederschlagsabflüssen in das Boden/Grundwassersystem aufgeführt. Neben einigen Schwermetallen werden für die PAK ein Wert von 10 µg/l und für die AFS ein Wert von 25 mg/l aufgeführt [Huwe, 2011].

In **Australien** sind für einzelne Regionen bzw. Kommunen Vorgaben für die Einleitung in Oberflächengewässer formuliert worden. Betont wird in allen Ausführungen, dass, wenn die Bedingungen des Einzelfalls dies erfordern, immer von diesen Standardvorgaben abgewi- chen werden darf.

In der Stadt **Penrith (Australien)** werden Vorgaben zum stofflichen Rückhalt einzelner Pa- rameter benannt. Unter anderem wird für den AFS-Rückhalt (Fraktion < 100 µm) eine Rück- halteleistung von 50 % aufgeführt. Für die Parameter MKW und Ges-P sowie Ges-N liegen diese bei 90 % bzw. 45 % [Penrith City Council, 2010].

In der Region um **Wyong (Central Coast, Australien)** werden für neu errichtete Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen die folgenden Vorgaben formuliert. Bezogen auf AFS werden 90 % Rückhalteleistung einer Jahreszulauf fracht verlangt. Eine Angabe zur Korngröße der AFS-Fraktion war nicht dokumentiert. Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff) sollen bezogen auf eine Jahresfracht zu 50 % zurückgehalten werden. Mögliche MKW-Belastungen im Ablauf werden nur qualitativ geregelt. Hier sollen unter bestimmten Zuflussbedingungen keine MKW-Gehalte im Ablauf sichtbar sein. Weiterhin werden in Wyong die größeren Feststoffe ($> 125 \mu\text{m}$) sowie grobe Abfallstoffe über 50 mm berücksichtigt. Diese dürfen auch bei bestimmten hydraulischen Belastungen nicht im Ablauf der Anlagen sichtbar werden [Wyong Shire Council, 1999].

Technische Empfehlungen für die Regenwasserbehandlung sind in der Region **Western Sydney (Australien)** formuliert worden. Hier werden Rückhalteleistungen als Zielwerte für verschiedene Parameter aufgeführt. Für die Feinfraktion der Feststoffe ($< 100 \mu\text{m}$) sollen 50% zurückgehalten werden. Dieser Wert liegt bei den Nährstoffen (Phosphor und Stickstoff) bei 45 %. MKW-haltige Verbindungen sollten um 90 % reduziert werden. Die Bezugsgröße ist jeweils die stoffliche Jahresfracht [URS Australia, 2003].

Ähnliche Parameter werden auch in den Behandlungszielen für Niederschlagabflüsse in der Stadt **Parramatta in New South Wales (Australien)** genannt. Hier wird für AFS ein Rückhalt von 85 %, für Gesamtphosphor 60 % und für Gesamtstickstoff 45 % festgelegt. Bei den MKW sollte 90 % der eingetragenen Jahresfracht zurückgehalten werden, im Ablauf wird ergänzend eine MKW-Konzentration von $< 10 \text{ mg/l}$ verlangt [Parramatta, 2010].

In der Region **South East Queensland** werden vergleichbare Vorgaben für die Parameter AFS, Gesamt-P und Gesamt-N formuliert [Queensland Government, 2009].

Das landesweit tätige **Green Building Council of Australia** benennt ebenfalls Reduktionsziele bei der Behandlung von Niederschlagsabflüssen. Bei den Nährstoffen werden für Gesamtphosphor 70 % und für Gesamt-Stickstoff 60 % aufgeführt. Bei den MKW werden Rückhalteleistungen von 90 % genannt. Der Rückhalt an Feststoffen wird auf 90 % festgesetzt. Die Feststoffe sind nach einer bestimmten Sieblinie ($60 \% < 150 \mu\text{m}$) definiert [Green Building Council of Australia, 2010]. Eine Zusammenstellung der wesentlichen Vorgaben in Australien zeigt die folgende Tabelle.

Tabelle 3-1: Zusammenstellung von Vorgaben zu Zielen bei der Behandlung von Niederschlagsabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer in Australien

Quelle	AFS	MKW	Gesamt-P	Gesamt-N	andere
Pennith [2010]	50% ($< 100 \mu\text{m}$)	90%	45%	45%	andere Abfallstoffe
Wyong [1999]	90%	qualitative Prüfung	50%	59%	grobe Abfallstoffe ($> 50 \text{ mm}$)
Sydney [2003]	50% ($< 100 \mu\text{m}$)	90%	45%	45%	andere Abfallstoffe
Parramatta [2010]	85%	90%	60%	45%	-

		(< 10 mg/l)			
Queensland Government [2009]	80%	-	60%	45%	grobe Abfallstoffe (> 50 mm)
Green Building Council [2010]	90% (Sieblinie)	90%	70%	60%	-

Alle aufgeführten Zahlen beziehen sich auf eine eingetragene stoffliche Jahresfracht, Konzentrationen werden i.d.R. nicht berücksichtigt. Analog zu den Diskussionen in Deutschland wird dem Rückhalt der Feststoffe, vor allem den Feinfraktionen, eine große Bedeutung zugemessen. Die aufgeführten Rückhalteleistungen schwanken hier zwischen 50 und 90 % und liegen in ähnlichen Bereichen der in Deutschland diskutierten Werte. Als Hauptgrund wird vielfach die Stellvertreterfunktion von Feststoffen als Träger von vielen Schadstoffen genannt. Weiterhin werden sehr hohe Anforderungen an den Rückhalt von MKW gestellt. In diesem Punkt sind in Deutschland bislang nur bei Einleitung in das Grundwasser ähnlich hohe Rückhalteleistungen (80%) benannt worden. Ein großer Unterschied zu deutschen und europäischen Vorgaben ist die häufige Benennung der Parameter Stickstoff und Phosphor.

Auch in den **USA** existieren keine landesweiten Vorgaben für die dezentrale Behandlung von Niederschlagsabflüsse. In einzelnen Bundesstaaten (z.B. Washington) existieren aber relativ detaillierte Vorgaben für die Zulassung von Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse zur Einleitung in Oberflächengewässer. Da einige Aspekte hieraus durchaus interessant für die hier entwickelten Prüfverfahren sind, werden sie im Folgenden zusammengefasst.

In einem gemeinsamen Papier der Staaten **California, Massachusetts, Maryland, New Jersey, Pennsylvania und Virginia (USA)** sind Grundsätze für die Zulassung von Behandlungsanlagen von Niederschlagsabflüssen aufgestellt. Diese betreffen vor allem die verwendeten Untersuchungsmethodiken und die Dokumentation der Ergebnisse. Schwerpunkt sind hier Feldversuche, Ergebnisse aus Laboruntersuchungen sollen aber auch zur Bewertung herangezogen werden. Bei den aufgeführten Parametern wird auf die Regelungen in den einzelnen Staaten hingewiesen. So wird in New Jersey und Maryland ein Feststoffrückhalt von 80 % festgesetzt. Im Staat Virginia hat man sich für den Parameter Phosphor als Bewertungsgröße entschieden [TARP, 2003].

Nach den Regelungen des **Staates Washington (USA)** kann ein Anlagenhersteller die Wirksamkeit seiner Anlage durch Feldversuche (reale Anlagen) und Laborprüfungen (Maßstab 1:1) nachweisen [Department of Ecology, Washington, 2004 und 2011]. Die Anforderungen unterscheiden sich in Normalanforderungen (basic) und weitergehende (enhanced) Vorgaben. Bei den zu betrachteten Parametern werden neben den Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) auch die Schwermetalle, der Phosphor und die MKW betrachtet. Welcher Parameter mit welcher Anforderung maßgeblich ist, entscheidet die Behörde im Einzelfall. Grundsätzlich sollte die Wirksamkeit der zugelassenen Anlagen in Feldversuchen nachgewiesen werden. Einzelne Aspekte, beispielsweise die Feststoffprüfung, können nach Absprache auch im Labor durchgeführt werden. Dabei wird die Behandlungsanlage mit verschiedene Prüfbeschieckungsspenden (70- bis 125 Prozentanteile von Q_{max}) beaufschlagt. Das Beschickungswas-

ser wird mit einem sehr feinen Prüfmehl (Sil-Co-Sil) auf AFS-Gehalte zwischen 100 und 200 mg/l eingestellt.

Das hierbei verwendete Prüfmehl hat höhere Feinanteile als das in deutschen Prüfverfahren eingesetzte Quarzmehl (Typ Millisil W 4). Die Prüfung nach den Vorgaben in Washington gilt als bestanden, wenn mindestens 80 % der zugeführten AFS-Menge in der Anlage zurückgehalten werden.

Weitere Parameter, die in Behandlungsanlagen bei weitergehenden (enhanced) Anforderungen zurückgehalten werden sollten, sind gelöste Schwermetalle und Phosphor. Hier werden für den Phosphor Rückhalteleistungen von 50 % verlangt, die gelösten Zinkverbindungen sollten zu 60 %, die gelösten Kupferverbindungen zu 30 % zurückgehalten werden. Wird die Anlage auf den Rückhalt an MKW geprüft, sollten die MKW-Konzentrationen im Ablauf (Tagesmittelwert eines Ereignisses) nicht über 10 mg/l liegen [Department of Ecology, Washington, 2004 und 2011].

Fazit für die Prüfverfahren:

Die Recherche zu internationalen Vorgaben bei der Einleitung von Niederschlagsabflüssen analog zur Situation in Deutschland ergab eine sehr unterschiedliche Datenlage. Oft sind keine nationalen Vorgaben zu finden; vielmehr werden regional spezifische Anforderungen bezogen auf die Bedingungen des Einzelfalls formuliert.

Bezogen auf den Einleitort sind sowohl Regelungen bei Einleitung in Boden/Grundwasser als auch bei Einleitung in Oberflächengewässer zu finden. Innerhalb der Niederschlagsabflüsse stehen die Straßenabflüsse häufig im Mittelpunkt des Interesses mit dem daraus resultierendem typischen stofflichen Belastungsspektrum. Dementsprechend werden verkehrsbedingte Stoffparameter wie AFS, MKW und ausgewählte Schwermetalle häufig genannt.

Bei der Recherche in USA und Australien ist besonders auffällig, dass weitergehende Anforderungen an Nährstoffe, insbesondere Phosphor, aufgeführt werden. Aus diesem Grund sollen im nächsten Kapitel erste Ansätze für die Implementierung einer Phosphorprüfung entwickelt werden.

3.2 Entwicklung Prüfmethode für neue Anforderungsfälle im internationalen Kontext (Implementierung Phosphorprüfung bei Einleitung in Oberflächengewässer)

3.2.1 Allgemeines zu Vorgaben für Phosphor

Grundsätzlich sind mögliche Wirkungen von Phosphorverbindungen relevanter bei Oberflächengewässern als bei Grundwasser. Innerhalb der Oberflächengewässer stehen vor allem die empfindlicheren stehenden Gewässer (Seen) im Mittelpunkt des Interesses. Aufgrund der Hauptwirkung von Phosphorverbindungen als Eutrophierungsfaktor sind im Unterschied zu einzelnen Stickstoffverbindungen (z.B. Ammonium) eher akkumulierende Belastungen

durch niederschlagsbedingte Einleitungen relevant. Dies bedeutet, dass vor allem die emittierten Phosphorfrachten bedeutsam sind.

Bezogen auf die Niederschlagsabflüsse stellt sich zunächst die Frage, ob ihr Frachtbeitrag im Vergleich zu anderen Eintragsquellen als signifikant zu bezeichnen ist. In den Flussgebietsbilanzen vieler Einzugsgebiete haben niederschlagsbedingte Einleitungen nur einen moderaten Anteil an den in Gewässer eingeleiteten Phosphorfrachten. Dominierend sind häufig neben den Kläranlagen (abnehmende Bedeutung) vor allem die Einträge aus der Landnutzung. Als Beispiel für diese Situation sei eine Phosphorbilanz in einem rheinland-pfälzischen Einzugsgebiet aufgeführt, die eine typische Situation vieler Fälle abbildet, vgl. Abbildung 3-1.

Diese Situation kann aber bei anderen Einzugsgebieten, beispielsweise im Raum Berlin, ganz anders sein. Durch den geringeren Anteil der Landnutzung sind in einigen Teilen Berlins die Phosphoreinträge aus niederschlagsbedingten Einleitung signifikant, siehe Abbildung 3-1.

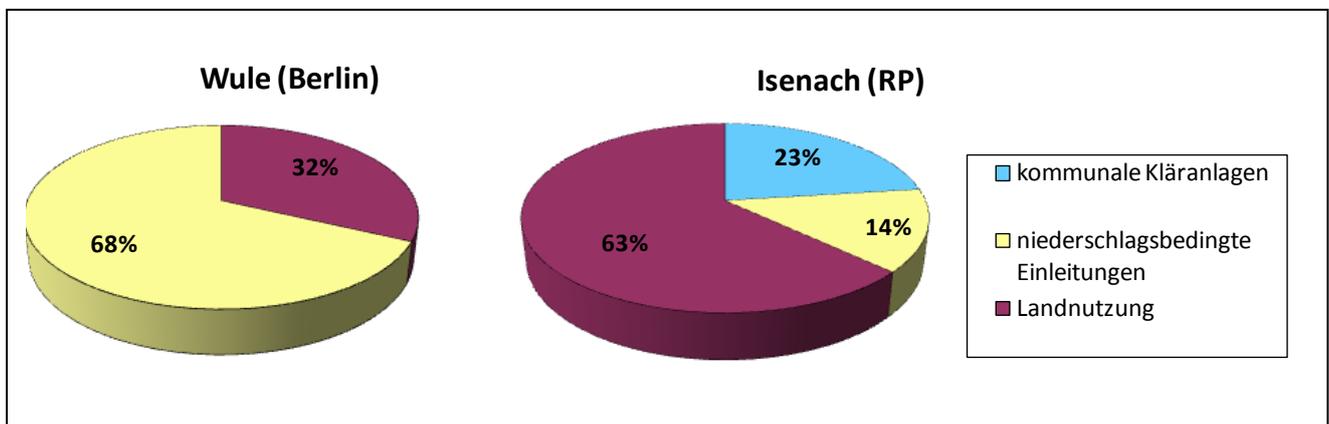


Abbildung 3-1: Gesamtbilanz der Phosphoremissionen (P_{ges}) in den Einzugsgebieten Isenach (Rheinland-Pfalz) und Wule (Berlin) [Schmitt et al., 2007; Grotehusmann, 2008]

Aus den beiden Beispielen wird deutlich, dass die Signifikanz der P-Einträge aus Niederschlagsabflüssen sehr unterschiedlich ist. Grundsätzlich kann in urbanen Einzugsgebieten mit einem hohen Baumbestand auch von hohen Phosphoreinträgen ausgegangen werden. Diesen Zusammenhang zeigt Abbildung 3-2.

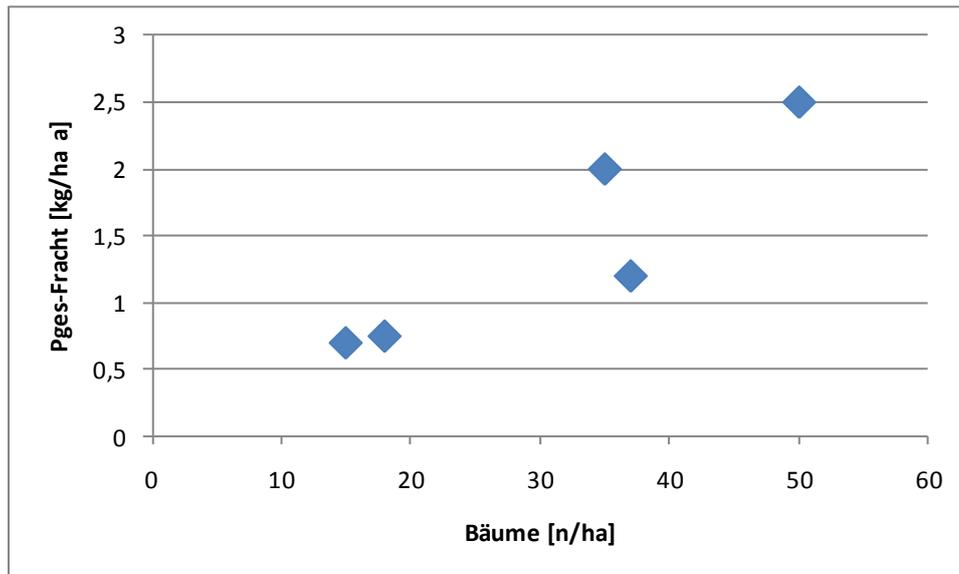


Abbildung 3-2: *Abhängigkeit der Phosphoremissionen (P_{ges}) von der Baumzahl [Grotehusmann, 2008]*

Die bisherigen Ausführungen zeigen, dass im Einzelfall durchaus niederschlagsbedingte Phosphoreinträge relevant sind. Da diese aber für spezielle Randbedingungen einer Region gilt, sind bundesweit in **Deutschland** keine Vorgaben zur Begrenzung der **Phosphor-Emissionen aus Niederschlagsabflüssen** vorhanden. Im Einzelfall werden bei empfindlichen Gewässern auf regionaler Ebene weitergehende Anforderungen zum Phosphorrückhalt genannt.

So ist beispielsweise in **Berlin** durch die Gewässersituation (viele empfindliche stehende Gewässer mit Badenutzung) 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].

Wie in Kapitel 3.1 gezeigt, werden im **außereuropäischen Ausland (Australien, USA)** häufiger von den Behörden Rückhalteleistungen von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung, insbesondere für Phosphor, verlangt. So kann nach den Regelungen des Staates Washington (USA) ein Anlagenhersteller die Wirksamkeit seiner Anlage durch Feldversuche und Laborprüfungen nachweisen (s.o.). Die Anforderungen unterscheiden sich in Normalanforderungen (basic) und weitergehende (enhanced) Vorgaben. Bei den zu berücksichtigenden Parametern wird neben den Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) auch Phosphor betrachtet. Die genannten Rückhalteleistungen schwanken beim Phosphor zwischen 45 und 70%.

Immissionsbedingte P-Anforderungen für Oberflächengewässer werden in **Deutschland** unterschieden nach Fließgewässer und Seen benannt.

Die Zielgrößen für Gesamtphosphor in **Fließgewässern** werden in Deutschland gewässertypspezifisch festgelegt, da die potenziell negative Wirkung des Phosphors, die Eutrophierung, wesentlich von den hydromorphologischen Bedingungen abhängt, siehe Tabelle 3-2.

Tabelle 3-2: Vorgeschlagene Orientierungswerte für die Konzentrationen Gesamtphosphor und Orthophosphat in deutschen Fließgewässern [LAWA, 2007; OgewV, 2010]

	LAWA-Gewässertypen	P _{ges} [mg/l]; Mittelwert bezogen auf MQ	o-PO ₄ -P [mg/l]; Mittelwert bezogen auf MQ
Orientierungswerte sehr guter Zustand	Alle Typen; abweichend bei Typ 1, 22 *)	0,05	0,02
Orientierungswerte guter Zustand	Alle Typen; abweichend bei Typ 2, 3, 11, 12, 19, 22 **)	0,1	0,07

*) Typ 1: Bäche und Flüsse der Kalkalpen; Typ 22: Marschengewässer

**) Typ 2 u. 3: Bäche und kleine Flüsse des Alpenvorlandes, Typ 11, 12 u. 19: Organische Fließgewässer und Fließgewässer der Niederungen, Typ 22: Marschengewässer

Orientierungswerte sind keine gesetzlich verbindlichen Grenzwerte, sondern Vorschläge für Schwellenwerte, die sich noch in der Diskussion befinden.

Der derzeitige Stand der Diskussion sieht dabei Orientierungswerte (sog. Schwellenwerte) für die Konzentrationen von Gesamtphosphor (P_{ges}) und Orthophosphat (o-PO₄-P) vor. Die Ableitung dieser Werte erfolgte aus verschiedenen EU-Richtlinien, den Zielvorgaben der LAWA, der LAWA-Güteklassifizierung und Experteneinschätzungen.

Eine Gruppe der Orientierungswerte beschreibt den Übergang vom „sehr guten“ zum „guten Zustand“ eines Gewässers. Die zweite Klasse der Orientierungswerte markiert den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ Zustand. Diese Werte müssen daher in einem Bereich liegen, in dem die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und eine typspezifische Besiedlung mit mindestens guter biologischer Güteinstufung gewährleistet sind. Nach derzeitiger Fachmeinung kann der „gute ökologische Zustand“ selten erreicht werden, wenn die Schwellenwerte für Gesamtphosphor (unterstützende Qualitätskomponente) nicht erfüllt, d.h. nicht unterschritten, werden.

Für **Seen** gelten noch niedrigere Werte für den Trophiegrad. Die LAWA-Klassifikation von 1999 beschreibt Seen mit einem P_{ges}-Gehalt < 0,015 mg/l als oligotroph und mit 0,015 bis 0,045 mg/l als mesotroph [LAWA, 1999]. Für Österreich gelten Seen mit einer P_{ges}-Konzentration von 0,02 bis 0,05 mg/l als nährstoffreich (eutroph), von 0,01 bis 0,02 als mesotroph und mit Konzentrationen unter 0,01 mg/l als oligotroph [Schaber, o.J.]. Als Mindestziel für ein stehendes Gewässer wird oftmals die P_{ges}-Konzentration von 0,03 mg/l genannt. [Chorus u. Heinzmann, 2006]. Untersuchungen an zwei Seen in Berlin zeigten, dass ein bestimmter Phosphorschwellenwert unterschritten werden muss, um das Algen- und Cyanobakterienwachstum, das letztendlich den Sauerstoffmangel eines Gewässers verursacht, zu vermindern. Dieser Schwellenwert ist allerdings gewässerspezifisch und liegt nach [UBA Dessau-Roßlau, 2010] beim Tegeler See bei 0,06 bis 0,1 mg/l und beim Schlachtensee bei 0,03 mg/l. Im Bereich des Bodensees lautete 1993 das Ziel eine Erreichung einer P-Konzentration von

0,02 mg/l [Bührer, 1993]. Inzwischen wird dieses Ziel mit einer P_{ges} -Konzentration im Bodensee von 0,008 mg/l längst übertroffen [Landtag von BW, 2010].

Tabelle 3-3: Zusammenstellung Gesamt-Phosphorkonzentration als Mess- und Beschreibungsgröße für den Trophiegrad von Seen

	oligotroph	mesotroph (als Mindestziel)	eutroph
LAWA-Klassifikation von 1999 [LAWA, 1999]	< 0,015 mg/l	0,015 – 0,045 mg/l	< 0,045 mg/l
Österreich [Schaber, o.J.]	< 0,010 mg/l	0,010 – 0,020 mg/l	0,020 -0,050 mg/l
Mindestziel [Chorus u-Heinzmann, 2006]		0,030 mg/l	
Schwellenwert e aus Berlin [UBA, 2010]		0,060 -0,100 mg/l (Tegeler See) 0,030 mg/l (Schlachtensee)	
Mindestziel Bodensee [Bührer, 1993]		0,020 mg/l (Bodensee)	

Im Entwurf der Oberflächengewässer-Verordnung (OgewV) von 2010 werden Grenzbereiche für P-Konzentration zur Einstufung der verschiedenen Seetypen vorgeschlagen. Eine Auswahl dieser Vorgaben zeigt Tabelle 3-4.

Tabelle 3-4: Zusammenstellung Grenzbereiche Gesamt-Phosphorkonzentration zur Einstufung von Seen (z.B. Übergang Zustand sehr gut → gut) als Mittelwert der Vegetationsperiode [OgewV, 2010, Auswahl]

	LAWA Seetyp	Übergang Zustand sehr gut → gut	Übergang Zustand gut → mäßig
Voralpen	1,2,3	0,010 - 0,015 mg/l	0,020 - 0,030 mg/l
Mittelgebirge	5,6,7	0,009 - 0,035 mg/l	0,018 - 0,065 mg/l
Tiefland	10, 11 (mesotroph)	0,025 - 0,040 mg/l	0,040 - 0,055 mg/l
Tiefland	11, 12 (eutotroph)	0,030 -0,060 mg/l	0,045 - 0,090 mg/l

Diese Zusammenstellung zeigt, dass zum einen zwischen Fließ- und stehenden Gewässern unterschieden werden muss, zum anderen Schwellenwerte oder Mindestanforderungen gewässerspezifisch zu sehen sind.

Eine Zusammenstellung von Nährstoffvorgaben für Oberflächengewässer im europäischen Vergleich wurde im 2010 abgeschlossenem DBU-Vorhaben angefertigt [DWA, 2010].

Um eine erste Bewertung der Relevanz der Phosphorverbindungen vorzunehmen, werden in Tabelle 3-5 die Vorgaben für Oberflächengewässer den Aufkommensdaten von Niederschlagsabflüssen gegenübergestellt.

Tabelle 3-5: Vergleich Aufkommen und Vorgaben für Phosphor [DWA, 2010]

DA: Dachabfluss, VA: Verkehrsflächenabfluss, MA: Mischflächenabfluss

	Aufkommen Niederschlagsabflüsse	Vorgaben Oberflächen-gewässer
Gesamt-P [mg/l]	0,2 DA 0,5 VA 0,8 MA	ca. 0,1-0,3 Fließgewässer ca. 0,01-0,09 Seen

3.2.2 Aufkommen von Phosphor und Zusammensetzung in Niederschlagsabflüssen

Für die Beurteilung der möglichen Phosphorwirkungen ist es wichtig, auch die Verteilungen in gelöste und partikuläre Anteile zu kennen. Deshalb werden in diesem Kapitel die Aufkommensdaten zu Phosphor einer genaueren Analyse unterzogen.

In Abbildung 3-3 sind die Gesamtphosphorkonzentrationen der wichtigsten Abflussarten aufgeführt [Welker, 2005]. Das erhöhte Aufkommen an Phosphor in Mischflächen im Vergleich zu den Verkehrs- und Dachflächen könnte durch die Nutzung der angeschlossenen Flächen erklärt werden. So geht aus den Daten hervor, dass bei Vorhandensein von z.B. landwirtschaftlich genutzten Höfen der Phosphorgehalt im Abfluss sehr hoch sein kann.

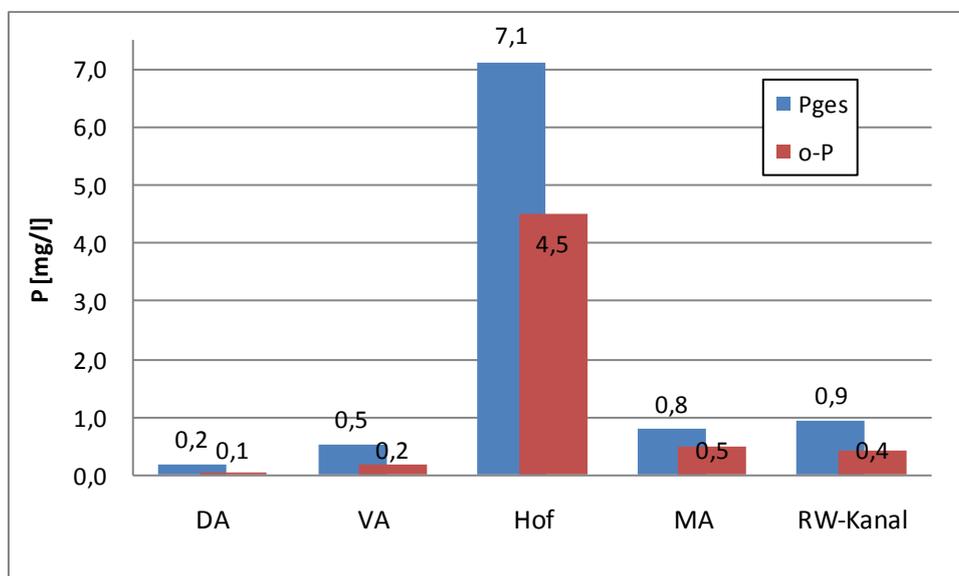


Abbildung 3-3: Phosphoraufkommen in unterschiedlichen Niederschlagsabflüssen (DA: Dachabflüsse; VA: Verkehrsflächenabflüsse; Hof: Hofabflüsse im ländlichen Raum; MA: Mischflächenabflüsse; RW-Kanal: Regenwasserkanal) in [mg/l] [Welker, 2005]

Wesentlich für ein Prüfverfahren ist auch die Zusammensetzung des Phosphors, da hier unterschiedliche Verfahrenstechniken zur Entfernung eingesetzt werden müssen und die Prü-

fung daran angepasst werden sollte. In Abbildung 3-4 sind die aus oben erwähnten Literaturwerten ermittelten Ortho-phosphat (o-P) zu P_{ges} -Verhältnisse der unterschiedlichen Niederschlagsabflüsse dargestellt.

Leider war die Anzahl der auswertbaren Datensätze nicht sehr umfangreich, da entweder P_{ges} oder o-P angegeben wird, aber nicht beide Phosphoranteile gleichzeitig. Trotzdem ist eine Tendenz zu erkennen. Während Verkehrsflächenabflüsse eher weniger gelöstes o-P enthalten (Verhältnis zu P_{ges} ca. 0,2), liegt der Anteil in Dachflächenabflüssen etwas höher (Verhältnis zu P_{ges} ca. 0,3). Der Anteil des gelösten o-P in landwirtschaftlichen Hofflächen ist mit ca. 0,5 am höchsten. Der Anteil in Mischflächen liegt je nach Nutzung mit 0,25 (MA) bis 0,3 (Trennkanal) zwischen Verkehrsflächenabflüssen und Dachabflüssen.

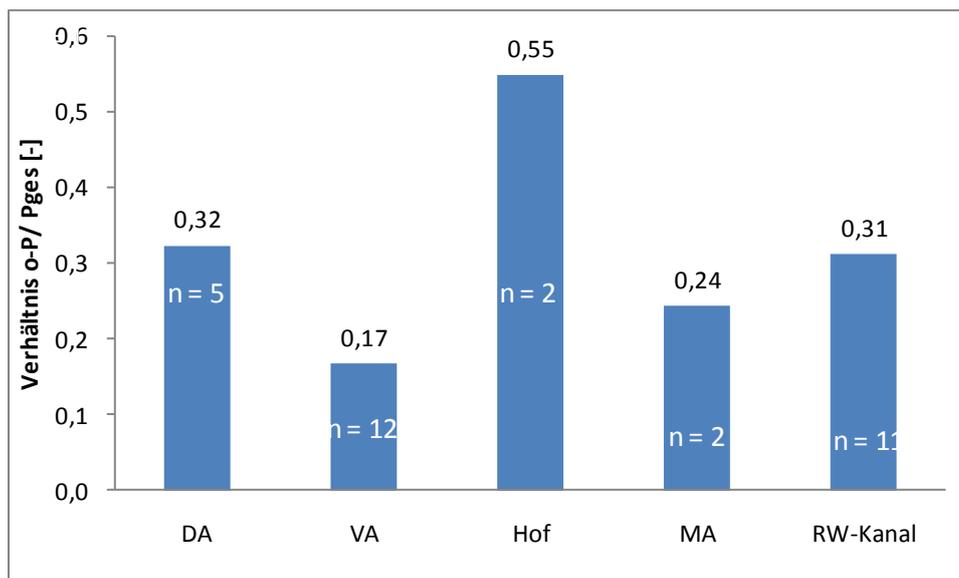


Abbildung 3-4: Anteil des Orthophosphats am Gesamtphosphor in unterschiedlichen Niederschlagsabflüssen (DA: Dachabflüsse; VA: Verkehrsflächenabflüsse; Hof: Hofabflüsse im ländlichen Raum; MA: Mischflächenabflüsse; RW-Kanal: Regenwasserkanal)[Welker, 2005]

In Tabelle 3-6 wird abschließend ein Vorschlag für Prüfkonzentrationen für Dach- und Mischflächenabflüsse unterbreitet. Dachabflüsse werden trotz der möglichen Belastung mit Phosphor generell als nicht behandlungsbedürftig eingestuft.

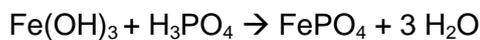
Tabelle 3-6: Vorschlag für Prüfkonzentrationen

	Gesamt-P [mg/l]	Gelöstes o-P [mg/l]	Partikuläres P [mg/l]
Verkehrsflächenabflüsse	0,5	0,1	0,4
Mischflächenabflüsse	0,8	0,2	0,6

3.2.3 Erste Überlegungen für eine Phosphorprüfung

Wie im voran gegangenen Kapitel gezeigt, besteht die Phosphorbelastung in der Realität aus einem hohen Anteil an **partikulären Verbindungen**. Die **Rückhalteleistungen** dieser partikulären Anteile des Phosphors sind analog zum Parameter AFS für **Sedimentationsanlagen** und/oder Filtrationsanlagen zu erwarten.

Die verbleibenden gelösten Anteile des Phosphors entziehen sich der Eliminierung durch reine Abtrennverfahren. Hier ist ein Rückhalt **nur bei Anlagen mit fällungsfördernden Filtermaterialien (z.B. Eisen) mit einer Abtrenneinheit** zu erwarten. So existieren beispielsweise Schnellfilter oder Filtersäcke mit eisenhydroxidbasierten Adsorbermaterialien, bei denen die P-Fällung gemäß folgender Reaktionsgleichung erfolgt [Zeolith Umwelttechnik, GmbH, 2011].



Entsprechend dieser Ausführungen sollte die Prüfung des P-Rückhaltes über zwei Methoden ermittelt werden. Einmal wird der partikuläre Anteil über die Feststoffprüfung berechnet.

Zum anderen kann der Rückhalt in der Anlage des gelösten Anteils mit gelösten Phosphorverbindungen getestet werden. Als Prüfsubstanz für die Anmischung des Beschickungswassers **eignet sich die Verbindung K_2HPO_4 (Dikaliumhydrogenphosphat)**. Sie ist sehr gut wasserlöslich, und wurde schon in anderen Forschungsaktivitäten zur Produktion von synthetischem Regenwasser verwendet [Schmitt et al., 2005].

Wichtig für die Anfertigung des Beschickungswassers ist die korrekte Einstellung des pH-Wertes, so dass sich Fällungsreaktionen nicht schon im Zulaufbehälter einstellen. Der pH-Wert sollte zwischen 6,5 und 8,0 liegen, die genauen Versuchsrandbedingungen müssten aber noch in Versuchen getestet werden.

Die **Analytik** in den Ablaufproben sollte den **Gesamt-P** bestimmen, d.h. mit Aufschluss partikulärer Anteile. Bei einer Analytik auf o-P würde man die gefällten P-Verbindungen, die aber das System ggf. verlassen, nicht erfassen.

Zusätzlich zur P-Prüfung mit den üblichen Prüfrengspenden (2,5; 6 und 25 l/s ha) sollte ein P-freier **Spülstoß** mit z.B. 100 l/(s*ha) geprüft werden, um zu zeigen, dass gefälltes P nicht ausgespült werden kann.

Ob in der **Originalanlage** oder in einer **Filtersäule** geprüft werden sollte, hängt vom Verfahren und von der letztendlichen Formulierung der Prüfung ab. Die Prüfung des partikulären P-Anteils sollte analog oder zusammen mit der Prüfung des Feststoffrückhaltes an der Originalanlage geprüft werden. Der Nachweis der Fällung und des Rückhaltes der gelösten Anteile des Phosphors P-Prüfung ist vermutlich in Filtersäulen möglich, sollte im Vorfeld jedoch in einigen Laboruntersuchungen geklärt werden.

Um die aus den Aufkommensdaten für VA (0,5 mg/l) und MA (0,8 mg/l) und der angeschlossenen Fläche abgeleitete Jahresfracht auf die zu prüfende Anlage aufzubringen, existieren zwei Möglichkeiten. Zum einen könnte die **Jahresfracht in drei Prüfrengspenden** analog zum Prüfverfahren Verkehrsfläche aufgebracht werden. Dann würde die Prüfkonzentration höher als die realistische Konzentration sein und die Stöchiometrie Fällungsmittel zu Phosphor nicht der Realität entsprechen.

Alternativ könnte die Anlage oder Filtersäule analog zum Metaldachverfahren mit einer **Jahresvorbelastung** beaufschlagt werden und anschließend mit der **realistischen Konzentration in drei Prüfrengspenden** geprüft werden. Dies hätte den Vorteil, dass die Stöchiometrie des Fällungsmittels zu Phosphor der Realität entspricht. Wie die Vorbelastung aufgebracht werden kann, ist im Detail noch nicht geklärt.

Auch hier sollten Laboruntersuchungen durchgeführt werden, um offene Punkte zu klären das Prüfverfahren zu optimieren.

Da **Phosphor** sowohl **gelöst** als auch in höherem Maße **partikulär** vorliegt, sollten bei der Ermittlung des P-Rückhaltes beide Anteile in einer **Prüfung getrennt voneinander** geprüft werden.

Bei einer Prüfung nur mit gelöstem Phosphor würde die Anlage zu streng bewertet werden, da während der Prüfung der Anteil, der in der Realität bereits partikulär vorliegt, erst gefällt werden muss. Die Stöchiometrie des Fällungsmittels zu gelöstem Phosphor würde nicht der Realität entsprechen.

Eine Möglichkeit wäre, rechnerisch den partikulären Anteil vom gelösten Anteil zu trennen und die Ergebnisse der AFS-Prüfung mit zu bewerten.

Der Anlagenteil, der die Fällung des o-P initiiert, könnte mit dem gelösten Anteil geprüft werden. Die Bewertung könnte dann, dargestellt an einem fiktiven Beispiel, folgendermaßen aussehen:

Beispiel: 20% $P_{\text{gelöst}}$, 80 % $P_{\text{partikulär}}$

AFS-Rückhalt der Anlage: 80%

$P_{\text{gelöst}}$ -Rückhalt der Anlage: 40%

P_{gesamt} -Rückhalt: $0,8 * 0,8 + 0,2 * 0,4 = 0,72 = 72\%$

Für Anlagen, die nur aus einem Filter bestehen, der sowohl die Fällung initiiert als auch die Fällungsprodukte zurückhalten soll, sollte im Vorhinein geprüft werden, ob eine Prüfung mit gelöstem P und gleichzeitig mit AFS (als Stellvertreter für $P_{\text{partikulär}}$) möglich ist.

Bei der **Bewertung des P-Rückhaltes** gibt es grundsätzlich zwei Möglichkeiten.

Die in einigen Ländern Australiens sowie der USA genannten Rückhalteleistungen von 45 bis 70% berücksichtigen nicht den Einleitort (Fließgewässer oder stehendes Gewässer) und

die Herkunftsfläche. Auch in Berlin wird eine pauschale Vorgabe von 80% Rückhalt ohne Nennung der Randbedingungen gemacht. Die entspricht einer emissionsbezogenen Bewertungsgröße ohne Berücksichtigung der Empfindlichkeit des aufnehmenden Gewässers.

Dieser Aspekt ist aber insbesondere bei der Bewertung der Phosphoremissionen maßgeblich.

So gibt es Fließgewässer, in denen eine Reduktion des P-Gehaltes auch auf Werte nahezu Null aus Trenngebieten keinerlei Verbesserung des Phosphorgehaltes bewirkt, da andere Emissionen im Vordergrund stehen. Weiterhin könnte in sehr empfindlichen Gewässern, die ein Ziel von z.B. 0,02 mg/l haben, auch ein 90%iger P-Rückhalt aus Trenngebieten noch zu wenig sein. Demgegenüber könnte bei einer anderen Gewässersituation eine Reduktion der Phosphoreinträge von 30 % schon eine Auswirkung haben. Im Ergebnis kann beim zu fordernden Wirkungsgrad eine Spannweite von ca. 20 % bis 90 % vorkommen (s.u.).

Dies zeigt, dass es schwierig bzw. auch nicht zielführend ist, einen pauschalen Wirkungsgrad ohne die Randbedingungen zu kennen, zu erarbeiten.

Beim geplanten Einsatz von dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen zur Reduktion des Phosphoreintrags in ein Oberflächengewässer sollten die Anforderungen an die Anlagen aus einer Immissionsbetrachtung heraus festgelegt werden. Zunächst müsste hierbei geklärt werden, ob niederschlagsbedingte Einträge im Vergleich zu anderen Einträgen an dieser Örtlichkeit relevant sind. Bei einem positiven Ergebnis und der Notwendigkeit eine P-Reduktion in den Niederschlagsabflüsse vorzunehmen, könnte eine Phosphorprüfung nach den beschriebenen Vorschlägen durchgeführt werden.

Bezogen auf die Bewertung des erzielten Rückhaltes wird vorgeschlagen, den zu fordernden Wirkungsgrad offenzulassen. Eine Anlage kann nach Vorstellungen des Herstellers (Wirkungsgrad, Herkunftsfläche und angeschlossenen Fläche) geprüft werden und würde dann in ihrer Zulassung folgendes Testat erhalten:

„Diese Anlage hat nach der Laborprüfung (Herkunftsfläche VA oder MA, XX m² Anschluss, mittlere Zulaufkonzentrationen VA oder MA, Anteil o-P) einen Rückhalt von XX % nachgewiesen“.

Ein Betreiber könnte sich dann aus einer möglichen Vielfalt an unterschiedlichen Behandlungsanlagen diejenige heraussuchen, die das von ihm oder der Behörde festgelegte Ziel erreicht. Diese Vorgehensweise macht auch noch einmal deutlich, dass die Forderung bezüglich einer P-Reduktion auf Einzelfälle beschränkt sein wird.

Zur besseren Verständlichkeit der Vorgehensweise werden im Folgenden **zwei fiktive Anwendungsfälle** aufgeführt. Je nach Herkunftsfläche und Vorgabe am Einleitort ergeben sich ganz unterschiedliche Rückhalteleistungen.

Erster Fall für Verkehrsflächenabflüsse; (Input 0,5 mg/l) bei Einleitung in Bäche und Flüsse des Mittelgebirges (Typ: 5; guter Zustand) 0,1 mg/l [OgewV, 2010]:

- Zu fordernder P-Rückhalt nach einer Immissionsbetrachtung bezogen auf Summe gelöst und partikulär: 80 % Rückhalt
 - Fiktives Ergebnis Prüfung gelöste P-Verbindungen: 63 % Rückhalt
 - Fiktives Ergebnis Prüfung partikuläre P-Verbindungen: 88 % Rückhalt
 - Aufteilung zwischen „gelöst“ und „partikulär“ gemäß Tabelle 3-6
 - Berechnung Ges-P Rückhalt: $0,63 * 0,2 + 0,88 * 0,8 =$ 83 % Rückhalt
- Anlage für diesen Fall anwendbar

Zweiter Fall für Verkehrsflächenabflüsse; (Input 0,5 mg/l) bei Einleitung in Seen (Typ: 2; gut/mäßig Grenze) 0,02 mg/ [OgewV, 2010]

- Zu fordernder P-Rückhalt nach einer Immissionsbetrachtung bezogen auf Summe gelöst und partikulär: 80 % Rückhalt
 - Fiktives Ergebnis Prüfung gelöste P-Verbindungen: 53 % Rückhalt
 - Fiktives Ergebnis Prüfung partikuläre P-Verbindungen: 83 % Rückhalt
 - Aufteilung zwischen „gelöst“ und „partikulär“ gemäß Tabelle 3-6
 - Berechnung Ges-P Rückhalt: $0,53 * 0,2 + 0,83 * 0,8 =$ 77 % Rückhalt
- Anlage für diesen Fall nicht anwendbar

4 Ergänzungsuntersuchungen zum Arbeitspunkt „Vortests für bauartgleiche Anlagen unterschiedlicher Größe“ (FH Münster)

Im Projekt „Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennsystem“ [DWA, 2010] wurden Prüfverfahren aus theoretischen Überlegungen und praktischen Gesichtspunkten formuliert. Zur praxisingerechten Ausgestaltung der Prüfverfahren wurden zudem Vortests an einer Auswahl von Anlagen im Maßstab 1:1 durchgeführt. Bei diesen Versuchen zeigte sich die Notwendigkeit zur detaillierten Analyse der zeitlichen Dynamik der Reinigungsleistung. Stationäre Verhältnisse mit konstanten Ablaufkonzentrationen stellen sich demnach erst nach längerer Beschickungsdauer ein. Bisher liegen Messungen der Ablaufkonzentration jedoch erst nach der 1-fachen Austauschrate der Anlagen vor. Es fehlen Messungen, die den Anstieg der Ablaufkonzentration zu Beginn der Beschickung erfassen.

Der derzeit vorgeschlagene Beprobungsplan der Prüfvorschriften berücksichtigt bisher die unterschiedlichen Niederschlagsintensitäten durch verschiedene Prüfreigenspenden, die auf Grundlage einer Langzeitsimulation [LfU Bayern, 2008] festgelegt wurden. Die Prüfdauern und Probennahmezeitpunkte wurden aus versuchspraktischen Gründen festgelegt. Unberücksichtigt bleibt bei diesem Ansatz das diskontinuierliche Niederschlagsgeschehen, das durch die zahlreichen Niederschlagspausen und die im Vergleich zur vorgeschlagenen Prüfdauer auch deutlich kürzeren Niederschlagsereignisse unterschiedlich stark bei verschiedenen Behandlungsanlagen Einfluss auf die Reinigungsleistung hat.

Ziel der Ergänzungsuntersuchungen ist anhand gemessenen, zeitlich eng gestaffelten Ablaufkonzentrationen unterschiedliche Probennahmestrategien und Berechnungsmethoden miteinander zu vergleichen und einen versuchstechnisch abgesicherten Beprobungsplan aufzustellen.

4.1 Material und Methoden

Die Ergänzungsuntersuchungen werden analog zu der ersten Untersuchungsreihe durchgeführt. Untersucht wird der Feststoffrückhalt an drei unterschiedlichen Anlagen. Im Folgenden werden die Anlagen und der Versuchsstand kurz erläutert. Der Versuchsplan gibt einen Überblick über die Laborversuche. Anschließend werden die verwendeten Bilanzierungsverfahren vorgestellt.

4.1.1 Beschreibung der Anlagen

Aus den Vortests des ersten Projekts wurden folgende drei Anlagen ausgewählt:

- **3P Technik** Hydrosystem 1000 heavy traffic (Typ HS 1000)
- **REHAU RAUSIKKO** Sedimentation (Typ R3)
- **Fränkische Rohrwerke** Sedi-pipe (Typ 600/12)

Das **Hydrosystem** der Firma 3P Technik Filtersysteme GmbH (Abbildung 4-1) 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. Die verwendete Anlage (Typ HS 1000) hat einen Durchmesser von 1,0 m und eine Höhe von 2 m.

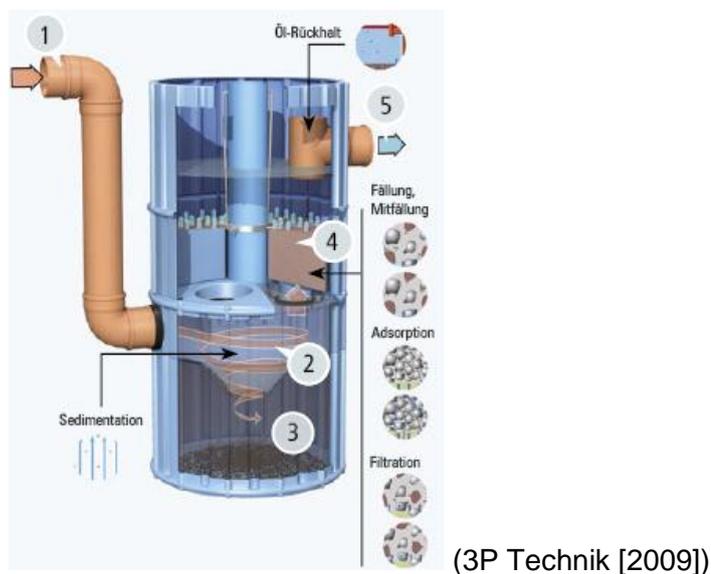


Abbildung 4-1: Hydrosystem 1000

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 erhältlich. Untersucht wurde der Typ R3 (Abbildung 4-2), eine 3 m lange Anlage mit Tauchwänden zum Rückhalt von Leichtflüssigkeiten:

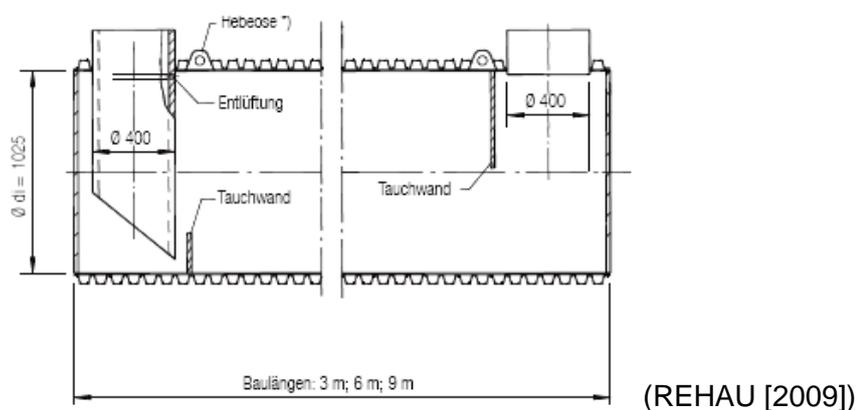
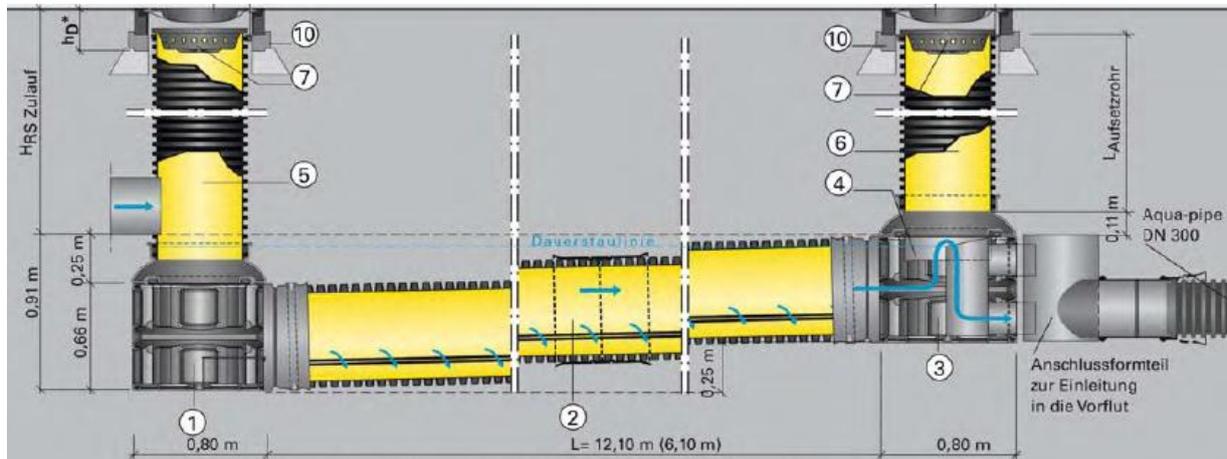


Abbildung 4-2: RAUSIKKO-Sedimentation, Typ R

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 dadurch die Resuspendierung bereits abgelagerten Materials bei höheren Durchflüssen verhindern. Untersucht wurde der Typ 600/12 (Abbildung 4-3). Das Sedimentationsrohr hat bei dieser Variante einen Innendurchmesser von 0,6 m und ist 12 m lang.



(Fränkische Rohrwerke [2009])

Abbildung 4-3: Sedi-pipe Typ 600/12

4.1.2 Versuchsstand

Die dezentralen Behandlungsanlagen werden gemäß den Herstellerangaben im Versuchsstand aufgebaut (Abbildung 4-4). 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. 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. Optional wird an dieser Stelle ein kontinuierlich messender Trübungssensor (WTW VisoTurb 700 IQ) installiert. Zur Verringerung des Wasserbedarfs kann über einen Schieberschacht feststofffreies Wasser im Kreis gepumpt werden bzw. belastetes Wasser entsorgt werden.

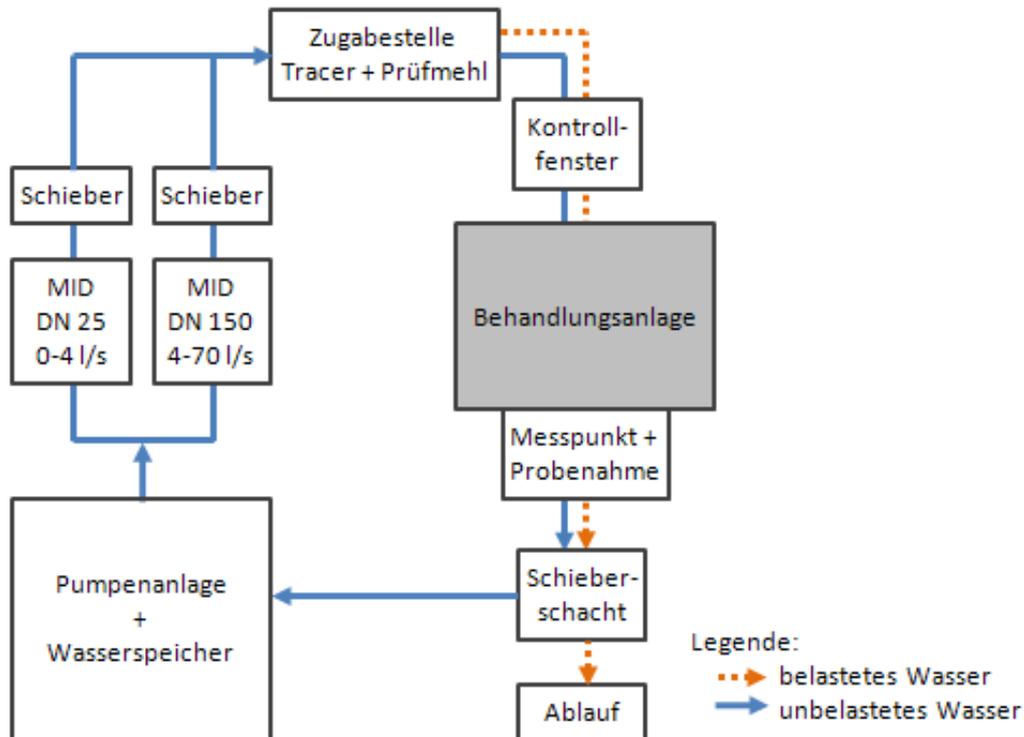


Abbildung 4-4: Schematischer Aufbau des Versuchstandes

4.1.3 Untersuchung 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 4-1 zusammengefasst.

Zur Konzentrationsbestimmung der AFS werden Schöpfproben aus dem gut durchmischten Ablaufstrom entnommen. Eingesetzt werden 1l-Glasweithalsflaschen. Die Konzentration der AFS wird nach DIN 38409-2 [1987] ermittelt. Die Porenweite des eingesetzten Membranfilters beträgt 0,45 µm.

Tabelle 4-1: Stoffdaten des MILLISIL-Mehls W4 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

4.1.4 Versuchsplan und Probennahmekonzept

Die Versuche orientieren sich an den im Vorschlag 2 zur Prüfvorschrift „Laborprüfverfahren zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen in dezentralen Anlagen und Einleitung in Oberflächengewässer“ [DWA, 2010] aufgeführten Untersuchungen zur Prüfung des Feststoffrückhaltes. Tabelle 4-2 listet die durchgeführten Versuche und verwendeten Zulaufkonzentrationen auf. Aus den Prüfrengenspenden und der festgelegten anschließbaren Flächen der einzelnen Anlagen resultieren die hydraulischen Belastungen, welche Tabelle 4-3 zu entnehmen sind.

Tabelle 4-2: Übersicht der Versuche

Versuch Nr.	Prüfrengenspende	Konzentration [mg/l]	Prüfdauer [h]	Bemerkung
1	2,5 l/(s*ha)	3.014	480	
2	6,0 l/(s*ha)	3.014	200	
3	25,0 l/(s*ha)	1.507	48	
4	100,0 l/(s*ha)	0	15	Remobilisierung

Tabelle 4-3: Zugrunde gelegte Größe der Entwässerungsflächen und Durchflüsse

Anlage	Fläche [m ²]	Anlagen-volumen [l]	spez. Volumen [m ³ /ha]	Durchfluss bei Regenspende			
				2,5 l/(s*ha) [l/s]	6 l/(s*ha) [l/s]	25 l/(s*ha) [l/s]	100 l/(s*ha) [l/s]
Hydrosystem	500	700*	14	0,125	0,3	1,25	5,0
RAUSIKKO	500	2356	47	0,125	0,3	1,25	5,0
Sedi-pipe	2000	3900	19,5	0,5	1,2	5,0	20

*ohne Schlammauffangraum

Die Probennahmezeitpunkte der Versuche 1 bis 3 richten sich nach dem in der Prüfvorschrift angegebenen Probennahmekonzept. Hierbei wird die erste von fünf Proben nach der einfachen theoretischen Verweilzeit der jeweilige Anlage genommen und die letzte Probe bei Versuchsende. Die drei verbleibenden Proben verteilen sich gleichmäßig auf den dazwischen liegenden Zeitraum. Da zusätzlich das Verhalten der Anlagen zu Beginn einer Beschickung untersucht werden soll, werden zusätzlich Proben in einem Abstand von der 0,1-fachen theoretischen Verweilzeit genommen. Die erste Probennahme findet nach der 0,1-fachen theoretischen Verweilzeit statt, die letzte Probennahme erfolgt nach der 1,5-fachen theoretischen Verweilzeit. Eine weitere Probe wird nach der 1,75-fachen theoretischen Verweilzeit genommen, so dass sich eine Gesamtanzahl von 20 Proben ergibt. In Abbildung 4-5 ist das Schema der Probennahmezeitpunkte aufgezeigt. Die Beprobung des Remobilisierungsversuchs 4 weicht von den übrigen Versuchen ab. Sie orientiert sich an der Versuchszeit. Es werden im Minutenabstand Proben genommen. Zusätzlich findet eine Beprobung bei $t = 0,5$ min und $t = 1,5$ min statt.

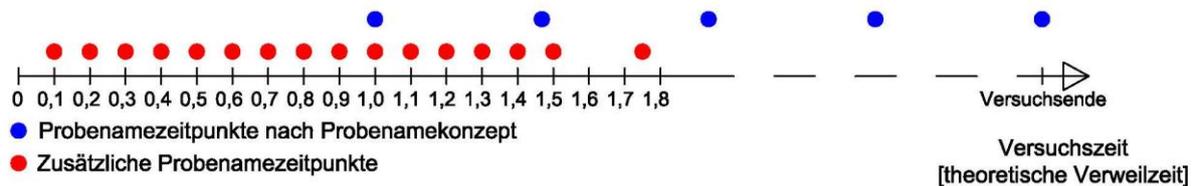


Abbildung 4-5: Probennahmezeitpunkte der Versuche 1 - 3

4.1.5 Frachtbilanzierung

Im Folgenden sind die verwendeten Bilanzierungsmethoden zur Bestimmung des Rückhalts der AFS aufgeführt. Die Methode 1 entspricht der aktuellen Prüfvorschrift [DWA, 2010]. Die weiteren Methoden berücksichtigen unterschiedliche Prüfdauern und Probennahmezeitpunkte und zeigen die Sensitivität des berechneten Frachtrückhalts unterschiedlicher Anlagen in Bezug auf die Bilanzierungsmethode.

Methode 1

Die Auswertung erfolgt gemäß der Prüfvorschrift unter Berücksichtigung des Austauschvolumens zur Festlegung der Probennahmezeitpunkte. Für jede Teilprüfung wird aus den arithmetisch gemittelten Ablaufkonzentrationen eine Ablauffracht berechnet, wobei die Ablauffracht des Remobilisierungsversuchs (Prüfregenspende 4) nur zur Hälfte berücksichtigt wird. Die Teilablauffrachten werden aufsummiert und ins Verhältnis zur Zulauffracht gesetzt.

$$AFS_{ges} = V_{Pr,1} * C_1 + V_{Pr,2} * C_2 + V_{Pr,3} * C_3 + 0,5 (V_{Pr,4} * C_4) \text{ in [mg]}$$

mit:

$V_{Pr,1}$:	Beschickungsvolumen der Teilprüfung n in [l]
C_n :	gemittelte Ablaufkonzentration der Teilprüfung n in [mg/l]
AFS_{ges} :	gemittelte Ablauffracht gesamt in [mg]

Methode 2

Die Auswertung erfolgt gemäß der Prüfvorschrift für großvolumige Anlagen ohne Berücksichtigung des Austauschvolumens. Die arithmetisch gemittelte Ablaufkonzentration wird je Teilprüfung unter Berücksichtigung der Ablaufkonzentration zu folgenden Zeitpunkten ermittelt:

Regenspende:	Probennahmezeitpunkte:
2,5 l/(s*ha)	96/192/288/384/480min
6 l/(s*ha)	40/80/120/160/200min
25 l/(s*ha)	10/19/29/38/48min

Die vorgegebenen Probennahmezeitpunkte wurden bei dem durchgeführten Probennahmekonzept nicht explizit berücksichtigt. Die Konzentrationswerte für die Mittelwertberechnung werden daher aus den Nachbarwerten linear interpoliert.

Methode 3

Diese Methode dient als Referenz und beinhaltet eine detaillierte Frachtermittlung unter Berücksichtigung aller gemessenen Konzentrationswerte. Für jede Prüfregenspende wurde die frachtgewogene mittlere Ablaufkonzentration berechnet. Die Aufsummierung der Teilablauffrachten entspricht der Methode 1 und 2.

Methode 4

Diese Methode betrachtet eine theoretisch verkürzte Prüfdauer. Grundlage ist die detaillierte Frachtermittlung nach Methode 3. Die Fracht wird jedoch nur für die ersten 3/4 der Prüfdauer der Versuche 1 bis 3 berechnet. Versuch 4 wird über die gesamte Prüfdauer bilanziert. Die Teilablauffrachten aus Versuch 1 bis 3 werden vor der Aufsummierung durch 3/4 dividiert, um eine Verzerrung der Frachtverhältnisse zwischen den Teilprüfungen zu vermeiden.

Methode 5

Diese Methode entspricht sinngemäß Methode 4. Die Fracht wird jedoch nur für die ersten 1/2 der Prüfdauer der Versuche 1 bis 3 berechnet. Versuch 4 wird über die gesamte Prüfdauer bilanziert. Die Teilablauffrachten aus Versuch 1 bis 3 werden durch 1/2 dividiert.

Methode 6

Die Methode entspricht der Methode 4 und 5. Bei der Frachtbilanzierung wird jedoch nur das erste 1/4 der Prüfdauer berücksichtigt. Die Teilablauffrachten aus Versuch 1 bis 3 werden durch 1/4 dividiert.

4.2 Ergebnisse und Diskussion

4.2.1 Ganglinien der Ablaufkonzentration

Die gemessenen Ablaufkonzentrationen der AFS und die Trübung der drei untersuchten Anlagen sind in Abbildung 4-6 bis Abbildung 4-8 getrennt nach Prüfredenspenden dargestellt. Um den Effekt des spezifischen Anlagenvolumens zu verdeutlichen, ist zudem der Zeitpunkt des theoretischen Austauschs des Anlagenvolumens durch den Zufluss gekennzeichnet.

Die Anlage **HydroSystem** zeigt bei den Prüfredenspenden 2,5 und 6 l/(s*ha) einen langsamen aber stetigen Anstieg der Ablaufkonzentration. Die Trübungswerte bestätigen diesen gleichmäßigen Verlauf der Konzentrationswerte. Mit fortschreitender Versuchsdauer, etwa ab der zweifachen Austauschzeit, nähert sich die Ablaufkonzentration einer konstanten Ablaufkonzentration an. Nach dem Start der Anlagenbeschickung zeigt sich bei beiden Versuchen, dass die Ablaufkonzentration nach etwa einem Drittel der theoretischen Austauschzeit ansteigt. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen aus den Messungen der Verweilzeitverteilung in der ersten Projektphase [DWA, 2010], die zeigen, dass beim HydroSystem bereits zwischen dem 0,3- bis 0,4-fachen der theoretischen Austauschzeit der Zufluss den Ablauf erreicht. Die Anlage wird infolge von Totzonen nicht gleichmäßig durchströmt.

Im Vergleich zu Versuch 1 beträgt die anfängliche Ablaufkonzentration im Versuch 2 bereits ca. 50 mg/l. Aus den Absetzversuchen in der ersten Projektphase mit Millisil W4 geht hervor, dass sich dieser Wert im Imhofftrichter nach etwa einer 12-stündigen Absetzzeit einstellt. Bei der gemessenen Anfangskonzentration im Versuch 2 ist daher von einer Restkonzentration der sich noch aus Versuch 1 in schwebel befindlichen AFS auszugehen, die zu Beginn des Versuchs 2 ausgetragen werden.

Deutlich unterscheidet sich hiervon der Versuch 3 mit einer Prüfredenspende von 25 l/(s*ha). Direkt zu Versuchsbeginn ist ein klarer Anstieg der Trübungswerte und Ablaufkonzentration zu verzeichnen. Die hohen Ablaufkonzentrationen deuten auf eine Remobilisierung bereits abgelagerter Feststoffe hin. Im weiteren Versuchsverlauf nimmt die Ablaufkonzentration wieder ab und strebt einen konstanten Wert entgegen. Eine weitere Remobilisierung während des Versuchs trat nicht auf.

Der Remobilisierungsversuch mit 100 l/(s*ha) zeigt einen hohen Feststoffaustrag zu Versuchsbeginn, der nach 2 Minuten wieder deutlich abgeklungen ist. Aufgrund der sehr starken und schnellen Schwankungen der Ablaufkonzentration ist eine genaue Erfassung der Konzentrationsganglinie anhand der durchgeführten Probenahmen jedoch nicht möglich.

Abbildung 4-7 zeigt die Ergebnisse der Anlage **RAUSIKKO**. Durch die enge zeitliche Beprobung und der nur langsamen Konzentrationsänderung kann bei der Anlage RAUSIKKO die Ablaufganglinie bei allen Prüfredenspenden sehr gut erfasst werden. Dies unterstützen die gemessenen Trübungswerte. Teilweise wurde die Trübungsmessung jedoch durch Luftblasen gestört, was zur Folge hatte, dass bei Versuch 2 und 4 sowie kurzfristig bei Versuch 1 die Trübungswerte stärker schwanken und etwas höher liegen.

Die Ablaufkonzentrationsganglinien der Prüfredenspenden 2,5 bis 25 l/(s*ha) weisen alle einen relativ langsamen und stetigen Anstieg der Ablaufkonzentration über die Versuchsdauer auf. Konstante Ablaufkonzentrationen stellen sich für die verschiedenen hydraulischen Belastungen erst gegen Ende der Versuchsdauer, nach überschreiten der theoretischen Aus-

tauschzeit ein. Aufgrund des großen spezifischen Volumens weisen die Ablaufkonzentrationen zu Beschickungsbeginn über längere Zeit relativ geringe Werte auf. Bei Versuch 1 werden nach ca. 30 min die ersten zudosierten Feststoffe aus der zuvor feststofffreien Anlagen ausgetragen. Diese Zeit entspricht in etwa einem Fünftel der theoretischen Austauschzeit und deckt sich mit der gemessenen Verweilzeitverteilung aus der ersten Projektphase. Bei Versuch 2 und 3 ist aufgrund der Verdrängung der sich in der Versuchspause nicht abgesetzten Feststoffe aus den Vorversuchen eine höhere Anfangskonzentration gegeben. Die Anfangskonzentration des Versuchs 2 mit ca. 100 mg/l liegt dabei um 50 mg/l über der des Versuchs 3. Ursächlich ist hierfür die unterschiedlich lange Wartezeit, die zwischen Versuch 1 und 2 mit 0,5 Tage kürzer war als zwischen Versuch 2 und 3 mit 3 Tagen Wartezeit. Grundsätzlich konnte während der ersten drei Prüfrengspenden jedoch keine Remobilisierung bereits sedimentierter Feststoffe beobachtet werden.

Die Steigerung der hydraulischen Belastung in Versuch 4 auf 100 l/(s*ha) lässt ebenfalls nicht auf eine Remobilisierung schließen. Die gemessenen Konzentrationen liegen im Bereich der Anfangskonzentrationen der Vorversuche und sind wahrscheinlich durch die noch in Schwebelag befindlichen Feststoffe zu erklären, die durch die Volumenverdrängung ausgetragen werden.

Die Konzentrationsganglinien der Anlage **Sedi-pipe** in Abbildung 4-8 zeigen bei den ersten drei Versuchen mit Feststoffeintrag einen relativ steilen Anstieg der Konzentrationswerte. Der Beginn des Anstiegs tritt in etwa bei Erreichen der halben theoretischen Austauschzeit ein. Dieses Verhalten deckt sich mit der in der ersten Projektphase ermittelten Verweilzeitverteilung, die ebenfalls auf eine ungleichmäßige Durchströmung der Anlage hindeutet. Die dort ermittelten sehr niedrigen Parameterwerte für die Rückvermischung (Dispersion) liefern zudem eine Erklärung für den vergleichsweise schnellen Konzentrationsanstieg. Der Zufluss scheint nicht das gesamte Anlagenvolumen gleichmäßig zu durchströmen und ein geringer Austausch zwischen durchströmten und wenig durchströmten Bereichen könnte den schnellen Konzentrationsanstieg erklären. Eine detaillierte Betrachtung der Strömung in der Anlage und den Einfluss des Strömungstrenners bedürfen jedoch weitergehende Messungen auch in der Anlage. Zu beachten sind zudem die unterschiedlichen Versuchsrandbedingungen. Die Ermittlung der Verweilzeitverteilung in der ersten Projektphase erfolgte unter stationären Bedingungen. Bei den nun durchgeführten Versuchen liegen hingegen anfangs instationäre Bedingungen während der einzelnen Beschickungen vor, da der Anlageninhalt zu Beginn noch nicht in Bewegung ist.

Die instationären Bedingungen zu Beschickungsbeginn scheinen auch die Ablaufkonzentrationen, wenn auch gering, zu beeinflussen. Bei genauer Betrachtung der Konzentrationsganglinien aus Versuch 2 und 3 fällt auf, dass nach einem steilen Anstieg der Konzentration, diese im weiteren Versuchsverlauf sogar wieder leicht abfällt, um sich später auf ein stabiles Konzentrationsniveau einzupendeln.

Die Konzentrationen zu Beginn der Versuche 2 und 3 können auf die Restkonzentration des von den Vorversuchen verdrängten Wassers zurückgeführt werden. Eine deutliche Remobilisierung ist nicht festzustellen. Die unterschiedlichen Konzentrationen erklären sich durch die verschiedenen Wartezeiten zwischen den Versuchen. Diese beträgt 12 Stunden zwischen Versuch 1 und 2 und 3 Tage zwischen Versuch 2 und 3.

Der Remobilisierungsversuch 4 mit 100 l/(s*ha) zeigt in den ersten 1,5 min des Versuchs keine über die übliche Restkonzentration liegenden Werte auf. Anschließend steigen die Ablaufkonzentrationen an und lassen auf eine geringe Remobilisierung bereits sedimentierter Feststoffe schließen. Aus dem relativ späten Auftreten dieser Konzentrationserhöhung kann gefolgert werden, dass die Remobilisierung im Bereich des Einlaufs bzw. im ersten Teil der Sedimentationsstrecke aufgetreten ist.

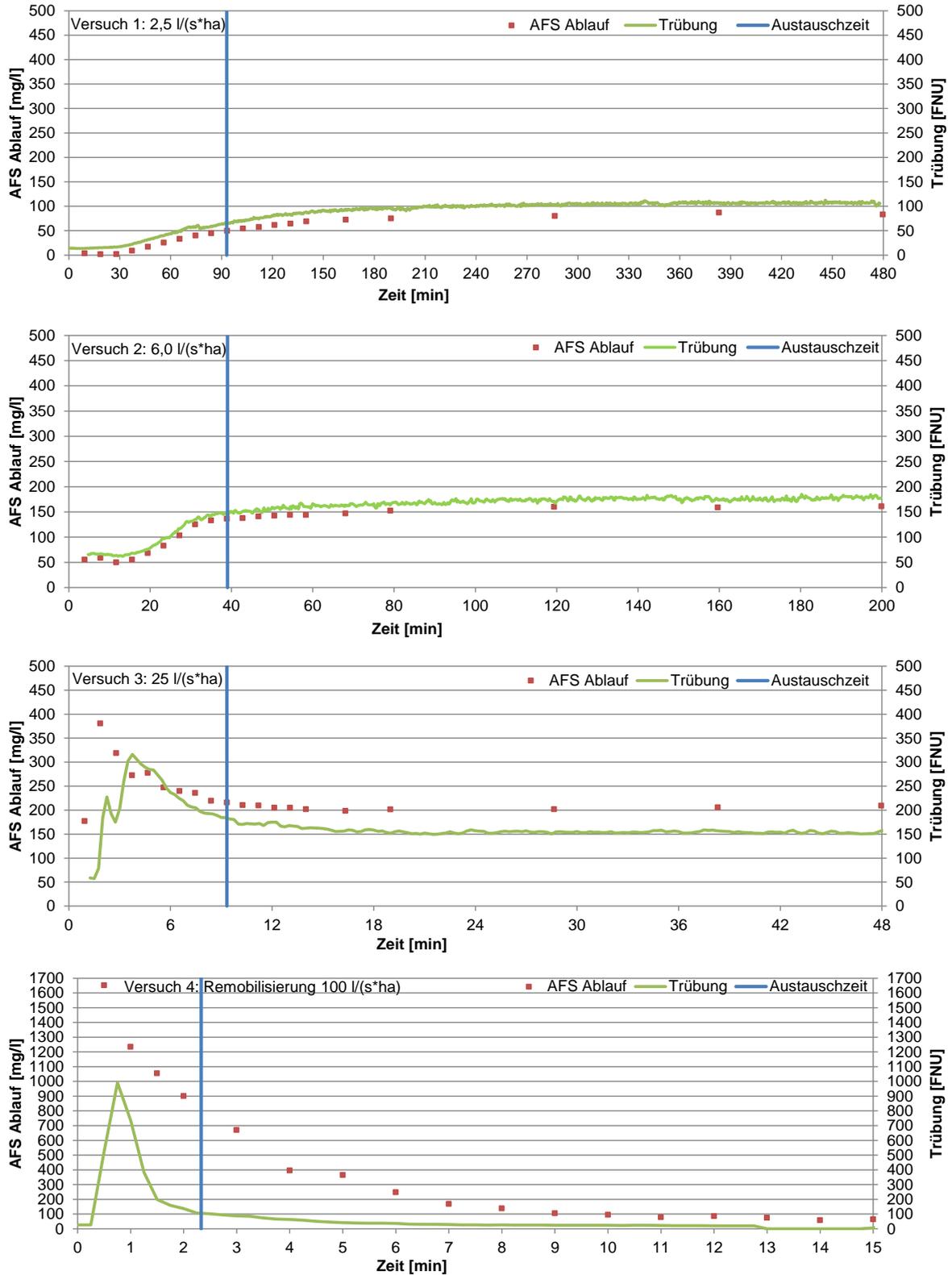


Abbildung 4-6: Hydrosystem 1000 (A = 500 m²) - Ablaufkonzentration der AFS und Trübung

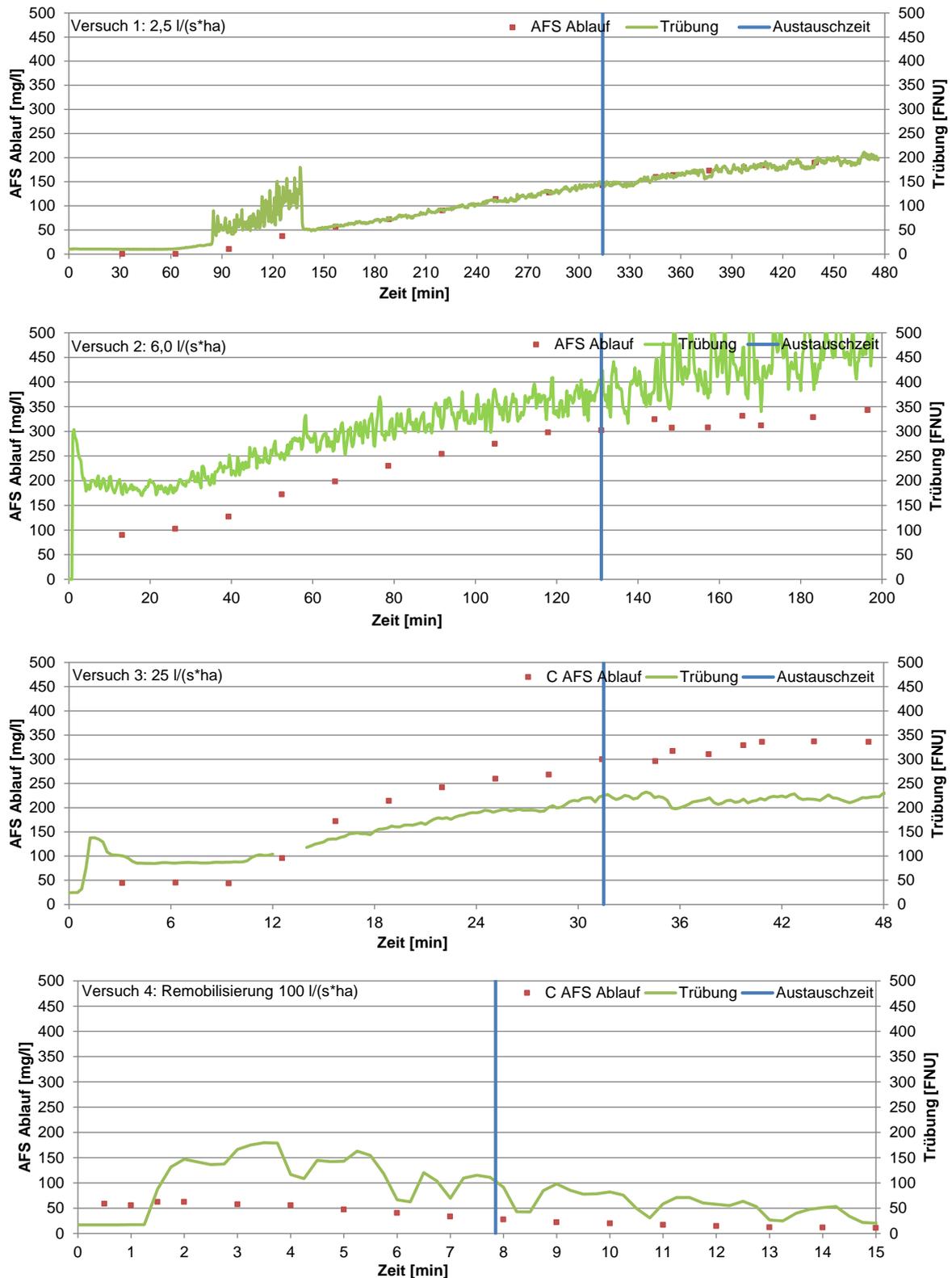


Abbildung 4-7: RAUSIKKO R3 (A = 500 m²) - Ablaufkonzentration der AFS und Trübung

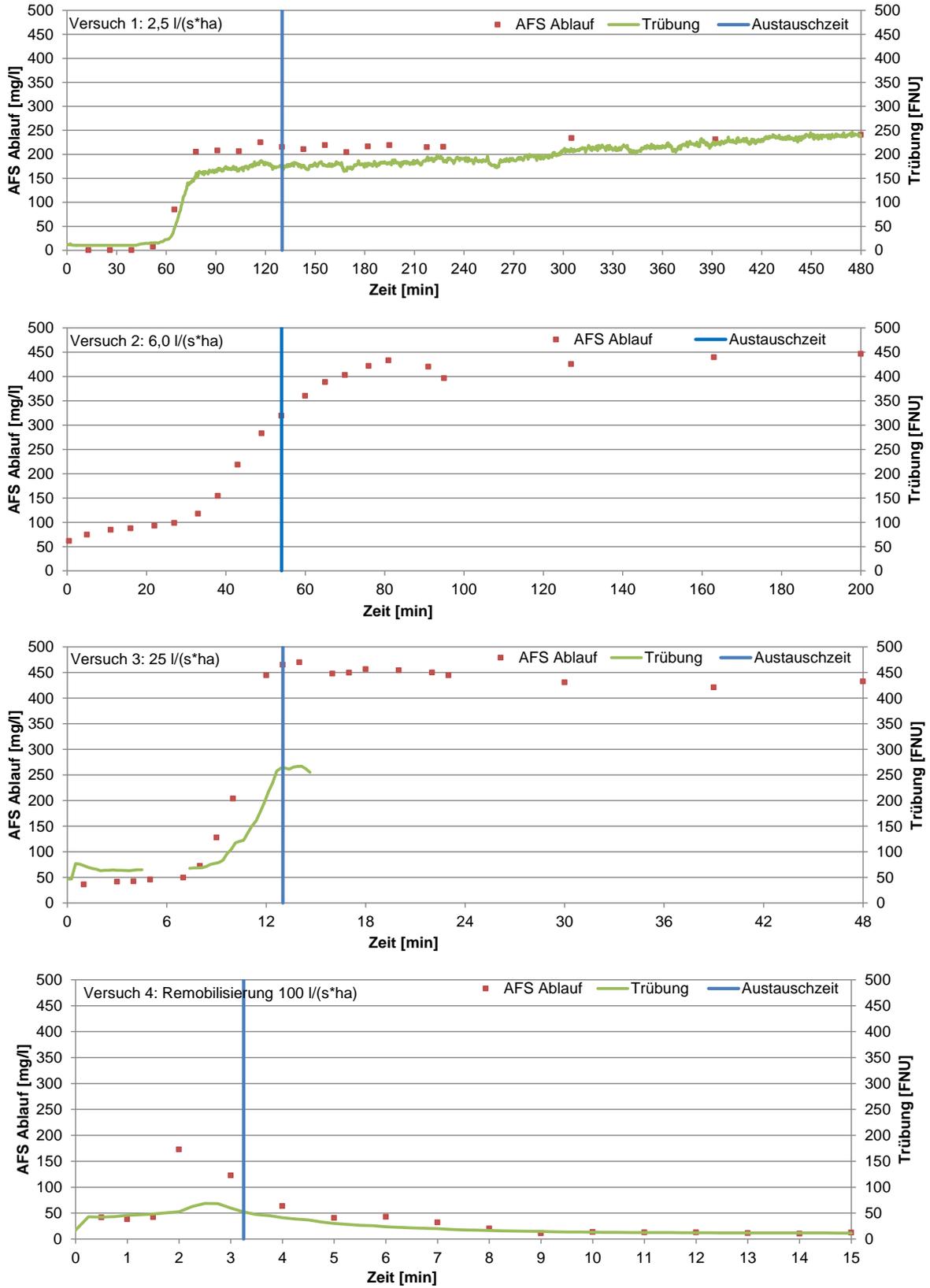


Abbildung 4-8: Sedi-pipe 600/12 ($A = 2000 \text{ m}^2$) - Ablaufkonzentration der AFS und Trübung

4.2.2 Frachtbilanzierung

Die Ergebnisse der verschiedenen Bilanzierungsmethoden sind für alle Anlagen in Tabelle 4-4 aufgeführt. In Abbildung 4-9 bis Abbildung 4-11 ist die anteilige Ablauffracht jeder Anlage für die betrachteten Prüfrengspenden dargestellt. Das bestehende Probennahmekonzept des Prüfverfahrens (Methode 1) sieht grundsätzlich vor, mit der Probenahme erst zu beginnen, wenn das Anlagenvolumen theoretisch durch den Zufluss einmal ausgetauscht wurde. Es zeigte sich in der ersten Projektphase und in den zuvor erläuterten Verlauf der Ablaufkonzentration, dass die Wirksamkeit der Anlagen allerdings deutlich von dem spezifischen Anlagenvolumen abhängig ist. Um diesen Wirkungsvorteil spezifisch großvolumiger Anlagen zu berücksichtigen, wird in den Prüfvorschriften ein alternatives Probennahmekonzept (Methode 2) vorgeschlagen, das unabhängig vom Austauschvolumen ist. Die nun vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass im Fall der kleinvolumigen Anlage Hydrosystem ($V_s = 14 \text{ m}^3/\text{ha}$) die resultierenden Ablauffrachten nur 0,1 Prozentpunkte abweichen, der Wirkungsvorteil bei der Sedi-pipe ($V_s = 19,5 \text{ m}^3/\text{ha}$) beträgt 1,7 Prozentpunkte und bei der großvolumigen Anlage RAUSIKKO ($V_s = 47 \text{ m}^3/\text{ha}$) 3,6 Prozentpunkte.

Unter der Annahme einer stetig ansteigenden Ablaufkonzentration während der Prüfdauer fallen bei Anlagen ab einem spezifischen Volumen von etwa $14,4 \text{ m}^3/\text{ha}$ die Ergebnisse der Bilanzierungsmethode ohne Berücksichtigung des Austauschvolumens (Methode 2) günstiger aus, da die ersten Probenahmen früher erfolgen und folglich geringere Ablaufkonzentrationen in der Bilanzierung berücksichtigt werden. Der Wert ergibt sich aus dem Produkt der Zeit bis zum ersten Probennahmezeitpunkt und der jeweiligen Regenspende. Insofern liefern beide Berechnungsmethoden bei der Anlage Hydrosystem fast identische Werte, da aufgrund des spezifischen Volumens von $14 \text{ m}^3/\text{ha}$ fast die gleichen Probennahmezeitpunkte resultieren. Bei Anlagen mit deutlich kleineren spezifischen Volumen als $14,4 \text{ m}^3/\text{ha}$ ist zu erwarten, dass die Unterschiede der Bilanzierungsmethoden gering sein werden, da zumindest die hier untersuchten Anlagen nach dem theoretischen Austausch des Anlagenvolumens (vgl. Abbildung 4-6 - Abbildung 4-8) fast konstante Ablaufkonzentrationen aufweisen und folglich die Zeitpunkte der Probenahmen keinen großen Einfluss auf das Ergebnis haben.

Anhand dieser Ergebnisse wird vorgeschlagen die Probennahmezeitpunkte für alle Anlagen ohne Berücksichtigung des Austauschvolumens festzulegen. Dies führt zu einer Vereinfachung und Vereinheitlichung der Prüfvorschriften. Zudem erübrigt sich die nicht eindeutig lösbare Frage nach dem Austauschvolumen, das ansonsten für das Probennahmekonzept notwendig wäre.

Im Weiteren stellt sich die Frage zu welchen Zeitpunkten und wie viele Probenahmen erfolgen sollten. Die detaillierte Bilanzierung, unter Berücksichtigung aller durchgeführten Probenahmen (Methode 3), zeigt im Vergleich zum Probennahmekonzept ohne Berücksichtigung des Austauschvolumens (Methode 2) kaum Abweichungen. Alle untersuchten Anlagen weisen, mit Ausnahme der Remobilisierungsversuche, nur geringe Schwankungen der Konzentrationsganglinie im Ablauf auf. Dies wird zusätzlich durch die gemessenen Trübungswerte belegt. Folglich sind bei den untersuchten Anlagen 5 Probennahmezeitpunkte grundsätzlich ausreichend, um die Ablauffracht hinreichend genau zu bestimmen.

Tabelle 4-4: Ergebnisse der Frachtbilanzierung

Methode	Feststoffrückhalt und Abauffracht bezogen auf gesamte Zulauffracht [%]					
	Prüfvorschrift mit Austauschvolumen	Prüfvorschrift ohne Austauschvolumen	detaillierte Frachtermittlung	3/4 Prüfdauer	1/2 Prüfdauer	1/4 Prüfdauer
	1	2	3	4	5	6
Hydrosystem 1000 (A = 500 m²)						
Feststoffrückhalt	91,6	91,7	91,3	91,5	91,7	92,0
Ablauffracht bei 2,5 l/(s*ha)	1,0	1,0	0,9	0,8	0,7	0,4
Ablauffracht bei 6 l/(s*ha)	2,0	2,0	1,9	1,8	1,6	1,3
Ablauffracht bei 25 l/(s*ha)	2,7	2,7	2,8	2,9	3,0	3,3
Ablauffracht durch Remobilisierung	2,6	2,6	3,1	3,1	3,1	3,1
RAUSIKKO R3 (A = 500 m²)						
Feststoffrückhalt	88,8	92,4	92,4	93,7	95,5	97,6
Ablauffracht bei 2,5 l/(s*ha)	2,3	1,3	1,3	0,9	0,5	0,0
Ablauffracht bei 6 l/(s*ha)	4,3	3,2	3,2	2,8	2,2	1,5
Ablauffracht bei 25 l/(s*ha)	4,3	2,8	2,8	2,3	1,6	0,6
Ablauffracht durch Remobilisierung	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Sedi-pipe 600/12 (A = 2000 m²)						
Feststoffrückhalt	85,4	87,1	87,8	88,7	90,5	95,3
Ablauffracht bei 2,5 l/(s*ha)	3,0	2,9	2,6	2,4	2,1	1,3
Ablauffracht bei 6 l/(s*ha)	5,4	4,7	4,6	4,2	3,4	1,7
Ablauffracht bei 25 l/(s*ha)	5,8	4,8	4,7	4,4	3,7	1,4
Ablauffracht durch Remobilisierung	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3

Lediglich aus der Berechnung der Ablauffracht beim Remobilisierungsversuch mit dem Hydrosystem resultiert ein um 0,5 Prozentpunkte höherer Wert. Dies ist mit dem sehr hohen Anfangspeak der AFS bei diesen Versuch zu erklären, dessen große Konzentrationsschwankungen nur schwer exakt erfasst und in der Bilanzierung berücksichtigt werden können.

Des Weiteren besteht bei Anwendung der Methode 1 und 2 die Gefahr, dass durch die nur 5 durchzuführenden Probenahmen eine gegebenenfalls auftretende Remobilisierung zu Beginn der Versuche 2 und 3 nicht erkannt wird, wie dies, wenn auch gering, im Versuch 3 bei der Anlage Hydrosystem der Fall war.

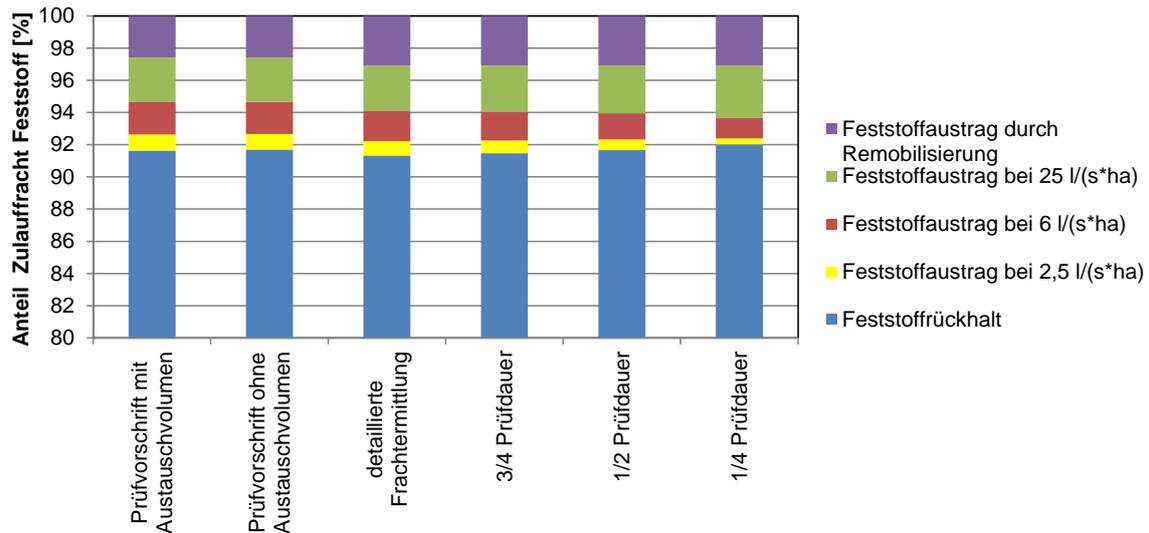


Abbildung 4-9: Gegenüberstellung der Frachtbilanzen Hydrosystem1000 ($A = 500 \text{ m}^2$)

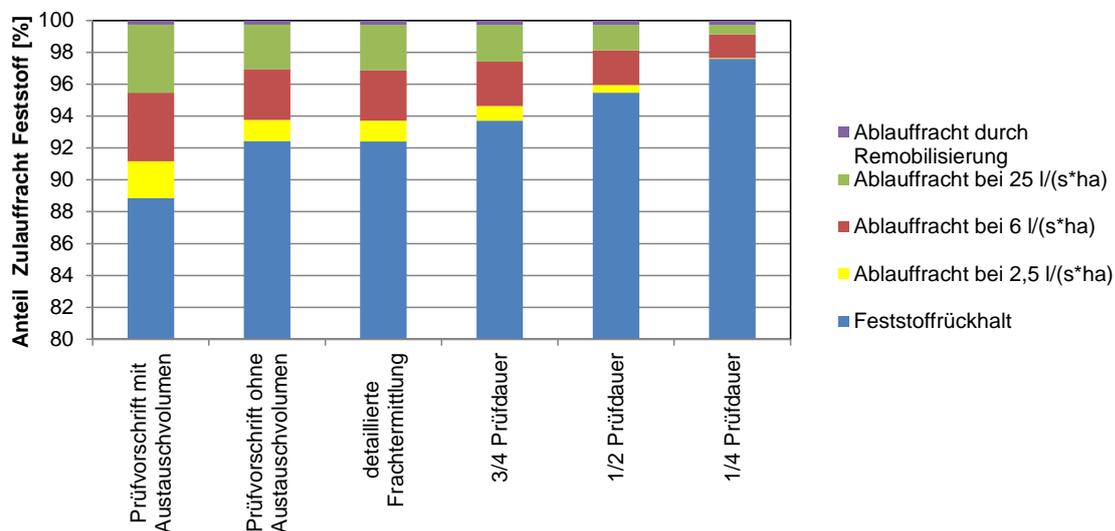


Abbildung 4-10: Gegenüberstellung der Frachtbilanzen RAUSIKKO R3 ($A = 500 \text{ m}^2$)

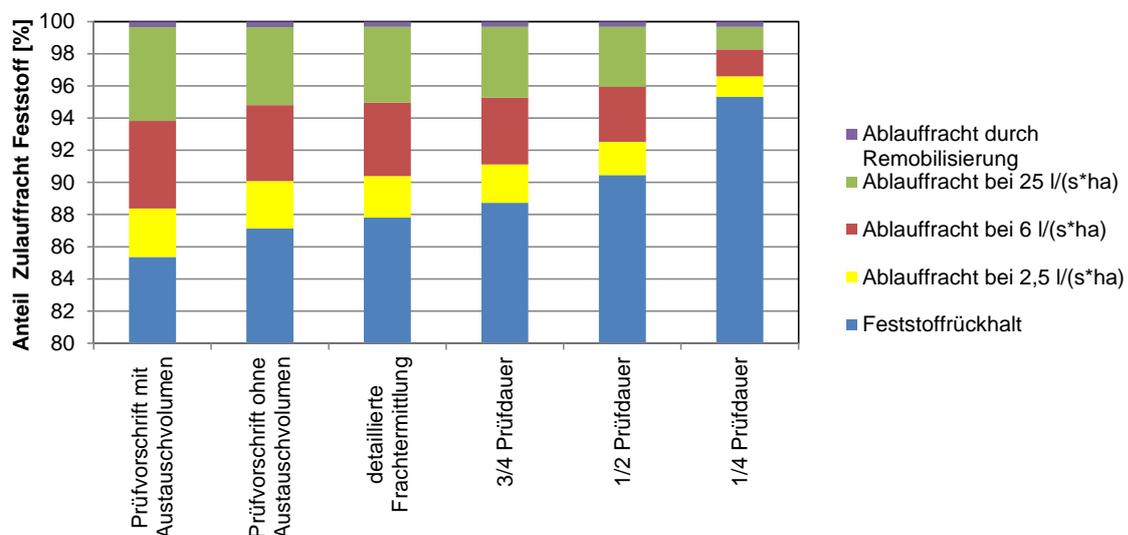


Abbildung 4-11: Gegenüberstellung der Frachtbilanzen Sedi-pipe 600/12 ($A = 2000 \text{ m}^2$)

Unbeantwortet war bisher die Frage nach dem Einfluss der Prüfdauer auf den Frachtrückhalt. Die Ergebnisse der Bilanzierungsmethoden 4, 5 und 6 mit verkürzter Prüfdauer zeigen, dass bei der Anlage Hydrosystem nur geringfügige Unterschiede bestehen, da sich sehr schnell stabile Ablaufkonzentrationen einstellen. Hervorzuheben ist hier jedoch der Einfluss der Remobilisierung bei Versuch 3 (vgl. Abbildung 4-6), der durch die stärkere Gewichtung der Anfangsphase sogar zu einer Abnahme des Frachtrückhalts bei der Regenspende 25 l/(s*ha) führt. Der Einfluss der Prüfdauer ist hingegen bei den Anlagen RAUSIKKO und Sedi-pipe deutlich ausgeprägt. Durch die stärkere Berücksichtigung der Anfangsphase, steigt der errechnete Frachtrückhalt dieser spezifisch großvolumigen Anlagen an.

Nachteilig wirkt sich bei einer kürzeren Prüfdauer die stärkere Beeinflussung des Bilanzierungsergebnisses durch die Ablaufkonzentration zu Beginn der Beschickung aus, die in der Regel von der Länge der Wartezeit abhängt. Die beobachteten Differenzen der Konzentration betragen bei Wartezeiten zwischen 0,5 und 3 Tage etwa 50 mg/l . Zusätzlich ist bei Versuch 1 mit $2,5 \text{ l/(s*ha)}$ zu berücksichtigen, dass aus den Anlagen, infolge der fehlenden Vorbelastung, zuerst feststofffreies Wasser verdrängt wird.

Unklar ist zudem, ob die in einem Folgeversuch ausgetragene Restkonzentration in der richtigen Relation zur Höhe der Zulaufkonzentration steht. Die Zulaufkonzentrationen der durchgeführten Versuche ist im Vergleich zu realen Niederschlagswasser deutlich erhöht. Die bisherigen Versuche lassen vermuten, dass die Restkonzentration weitestgehend unabhängig von der Zulaufkonzentration ist. Ist dies der Fall, würde im Vergleich zur Realität in der Anfangsphase die Wirksamkeit der Anlagen überschätzt.

4.3 Fazit für Prüfverfahren

Anhand der Ergebnisse wird vorgeschlagen die **Probennahmezeitpunkte für alle Anlagen ohne Berücksichtigung des Austauschvolumens** festzulegen. Die für großvolumige Anlagen in [DWA, 2010] vorgeschlagenen fünf Probennahmezeitpunkte ermöglichen eine hinreichend genaue Bilanzierung der Ablauffracht und werden der Wirkungsweise spezifisch klein- und großvolumiger Anlagen gerecht. Die empfohlenen Probennahmezeitpunkte sind in Tabelle 4-5 aufgeführt.

Die Verkürzung der Prüfdauer bringt keinen Vorteil gegenüber den bisherigen Prüfdauern. Keine der betrachteten Methoden ist in der Lage ein naturnahes Niederschlagskontinuum abzubilden. Die bisherigen Prüfdauern der Prüfvorschrift zeichnen sich jedoch durch eine ausgewogene Berücksichtigung der instationären Anfangsphase, wie auch der sich später einstellenden Reinigungsleistung unter stationären Bedingungen aus. Zur Fortschreibung der Prüfvorschriften unter Beibehaltung des Jahresfrachtkonzepts werden die **bisherigen Prüfdauern** empfohlen.

Zusätzliche Probenahmen sollten zum Erkennen einer möglichen Remobilisierung zu Beginn der Beschickung mit der Prüfredenspende 25 l/(s*ha) durchgeführt werden. Aufgrund der Beeinflussung durch die Wartezeit, sollten diese Konzentrationswerte nicht bei der Frachtberechnung berücksichtigt werden. Vorgeschlagen wird bei der Prüfung des Feststoffrückhalts als Prüfkriterium eine maximal zulässige Feststoffkonzentration einzuführen. Empfohlen wird Probenahmen nach 1, 2, 4, 6 und 8 min vorzunehmen.

Die Probennahmezeitpunkte der bestehenden Prüfvorschrift für den Remobilisierungsversuch sollten aufgrund der sehr hohen Dynamik der Ablaufkonzentration zu Versuchsbeginn zeitlich enger erfolgen. Gegen Ende des Versuchs ist hingegen ein größerer Abstand zwischen den Probennahmezeitpunkten möglich. Die Teilprüfungsfracht der Teilprüfung 4 sollte anhand einer frachtgewogenen Ablaufkonzentration berechnet werden.

Tabelle 4-5: Vorgeschlagene Probenahmezeitpunkte der AFS-Prüfung

Versuch Nr.	Prüfredenspende [l/(s*ha)]	Prüfdauer [h]	Probenahmezeitpunkte [min]
1	2,5	480	96/192/288/384/480
2	6,0	200	40/80/120/160/200
3	25	48	(1/2/4/6/8)* 10/19/29/38/48
4	100	15	0,5/1,0/1,5/2,0/2,5/3,0 4/5/6/7/8/9/11/13/15

* zur Ermittlung einer möglichen Remobilisierung, Konzentration wird nicht bei Frachtberechnung berücksichtigt

5 Fazit/Zusammenfassung

Der Nachweis der Wirksamkeit dezentraler Anlagen zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen kann u.a. mittels Laborprüfverfahren realisiert werden. Im Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) sowie in diversen Forschungsaktivitäten wurden bereits Grundsätze für einzelne Anwendungen theoretisch entwickelt [DIBt, 2011], [LfU, 2010, 2011].

In einem im Juli 2010 abgeschlossenen von der DBU finanzierten und von den Berichtsverfassern bearbeiteten Forschungsvorhaben entstand ein erster Vorschlag für zu fordernde Rückhaltewerte bei der Behandlung von Niederschlagsabflüssen und Einleitung in Grundwasser und Oberflächengewässer. Für acht häufig anzutreffende Anwendungsfälle wurden Prüfverfahren formuliert, in denen viele versuchspraktische Hinweise zur konkreten Durchführung der Prüfungen enthalten sind [DWA, 2010].

Trotz dieser umfassenden Erkenntnisse blieben noch einige Fragestellungen offen, die in dem hier dokumentierten Ergänzungsauftrag bearbeitet wurden.

In dem von der **TU Kaiserslautern** verfassten Kapitel 2.1 wurden **theoretische Überlegungen zur Optimierung der Prüfverfahren** beschrieben.

Die **Prüfbarkeit** von neuen Behandlungstechniken, die ihre Wirksamkeit erst im Betrieb entwickeln, wurde anhand **eines Geotextilfiltersacks** untersucht. Als Ergebnis wurde festgehalten, dass Geotextilfiltersäcke trotz ihrer recht guten Wirksamkeit die bisher vorgeschlagenen strengen Rückhaltewerte der Laborprüfverfahren nicht vollständig erreichen werden können. Als Anwendungsfall für eine Prüfung sind lediglich verschmutzte Dachflächen (ohne Metallanteile) denkbar, bei denen die Anforderungen von 50% Rückhalt an AFS_{fein} [DWA, 2010] liegen. Diese Prüfung könnte an neuen Filtersack durchgeführt werden, der in eine Prüfanlage mit überflutbarer Fläche eingebaut ist. Sind weitere Anwendungsfälle wie z.B. Verkehrsflächenabflüsse geplant, müsste über ein gezielte und reproduzierbare Alterung der Systeme nachgedacht werden, um die im Feld nachgewiesenen zusätzlichen Rückhalteleistungen bezüglich der Schwermetalle auch im Labor nachstellen zu können.

In einem weiteren Kapitel wurde ein Vorschlag unterbreitet, wie **Bypässe** aus prüfmethodischer Sicht in eine Prüfung dezentraler Anlagen zu bewerten sind. Dazu wurden Vorschläge formuliert, die je nach Anlagenkonzeption an die vorliegenden Randbedingungen angepasst werden müssen.

In den bisherigen Prüfverfahren wird die vom Hersteller angegebene **Standzeit der Behandlungsanlagen** nicht explizit überprüft, da keine aussagekräftigen und reproduzierbaren Methoden zur Ermittlung vorliegen. Eine Zusammenstellung aller Untersuchungsmethoden zur Ermittlung von Standzeiten durch Befragung der Hersteller sowie Auswertung der vorhandenen Fachliteratur und Bewertung der Eignung dieser Methoden führte zu Ansätzen für die Entwicklung einer Prüfmethodik.

In den meisten Fällen wurde die **Kolmation** als limitierender Prozess für die Standzeit identifiziert.

Da für diesen Prozess keine Laborprüfmethode verfügbar und auch kaum zu entwickeln ist, wurde vorgeschlagen, den Erkenntnisstand durch Auswertung von vorhandenen Betriebsdaten sowie Durchführung von Betriebsbegehungen inkl. Messungen der hydraulischen Kennwerte zu erhöhen. Am aussagekräftigsten wären systematische Messprogramme im Feld an einer repräsentativen Örtlichkeit. Durch die Verknüpfung der hydraulischen Leistungsfähigkeit mit der Charakteristik der Anlagen und der jeweiligen Örtlichkeit könnten letztendlich Belastungsklassen definiert und somit die **Vorhersage von Kolmationseffekten** verbessert werden.

Ist der **Filterdurchbruch** eines Filters zum **Rückhalt von Schwermetallen** maßgeblich für die Standzeit einer Anlage, so kann dieser Zeitpunkt mittels labortechnischer Untersuchungen an Filtersäulen durchgeführt werden. Die Vorgehensweise wurde in einem vom LFU Bayern finanzierten Projekt für Anlagen zur Behandlung für Metalldachabflüsse entwickelt [LfU, 2010] und ist grundsätzlich auf Anlagen zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüsse übertragbar.

Die Recherche zu **internationalen Vorgaben** bei der Einleitung von Niederschlagsabflüssen analog zur Situation in Deutschland ergab eine sehr unterschiedliche Datenlage. Oft sind keine nationalen Vorgaben zu finden; vielmehr werden regional spezifische Anforderungen bezogen auf die Bedingungen des Einzelfalls formuliert.

Bezogen auf den Einleitort sind sowohl Regelungen bei Einleitung in Boden/Grundwasser als auch bei Einleitung in Oberflächengewässer zu finden. Innerhalb der Niederschlagsabflüsse stehen die Straßenabflüsse häufig im Mittelpunkt des Interesses mit dem daraus resultierendem typischen stofflichen Belastungsspektrum. Dementsprechend werden verkehrsbedingte Stoffparameter wie AFS, MKW und ausgewählte Schwermetalle häufig genannt.

Bei der Recherche in USA und Australien ist besonders auffällig, dass weitergehende Anforderungen an Nährstoffe, insbesondere Phosphor, aufgeführt werden.

In einigen empfindlichen Oberflächengewässern sowohl in Deutschland als auch in anderen Ländern (s.o.) kann **Phosphor** beim Eintrag durch Niederschlagsabflüsse eine Rolle spielen. Eine Erweiterung der Prüfverfahren auf den Parameter ist grundsätzlich denkbar. Im Kapitel 3.2 sind daher die Phosphoraufkommensdaten den Zielkonzentrationen in verschiedenen Oberflächengewässern gegenübergestellt. Als Ergebnis wurde festgestellt, dass Phosphor aus Niederschlagsabflüssen insbesondere in einigen stehenden Gewässern relevant sein kann. Es wurde aber auch gezeigt, dass die Ableitung eines **definierten Wirkungsgrades**, wie bei den bereits bestehenden Parametern der Prüfverfahren, für Phosphor **wenig zielführend** ist, da jedes Einzugsgebiet seine eigene Charakteristik aufweist und sehr unterschiedliche Wirkungsgrade erforderlich macht.

Vorgeschlagen wurde daher, eine Anlage nach Vorstellungen des Herstellers (Wirkungsgrad, Herkunftsfläche und angeschlossenen Fläche) zu prüfen und den **erzielten Wirkungsgrad als Testat** zu bestätigen. Ein Betreiber könnte sich dann aus einer möglichen Vielfalt an unterschiedlichen Behandlungsanlagen diejenige herausuchen, die das von ihm festgelegte Ziel erreicht.

Angepasst an das Vorliegen von Phosphor im Niederschlagsabfluss (gelöst/partikulär) und an die Verfahrenstechniken möglicher Behandlungstypen wurden erste Überlegungen zur **Durchführung einer Phosphorprüfung** dargelegt.

Ergänzende **labortechnische Untersuchungen** wurden im Rahmen dieses Projekts von der **FH Münster** durchgeführt und in Kapitel 2.2 beschrieben. Schwerpunkt dieser Untersuchungen war, die **Probennahmestrategie** für die **Feststoffprüfung** zu verifizieren und damit die Prüfmethodik zu optimieren.

Die Prüfgrundsätze sahen bisher vor, dass mit der Probennahme nach dem Austausch des einfachen Anlagenvolumens begonnen wird, um die Gleichgewichtskonzentration, die sich nach einer bestimmten Zeit einstellt, zu beproben. Dies entspricht bei kleinvolumigen Anlagen - bezogen auf die Anschlussfläche - nahezu der Realität. Großvolumige Anlagen weisen jedoch eine höhere Wirksamkeit gerade in den Anfangsphasen von Niederschlagsereignissen auf. Der Sachverhalt zum Feststoffrückhalt wurde in Abhängigkeit von der Berücksichtigung des Austauschvolumens systematisch an drei unterschiedlichen Anlagen untersucht. Das Probennahmekonzept wurde insgesamt sechsmal variiert, insbesondere das Austauschvolumen wurde unterschiedlich berücksichtigt.

Anhand der Ergebnisse wurde vorgeschlagen, die **Probennahmezeitpunkte für alle Anlagen ohne Berücksichtigung des Austauschvolumens** festzulegen und sie für den Remobilisierungsversuch zeitlich enger durchzuführen. Die **bisherigen Prüfdauern** wurden als richtig gewählt erachtet und bestätigt.

Die Versuche dienten letztendlich der Weiterentwicklung der bestehenden Prüfverfahren, bezüglich der Realitätsnähe und im Sinne der Gleichbehandlung sehr unterschiedlich konzipierter Behandlungsanlagen, sind aber auch gleichermaßen wertvoll für künftige, neue Prüfverfahren.

6 Literatur

3P-Technik (2009): Produktblatt: 3P Hydrosystem 1000 traffic. http://www.3ptechnik.de/de/media/user/document/produkte/hydrosystem/1100110_Hydrosystem_1000_traffic.pdf.

ASTRA (Bundesamt für Strassen) und BAFU (Bundesamt für Umwelt) CH (2010): Strassenabwasserbehandlungsverfahren: Stand der Technik. Dokumentation ASTRA 88002, Bern

BBodSchV (1999): Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung, vom 12. Juli 1998, BGBl. Nr. 36, 1.554

BLfW (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

BLfW (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) (2004): 3. Zwischenbericht Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. Bericht über die Betriebsjahre Oktober 2000 bis Oktober 2003, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

Boller, M., Kaufmann, P. und Ochsenbein, U. (2006): Schadstoffe im Straßenabwasser einer stark befahrenen Straße und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbiermaterial. Schlussbericht Forschungsprojekt in Zusammenarbeit mit eawag, Dübendorf, FH Bern, GSA, Bern, ASTRA, Bern, BUWAL, Bern. Dübendorf 2006

Boogaard, F.C.; Langeveld, J.G.; Liefing, H.J.; Kluck, J. (2010): Stormwater quality and removal efficiency rates of lamella filters. Proceedings of the Novatech, 7th International Conference Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, Lyon, France, 1-10

Bührer, H. (1993): Dynamische Simulation des Bodensee-Obersees und tolerierbare Phosphor-Fracht. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 44

Buzas, K.; Budai, P. (2006): Kennzeichnung des TPH-Gehaltes der von Autobahnen abfließenden Niederschlagswasser und Bewertung der Effizienz von Ölabscheidern. Bericht der Universität Budapest, im Auftrag der Nationalen Autobahn AG, Budapest, Ungarn

Chorus, I. und Heinzmann, B. (2006): Bilanz nach über 20 Jahren Sanierung und Restaurierung des Tegeler Sees und Schlachtensees. Aus: www.umweltbundesamt.de/wasser-und-gewaesserschutz/publikationen/poster_lakerestorationandoligotrophication.pdf

Department of Ecology, Washington (2004) und (2011): Technical Guidance Manual for Evaluating Emerging Stormwater Treatment Technologies, Technology Assessment Protocol – Ecology (TPAE). Publication Nr. 02-10-037, October 2002, revised June 2004 and April 2011. Department of Ecology, Washington, USA

DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik) (2011): Zulassungsgrundsätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 1: Anlagen zum Anschluss von Kfz-Verkehrsflächen bis 2.000 m² und Behandlung des Abwassers zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser. Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin, Entwurf Februar 2011

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, France

Dierkes, C. (2009) und (2011): persönliche Mitteilungen (Fa. H2O-Research, Münster)

DIN 38409-2 (1987): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe (H) - Bestimmung des abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2). DIN 38409 Teil 2. Berlin: Beuth Verlag.

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. Abschlussbericht, angefertigt von der TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft; der Fachhochschule Münster; Fachbereich Bauingenieurwesen und des Instituts für Wasserforschung GmbH, Dortmund. Im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, Juni 2010

Fränkische Rohrwerke (2009): Handbuch zur Regenwasserbewirtschaftung - Reinigung, Versickerung, Rückhalt, Nutzen -. <http://www.fraenkische-drain.de>.

Green Building Council of Australia (2010): Emi 5 Stormwater credit - Technical Manuel, Dezember, 2010. Siehe: <http://www.gbca.org.au>

Grotehusmann, D. (2008): Niederschlagswassereinleitungen, Auswirkungen, Konzepte, Behandlungsmöglichkeiten. Vortrag am 19. Juni 2008. Aus http://www.wrrl-kommunal.de/bilder/web/downloads/veranst-wib/2008-06-19_Praesentation_Grotehusmann.pdf

Grüning, H.; Rönz, N. (2011). Kosten einer dezentralen Regenwasserbehandlung im Vergleich zu zentralen und semizentralen Maßnahmen. Proceedings „10. Regenwassertage“ der DWA in Bad Soden, Mai 2011

Huwe, C. (2011): persönliche Mitteilung (Fa. Hauraton, Ötigheim)

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

Lambert, B. (2010): Eigenschaften und Behandlung von Regenabflüssen kleiner Einzugsgebiete, Park- und Hofflächen. Vortragsmanuskript am Hauraton-Seminar „Dezentrale Behandlung von Niederschlagsabflüssen“, im Herbst 2010 in Frankfurt

Landtag von Baden-Württemberg (2010): Stellungnahme des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Verkehr zum Einfluss von Phosphorgehalt im Bodenseewasser und Kormoranbestand auf die Fangergebnisse der Bodenseefischer. Drucksache 14/6245 vom 20.04.2010

Langeveld, J.G.; Liefing, H.J.; Velthorst, H. (2008): Storm water sewers: pollution levels and removal rates of three full scale storm water treatment facilities in Arnheim. Proceedings 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, 1-10

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach troph

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2007): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier II – Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten, Stand: 07.03.2007.

LfU Bayern (2008): Prüfkriterien zur Beurteilung von Anlagen zum Rückhalt von Metallionen aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern - Festlegung von Regenspenden und Prüfdauern. Augsburg, 06.05.2008.

LfU Bayern (2010): Prüfkriterien zur Beurteilung von Anlagen zum Rückhalt von Metallionen aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern - Festlegung von Regenspenden und Prüfdauern - Zwischenbericht Phase 3, Dezember 2010, Augsburg,

LfU Bayern (2011): Prüfkriterien zur Beurteilung von Anlagen zum Rückhalt von Metallionen aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern - Festlegung von Regenspenden und Prüfdauern - Schlussbericht Phase 3. (noch unveröffentlicht) Augsburg

Lienhard, M. (2011): persönliche Mitteilung (Fa. Mall, Donaueschingen)

Magistrat der Stadt Wien (2006): Technische Richtlinie zur Dimensionierung von Anlagen zur Reinigung von Dachflächenwässern, Magistrat der Stadt Wien, Wilhelminenstrasse 93, 1160 Wien

Meyer, N., Nernheim, A. und Zanzinger, H. (2001): Untersuchungen zur Filterwirkung und zum Schadstoffrückhaltevermögen von geotextilen Filterelementen. Informations- und Vortragstagung der Fachsektion „Entwässern, Filtern und Abdichten mit Geokunststoff“. Geotechnik FS-KGE 2001

Mission Inter Service de l'eau du Haut-Rhin (2002): Recommandations techniques générales applicables aux opérations de rejets d'eaux pluviales et d'imperméabilisation approuvées par le Conseil Départemental d'Hygiène du 7 mars 2002, modifié le 18 juillet 2006, Colmar, France

MKULNV NRW (2011): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen – Umsetzung des Trennerlasses. Abschlussbericht, Köln, Februar, 2011

Nationale Beoordelingsrichtlijn (2008): Kunststof gootsystemen voor de reiniging van hemelwater. Concept BRL 2036, KIWA, Niederlande

Oberflächengewässerverordnung- OgewV (2010): Entwurf der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer, Stand 1. August 2010

Parramatta (2010): Draft Parramatta Development Control Plan 2010, Parramatta City Council, Australia

Penith City Council (2010): Development Control Plan, Water Management. Penith City Council, Australien

Queensland Government (2009): South East Queensland Regional Plan 2009-2031, Implementation Guideline No. 7, Water Sensitive Urban Design: Design objectives for urban stormwater management, Queensland Government, Australia

REHAU (2009): Regenwasserbewirtschaftung. http://www.rehau.de/files/Katalog_RWBW_838050-5.pdf.

Schaber, P.: (o.J.): Phosphor und Seengüte Salzburger Seen. Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/04 – Gewässerschutz, Salzburg

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2009): NORMA Oficial Mexicana NOM-015_CONAGUA-2001. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Mexico

Schmitt, T.G.; Dittmer, U.; Welker, A. (2005): Entwicklung von zukünftigen Strategien zur weitergehenden Mischwasserbehandlung mit Hilfe von Bodenfilteranlagen. BMBF-Abschlussbericht, TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft

Schmitt, T.G., Welker, A., Dierschke, M. und Steinbrück, C. (2007): Entwicklung wissenschaftlich fundierter Vorschläge zur Aufstellung von Maßnahmeprogrammen bzw. Maßnahmekombinationen unter Berücksichtigung der ökologischen Wirksamkeit sowie ökonomischen Effizienz. Auftrag des Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten, Rheinland-Pfalz, November 2007

Schmitt, T., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, C. und Remmler, F. (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. Schlussbericht im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.

Schreck (2011) Paul Schreck GmbH, Kreuzwertheim: Filterelemente für Versickerungsanlagen; aus: http://www.schreck-filterelemente.de/gigant_filtersack_02.html

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2001): Abwasserbeseitigungsplan Berlin, 1. Auflage, Oktober 2001

TARP (Technology Acceptance Reciprocity Partnership) (2003): Protocol for Stormwater Best Management Practice Demonstrations, endorsed by California, Massachusetts, Maryland, New Jersey, Pennsylvania and Virginia, USA

Töws, R. (2011): persönliche Mitteilung (Fa. Funke Kunststoffe GmbH, Hamm-Uentrop

Technische Universität München (TUM) (2010): Prüfung von zwei Behandlungsanlagen für Zink- bzw. Kupferdachabflüsse nach den Prüfkriterien des LfU Bayern. Im Auftrag der Firma 3P Filtersysteme GmbH, unveröffentlicht

Umweltbundesamt (UBA) Dessau-Roßlau (2010): Beherrschung der Gewässereutrophierung. Letzte Änderung 10.08.2010. Aus: www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/trinkwasser/eutrophierung.htm, zuletzt gesehen am 16.6.2011

URS Australia (2003): Water Sensitive Urban Design, Technical Guidelines for Western Sydney, Australia

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

Wyong Shire Council (1999): Urban Stormwater Quality Management Plan for the Tuggerah Lakes and Coastal Catchments. Wyong Shire Council, Australien

Zeolith Umwelttechnik GmbH, Waldsassen (2011): Ferrosorp GW. Eisenhydroxidbasierte Adsorbentmaterialien für die Gewässersanierung und –restaurierung. Aus: <http://www.deutsche-zeolith.de/images/FERROSORPGW.pdf>