
Erstellung eines Eignungsnachweises für Filtersubstrate für Retentionsbodenfilter

Dezember 2007



Labor für
Wasserbau und
Wasserwirtschaft

Fachbereich Bauingenieurwesen
Prof. Dr.-Ing. M. Uhl
Corrensstraße 25
48149 Münster



Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Prof. Dr.-Ing. T. G. Schmitt
Paul-Ehrlich-Strasse 14
67663 Kaiserslautern

Schlussbericht zur Vor- und Hauptstudie

Bewilligungen vom 1.9.2005 (Vorstudie) und 17.05.2006 (Hauptstudie)

Az.: IV-9-042 261

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

Projektleitung: Prof. Dr.-Ing. Matthias Uhl (FH Münster, LWW)
Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt (TU Kaiserslautern, SIWAWI)

Projektbearbeitung: Malte Henrichs, M.Sc.
Dipl.-Ing. Christian Maus
Dipl.-Ing. Daniel Meyer
Dipl.-Geol. Thomas Perrefort
PD Dr.-Ing. habil. Antje Welker
Dipl.-Ing. Renata Wozniak

Prof. Dr.-Ing. M. Uhl

Prof. Dr.-Ing. T. G. Schmitt

Dipl.-Geol. T. Perrefort

PD Dr.-Ing. habil A. Welker

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	1
2	Bisheriger Kenntnisstand.....	4
2.1	Grundlagen Retentionsbodenfilter (RBF)	4
2.2	Reinigungsprozesse	4
2.2.1	Filtration.....	5
2.2.2	Sorption	5
2.2.3	Biologischer Umsatz.....	7
2.3	Kolmation	7
2.4	Eigenschaften des Mischwasserentlastungsabflusses.....	8
3	Synapse bundesweit durchgeführter Säulenversuche zum Stoffrückhalt in Retentionsbodenfiltern	10
3.1	Zusammenstellung der Daten aus der Befragung.....	10
3.1.1	Zielsetzungen der Untersuchungen	11
3.1.2	Charakterisierung der verwendeten Substrate	12
3.1.3	Versuchsaufbau und Betriebsbedingungen	13
3.1.4	Probennahme und Analytik	15
3.2	Schlussfolgerungen und Vorüberlegungen für eine Handlungsanleitung zur Durchführung von Säulenversuchen zur Substratetestung	18
4	Entwicklung eines Verfahrens zur Eignungsprüfung von Substraten.....	21
4.1	Methodik der Säulenversuche.....	21
4.1.1	Filtersubstrat.....	21
4.1.2	Säulenaufbau	24
4.1.3	Untersuchungsprogramm	25
4.2	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse.....	34
4.2.1	Erläuterung der Darstellungsweise	35
4.2.2	Einfahrphase (0,5 m als Gesamtmischprobe)	35
4.2.3	Abschluss Einfahrphase mit konditioniertem Beschickungswasser	38
4.2.4	Hochlastversuch mit konditioniertem Beschickungswasser	39
4.2.5	Hochlastversuche mit künstlichem Beschickungswasser.....	44
4.2.6	Ergebnisauswertung.....	48
4.3	Fazit.....	50
5	Verifikation des Verfahrens zur Eignungsprüfung anhand mehrerer Substrate	51
5.1	Methodik der Säulenversuche.....	51
5.1.1	Filtersubstrate.....	51
5.1.2	Untersuchungsprogramm	54

5.1.3	Säulenaufbau	57
5.2	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse	60
5.2.1	Einfahrphase	60
5.2.2	Hochlastversuche mit künstlichem Beschickungswasser	61
5.2.3	Ergebnisauswertung	66
5.3	Fazit	72
6	Einflüsse der Abflussdrosselung	74
6.1	Einfluss der Abflussdrosselung beim Substrat DWAI	74
6.1.1	Konzentrationen im Ablauf	74
6.1.2	Frachtbilanzen für Ammonium und CSB	78
6.1.3	Ergebnisbewertung	81
6.2	Einfluss der Abflussdrosselung beim Substrat DWA II	81
6.2.1	Konzentrationen im Ablauf	82
6.2.2	Frachtbilanzen für Ammonium und CSB	87
6.2.3	Ergebnisbewertung	89
6.3	Einfluss der Abflussdrosselung auf den Überstau	90
6.4	Fazit zum Einfluss des Drosselabflusses	93
7	Säulenversuche zur Überprüfung der Handlungsanleitung zur Substratprüfung	96
7.1	Methodik der Säulenversuche	96
7.1.1	Säulenaufbau	96
7.1.2	Einfahrphase	97
7.1.3	Prüfphase 1 und 2	99
7.1.4	Beprobungsstrategien	100
7.1.5	Versuchsauswertung	103
7.2	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse	106
7.2.1	Ergebnisse der Einfahrphase	106
7.2.2	Ergebnisse der Hochlastversuche der Prüfphasen	107
7.3	Fazit	128
8	Handlungsanleitung für Säulenversuche zur Eignungsprüfung von Filtersubstraten	130
8.1	Veranlassung und Zielsetzung	130
8.2	Anwendungsbereich	130
8.3	Begriffe	131
8.4	Abkürzungen	133
8.5	Prüfungen	134
8.5.1	Grundsätze der Säulenversuche	134

8.5.2	Aufbau der Versuchsanlage	134
8.5.3	Eigenschaften des Filtermaterials	137
8.5.4	Durchführung der Säulenversuche.....	138
8.5.5	Beschickungswasser	140
8.5.6	Durchführung der Beschickungen	144
8.6	Auswertung	150
8.6.1	Berechnung von Frachten und Wirkungsgraden	150
8.6.2	Prüfkennwerte und Beurteilung	152
8.6.3	Ergebnisdarstellung.....	152
8.7	Substratsteckbrief.....	153
9	Nutschenversuche zur Untersuchung des Stoffrückhaltes im Tiefenverlauf.	164
9.1	Vorarbeiten	164
9.2	Methodik der Nutschenversuche	165
9.3	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse.....	168
9.3.1	CSB	168
9.3.2	Ammonium	170
9.3.3	Nitrat.....	172
9.4	Fazit der Nutschenversuche.....	174
10	Säulenversuche zur Untersuchung der Sauerstoffverteilung im Tiefenverlauf	176
10.1	Methodik der Sauerstofftiefenprofilmessungen	176
10.1.1	Versuchsstand.....	176
10.2	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse.....	183
10.2.1	Voruntersuchungen zum O ₂ -Gehalt	183
10.2.2	Messungen in situ	184
10.3	Fazit für die Sauerstofftiefenprofilmessungen	191
11	Entwicklung einer tracerbasierten Methodik zur Qualifizierung der Fließvorgänge.....	193
11.1	Methodik Tracerversuche	193
11.1.1	Durchführung der Tracerversuche im Labormaßstab.....	193
11.1.2	Durchführung der Tracerversuche im halbtechnischen Maßstab.....	196
11.1.3	Versuchsauswertung.....	198
11.2	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse.....	201
11.3	Fazit Tracerversuche.....	207
12	Entwicklung einer Messstation für die kontinuierlichen Messung von physikalischen und chemischen Parametern	208
12.1	Material und Methoden.....	209

12.1.1	Messtechnik (Sensoren).....	209
12.1.2	Versuchseinrichtung.....	213
12.1.3	Versuchsdurchführung	215
12.1.4	Versuchsprogramm	215
12.2	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse.....	216
12.2.1	Ergebnisse der Untersuchungen in der Durchflussmessstrecke.....	216
12.2.2	Ergebnisse der Batchversuche	225
12.3	Fazit und Ausblick	232
13	Vergleichende Lysimeterversuche mit 2 Substraten	233
13.1	Methodik der Lysimeterversuche	233
13.1.1	Versuchsbetrieb	235
13.1.2	Analysemethoden.....	237
13.1.3	Versuchsprogramm	238
13.2	Darstellung der Ergebnisse	240
13.2.1	Ergebnisse der Einfahrphase der Lysimeter	241
13.2.2	Ergebnisse des Hochlastversuchs mit Sauerstoffprofilmessung im Lysimeter 1	248
13.2.3	Ergebnisse der Sauerstoffprofilmessungen im DWA II Substrat des Hochlastversuchs	252
13.3	Fazit und Ausblick	260
13.3.1	Bewertung der Reinigungsleistung.....	260
13.3.2	Beurteilung der Sauerstoffprofilmessung	261
13.3.3	Skalenvergleich Säule / Lysimeter	261
14	Modellierung und Simulation	264
14.1	Grundlagen und Methodik der Modellierung von Retentionsbodenfiltern.....	264
14.2	Simulation mit dem Modell Hydrus 2D und dem Modul CW2D	265
14.2.1	Ermittlung und Darstellung der Modelleingangsdaten.....	265
14.2.2	Kalibrierung	275
14.2.3	Verifikation der Modellrechnung.....	283
14.2.4	Simulationsergebnisse der Säulenversuche	287
14.3	Zusammenfassung der Simulationsergebnisse	292

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Stoffkonzentrationen in Mischwasserentlastungen	9
Tabelle 3.1:	Zielsetzungen der Untersuchungen in Laborsäulen.....	12
Tabelle 3.2:	Zusammenfassung verwendeter Substrate in Säulenversuchen	12
Tabelle 3.3:	Zusammenstellung von ermittelten Substratkenngrößen.....	13
Tabelle 3.4:	Angaben zum Aufbau der Säulenversuchstände.....	14
Tabelle 3.5:	Angaben zur Ablaufdrosselung	14
Tabelle 3.6:	Angaben zur Beschickung	14
Tabelle 3.7:	Angaben zur Probennahme	16
Tabelle 3.8:	Angaben zur Beprobung	16
Tabelle 3.9:	Angaben zu analysierten Stoffparametern.....	17
Tabelle 4.1:	Ergebnisse der Kornverteilung im Sandsubstrat DWAI	22
Tabelle 4.2:	Ergebnisse der Bestimmung des Kalkgehaltes im Sandsubstrat DWAI	23
Tabelle 4.3:	Zusammenstellung der Säulenversuche an der TU KL zur Entwicklung des Eignungsnachweis	27
Tabelle 4.4:	Zusammenstellung durchgeführter Säulenversuche an der FHM zur Entwicklung des Eignungsnachweis	28
Tabelle 4.5:	Verwendete Analysemethoden	29
Tabelle 4.6:	Darstellungsmatrix zur Visualisierung der Ergebnisse der Säulenversuche ...	35
Tabelle 5.1:	Carbonatgehalte der untersuchten Substrate (Mittelwerte)	52
Tabelle 5.2:	Mittelwerte der Kornverteilungen der untersuchten Substrate	52
Tabelle 5.3:	Ergebnisse der Bestimmung der Lagerungsdichte nach DIN 18126 [1996] ...	53
Tabelle 5.4:	Versuchskonstellationen der Standorte Münster und Kaiserslautern	54
Tabelle 5.5:	Zusammenstellung durchgeführter Säulenversuche der TU KL an mehreren Substraten (Verifikation) mit Angaben zum verwendeten Substrat, Beprobungsstrategie u.a.....	55
Tabelle 5.6:	Zusammenstellung durchgeführter Säulenversuche an der FH MS an mehreren Substraten (Verifikation) mit Angaben zum verwendeten Substrat, Beprobungsstrategie u.a.....	56
Tabelle 6.1:	Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für NH ₄ -N beim Substrat DWAI	80
Tabelle 6.2:	Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für CSB beim Substrat DWAI	80
Tabelle 6.3:	Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für NH ₄ -N beim Substrat DWAI	88
Tabelle 6.4:	Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für S_CSB beim Substrat DWAI	89
Tabelle 6.5:	Frachtrückhalte im Retentionsraum	91

Tabelle 7.1:	Zusammenstellung durchgeführter Säulenversuche an der FHM am Substrat DWA II (Überprüfung) mit Angaben zum verwendeten Substrat, Beprobungsstrategie u. a.	98
Tabelle 7.2:	Drosselabflussspenden der einzelnen Säulen	99
Tabelle 7.3:	Versuchsvarianten und resultierende Versuchs- und Überstaudauer.....	99
Tabelle 7.4:	Beprobungsstrategie – Säulenversuche zur Überprüfung der Handlungsanleitung	101
Tabelle 7.5:	Probenahmeintervalle für Filtrat - Ganglinienbeprobung bei Hochlastversuchen.....	103
Tabelle 7.6:	Strategie der Infiltratbeprobung.....	107
Tabelle 7.7:	Vergleich der Parameter S_CSB und CSB der Infiltratproben des 1. HL	108
Tabelle 7.8:	Frachten, Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für den Parameter S_CSB ..	112
Tabelle 7.9:	Parameter NH ₄ -N und die Abbauprodukte NO ₂ -N und NO ₃ -N zur Betrachtung der Vorgänge im Retentionsraum des 1. und 4. HL.....	117
Tabelle 7.10:	Frachten, Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für den Parameter NH ₄ -N ...	127
Tabelle 8.1:	Parameter für das Berechnungsbeispiel	141
Tabelle 8.2:	Probenahmeintervalle für die Ganglinienbeprobung eines Hochlastversuchs	145
Tabelle 8.3:	Verwendete Analysemethoden	149
Tabelle 10.1:	Körnung des verwendeten Filtermaterials.....	178
Tabelle 10.2:	Zusammenstellung der verwendeten online-Messtechnik	182
Tabelle 10.3:	Konzentrationen der CSB- und Stickstoffparameter im Beschickungswasser bei 1,0 m-Beschickung in [mg/l]	183
Tabelle 10.4:	Konzentrationen der CSB- und Stickstoffparameter im Zulaufwasser bei 0,5 m-Beschickung in [mg/l]	185
Tabelle 10.5:	Konzentrationswirkungsgrade bei 0,5 m - Beschickung	186
Tabelle 10.6:	Konzentrationen der CSB- und Stickstoffparameter im Zulaufwasser bei 1,5 m-Beschickung in [mg/l]	186
Tabelle 11.1:	Tracerversuch mit 3 Tracerstößen mit Zwischenbeschickungen (Beispiel) ..	195
Tabelle 11.2:	Ergebnisse der Auswertung der Tracerversuche für 3 Substrate (Mittelwerte)	201
Tabelle 12.1:	Verwendete Messtechnik	213
Tabelle 12.2:	Konzentrationen der Intervallbeschickungen	216
Tabelle 12.3:	Versuch 1-3 Intervallbeschickungen Ammonium-Stickstoff	219
Tabelle 12.4:	Versuch 1-3 Intervallbeschickungen Nitrat-Stickstoff	220
Tabelle 13.1:	Position der Sonden zur Sauerstoff-Profilmessung	237
Tabelle 13.2:	Chemische und physikalische Parameter	237

Tabelle 13.3: Filtratprobenahme des HL Versuchs der Lysimeter	239
Tabelle 13.4: Ablaufplan der Lysimeterversuche	240
Tabelle 13.5: Werte chemischer und physikalischer Parameter der Zuläufe	241
Tabelle 13.6: Statistische Kenndaten der Konzentrationen und Wirkungsgrade des C_CSB	242
Tabelle 13.7 Statistische Kenndaten der Konzentrationen und Wirkungsgrade des NH ₄ -N	244
Tabelle 13.8 Statistische Kenndaten der Konzentrationen des NO ₃ -N	246
Tabelle 13.9: Statistische Kenndaten der elektrischen Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf	247
Tabelle 13.10: Statistische Kenndaten des pH-Wertes im Zu- und Ablauf	248
Tabelle 13.11: Vergleich O ₂ -Profil in der Säule und im Lysimeter	262
Tabelle 14.1: Überblick über die für die Kalibrierung und Verifikation verwendeten Beschickungsereignisse	266
Tabelle 14.2: Porenvolumina, Durchlässigkeitsbeiwerte und Wassergehalte im Filter	267
Tabelle 14.3: Statistische Auswertung der insitu-Messungen der Bodenfeuchte an Säule 9	269
Tabelle 14.4: Ergebnisse der Auswertung der Tracerversuche für 3 Substrate (Mittelwerte)	269
Tabelle 14.5: Anfangs- und Endkonzentrationen und Verteilung der Mikroorganismen (Kalibrierung)	271
Tabelle 14.6: Frachtgemittelte gemessene Konzentrationen der Parameter S_CSB und NH ₄ -N	272
Tabelle 14.7: Konzentrationsganglinien der Säule 9 ($q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$)	272
Tabelle 14.8: Eingangsdaten für die Kalibrierung des numerischen Modells	273
Tabelle 14.9: Modellparameter für CSB und NH ₄ -N vor der Kalibrierung	273
Tabelle 14.10: Modellparameter für CSB und NH ₄ -N nach der Kalibrierung	274
Tabelle 14.11: Modelleingangsdaten und kalibrierte Modelldaten in den Einheiten des Modells	275
Tabelle 14.12: Darstellung der Zulaufkonzentrationen der Modellkalibrierung	278
Tabelle 14.13: Darstellung der gemessenen und simulierten Ablaufrachtsummen incl. relativen Abweichung des berechneten Wertes vom Messwert	283
Tabelle 14.14: Darstellung der gemessenen und simulierten Ablaufrachtsummen der relativen Abweichung vom berechneten zum gemessenen Wert	286
Tabelle 14.15: Darstellung unterschiedlichen Frachtsimulationen, Simulationsvarianten A1 bis A5	287
Tabelle 14.16: Simulationsvarianten B1 bis B3: Variation der Drosselabflussspende	289
Tabelle 14.17: Ablaufrachtsummen der einzelnen Simulationsvarianten (B1 bis B3)	289

Tabelle 14.18: Simulationsvarianten C1 bis C5 mit variierenden Beschickungshöhen	291
Tabelle 14.19: Bilanzierung der Frachten und der Wirkungsgrade der Simulationsvarianten C1 bis C5 für die Parameter S_CSB und NH ₄ -N	291

Verzeichnis der Bilder

Bild 2.1:	Aufbau eines Retentionsbodenfilters (MUNLV [2003])	4
Bild 4.1:	Ergebnisse der sechs Siebanalysen für Sandsubstrat DWAI im Vergleich zur Empfehlung nach DWA bzw. MUNLV	22
Bild 4.2:	Schematische Darstellung des Filteraufbaus	25
Bild 4.3:	Versuchsdurchführung der Säulenversuche in Münster (links) und Kaiserslautern (rechts)	26
Bild 4.4:	CSB-Konzentrationen der Abläufe während der Einfahrphase	36
Bild 4.5:	NH ₄ -N-Konzentrationen der Abläufe während der Einfahrphase	37
Bild 4.6:	NO ₃ -N-Konzentrationen der Abläufe während der Einfahrphase	37
Bild 4.7:	NO ₂ -N-Konzentrationen der Abläufe während der Einfahrphase	37
Bild 4.8:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen der Abläufe während eines Normallastversuches (links: TU KL; rechts: FH MS)	38
Bild 4.9:	Verlauf der NO ₃ -N-Konzentrationen der Abläufe während eines Normallastversuches (links: TU KL; rechts: FH MS)	38
Bild 4.10:	Verlauf der Konzentrationen in den Abläufen beim Hochlastversuch mit konditioniertem Beschickungswasser (TU KL)	40
Bild 4.11:	Verlauf der Konzentrationen in den Abläufen beim Hochlastversuch mit konditioniertem Beschickungswasser (FH MS)	40
Bild 4.12:	Kumulierter absolute Frachtrückhalt für NH ₄ -N	41
Bild 4.13:	NH ₄ -N-Ganglinien des 1. HL-Versuchs (links: TU KL; rechts FH MS)	42
Bild 4.14:	NH ₄ -N-Frachtrückhalt der Säule A (TU KL) bei Bilanzierung mit Korrektur ..	43
Bild 4.15:	NH ₄ -N-Frachtrückhalt der Säulen A und 2 (rechts) bei Bilanzierung ohne Korrektur	43
Bild 4.16:	Konzentrationsverläufe im Ablauf der Säulen C und 2 beim 1. HL-Versuch mit künstlichem Beschickungswasser	45
Bild 4.17:	Konzentrationsverläufe im Ablauf der Säulen C und 2 beim 2. HL-Versuch mit künstlichem Beschickungswasser	46
Bild 4.18:	Vergleich der NH ₄ -N-Konzentrationsverläufe im Ablauf der Säulen bei beiden HL-Versuchen an beiden Standorten	47
Bild 4.19:	Vergleich der NO ₃ -N-Konzentrationsverläufe im Ablauf der Säulen bei beiden HL-Versuchen an beiden Standorten	47
Bild 4.20:	Summenlinien der Frachtrückhalt von NH ₄ -N	48
Bild 4.21:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf	48
Bild 4.22:	Summenlinie des Frachtrückhaltes von NH ₄ -N bezogen auf infiltrierte Fracht (2. HL-Versuch TU KL)	49

Bild 5.1:	Mittelwerte der Siebanalysen der untersuchten Substrate.....	53
Bild 5.2:	Versuchsdurchführung der Säulenversuche in Münster (links) und Kaiserslautern (rechts).....	54
Bild 5.3:	Einbau der Behälter zur Substratentnahme für die anschließenden Nutschenversuche am Standort TU KL.....	58
Bild 5.4:	Mittlere S_CSB-Konzentrationen in Zu- und Ablauf während der Einfahrphase	61
Bild 5.5:	Mittlere NH ₄ -N-Konzentrationen in Zu- und Ablauf während der Einfahrphase	61
Bild 5.6:	Verlauf der S_CSB-Konzentrationen im Ablauf aller Substrate (1. und 2. HL , FH MS).....	62
Bild 5.7:	Verlauf der S_CSB-Konzentrationen im Ablauf aller Substrate (1. und 2. HL , TU KL).....	62
Bild 5.8:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf des Substrates DWAll im 1.+2. HL-Versuch (TU KL und FH MS)	63
Bild 5.9:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf des Substrates SUBI im 1.+2. HL-Versuch (TU KL+FH MS)	64
Bild 5.10:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf des Substrates SUBII im 1.+2. HL-Versuch (TU KL+FH MS)	64
Bild 5.11:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf des Substrates LS im 1.+2. HL- Versuch (TU KL+FH MS)	64
Bild 5.12:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf aller Substrate im 1. HL- Versuch	65
Bild 5.13:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf aller Substrate im 1. HL- Versuch	65
Bild 5.14:	Verläufe der NH ₄ -N-Konzentrationen von Zulauf, Infiltrat (Überstau) und Filtrat (Ablauf) des Substrates DWAll (1.+2. HL-Versuch).....	66
Bild 5.15:	Verläufe der NH ₄ -N-Konzentrationen in Zulauf, Infiltrat und Filtrat des Substrates SUBII im 2. HL-Versuch.....	68
Bild 5.16:	Verläufe der NH ₄ -N-Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates LS im 1. bzw. 2. HL-Versuch	68
Bild 5.17:	Frachtrückhalt für NH ₄ -N im Filtersubstrat DWAll und SUBII.....	69
Bild 5.18:	Frachtrückhalt für NH ₄ -N im Filtersubstrat DWAll und LS.....	69
Bild 5.19:	Frachtrückhalt für NH ₄ -N in der Gesamtsäule und im Filtersubstrat DWAll	70
Bild 5.20:	Frachtrückhalt für NH ₄ -N in der Gesamtsäule und im Filtersubstrat SUBII	70
Bild 5.21:	Frachtrückhalt für NH ₄ -N in der Gesamtsäule und im Filtersubstrat DWAll bei unterschiedlicher Abflussdrosselung.....	71

Bild 6.1:	Ablaufkonzentrationen des Substrates DWAI abhängig von der Beschickungshöhe bei einer Drosselabflussspende von $0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ während der Hochlastversuche 1 und 2 (TU KL).....	75
Bild 6.2:	Ablaufkonzentrationen des Substrates DWAI abhängig von der Beschickungshöhe bei einer Drosselabflussspende von $0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ während der Hochlastversuche 1 und 2 (FH MS).....	75
Bild 6.3:	Ablaufkonzentrationen des Substrates DWAI abhängig von der Beschickungshöhe bei einer Drosselabflussspende von $0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ während der Hochlastversuche 1 und 2 (TU KL).....	76
Bild 6.4:	Ablaufkonzentrationen des Substrates DWAI abhängig von der Beschickungshöhe bei einer Drosselabflussspende von $0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ während der Hochlastversuche 1 und 2 (FH MS).....	76
Bild 6.5:	Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf des Substrates DWAI bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen abhängig von Versuchsdauer und Beschickungshöhe	77
Bild 6.6:	Verlauf der S_CSB -Konzentrationen im Ablauf des Substrates DWAI bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen abhängig von Versuchsdauer und Beschickungshöhe	77
Bild 6.7:	Verlauf der O_2 -Konzentrationen des Substrates DWAI im Ablauf bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen abhängig von Versuchsdauer und Beschickungshöhe (TU KL)	78
Bild 6.8:	Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf des Substrates DWAI bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen abhängig von Versuchsdauer und Beschickungshöhe	83
Bild 6.9:	Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates DWAI ($q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$,1. und 2. HL-Versuch)	84
Bild 6.10:	Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates DWAI ($q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$,1. und 2. HL-Versuch)	84
Bild 6.11:	Verlauf der S_CSB -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates DWAI ($q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$,1. und 2. HL-Versuch)	86
Bild 6.12:	Verlauf der S_CSB -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates DWAI ($q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$,1. und 2. HL-Versuch)	86
Bild 6.13:	Abhängigkeit des Abbaus von CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Überstau von der Temperatur.....	91
Bild 6.14:	Verlauf der Sauerstoff-Konzentrationen im Überstau von Säulen mit dem Substrat DWAI bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen (TU KL).....	92

Bild 6.15:	Verlauf der Sauerstoff-Konzentrationen im Überstau von Säulen mit dem Substrat DWAll bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen (TU KL).....	93
Bild 7.1:	Beschickungsgeschehen der 6 Versuchssäulen mit den entsprechenden Beschickungshöhen (links: mit Vorbelastung; rechts: ohne Vorbelastung)	97
Bild 7.2:	Realisierung der Beprobung des Infiltrats im Retentionsraum.....	102
Bild 7.3:	S_CSB-Konzentrationen von Zulauf, Infiltrat und Filtrat in der Einfahrphase	106
Bild 7.4:	NH ₄ -N Konzentrationen von Zulauf, Infiltrat und Filtrat in der Einfahrphase	107
Bild 7.5:	Verlauf der Konzentrationen und Wirkungsgrade für S_CSB im Retentionsraum während des 1. HL-Versuches	108
Bild 7.6:	Verlauf des Frachtrückhaltes und des Wirkungsgrades für S_CSB im Retentionsraum während des 1. HL-Versuches	109
Bild 7.7:	Konzentrationsverläufe für S_CSB der Säule 9 ($q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) während der 4 Hochlastversuche.....	110
Bild 7.8:	Konzentrationsverläufe für S_CSB der Säule 11 ($q_d = 0,05 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) während der 4 Hochlastversuche	110
Bild 7.9:	Verlauf der Wirkungsgrade für S_CSB im Retentionsraum der 4 HL-Versuche	113
Bild 7.10:	Darstellung der S_CSB-Frachtrückhalte der untersuchten Säulen in Relation zu den kumulierten Infiltratfrachten	114
Bild 7.11:	S_CSB-Frachtrückhalte der jeweiligen Säulen für alle Hochlastversuche in Relation zu den kumulierten Infiltratfrachten.....	115
Bild 7.12:	Verlauf der Konzentrationen und Wirkungsgrade für NH ₄ -N im Retentionsraum während des 1. HL-Versuches.....	117
Bild 7.13:	Wirkungsgrade für NH ₄ -N im Retentionsraum der 4 HL-Versuche	118
Bild 7.14:	Verlauf des Frachtrückhaltes und des Wirkungsgrades für NH ₄ -N im Retentionsraum während des 1. HL-Versuches	118
Bild 7.15:	Ganglinien der NH ₄ -N-Konzentrationen des Infiltrats der 4 Hochlastversuche	119
Bild 7.16:	Konzentrationsverläufe für NH ₄ -N der Säule 9 ($q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) während der 4 Hochlastversuche.....	121
Bild 7.17:	Konzentrationsverläufe für NH ₄ -N der Säule 11 ($q_d = 0,05 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) während der 4 Hochlastversuche.....	122
Bild 7.18:	Verlauf der Wirkungsgrade für NH ₄ -N im Filtersubstrat der 4 HL.....	123
Bild 7.19:	Frachtsummenkurven der Filtrate für den Parameter NH ₄ -N des 2. und 3. HL	124
Bild 7.20:	Darstellung der NH ₄ -N-Frachtrückhalte der untersuchten Säulen in Relation zu den kumulierten Infiltratfrachten	125

Bild 7.21:	NH ₄ -N-Frachtrückhalte der jeweiligen Säulen für alle Hochlastversuche in Relation zu den kummulierten Infiltratfrachten.....	126
Bild 8.1:	Schematische Darstellung von Säulenkörper und Filteraufbau	136
Bild 8.2:	Versuchsschema zur Planung von Einfahrphase und Prüfphase mit jeweiliger Beprobung.....	140
Bild 9.1:	Aufbau der Nutschen	165
Bild 9.2:	Raumbelastungen und Ablaufvolumina der Säulen- und Nutschenversuche	167
Bild 9.3:	Ablaufganglinien S_CSB Nutschen mit Substrat LS	168
Bild 9.4:	Ablaufganglinien S_CSB Nutschen mit Substrat SUBII	169
Bild 9.5:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat DWAll	170
Bild 9.6:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat SUBII.....	171
Bild 9.7:	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat LS	171
Bild 9.8:	Verlauf der NO ₃ -N -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat DWAll	173
Bild 9.9:	Verlauf der NO ₃ -N -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat SUBII.....	173
Bild 9.10:	Verlauf der NO ₃ -N -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat LS	173
Bild 10.1:	Schematischer Aufbau der Laborsäulen an der TU KL.....	177
Bild 10.2:	Kornformen von Rheinsand (links) und Lavasand (rechts)	178
Bild 10.3:	Körnungslinien der untersuchten Substrate Rheinsand (RS) und Lavasand (LS)	179
Bild 10.4:	Ergebnisse der Sauerstoffmessungen in beiden Säulen während 1 m - Beschickung.....	183
Bild 10.5:	Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei 0,5 m-Beschickung.....	185
Bild 10.6:	Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Messstellen bei der Rheinsandsäule bei 1,5 m-Beschickung (Wozniak, [2007]).....	187
Bild 10.7:	Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen mit Berücksichtigung der Fließzeit bei der Rheinsandsäule (Wozniak, [2007]) ..	187
Bild 10.8:	Ablaufganglinien (S_CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N) und Basisparameter der Rheinsandsäule bei 1,5 m-Beschickung (Wozniak, [2007]).....	187
Bild 10.9:	Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Messstellen bei der Lavasandsäule bei 1,5 m-Beschickung (Wozniak, [2007])	189

Bild 10.10:	Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen mit Berücksichtigung der Fließzeit bei der Lavasandsäule (Wozniak, [2007])....	189
Bild 10.11:	Ablaufganglinien (S_CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N) und Basisparameter bei der Lavasandsäule bei 1,5 m-Beschickung (Wozniak, [2007])	190
Bild 11.1:	Detaildarstellung zum Tracerversuch im Labormaßstab.....	196
Bild 11.2:	Durchflussmessstrecke im Ablauf des Probenehmers (DILKAUTE [2006])..	197
Bild 11.3:	Tracerganglinie einer Einzelbeschickung von Substrat DWA I in Säule 3	202
Bild 11.4:	Tracerganglinie einer Mehrfachbeschickung des Substrates DWA I in Säule 3	202
Bild 11.5:	Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates DWA II in Säule 9 mit 3 Liter Uranin-Lösung.....	203
Bild 11.6:	Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates DWA II in Säule 9 mit 1 Liter Uranin-Lösung.....	203
Bild 11.7:	Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates LS in Säule 8	204
Bild 11.8:	Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates DWA II in Lysimeter 1 mit Sonde 1	205
Bild 11.9:	Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates DWA II in Lysimeter 1 mit Sonde 2	206
Bild 12.1:	Darstellung des ISE-Messprinzips mit Messelektrode (ISE) und Referenzelektrode (Ref) (WTW [2005a])	211
Bild 12.2	Konfiguration des VARION-Sensors der 1. Studie (aus WTW [2005a])	212
Bild 12.3	Konfiguration des VARION-Sensors der 2. Studie (aus WTW [2005a])	212
Bild 12.4	Anordnung der Sonden in der Messstrecke (aus UPHUES [2006]).....	214
Bild 12.5	Konzentrationsverlauf von Ammonium-Stickstoff (Versuch 1-3).....	218
Bild 12.6	Konzentrationsverlauf von Nitrat-Stickstoff (Versuch 1-3)	220
Bild 12.7	Verlauf der Sauerstoffkonzentration (Versuch 1-3).....	221
Bild 12.8	Abweichungen aus Vergleich mit Referenzsauerstoffmessung (rechts).....	222
Bild 12.9	Messwerte der Elektrischen Leitfähigkeit (Versuch 1-3).....	223
Bild 12.10	Abweichungen aus Vergleich mit Referenzleitfähigkeitsmessung	223
Bild 12.11:	Verlauf des pH-Werts (Versuch 1-3)	224
Bild 12.12:	Abweichungen aus Vergleich mit Referenzsonde für den pH-Wert	225
Bild 12.13	Prüfung in Standardlösungen für NH ₄ -N: (0,15 – 10 – 0,15 – 10 – 1,15 – 10 – 0,15 mg/l)	226
Bild 12.14	Prüfung in Standardlösungen für NH ₄ -N: (0,15 – 10 – 0,15 – 53 – 0,15 – 92 – 0,15 mg/l)	227
Bild 12.15	Nachkalibrierung auf Standardlösungen für NH ₄ -N	228
Bild 12.16	Prüfung in Standardlösungen für NO ₃ -N	229

Bild 12.17	Prüfung der Leitfähigkeitssonde.....	230
Bild 12.18	Prüfung der Sauerstoffsonden	231
Bild 13.1:	Längsschnitt durch Lysimeter 1 (oben) mit Position der Sauerstoffsonden (in Beet 1-1) und Lysimeter 2 (unten)	234
Bild 13.2:	Fotos zum Filtereinbau (Dränage, Filtermaterial, Konsolidierung, Zulaufbewährung)	234
Bild 13.3:	Übersichtsplan der Lysimeteranlage (LAVA = LS).....	235
Bild 13.4:	Schemazeichnung des PSt3 Dipping Probe-Sauerstoffsensors (aus {Huber, 2004 #3322}).....	238
Bild 13.5:	Konzentrationen von C_CSB (Zulauf- und Filtratprobe)	242
Bild 13.6:	Wirkungsgrade für C_CSB-Frachten	243
Bild 13.7:	Wirkungsgrade für C_CSB in Relation zur Zulauf- und Filtratprobe (incl. HL >160 g/m ²).....	243
Bild 13.8:	Konzentrationen von NH ₄ -N (Zulauf- und Filtratprobe)	244
Bild 13.9:	Wirkungsgrade für NH ₄ -N.....	245
Bild 13.10:	Wirkungsgrade für NH ₄ -N in Relation zur Zulauf- und Filtratprobe.....	245
Bild 13.11:	Konzentrationen von NO ₃ -N (Zulauf- und Filtratprobe)	246
Bild 13.12:	Elektrische Leitfähigkeit (Zulauf- und Filtratprobe).....	247
Bild 13.13:	pH-Werte (Zulauf- und Filtratprobe)	248
Bild 13.14:	CSB-Konzentrationen zur Versuchsdauer	249
Bild 13.15:	CSB-Frachtensummen und Frachtrückhalte zur Versuchsdauer.....	250
Bild 13.16:	CSB-Wirkungsgrad der zwei Substrate zu Versuchsdauer.....	250
Bild 13.17:	NH ₄ -N-Konzentrationen zur Versuchsdauer.....	251
Bild 13.18:	NH ₄ -N-Frachtensummen und Frachtrückhalte zur Versuchsdauer	251
Bild 13.19:	NH ₄ -N-Wirkungsgrad der zwei Substrate zu Versuchsdauer	252
Bild 13.20:	Sauerstoffprofil des Hochlastversuchs am Lysimeter	253
Bild 13.21:	Position der Sauerstoffsonden im Tiefenprofil, mit den Ganglinienverläufen der Sauerstoffkonzentrationen	255
Bild 13.22:	Sauerstoffprofil des Hochlastversuchs am Lysimeter mit NH ₄ -N Konzentrationen von Zu- und Ablauf.....	257
Bild 13.23:	Sauerstoffprofil des Hochlastversuchs am Lysimeter mit NH ₄ -N Konzentrationen von Zulauf und Filtrat sowie den NO ₃ -N-Konzentrationen des Filtrats	259
Bild 14.1:	Bodenfeuchtemessung bei einem Normallast-Versuch mit der Drosselabflusspende $q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ (14 h Versuchsdauer).....	267
Bild 14.2:	Bodenfeuchtemessung bei einem Normallast-Versuch mit der Drosselabflusspende $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ (7 h Versuchsdauer).....	268

Bild 14.3:	Verläufe der Bodenfeuchte bei einem Normallast-Versuch mit der Drosselabflussspende $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$	268
Bild 14.4:	Darstellung des FE-Netzes, der Materialverteilung und der Randbedingungen	275
Bild 14.5:	Ergebnis der Kalibrierung des hydraulischen Modells mit gemessener und simulierter Tracerdurchgangslinie	276
Bild 14.6:	Darstellung der berechneten Konzentrationsverteilung im Filtermodell zu verschiedenen Zeitpunkten des Versuchs	277
Bild 14.7:	Darstellung der im Modell berechneten Stoffkonzentrationen am Beispiel des 2. HL an Säule 9	279
Bild 14.8:	Kalibrierergebnis für den Parameter S_{CSB}	280
Bild 14.9:	Kalibrierergebnis für den Parameter NH_4-N	281
Bild 14.10:	Kalibrierergebnis für den Parameter NO_3-N	281
Bild 14.11:	Kalibrierergebnis für den Parameter NO_2-N	282
Bild 14.12:	Verifikationsergebnis für den Parameter CSB	284
Bild 14.13:	Verifikationsergebnis für den Parameter NH_4-N	285
Bild 14.14:	Verifikationsergebnis für den Parameter NO_3-N	285
Bild 14.15:	Verifikationsergebnis für den Parameter NO_2-N	286
Bild 14.16:	Ergebnisse der Simulationsvarianten A1 bis A5 für die Parameter S_{CSB} , NH_4-N , NO_3-N und NO_2-N	288
Bild 14.17:	Ergebnisse der Simulationsvarianten B1 bis B3 für die Parameter S_{CSB} , NH_4-N , NO_3-N und NO_2-N	290
Bild 14.18:	Ergebnisse der Simulationsvarianten C1 bis C5 für die Parameter S_{CSB} , NH_4-N , NO_3-N und NO_2-N	291

Abkürzungsverzeichnis

Kurzzeichen	Bedeutung, Erläuterung	Einheit
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
BF	Bodenfilter	-
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen	-
C	Kohlenstoff	-
C_XX	Konzentration des Parameters XX in der homogenisierten Probe	mg/l
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	-
DNA	Desoxyribonukleinsäure	-
E _H	Redoxspannung	mV
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen	-
GMP	Gesamtmischprobe	-
h _a	hydraulische Flächenbelastung pro Beschickung	m ³ /m ² , m
HL	Hochlastversuch	-
KG	Körgrößen von Filtermaterialien	mm
LDO	Luminescent Dissolved Oxygen	
LF	Leitfähigkeit	[μS/cm]
MW	Mischwasser	
N	Stickstoff	
NL	Normallastversuch	
Norg	organischer Stickstoff	
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	mg/l
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff	mg/l
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff	mg/l
MP	Mischprobe	
O ₂	Sauerstoff	
OECD- Abwasser	ein komplexes Standardabwasser (Zusammensetzung nach OECD [1981])	-
RBF	Retentionsbodenfilter	
RNA	Ribonukleinsäure	-
SP	Stichprobe	
S_XX	Konzentration des Parameters XX in der filtrierten Probe	mg/l
q _d	Drosselabflussspende (Filtergeschwindigkeit) des Retentionsbodenfilters in das Gewässer, bezogen auf ein Wasserstand in Höhe Bodenfilteroberfläche, bzw. Drosselabflussspende der Laborsäule	l/(s*m ²)

1 Veranlassung

Retentionsbodenfilter werden zunehmend als weitergehende Behandlungsmaßnahme für Entlastungsabflüsse aus Mischsystemen eingesetzt. Dies ist insbesondere dort angezeigt, wo Mischwasserentlastungsabflüsse die aufnehmenden Gewässer beeinträchtigen können. Mögliche Emissionen sind zum einen hydraulischer Natur (z.B. hydraulischer Stress); zum anderen können von Mischwasserentlastungen stoffliche Belastungen ausgehen (z.B. Feststoffe, Sauerstoffzehrung, Ammonium, Schadstoffe).

Im Unterschied zu Bodenfiltern zur Abwasserbehandlung (Pflanzenkläranlagen) sind die Zuläufe zu Retentionsbodenfiltern zur Niederschlagswasserbehandlung durch eine hohe Dynamik geprägt, die durch das zufällige und stoßweise Auftreten bedingt ist. Des Weiteren treten sie unvorhersagbar auf. Lange Trockenzeiten sind ebenso bekannt wie Dauerstauzustände, z.B. bei erhöhter Fremdwasserbelastung. Auch das Schadstoff- und Schmutzstoffspektrum unterscheidet sich im Vergleich zu den Abwasserbehandlungsanlagen. Mischwasserentlastungen weisen häufig geringere CSB- und Nährstoffbelastungen auf. Andere Stoffe, die vorwiegend aus den Niederschlagsabflüssen stammen (z.B. einige Schwermetalle) sind dagegen in höheren Konzentrationen zu finden WELKER [2005].

Bezüglich der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern sind bislang erst wenige Untersuchungen an großtechnischen Anlagen durchgeführt worden. Dazu wurden die Zu- und Abläufe von Filterpassagen - zum Teil als Mischproben über lange Zeiträume - beprobt. Im Vordergrund standen vor allem die herkömmlich in Abwassersystemen betrachteten Parameter (Stickstoffkomponenten, CSB u.a.) (SCHMITT et al. [2005]).

Neben Versuchen an Großanlagen sind umfangreiche Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab durch Lysimeter und im Labormaßstab mittels Säulen durchgeführt worden (UHL/JÜBNER [2001], UHL/JÜBNER [2004], GROBE et al. [2005], SCHMITT et al. [2005], DITTMER et al. [2002], FUCHS [2003], GROBE et al. [2003], WOZNIAK [2007]). Im Vordergrund stand dabei die Erfassung der Reinigungsleistung in Abhängigkeit von der gewählten hydraulischen und stofflichen Belastung, der Drosseleinstellung sowie des gewählten Filtersubstrates.

Viele der Ergebnisse wurden in einem von MUNLV herausgegebenen Handbuch zu Retentionsbodenfiltern zusammengestellt (MUNLV [2003]). Darin enthalten sind Hinweise und Empfehlungen zur Planung, Dimensionierung, Konstruktion sowie zum Bau von Retentionsbodenfiltern. Diese und andere Ergebnisse fanden Eingang in ein 2005 verabschiedetes Merkblatt (M 178) der DWA (DWA-M 178 [2005]). Ein Kernstück dieser Regelungen ist der Vorschlag zur Verwendung bestimmter Filtersubstrate, die einen festgelegten Korngrößenverteilungsbereich (Sieblinie) sowie weitere Eigenschaften aufweisen sollen (z.B. Schadstofffreiheit). Die Festlegung eines Sieblinienbereiches und der

einzustellenden Drosselabflussspende sind wichtige Parameter, die nach dem Bemessungsverfahren die zu realisierende Filtergröße und damit den Platzbedarf sowie die resultierenden Kosten beeinflussen.

Gerade die immer stärkere Notwendigkeit der Kostenreduktion im Wasserwirtschaftsbereich sollte auch bei der Realisierung von Retentionsbodenfiltern stärker berücksichtigt werden. Erste Ansatzpunkte hierfür wären die kontrollierte Abweichung von dem vorgeschlagenen Sieblinienbereich in Richtung gröbere Filtersubstrate und die Erhöhung der zulässigen Drosselabflussspende des Filterbeetes.

Sowohl die Erhöhung der Drosselabflussspende als auch der Einsatz leistungstärkerer Substrate führen grundsätzlich zu kleineren Filterflächen und damit zu geringeren Investitionskosten. In diesem Zusammenhang ist eine Untersuchung der möglichen Auswirkungen auf die Dimensionierung der Vorstufe in Betracht zu ziehen. Diese hat das Ziel der weitgehenden Feststoffentfernung und wird vornehmlich als Regenüberlaufbecken bzw. Stauraumkanal im Mischsystem bzw. als Regenklärbecken im Trennsystem ausgebildet.

Grundsätzliche Voraussetzung für die beschriebenen Variationen muss die langfristige Sicherung der hydraulischen und stofflichen Reinigungsleistung der Retentionsbodenfilter bleiben. Um dies gezielt unter Variation verschiedener Randbedingungen zu untersuchen, bieten sich halbtechnische Versuchsanlagen (Lysimeter, Säulen) geradezu in idealer Weise an. Vorteilhaft sind die weitgehend homogenen und reproduzierbaren Versuchsbedingungen. Durch die gezielte Variation jeweils einer Randbedingung wird die Aussagekraft der Messergebnisse im Untersuchungszyklus erhöht. Somit lässt sich mit vertretbarem Aufwand vor der großtechnischen Realisierung ein breites Spektrum an repräsentativen Filtersubstraten mit wechselnden Betriebsbedingungen untersuchen.

In ein Untersuchungsprogramm unter halbtechnischen Bedingungen können komplexe Messparameter (z.B. Sauerstoffprofil) integriert werden, die zu einem wesentlichen Erkenntnisfortschritt der Prozesse in Retentionsbodenfiltern führen.

GROBE et al. [2005] haben das hydraulisch wirksame Porenvolumen und die davon abhängige Aufenthaltszeit/Reaktionszeit in der Filterschicht als einen wichtigen Indikator für die Rückhalteleistung von biochemischen und mikrobiologischen Stoffen identifiziert. Eine genaue Bestimmung der Fließwege und des hydraulisch wirksamen Porenvolumens ist nur durch den Einsatz von Tracertechnologien möglich; diese sind bislang aber wenig für die Fragestellung der Retentionsbodenfilter berücksichtigt worden (NETTER [1995]).

Insgesamt sind bis zum jetzigen Zeitpunkt bundesweit diverse Versuche bei einigen Forschungseinrichtungen durchgeführt worden. Sie behandeln verschiedene Fragestellungen (stofflicher Rückhalt, Kolmation, mikrobiologische Kennwerte), woraus sich teilweise völlig verschiedene Versuchsrandbedingungen ergeben.

Es fehlt bislang an

- einer systematischen bundesweiten Zusammenstellung dieser Ergebnisse und
- einer Handlungsanleitung zur repräsentativen und reproduzierbaren Durchführung von halbtechnischen Versuchen.

An diesem Punkt setzt das vorgestellte Projekt an. Gemeinsam von der TU Kaiserslautern (Prof. Schmitt) und von der FH Münster (Prof. Uhl) wurden umfangreiche Untersuchungen zum Stoffrückhalt in Retentionsbodenfiltern mit Laborsäulen durchgeführt (Kapitel 4 bis 6). Diese hatten das Ziel, eine reproduzierbare Handlungsanleitung zur Laborprüfung von Filtersubstraten zu entwickeln. Neben der Optimierung von verschiedenen Versuchsrandbedingungen (Aufwand, Aussagekraft) stand dabei die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse sowohl an einem Standort als auch zwischen den Standorten im Mittelpunkt des Interesses. Aufbauend auf den Ergebnissen wird im Anhang ein Testverfahren beschrieben, das sich vornehmlich am Ammoniumfrachtrückhalt unter definierten Bedingungen orientiert.

Ergänzende Aspekte zum Stoffrückhalt in Retentionsbodenfiltern im Mischsystem werden von den Projektpartnern getrennt behandelt.

Als Grundlage für die Konzeption der Versuche wurde von der TU Kaiserslautern eine Befragung der Institute durchgeführt, die Filtersubstrate mit Säulenversuchen untersuchen (Kapitel 3).

Kapitel 7 widmet sich der genaueren Betrachtung des Stoffrückhaltes im Tiefenverlauf der Laborsäulen. Dazu wurden von der TU Kaiserslautern kleinskalige Laborversuche mit Hilfe von sog. Nutschen durchgeführt.

Sich einstellende verschiedene Milieubedingungen (hier Sauerstoff) im Tiefenverlauf der Laborsäulen bilden den Schwerpunkt von Kapitel 8 (TU Kaiserslautern).

In Kapitel 9 wird die an der FH Münster entwickelte tracerbasierte Methodik zur Qualifizierung der Fließvorgänge beschrieben und das Prozedere anhand zweier Beispiele sowohl für den Labormaßstab (Säulenversuch) als auch für den halbtechnischen Maßstab (Lysimeterversuch) erläutert. (FH Münster)

In Kapitel 10 werden die durchgeführten Lysimeterversuche dargestellt, im Rahmen dieser Untersuchungen wurden *insitu* Sauerstoffprofilmessungen durchgeführt. Im Vorfeld der Lysimeterversuche wurde ein Durchflusssystem zur Onlinemessung von Güteparametern entwickelt und in Verbindung mit einem Online-Sonden-System geprüft. (FH Münster)

Die Ergebnisse der Modellierung der Simulationssäule (S9) sind in Kapitel 11 zusammengefasst. (FH Münster)

Als Einführung in die Thematik wird im Folgenden der bisherige Kenntnisstand zu Retentionsbodenfiltern im Mischsystem (Kapitel 2) zusammengefasst.

2 Bisheriger Kenntnisstand

2.1 Grundlagen Retentionsbodenfilter (RBF)

Retentionsbodenfilter werden zunehmend zur weitergehenden Entfernung von Feststoffen, sauerstoffzehrenden Stoffen, Stickstoffverbindungen (Ammonium), Metallen und Mikroorganismen von Mischwasserentlastungen eingesetzt. Die maßgeblichen Reinigungsmechanismen sind die Filtration, die Sorption sowie der biologische Umsatz. Bild 2.1 stellt den vertikalen Aufbau eines Retentionsbodenfilters dar, der zum Schutz vor Kolmation und Erosion mit Schilfpflanzen bepflanzt wird.

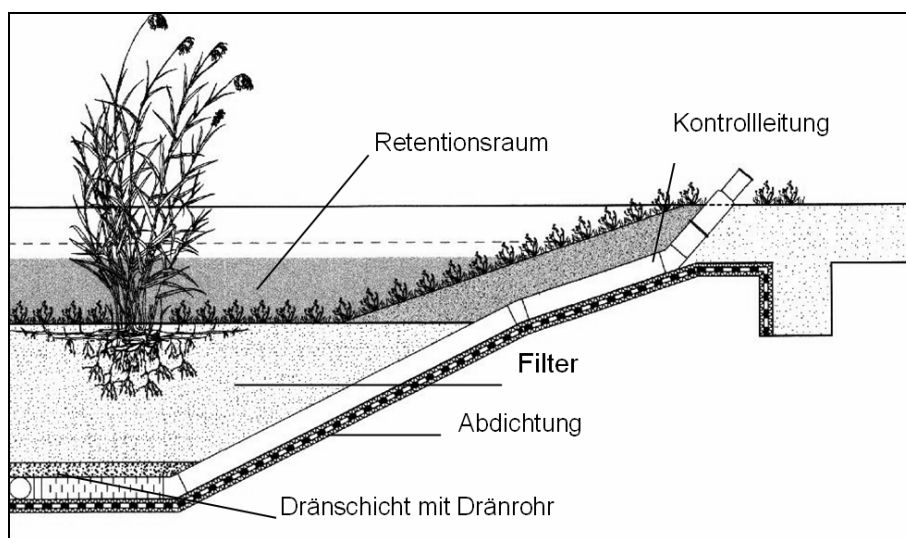


Bild 2.1: Aufbau eines Retentionsbodenfilters (MUNLV [2003])

Als Filtersubstrate werden Sande mit einer Korngröße 0/2 mm und einer steilen Körnungslinie eingesetzt. Zur Pufferung von säurebildenden Prozessen wie der Nitrifikation ist es wichtig ein ausreichend hohes Carbonatdepot sicherzustellen. Retentionsbodenfilter werden abhängig vom gewässerspezifischen Problem mit Drosselabflussspenden q_d von 0,01 – 0,03 l/(s*m²) betrieben.

2.2 Reinigungsprozesse

Die Reinigungsprozesse, die innerhalb eines Retentionsbodenfilters stattfinden, sind bislang wenig erforscht. Sie können physikalischer, chemischer sowie biologischer Natur sein und beeinflussen sich zum Teil gegenseitig. Die Vielzahl der Teilprozesse lässt sich in die mechanische Filtration, Sorptionsprozesse und biochemische Umsatzprozesse unterteilen.

Die im Zulauf potenziell vorhandenen Stoffe lassen sich nach ihrem Verhalten unterteilen (DAMMRATH et al. [1979]):

- perseverante Stoffe werden in Bodenfiltern nicht eliminiert, da sie weder chemischen noch biologischen Reaktionen ausgesetzt sind (z. B. Chloride)
- abbaubare Stoffe werden durch biologische oder chemische Prozesse umgewandelt und abgebaut (z. B. Ammonium)
- persistente oder refraktäre Stoffe werden aufgrund physiko-chemischer Prozesse an die Bodenmatrix angelagert, aber weder chemisch noch biologisch abgebaut (z. B. Schwermetalle)

2.2.1 Filtration

Bei der Filtration handelt es sich um den mechanischen Rückhalt ungelöster Stoffe, die die Porenkanäle im Filter nicht passieren können. Bei feinkörnigem Material (z. B. Sand) findet dieser Prozess vorwiegend an der Filteroberfläche und in den oberen Zentimetern der Filterschicht statt (GOLWER [1985]). Es handelt sich um eine Flächenfiltration im Gegensatz zur Raumfiltration, die sich in tieferen Schichten abspielt. Dabei können selbst kleinste Partikel ($< 0,2 \mu\text{m}$) ausgefiltert werden. Bei grobkörnigeren Substraten können mischwasserwässrige Partikel allerdings auch tiefer eindringen (Dittmer [2006]).

Bei der Beschickung von Bodenfiltern treten ungesättigte und gesättigte Strömungsverhältnisse auf. Die turbulenzartigen Strömungsverhältnisse innerhalb der ungesättigten Bodenzone, bei denen das Sickerwasser in dünnen Schichten über die Kornmatrix fließt begünstigt den Stofftransport zur Kornoberfläche (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL [2002]). Die Bedeutung der Filtration ist für die Reinigungsprozesse in Retentionsbodenfiltern signifikant und leitet sich einerseits davon ab, dass große Teile des CSB, des organischen Stickstoffs, des Phosphats, der Schwermetalle sowie der hydrophoben PAK in partikulär gebundener Form vorliegen und ausgefiltert werden. Zudem bilden abfiltrierbare Stoffe selbst wiederum gute Filter- und Sorptionsmöglichkeiten für anorganische und organische Stoffe. Zu große Feststofffrachten können allerdings leicht zur Kolmation des Filters führen (MUNLV [2003]).

2.2.2 Sorption

Gelöste Stoffe wie Anteile der CSB-verursachenden Substanzen (S_{CSB}), Phosphat oder Ammonium können während der kurzen Phase der Durchsickerung des Filters nur in geringem Umfang abgebaut werden. Für die Reinigungsleistung ist daher von elementarer Bedeutung, dass diese Stoffe im Filter gebunden, also sorbiert werden.

Mit Sorption bezeichnet man die Reaktion gelöster Stoffe mit der Oberfläche der festen Phase des Filtersubstrats. Dabei werden unspezifische und spezifische Sorption sowie biotische und abiotische Sorption unterschieden.

Die erste Differenzierung hängt von Art und Intensität der Bindung von Stoffen an die Festphase ab. Bei unspezifischer oder auch physikalischer Sorption können elektrostatische Kräfte (Coulomb'sche Kräfte) bestimmend sein. Die spezifische oder chemische Sorption weist wesentlich höhere Bindungsenergien auf. Ionen- und Ligandenaustauschprozesse liegen dieser Bindungsform zugrunde (HARTER/TEUTSCH [1989]).

Durch Zufuhr von organischem Material und Nährstoffen und bedingt durch mikrobielle Aktivitäten im Filtersubstrat entsteht insbesondere in gut durchlüfteten Filterschichten ein Biofilm. Dieser weist hohe Sorptionskapazitäten auf (biotische Sorption).

Die im Boden vorhandene organische Substanz sowie insbesondere Tonminerale und Sesquioxide (Eisen-, Aluminium- Manganoxide) fungieren als Sorbenten bei der abiotischen Sorption. Bei diesem Vorgang spielt die Kationenaustauschkapazität (KAK) des Filtersubstrats eine entscheidende Rolle. Es kommt dabei zu einem Austausch von Ionen, bei dem gelöste Kationen (z. B. NH_4^+ , Na^+ oder Ca^+) gebunden werden. Im Gegenzug wird eine äquivalente Menge anderer Kationen vom Boden desorbiert, also abgegeben. Ein Boden mit einem KAK-Wert von unter 5 meq/100g wird als sorptionsschwach angesehen (LFU [2002]).

Nach LFU [2002] beruht die Rückhaltewirkung gegenüber Ammonium auf der Sorption während des Beschickungsvorgangs und der nachfolgenden mikrobiellen Umsetzung. Dabei wird das sorbierte Ammonium nach dem „Leerlaufen“ des Filters und der wichtigen Wiederbelüftung biologisch zu Nitrat oxidiert und bei der nächsten Beschickung aus dem Filter herausgespült. Somit werden beim Entstehen von Nitrat Sorptionsplätze für das Ammonium der nächsten Beschickung frei.

Ob auch der CSB-Rückhalt in Retentionsbodenfiltern nach einem solchen zweistufigen Prozess aus Sorption und biologischer Umsetzung abläuft, ist bislang wenig erforscht (Dittmer [2006]).

Im Gegensatz dazu ist die Sorption von Schwermetallen und Phosphat begrenzt. Letzteres lagert sich insbesondere an Bodenbestandteilen wie Allophanen (Tonminerale) und Eisenoxiden an. So besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Sorption von PO_4^- und den zur Verfügung stehenden Fe-Oxiden.

Sowohl bei der Sorption von NH_4^+ als auch bei der von Schwermetallen besteht ein Zusammenhang mit dem pH-Wert. SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL [2002] verdeutlichen, dass die Löslichkeit von Schwermetallen bei sinkendem pH-Wert anfangs langsam, später aber immer deutlicher zunimmt. Hiermit lassen sich Grenzwerte für die Schwermetallmobilität angeben, die je nach Filtersubstrat unterschiedlich ausfallen. Auch andere Faktoren wie die Temperatur und das Vorhandensein von Konkurrenzionen beeinflussen die Sorption.

2.2.3 Biologischer Umsatz

Ausschlaggebend für die im Bodenfilter stattfindenden biochemischen Prozesse sind Luft- und Wasserhaushalt, das Filtermaterial (insbesondere dessen Porosität), die Temperatur, die Betriebsweise (Art und Umfang) des Retentionsbodenfilters sowie die Zusammensetzung des Zulaufwassers. Der Boden fungiert überwiegend als Trägermaterial.

Es wird zwischen aeroben und anaeroben Prozessen differenziert, je nachdem, ob ein Gasaustausch zwischen Filter und Atmosphäre stattfindet. Dabei kann Sauerstoff über die Filterfläche oder die Dränage in das Filtersystem eintreten und Gase, insbesondere Kohlenstoffdioxid, aus dem System entweichen (LFU [2002]).

Sauerstoff fungiert als der wichtigste Elektronenakzeptor bei den im Boden ablaufenden Redoxreaktionen. Hierbei handelt es sich um biologische Reaktionen mit den Elektronendonatoren organische Substanz (CSB) und Ammonium. Unter Einfluss mikrobieller Katalyse und O_2 -Überschuss können diese Stoffe oxidiert werden (LFU [2002]). Die zwei bedeutsamsten Vorgänge sind aerobe Respiration und Nitrifikation.

Bei einigen dieser Redoxreaktionen werden H^+ -Ionen freigesetzt. Um ein Absinken der Alkalität zu unterbinden, was zur Hemmung der Nitrifikation und eventuell zur Mobilisierung adsorbierter Schwermetalle führen kann, muss das Puffersystem des Filtersubstrates die entstehende Säure abfangen. Das setzt einen ausreichenden Gehalt an Carbonaten im Filtersubstrat voraus (Calcit $CaCO_3$ oder Dolomit $CaMg(CO_3)_2$).

Je nach Art des Einstaus wird der O_2 -Zutritt erschwert oder sogar völlig unterbunden, so dass eine Prozessumkehrung der mikrobiell katalysierten Redoxreaktionen stattfinden kann. Die einzige erwünschte anoxische Reaktion ist die Denitrifikation von NO_3 zu elementarem Stickstoff. Ist dieser Prozess abgeschlossen, kommt es zu anaeroben Verhältnisse im Filter. Hierbei kann z. B. durch Reduktion entstandenes zweiwertiges Eisen mobilisiert werden, da es eine höhere Löslichkeit besitzt als dreiwertiges Eisen. Problematisch bei diesen anaeroben Milieubedingungen ist, dass die Nitrifikation unterbunden und der CSB-Abbau gehemmt werden. Zudem kann es bei Mischwasser zu Geruchsproblemen kommen. Aus diesem Grund ist für den gesicherten RBF-Betrieb der Erhalt aerober Milieubedingungen anzustreben.

2.3 Kolmation

Die Kolmation ist als die Verminderung der hydraulischen Leistungsfähigkeit eines Filters definiert. Bei der Kolmation kann nach Ort (innere oder äußere) und Ursache (mechanisch, biologisch oder chemisch) differenziert werden.

Eine äußere Kolmation entsteht durch Bildung einer gering durchlässigen Schicht auf dem Korngerüst des Bodenfilters und in den ersten 5 – 10 cm. Bei innerer Kolmation werden Partikel in das Korngerüst des Filters eingespült und verstopfen dort die Poren, so dass die Durchlässigkeit verringert wird.

Mechanische Kolmation wird durch die Verstopfung des Porenraums durch organische oder anorganische Partikel hervorgerufen. Die biologische Kolmation kann die Folge eines Anstiegs der Biomasse (Bakterien, Pilze, Algen, tierische Ein- und Mehrzeller) und/oder das Ergebnis der Bildung von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) sein (SCHWARZ et al. [2003], TESCHNER et al. [2004]). Dies führt zur Ausbildung eines Biofilms, der die Poren stark verengen kann. Des Weiteren produzieren Mikroorganismen beim Stoffwechsel Gase (Kohlenstoffdioxid und Methan), welche ebenfalls die Poren belegen können. Chemische Prozesse im Boden können die Wasserleitfähigkeit stark beeinflussen (chemische Kolmation). Ein Beispiel für chemische Prozesse ist die Entstehung von Eisenoxiden bei eisenhaltigen Filtermaterialien (MUNLV [2003]).

2.4 Eigenschaften des Mischwasserentlastungsabflusses

Im Gegensatz zu häuslichen Pflanzenkläranlagen stellt sich der Zufluss eines Retentionsbodenfilters, der in der Mischwasserbehandlung eingesetzt wird, in Dauer und Häufigkeit der Beschickungen sowie deren Zusammensetzung grundlegend anders dar. Das Auftreten von Zuflüssen kann zwischen den Extremen einer wochenlangen Trockenperiode und einer Dauerbeschickung von einigen Tagen liegen. Im Allgemeinen kann davon ausgegangen werden, dass ein vorgeschaltetes Regenüberlaufbecken in etwa 30 bis 60-mal pro Jahr in einen Retentionsbodenfilter entlastet. Dabei sind jeweils Beschickungshöhen von wenigen Millimetern bis hin zu einem Meter oder mehr möglich (LFU [2002]).

In Abhängigkeit von der Einwohnerdichte, dem Anfall und der Art der gewerblichen Abwässer sowie der Menge der Kanalablagerungen vor der Entlastung stellt sich der Anteil organischer Zehrstoffe (z.B. CSB), Ammonium und Phosphat als auch von Mikroorganismen, Schwermetallen und partikulärer Feststoffe dar. Während die Konzentrationen einiger Parameter (z.B. Ammonium) im Mischwasserabfluss aufgrund der Vermischung mit Niederschlagswasser häufig kleiner sind als im Trockenwetterabfluss, kann davon ausgegangen werden, dass der Anteil partikulärer Feststoffe je nach Masse der Kanalablagerungen höher liegen kann. Da diese wesentlich zur Kolmation des Bodenfilters beitragen, ist es erforderlich, ein Sedimentationsbecken (z. B. ein RÜB) vorzuschalten.

Tabelle 2.1 listet Stoffkonzentrationen von Mischwasserentlastungen (Überläufe von Stauraumkanälen, Regenüberlaufbecken und Regenüberläufen) auf.

Tabelle 2.1: Stoffkonzentrationen in Mischwasserentlastungen

Parameter	M1			M2		M3	M4	M5		M6	M7
	Min	Med	Max	Min	Max	Med	Med	MW	MW	MW	
AFS [mg/l]	45	55	122	50	540	68,4	82,1	134	89	237	40
CSB [mg/l]	79	87	120	40	380	85,7	57,0	34	40	122	33
NH ₄ -N [mg/l]	3,8	6,2	11,7	1	23	4,0	1,7	1,7	2,1	1,45	1,6
N _{ges} [mg/l]	7	11	16	7	16	-	-	-	-	-	-
P _{ges} [mg/l]	1	2	3	0,7	10	1,29	-	1,0	1,0	2,6	-

M1) UHL/KASTING [2002]; M2) WELKER [2005]; M3) RÖDDER [1997]; M4) FUCHS [1997]; M5) FISCHER [1998], keine frachtgewogenen Mittelwerte sondern Mittelwerte der Messdaten von zwei unterschiedlichen RÜB; M6) BORN [2002]; M7) GROTEHUSMANN et al. [1999]

Grundsätzlich fällt beim Vergleich der Stoffkonzentrationen auf, dass Mischwasserentlastungen gering mit Nährstoffen belastet sind. Die Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) und CSB zeigen zumindest bei den Maximalwerten vergleichbare Größenordnungen, während die „mittlere“ Belastung geringer als im Trockenwetterabfluss liegt. Die in

Tabelle 2.1 dargestellten Stoffkonzentrationen bilden die Grundlage für die Zusammensetzung des Beschickungswassers der Säulenversuche (siehe Kapitel 4.1). Dabei werden schwerpunktmäßig die löslichen CSB-Anteile (S_CSB) sowie das mischwassertypische Ammonium betrachtet. Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse einer bundesweiten Befragung erläutert. Dabei wurden Institute zu ihren Erfahrungen mit Säulenversuchen zum Stoffrückhalt bei Retentionsbodenfiltern erfasst.

3 Synopse bundesweit durchgeführter Säulenversuche zum Stoffrückhalt in Retentionsbodenfiltern

Zur Vorbereitung der Entwicklung eines Eignungsnachweis erstellte die TU KL eine systematische Zusammenstellung und Auswertung bislang in der Bundesrepublik durchgeführter Säulenversuche. Im Rahmen einer persönlichen Befragung (Bearbeitungsstand: März 2006) wurden die bundesweit verfügbaren Untersuchungen, die mit unterschiedlichen Randbedingungen und mit verschiedenen Zielsetzungen durchgeführt wurden, zusammengetragen, aufbereitet und ausgewertet. Eine systematische Gesamtanalyse der vorwiegend isoliert vollzogenen Messungen liegt bislang nicht vor. Mit Hilfe von vorbereiteten Fragebögen werden die charakteristischen Merkmale verschiedener Untersuchungen festgehalten. Der Schwerpunkt liegt dabei auf Laborsäulenversuchen, die Durchmesser im Bereich von ca. 20 cm aufweisen. Hinsichtlich der Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsprogramme ist die Datenverfügbarkeit zu beachten. So konnten in persönlichen Gesprächen zwar Einschätzungen erfragt werden, eine vollständige Aufbereitung der Ergebnisse und aller bisher durchgeführten Messungen wird jedoch dadurch erschwert, dass eine nennenswerte Anzahl der Berichte nicht öffentlich zugänglich gemacht werden.

3.1 Zusammenstellung der Daten aus der Befragung

Es wurden bundesweit die wissenschaftlichen und privatwirtschaftliche Einrichtungen besucht, die Säulenversuche zur Substratuntersuchung einsetzen. Dabei wurden Details abgeschlossener und laufender Messreihen erfragt und Versuchstände besichtigt.

An folgenden Einrichtungen wurden Befragungen durchgeführt:

- Technische Universität Karlsruhe (Institut für Siedlungswasserwirtschaft) (KA)
- BIOPLAN Landeskulturgesellschaft GmbH Sinsheim (SI)
- Universität Kassel (FG Siedlungswasserwirtschaft) (KS)
- Technische Universität Kaiserslautern (FG Siedlungswasserwirtschaft) (KL)
- Fachhochschule Münster (Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft) (MS)

Bereits seit ca. 1996 werden von BIOPLAN GmbH (Sinsheim) Laborsäulenversuche bezüglich Retentionsbodenfilter durchgeführt. Damit liegen an diesem Standort die längsten Erfahrungen vor. Weiterhin werden dort mit mittlerweile 72 Säulenversuchsständen auch die umfangreichsten Untersuchungen durchgeführt.

Die TU Karlsruhe (Institut für Siedlungswasserwirtschaft) betreibt seit ca. 1998 Säulenversuche, die sowohl für die Grundlagen- als auch für die Anwendungsforschung verwendet

werden. In ca. 20 Säulen/ Jahr werden verschiedene Aspekte beispielsweise aus dem Bereich der Kolmation untersucht.

Die Universität Kassel besitzt einen neu aufgebauten transportablen Versuchsstand mit größer dimensionierten Lysimetern (Durchmesser ab 100 cm), einen Säulenaufbau gibt es bisher noch nicht. Im Rahmen einer weit angelegten Messkampagne sollen jedoch die Lysimeterversuche auf den kleineren Maßstab der Säulen übertragen werden.

Seit 2000 werden die Laborversuche sowohl an der TU Kaiserslautern als auch an der FH Münster betrieben. Die Versuchstände bestehen jeweils aus maximal 6 Säulen.

Die Befragung zu den Laborsäulenversuchen berücksichtigt die folgenden Aspekte:

- Zielsetzungen der Untersuchungen
- Charakterisierung der verwendeten Filtersubstrate (Sieblinie, Carbonatgehalt u.a.)
- Versuchsaufbau und Betriebsbedingungen (Zusammensetzung Beschickungswasser, Beschickungsart, Beschickungshöhe, Drosselung, Probennahme u.a.)
- Analytik (Methoden, Stoffparameter)

In den nachfolgenden Teilabschnitten werden diese Aspekte in Tabellenform zusammengetragen. Die Zusammenstellung ist so zu verstehen, dass alle erwogenen und umgesetzten Aspekte zusammengetragen werden, um zur Erstellung einer Handlungsanleitung für Säulenversuche zur Substratprüfung auf vielfältige Erfahrungen zurückgreifen zu können. Einzelheiten zu den Projekten und Kombinationen von Merkmalen sind bei den entsprechenden Einrichtungen zu erfragen.

3.1.1 Zielsetzungen der Untersuchungen

Die Zielsetzung einer Untersuchung beeinflusst naturgemäß viele verschiedene Gesichtspunkte. In Tabelle 3.1 findet sich eine Übersicht von Nennungen der befragten Institute. Die vielfältigen Untersuchungsziele bedingen Unterschiede beispielsweise im Versuchsaufbau, in der Beschickung oder in der Beprobungsstrategie. Allgemein lassen sich die Ziele in zwei Gruppen unterscheiden:

- Nachbildung der Großtechnik unter definierten Randbedingungen als Ergänzung zu Messkampagnen an Retentionsbodenfiltern
- Untersuchung spezieller grundlagenorientierte Fragestellungen, die in der Großtechnik nur schwer zu erfassen sind

Tabelle 3.1: Zielsetzungen der Untersuchungen in Laborsäulen

Untersuchungsziel	KA	SI	KS	MS	KL
Eignungsprüfung Substrat		x		x	x
Vergleich von verschiedenen Substraten	x	x	x	x	x
Einfluss von Substratzuschlägen				x	
Auswirkung Drosseleinstellung		x	x	x	x
Auswirkung Substratmächtigkeit		x		x	
Kolmation	x				
Ammoniumrückhalt	x	x		x	x
Schwermetallrückhalt		x			x
Hygieneaspekte		x	x	x	
Grundlage für Modellierung				x	x
Handlungsanleitung für Säulenversuche				x	x

KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern

3.1.2 Charakterisierung der verwendeten Substrate

Die Auswahl der zu verwendenden Substrate (Tabelle 3.2) steht meist in engem Zusammenhang mit den Untersuchungszielen. Sie wird häufig vom Auftraggeber bestimmt oder wird durch die geographische Lage bedingt. Bei der Zusammenstellung in der anschließenden Tabelle kann davon ausgegangen werden, dass Substrate gleicher Bezeichnung nur in Ausnahmefällen aus geologischer Sicht identisch sind.

Zur Charakterisierung eines Substrates werden unterschiedliche Kenngrößen herangezogen. Spezielle Untersuchungen sind wiederum von der Zielsetzung abhängig. An den einzelnen Einrichtungen wurden die in Tabelle 3.3 auflisteten Untersuchungen durchgeführt.

Tabelle 3.2: Zusammenfassung verwendeter Substrate in Säulenversuchen

Substrat	KA	SI	KS	MS	KL
Rheinsand (0/2)	x	x		x	x
Rheinsand (0/4)				x	
Lavasand (0/2)		x	x	x	x
Sande mit Carbonatzuschlag				x	x
Sande mit weiteren Zuschlägen (z.B. Eisenoxid)		x	x	x	
Spezialsubstrate		x	x	x	
bindige Substrate		x			

KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern

Tabelle 3.3: Zusammenstellung von ermittelten Substratkenngößen

KA	Sieblinien, Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, K_f -Wert, Tracerversuch (Uranin, Brilliant Blue), Glühverlust, Carbonatgehalt, Silikatgehalt
SI	Sieblinien, Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, Rest- und Sättigungswassergehalt, Tracerversuch (NO_3), Carbonatgehalt, Reaktivität des Carbonats, Sorptionskapazität (Bodenproben und Schüttelversuche), Bebrütung von Bodenproben
KS	Sieblinien, Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, Schüttdichte, K_f -Wert (über Durchflussmessung und Standrohre), Glühverlust, Schadstoffe, Carbonatgehalt, Reaktivität des Carbonats, Fe-Gehalt
MS	Sieblinien, Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, K_f -Wert (über Standrohre), mikroskopische Betrachtung der Kornform, Tracerversuch (Uranin), Glühverlust, Schadstofffreiheit, Carbonatgehalt (calcitisch und dolomitisch), Charakterisierung von Mineralien mit Polarisationsmikroskop (SiO_3 , SiO_6 , metallisch gebunden)
KL	Sieblinien, Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, Schüttdichte, Rest- und Sättigungswassergehalt, K_f -Wert (über Durchflussmessung und Standrohre), mikroskopische Betrachtung der Kornform, Tracerversuch (NaCl , KBr , NO_3), Glühverlust, Sorptionskapazität (Bodenproben und Schüttelversuche), Bebrütung von Bodenproben, Schadstofffreiheit (SM)

KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern

3.1.3 Versuchsaufbau und Betriebsbedingungen

Der Versuchsaufbau (Tabelle 3.4) und die Betriebsbedingungen der Versuchsstände (Tabelle 3.5 und Tabelle 3.6) wurden vielfach weiterentwickelt und entsprechend spezieller Zielsetzungen umgebaut. Eine eindeutige Beschreibung ist daher nur schwer möglich, es lassen sich jedoch bei den verschiedenen Standorten typische Merkmale zusammentragen. Auch die Beschickungen wurden bezüglich ihrer Zusammensetzung, Beschickungshöhen und zeitlichen Abfolgen häufig variiert und modifiziert. Im Hinblick auf die Ausarbeitung einer Handlungsanleitung ging es in dieser Untersuchung vorwiegend darum, Tendenzen bisher durchgeführter Versuchskonzeptionen dazustellen.

Die Drosselung des Ablaufes übt einen nachweislichen Einfluss auf die Reinigungsleistung aus. Die Gewährleistung einer konstanten Drosselung ist daher unabdingbar. Dies wird vorwiegend durch die Anwendung von sehr zuverlässigen Schlauchquetschpumpen gewährleistet. Entsprechend verschiedener Vorgaben (DWA, MUNLV) werden dabei häufig Drosseleinstellungen zwischen 0,01 und 0,05 l/(s*m²) untersucht. Vereinzelt wurden auch ungedrosselte Säulen betrieben.

Tabelle 3.4: Angaben zum Aufbau der Säulenversuchstände

	Säulen aus Plexiglas, PVC und PE; Durchmesser 10 und 20 cm; geringere Gesamthöhe 10 bis 40 cm; Abdeckung durch Einhausung;
KA	Füllung: Drainageschicht Kies: (2/8), Substratschicht: (unverdichtet eingebaut, konsolidiert durch Aufschlännen), Deckschicht Kies: 5 cm (2/8) teilweise Nutzung einer Klimakammer zur Temperatureinstellung
	Säulen aus PVC; Durchmesser 15 cm; Gesamthöhe stark unterschiedlich
SI	Füllung: Drainageschicht Kies: (2/8), (8/16) und (16/32), Substratschicht: 25, 50, 75 und 100 cm (unverdichtet eingebaut, konsolidiert durch Aufschlännen), Deckschicht Kies: 5 cm; (2/8), (8/16) und (16/32) Säulen komplett wiegbar
KS	bisher noch kein Säulenversuchsstand aufgebaut, weitere Daten beziehen sich auf die größeren Lysimeteranlage
	Säulen aus Plexiglas, PEHD und PVC; Durchmesser 19 cm; Gesamthöhe 200 cm; Abdeckung mit lichtundurchlässiger Teichfolie (zur Beobachtung während der Versuchsdurchführung zu öffnen)
MS	Füllung: Drainageschicht Kies: 10 bis 25 cm; (2/8), (8/16); Substratschicht: 100 / 75 cm (unverdichtet eingebaut, konsolidiert durch Sättigung von unten), Deckschicht Kies: 5 bis 10 cm; (2/8) und (8/16) Standrohre
	Säulen aus Plexiglas; Durchmesser 19 cm; Gesamthöhe 230 cm (Unterteil 125 cm, Oberteil 105 cm); Abdeckung mit lichtundurchlässiger Teichfolie (zur Beobachtung während der Versuchsdurchführung zu öffnen)
KL	Füllung: Drainageschicht Kies: 25 cm; (2/8); Substratschicht: 75 bis 100 cm (verdichtet / unverdichtet eingebaut, konsolidiert durch Sättigung von unten), Deckschicht Kies: 5 cm (2/8) teilweise Einbau von Geotextil; 3 Ablauföffnungen; Standrohre
KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern	

Tabelle 3.5: Angaben zur Ablaufdrosselung

	praktische Umsetzung	Drosselabflussspende $[l/(s \cdot m^2)]$
KA	-	ungedrosselt
SI	Schlauchklemmen	0,01 / 0,03 / ungedrosselt
KS	Magnetdosierpumpen	0,01 bis 0,05
MS	Schlauchquetschpumpen	0,01 / 0,02 / 0,03 / ungedrosselt
KL	Schlauchquetschpumpen	0,01 / 0,03 / 0,05 / ungedrosselt

KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern; k.A.: keine Angaben

Tabelle 3.6: Angaben zur Beschickung

	Art des Beschickungswassers	Beschickungshöhe $[m^3/m^2]$	Häufigkeiten
KA	- Abwasser aus Kläranlage vor Sandfang (1-2 h absetzen) - Mischung aus Glucoselösung und Abwasser aus Kläranlage	0,3 bis 0,7	1 mal wöchentlich

	- Mischung aus Glucoselösung und Glaskugeln		
	- künstliches OECD-Abwasser		
	- künstliches Beschickungswasser als Mischung aus Glucoselösung und Nährsalzen		
	- Abwasser aus Kläranlage, verdünnt mit entionisiertem Wasser		
SI	- abgesetzter Dachablauf, verdünnt mit Trinkwasser und Nährsalzen - Abwasser aus Kläranlage, mit Trinkwasser verdünnt	0,3 bis 0,6	2-3 mal wöchentlich
KS	- realitätsnahe Zusammensetzung als Mischung aus Zulauf Vorklämung und Ablauf Nachklämung	1,0 bis max. 10	k. A.
MS	- Ablauf Vorklämung KA, mit Trinkwasser verdünnt	0,5 bis 3	1-3 mal wöchentlich
KL	- künstliches OECD-Abwasser, mit Trinkwasser angesetzt - Ablauf Vorklämung KA, filtriert und mit Trinkwasser verdünnt	0,5 bis 2,5	alle 2 Tage bis mehrere Wochen

KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern; k.A.: keine Angaben

3.1.4 Probennahme und Analytik

Die Probenahme und Analytik aus Zu- und Ablauf ist ein entscheidender Gesichtspunkt jedes Versuches, denn sie bestimmt maßgeblich den Versuchsaufwand. Häufig werden zur einfachen Kontrolle von Vorgängen im Filterkörper Gesamtmischproben gezogen. Für genauere Untersuchungen sind Ganglinien mit angepassten Intervallen der Probennahme zu bestimmen. Der Aufbewahrung der Proben bis zur Analytik wird eine große Aufmerksamkeit gewidmet.

Die Wahl der Sammelgefäße vor den Probenahmen ist wichtig, um eine Verunreinigung oder sonstige Beeinflussung des Ablaufes zu vermeiden. So ist für spezielle Fragestellungen, z.B. die Keimbelastung, die Anwendung von Glasflaschen erforderlich.

Die Probennahme und die Aufbewahrung der Proben richten sich naturgemäß auch nach den zu bestimmenden Parametern. Eine Auflistung von Parametern ist in der nachfolgenden Tabelle zu finden, wobei nicht bei jedem Versuch alle angegebenen Größen bestimmt wurden. Zumeist wird der erhöhte Aufwand bei der Probennahme von Ganglinien mit einem verbreiterten Spektrum an Parametern verknüpft.

Eindeutige Schwerpunkte liegen auf der Bestimmung der klassischen Abwasserkennwerte CSB und Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$). Alle Stickstoffkomponenten werden entsprechend ihrem Auftreten in Mischwasserentlastungen ebenfalls sehr häufig untersucht. Einige Institute beschäftigen sich intensiv mit dem Einfluss von Betriebsparametern auf den Stoffrückhalt. Deshalb werden auch häufig die Parameter Leitfähigkeit, pH Wert sowie der Sauerstoffgehalt gemessen. Entsprechend der jeweiligen fachlichen Spezialisierung werden andere

Parameter (z.B. Keime, Schadstoffe) nur von wenigen Untersuchungsprogrammen berücksichtigt.

Tabelle 3.7: Angaben zur Probennahme

	Methode	Gefäße	Kühlung <u>vor</u> Probennahme
KA	händisch	Probenflaschen aus Kunststoff	Ablaufschlauch wird in Kühlschrank geführt
SI	händisch	Probenflaschen aus Kunststoff	keine
KS	automatisiert	Probenflaschen aus Kunststoff oder Glas	Ablaufschlauch wird in Kühlschrank geführt
MS	händisch	Probenflaschen aus Kunststoff, Eimer	Ablaufschlauch wird in Kühlschrank geführt
KL	händisch	Probenflaschen aus Kunststoff, Eimer	Eiswasserbad

KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern

Tabelle 3.8: Angaben zur Beprobung

	Beschickungswasser	Ablauf	Aufbewahrung der Proben
KA	k.A.	Gesamtmischproben	Frischbestimmung
SI	1-2 mal (vor / nach Beschickung)	Gesamtmischproben, vereinzelt Ganglinien (10-12 Proben pro Versuch)	Frischbestimmung (1 d im Kühlschrank)
KS	1-2 mal plus Überstausproben	Gesamtmischproben, vereinzelt Ganglinien in unterschiedlichen Zeitdistanzen	Frischbestimmung
KL	1-2 mal (vor Beschickung, nach Ende Einstau)	Gesamtmischproben, vereinzelt Ganglinien in unterschiedlichen Zeitdistanzen	Frischbestimmung, Kühlschrank, Gefrierschrank (je nach Fragestellung und Laborkapazität)
MS	1 mal bei Beschickung	Gesamtmischproben, vereinzelt Ganglinien mit 24 h-Mischproben	Frischbestimmung, Kühlschrank, Gefrierschrank, (je nach Fragestellung und Laborkapazität)

KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern; k.A.: keine Angaben

Tabelle 3.9: **Angaben zu analysierten Stoffparametern**

Parameter	KA	SI	KS	MS	KL
Leitfähigkeit, pH-Wert	x	x	x	x	x
Temperatur, Redoxpotenzial	x	x	x	x	x
Säurekapazität $K_{s4,3}$	x	x		x	x
O ₂ (Zulauf/ Ablauf)	x		x	x	x
O ₂ (im Filterkörper)	x				x
AFS			x	x	
CSB	x	x	x	x	x
BSB ₅			x		
N _{ges}	x		x		
NH ₄ -N	x	x	x	x	x
NO ₂ -N	x		x	x	x
NO ₃ -N	x	x	x	x	x
P _{ges}			x		
o-P	x	x	x		
Schwermetalle (Zn, Cd, Cu, Pb)		x			x
Chlorid				x	
Keime		x	x		
Biozönose (DNA/RNA-Analyse)	x				x
Partikel	x				

KA: Karlsruhe; SI: BIOPLAN; KS: Kassel; MS: Münster; KL: Kaiserslautern

3.2 Schlussfolgerungen und Vorüberlegungen für eine Handlungsanleitung zur Durchführung von Säulenversuchen zur Substrattestung

Aus der Auswertung und Gegenüberstellung bundesweit durchgeführter halbtechnischer Säulenversuche ergeben sich vielfältige Kombinationen möglicher Versuchsbedingungen. Folgende Gesichtspunkte sind für weitere Versuche zu betrachten:

- Versuchsaufbau (Säulendurchmesser, Substratmächtigkeit, technische Umsetzung der Beschickung, Ablaufdrosselung und Probennahme)
- Beschickung (Anzahl / zeitliche Abstände / Höhe der Beschickungen innerhalb der Messreihe, Herkunft / Zusammensetzung / Konzentrationen des Beschickungswassers, Zulaufgeschwindigkeit)
- Probennahme und Analytik (Probenanzahl / Intervalle der Probenahme, versuchsrelevante Abwasserparameter, Methoden der Analytik)
- Abschluss der Messreihe und Beurteilung der Leistungsfähigkeit (Definition / Erkennung des Endes der Einfahrphase, Definition/ Überprüfung der Anforderungen an das Substrat im eingefahrenen Zustand)

Versuchsaufbau

An der TU KL und der FH MS wurden die vorhandenen und weitgehend vergleichbaren Aufbauten aus früheren Untersuchungen für die Versuche in diesem Projekt verwendet. Beide besitzen einen Innendurchmesser von 19 cm, eine nahezu identische maximale Überstauhöhe, eine lichtundurchlässige Abdeckung, eine vergleichbare Ablaufkonstruktion und die Ablaufdrosselung erfolgt jeweils mit einer Schlauchquetschpumpe.

Hinsichtlich der Substratmächtigkeit wurde entschieden, die in DWA-M 178 [2005] angegebene Mindeststärke von 75 cm anzuwenden.

Die Beschickung erfolgte mittels einer in einen Vorlagebehälter eingetauchten Pumpe mit angeschlossener Brause. Hinsichtlich der Probennahme wurde eine Kühlung des gesammelten Ablaufes zur Reduzierung weiterer Abbauvorgänge als zwingend erforderlich angesehen.

Beschickung

Die Beschickung ist hinsichtlich einer allgemein anwendbaren Versuchsdurchführung ein wichtiger Aspekt. Die Umsetzungsart technischer Kriterien orientiert sich vornehmlich an der Verringerung der Kosten sowie der einfachen Handhabung. Beim Beschickungswasser besteht grundsätzlich die Problematik lokal unterschiedlicher Voraussetzungen. Um eine

realitätsnahe Biozönose in den Substraten zu erhalten, ist der Einsatz von echtem Mischwasser bzw. verdünntem Schmutzwasser sinnvoll. Aufgrund der unterschiedlichen Charakteristika verschiedener Kanalnetze und den ständig wechselnden Witterungsbedingungen ist eine einfache Abwasserentnahme, z.B. aus dem Ablauf der Vorklärung, auch mit wechselnden Verdünnungsfaktoren aufgrund des schwankenden CSB/NH₄-N-Verhältnisses nicht reproduzierbar WOZNIAK [2007]. Schon in früheren Untersuchungen wurde daher versucht, eine hinsichtlich der Inhaltsstoffe stets gleich bleibende Beschickung umzusetzen:

An der TU Kaiserslautern wurde u.a. künstliches OECD-Abwassers verwendet, um die einmalig mit verdünntem Schmutzwasser angeimpften Säulen gleich bleibend zu belasten. Die im OECD-Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe bilden die Zusammensetzung in Mischwasserentlastungen nur unzureichend ab und führten zu Abweichungen in der Bilanzierung, speziell in Bezug auf N-Verbindungen DITTMER [2006].

An der TU Karlsruhe wurden die Säulen mit verdünntem Schmutzwasser aus der Kläranlage angeimpft. Danach wurde für die weiteren Beschickungen eine künstliche Nährlösung mit Inhaltsstoffen wie Glucose, Ammonium- und weiteren Nährsalzen verwendet. Aufgrund der Zusammensetzung dieser Lösung konnten sich die abwasserspezifischen Mikroorganismen nur schwer durchsetzen, es entwickelten sich vielmehr starke Pilzkulturen (FUCHS [2006]¹).

In der Firma BIOPLAN werden vorwiegend in einem großen Vorlagebehälter gesammelte und abgesetzte Dachabläufe verwendet, die je nach Fragestellung durch Einsatz von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen und Nährsalzen konditioniert werden. Diese Methodik führt zu einer guten Vergleichbarkeit der Versuche untereinander. Ein Nachteil ist die geringe Übertragbarkeit auf andere Standorte. Ferner führt die geringe Zahl eingebrachter Mikroorganismen zu einer verlängerten Einfahrphase (LAMBERT [2006]¹).

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen erscheint das Animpfen der Säulen mit Beschickungswasser ohne abwassertypische Organismen wenig geeignet. Vielmehr wurde der Eintrag abwasserspezifischer Organismen bei jeder Beschickung als unabdingbar eingeschätzt. Anhand der Erfahrungen von BIOPLAN wird die Konditionierung von Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung von Kläranlagen mit künstlichen Nährstofflösungen als sinnvoll angesehen. Deshalb wird in dieser Untersuchung Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung von Kläranlagen entnommen und mit einer Nährstofflösung verdünnt. Nach Festlegung der gewünschten mischwassertypischen Zulaufkonzentrationen von 60 mg/l S-CSB und 6 mg/l NH₄-N werden 20 % des CSB als Abwasseranteil und 80 % in Form von Glucose eingebracht. Steht die Abwassermenge im Beschickungswasser fest, so lässt sich die Menge des zuzugebenden Ammoniumdihydrogenphosphates ermitteln (siehe Kapitel 4.1.3.1). Weiterhin werden so viele andere Nährsalze zugegeben, dass ein Mangel dieser Salze als Kriterium geringerer Reinigungsleistung eines Substrates auszuschließen ist.

¹ Persönliche Mitteilung

Aus früheren Untersuchungen an der TU Kaiserslautern war bekannt, dass sich die Säulen mit regelmäßigen Beschickungen im Abstand von ca. 3 bis 4 Tagen sehr schnell einfahren lassen. Als Aufstauhöhe wird der ebenfalls bewährte Wert von 0,5 m gewählt. Die Einfahrphase wird mit 8 bis 10 Wochen angesetzt SCHMITT et al. [2005]. Die bisherigen Substratuntersuchungen an der FH Münster wurden mit unterschiedlichen hydraulischen Belastungen durchgeführt. Die Strategie mit zwei Beschickungen pro Woche zeigte eine rasche Etablierung der Filterbiozönose. Die Filter wurden jeweils montags und donnerstags beschickt, somit stehen jeweils 2 bzw. 3 Tage für das Trockenfallen und Wiederbelüften der Filter.

Probenahme und Analytik

Zur Beurteilung des Einfahrzustandes wird die Analytik von Stoffparametern in einer Gesamtmischprobe (GMP) festgelegt. Diese Probe sollte aus einem gekühlten Ablaufsammelbehälter gezogen werden. Als relevante Parameter zur Bestimmung der Reinigungsleistung werden der gesamte homogenisierte CSB (C_CSB), der filtrierte Anteil an CSB (S_CSB), Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) und Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) herangezogen. Zusätzlich wird der Parameter Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) bestimmt, um den Einfahrzustand in Bezug auf eine vollständige Nitrifikation beurteilen zu können. Ergänzend werden die Basisparameter Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit (LF) sowohl im Beschickungswasser als auch im Ablauf gemessen.

4 Entwicklung eines Verfahrens zur Eignungsprüfung von Substraten

Die Konzeption und experimentelle Entwicklung einer für Prüfzwecke geeigneten Säulenversuche wurde zunächst an einem dem Stand der Technik entsprechenden Substrat vorgenommen. Die Erfahrungen und Ergebnisse der Säulenversuche bilden die Grundlage einer einheitlichen Handlungsanleitung zur Substrateignungsprüfung. Die Reproduzierbarkeit und der Übertragbarkeit von Versuchsergebnissen innerhalb einer und mehrerer Untersuchungsinstitutionen spielen eine wichtige Rolle. Daher wurden die experimentellen Untersuchungen synchron in Münster (FH MS) und in Kaiserslautern (TU KL) durchgeführt. Der Schwerpunkt der Substrateignungsprüfung liegt entsprechend der Orientierung an Mischwasserentlastungen auf dem Rückhalt an Ammonium. Ergänzend werden weitere Parameter (CSB, Nitrat, pH-Wert u.a.) untersucht. Für die Prüfung wird das eingearbeitete Substrat an einer Belastungsgrenze getestet, die einen Durchbruch an Ammoniumverbindungen hervorrufen kann. Hierzu werden Hochlastversuche mit 2,5 m Beschickungshöhe mit künstlichem Beschickungswasser durchgeführt.

4.1 Methodik der Säulenversuche

4.1.1 Filtersubstrat

Ausgewählt wurde ein Sandsubstrat (DWAI) mit Beimengungen von Carbonat, wie es in NRW an verschiedenen Standorten zu erhalten ist. Wie die nachfolgenden Ausführungen zeigen, erfüllt es die wesentlichen Anforderungen der unten genannten Vorgaben.

Die Korngrößenverteilung (Tabelle 4.1 bzw. Bild 4.1) und der Kalkgehalt (Tabelle 4.2) des ausgewählten Substrats lagen innerhalb der in MUNLV [2003] und DWA-M 178 [2005] beschriebenen Wertebereiche für Filtersubstrate für Retentionsbodenfilter im Mischsystem.

Die Korngrößenbereiche wurden mittels Nasssiebung (nach DIN 18123 und nach DVGW 113) in Form von Mehrfachbestimmungen (sechs Versuche) ermittelt und anschließend als Sieblinien dargestellt (siehe Bild 4.1 und Anhang 4.1).

Neben der Siebanalyse wurde die bodenmechanische Eigenschaft der Lagerungsdichte nach DIN 18126 bestimmt. Für die Bestimmung der lockersten Lagerung wurde die trockene Probe mit Hilfe eines Trichters erschütterungsfrei in einen Versuchszylinder eingefüllt und die entsprechenden Gewichte und Volumina ermittelt. Für die lockerste Lagerung ergibt sich ein maximaler Porenanteil von $n = 0,442$ was einem Porenvolumen von 44,2 Vol- % entspricht. Zur Bestimmung der dichtesten Lagerung wird die gleiche Probe mittels Schlaggabelversuch

verdichtet und der minimale Porenanteil ($n = 0,321$) bestimmt. Dies entspricht einem Porenvolumen von 32,1 –Vol- %.

Tabelle 4.1: Ergebnisse der Kornverteilung im Sandsubstrat DWAI

Kornfraktion		Ton Schluff	/	Feinsand	Mittelsand	Grobsand	Feinkies
		(T / U)		(fS)	(mS)	(gS)	(fG)
	[mm]	< 0,06		0,06 – 0,20	0,20 – 0,60	0,60 – 2,00	> 2,0
Mittelwert	[M- %]	0,6		22,0	62,4	14,6	0,4
Standardabw.	[M- %]	0,12		0,43	0,32	0,11	0,16
Variationskoeff.	[-]	0,204		0,019	0,005	0,008	0,420
MUNLV [2003]	[M- %]	< 1		10 - 25	60 - 80	10 - 25	< 1
DWA-M 178 [2005]	[M- %]	< 1		10 - 25	60 - 80	10 - 25	< 1

Einzelwerte der sechs Wiederholungen sind im Anhang 4.1 zu finden

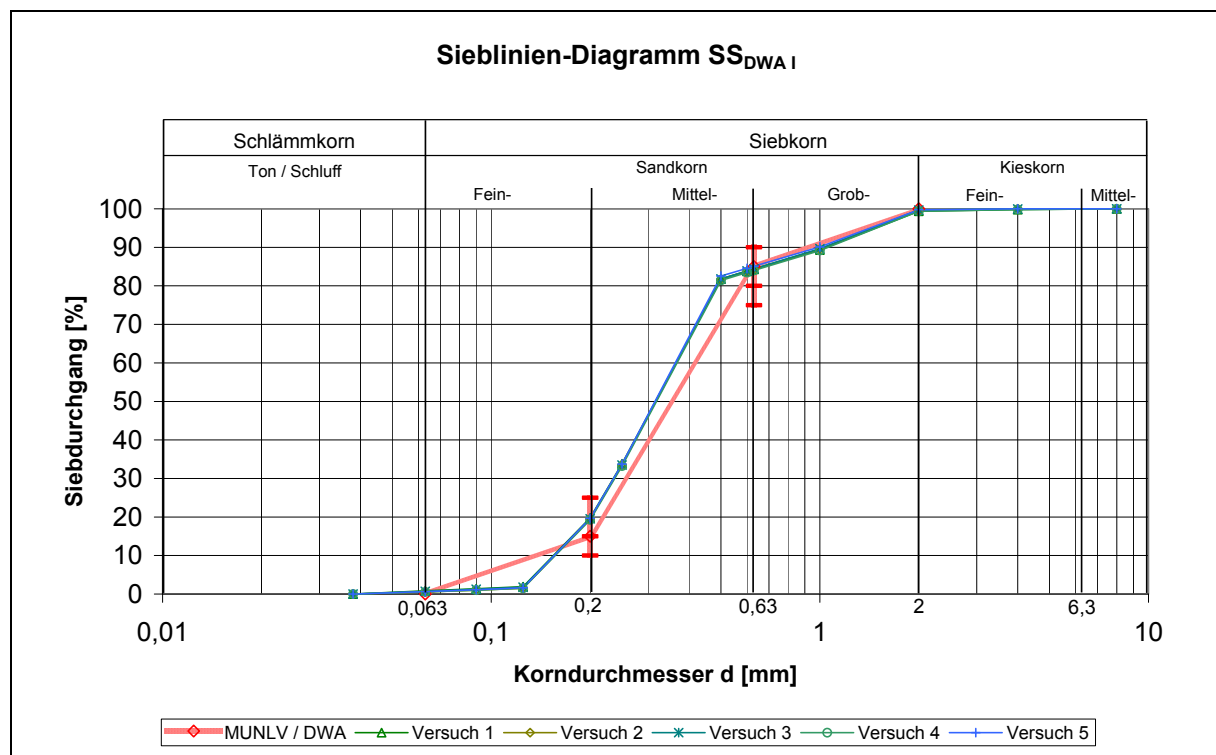


Bild 4.1: Ergebnisse der sechs Siebanalysen für Sandsubstrat DWAI im Vergleich zur Empfehlung nach DWA bzw. MUNLV

Tabelle 4.2: Ergebnisse der Bestimmung des Kalkgehaltes im Sandsubstrat DWAI

	Kalkgehalt	Calcitanteil	Dolomitanteil
	[%]	[%]	[%]
Mittelwert	12,7	10,8	2,0
Standardabweichung	1,3	0,7	0,9
Variationskoeffizient	0,1	0,1	0,5
Sollwert MUNLV [2003]	10 – 15	-	-

Einzelwerte sind im Anhang 4.1 zu finden

Der Kalkgehalt ist der mittels gasometrischer Kohlenstoffdioxidbestimmung nachgewiesene Massenanteil an Gesamtcarbonat bezogen auf die Trockenmasse des Substrates. Das zu Analyse eingesetzte Scheibler-Verfahren (DIN 18138) beruht auf der Reaktion der Carbonate mit Salzsäure, bei der es zu einer Freisetzung von Kohlendioxid (CO_2) kommt. Die Carbonate bestehen überwiegend aus Calcit (CaCO_3) und Dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Es ist möglich, die Carbonate (Calcit und Dolomit) näherungsweise getrennt zu bestimmen, indem man die gasometrische Messung einmal nach 30 Sekunden für Calcit und ein weiteres mal am Ende der Reaktion (Gesamtcarbonatgehalt) durchführt. Aus der Differenz ergibt sich der Dolomitanteil am Gesamtcarbonatgehalt. Die Ergebnisse der Kalkgehaltsbestimmung sind der Tabelle 4.2 zu entnehmen.

Auch hier wurde eine Mehrfachbestimmung durchgeführt, um etwaige Auswirkungen inhomogener Proben zu minimieren. Der große Variationskoeffizient des Dolomitanteils ist auf zwei stärker abweichende Messwerte zurückzuführen. Bei derart geringen Massenanteilen von im Mittel 2 % ist dies im Rahmen der Genauigkeit der Bestimmungsmethode sowie einer möglichen Inhomogenität bezüglich der Carbonatverteilung ausreichend genau.

4.1.2 Säulenaufbau

Um Paralleluntersuchungen an den beiden Standorten TU KL und FH MS durchführen zu können, wurden je Standort 3 Säulen erstellt. Der Aufbau des Filters in den Versuchssäulen wurde gemäß den Angaben in MUNLV [2003] und DWA-M 178 [2005] für Retentionsbodenfilter für das Mischsystem durchgeführt (Bild 4.2). Das bedeutet, dass zunächst eine 25 cm mächtige Drainageschicht mit einem 2/8 Kies, dann das zuvor beschriebene Filtersubstrat mit einer Mächtigkeit von 75 cm und abschließend eine 5 cm mächtige Deckschicht (2/8 Kies) in die Säulen eingebaut wurde. Die gesamte Höhe des Filters beträgt somit 105 cm. Der Retentionsraum über dem Filter hat eine Höhe von etwa 90 cm. Die Probenahme erfolgt unterhalb der Drainageschicht. Eine Peilrohrvorrichtung ermöglicht die Kontrolle der Wasserstände während der Versuchsdurchführung.

Nach dem Einbau der Drainage- und der Filterschicht wird eine Beschickung (1 m Beschickungshöhe) mit Leitungswasser zur Konsolidierung der Filterschicht durchgeführt. Bei diesem Vorgang kommt es i. d. R. zu Setzungen, daher werden im Vorfeld ca. 15 % mehr Substrat eingebaut. Der Materialüberschuss, welcher sich nach der Konsolidierung einstellen kann, wird abgetragen, bis die Zielmächtigkeit von 75 cm erreicht ist. Nach der Konsolidierung wird abschließend die Deckschicht eingebaut.

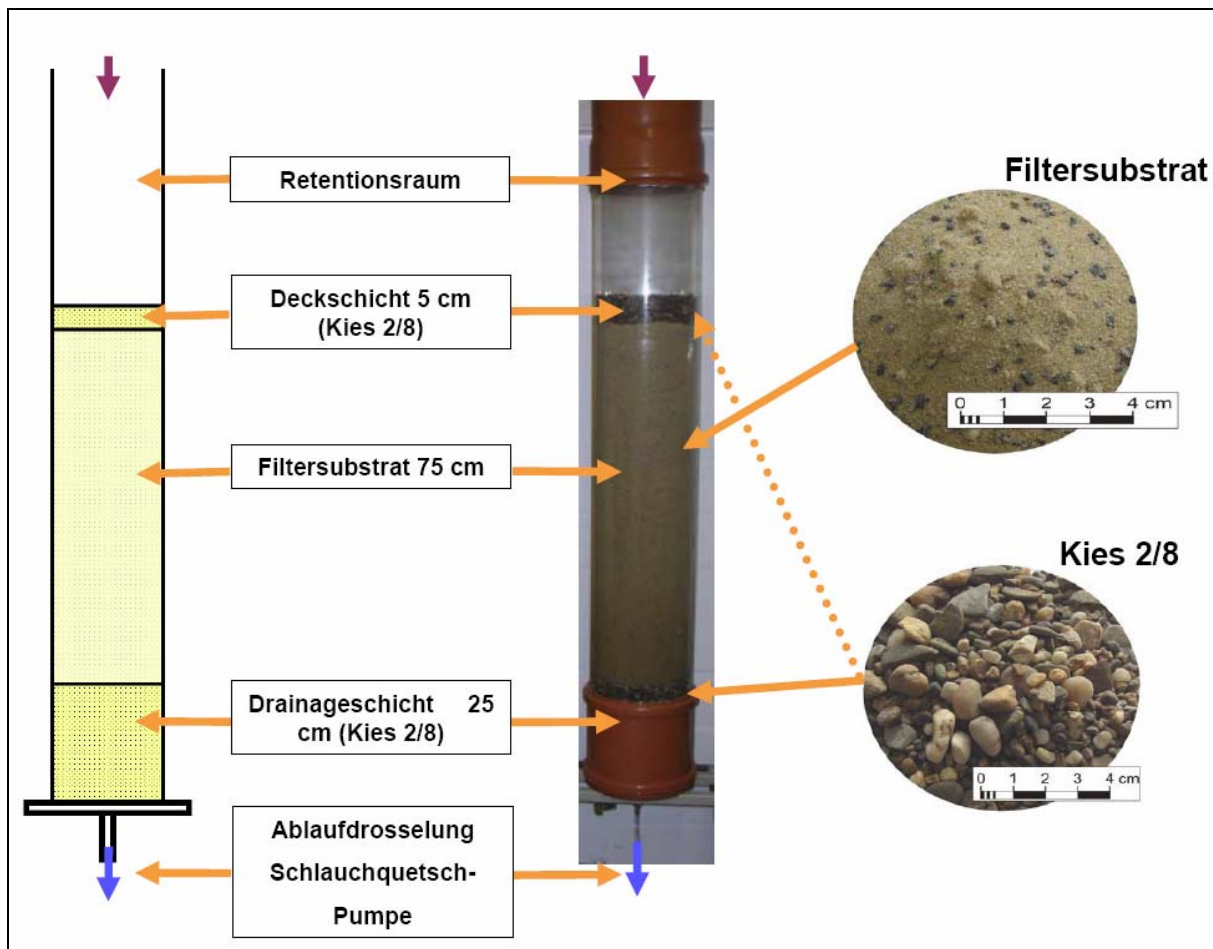


Bild 4.2: Schematische Darstellung des Filteraufbaus

4.1.3 Untersuchungsprogramm

Die Durchführung der Säulenversuche wurde entsprechend dem Ziel der Reproduzierbarkeit so organisiert, dass die Säulenbeschickung im Labor des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Kaiserslautern zeitlich synchron mit der Säulenbeschickung im Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft (LWW) der Fachhochschule Münster durchgeführt wurden.

Das FG Siedlungswasserwirtschaft der TU KL betreibt ein eigenes Analytiklabor. Das Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft der FH MS arbeitet mit dem Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Umweltchemie (LASU) der FH Münster zusammen. Beide Analytiklabore verfügen über langjährige Erfahrungen in der Abwasseranalytik. Zu Beginn der Messreihe wurden teilweise Mehrfachbestimmungen, z.B. mit Schnelltests und nach DIN, durchgeführt, um die Vergleichbarkeit innerhalb der in den Säulenversuchen vorkommenden Messspannen zu überprüfen. Die verwendeten Analysemethoden sind in Anhang 1.1 zusammengestellt.

Der Versuchsablauf mit Beschickungstagen und Trockenphasen der Versuche ist in Bild 4.3 dargestellt. Eine Zusammenstellung aller durchgeführten Säulenversuche in Kapitel 4 mit Angaben zur Beprobungsstrategie und dem jeweilig vornehmlichen Untersuchungsziel zeigen Tabelle 4.3 und Tabelle 4.4.

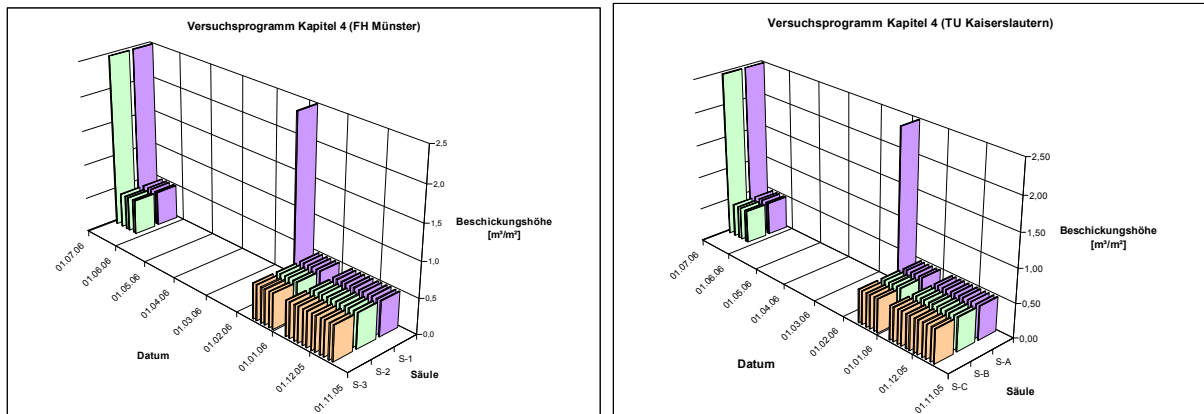


Bild 4.3: Versuchsdurchführung der Säulenversuche in Münster (links) und Kaiserslautern (rechts)

Tabelle 4.3: Zusammenstellung der Säulenversuche an der TU KL zur Entwicklung des Eignungsnachweis

Projekt/ Kapitel	Untersuchungsphase	Substrate	Drosselung qd [l/s·m²]	Säulen- konzeption	Filtratbeprobung		Bearbeitungs- zeitraum	vorwiegendes Untersuchungsziel
					MP	GL		
Entwicklung Kap. 4.2.1	I. Einfahrphase (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWAI	0,01	3 Säulen (A, B, C)	X		12/05	Vergleichbarkeit zwischen Standorten
Kap. 4.2.2	II. Normallastbeschickung (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWAI	0,01	2 Säulen (A, B)		X	01/06	Vergleichbarkeit an einem Standort
Kap. 4.2.3	III. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWAI	0,01	1 Säule (A)		X	01/06	Testung Betriebsbedingungen
	IV. Wiedereinfahrphase (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWAI	0,01	2 Säulen (B, C)	X		06/06	
Standardi- sierung Kap. 4.2.4	V. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWAI	B: 0,02 C: 0,01	2 Säulen (B, C)		X	07/06	Änderung Beschickungswasser
und Kap. 6	Zwischenbeschickung (0,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWAI	0,01	2 Säulen (B, C)	X		07/06	
	VI. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWAI	B: 0,02 C: 0,01	2 Säulen (B, C)		X	08/06	Reproduzierbarkeit

DWAI: Sandsubstrat DWA-konform I; A, B, C: Bezeichnung der 3 verwendeten Säulen an der TU KL; konditioniertes Beschickungswasser: Beschickungswasser mit Abwasseranteil; künstliches Beschickungswasser: Beschickungswasser ohne Abwasseranteil

Tabelle 4.4: Zusammenstellung durchgeführter Säulenversuche an der FHM zur Entwicklung des Eignungsnachweis

Projekt/ Kapitel	Untersuchungsphase	Substrate	Drosselung qd [l/s·m²]	Säulen- konzeption	Filtratbeprobung		Bearbeitungs- zeitraum	vorwiegendes Untersuchungsziel
					MP	GL		
BOFIEIG								
Entwicklung Kap. 4.2.1	I. Einfahrphase (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWAI	0,01	3 Säulen (1, 2, 3)	X		12/05	Vergleichbarkeit zwischen Standorten
Kap. 4.2.2	II. Normallastbeschickung (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWAI	0,01	3 Säulen (1, 2)		X	01/06	Vergleichbarkeit an einem Standort
Kap. 4.2.3	III. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWAI	0,01	1 Säule (2)		X	01/06	Testung Betriebsbe- dingungen
	T.I Tracerversuch an Säule	DWAI	0,01	1 Säule (3)			03-04/06	Methodenentwicklung
BIOFIEIG 2	IV. Wiedereinfahrphase (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWAI	0,01	2 Säulen (1, 2)	X		06/06	
Standardi- sierung Kap. 4.2.4	V. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWAI	1: 0,02 2: 0,01	2 Säulen (1, 2)		X	07/06	Änderung Beschickungswasser
und Kap. 6	Zwischenbeschickung (0,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWAI	0,01	2 Säulen (1, 2)	X		07/06	
	VI. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWAI	1: 0,02 2: 0,01	2 Säulen (1, 2)		X	08/06	Reproduzierbarkeit

DWAI: Sandsubstrat DWA-konform I, ; 1, 2, 3: Bezeichnung der 3 verwendeten Säulen an der FH MS; konditioniertes Beschickungswasser: Beschickungswasser mit Abwasseranteil; künstliches Beschickungswasser: Beschickungswasser ohne Abwasseranteil

Tabelle 4.5: Verwendete Analysemethoden

Parameter	Einheit	Methode
C_CSB	[mg/l]	DIN 38409 H 41 oder Dr. Lange Küvetten-Test
S_CSB	[mg/l]	DIN 38409 H 41 oder Dr. Lange Küvetten-Test nach Filtration
NH ₄ -N	[mg/l]	DIN 38 406 T 5 oder Dr. Lange Küvetten-Test
NO ₃ -N	[mg/l]	Dr. Lange Küvetten-Test
NO ₂ -N	[mg/l]	EN 26 777
pH-Wert	[-]	DIN 38404 C5 (WTW-Sonden)
Elektrische Leitfähigkeit (LF)	[µS/cm]	DIN EN 27888 (WTW-Sonden)
Sauerstoff (O ₂)	[mg/l]	DIN EN 25814 (WTW-Sonden) oder optisches Verfahren (LDO Hach/Lange bzw. PreSens)
Temperatur	[°C]	DIN 38404 C4 (WTW-Sonden)

4.1.3.1 Einfahrphase mit konditioniertem Beschickungswasser

Die Einfahrphase dient der Animpfung der Säulen sowie der Etablierung einer Biozönose zum Zwecke einer verbesserten Reinigungsleistung. Diese hängt nicht nur allein von den physikochemischen Eigenschaften wie Korngrößenbereich, Mineralbestand und Kalkgehalt eines zu prüfenden Filtersubstrates ab. Ein wichtiges Kriterium für die Beurteilung von Filtersubstraten ist die Biotopkapazität. Darunter sind die Substrateigenschaften zu verstehen, die der Entwicklung und Etablierung einer Biozönose förderlich sind.

Für die Einfahrphase wurde ein detaillierter Beschickungsplan entwickelt, der geregelte Trockenphasen (2 bzw. 3 Tage) und Beschickungen (0,5 m WS) der Säulen vorsah. Die Beschickungen waren bezüglich der stofflichen Belastungen weitgehend konstant und entsprachen den üblichen Entlastungen aus Mischwassersystemen (CSB: 60 mg/l und $\text{NH}_4\text{-N}$: 6 mg/l). Die periodische Beschickung dient der Animpfung der Säulen sowie der Etablierung einer Biozönose. Nach 12 Beschickungen folgte eine ausgedehnte Trockenphase von 10 Tagen, im Anschluss daran wurde die Einfahrphase mit 6 weiteren Impfbeschickungen beendet.

Zur Herstellung des Beschickungswassers wurde an den Versuchstagen zunächst Abwasser aus den Abläufen der Vorklärung der örtlichen Kläranlagen entnommen und mit einem Seidentuch filtriert. Im Anschluss wurde das filtrierte Abwasser auf seine Gehalte an S_CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ analysiert. Auf Grundlage der Analytikwerte erfolgte die Herstellung des Beschickungswassers im Einzelnen wie im Folgenden dargestellt.

o Festlegung der benötigten Beschickungswassermenge (Beispiel mit 100 l)

o Berechnung der Abwassermenge im Beschickungswasser

Die Abwassermenge im Beschickungswasser ist so zu berechnen, dass 20 % des S_CSB aus Abwasser stammen:

$$V_{\text{AW}} = 0,2 \cdot V_{\text{BW}} \cdot \frac{c_{\text{S\_CSB}_{\text{BW}}}}{c_{\text{S\_CSB}_{\text{AW}}}} \quad (\text{Gl. 4.1})$$

mit	V_{AW}	[l]	Abwasservolumen im Beschickungswasser
	V_{BW}	[l]	Beschickungswasservolumen
	$c_{\text{S\_CSB}_{\text{BW}}}$	[mg/l]	Zielkonzentration S_CSB im Beschickungswasser
	$c_{\text{S\_CSB}_{\text{AW}}}$	[mg/l]	Konzentration S_CSB im filtrierten Abwasser

In der Beispielrechnung ergibt sich bei einem üblichen Wert von $c_{S\_CSB_{AW}} = 120 \text{ mg/l}$, einem $V_{BW} = 100 \text{ l}$ und einer $c_{S\_CSB_{BW}} = 60 \text{ mg/l}$ ein $V_{AW} = 10 \text{ l}$.

o Berechnung der Zugabe von Glucose ($C_6H_{12}O_6$)

Die Berechnung der Zugabe von Glucose erfolgt, um das mit VE Wasser auf 100 l verdünnte Abwasser auf den gewünschten CSB-Gehalt von 60 mg/l zu ergänzen:

$$m_{C_6H_{12}O_6} = 0,8 \cdot (V_{BW} \cdot c_{S\_CSB_{BW}}) \cdot 0,9375 \quad (\text{Gl. 4.2})$$

mit $m_{C_6H_{12}O_6}$ [mg] Masse Zugabe an Glucose

Der Faktor 0,9375 errechnet sich aus dem Kehrwert des Quotienten der molaren Masse des Sauerstoffs (O_2), die benötigt wird um 1 g Glucose zu oxidieren (Oxidation von 1 Mol Zucker benötigt 192 g O_2) dividiert durch die molare Masse der entsprechenden Glucosemenge (1 Mol Glucose = 180 g).

In der Beispielrechnung ergibt sich bei einem Wert von $c_{S\_CSB_{AW}} = 120 \text{ mg/l}$, einem $V_{BW} = 100 \text{ l}$ und einer $c_{S\_CSB_{BW}} = 60 \text{ mg/l}$ eine $m_{C_6H_{12}O_6} = 4500 \text{ mg}$.

o Berechnung der Zugabe von Ammoniumdihydrogenphosphat

Die Berechnung der Zugabe von Ammoniumdihydrogenphosphat erfolgt, um das mit VE Wasser auf 100 l verdünnte Abwasser auf den gewünschten NH_4 -N-Gehalt von 6 mg/l zu ergänzen:

$$m_{NH_4H_2PO_4} = (V_{BW} \cdot c_{NH_4-N_{BW}} - V_{AW} \cdot c_{NH_4-N_{AW}}) \cdot 8,1967 \quad (\text{Gl. 4.3})$$

mit $m_{NH_4H_2PO_4}$ [mg] Masse Zugabe Ammoniumdihydrogenphosphat

$c_{NH_4-N_{BW}}$ [mg/l] Zielkonzentration NH_4 -N im Beschickungswasser

$c_{NH_4-N_{AW}}$ [mg/l] Konzentration NH_4 -N im filtrierten Abwasser

Der Faktor 8,1967 errechnet sich aus dem Kehrwert des Quotienten der molaren Masse des Stickstoffs im Ammonium (1 Mol N = 14 g), dividiert durch die molare Masse Ammoniumdihydrogenphosphats (1 Mol $NH_4H_2PO_4$ = 115 g)

In der Beispielrechnung ergibt sich bei einem Wert von $c_{NH_4-N_{AW}} = 20 \text{ mg/l}$, einem $V_{BW} = 100 \text{ l}$ und einer $c_{NH_4-N_{BW}} = 6 \text{ mg/l}$ eine $m_{NH_4H_2PO_4} = 3279 \text{ mg}$.

o Berechnung der Zugabe weiterer Nährsalze

Als weitere Nährsalze wurden 7 mg/l NaCl, 4 mg/l $\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, 28 mg/l K_2HPO_4 und 2 mg/l $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ zugeben. Diese Salze sind entsprechend der Beschickungswassermenge einzuwiegen.

o Ansetzung des Beschickungswassers

Um das Beschickungswasser anzusetzen, sind das eingewogene Ammoniumdihydrogenphosphat, die Glucose und die weiteren Nährsalze in einem üblichen Volumen V_E Wassers (z.B. 2 l) zu lösen (V_{Lsg}). Der entsprechend große Vorlagebehälter ist zunächst mit V_E Wasser zu befüllen. Die Menge ergibt sich aus:

$$V_{VE} = V_{BW} - V_{AW} - V_{\text{Lsg}} \quad (\text{Gl. 4.4})$$

mit V_{VE} [l] Volumen V_E Wasser
 V_{Lsg} [l] Volumen Salzlösung (V_E Wasser mit gelösten Salzen)

In der Beispielrechnung ergibt sich bei dem vorgegebenen Wert von $V_{BW} = 100$ l, einem berechneten Wert von $V_{AW} = 10$ l und einem gewählten Wert von $V_{\text{Lsg}} = 2$ l ein Volumen von 88 l V_E Wasser (V_{VE}). Die Volumenbestimmung bei der Konditionierung des Beschickungswassers erfolgt mittels Waage bzw. einem exakten Durchflussmesser. Im Anschluss an die Befüllung mit V_E Wasser werden nacheinander die gelösten Salze und das Abwasser zugegeben. Alle Bestandteile werden mittels Pumpe bis zur Homogenität des Beschickungswassers durchmischt, zugleich wird das Beschickungswasser mit Sauerstoff angereichert. Die Beschickung erfolgt direkt nach Fertigstellung des konditionierten Mischwassers.

In der Einfahrphase wurde je Beschickung eine Stichprobe aus dem Vorlagebehälter des Beschickungswassers als Zulaufprobe und jeweils eine Gesamtmischprobe (GMP) aus dem Ablauf der einzelnen Säulen entnommen. Die Analytik erfolgte gemäß Anhang 1.1.

4.1.3.2 Abschluss der Einfahrphase durch Bestimmung von Ablaufganglinien mit konditioniertem Beschickungswasser

Die Einfahrphase wurde beendet mit einer Beschickung mit 0,5 m Beschickungshöhe, wobei an beiden Standorten an je zwei Säulen Ganglinien analysiert wurden (siehe Tabelle 4.3). Die Ganglinienbeprobung bestand aus einer zeitlichen Diskretisierung der Probenahme, wobei 7 Mischproben (2-h-MP). Die jeweils dritte Säule wurde wiederum mit einer Gesamtmischprobe (GMP) beprobt. Als Kriterium zum Abschluss der Einfahrphase wurde die Unterschreitung der Nachweisgrenze für Nitrit im Ablauf festgesetzt.

4.1.3.3 Hochlastversuch mit konditioniertem Beschickungswasser

Nach einer viertägigen Trockenphase wurde ein Hochlastversuch an je einer Säule an einem Standort durchgeführt. Der Hochlastversuch besteht aus der Aufgabe konditionierten Beschickungswassers in der Höhe von 2,5 m Wassersäule. Da das Retentionsvolumen des Säulenaufbaus zu gering ist, um die Wassermenge mit nur einer Beschickung durchzuführen, wurden zwei Beschickungen mit je 1,25 m Wassersäule durchgeführt. Bei dieser Verfahrensweise ist darauf zu achten, dass die zweite Beschickung durchgeführt wird, solange noch ein Überstau der ersten Beschickung vorhanden ist, da eine Wiederbelüftung des Filters vermieden werden muss. Das Beschickungswasser entsprach in seiner Herstellungsweise der Einfahrphase (s.o.).

Zur Bestimmung von Ganglinien wurden Intervalle der Beprobung auf 4 h ausgeweitet. Im Zulauf wurden die Parameter C_CSB, S_CSB, NH₄-N und NO₃-N untersucht. Im Ablauf wurde auf die Bestimmung des S_CSB verzichtet (s.u.). Am Standort Münster wurde zusätzlich Nitrit bestimmt. Für alle Proben wurden online-Messungen von Temperatur, pH-Wert und Elektrische Leitfähigkeit durchgeführt. Ergänzend wurden im Ablauf an beiden Standorten Sauerstoffsonden eingebaut; am Standort Kaiserslautern wurde diese auch im Überstau montiert.

4.1.3.4 Hochlastversuche mit künstlichem Beschickungswasser

Im Ergebnisteil (Kapitel 4.2.1 bis 4.2.4) wird dargelegt, dass eine Variation der Zusammensetzung des Beschickungswassers für ergänzende Hochlastversuche sinnvoll ist. Die erforderliche Wiedereinfahrphase wurde auf 5 Versuche mit 0,5 m Beschickungshöhe angesetzt. Im Sinne einer weiteren Standardisierung wurde künstliches Beschickungswasser eingesetzt. Dessen Zusammensetzung orientiert sich hinsichtlich S_CSB und NH₄-N dem

konditionierten Beschickungswasser bzw. den mittleren Verhältnissen im Mischwasser. Die ortsspezifisch unterschiedliche Abwassermatrix (incl. der Mikroorganismen) wird als Variable ausgeschaltet. Die angestrebte S_{CSB} -Konzentration von 60 mg/l wird durch eine Zugabe von 56,25 mg/l Glucose erreicht. Die Zugabe von 49,18 mg/l Ammoniumdihydrogenphosphat ergibt eine NH_4-N -Konzentration von 6 mg/l. Alle weiteren Nährsalze wurden wie in Kapitel 4.1.3.1 beschrieben zugegeben.

Als Drosselabflussspenden wurden der bislang eingestellte Wert $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ sowie ein erhöhter Wert von $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ parallel untersucht. Die Einflüsse der Drosseleinstellung werden in Kapitel 6 eingehend besprochen.

Auf Grundlage der Ergebnisse der ersten Substratprüfung wurde die enge Probennahme von 4 h-Mischproben aufgeweitet. Die Intervalle der Probennahme wurden in 2-mal 14,2 l, 4-mal 7,1 l und abschließend 14,2 l eingeteilt, wobei das Volumen von 14,2 l einer Beschickungshöhe von 0,5 m entspricht. Diese Unterteilung erfolgte mit der Zielsetzung einer Verringerung des Analytikaufwandes ohne eine wesentliche Verringerung des Erkenntnisgewinns.

Im Gegensatz zu der vorangegangenen Versuchsreihe wurden die Hochlastversuche zur Substratprüfung an beiden Standorten wiederholt. Zwischen den beiden Hochlastbeschickungen erfolgte eine Beschickung mit 0,5 m Wassersäule, um für die Wiederholung der Substratprüfung vergleichbare Voraussetzungen zu schaffen. Diese Zwischenbeschickung wurde 5 Tage nach Ende des ersten und 6 Tage vor Beginn des zweiten Hochlastversuches durchgeführt.

Beim 2. Hochlastversuch wurden in regelmäßigen Abständen ergänzende Proben im Überstau einer Säule mit der Drosseleinstellung von $0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ gezogen.

4.2 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse von Kapitel 4 ist in vier Teilabschnitte gegliedert:

- **Normalbeschickungen** aus der Einfahrphase (0,5 m) mit Darstellung der **Gesamt-mischproben** (Kapitel 4.2.2)
- Abschluss der Einfahrphase an einem Standort durch Bestimmung von **Ganglinien** während der letzten **Normalbeschickung** (0,5 m) (Kapitel 4.2.3)
- Ermittlung der Rückhalteleistung bei einem **Hochlastversuch (2,5 m)** mit **Ganglinienbeprobung** und **konditioniertem Beschickungswasser** (Kapitel 4.2.4)
- **Hochlastversuche** mit **Ganglinienbeprobung** und **künstlichem Beschickungswasser** (Kapitel 4.2.5)

4.2.1 Erläuterung der Darstellungsweise

Die Untersuchungen zur Entwicklung und Verifizierung des Eignungsnachweis erbrachte sehr umfangreiches Datenmaterial, das in differenzierbarer Form dargestellt werden sollte. Hierfür wurde eine Systematik für die Grafiken aller Untersuchungsergebnisse erstellt (Tabelle 4.6), die bei Bedarf eine Identifizierung des individuellen Datenursprungs erlaubt. Die Systematik gilt für die Untersuchungsergebnisse der Prüfphasen, die in den Kapiteln 4-6 dargestellt sind. Die Aufführung der Analytikergebnisse der sechs Säulen in einem Diagramm ermöglicht sowohl den Vergleich der Säulen an einem Standort, als auch den Vergleich der Standorte untereinander. Für die Benennung der Säulen werden Buchstaben (TU KL) und Zahlen (FH MS) verwendet. Die jeweilige Ausstattung der Säulen ist den Tabellen 4.4, 4.5 sowie 5.4 und 5.5 zu entnehmen.

Die Darstellung der Einfahrphasen weicht von dieser Darstellungsform ab. Um die Standorte Münster und Kaiserslautern besser unterscheiden zu können, werden unterschiedliche Symbole verwendet.

Tabelle 4.6: Darstellungsmatrix zur Visualisierung der Ergebnisse der Säulenversuche

Versuchslabor				LWW FH Münster												FG SIWAWI TU Kaiserslautern											
				Linienart: gestrichelt												Linienart: gepunktet											
Substrat				DWA I DWA II Sub I Sub II LS DWA II												DWA I DWA II Sub I Sub II LS											
Parameter	Farbcode	Zulauf	Infiltrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	A	B	C	R	S	X	Y	Z				
C_CSB	13	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				
S_CSB	39	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				
NH ₄ -N	10	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				
NO ₃ -N	12	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				
NO ₂ -N	43	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				
O ₂	5	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				
T	46	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				
pH	45	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				
LF	44	▲	▲	●	●	●	■	■	×	+	◇	■	■	■	■	●	●	●	■	■	×	+	◇				

4.2.2 Einfahrphase (0,5 m als Gesamtmischprobe)

Während der Einfahrphase wurden die Zuläufe und die Abläufe der Säulen analysiert. Die Zuläufe wurden bezüglich CSB (C_CSB und S_CSB), NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N untersucht. Die Gesamtmischproben (GMP) im Ablauf der Säulen wurden auf CSB (S_CSB bzw. C_CSB), NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N untersucht. Da bereits während der Einfahrphase ab der 4. Beschickung die S_CSB-Konzentration im Ablauf der Säulen stets im Bereich der

Bestimmungsgrenze von 5 mg/l lagen, wurde für den weiteren Verlauf der Versuchsreihe die Bestimmung des geringfügig höheren C_CSB-Wertes der S_CSB-Bestimmung vorgezogen. Die in Bild 4.4 dargestellten CSB-Ablaufwerte sind daher überwiegend als C_CSB-Werte bestimmt worden. Sämtliche Ergebnisse sind im Anhang 4.2 zusammengefasst. Dort sind auch die entsprechenden Zulaufkonzentrationen dargestellt.

CSB

Bild 4.4 zeigt die CSB-Konzentrationen der Gesamtmischproben an den Abläufen der Säulen während der Einfahrphasen. Die CSB-Zulaufkonzentrationen liegen im Mittel bei 62 mg/l. Der CSB-Rückhalt setzt bereits nach kurzer Einfahrphase von drei bis vier Beschickungen in hohem Umfang ein. Die Bestimmungsgrenze für CSB von 5 mg/l wird häufig von den Abläufen erreicht oder unterschritten. Der Vergleich der CSB-Ablaufwerte der Säulen an einem Standort zeigt eine gute Reproduzierbarkeit. Weiterhin fällt auf, dass mit diesem Verfahren auch weitgehend vergleichbare Ergebnisse unabhängig vom Standort erzielt werden konnten.

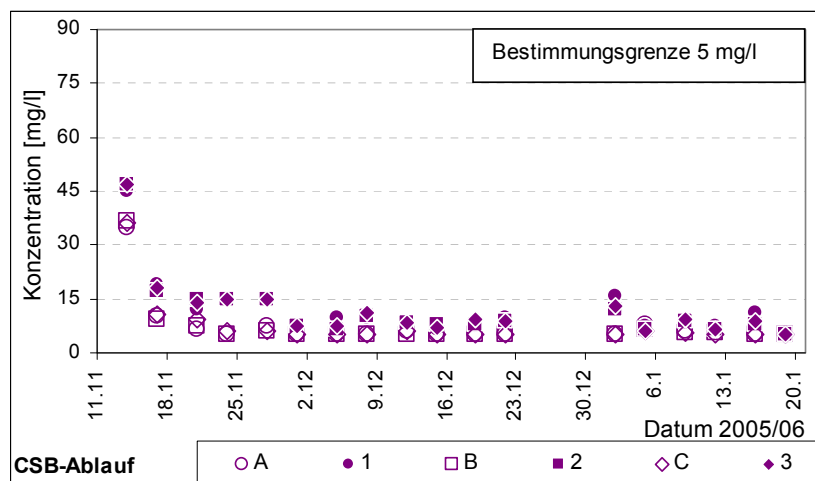


Bild 4.4: CSB-Konzentrationen der Abläufe während der Einfahrphase

Stickstoffverbindungen

Bild 4.5 zeigt die Ammonium-Konzentrationen in den Gesamtmischproben der Abläufe der Säulen. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Zulauf betrugen ca. 6 mg/l. Direkt nach der ersten Beschickung wurde bereits ein sehr hoher Anteil durch Sorptionsprozesse zurückgehalten. Sofern der Ammonium-Rückhalt bereits auf Abbauprozesse während des Versuches zurückzuführen wäre, müsste man im Ablauf auf die Abbauprodukte des Ammoniums treffen. Dies ist nicht der Fall (Bild 4.6 und Bild 4.7). Die Zulauf-Konzentrationen von Nitrat (0,25 mg/l) und Nitrit (0,03 mg/l) liegen knapp über der Nachweisgrenze (Nitrat-N: 0,2 mg/l; Nitrit-N: 0,02 mg/l). Grundsätzlich wird das Ammonium über den Prozess der Nitrifikation mit

vorangegangener Sorption abgebaut. Die Nitrifikation ist ein Vorgang, der nur unter aeroben Bedingungen stattfindet, die eine ausreichende Sauerstoffversorgung ermöglichen.

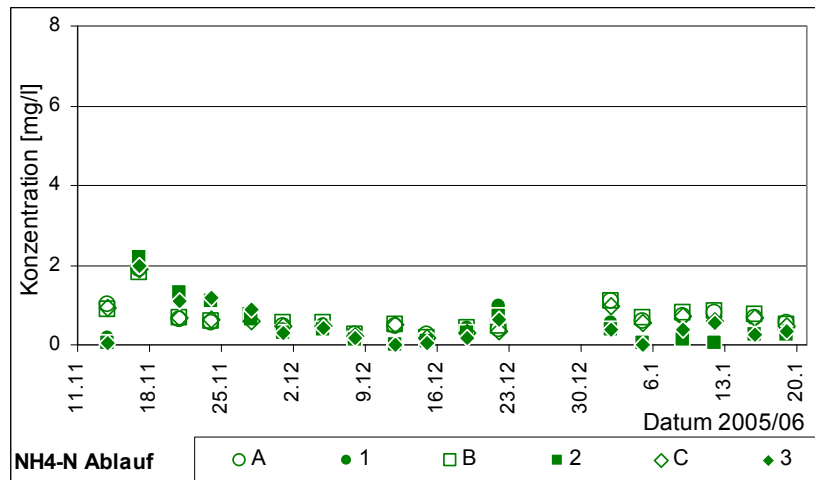


Bild 4.5: NH₄-N-Konzentrationen der Abläufe während der Einfahrphase

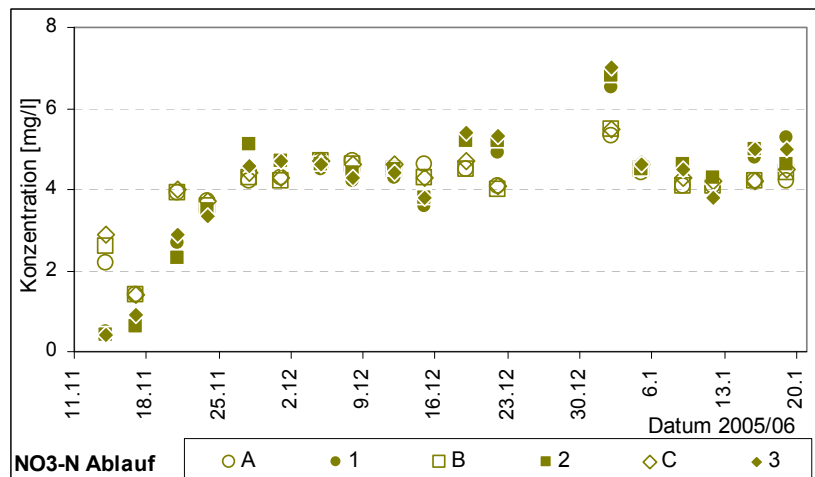


Bild 4.6: NO₃-N-Konzentrationen der Abläufe während der Einfahrphase

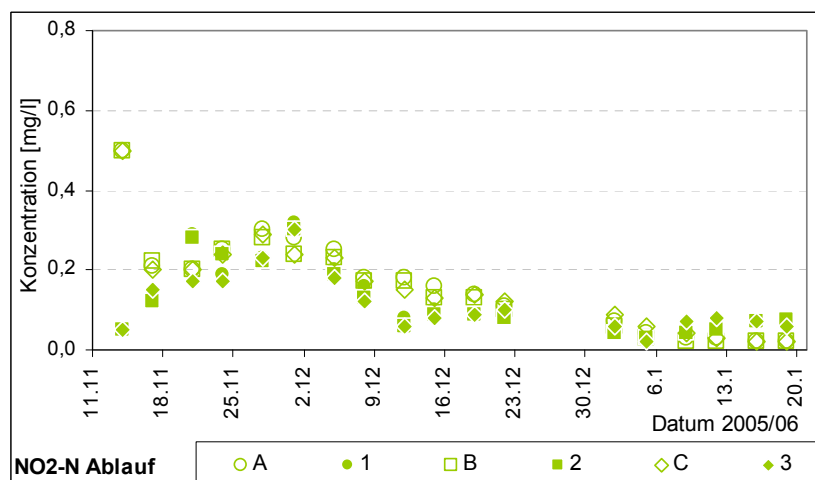


Bild 4.7: NO₂-N-Konzentrationen der Abläufe während der Einfahrphase

In der Einfahrphase ist zu erkennen, dass nach den ersten Beschickungen die Biozönose noch nicht etabliert ist. Der Prozess der Etablierung der Biozönose ist an den Ablaufkonzentrationen der Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrit, Nitrat) gut zu erkennen. Mit rückläufiger Ammonium-Stickstoff-Konzentration ist zunächst ein Ansteigen der Nitrit-Stickstoff-Konzentration (unvollständige Oxidation) festzustellen, später nach der Etablierung der Biozönose sinkt diese und es kommt zu höheren Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen im Ablauf.

4.2.3 Abschluss Einfahrphase mit konditioniertem Beschickungswasser

Zum Abschluss der Einfahrphase wurde an beiden Standorten an jeweils zwei von drei Säulen ein Ganglinienversuch mit 2 l-Mischproben während einer Normalbeschickung (0,5 m) durchgeführt. Dies diente dazu, das Verhalten verschiedener Säulen an einem Standort zu überprüfen und sinnvolle Probenvolumina für die Bestimmung einer Ganglinie während des Hochlastversuches (2,5 m) festzulegen. In Bild 4.8 und Bild 4.9 sind die Ergebnisse dargestellt (links: TU KL; rechts: FH MS). Die Ergebnisse der übrigen Parameter (LF, Temperatur u.a.) sind im Anhang 4.3 aufgeführt.

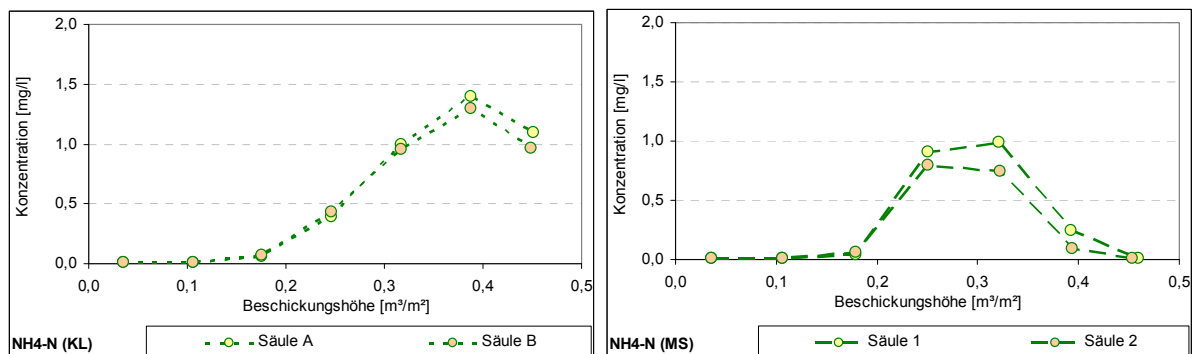


Bild 4.8: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen der Abläufe während eines Normallastversuchs (links: TU KL; rechts: FH MS)

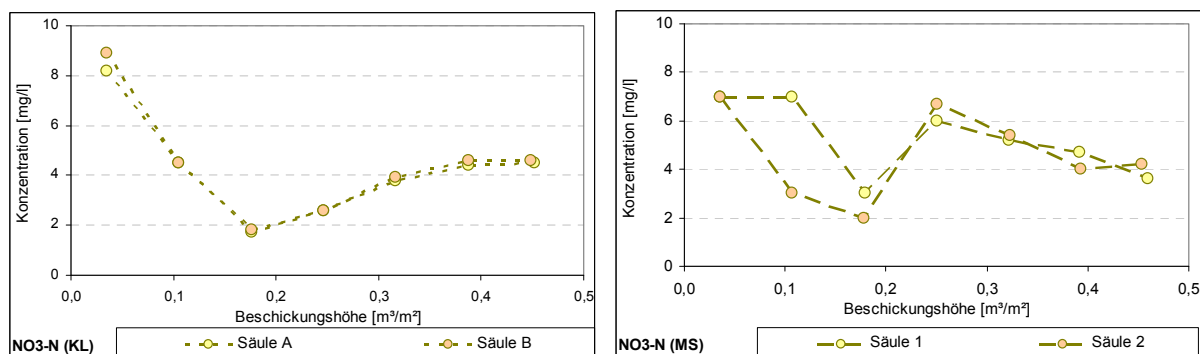


Bild 4.9: Verlauf der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen der Abläufe während eines Normallastversuchs (links: TU KL; rechts: FH MS)

Die Reproduzierbarkeit der Versuche in den je zwei Säulen beider Standorte ist sehr gut. Hinsichtlich der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinie lässt sich dies besonders gut zeigen, wobei diese Erkenntnis zusätzlich durch die Übereinstimmung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinien als Resultat des vorangegangenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes gestützt wird.

Für den CSB ergaben sich ebenfalls hervorragende Übereinstimmungen, in denen sämtliche Ablaufwerte unter oder knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze von 5mg/l lagen. Auf eine grafische Darstellung wurde daher verzichtet.

Ergänzend zu den Ganglinienbestimmungen wurde an der jeweils verbleibenden dritten Säule (TU KL: Säule C; FH MS: Säule 3) ein identischer Versuch mit Bestimmung einer Gesamtmischprobe durchgeführt. Eine rechnerische Ermittlung der Konzentration einer Gesamtmischprobe ergab auch hier eine eindeutige Übereinstimmung.

4.2.4 Hochlastversuch mit konditioniertem Beschickungswasser

Zur Ermittlung der Rückhalteleistung der Säulen wurde fünf Tage nach der letzten Normallastbeschickung ein Hochlastversuch mit Ganglinienbeprobung durchgeführt. Die Hochlast ergab sich aus einer fünffachen Beschickungshöhe (2,5 m) mit normalen Zulaufkonzentrationen. Im Vergleich zu den Ganglinien der letzten Normalbeschickung (0,5 m) wurde das Beprobungsintervall von 2 h- auf 4 h-Mischproben angehoben. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration im Ablauf ermittelt.

4.2.4.1 Konzentrationsverläufe

Bild 4.10 (TU KL) und Bild 4.11 (FH MS) zeigen die Verläufe der Konzentrationen der Säulenabläufe. Dabei ist zu beachten, dass die angestrebte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration von 6 mg/l während des Versuches der TU Kaiserslautern bei der zweiten Beschickung mit 7,9 mg/l deutlich überschritten wurde. Alle weiteren Konzentrationen im Beschickungswasser an beiden Standorten schwanken in einem Toleranzbereich von weniger als 10 %. Dies entspricht der Genauigkeit der Analyseverfahren.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zunächst festzuhalten, dass beide Versuche plausible Ergebnisse liefern. Die Zunahme von $\text{NH}_4\text{-N}$ und der CSB-Verbindungen geht mit sinkenden O_2 -Konzentrationen einher. Weiterhin stellt sich zu Beginn des Ablaufes eine Auswaschung von $\text{NO}_3\text{-N}$ als Resultat der Nitrifikation in der vorangegangenen Trockenphase ein. Alle Nitritbestimmungen lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Der Vergleich der ersten 4 h-Mischproben mit den Ganglinien der letzten Normalbeschickung (0,5 m) zeigt ebenfalls eine hohe Übereinstimmung. Dies lässt wiederum auf eine gute Reproduzierbarkeit der Versuche an einem Standort schließen.

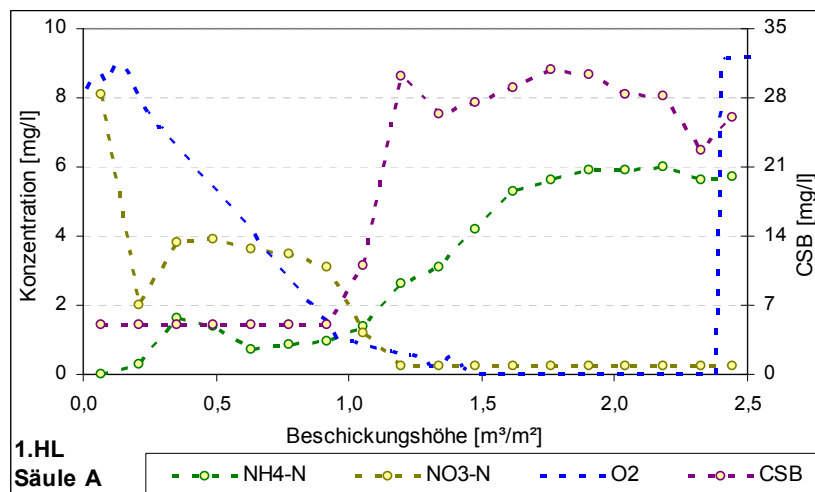


Bild 4.10: Verlauf der Konzentrationen in den Abläufen beim Hochlastversuch mit konditioniertem Beschickungswasser (TU KL)

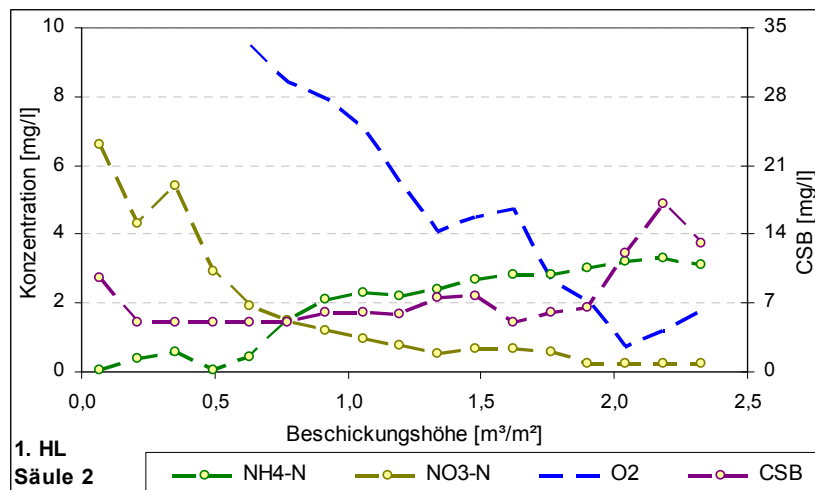


Bild 4.11: Verlauf der Konzentrationen in den Abläufen beim Hochlastversuch mit konditioniertem Beschickungswasser (FH MS)

Vergleicht man die beiden Standorte miteinander (Anhang 4.4), so lassen sich Unterschiede erkennen. Die Zunahme der NH₄-N –Konzentrationen erfolgt im Versuch der TU KL wesentlich intensiver; ebenso verhält sich der CSB.

Als Ursachen der Abweichungen kommen Veränderungen im Beschickungswasser vor dem Aufbringen in Frage. Eine nachträgliche Untersuchung eines eigens angesetzten Beschickungswassers im Vorlagebehälter zeigte über einen Zeitraum von 15 h, dass sich eine Reduktion des NH₄-N um 40 % und des CSB um 50 % ohne Filterpassage einstellte.

Weiterhin kann sich das Beschickungswasser im Überstau (also nach Aufbringung) in unterschiedlicher Weise pro Standort verändern. Diese Effekte haben Einfluss auf die Konzeption des Beschickungswassers im weiteren Projektverlauf (siehe Kapitel 5 und 6).

Diese Abbauprozesse im Beschiekungswasser waren in Kaiserslautern deutlich stärker, aufgrund der ortsspezifischen Abwasserbiozönose. Um in einem Prüfverfahren diesen Effekt zu minimieren wird eine Reduktion des Abwasseranteils bzw. rein synthetisches Beschiekungswasser ohne Abwasseranteil diskutiert.

4.2.4.2 Ergebnisauswertung

Im Zuge der Auswertung der ersten Daten wurden Überlegungen zu einer sachgerechten Datendarstellung der Prüfergebnisse angestellt. Diese werden hier anhand des Hauptparameters Ammonium kommentierend dargestellt.

Durch Multiplikation der infolge der Drosselung konstanten Volumenströme und der Konzentrationen [mg/l] können Frachten [g/m²] berechnet werden. Aus der Differenz der Zulauf- und Ablauffrachten ergibt sich ein Frachtrückhalt. Um eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen von großtechnischen Anlagen in der üblichen Einheit [g/m²] zu schaffen, werden die Werte auf eine Fläche von 1 m² umgerechnet. Der ermittelte NH₄-N-Frachtrückhalt in der Säule wird als Summenlinie dargestellt. Für jeweils eine Säule der TU KL und der FH MS ist in Bild 4.12 eine solche Summenlinie dargestellt.

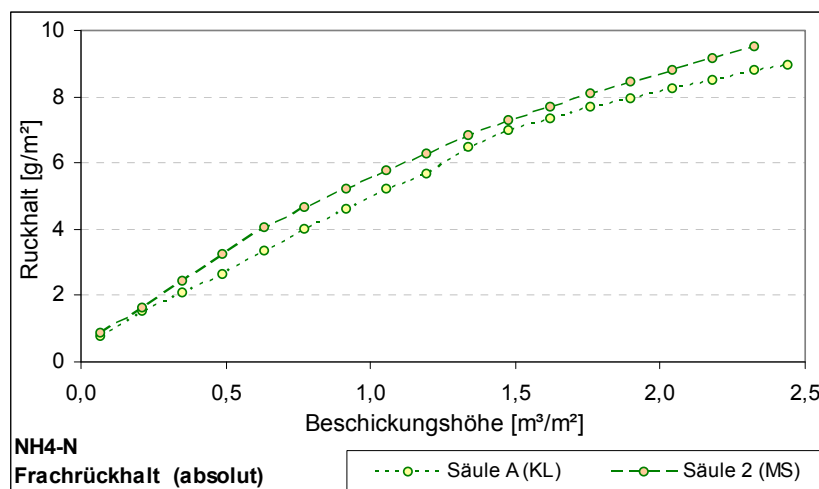
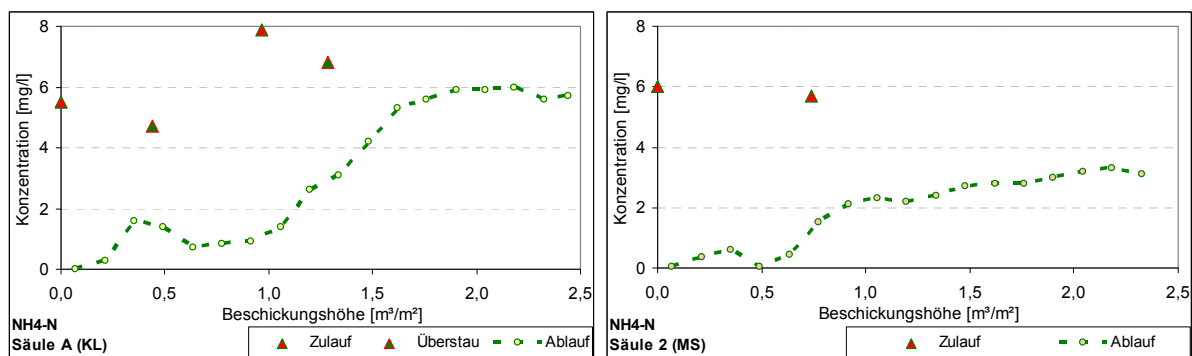


Bild 4.12: Kumulierter absolute Frachtrückhalt für NH₄-N

Bild 4.12 lässt sich eine gute Übereinstimmung der beiden Standorte erkennen. Diese Darstellungsform ist gut geeignet, um den absoluten Frachtrückhalt [g/m²] zu erkennen. Offen bleibt bei dieser Auswertung, wo die Grenze der Reinigungsleistung des getesteten Substrates liegt. Bild 4.12 erweckt den Eindruck, als sei der Frachtrückhalt in [g/m²] durch eine größere Beschiekungshöhe noch zu steigern. Dieser Eindruck ist jedoch nicht zutreffend. Aufgrund des Abbaus im Überstau wird die Zulauf- und Ablauffracht überschätzt, das heißt, dass die tatsächliche Belastung geringer ist als die über eine Zulaufprobe ermittelte Belastung. Dieser Sachverhalt führt zu einer stetig ansteigenden Frachtsummenlinie.

Bild 4.13 zeigt dazu die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufganglinie von Säule A (links) und Säule 2 (rechts) (siehe auch Bild 4.10 bzw. Bild 4.11). Die roten Dreiecke mit grünem Rand markieren die Zulaufkonzentrationen des Beschickungswassers. Die grünen Dreiecke mit rotem Rand (Bild 4.13: links) sind zusätzliche Messungen im Überstau, nachdem die Sauerstoffkonzentration hier auf 0 mg/l gesunken war (infiltrierende Konzentration).

Die Ablaufganglinie der Säule A zeigt einen deutlichen Durchbruch, der bei ca. $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2$ beginnt und seine Vollaussprägung bei ca. $1,9 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Beschickungshöhe hat. Bei Versuchen- de sind die Filtrat-Konzentrationen relativ konstant bei knapp 6 mg/l. Die Zulaufkonzentration der zweiten Beschickung lag jedoch mit 7,9 mg/l über der gewünschten Zielkonzentration. Der Durchbruch erscheint hier unvollständig. Im weiteren Versuchverlauf wurde das Überstauwasser beprobt. Die Analyse ergab eine Konzentration von nur noch 6,8 mg/l. In der Frachtbilanz führt dies dazu, dass die Ablauffracht mit einer Zulauf- fracht verglichen wird, die den Filterkörper in diesem Ausmaß nicht erreicht hat. Daraus ergibt sich der „rechnerische“ Frachtrückhalt aus Bild 4.12.



Zulauf: Beschickungswasser aus Vorlagebehälter; Überstau: Infiltrat; Ablauf: Filtrat

Bild 4.13: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien des 1. HL-Versuchs (links: TU KL; rechts FH MS)

Ermittelt man den Frachtrückhalt mit angenäherten tatsächlichen Infiltrationskonzentrationen, indem man näherungsweise einen linearen Abbau von der Zulaufkonzentration bis zur Konzentration bei $c_{\text{Überstau}} \text{ O}_2 = 0 \text{ mg/l}$ (wie in Bild 4.13 dargestellt) annimmt, so ergibt sich der in Bild 4.14 dargestellte Zusammenhang. Im Vergleich dazu ist der mit dem Zulauf bilanzierte Frachtrückhalt ohne Korrektur in Bild 4.15 dargestellt (FH MS rechts; TU KL links).

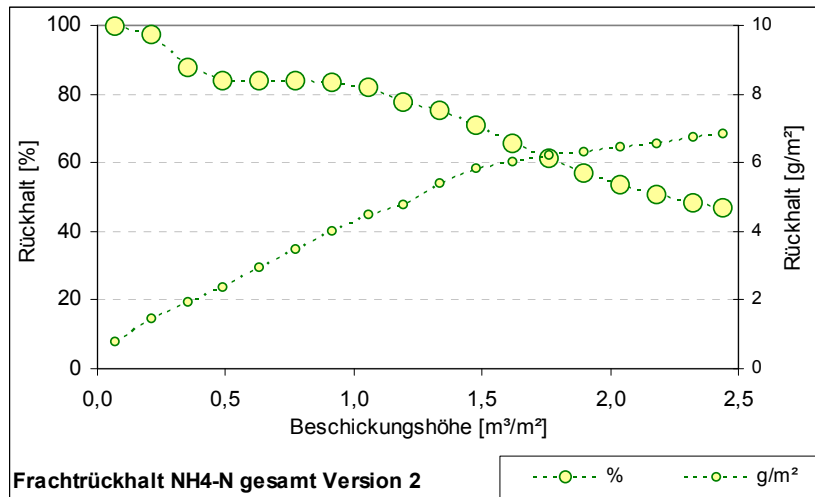


Bild 4.14: NH4-N-Frachtrückhalt der Säule A (TU KL) bei Bilanzierung mit Korrektur

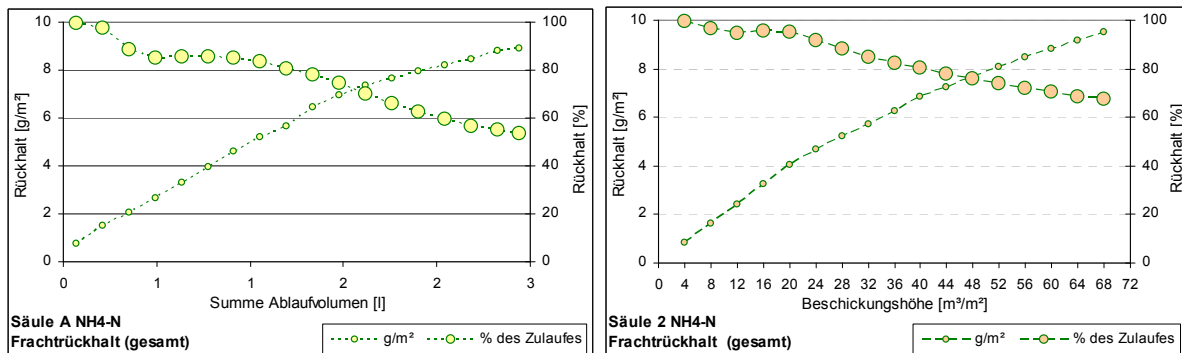


Bild 4.15: NH4-N-Frachtrückhalt der Säulen A und 2 (rechts) bei Bilanzierung ohne Korrektur

In der Bilanzierung mit Korrektur (Bild 4.14) ist anhand eines ausgeprägten Abknickens der Summenlinie ein absoluter Frachtrückhalt von ca. 6 g/m² auszumachen. Die Bilanzierung mit Korrektur ist noch weiter zu verfeinern, wenn man ein Absinken der Infiltrationskonzentration von der Konzentration bei $c_{\text{Überstau O}_2} = 0 \text{ mg/l}$ (bei 0,45 m³/m²) bis zur Durchbruchkonzentration von rund 6 mg/l annimmt. In der Summenlinie stellt sich dann in der Phase des vollständigen Durchbruchs ein Plateau ein, das den maximalen Rückhalt eindeutig erkennen lässt.

Insgesamt verdeutlicht die gewählte Auswertemethodik die Notwendigkeit der Beprobung und Analyse des Überstaus. Nur dadurch ist gewährleistet, dass die Ammonium-Fracht, die auf den Filterkörper trifft, richtig ermittelt wird.

4.2.5 Hochlastversuche mit künstlichem Beschickungswasser

Die Beschickung mit konditioniertem Mischwasser offenbarte standortspezifischen Unterschiede der Prozessabläufe in den Säulen, die mit großer Wahrscheinlichkeit den standortspezifischen Abwassermatrizes zuzuschreiben waren. Im nächsten Arbeitsschritt wird daher ein künstliches Beschickungswasser entwickelt und erprobt, mit dessen Hilfe die Randbedingungen des Prüfversuches weiter eingengt werden sollen. Die Wiedereinfahrphase der Säulensubstrate erfolgt weiterhin mit konditioniertem Beschickungswasser, um eine mischwassertypischen Biozönose im Filtersubstrat zu entwickeln. Der eigentliche Prüfversuch wird sodann mit einem rein künstlichen Beschickungswasser aus Glucose und Ammonium durchgeführt.

4.2.5.1 Konzentrationsverläufe

Die Ablaufwerte (CSB, Ammonium) der Wiedereinfahrphase durch 5 Beschickungen à 0,5 m mit konditioniertem Beschickungswasser nach den Bedingungen der Einfahrphase zeigen einen normalen Verlauf und sind im Anhang 4.5 dargestellt.

Für eine erste Einschätzung werden zunächst die Ablaufganglinien der wichtigsten Parameter von zwei zeitlich hintereinander durchgeführten Hochlastversuchen von einer Säule je Standort (Bild 4.16 und Bild 4.17) vorgestellt.

Die Konzentrationsverläufe von $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf der Säule C (TU KL) sowie der Säule 2 (FH MS) des 1. Hochlastversuchs zeigen einen Durchbruch des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ bis auf die Konzentrationen im Überstau. Im Überstau (Säule C) wurde bei einer Einzelprobe gegen Überstauende des 1. HL-Versuchs eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von 3,6 mg/l festgestellt. Der Durchbruch beginnt mit einsetzendem Sauerstoffmangel im Ablauf. Die Ablaufkonzentrationen des 2. HL bestätigen die Ergebnisse aus dem 1. HL.

Die Konzentrationsverläufe von S_CSB im Ablauf der Säulen C zeigen in beiden Hochlastversuchen einen beginnenden Durchbruch. Es kommt jedoch gegen Versuchsende zu einem Absinken der Konzentrationen, was mit einer Konzentrationsminderung im Überstauwasser infolge von Abbauprozessen zu erklären ist. Die Analyse von Überstauproben der Säule C 1, die kurz vor Überstauende gewonnen wurden ergaben im 1. HL-Versuch 34,4 mg/l S_CSB und im 2. HL-Versuch 20 mg/l S_CSB , so dass bei der Ursprungskonzentration von 60 mg/l S_CSB von einem erheblichen Abbau gesprochen werden muss. Das bei dieser Versuchs-

reihe in diesem erheblichen Umfang aufgetretene Phänomen wird insbesondere in Kapitel 6 im Zusammenhang mit einem geeigneten Drosselabfluss noch eingehend besprochen.

Deutlich wird auf jeden Fall, dass eine Beprobung des Infiltrates anstelle nur des Zulaufes erforderlich wird, um eine sachgerechte Beurteilung der Konzentrationsverläufe im Ablauf sowie korrekte Frachtbilanzen erstellen zu können.

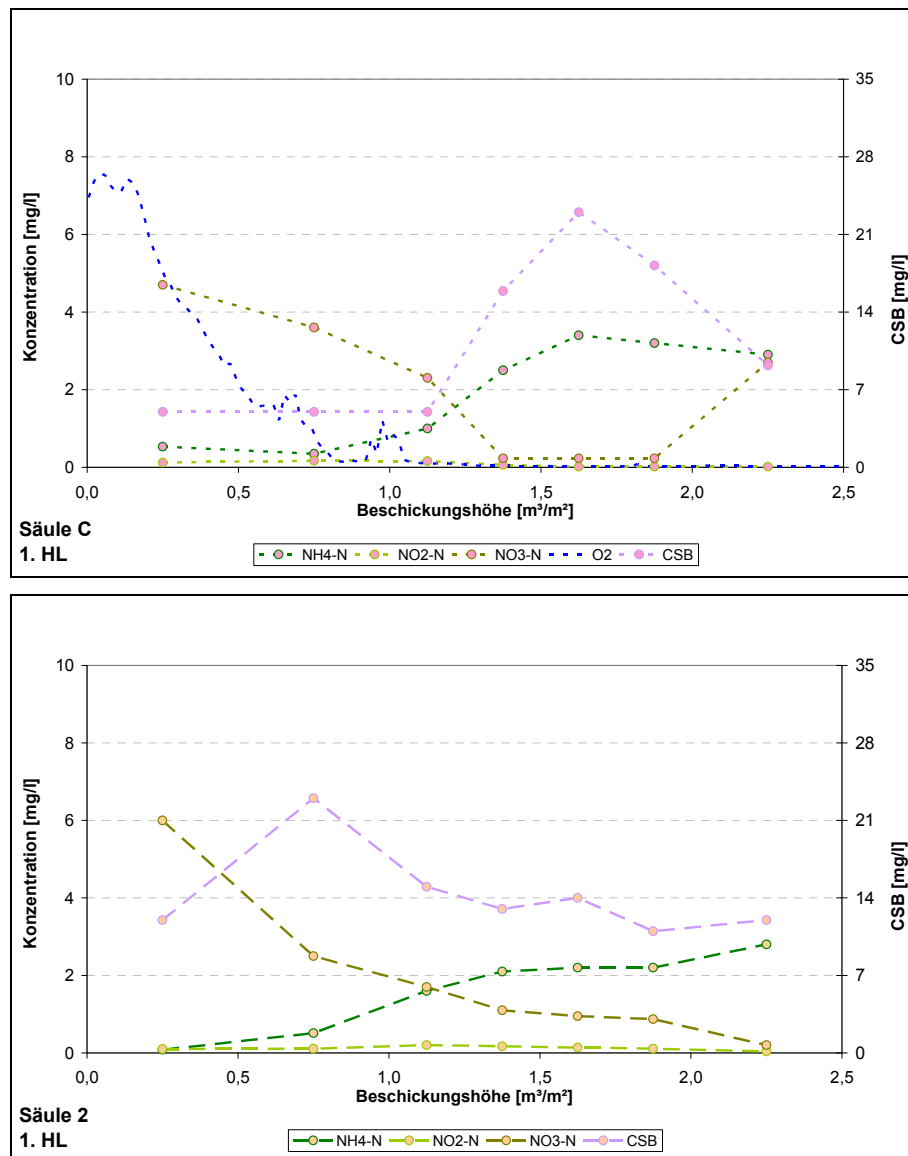


Bild 4.16: Konzentrationsverläufe im Ablauf der Säulen C und 2 beim 1. HL-Versuch mit künstlichem Beschickungswasser

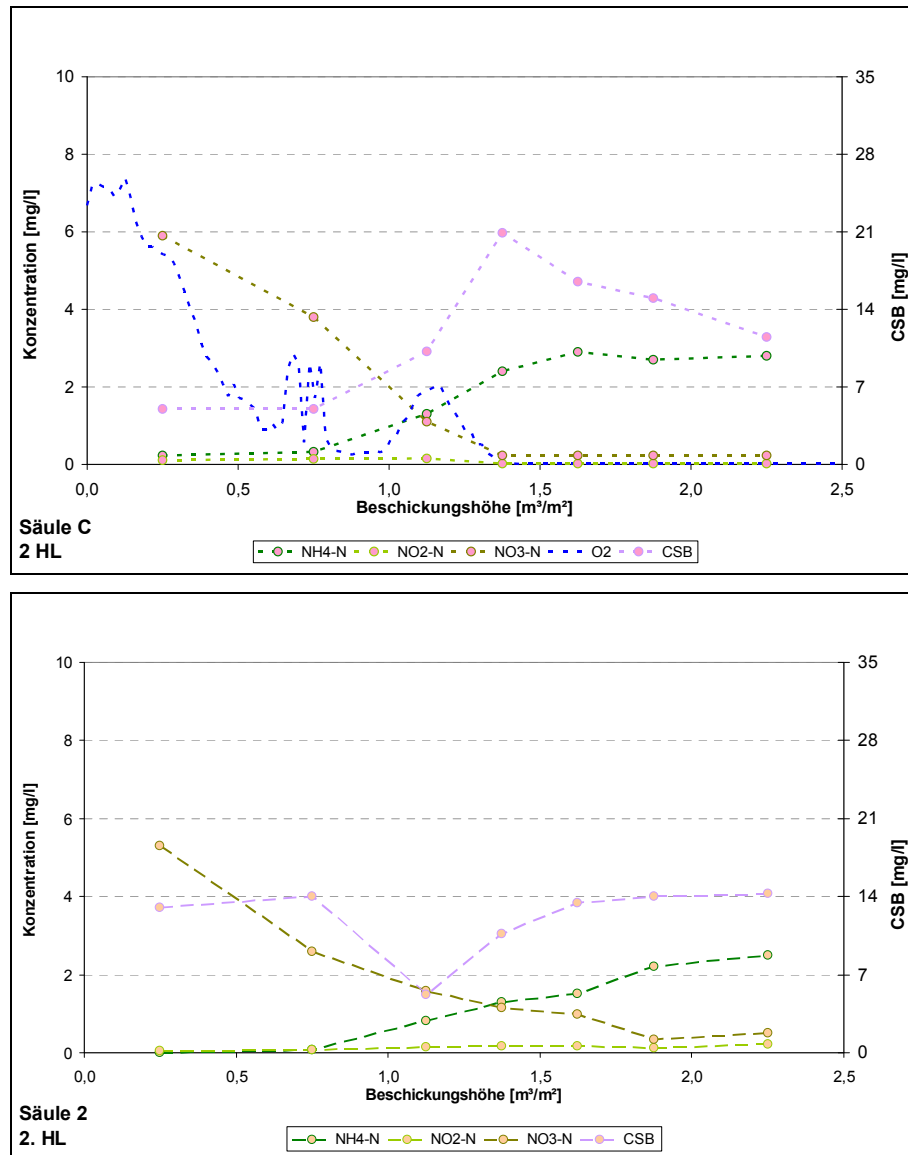


Bild 4.17: Konzentrationsverläufe im Ablauf der Säulen C und 2 beim 2. HL-Versuch mit künstlichem Besickungswasser

In Bild 4.18 und Bild 4.19 werden die Ablaufganglinien von Ammonium und Nitrat beider Standorte und beider Hochlastversuche vergleichend dargestellt. Der Vergleich von $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufganglinien zeigt bezogen auf den Beginn des Ammoniumdurchbruchs eine relativ gute Übereinstimmung. Allerdings sind gerade beim Vergleich der Standorte auch Unterschiede auszumachen. Gründe hierfür können die differierenden Abwasserbiozönosen sein, die standortabhängig sind.

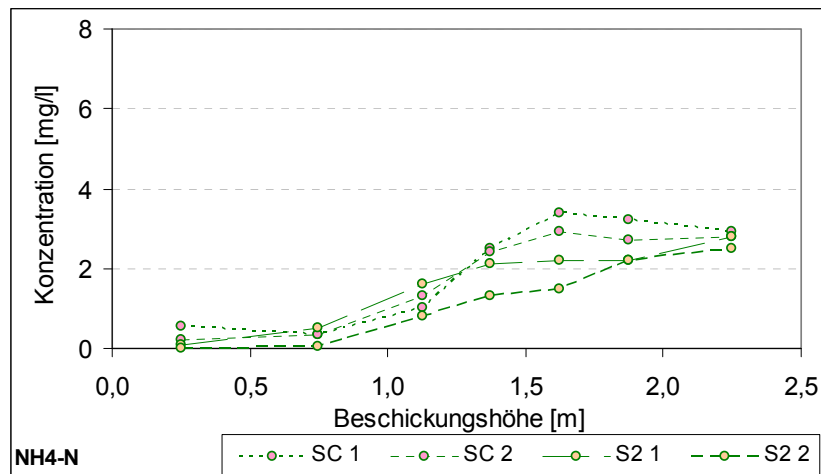


Bild 4.18: Vergleich der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsverläufe im Ablauf der Säulen bei beiden HL-Versuchen an beiden Standorten

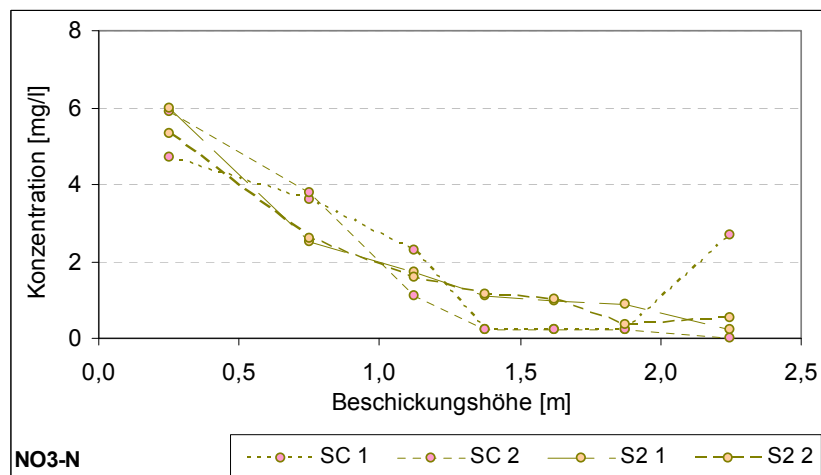


Bild 4.19: Vergleich der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationsverläufe im Ablauf der Säulen bei beiden HL-Versuchen an beiden Standorten

4.2.6 Ergebnisauswertung

Entsprechend der Vorgehensweise in Kapitel 4.2.4 sind die Summenlinien des absoluten Frachtrückhaltes für Ammonium ohne Korrektur für beide Hochlastversuche und beide Standorte in Bild 4.20 dargestellt. Die Versuchsdurchführung mit reiner Nährlösung als Prüflösung verhinderte nicht, dass im Überstau weiterhin ein Abbau von Ammonium stattfindet. Daraus folgt, dass die Frachtsummenlinien - wie schon in der Vorstudie - keine eindeutige Belastungsgrenze, also keinen abflachenden Kurvenverlauf, anzeigen.

Um die Vorgänge im Überstau genauer zu untersuchen, wurden während des 2. Hochlastversuches in Säule C (TU KL) Überstauproben gezogen. Der Verlauf der Konzentration in Zulauf, Überstau und Ablauf wird in Bild 4.21 dargestellt.

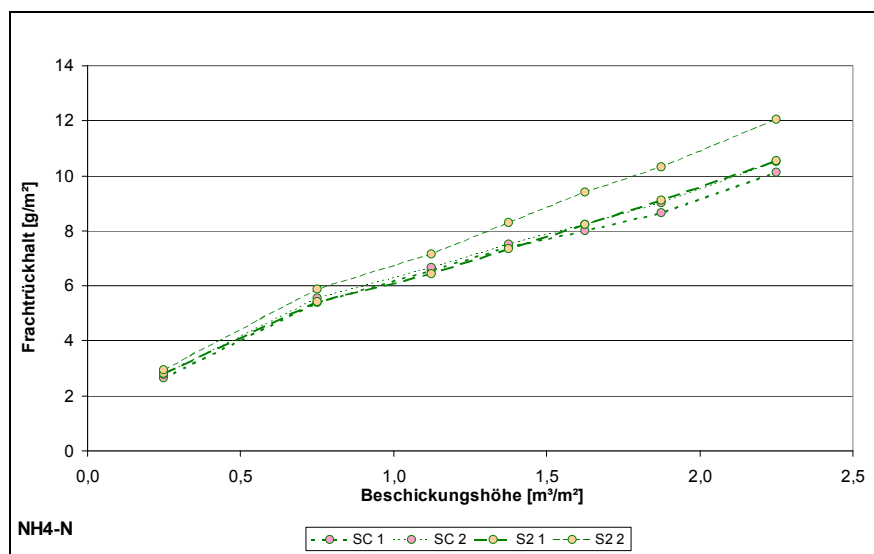
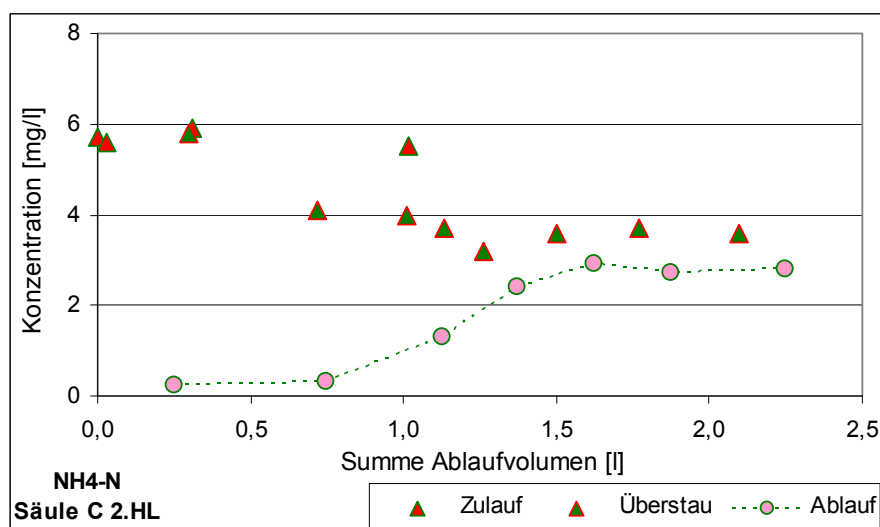


Bild 4.20: Summenlinien der Frachtrückhalt von $\text{NH}_4\text{-N}$



TU KL 2. HL Zulauf: Beschickungswasser aus Vorlagebehälter; Überstau: infiltrierendes Beschickungswasser

Bild 4.21: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf

Es zeigt sich, dass die Konzentration im Überstau während der ersten 0,25 m Beschickungshöhe stabil bleibt, innerhalb der nächsten 0,5 m Beschickungshöhe jedoch auf einen Wert von rund 4 mg/l fällt. Im weiteren Versuchsverlauf bleibt diese Konzentration wiederum relativ stabil. Die Konzentrationen im Ablauf erreichen fast die Überstaukonzentration, daher kann hier von einem nahezu vollständigen Durchbruch gesprochen werden.

Bilanziert man den Frachtrückhalt nicht in Bezug auf die Konzentration im Zulauf, sondern im Überstau, so erhält man das in Bild 4.22 dargestellte Ergebnis. Es zeigt sich ein deutliches Abflachen der Kurve und somit die Belastungsgrenze des Substrates. Von dem gesamten Frachtrückhalt von 10,5 g/m² in Bezug auf die Zulauffracht von rund 15 g/m² entfallen 5,4 g/m² auf das Substrat und somit 5,1 g/m² auf die Vorgänge im Überstau. Damit wird klar, dass nur eine Bilanzierung mit Hilfe des Infiltrates sachgerecht die Belastungssituation des Substrates während des Prüfversuches wiedergibt.

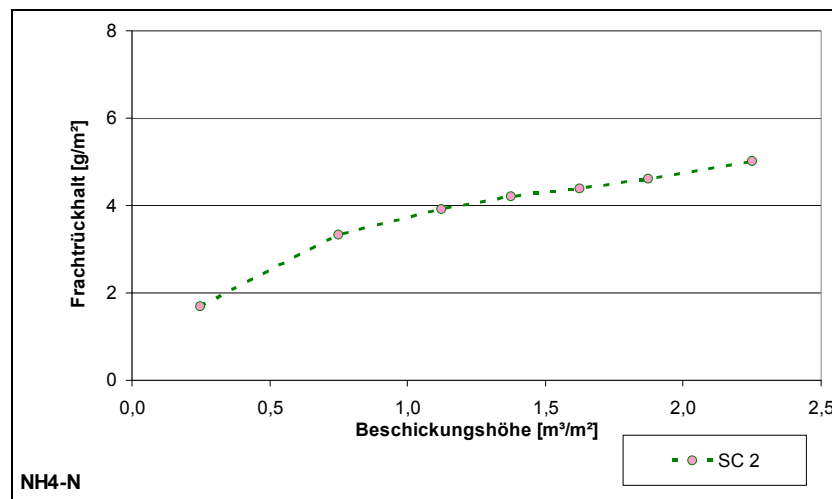


Bild 4.22: Summenlinie des Frachtrückhaltes von NH₄-N bezogen auf infiltrierte Fracht (2. HL-Versuch TU KL)

4.3 Fazit

Bei der Bestimmung von Ganglinien zeigt sich, dass die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Säulen an einem Standort sowie an unterschiedlichen Standorten grundsätzlich gegeben ist.

Die Ergebnisse der ersten Hochlastversuche (Kapitel 4.2.4) zur Überprüfung der Leistungsfähigkeit eines Substrates sind in ihrer Gesamtheit plausibel und für jeden Standort konsistent. Der Vergleich der Untersuchungsergebnisse beider Standorte untereinander führt jedoch zu divergierenden Ergebnissen. Als eine wesentliche Ursache konnte eine unterschiedliche Prozessdynamik von Abbauprozessen im Überstau identifiziert werden, die die reale Filterbelastung variieren lässt.

Zur Optimierung wurde daher in den weiteren Hochlastversuchen ein rein synthetisches Mischwasser ohne Abwasseranteile verwendet (Kapitel 4.2.5). Mit dieser Einengung der Versuchsrandbedingungen wurde der Einfluss ortsspezifischer Abwassermatrizes auf die Abbauprozesse im Überstau ausgeschlossen.

Dennoch traten Abbauprozesse auch im synthetischen Beschickungswasser auf. Daher ist die Beprobung des Infiltrates erforderlich, um den Belastungszustand des Filters beim Versuch zu bestimmen, die Ablaufkonzentrationen sachgerecht interpretieren und korrekte Frachtbilanzen erstellen zu können.

Mit Hilfe von Summenlinien des Frachtrückhaltes kann die Belastungsgrenze des Substrates erkannt und dargestellt werden.

Die praktische Durchführung der entwickelten Vorgehensweise zur Eignungsprüfung von Substraten durch Säulenversuche ist zum Teil automatisierbar. Die Vorbereitung und Durchführung der Beschickungen und die Arbeiten zu den Probenahmezeitpunkten sind dennoch personalaufwändig. Eine sehr genaue Versuchsplanung mit arbeitszeitgerechter Organisation der Zeitpunkte für Beschickung und Tausch der Probenahmebehälter ist für die erfolgreiche Durchführung im Praxisbetrieb von erheblicher Bedeutung.

5 Verifikation des Verfahrens zur Eignungsprüfung anhand mehrerer Substrate

Im Mittelpunkt von Kapitel 5 steht die weitere Optimierung und Anwendung einer Handlungsanleitung zur Substratprüfung. Dabei sollen zudem verschiedene Substrate getestet werden, um die bisher ungeklärte Frage nach einer ausreichenden Ammoniumrückhalteleistung zu beantworten. Es werden an beiden Standorten identische Substrate getestet, die entweder eine besonders hohe Rückhalteleistung besitzen (z.B. Lavasand) oder aufgrund ihrer ungünstigen Sieblinie eine unzureichende Leistung erwarten lassen. Weiterhin wurden zwei verschiedene Drosselabflüsse verwendet, um deren Einfluss auf die Abbauprozesse im Überstau zu untersuchen. Die Untersuchungen wurden durch Parallelversuche an den beiden Standorten FH MS und TU KL durchgeführt, um die Reproduzierbarkeit des Eignungsnachweis abzusichern und eventuellen Quellen systematischer Abweichungen gezielt nachgehen zu können.

5.1 Methodik der Säulenversuche

5.1.1 Filtersubstrate

Für die Verifikation wurden 4 unterschiedliche Substrate ausgewählt. Der Ansatz bei der Auswahl der Substrate war die vergleichende Prüfung von „guten“ und „schlechten“ Substraten. Daher wurde ein Lavasand (LS) als potentiell gutes Substrat ausgewählt, sowie zwei potentiell schlechtere Substrate, deren Sieblinien nicht den Vorgaben des MUNLV [2003] bzw. des DWA-M 178 [2005] entsprechen. Dies sind die Sandsubstrate SUBI und SUBII. Zusätzlich wurde ein richtlinienkonformes Sandsubstrat DWAll als Referenzmaterial untersucht. Alle Substrate sind künstlich hergestellte Substratmischungen, deren Carbonatdepot durch Melorisation (Zugabe von Kalkbrechsand) erhöht wurde. Die Massenanteile für Kalkgehalt, Calcit- und Dolomitanteil der jeweiligen Substrate sind in Tabelle 5.1 dargestellt.

Tabelle 5.1: Carbonatgehalte der untersuchten Substrate (Mittelwerte)

Substrat	Carbonatgehalt [M- %]	Calcit (gesamt) [M- %]	Calcit (Carbonat) [M- %]	Dolomit (gesamt) [M- %]
DWA II	33,9	30,8	90,9	3,07
SUB I	10,0	9,7	97,0	0,30
SUB II	11,8	11,2	94,3	0,67
LAVA	22,4	20,9	93,3	1,50
DWA-M 178	25,0	-	80-90	-
MUNLV	10-15	-	-	-

Die Korngrößenbereiche wurden mittels Nasssiebung (nach DIN 18123) in Form von Mehrfachbestimmungen (6 Versuche) ermittelt und anschließend als Sieblinien dargestellt (Bild 5.1). Die Korngrößenverteilung des DWAI liegt innerhalb der in MUNLV [2003] und DWA-M 178 [2005] beschriebenen Wertebereiche für Filtersubstrate für Retentionsbodenfilter im Mischsystem. Die Korngrößenverteilungen der übrigen Substrate erfüllen diese Kriterien nicht. Das SUBI hat einen deutlich erhöhten Grobkornanteil ($> 2,0$ mm). Die SUBII hat einen zu hohen Feinkornanteil ($< 0,063$ mm) sowie einen zu geringen Feinsandanteil. Das Spezialsubstrat LS liegt sowohl im Fein- als auch im Grobkornbereich über den in MUNLV [2003] und DWA-M 178 [2005] empfohlen Grenzwerten.

Tabelle 5.2: Mittelwerte der Kornverteilungen der untersuchten Substrate

Kornfraktion	Ton / Schluff	Feinsand	Mittelsand	Grobsand	Kies
Kurzbezeichnung	(T+U)	(fS)	(mS)	(gS)	(fG)
Anteil	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Korngrößenbereiche	$< 0,06$	$0,06 - 0,20$	$0,20 - 0,60$	$0,60 - 2,00$	$> 2,0$
DWAI	1,0	22,4	56,7	18,9	1,0
SUBI	0,9	20,7	53,0	12,1	<u>13,3</u>
SUBII	<u>3,3</u>	<u>7,1</u>	52,6	36,1	0,9
LS	<u>2,3</u>	19,2	57,8	19,6	<u>1,1</u>
MUNLV	< 1	10 - 25	60 - 80	10 - 25	< 1
DWA-M 178	< 1	10 - 25	60 - 80	10 - 25	< 1
MUNLV / DWA-M 178	0	15	70	15	0

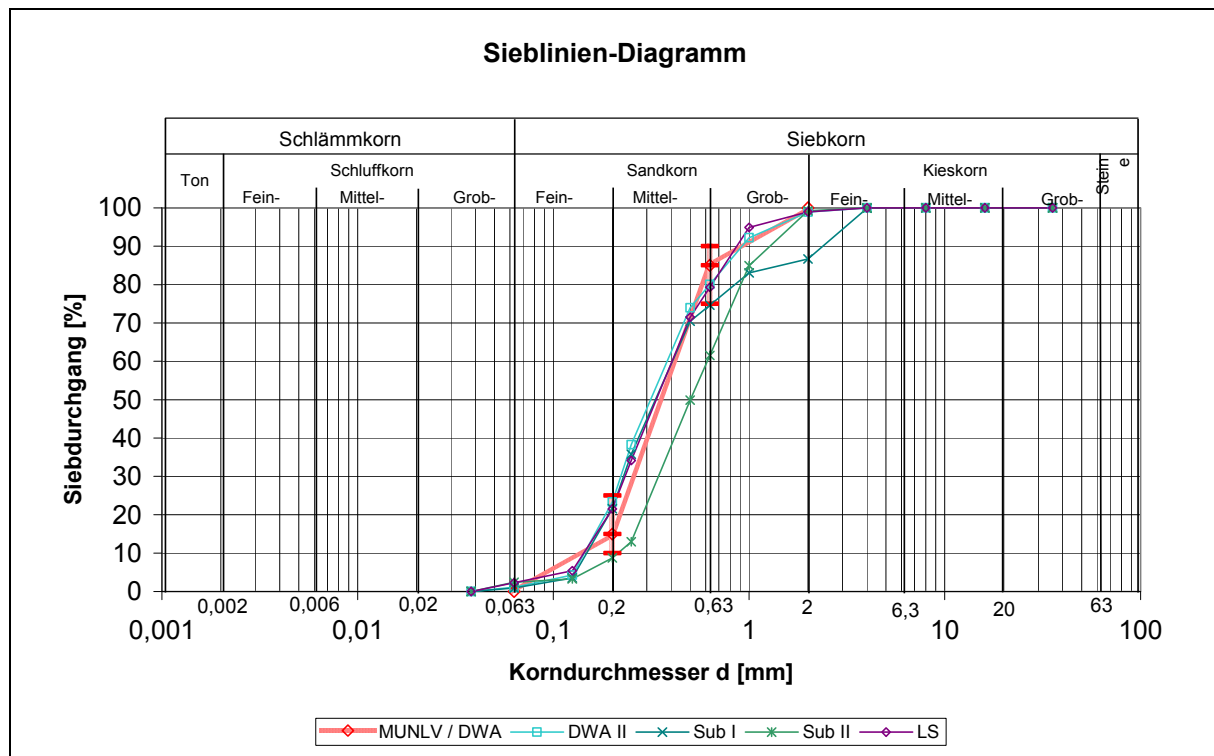


Bild 5.1: Mittelwerte der Siebanalysen der untersuchten Substrate

Neben der Untersuchung von Korngröße und Karbonatgehalt wurden im Rahmen der Ermittlung der Substratkenngößen zudem die lockerste und dichteste Lagerung (nach DIN 18126 [1996]) sowie das Porenvolumen bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.3 aufgeführt.

Tabelle 5.3: Ergebnisse der Bestimmung der Lagerungsdichte nach DIN 18126 [1996]

Substrat	Lagerungsdichte		Porenanteil		Porenzahl	
	Min	Max	Min	Max	lockerste L.	dichteste L.
	[g/cm³]	[g/cm³]	[%]	[%]	[-]	[-]
DWA II	1,46	1,79	32	45	0,82	0,48
Sub I	1,41	1,86	29	47	0,87	0,42
Sub II	1,48	1,85	30	44	0,78	0,43
LS	1,34	1,66	32	45	0,83	0,47

L. = Lagerung

5.1.2 Untersuchungsprogramm

Eine Zusammenstellung aller durchgeführten Säulenversuche mit Angaben zur Beprobungsstrategie und dem jeweilig vornehmlichen Untersuchungsziel zeigen die folgenden Tabellen (Tabelle 5.5 für TU KL und Tabelle 5.6 für FH MS).

Demnach wurden an den beiden Standorten die in Tabelle 5.4 aufgeführten Kombinationen untersucht.

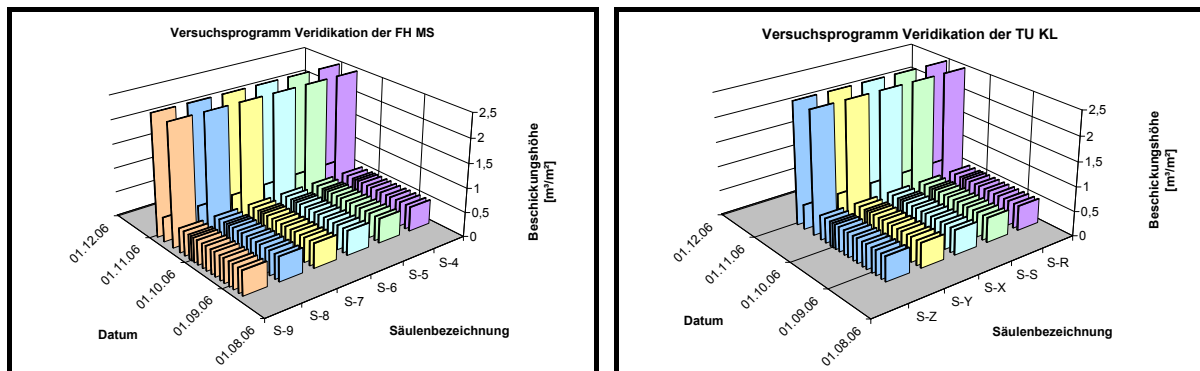


Bild 5.2: Versuchsdurchführung der Säulenversuche in Münster (links) und Kaiserslautern (rechts)

Tabelle 5.4: Versuchskonstellationen der Standorte Münster und Kaiserslautern

Substrat	Drosselabflussspende q_d [l/s·m ²]		Anzahl der Säulen je Standort	
	0,01	0,02	TU KL	FH MS
DWAll	X		1	2
DWAll		X	1	1
SUBI	X		1	1
SUBII	X		1	1
LS	X		1	1

Aufgrund der erheblichen Beprobungs- und Analytikaufwendungen wurden in diesem Arbeitsschritt bis auf eine Ausnahme (Säulen 5 und 9, Substrat DWAll, FH MS) keine Parallelversuche durchgeführt.

Die Säule 9 (Substrat DWAll, FH MS) wurde speziell im Hinblick auf die Prozessmodellierung (Kapitel 14) betrieben und zusätzlich messtechnisch ausgestattet. Sie diente auch zum Vergleich mit parallel betriebenen Lysimetern (Kapitel 13), um Fragestellungen zur Skalenproblematik zu untersuchen.

Tabelle 5.5: Zusammenstellung durchgeführter Säulenversuche der TU KL an mehreren Substraten (Verifikation) mit Angaben zum verwendeten Substrat, Beprobungsstrategie u.a.

Projekt/ Kapitel	Untersuchungsphase	Substrate	Drosselung qd [l/s·m²]	Säulen- konzeption	Filtratbeprobung MP GL	Bearbeitungs- zeitraum	vorwiegendes Untersuchungsziel
Kap. 5.2.1	VII. Einfahrphase (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWA II SUB I SUB II LS	R: 0,02 S, X, Y, Z: 0,01	5 Säulen DWA II (R,S) SUB I (X) SUB II (Y) LS (Z)	(X)	8-9/06	Testung mehrerer Substrate
Verifikation Kap. 5.2.2	VIII. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWA II SUB I SUB II LS	R: 0,02 S, X, Y, Z: 0,01	5 Säulen DWA II (R,S) SUB I (X) SUB II (Y) LS (Z)		10/06	Ermittlung Grenzkriterium Eignungsnachweis
und Kap. 6	Zwischenbeschickung (0,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)				X	11/06	
Kap. 6.1.1	IX. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWA II SUB I SUB II LS	R: 0,02 S, X, Y, Z: 0,01	5 Säulen DWA II (R,S) SUB I (X) SUB II (Y) LS (Z)		11/06	Reproduzierbarkeit HL-Versuche

DWA II : Sandsubstrat DWA-konform II; SUB I : Sandsubstrat suboptimal I (Grobkorn hoch); SUB II: Sandsubstrat suboptimal II (Grobkorn und Feinkorn hoch); LS: Lavasand; R, S, X, Y, Z: Bezeichnung der 5 verwendeten Säulen an der TU KL

Tabelle 5.6: Zusammenstellung durchgeführter Säulenversuche an der FH MS an mehreren Substraten (Verifikation) mit Angaben zum verwendeten Substrat, Beprobungsstrategie u.a.

Projekt/ Kapitel	Untersuchungsphase	Substrate	Drosselung qd [l/s·m²]	Säulen- konzeption	Filtratbeprobung MPGL	Bearbeitungs- zeitraum	vorwiegendes Untersuchungszie
BOFIEIG 2							
Kap. 5.2.1	VII. Einfahrphase (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWA II SUB I SUB II LS	4: 0,02 5, 6, 7, 8, 9: 0,01	6 Säulen DWA II (4,5,9) SUB I (6) SUB II (7) LS (8)	(X)	8-9/06	Testung mehrerer Substrate
Verifikation Kap. 5.2.2	VIII. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWA II SUB I SUB II LS	4: 0,02 5, 6, 7, 8, 9: 0,01	6 Säulen DWA II (4,5,9) SUB I (6) SUB II (7) LS (8)	X	10/06	Ermittlung Grenzkriterium Eignungsnachweis
und Kap. 6	Zwischenbeschickung (0,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)				X	11/06	
Kap. 6.1.1	IX. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWA II SUB I SUB II LS	4: 0,02 5, 6, 7, 8, 9: 0,01	6 Säulen DWA II (4,5,9) SUB I (6) SUB II (7) LS (8)	X	11/06	Reproduzierbarkeit HL-Versuche

DWAII Sandsubstrat DWA-konform II; SUBI : Sandsubstrat suboptimal I (Grobkorn hoch); SUBII: Sandsubstrat suboptimal II (Grobkorn und Feinkorn hoch); LS: Lavasand

5.1.3 Säulenaufbau

Zur Verifizierung wurden Filter in insgesamt elf Säulen eingebaut, davon standen sechs in Münster (FH MS) und fünf weitere in Kaiserslautern (TU KL). An beiden Standorten wurden jeweils vier verschiedene Substrate getestet. Pro Standort wurde ein Substrat mit zwei Drosseleinstellungen (0,01 und 0,02 l/s·m², siehe Kapitel 6) untersucht. Ferner wurde an der FH MS eine Säule für ergänzende Messungen als Datengrundlage für die Simulation (Kapitel 14) betrieben.

Am Standort Münster wurde nach dem Einbau der Drainage- und der Filterschicht eine Beschickung (1 m Beschickungshöhe) mit Leitungswasser zur Konsolidierung der Filterschicht durchgeführt. Bei diesem Vorgang kommt es i.d.R. zu Setzungen, daher wurden im Vorfeld ca. 15 % mehr Substrat eingebaut. Der Materialüberschuss, welcher sich nach der Konsolidierung einstellen kann, wird abgetragen, bis die Zielmächtigkeit von 75 cm erreicht ist. Die Setzungen traten bei allen Säulen in dem mehr oder weniger erwarteten Umfang ein, einzig die Säule (8) mit dem Lavasand (LS) zeigte kaum Setzungen, so dass hier der größte Teil des Setzungszuschlags wieder abzutragen war. Nach der Konsolidierung wird abschließend die Deckschicht eingebaut.

In der zusätzlichen Säule 9 (Simulationssäule) wurden vor dem Substrateinbau noch zwei Bodenfeuchtesonden durch die zuvor erstellten Bohrungen in der Säulenwand eingebaut. Das Substrat wurde anschließend eingebracht und ebenfalls mit 1 m Wassersäule (Leitungswasser) konsolidiert.

Am Standort Kaiserslautern wurde der Einbau wie folgt vollzogen. In Vorbereitung auf die Substratentnahme für die ergänzenden Nutschenversuche (Kapitel 7) mussten Behälter zur ungestörten Übertragung des Filtermaterials eingebaut werden. Dazu wurde nach Einfüllen der Drainageschicht aus Kies der Säulenkörper bis zur gewünschten Tiefe der späteren Substratentnahme mit Substrat gefüllt (siehe Bild 5.3). Anschließend wurde der teilweise eingebaute Filterkörper mit Trinkwasser gesättigt und somit konsolidiert. Die so entstandenen Setzungen wurden mit Substrat ergänzt, um die gewünschte Tiefe wieder zu erreichen. Dieses Vorgehen wurde solange wiederholt, bis die Entnahmetiefe mit konsolidiertem Filtermaterial erreicht wurde. Im Anschluss wurden die Entnahmekörper für die Nutschenversuche, die aus Rohrstücken mit angeklebten Lochblechen aus Edelstahl bestehen, mit Substrat befüllt und händisch verdichtet (siehe Bild 5.3), um keine Leerräume entstehen zu lassen. Die so befüllten Rohrstücke konnten dann auf die Oberfläche der Teilbefüllung aufgesetzt werden. Nach Auffüllung mit händischer Verdichtung der kritischen Randbereiche wurde dieses Vorgehen bis zur nächsten gewünschten Entnahmetiefe wiederholt, bis die

Gesamtmächtigkeit der Filterschicht von 75 cm erreicht war. Zusätzlich erfolgte nach Ergänzung der Deckschicht aus Kies eine Beschickung (1 m Beschickungshöhe) mit Leitungswasser, die jedoch keine weitere Konsolidierung mehr aufzeigte. Somit war davon auszugehen, dass die Filterkörper an beiden Standorten mit Ausnahme der leichten Störung durch die Entnahmebehälter für die Nutschenversuche als identisch anzusehen sind.



Bild 5.3: Einbau der Behälter zur Substratentnahme für die anschließenden Nutschenversuche am Standort TU KL

5.1.3.1 Einfahrphase

Die Versuchsbedingungen der Einfahrphase mit mehreren Substraten wurde weitgehend von den vorhergehenden Versuchsreihen übernommen. Die Zusammensetzung des Beschickungswassers blieb ebenfalls unverändert (siehe Kapitel 4.1.3.1). Die Durchführung der Säulenversuche wurde entsprechend dem Ziel der Reproduzierbarkeit an beiden Standorten zeitlich synchron organisiert. Die Einfahrphase wurde auf 15 Beschickungen im Abstand von 3 bzw. 4 Tagen (2-mal wöchentlich) festgelegt.

5.1.3.2 Hochlastversuch

Die Vorgehensweise zur Verifikation der Substrateignungsprüfung beruht auf den ergänzenden Hochlastversuchen aus der vorangegangenen Untersuchungsreihe (siehe Kapitel 4.1.3.4). Änderungen waren aufgrund der Problematik des Abbaus im Überstau und den damit verbundenen Schwierigkeiten bei der Ergebnisauswertung notwendig.

Um die Aufenthaltszeit im Überstau zu reduzieren, wurden im 1. Hochlastversuch Teilbeschickungen entsprechend den Ablaufvolumina der nächsten Ablaufproben durchgeführt. Die erste Teilbeschickung mit einer Beschickungshöhe von 1,0 m diente der Sättigung des Filterkörpers und einer für die erste Ablaufprobe von 14,2 l (entspricht 0,5 m Beschickungshöhe) ausreichenden Überstauhöhe. Darauf folgten fünf weitere Teilbeschi-

ckungen mit Volumina von 1-mal 14,2 l und 4-mal 7,1 l. Für die Säule mit einer Drosselabflussspende $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ wurden Teilbeschickungen von 42,6 l und 28,4 l festgelegt.

Zur Verbesserung der Auswertbarkeit wurden am Standort Kaiserslautern an zwei Säulen (Substrat DWAll und LS) vor jeder Teilbeschickung Überstauproben gezogen.

Nach einer Zwischenbeschickung entsprechend der vorherigen Versuchsreihe (Kapitel 4) wurde die Substratprüfung mit einem 2. Hochlastversuch wiederholt. Zur Verbesserung der Organisation der praktischen Umsetzung wurden die Intervalle der Probennahme auf 8 bzw. 16 h geändert. Dadurch ergeben sich Probennahmen zu regelmäßigen Tages- bzw. Nachtzeiten. Die erste Teilbeschickung wurde in ihrem Volumen an die einzelnen Säulen angepasst. Diese resultierte aus dem Ziel, die Überstauhöhe und damit die Aufenthaltszeit im Überstau weiter zu reduzieren. Werden Säulen mit verschiedenen Substraten und einer identischen Beschickungshöhe beaufschlagt, so ergeben sich durch unterschiedliche Porenvolumina unterschiedliche Überstauhöhen. Um zum Zeitpunkt der Probennahme eine Überstauhöhe $< 10 \text{ cm}$ zu erreichen, wurde nach Sättigung des Filterkörpers durch eine 0,5 m-Beschickung eine weitere Teilbeschickung zur Einstellung der gewünschten Überstauhöhe nachgeführt. Eine weitere Reduzierung der Überstauhöhe birgt das Risiko der Wiederbelüftung des Filterkörpers während der Substratprüfung. Als weitere Teilbeschickungen wurden 5-mal 8,2 l und abschließend 1-mal 16,4 l zugegeben, um Intervalle von 1-mal 16,4 l, 5-mal 8,2 l und 1-mal 16,4 l zu erreichen. Für die Säule mit der Drosselabflussspende $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ wurden Probenintervalle von 32,8 l und dreimal 16,4 l festgelegt. Die Erhöhung des Gesamtvolumens diente der Synchronisierung der Termine zur Ablaufprobenentnahme mit den Säulen mit Standarddrosselung. Die Einflüsse des Drosselabflusses auf die Reinigungsleistung werden in Kapitel 6 gesondert besprochen.

5.2 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse mit den vier gewählten Substraten der Verifikation bei einer Standarddrosselung $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ beschrieben. Die zusätzlichen Messungen im Hinblick auf die Simulation sind in Kapitel 14 aufgeführt. Die Ergebnisse der Säulenversuche mit einer erhöhten Drosselung $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ werden in Kapitel 6 gemeinsam mit den Resultaten aus Kapitel 4 und 5 zusammenfassend diskutiert.

5.2.1 Einfahrphase

Bild 5.4 und Bild 5.5 zeigen die Resultate der Einfahrphase für beide Standorte für die Parameter S_{CSB} und $\text{NH}_4\text{-N}$. Dargestellt sind die mittleren Konzentrationen der Säulenabläufe der Beschickungshöhen von jeweils 0,5 m. Die mittleren Zulaufkonzentrationen betrugen $61 \text{ mg/l } S_{\text{CSB}}$ und $5,8 \text{ mg/l } \text{NH}_4\text{-N}$. Eine Tabelle mit Zulaufkonzentrationen sämtlicher Parameter für alle Ereignisse befindet sich in Anhang 5.2. Die Ergebnisse für die ergänzenden Parameter ($\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, pH, LF) sind ebenfalls in Anhang 5.2 visualisiert.

Ein eingefahrener Zustand ist bei allen Säulen etwa nach der 4. Beschickung erreicht. Dies wird angezeigt durch die geringen S_{CSB} - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf. Stabile Nitrifikationsvorgänge während der Trockenphase setzen ebenfalls ungefähr in diesem Bereich ein. Die Nitratablaufkonzentrationen zeigen etwa ab der 4. Woche gleich bleibende Konzentrationen von ca. 5 mg/l (Anhang 5.2). Der zwischenzeitliche Anstieg beim CSB Anfang Oktober ist durch eine zu hohe Einwiegung der Glucose in das Beschickungswasser zu erklären.

Insgesamt ist auffällig, dass alle Substrate bereits zum Beginn der Versuche eine hohe Rückhalteleistung bzgl. des Ammoniums aufweisen. Lediglich das Substrat SUBII benötigt einige Zeit, um den vollen Ammonium-Rückhalt zu erreichen.

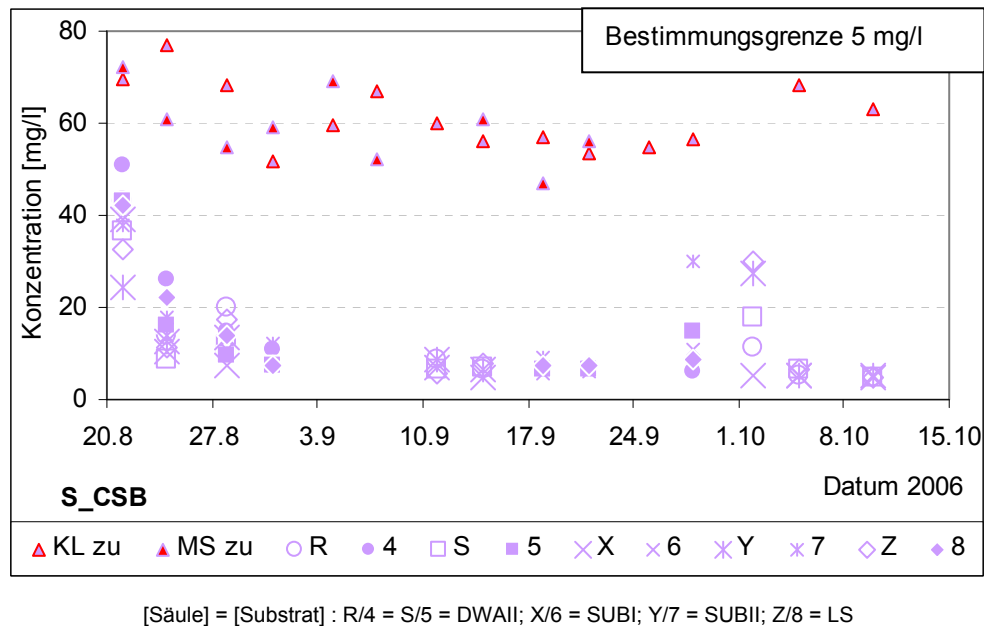


Bild 5.4: Mittlere S-CSB-Konzentrationen in Zu- und Ablauf während der Einfahrphase

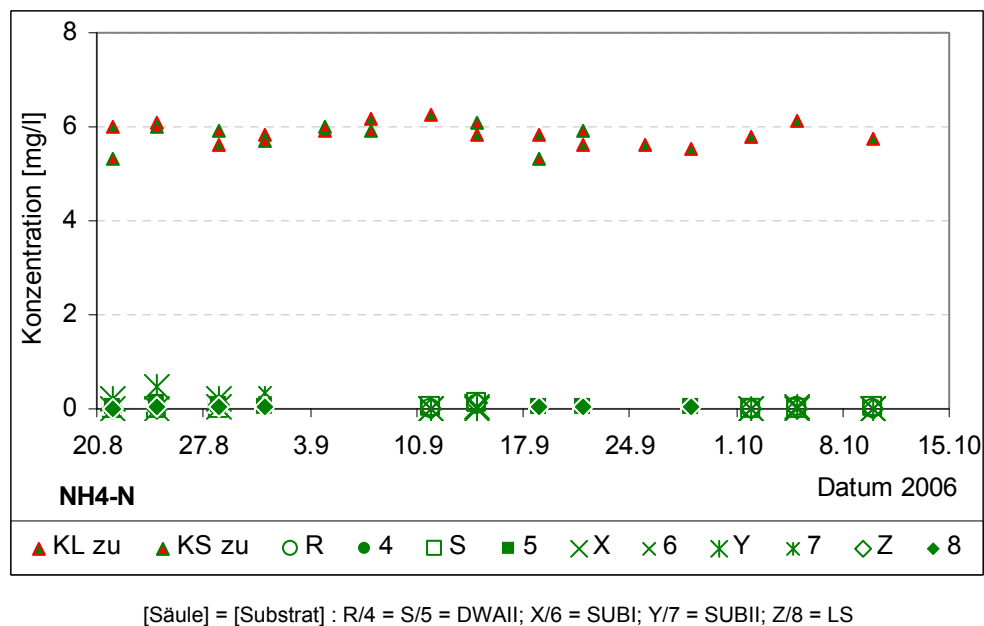


Bild 5.5: Mittlere NH₄-N-Konzentrationen in Zu- und Ablauf während der Einfahrphase

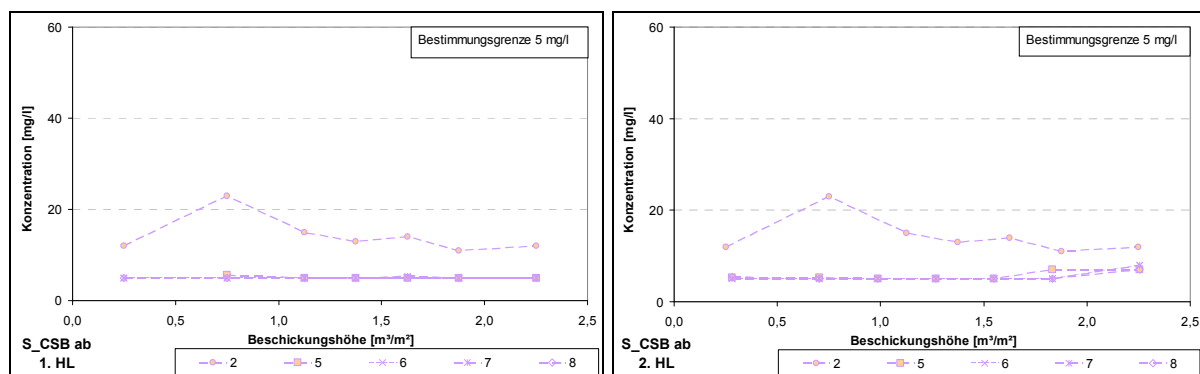
5.2.2 Hochlastversuche mit künstlichem Beschickungswasser

Grundsätzlich stehen bei diesem Projekt die Rückhalteleistungen bezogen auf NH₄-N im Vordergrund. Ergänzend werden die Ergebnisse für CSB-Verbindungen dargestellt.

Vergleichende Darstellungen der Ergebnisse der TU KL und der FH MS enthält Anhang 5.3. Anhang 5.4 enthält Konzentrationsverläufe im Ablauf mit Sauerstoffgehaltsangaben aus Untersuchungen der TU KL. Die Messergebnisse aller Parameter des 1. und 2. Hochlastversuchs für alle Substrate sind in Anhang 5.5 zusammengestellt.

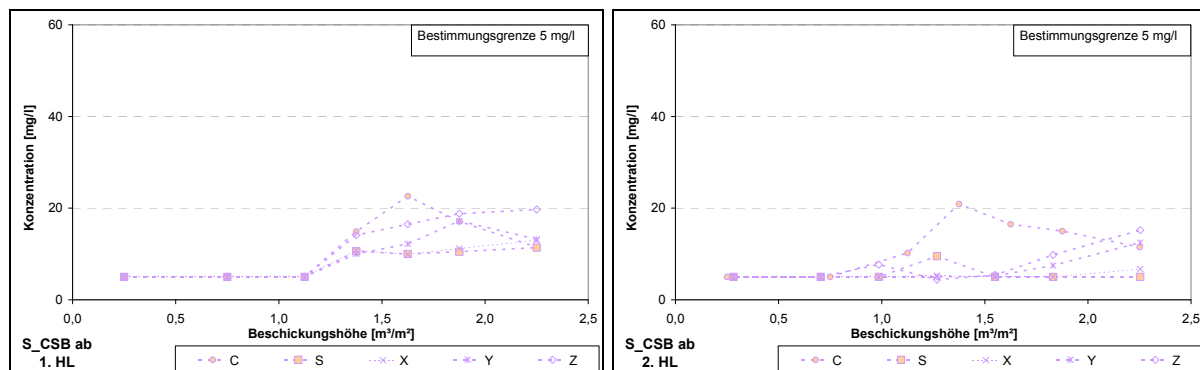
5.2.2.1 CSB

Neben der Sicherstellung der Reproduzierbarkeit liegt ein Ziel dieses Untersuchungsabschnittes in dem Vergleich verschiedener Substrate. Im Folgenden sind die CSB-Ablaufganglinien für alle untersuchten Substrate des 1. und 2. Hochlastversuchs dargestellt (FH MS: Bild 5.6 und für TU KL: Bild 5.7). Mit aufgeführt sind die Ergebnisse des Regelsubstrats DWAI (Säule 2 bzw. C) aus Kapitel 4, das unter vergleichbaren Versuchsbedingungen untersucht wurde.



[Säule] = [Substrat] : 2 = DWAI; 5 = DWAI; 6 = SUBI; 7 = SUBII; 8 = LS

Bild 5.6: Verlauf der S_CSB-Konzentrationen im Ablauf aller Substrate (1. und 2. HL, FH MS)



[Säule] = [Substrat] : C = DWAI; S = DWAI; X = SUBI; Y = SUBII; Z = LS

Bild 5.7: Verlauf der S_CSB-Konzentrationen im Ablauf aller Substrate (1. und 2. HL, TU KL)

Der Vergleich der in Kapitel 5 untersuchten Substrate zeigt eine relativ geringe Bandbreite. Lediglich das Regelsubstrat DWAI (Säule C bzw. 2, vgl. Kapitel 4) weist einen signifikant geringeren Rückhalt an CSB-Verbindungen auf. Als Ursache wird eine höhere Infiltratfracht vermutet, die durch eine etwas andere Beschickungspraxis bei der Untersuchung des Substrates DWAI in der Vorstudie begründet ist. Dort wurde das Beschickungswasser in 2 Einzelbeschickungen von je 1,25 m aufgebracht. Infolge der Abbauprozesse im Überstau kam es zu einer Sauerstoffabnahme, die eine Hemmung des aeroben CSB-Abbaus hervorrief. In der Hauptstudie wurde die Beschickungshöhe von 2,5 m in 6 kleineren

Chargen aufgebracht. Durch den mehrfachen Sauerstoffeintrag kam es zu verstärktem CSB-Abbau, der die Infiltratfracht kleiner werden ließ. Der höhere Sauerstoffeintrag durch die mehrfache Beschickung der Filtersäulen zeigt sich auch beim Vergleich der Sauerstoffgehalte im Ablauf der Säulen. Damit sind die Bedingungen für den CSB-Rückhalt bei Säule C / 2 aus Kapitel 4 etwas schlechter als bei den Substraten aus Kapitel 5.

Die Substrate, die aufgrund der Sieblinie nicht den technischen Regeln entsprechen (SUBI: X/6, SUBII: Y/7), zeigen bezogen auf den CSB-Rückhalt nicht die erwartete Minderleistung. Umgekehrt ist der Rückhalt von CSB-Verbindungen bei dem Spezialsubstrat LS (Z/8) nicht besser als bei den übrigen Substraten. Dieser Effekt wird noch bei der Beschreibung der Nutschenversuche (Kapitel 9) aufgegriffen und diskutiert.

5.2.2.2 Ammonium

Der Rückhalt von Ammonium steht im Vordergrund des Eignungsnachweises. Zunächst werden die Aspekte zur Übertragbarkeit der Ergebnisse beider Standorte und der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse selbst untersucht. Bild 5.8 bis Bild 5.11 zeigen die Konzentrationsverläufe an beiden Standorten für die einzelnen Substrate.

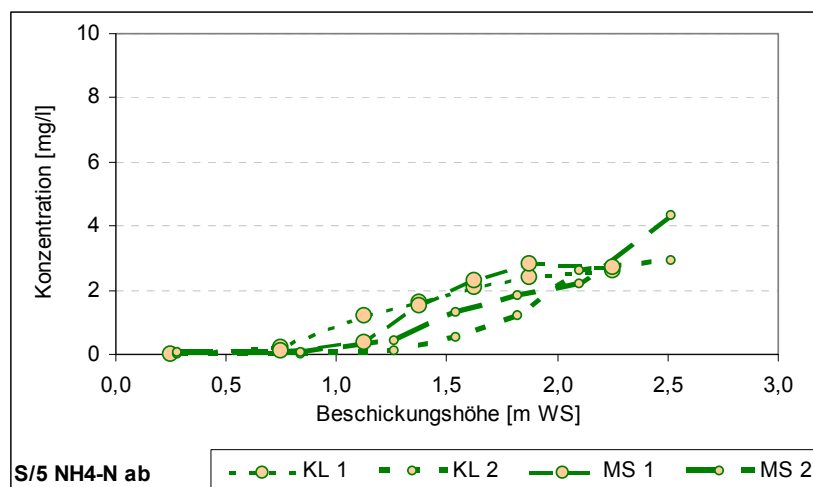


Bild 5.8: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf des Substrates DWAll im 1.+2. HL-Versuch (TU KL und FH MS)

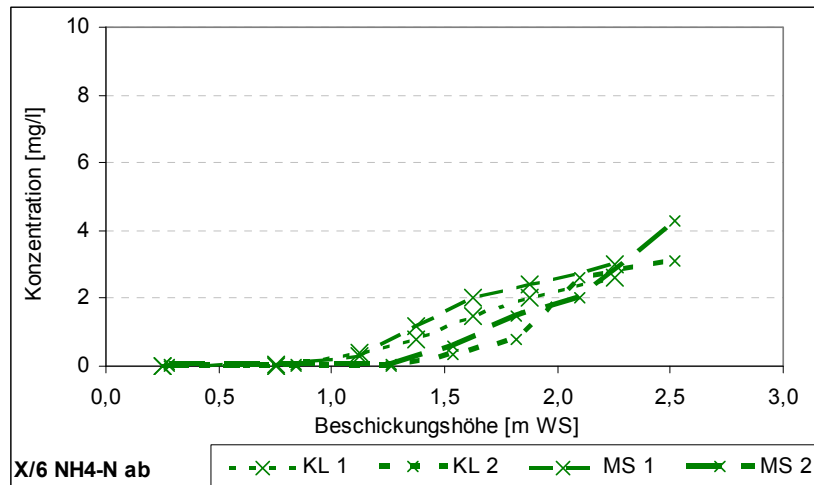


Bild 5.9: Verlauf der NH₄-N-Konzentrationen im Ablauf des Substrates SUBI im 1.+2. HL-Versuch (TU KL+FH MS)

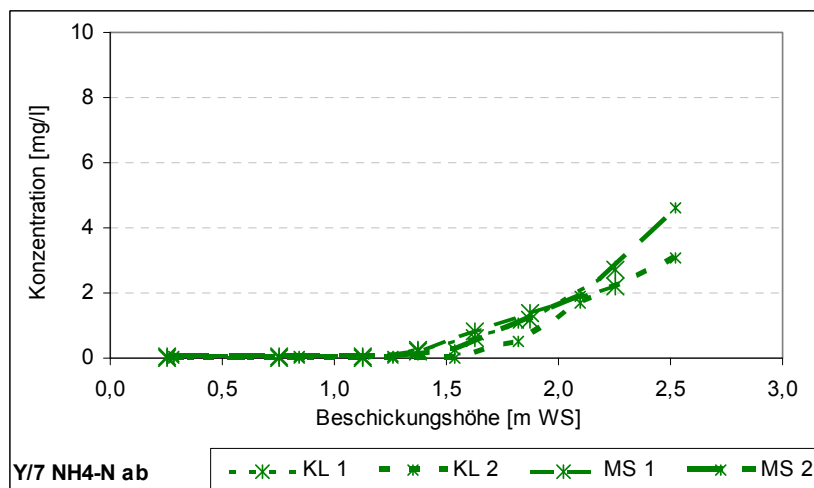


Bild 5.10: Verlauf der NH₄-N-Konzentrationen im Ablauf des Substrates SUBII im 1.+2. HL-Versuch (TU KL+FH MS)

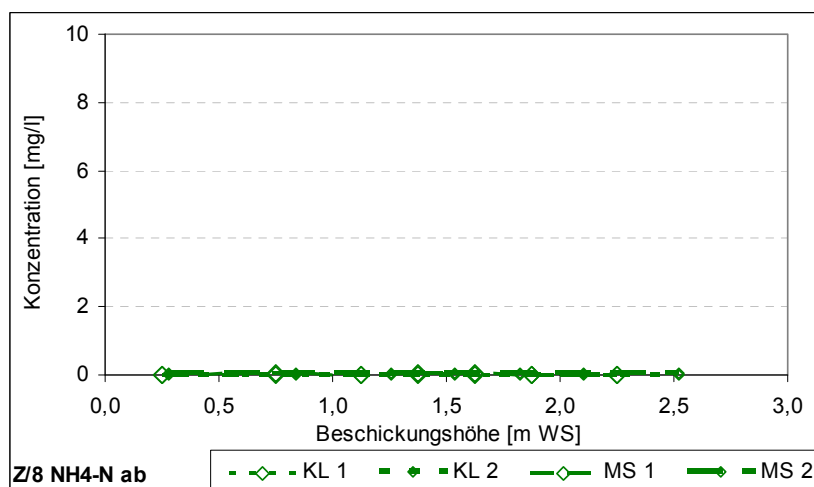
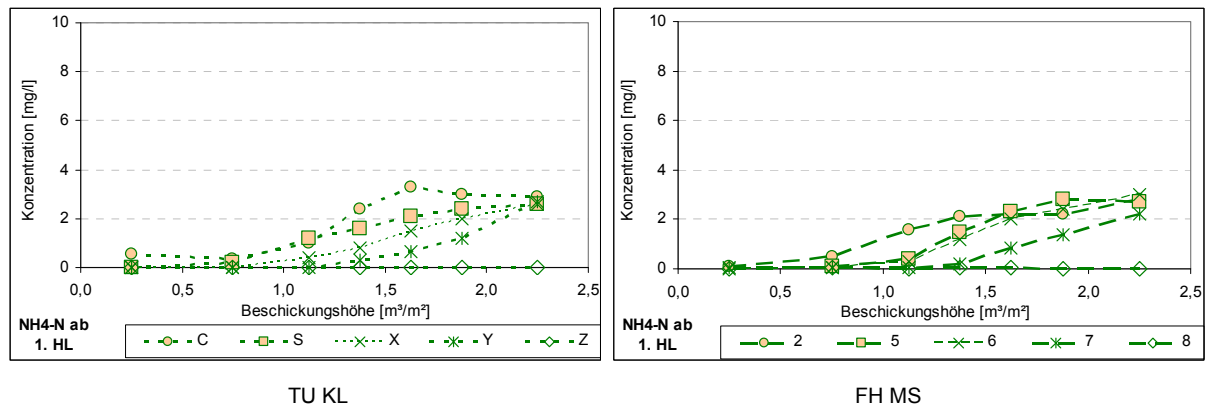


Bild 5.11: Verlauf der NH₄-N-Konzentrationen im Ablauf des Substrates LS im 1.+2. HL-Versuch (TU KL+FH MS)

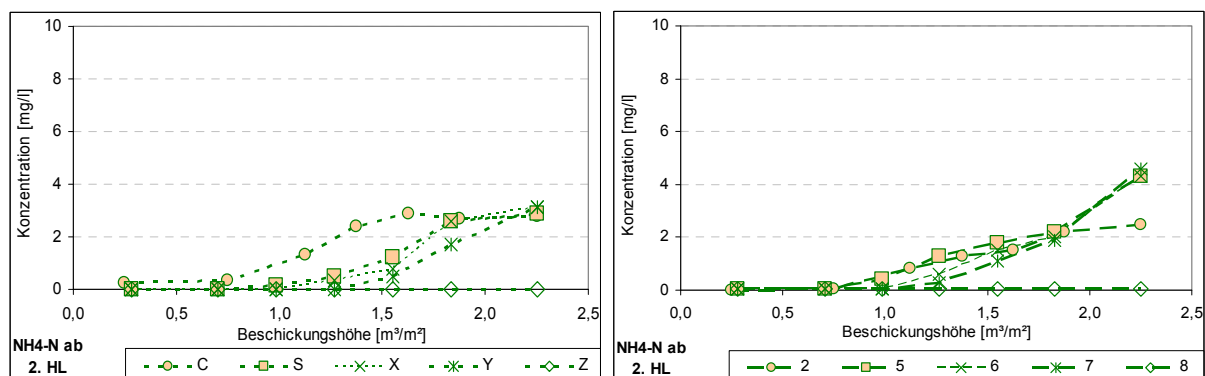
Die geringen Abweichungen zeigen die sehr gute Vergleichbarkeit an verschiedenen Standorten an. Gleichzeitig wird erneut die sehr gute Reproduzierbarkeit an einem Standort demonstriert. Insgesamt sind die Ergebnisse zum Ammonium-Rückhalt als sehr positiv zu bewerten.



[Säule] = [Substrat] TU KL: C = DWAI; S = DWAI; X = SUBI; Y = SUBII; Z = LS

[Säule] = [Substrat] FH MS: 2 = DWAI; 5 = DWAI; 6 = SUBI; 7 = SUBII; 8 = LS

Bild 5.12: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf aller Substrate im 1. HL-Versuch



[Säule] = [Substrat] TU KL: C = DWAI; S = DWAI; X = SUBI; Y = SUBII; Z = LS

[Säule] = [Substrat] FH MS: 2 = DWAI; 5 = DWAI; 6 = SUBI; 7 = SUBII; 8 = LS

Bild 5.13: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf aller Substrate im 1. HL-Versuch

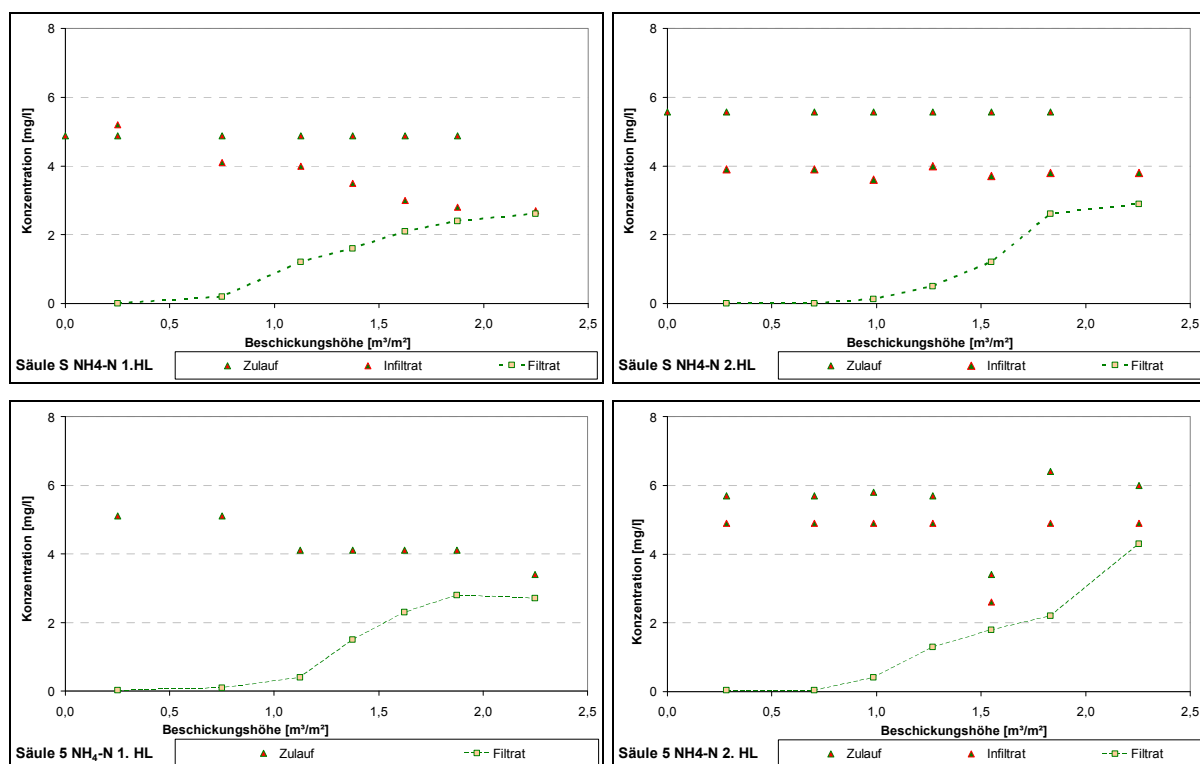
Zur besseren Bewertung der getesteten Substrate sind in Bild 5.12 und Bild 5.13 die Ammoniumganglinien unterschieden nach Standorten und Hochlastversuchen aufgeführt.

Es wird deutlich, dass die Substrate SUBI und SUBII, die nicht den Regelanforderungen entsprechen, ähnliche oder geringere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf aufweisen als die Regelsubstrate DWAI und DWAI. Dies gilt insbesondere für das Material SUBII, das im Vergleich zum empfohlenen Sieblinienbereich einen zu hohen Feinkornanteil hat. Überraschend schlecht schneidet im diesem Vergleich das Regelsubstrat DWAI aus Kapitel 4 ab. Es hat durchweg den frühesten Ammoniumdurchbruch mit gleichbleibend hohen

Ablaufkonzentrationen. Im Gegensatz dazu ist der Ammoniumrückhalt beim getesteten Lavasubstrat (LS) überragend gut. In allen Versuchen konnte kein Durchbruch erzeugt werden; dies betrifft aber nur den Parameter Ammonium (siehe Kapitel 5.2.2.1). Dieser Aspekt wird bei der Diskussionen der Nutschenversuche in Kapitel 7 nochmals aufgegriffen.

5.2.3 Ergebnisauswertung

Die bisherigen Ergebnisse haben gezeigt, dass die Erfassung der Säulenzuläufe für eine Substratbeurteilung nicht ausreichend ist. Die genaue Erfassung des tatsächlich infiltrierenden Wassers (Überstauwasser) ist wichtig, um die infiltrierende Fracht bestimmen zu können. Deshalb wurden bei einigen Versuchen der Verifikation Überstau- und Zulaufproben zeitlich angepasst an die jeweilige Ablaufbeprobung gezogen. Die Analysewerte für den Parameter Ammonium sind in den folgenden Abbildungen (Bild 5.14 bis Bild 5.16) dargestellt.



Zulauf: Beschickungswasser aus Vorlagebehälter; Infiltrat: Beschickungswasser nach Beschickung und vor Infiltration
 oben: TU KL unten: FH MS

Bild 5.14: Verläufe der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von Zulauf, Infiltrat (Überstau) und Filtrat (Ablauf) des Substrates DWAll (1.+2. HL-Versuch)

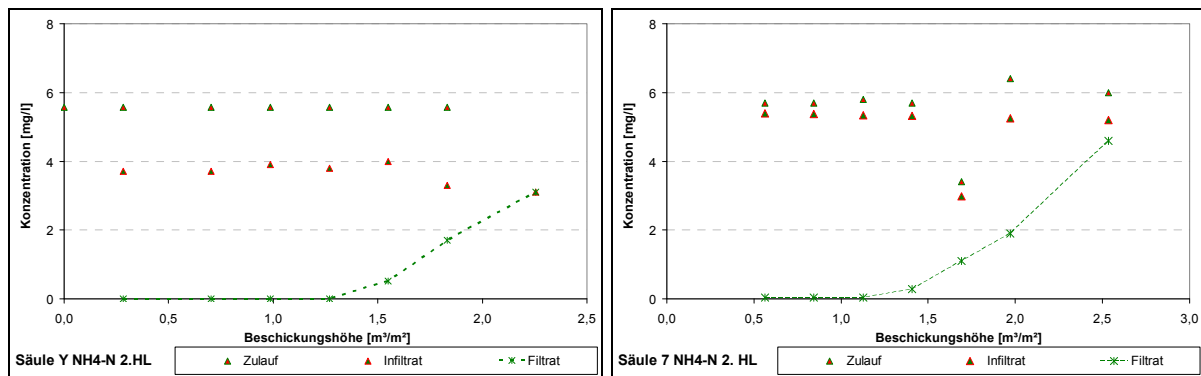
Beim Standardsubstrat DWAll ist nach ca. $0,75 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Beschickungshöhe ein beginnender Durchbruch an Ammonium in beiden Hochlastversuchen zu erkennen. Bei stabilen Zulaufproben nehmen Ammoniumkonzentrationen in den Überstauproben weiterhin ab. Dies ist insbesondere beim 2. Hochlastversuch bemerkenswert, da hier die zugegebenen

Beschickungswassermengen pro Einzelbeschickung weiter reduziert wurden (siehe Kapitel 5.1.3.2). Das bedeutet, dass die $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ nicht mehr in zwei, sondern nun in sechs Beschickungen (entsprechend der Ablaufvolumina) durchgeführt wurde. Dies sollte die Aufenthaltszeit des Überstauwassers im Retentionsraum verringern in der Annahme somit die Abbauprozesse im Überstau reduzieren zu können. Diese Maßnahme hat im 2. Hochlastversuch keinen signifikanten Effekt, was durch die weiter sinkenden Ammoniumkonzentrationen in den Überstauproben (Infiltrat) zu erkennen ist. Trotzdem sind beim Vergleich der beiden Hochlastversuche die folgenden Unterschiede aufgefallen. So ist im 2. Hochlastversuch das Absinken der Ammoniumkonzentration intensiver, was auf die gute Etablierung einer aktiven Biozönose während des 1. Hochlastversuchs zurückzuführen ist.

Während des 1. Hochlastversuches konnte an den Säulen der TU KL die Ausbildung eines intensiven Biofilms am oberen Filterrand beobachtet werden, der gemäß einer mikroskopischen Untersuchung Bakterien und Pilze enthielt. Die Etablierung eines solchen Biofilms an der Filteroberkante konnte an den Säulen der FH MS nicht festgestellt werden. Auch ist der Konzentrationsabbau des Überstauwassers im Retentionsraum geringer (siehe Bild 5.14 rechts: 2. HL-Versuch). Aufgrund der Entwicklung des Biofilms können die Vorgänge im 1. und 2. Hochlastversuch nicht als voneinander unabhängige und damit reproduzierbare Vorgänge betrachtet werden. Vielmehr trifft der 2. Hochlastversuch auf die Vorgeschichte (Belastung, Rückhalt, Ausbildung Biozönose) des ersten. Trotzdem zeigt ein Vergleich der Ablaufganglinien (siehe Bild 5.8 bis Bild 5.11) eine weitgehende Reproduzierbarkeit, obwohl die Vorgänge im Überstau unterschiedlich sind.

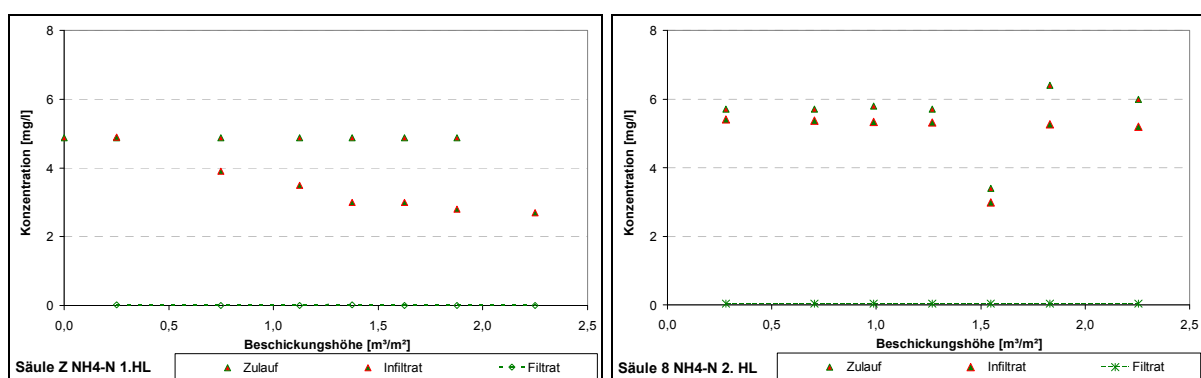
Ähnliche Effekte sind auch bei den Ergebnissen der Säulen Y und 7 mit dem Substrat SUBII zu erkennen. Auch hier sind die Überstauproben im 2. Hochlastversuch nicht stabil, im 1. Hochlastversuch wurden keine Überstauproben gezogen. Auch alle weiteren Ganglinien (Zulauf, Ablauf) verlaufen nahezu identisch zum Regelsubstrat DWAll. Dies bedeutet, dass deutliche Abweichungen in der Sieblinie – wie bei SUBII – nicht zu einer signifikanten Verschlechterung des Ammoniumrückhaltes führen.

Auch bei den Säulen Z und 8 mit Lavasand sind die Konzentrationsverläufe in Zulauf und Überstau nahezu identisch mit den anderen Substraten. Sie zeigen damit den typischen Verlauf der Versuchsbedingungen des 1. Hochlastversuches (links: TU KL) sowie für FH MS (rechts) für den 2. Hochlastversuch. Ganz anders verhält sich die Ablaufganglinie. Wie bereits mehrfach beschrieben, ist kein Durchbruch an Ammonium an der Lavasandsäule zu erreichen.



Zulauf: Beschickungswasser aus Vorlagebehälter; Infiltrat: Beschickungswasser nach Beschickung und vor Infiltration

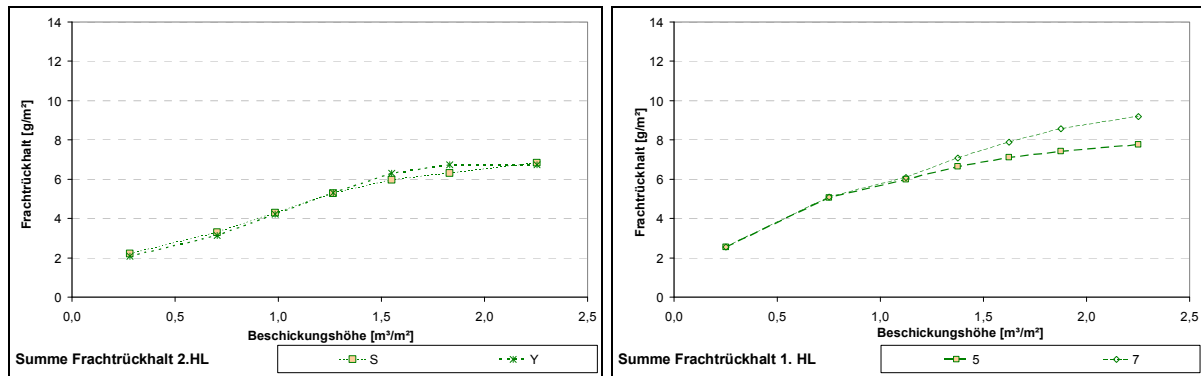
Bild 5.15: Verläufe der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Zulauf, Infiltrat und Filtrat des Substrates SUBII im 2. HL-Versuch



Zulauf: Beschickungswasser aus Vorlagebehälter; Überstau: infiltrierendes Beschickungswasser

Bild 5.16: Verläufe der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates LS im 1. bzw. 2. HL-Versuch

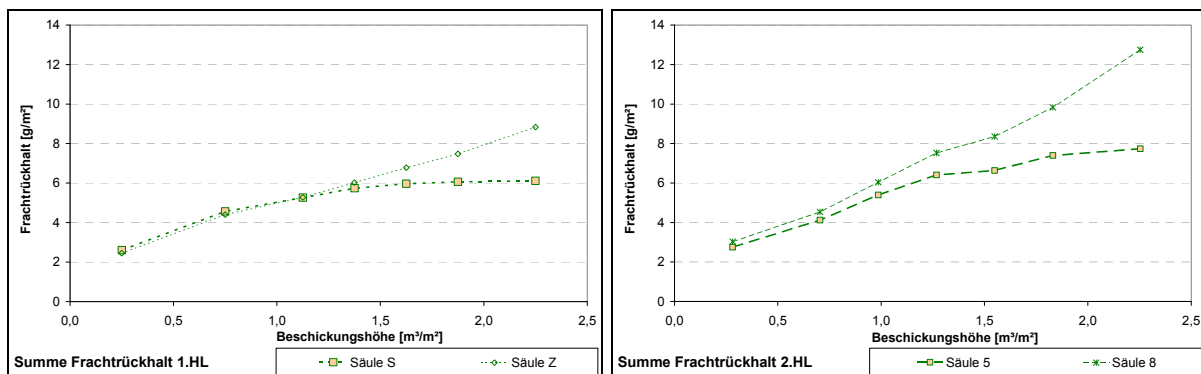
Der Frachtrückhalt von Ammonium wird in Bild 5.17 für die Säulen S und 5 (Sandsubstrat DWAll) sowie für die Säulen Y und 7 (Sandsubstrat SUBII mit abweichender Sieblinie) aufgezeigt. Der Frachtrückhalt wurde als Differenz der Infiltrat- und Filtratfracht berechnet. Die Untersuchung liefert an beiden Standorten nahezu identische Ergebnisse, so dass die Repräsentativität gegeben ist. Beide Sandsubstrate lassen mit zunehmender Beschickungshöhe einen abnehmenden Frachtrückhalt erkennen. Die nahezu erreichte Plateauphase gibt den maximal erzielbaren Frachtrückhalt an. Beim Regelsubstrat DWAll liegt der Wert bei etwa $7 \text{ g/m}^2 \text{ NH}_4\text{-N}$. Das nicht regelkonforme Substrat SUBII zeigt einen maximalen Frachtrückhalt größer als $8 \text{ g/m}^2 \text{ NH}_4\text{-N}$. Die exakte Einhaltung der Sieblinie ist nach diesen Ergebnissen nicht entscheidend für den Frachtrückhalt. Da die Infiltratbeprobung ergänzend durchgeführt wurde, liegen nicht zu allen Substraten und allen Versuchen Infiltratkonzentrationen bzw. Infiltratfrachten vor. Daher werden die Ergebnisse des 1. HL und des 2. HL miteinander verglichen. Nur so sind Aussagen zum Frachtsückhalt des Substrates möglich. Zu berücksichtigen ist bei der Interpretation, dass einzelne Versuche durch die vorangegangene Beschickungshistorie geprägt werden, dies kann die Reinigungsleistung beeinträchtigen.



Substrat DWAll: Säule S (TU KL) und Säule 5 (FH MS) Substrat SUBII: Säule Y (TU KL) und 7 (FH MS)
links: 2. HL-Versuch (TU KL) rechts: 1. HL-Versuch (FH MS)

Bild 5.17: Frachtrückhalt für $\text{NH}_4\text{-N}$ im Filtersubstrat DWAll und SUBII

In der Bild 5.18 ist ein Vergleich zwischen dem Standard Sandsubstrat (DWAll) und dem Lavasubstrat (LS) dargestellt. Wie schon bei den Ablaufganglinien gezeigt, wird auch bei dieser Auswertemethodik die wesentlich höhere Leistungsfähigkeit von Lava eindrucksvoll belegt.



Substrat DWAll: Säule S (TU KL) und Säule Z (TU KL) Substrat LS: Säule Z (TU KL) und 8 (FH MS)
links: 1. HL-Versuch (TU KL) rechts: 2. HL-Versuch (FH MS)

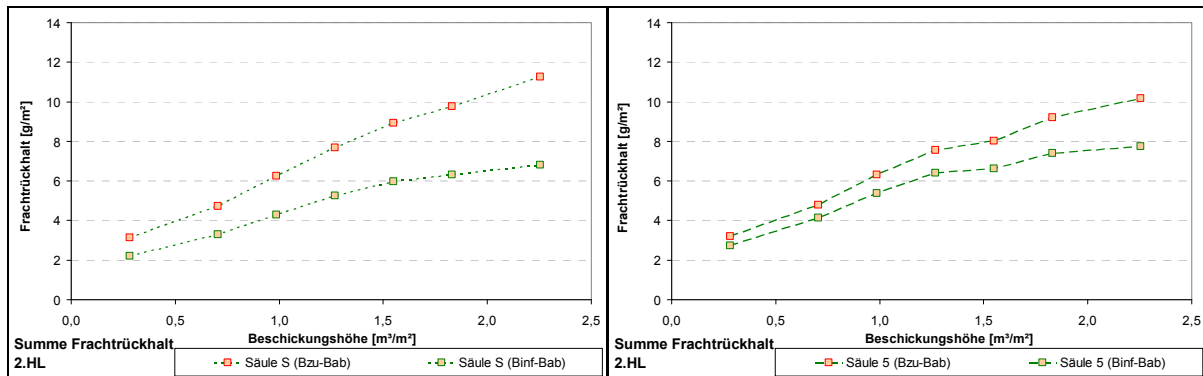
Bild 5.18: Frachtrückhalt für $\text{NH}_4\text{-N}$ im Filtersubstrat DWAll und LS

Berechnet man den Frachtrückhalt als Differenz von Beschickungs- und Filtratfracht, so erhält man eine Aussage für die gesamte Säule, die sich in die Reaktionsräume Retentionsraum und Filtersubstrat gliedert.

Die Berechnung des Frachtrückhaltes aus Zulauffracht – Ablauffracht führt zu einer Überschätzung der Reinigungsleistung des Substrats. Eine mögliche Konzentrationsreduktion im Überstau wird nicht berücksichtigt, dies führt zu einem Überschätzen der infiltrierenden Fracht und somit der Reinigungsleistung des jeweiligen Substrats.

Bild 5.19 und Bild 5.20 stellt die Frachtrückhalte der gesamten Säule ($B_{zu}-B_{ab}$) den Frachtrückhalten der Substrate ($B_{inf}-B_{ab}$) gegenüber. Betrachtet man in Bild 5.19 den Rückhalt der gesamten Säule ($B_{zu}-B_{ab}$) so scheint an beiden Standorten der maximale Rückhalt noch

nicht erreicht zu sein. Im Gegensatz dazu zeigt die Kurve des Frachtrückhalts im Filtersubstrat ($B_{\text{inf}} - B_{\text{ab}}$) eine deutliche Abflachung, die anzeigt, dass der maximal mögliche Frachtrückhalt des Substrates erreicht ist. Bild 5.20 zeigt für das Substrat SUBII den identischen Zusammenhang. Infolge der Abbauvorgänge im Überstau differenziert die Beschickungs- und die Infiltratfracht signifikant.



Säulen S/5 (Bzu-Bab)

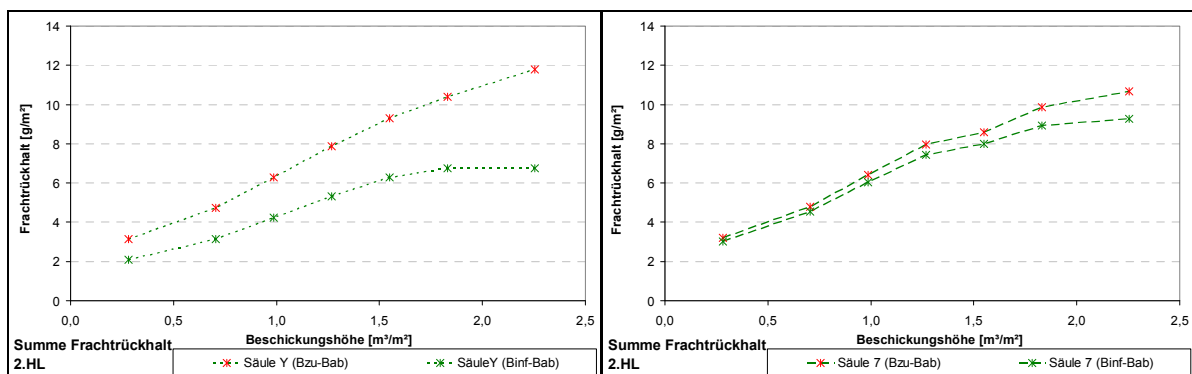
Frachtrückhalt der Säule als Differenz von Zulauf- und Abflaufracht

Säulen S/5 (Binf-Bab)

Frachtrückhalt der Säule als Differenz von Infiltrat- und Abflaufracht

links: 2. HL-Versuch (TU KL) rechts: 2. HL-Versuch (FH MS)

Bild 5.19: Frachtrückhalt für $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Gesamtsäule und im Filtersubstrat DWII



Säulen Y/7 (Bzu-Bab)

Frachtrückhalt der Säule als Differenz von Zulauf- und Abflaufracht

Säulen Y/7 (Binf-Bab)

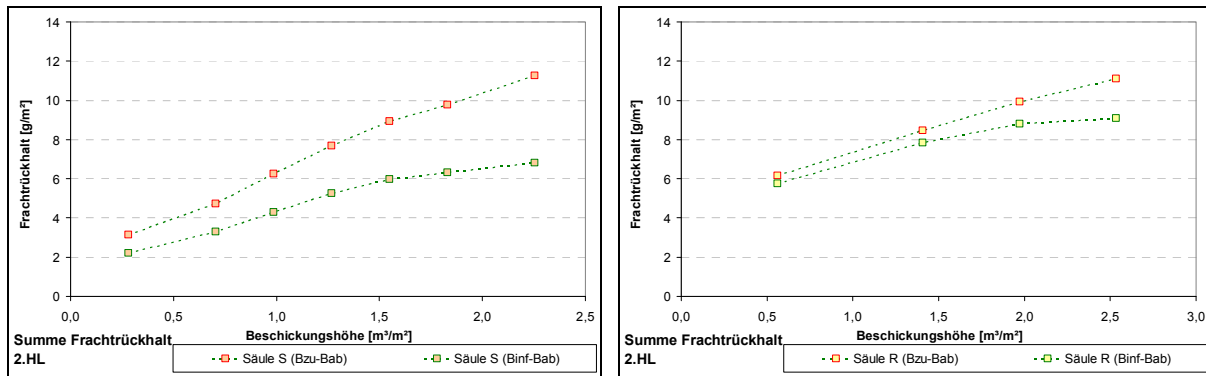
Frachtrückhalt der Säule als Differenz von Infiltrat- und Abflaufracht

links: 2. HL-Versuch (TU KL) rechts: 2. HL-Versuch (FH MS)

Bild 5.20: Frachtrückhalt für $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Gesamtsäule und im Filtersubstrat SUBII

Der Einfluss des Drosselabflusses auf den Frachtrückhalt wird am Beispiel der Säulen S ($q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) und R ($q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) der TU KL für den 2. HL-Versuch exemplarisch in Bild 5.21 dargestellt. Säule R mit höherem Drosselabfluss weist mit $9,1 \text{ g/m}^2$ eine höhere Infiltratfracht als Säule S mit $6,8 \text{ g/m}^2$ auf bei annähernd gleicher Zulauf- und Abflaufracht von $11,1 \text{ g/m}^2$ (Säule R) und $11,3 \text{ g/m}^2$ (Säule S) auf. Der höhere Drosselabfluss verringert zudem die Differenz beider Auswertmethoden, da aufgrund der geringeren Aufenthaltszeit im Überstau die Abbauprozesse weniger wirksam werden können.

Für die mit $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ gedrosselte Säule S ist trotz gleicher Ausgangsbeschickung ein geringerer Frachtrückhalt des Substrates als in Säule R errechnet worden. Die Ursache darf in Folge des Abbaus im Überstau einerseits in der verringerten Infiltratfracht und andererseits in den abbaubedingt veränderten Milieubedingungen im Wasser gesehen werden. Offenkundig wird der mögliche Frachtrückhalt des Substrates systematisch unterschätzt.



Säulen S/R (Bzu-Bab)

Frachtrückhalt der Säule als Differenz von Zulauf- und Abflaufracht

Säulen S/R (Binf-Bab)

Frachtrückhalt der Säule als Differenz von Infiltrat- und Abflaufracht

links: Drosselabfluss $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$, 2. HL-Versuch (TU KL) rechts: Drosselabfluss $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$, 2. HL-Versuch (TU KL)

Bild 5.21: Frachtrückhalt für $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Gesamtsäule und im Filtersubstrat DWAll bei unterschiedlicher Abflusssrosselung

5.3 Fazit

Die Einfahrphase von 15 Beschickungen ist ausreichend zur Etablierung einer Biozönose. Während der Einfahrphase ergaben sich an beiden Standorten Nachsetzungen im Millimeterbereich, die vergleichbar mit der Versuchsreihe aus Kapitel 4 sind. Dieses gleichartige Verhalten diente als indirekter Beweis, dass der Einbau von Nutschen in einige Säulen der TU KL keine gefügeverändernden Auswirkungen hatte.

Im Überstau der Säulen wurde ein nennenswerter Stoffabbau beobachtet. An der TU KL trat zudem Pilzentwicklung auf. Das aufgebrachte partikelfreie synthetische Beschickungswasser wird durch die Filterbiozönose infiziert, so dass Abbauprozesse mit unterschiedlicher Dynamik zu beobachten sind. Grundsätzlich waren an der TU KL etwas höhere Abbauraten zu erkennen als an der FH MS. Der Abbau führte zur erheblichen Minderung des Sauerstoffgehaltes im Überstau. Der Vergleich von S_CSB und CSB verdeutlichte einen Anstieg des partikulären Anteils des CSB, der im Wesentlichen durch Biomasseentwicklung im Überstau zu erklären ist.

Eine Minderung der Abbauprozesse kann einerseits durch eine kleinere Portionierung der Beschickungsgaben und durch eine Erhöhung des Drosselabflusses erzielt werden. Die Verringerung der Portionierung erhöht jedoch den Personalaufwand deutlich. Der jeweils neu eingebrachte Sauerstoff stabilisiert jedoch die aeroben Milieubedingungen in Überstau und Filter. Die Erhöhung des Drosselabflusses verringert die Aufenthaltszeit des Beschickungswassers im Überstau und Filter, so dass ein geringerer Frachtanteil im Überstau abgebaut wird. Andererseits wird die Reaktionszeit im Filter ebenfalls verringert. Eine Erhöhung des Drosselabflusses deutlich über die in großtechnischen Anlagen möglichen Werte ist demnach nicht zielführend, wenn der Eignungsnachweis realitätsnah sein soll. Kapitel 6 widmet sich dieser Frage nochmals eingehend.

Berechnungen mit der Beschickungsfracht als Eingangsgröße führen zu einer teilweise deutlichen Überschätzung des Frachtrückhaltes des Substrates. Für eine Eignungsprüfung ist demnach eine Beprobung der Infiltratkonzentrationen unbedingt erforderlich, um realitätsgerechte Infiltratfrachten für die Berechnung des Frachtrückhaltes zu erhalten. Die Prüfsäule ist in die beiden Reaktionsräume Überstau und Substrat zu unterteilen.

Die Varianten mit dem höheren Drosselabfluss $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ erbrachten höhere Frachtrückhalte der Substrate als die Varianten mit $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$. Dies kann auf die höhere Infiltratfracht und die stabil aeroben Milieubedingungen zurückgeführt werden. Varianten mit geringen Drosselabflüssen unterschätzen demnach den möglichen Frachtrückhalt der Substrate.

Der Vergleich der unterschiedlichen Substrate verdeutlichte, dass auch Substrate mit Sieblinien, die von den technischen Regeln abweichen, vergleichbare oder höhere Reinigungsleistungen erzielen können. Damit wird das Erfordernis eines standardisierten Eignungsnachweises unterstrichen.

Die an beiden Standorten parallel betriebenen Untersuchungen wiesen eine im Wesentlichen gute, teilweise sehr gute Übereinstimmung auf. Deutlich wird jedoch auch an beiden Standorten, dass der zweite Hochlastversuch nicht unabhängig vom ersten Versuch ist. Dies zeigt, dass die Filterbiozönose vorgeprägt ist. Hier könnten längere Regenerationsphasen eine Minderung dieses Effektes herbeiführen.

6 Einflüsse der Abflusssrosslung

Der Abfluss von RBF wird gedrosselt, um die Aufenthalts- und damit Reaktionszeiten im Filter zu kontrollieren und eine möglichst gleichmäßige Beschickung der Filter zu erzielen. Im Allgemeinen beträgt die Drosselabflussspende $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$. Gemäß DWA-M 178 kann sie auf den Wert $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ erhöht werden, wenn die Sieblinie des Substrates den Regelanforderungen genügt.

Für zwei Substrate sind Parallelversuche mit beiden Drosselabflussspenden durchgeführt worden, um folgende Einflüsse der Drosselabflussspenden zu untersuchen:

- Einfluss auf die Reinigungsleistung der Substrate
- Einfluss auf die Prozesse in den Versuchssäulen
- Einfluss auf die Prozesse im Überstauwasser

Die Substrate DWAI und DWAII sowie die Versuchsdurchführungen sind in Kapitel 4 und 5 beschrieben. Die Untersuchungen der genannten Fragestellungen erfolgen weitgehend anhand der Hochlastversuche.

6.1 Einfluss der Abflusssrosslung beim Substrat DWAI

Die Untersuchungen am Substrat DWAI erfolgten in der ersten Projektphase und sind in Kapitel 4 beschrieben. An beiden Standorten wurden je drei Säulen mit dem Substrat DWAI untersucht. Es wurden Normal- und Hochlastbeschickungen mit konditioniertem Mischwasser bei einer Drosselabflussspende von $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ durchgeführt. Nach einer Wiedereinfahrphase wurden 2 Hochlastbeschickungen mit je 2,5 m Beschickungshöhe künstlichen Beschickungswassers mit Konzentrationen von 60 mg/l S_CSB und 6 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ durchgeführt. Eine Säule wurde mit der Drosselabflussspende $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ und zwei Säulen mit $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ betrieben. Diese Versuchsreihe wird im Weiteren näher besprochen. Die Ergebnisse sind in Anlage Anhang 6 zusammenfassend dargestellt.

6.1.1 Konzentrationen im Ablauf

In Bild 6.1 bis Bild 6.4 sind die Ablaufkonzentrationen abhängig von der Beschickungshöhe dargestellt. Zugehörige Ganglinien sind in Anlage Anhang 6 dokumentiert. Die Versuche sind in einem Temperaturbereich von 10 °C bis 22 °C durchgeführt worden. Die Perkolations- und Aufenthaltszeit in der Säule ist abhängig von der Drosselabflussspende und beträgt bei $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ 14 h (NL) bzw. 71 h (HL) und bei $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ 7 h (NL) bzw. 35 h (HL).

Die Säulen mit Drosselabflussspenden von $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ zeigen in beiden Hochlastversuchen hinsichtlich $\text{NH}_4\text{-N}$ ein einheitliches Verhalten unabhängig vom Standort. Ab etwa $0,75 \text{ m}$ Beschickungshöhe ist eine signifikante Zunahme der Ablaufkonzentrationen auf Endwerte von $2\text{-}3 \text{ mg/l}$ ohne Volldurchbruch zu beobachten. Die Versuche der TU KL lassen eine signifikante Abnahme der Sauerstoffgehalte im Ablauf erkennen, der auf Zehrungsprozesse in der Säule und im Überstau zurückzuführen ist. Mit Einsetzen des Sauerstoffmangels im Ablauf findet ein signifikanter Anstieg der Konzentrationen von S_CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ statt.

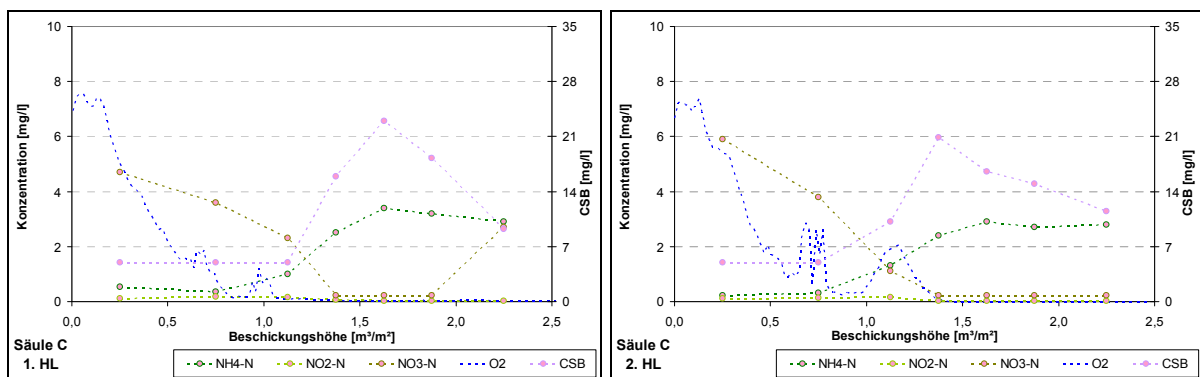


Bild 6.1: Ablaufkonzentrationen des Substrates DWAI abhängig von der Beschickungshöhe bei einer Drosselabflussspende von $0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ während der Hochlastversuche 1 und 2 (TU KL)

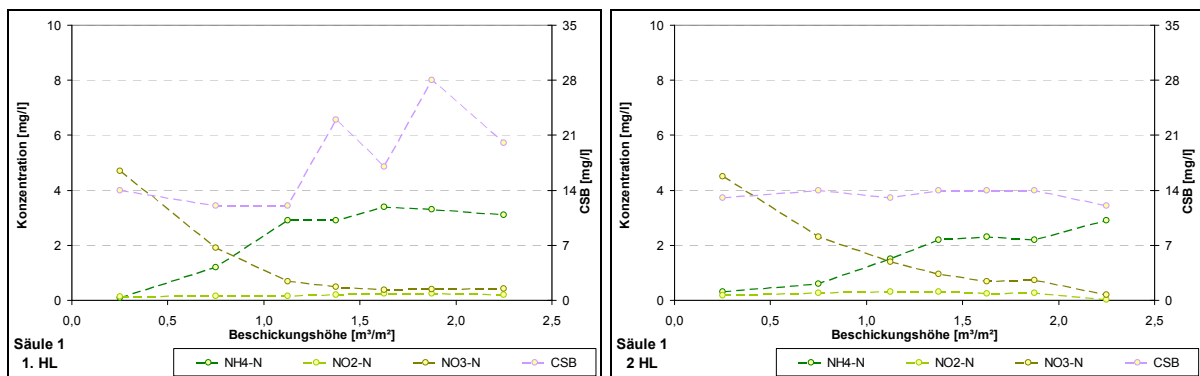


Bild 6.2: Ablaufkonzentrationen des Substrates DWAI abhängig von der Beschickungshöhe bei einer Drosselabflussspende von $0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ während der Hochlastversuche 1 und 2 (FH MS)

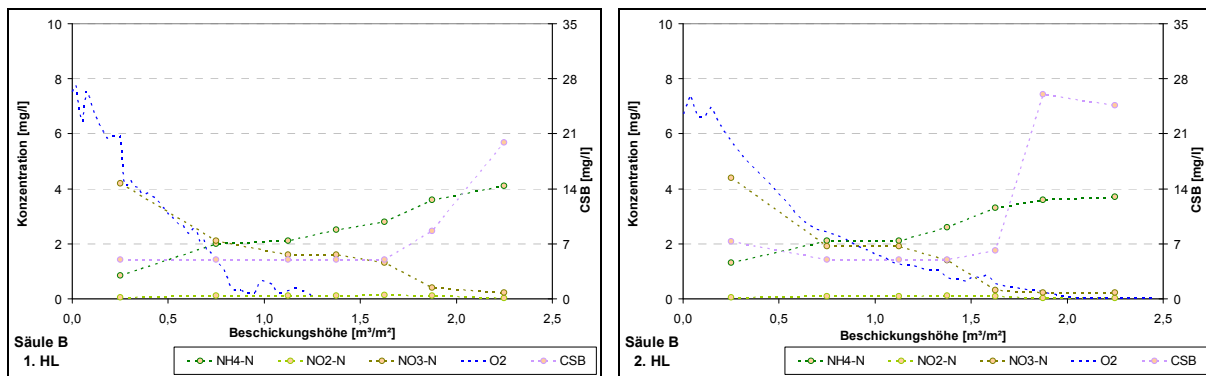


Bild 6.3: Ablaufkonzentrationen des Substrates DWAI abhängig von der Beschickungshöhe bei einer Drosselabflussspende von 0,02 l/s·m² während der Hochlastversuche 1 und 2 (TU KL)

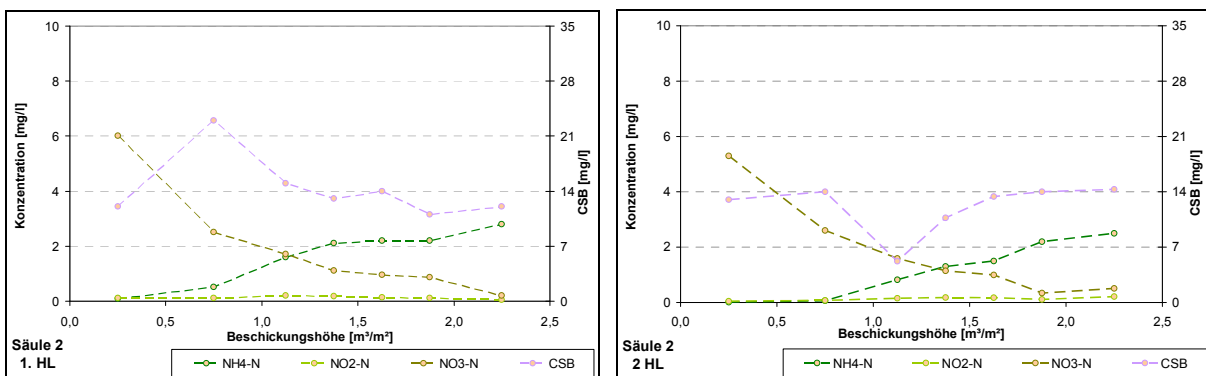


Bild 6.4: Ablaufkonzentrationen des Substrates DWAI abhängig von der Beschickungshöhe bei einer Drosselabflussspende von 0,02 l/s·m² während der Hochlastversuche 1 und 2 (FH MS)

Eine gemeinsame Darstellung der Säulenversuche mit den DrosselEinstellungen von $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ (Säule B (TU KL), Säule I (FH MS)) und $q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ (TU KL: Säule C (TU KL), Säule II (FH MS)) dient der Analyse der Homogenität gleichartiger Varianten und der Unterschiede zwischen den DrosselEinstellungen (Bild 6.5 bis Bild 6.7).

Die NH₄-N-Ablaufganglinien (Bild 6.5) verdeutlichen, dass bei der höheren DrosselEinstellung auch höhere Filtratkonzentrationen resultieren als bei der geringeren DrosselEinstellung. Die Konzentrationserhöhungen von Ammonium beginnen hier unmittelbar nach Versuchsbeginn; bei Versuche sind höhere Ablaufkonzentrationen zu beobachten.

Die Ganglinien für S_{CSB}-Verbindungen zeigen, dass im Unterschied zum Ammonium der Rückhalt bei der DrosselEinstellung von $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ höher erscheint als bei der DrosselEinstellung von $q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$. Zur Erklärung dieser Phänomene ist es wichtig, die Sauerstoffgehalte im Ablauf und im Überstau der Säulenversuche mit zu betrachten. Die Ganglinien der Sauerstoffkonzentrationen im Filtrat (Bild 6.7) zeigen eine sehr hohe Übereinstimmung trotz unterschiedlicher Durchsatzgeschwindigkeiten an. Der Verlauf der

Sauerstoffkonzentrationen abhängig von der Beschickungshöhe lässt jedoch auch erkennen, dass die Sauerstoffkonzentrationen der Versuche mit höherer Drossel durchweg über denen mit geringer Drossel liegen. Offensichtlich begünstigen die geringen Drosselabflüsse Zehrungsprozesse in der Säule und im Überstau. Dies spiegelt sich auch in den etwas geringeren Endkonzentrationen des CSB bei den Säulen mit geringem Drosselabfluss wieder (Bild 6.6). Eine längere Phase anoxischer oder gar anaerober Verhältnisse birgt jedoch die Gefahr von Stoffrücklösungen in sich, wenngleich pH-Werte stets im neutralen Bereich (um 7 [-]) liegen (Anhang 6) und somit keine akute Gefährdung erkennen lassen.

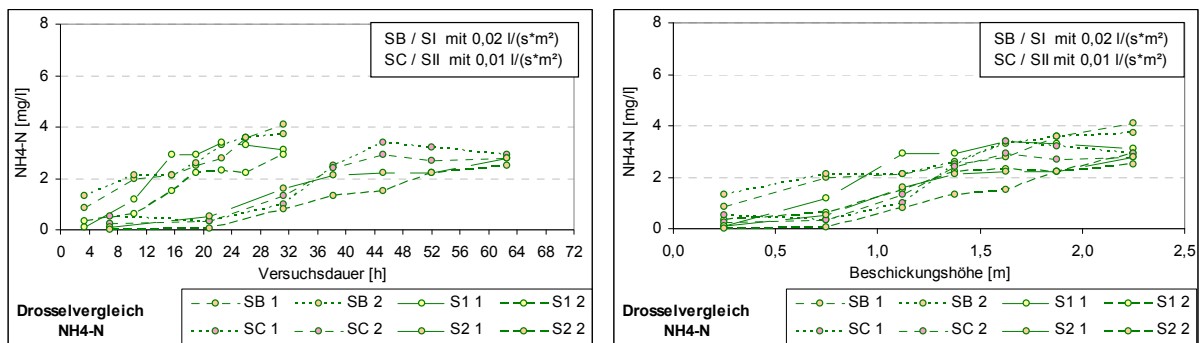


Bild 6.5: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf des Substrates DWAI bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen abhängig von Versuchsdauer und Beschickungshöhe

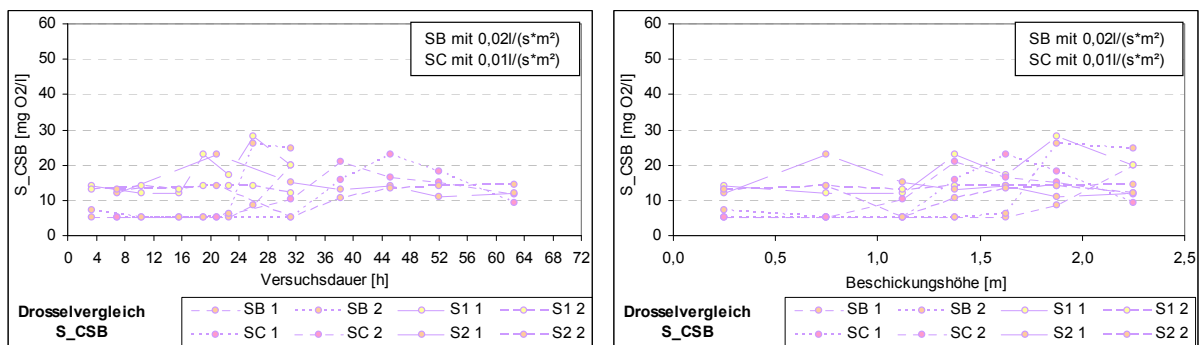


Bild 6.6: Verlauf der S_CSB -Konzentrationen im Ablauf des Substrates DWAI bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen abhängig von Versuchsdauer und Beschickungshöhe

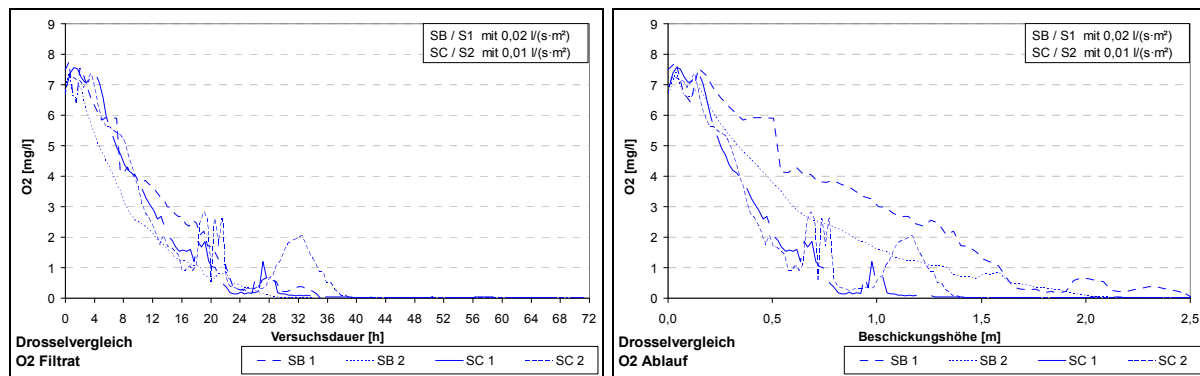


Bild 6.7: Verlauf der O₂-Konzentrationen des Substrates DWAI im Ablauf bei unterschiedlichen DrosselEinstellungen abhängig von Versuchsdauer und Beschickungshöhe (TU KL)

6.1.2 Frachtbilanzen für Ammonium und CSB

Tabelle 6.1 und Tabelle 6.2 fassen die Frachten von Zulauf, Infiltrat und Filtrat für die Hochlastversuche mit dem Substrat DWAI zusammen. Weiterhin sind Frachtrückhalte und Wirkungsgrade dargestellt. Diese Kennwerte sind bei Säulen mit separater Beprobung des Infiltrates für die Reaktionsräume „Überstau“ und „Substrat“ getrennt ausgewiesen.

Für **Ammonium** wurden die Frachtrückhalte der gesamten Säule im Bereich 8,2-12 g/m² ermittelt. Die daraus berechneten Wirkungsgrade liegen mit 57 - 82 % im zu erwartenden Bereich, der jedoch eine atypisch große Spannweite aufweist. Die niedrigen Werte sind eher als auffällig zu bewerten.

Die Untersuchungen am Standort KL und MS ergaben mittlere Frachtrückhalte von 9,8 g/m² bzw. 10,5 g/m² und unterschieden sich somit mit etwa 7 % nur wenig.

Bei allen Versuchen waren im 2. HL-Versuch um etwa 14 % höhere Frachtrückhalte von im Mittel mit 10,8 g/m² als im 1. HL-Versuch bei Mitteln von 9,5 g/m² festzustellen. Dies kann auf eine besser adaptierte Biozönose im 2. HL-Versuch zurückzuführen sein, wobei bei diesen Versuchen noch nicht zwischen den beiden Reaktionsräumen differenziert werden kann.

Die Frachtrückhalte der Säulen mit höheren Drosselabflussspenden $q_d=0,02$ l/s·m² liegen mit im Mittel 9,5 g/m² um etwa 13 % unter dem Mittelwert 10,9 g/m² der Säulen mit $q_d=0,01$ l/s·m². Ein höherer Drosselabfluss führt offenkundig zu einem geringeren Frachtrückhalt der gesamten Säule.

Für **CSB** ergaben sich Frachtrückhalte in der Spanne 104,4-127,2 g/m² und damit Wirkungsgrade von 73-85,9 %, die im zu erwartenden Bereich liegen.

Die Untersuchungen in KL und MS unterscheiden sich bei mittleren Frachtrückhalten von 114,5 g/m² und 118,4 g/m² um nur 3,2 % nicht signifikant.

Auch die Drosselabflussspenden ließen mit 3 % Unterschied der mittleren Frachtrückhalte keinen signifikanten Unterschied erkennen. Die mittleren Frachtrückhalte betragen 114,7 g/m² für Drosselabflussspenden von $q_d=0,01$ l/s·m² und 118,1 g/m² für $q_d=0,02$ l/s·m².

Bei den 1. HL-Versuchen wurden mittlere Frachtrückhalte von 120,9 g/m² festgestellt, die um 8 % höher als der mittlere Frachtrückhalt von 111,9 g/m² der 2. HL-Versuche sind. Eine mögliche Ursache könnte eine etwas schlechtere Sauerstoffversorgung im Filter beim 2. HL-Versuch sein, die auf eine noch nicht vollständige Regeneration schließen ließen. Die in Bild 6.1 und 6.3 dargestellten Sauerstoffkonzentrationen im Ablauf stützen diese These jedoch nicht eindeutig. Zumindest im 2. HL-Versuch der Säule B können über eine längere Spanne höhere Sauerstoffgehalte als beim 1. HL-Versuch dergleichen Säule beobachtet werden.

Bei der Säule C wurde explorativ das Infiltrat gesondert beprobt. Dabei war ein nennenswerter Abbau von Ammonium und CSB im Überstau festzustellen. Beim Ammonium lag der für die gesamte Säule ermittelte Wirkungsgrad mit 73 % im Bereich bekannter Werte. Infolge des hohen Wirkungsgrades im Überstau wurde das Substrat mit erheblich reduzierter Fracht beschickt und der Wirkungsgrad erreichte nur 59 %. Beim CSB waren ähnliche Verhältnisse zu erkennen. So wurden im 1. und 2. HL-Versuch Gesamtwirkungsgrade von 82,6 % und 80,1 % festgestellt, die jedoch mit 40,4 % und 49,2 % erheblich durch den Abbau im Überstau geprägt waren. Die Wirkungsgrade im Substrat lagen mit 77,3 % und 75,7 % nahezu gleich, jedoch unterhalb der bislang aus Säulen- oder Lysimeterversuchen bekannten Werte.

Überstau und Substrat sind als hintereinander geschaltete Reaktionsräume zu betrachten. Dem offensichtlich hohen Abbau im Überstau wurde im Zuge der Untersuchungsreihe mit dem Substrat DWAll vertieft nachgegangen und im Kapitel 6.3 gesondert besprochen.

Tabelle 6.1: Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für NH₄-N beim Substrat DWAI

Säule	Substrat	Versuch	q_d	Fracht			Frachtrückhalt			Wirkungsgrad		
				B_{Zu}	B_{Inf}	B_{Fil}	ΔB_R	ΔB_{ges}	ΔB_S	η_{ges}	η_R	η_S
	[-]	[-]	[l/s·m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[%]	[%]	[%]
C (KL)	DWAI	HL1	0,01	14,5	n.b.	4,5	n.b.	10,2	n.b.	70	n.b.	n.b.
C (KL)	DWAI	HL2	0,01	14,3	9,2	3,8	5,1	10,5	5,4	73	35	59
I (MS)	DWAI	HL1	0,01	14,3	nb	3,6	nb	10,7	nb	75	nb	nb
I (MS)	DWAI	HL2	0,01	14,8	nb	2,7	nb	12,0	nb	82	nb	nb
B (KL)	DWAI	HL1	0,02	14,5	nb	6,2	nb	8,2	nb	57	nb	nb
B (KL)	DWAI	HL2	0,02	14,7	nb	4,4	nb	10,3	nb	70	nb	nb
II (MS)	DWAI	HL1	0,02	14,3	nb	5,3	nb	8,9	nb	63	nb	nb
II (MS)	DWAI	HL2	0,02	14,3	nb	3,7	nb	10,5	nb	74	nb	nb

B = Fracht; Δ = Frachtrückhalt; η = Wirkungsgrad; .._{Zu} = Zulauf; .._{Inf} = Infiltrat; .._{Fil} = Filtrat; .._R = Retentionsraum; .._S = Substrat; .._{ges} = Versuchssäule; n.b.: nicht bestimmt, da keine Infiltratproben vorhanden

*1: identisch mit Zulauf, da kein Abbau im Retentionsraum

*2: kein Abbau im Retentionsraum

Tabelle 6.2: Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für CSB beim Substrat DWAI

Säule	Substrat	Versuch	q_d	Fracht			Frachtrückhalt			Wirkungsgrad		
				B_{Zu}	B_{Inf}	B_{Fil}	ΔB_R	ΔB_{ges}	ΔB_S	η_{ges}	η_R	η_S
	[-]	[-]	[l/s·m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[%]	[%]	[%]
C (KL)	DWAI	HL1	0,01	144,7	86,1	25,2	119,5	58,5	61,0	82,6	40,5	70,8
C (KL)	DWAI	HL2	0,01	133,2	67,6	26,4	106,7	65,5	41,2	80,1	49,2	60,9
I (MS)	DWAI	HL1	0,01	157,8	nb	42,5	115,3	nb	nb	73,1	nb	nb
I (MS)	DWAI	HL2	0,01	150,2	nb	32,8	117,4	nb	nb	78,2	nb	nb
B (KL)	DWAI	HL1	0,02	148,1	nb	20,9	127,2	nb	nb	85,9	nb	nb
B (KL)	DWAI	HL2	0,02	133,4	nb	29,0	104,4	nb	nb	78,2	nb	nb
II (MS)	DWAI	HL1	0,02	157,8	nb	36,3	121,5	nb	nb	77,0	nb	nb
II (MS)	DWAI	HL2	0,02	150,2	nb	31,1	119,2	nb	nb	79,3	nb	nb

B = Fracht; Δ = Frachtrückhalt; η = Wirkungsgrad; .._{Zu} = Zulauf; .._{Inf} = Infiltrat; .._{Fil} = Filtrat; .._R = Retentionsraum; .._S = Substrat; .._{ges} = Versuchssäule; n.b.: nicht bestimmt, da keine Infiltratproben vorhanden;

6.1.3 Ergebnisbewertung

Die Untersuchungsergebnisse beider Standorte lassen eine durchweg gute Reproduzierbarkeit erkennen. Die mittleren Frachtrückhalte unterscheiden sich an den Standorten KL und MS nur gering, beim $\text{NH}_4\text{-N}$ beträgt die Differenz nur +7 % und beim CSB ist die Differenz mit +3,2 % nicht signifikant.

Die erhöhte Drosselabflussspende $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ führt zu leicht erhöhten Konzentrationen von CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf. Die Unterschiede zu den Varianten mit der Drosselabflussspende $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ sind jedoch im Rahmen der prozessbedingten Streuung als unauffällig zu bewerten.

Bei $\text{NH}_4\text{-N}$ lassen die um 13 % geringeren Frachtrückhalte der Säulen mit höheren Drosselabflüssen dennoch einen signifikanten Einfluss der Abflusssdrosslung erkennen. Bei CSB ist dieser Unterschied nicht signifikant, da die Frachtrückhalte mit nur 3 % Differenz fast gleich sind. Die Sauerstoffgehalte im Ablauf der Säulen mit höheren Drosselabflüssen sind durchweg höher als bei geringeren Drosselabflussspenden, so dass im verlässlicheren Maße aerobe Verhältnisse im Filter angenommen werden können.

Die mittleren Frachtrückhalte der 1. HL- und 2. HL-Versuche unterschieden sich beim $\text{NH}_4\text{-N}$ um +14 % und beim CSB um -8 %. Eine denkbare Ursache ist eine noch bestehende Abhängigkeit der Anfangsbedingungen des 2. HL-Versuches vom 1. HL-Versuch infolge einer noch zu kurzen Regenerationsphase. Eine Verlängerung der Regenerationsphase kann Aufschluss geben, ob der Effekt kausal oder zufällig ist.

In der Versuchsserie mit dem Substrat DWAI wurde noch keine differenzierte Untersuchung des Überstaus und des Substrates als eigenständige Reaktionsräume durchgeführt. Die explorative Beprobung des Überstaus in einem Säulenversuch ließ dort jedoch einen nennenswerten Abbau von $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB erkennen. Dies wird bei der Untersuchung des Substrates DWAI vertieft untersucht und in Kapitel 6.3 zusammenfassend besprochen.

Die Wirkungsgrade des Substrates DWAI lagen für $\text{NH}_4\text{-N}$ bei 59 % (1 Versuch) und für CSB bei 70,8 % und 60,9 % jeweils mit einer Drosselabflussspende von $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$.

6.2 Einfluss der Abflusssdrosselung beim Substrat DWA II

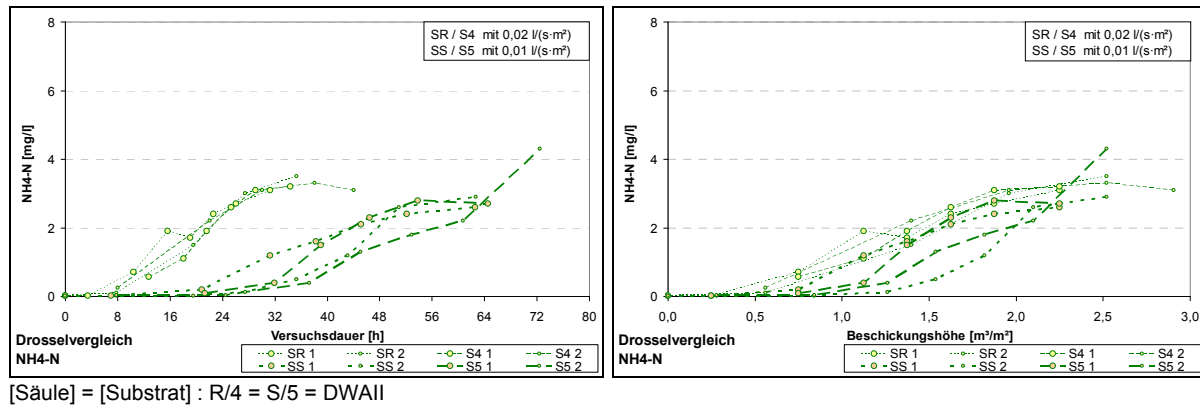
Die Untersuchungen am Substrat DWAI erfolgten in zwei unterschiedlichen Versuchsreihen, die in Tabelle 5.5 und 5.6 zusammenfassend dargestellt und in Kapitel 5 beschrieben sind. Im Gegensatz zum Substrat DWAI (Kapitel 6.1) wurde die Wiedereinfahrphase für das

Substrat DWAll geringfügig abgeändert. Die Säulen R (KL) und 4 (MS) wurden schon während der Einfahrphase mit der erhöhten Drosseleinstellung $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ betrieben. Die Vergleichssäulen S (KL) und 5 (MS) wurden während der gesamten Versuchsdauer wie beim Substrat DWAl mit $0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ gedrosselt. Die Ergebnisse der sind in Anlage Anhang 6 aufgeführt. Die Ergebnisse werden im Folgenden besonders unter den Aspekten der Reproduzierbarkeit und des Einflusses des Drosselabflusses besprochen.

6.2.1 Konzentrationen im Ablauf

Für **Ammonium** zeigt Bild 6.8 die Verläufe der Konzentrationen im Ablauf der Säulen. Die Ganglinie der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen zeigt nach 8 Stunden einen raschen Anstieg bis auf ein Endniveau von etwa $3,5 \text{ mg/l}$, das noch deutlich unter dem 6 mg/l des Beschickungswassers liegt. Ein ähnlicher, jedoch deutlich verlangsamter Konzentrationsverlauf ist bei der Drosseleinstellung $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ erkennbar. Das Endkonzentrationsniveau ist mit etwa $2,5 \text{ mg/l}$ geringer als bei der höheren Drosseleinstellung. Ein vollständiger Durchbruch ist bei beiden Varianten nicht erkennbar, so dass noch Sorptionsreserven vorhanden zu sein scheinen.

Der Verlauf der Konzentrationen abhängig von der Beschickungshöhe lässt erkennen, dass insbesondere in der ersten Beschickungsphase die Varianten mit geringeren Drosselabflüssen geringere Ablaufkonzentrationen erzielen. Die längere Aufenthaltszeit im Filter begünstigt offenkundig eine höhere Sorption des Ammoniums. Ab etwa $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Beschickungshöhe beginnt eine deutliche Zunahme der Konzentrationen im Ablauf der Säulen mit geringem Drosselabfluss. Offensichtlich unterliegt die Sorption einer unterschiedlichen Dynamik, die nicht nur einfach linear von der Filtergeschwindigkeit bzw. dem Drosselabfluss abhängt. Detaillierte Informationen zur schichtabhängigen Dynamik der Sorption geben die in Kapitel 9 dargestellten Nutschenversuche. Diese zeigen einen weitgehend homogenen Sorptionsverlauf von Ammonium über die gesamte Filterstrecke. Die bisherige Vorstellung, dass die sorbierte Ammoniumfracht von der oberen Filterzone nach unten hin abnimmt, konnte nicht verifiziert werden.



[Säule] = [Substrat] : R/4 = S/5 = DWAll

Bild 6.8: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf des Substrates DWAll bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen abhängig von Versuchsdauer und Beschickungshöhe

Bild 6.9 und Bild 6.10 zeigen anhand von 4 Säulen die Konzentrationsverläufe beider HL-Versuche für beide Drosseleinstellungen. Im Überstau der mit $q_d=0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ betriebene Säulen (Bild 6.9) findet eine deutliche Konzentrationsabnahme statt. Die beobachtete Ablaufkonzentration nähert sich der Überstaukonzentration vollständig oder approximativ an, so dass ein Durchbruchzustand vorliegt. Die mit $q_d=0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ betriebenen Säulen (Bild 6.10) wurde keine oder nur geringere Abnahme der Ammoniumkonzentration im Überstau beobachtet. Das bei den Säulen mit geringem Drosselabfluss beobachtete geringere Endniveau der Ablaufkonzentrationen ist demnach vornehmlich auf einen Abbau im Überstau zurückzuführen und nicht durch die Kinetik des Sorptionsprozesses zu begründen. Allerdings deutet sich im zweiten Hochlastversuch (Bild 6.7 rechts) der Säule mit höherem Drosselabfluss an, dass gegen Ende dieses Versuches auch hier die Überstauproben instabil werden und ein signifikanter Ammoniumdurchbruch stattfindet. Der signifikante Unterschied der Ablaufkonzentrationen der Säule 5 (1. und 2. HL) ist auf eine zu geringe Konzentration in einer der Teilbeschickungen zurückzuführen.

Grundsätzlich kann gezeigt werden, dass die höhere Drosselabflussspende $q_d=0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ Abbauprozesse im Überstau vermindert und infolgedessen eine höhere Filterbeschickung erzielt wird. Die mögliche Ursache für Abbauprozesse im Überstauwasser zeigt sich bei der Betrachtung der CSB- und Sauerstoffergebnisse.

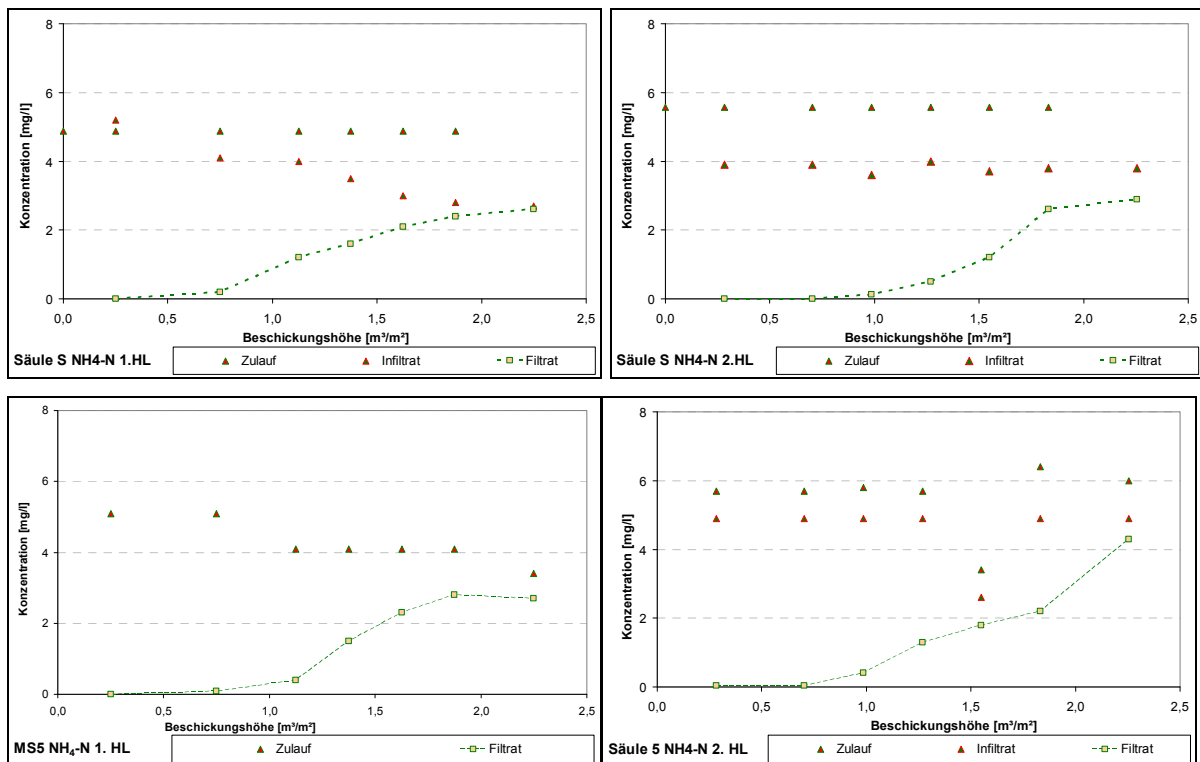


Bild 6.9: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates DWAll ($q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$, 1. und 2. HL-Versuch)

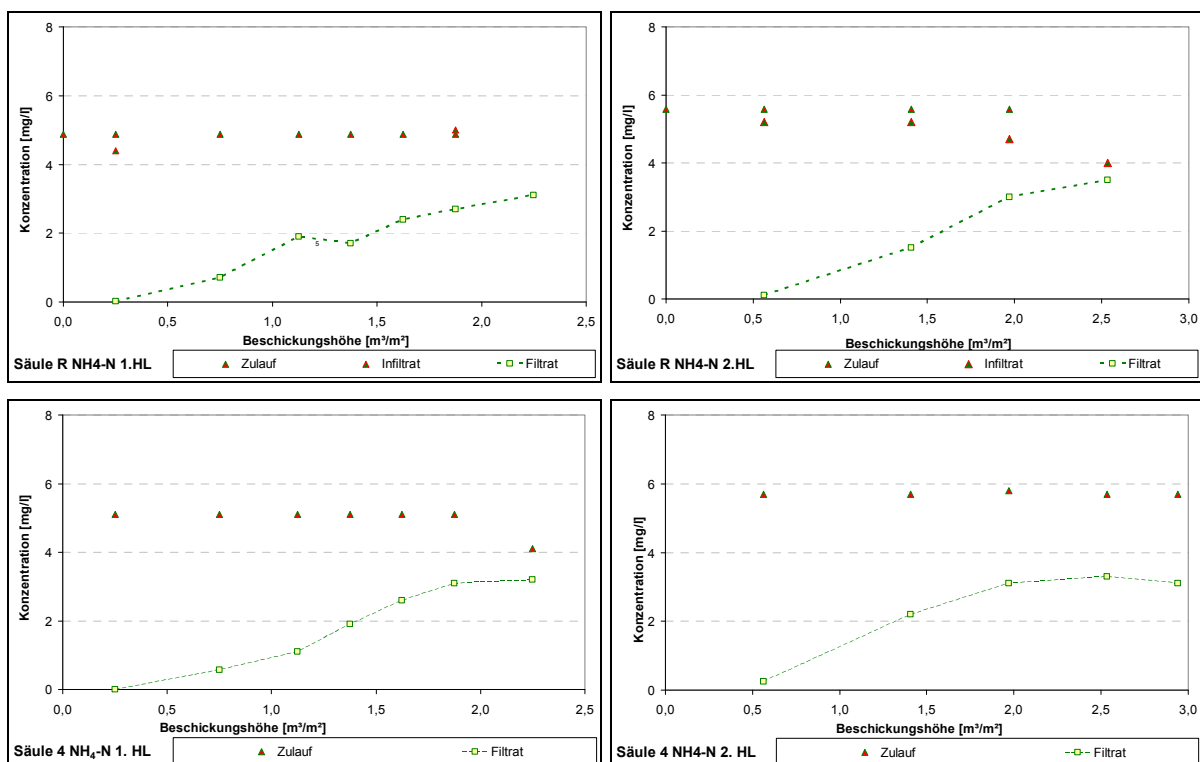


Bild 6.10: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates DWAll ($q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$, 1. und 2. HL-Versuch)

In Bild 6.11 und Bild 6.12 zeigen die Verläufe der S_{CSB} -Konzentrationen für beide Drosseleinstellungen und beide Hochlastversuche. Die CSB-Konzentrationen im Überstau der Säulen mit Drosselabflussspenden $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ (Bild 6.11) sind in allen HL-Versuchen instabil, wobei auch hier im 2. HL-Versuch eine noch deutlichere Abnahme der CSB-Überstaukonzentration als im 1. HL-Versuch zu beobachten ist. Bei höheren Drosselabflussspenden $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ sind die S_{CSB} -Konzentrationen im Überstau des 1. HL-Versuches weitgehend stabil, ähnlich wie bei $\text{NH}_4\text{-N}$. Erst im 2. HL-Versuch (Bild 6.12; oben rechts) sinken die S_{CSB} -Konzentrationen im Überstau deutlicher ab.

Es ist zu vermuten, dass infolge einer Animpfung des künstlichen Beschickungswassers aus dem oberen Substratbereich im 2. HL-Versuch wesentlich günstigere Startbedingungen für einen Substratabbau im Überstau geschaffen werden. Dieser Effekt tritt grundsätzlich bei beiden Drosseleinstellungen auf, ist aber bei geringen Drosselabflüssen stärker ausgeprägt. Aus Untersuchungen wird deutlich, dass der 2. HL-Versuch nicht unabhängig vom 1. HL-Versuch ist. Durch den Abbau der Konzentrationen im Überstau wird die Belastung des Filters vermindert, so dass im 2. HL-Versuch die Sollbelastung in der Regeln nicht erreicht wird. Ein höherer Drosselabfluss vermag den Effekt zu dämpfen, jedoch nicht zu vermeiden. Die Auswirkungen der unterschiedlichen Drosselungen auf die S_{CSB} -Konzentrationen im Ablauf sind insgesamt nicht sehr hoch. Daraus kann zusammen mit den Ergebnissen der Überstauproben geschlossen werden, dass in der schnellen Säule im Filterkörper mehr Sauerstoff als in der langsamen Säule verbraucht wird. Auf diesen Effekt deuten auch die gleichen Sauerstoffverläufe im Ablauf beider Drosselvarianten beim Substrat DWAI (Bild 6.7) hin.

Zusammenfassend ist zu folgern, dass die Verweildauer des Zulaufwassers im Überstau vor der Infiltration entscheidend für die Stabilität der Konzentrationen im Überstau ist. Damit hat die Drosseleinstellung einen entscheidenden Einfluss auf die Verhältnisse im Überstau, nicht jedoch auf die Ablaufkonzentrationen.

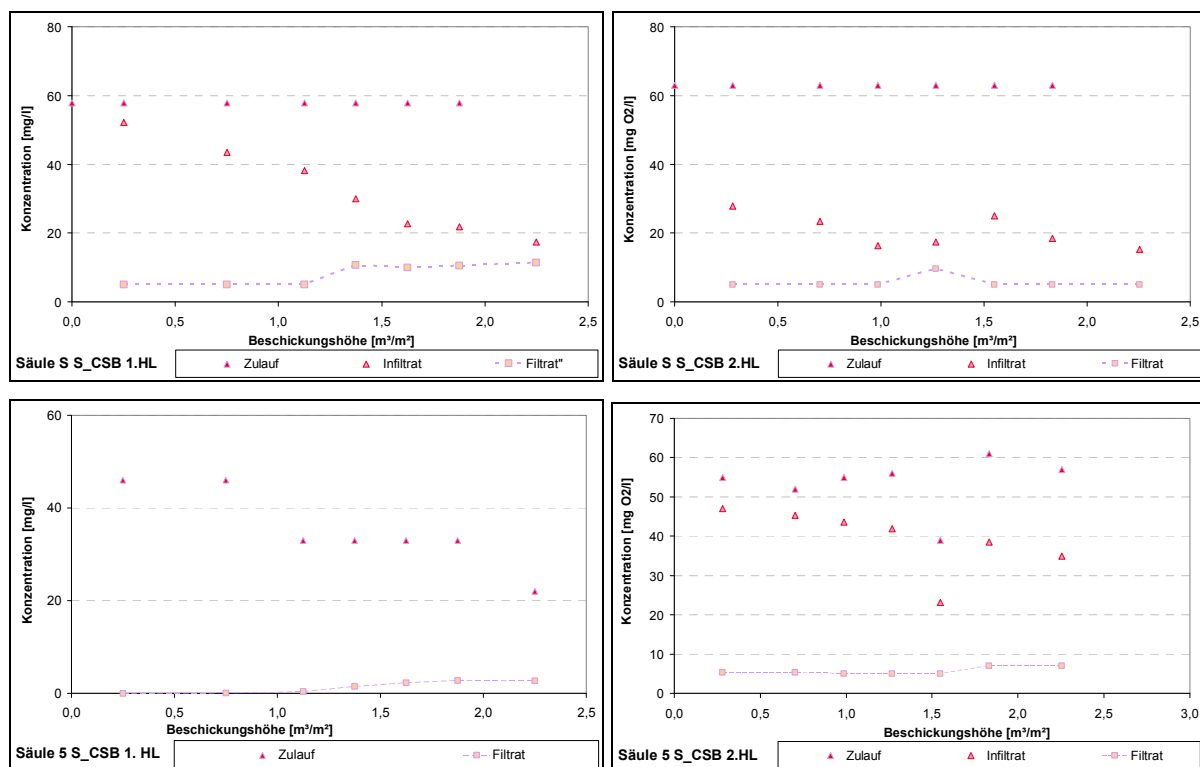


Bild 6.11: Verlauf der S_{CSB} -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates DWAll ($q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$, 1. und 2. HL-Versuch)

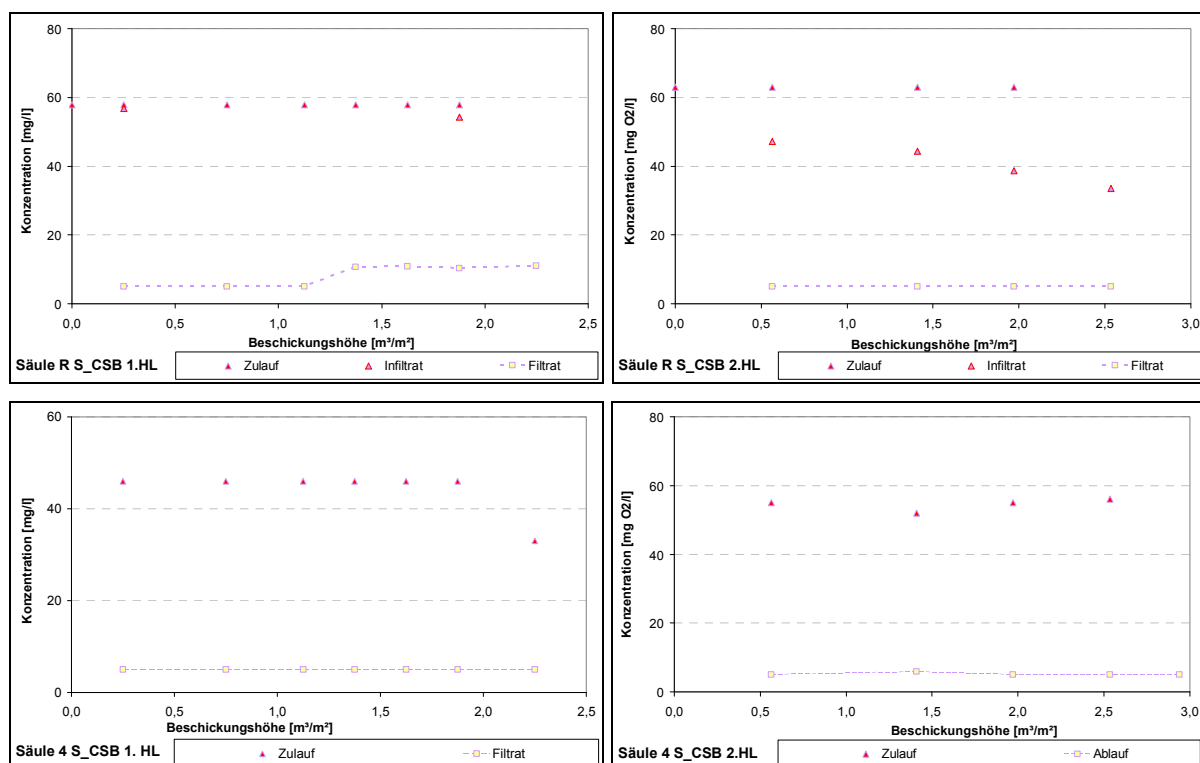


Bild 6.12: Verlauf der S_{CSB} -Konzentrationen in Zulauf, Überstau und Ablauf des Substrates DWAll ($q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$, 1. und 2. HL-Versuch)

6.2.2 Frachtbilanzen für Ammonium und CSB

Tabelle 6.3 und Tabelle 6.4 fassen die Frachten von Zulauf, Infiltrat und Filtrat für die Hochlastversuche mit dem Substrat DWAll zusammen. Weiterhin sind Frachtrückhalte und Wirkungsgrade dargestellt. Diese Kennwerte sind bei Säulen mit separater Beprobung des Infiltrates für die Reaktionsräume „Überstau“ und „Substrat“ getrennt ausgewiesen.

Für den Parameter **Ammonium** ergaben die Untersuchungen am Standort KL und MS mittlere Frachtrückhalte von 9,9 g/m² bzw. 9,4 g/m². Sie unterschieden sich somit mit etwa 5 % nur sehr wenig. Die Wirkungsgrade von 66-80 % für die Säule und 66-70 % für das Substrat liegen unterhalb bislang ermittelter Werte.

Die Frachtrückhalte der Säulen mit höheren Drosselabflussspenden $q_d=0,02$ l/s·m² liegen im Mittel bei 9,8 g/m² und damit um etwa 3 % über dem Mittelwert 9,5 g/m² der Säulen mit $q_d=0,01$ l/s·m². Deutlich unterschiedlich sind die Frachtrückhalte im Substrat mit 6,9 g/m² bei geringen Drosselabflüssen und 8,6 g/m² bei hohen Drosselabflüssen. Die Wirkungsgrade des Substrates sind hingegen unabhängig vom Drosselabfluss und liegen in vier Versuchen bei 66 % und in einem Versuch bei 70 %. Im Gegensatz zum Substrat DWAI beeinflusst der Drosselabfluss die Reinigungsleistung der gesamten Säule beim Substrat DWAll nur unmaßgeblich und die des Substrates nicht. Die in der Sieblinie näherungsweise gleichen Substrate unterscheiden sich nur im Carbonatgehalt (DWAI: 12,7 %, DWAll: 33,9 %), so dass substratbedingte Ursachen zur Erklärung wenig beitragen können.

Aufschlussreich sind die detaillierten Untersuchungen der TU KL an Säule S mit $q_d=0,01$ l/s·m² und Säule R mit $q_d=0,02$ l/s·m². Beide Säulen haben ähnliche Gesamtfrachtrückhalte, die sich jedoch unterschiedlich auf die beiden Reaktionsräume aufteilen. Beim geringeren Drosselabfluss ist ein nennenswerter Frachtrückhalt im Überstau zu beobachten, der zur Verringerung der Infiltratfracht in das Substrat führt. Folglich ist der Frachtrückhalt im Substrat auch geringer als in Säule R. Säule R weist keinen oder nur geringen Frachtrückhalt im Überstau auf, so dass infolge der höheren Infiltratfracht im Substrat auch höhere Frachtrückhalte zu verzeichnen sind. Der höhere Drosselabfluss halbiert die Aufenthaltszeit in der Säule, so dass die Abbauprozesse im Überstau minimal sind.

Die Frachtrückhalte der Säulen im 1. HL-Versuch betragen im Mittel 8,2 g/m² und im 2. HL-Versuch 11,1 g/m². Die Wirkungsgrade der Substrate hingegen liegen im Bereich 66-70 % nahe beieinander. Es ist zu vermuten, dass im 2. HL-Versuch eine Animpfung des Überstaus mit Nitrifikanten aus der oberen Zone des Filtersubstrates erfolgte, so dass eine erhöhte Nitrifikation im Überstau stattfand. Die im Bereich von 66-70 % liegenden Wirkungsgrade des Substrates sind hingegen unabhängig von der Reihenfolge der Versuche. Offensichtlich ist der Zusammenhang zwischen Frachtrückhalt und Reihenfolge der Versuche ein den Abbauprozessen im Überstau zuzuschreibender experimenteller Artefakt.

Für **CSB** ergaben sich Frachtrückhalte in der Spanne 62,3-125,0 g/m² und Wirkungsgrade von 82,9-90,8 %. Diese Werte liegen im zu erwartenden Bereich. Am Standort MS erfolgte eine Beschickung an zwei Säulen mit zu geringen Konzentrationen des Beschickungswassers. Die Daten der beiden Säule 5 HL1 und Säule 4 HL1 wurden daher in den folgenden Angaben nicht berücksichtigt.

Die Untersuchungen in KL und MS unterscheiden sich bei mittleren Frachtrückhalten von 124,2 g/m² und 122,7 g/m² mit 1,2 % unsignifikant. Dies gilt auch für die mittleren Wirkungsgrade beider Standorte mit 88,3 % und 87,9 %. Systematische Unterschiede der Untersuchungen an beiden Standorten sind also sehr unwahrscheinlich.

Hinsichtlich der Drosselabflussspenden waren keine Unterschiede der mittleren Frachtrückhalte der Säule zu erkennen. Sie betragen 123,5 g/m² für Drosselabflussspenden von $q_d=0,01$ l/s·m² und 124,0 g/m² für $q_d=0,02$ l/s·m². Der Frachtrückhalt im Überstau von Säulen mit geringem Drosselabfluss ist mit Wirkungsgraden von 23,3 % bis 62,3 % erheblich. In Säule R mit einer Drosselung von $q_d=0,02$ l/s·m² wurden im Überstau Wirkungsgrade von 4,0 % und 24,9 % beobachtet.

Die jeweils 1. HL-Versuche ergaben mittlere Frachtrückhalte von 125,0 g/m², die um 1,5 % nur unsignifikant höher als der mittlere Frachtrückhalt von 123,1 g/m² der 2. HL-Versuche sind. Betrachtet man die Frachtrückhalte und Wirkungsgrade des Überstaus, so fällt auf, dass in Säule S und R jeweils die 2. HL-Versuche deutlich höhere Werte aufweisen. Dies stützt die Vermutung, dass infolge von Inkubation auf dem Filtermaterial die biochemischen Prozesse im Überstau deutlich günstigere Startbedingungen vorfinden und folglich höheren Frachtabbau bewirken. Die bereits beim Ammonium aufgezeigte Bewertung als experimenteller Artefakt wird beim CSB belegt.

Tabelle 6.3: Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für NH₄-N beim Substrat DWAll

Säule	Versuch	q_d	Fracht			Frachtrückhalt			Wirkungsgrad		
			B_{Zu}	B_{Inf}	B_{Fil}	ΔB_{ges}	ΔB_R	ΔB_S	η_{ges}	η_R	η_S
		[l/s·m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[%]	[%]	[%]
S (KL)	HL1	0,01	12,2	9,3	3,2	9,0	2,9	6,1	74	24	66
S (KL)	HL2	0,01	14,2	9,7	2,9	11,3	4,5	6,8	80	32	70
5 (MS)	HL1	0,01	10,5	nb	3,0	7,6	nb	nb	72	nb	Nb
5 (MS)	HL2	0,01	14,2	11,8	4,1	10,2	2,4	7,7	71	17	66
R (KL)	HL1	0,02	12,2	12,2 * ¹	4,1	8,1	0,0 ²	8,1	66	0	66
R (KL)	HL2	0,02	15,7	13,7	4,6	11,1	2,0	9,1	71	13	66
4 (MS)	HL1	0,02	12,3	nb	4,1	8,2	nb	nb	67	nb	nb
4 (MS)	HL2	0,02	17,7	nb	6,0	11,7	nb	nb	66	nb	nb

B = Fracht; Δ = Frachtrückhalt; η = Wirkungsgrad; .._{Zu} = Zulauf; .._{Inf} = Infiltrat; .._{Fil} = Filtrat; .._R = Retentionsraum; .._S = Substrat; .._{ges} = Versuchssäule; n.b.: nicht bestimmt, da keine Infiltratproben vorhanden;

*¹: identisch mit Zulauf, da kein Abbau in Retentionsraum;

*²: kein Abbau im Retentionsraum;

Tabelle 6.4: Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für S_CSB beim Substrat DWAll

Säule	Versuch	q_d	Fracht			Frachtrückhalt			Wirkungsgrad		
			B_{Zu}	B_{Inf}	B_{Fil}	ΔB_{ges}	ΔB_R	ΔB_s	η_{ges}	η_R	η_s
		[-]	[l/s·m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[%]	[%]	[%]
S (KL)	HL1	0,01	144,7	87,0	19,8	125,0	57,7	67,3	86,3	39,9	77,3
S (KL)	HL2	0,01	136,6	51,4	12,5	124,1	85,1	38,9	90,8	62,3	75,7
5 (MS)	HL1	0,01	75,1	nb	12,8	62,3	nb	nb	82,9	nb	nb
5 (MS)	HL2	0,01	135,8	104,2	14,4	121,4	31,6	89,8	89,4	23,3	86,1
R (KL)	HL1	0,02	144,7	139,0	19,8	125,0	5,8	119,2	86,3	4,0	85,8
R (KL)	HL2	0,02	136,6	102,5	13,8	122,8	34,0	88,8	89,9	24,9	86,6
4 (MS)	HL1	0,02	108,7	nb	12,5	96,2	nb	nb	88,5	nb	nb
4 (MS)	HL2	0,02	137,0	nb	12,9	124,0	nb	nb	90,6	nb	nb

B = Fracht; Δ = Frachtrückhalt; η = Wirkungsgrad; .._{Zu} = Zulauf; .._{Inf} = Infiltrat; .._{Fil} = Filtrat; .._R = Retentionsraum; .._s = Substrat; .._{ges} = Versuchssäule; n.b.: nicht bestimmt, da keine Infiltratproben vorhanden;

6.2.3 Ergebnisbewertung

Die Reproduzierbarkeit der Untersuchungsergebnisse beider Standorte ist gut. Die mittleren Frachtrückhalte an den Standorten KL und MS differieren mit +5 % beim NH₄-N gering und +1,2 % beim CSB unsignifikant.

Die erhöhte Drosselabflussspende $q_d=0,02$ l/s·m² ergibt für NH₄-N mit 3,5 mg/l ein höheres Endniveau als bei der Drosselabflussspende $q_d=0,01$ l/s·m² mit 2,5 mg/l. Wie eine differenzierte Betrachtung der Frachtbilanzen zeigt, ist dies jedoch nicht auf eine höhere Reinigungsleistung des Substrates zurückzuführen, sondern auf eine geringere Beschickung der stärker gedrosselten Säulen. Ursache ist ein signifikanter Abbau im Überstau, der bei den stärker gedrosselten Varianten aufgrund der höheren Aufenthaltszeiten höher ist. Beim CSB treten wechselnde Endkonzentrationen bis zu 10 mg/l in den Abläufen auf, deren Unterschiede nicht den Drosselabflüssen systematisch zuzuordnen sind.

Bei NH₄-N lassen die um 3 % geringeren Frachtrückhalte der Säulen mit höheren Drosselabflüssen keinen signifikanten Einfluss der Abflussdrosslung erkennen. Beim CSB sind die Frachtrückhalte beider Drosselabflüsse gleich.

Die mittleren Frachtrückhalte der 1. und 2. HL-Versuche unterscheiden sich für die gesamte Säule beim NH₄-N um -35 % erheblich und beim CSB um +1,5 % unsignifikant. Die Anfangsbedingungen des 2. HL-Versuches werden vom 1. HL-Versuch mit geprägt. Der Abbau findet jedoch in den beiden Reaktionsräumen statt, so dass diese Angaben noch

keine ausreichend differenzierte Antwort auf die Frage nach der Unabhängigkeit beider Versuche gibt.

Die Untersuchungen am Substrat DWAI offenbarten in einer explorativen Untersuchung, dass im Überstau in nennenswertem Umfang Abbauprozesse stattfinden. Diese wurden im Rahmen der Versuche mit dem Substrat DWAI vertieft untersucht. Das synthetisch hergestellte Beschickungswasser wird nach Befüllung der Säule aus dem oberen Filtermaterial mit Mikroorganismen „infiziert“, so dass im Überstau über der Säule in zunehmendem Maße Abbauprozesse stattfinden. Dies führt zu einer Minderung der Frachtbelastung der Säulen. Die Säulen sind somit in die beiden Reaktionsräume „Überstau“ und „Substrat“ zu unterteilen. Die Konzentrationen des Infiltrates sind gesondert zu erfassen. Die Wirkungsgrade für die Säule insgesamt, für den Retentionsraum und für das Substrat können separat angegeben werden. Der Frachtabbau im Retentionsraum ist bei geringen Drosselabflussspenden aufgrund der längeren Aufenthaltszeiten höher als bei den höheren Drosselabflussspenden $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$.

Das Substrat DWAI erbrachte bei $\text{NH}_4\text{-N}$ Wirkungsgrade von zweimal 66 % und 70 % bei $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ und zweimal 66 % bei $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$. Für den Parameter CSB betrugen die Wirkungsgrade 77,3 %, 75,7 % und 86,1 % bei $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ und 85,8 % und 86,6 % bei $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$. Bei $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde demnach keine Abhängigkeit zwischen Wirkungsgrad und Drosselabfluss festgestellt. Beim CSB führt der erhöhte Drosselabfluss zu höheren Wirkungsgraden des Substrates.

6.3 Einfluss der Abflussdrosselung auf den Überstau

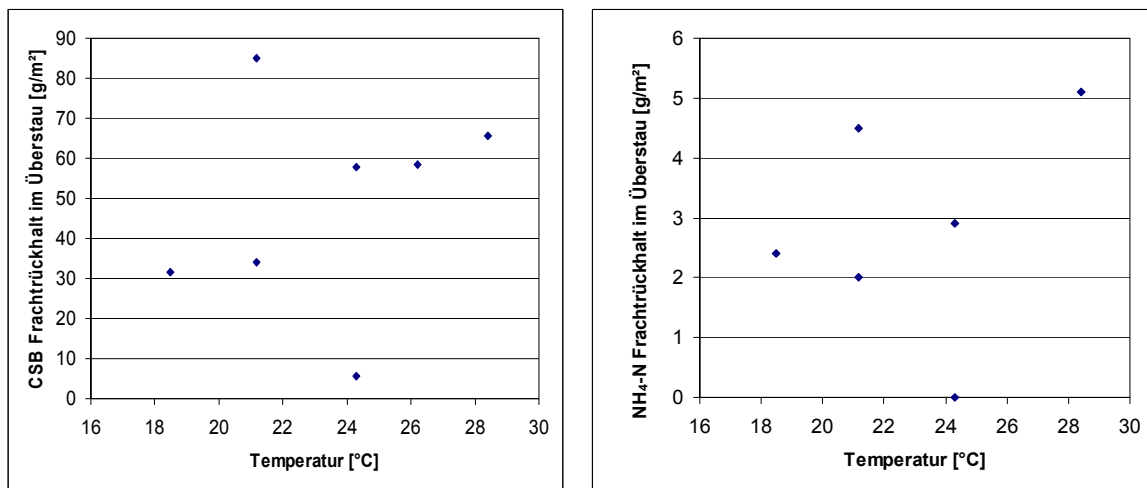
Die Kapitel 6.1 und 6.2 dargelegten Untersuchungen verdeutlichen, dass im Überstau der Säulen in nennenswertem Maße Abbauprozesse stattfinden können.

Dies soll in diesem Kapitel gesondert dargelegt werden, da Konsequenzen für die Durchführung der Prüfversuche und der Wirkungsgradaussagen bisheriger Untersuchungen auftreten. Tabelle 6.5 fasst die Frachtrückhalte im Überstau aus den betreffenden Versuchen zusammen.

Tabelle 6.5: Frachtrückhalte im Retentionsraum

Säule	Substrat	Versuch	q_d	T	ΔB_R	
					CSB	NH ₄ -N
			[l/s m ²]	[°C]	[g/m ²]	[g/m ²]
5 (MS)	DWAI	HL2	0,01	18,5	31,6	2,4
S (KL)	DWAI	HL2	0,01	21,2	85,1	4,5
S (KL)	DWAI	HL1	0,01	24,3	57,7	2,9
C (KL)	DWAI	HL1	0,01	26,2	58,5	n.b.
C (KL)	DWAI	HL2	0,01	28,4	65,5	5,1
R (KL)	DWAI	HL2	0,02	21,2	34,0	2
R (KL)	DWAI	HL1	0,02	24,3	5,8	0

Die Daten indizieren, dass der Frachtrückhalt bei Drosselabflussspenden $q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ mit Mittelwerten von 60 g/m^2 für CSB und $3,7 \text{ g/m}^2$ für NH₄-N erkennbar höher als die Werte im Überstau der mit $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ geringer gedrosselten Säulen liegt. Neben der Abhängigkeit vom Drosselabfluss besteht eine Abhängigkeit von der Temperatur, die in Bild 6.13 dargestellt ist. Offenkundig beeinflusst also die Aufenthaltsdauer und die Temperatur den Abbau im Überstau, was bei biologischen Prozessen zu erwarten ist. Da ein synthetisches Zugabewasser verwendet wurde, scheidet eine Impfung durch abwasserbürtige Mikroorganismen aus. Daher ist sehr wahrscheinlich, dass die Impfung durch Mikroorganismen aus der oberen Filterzone erfolgt.

**Bild 6.13: Abhängigkeit des Abbaus von CSB und NH₄-N im Überstau von der Temperatur**

Bei der Untersuchung des Substrates DWAI wurden die Sauerstoffgehalte im Überstau kontinuierlich gemessen (Bild 6.8). Der Sauerstoffgehalt im Überstau der Säule (C) mit

$q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ stärker gedrosselten Säule (Bild 6.14, links) sinkt tendenziell schneller ab als in der Säule (B) mit der höheren Drosselabflussspende $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$.

Der zwischenzeitliche Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen im Überstau der Säule C ist auf eine frische Beschickung mit sauerstoffreichem Zulaufwasser zurückzuführen. Allerdings unterschieden sich die Ergebnisse beider Hochlastversuche für Säule (C) mit $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$. So ist der Sauerstoffrückgang im Überstau beim 2. Hochlastversuch deutlich stärker ausgeprägt als beim 1. Hochlastversuch. Das Beschickungswasser trifft im 2. Hochlastversuch offensichtlich auf Bedingungen im Überstau der Säule, die günstiger für einen schnelleren biologischen Abbau sind. Diese Annahme wird unterstützt durch die Beobachtung, dass es beim 1. Hochlastversuch zu deutlichen Kolmationseffekten durch ein starkes Biomassewachstum kam. Insofern sind die Hochlastversuche für die mit $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ stärker gedrosselte Säule (C) nicht gut reproduzierbar.

Dies stellt sich anders bei der schnelleren DrosselEinstellung ($q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) dar. Hier sinken die Sauerstoffgehalte im Überstau nicht so schnell ab. Auch die Ergebnisse beider Hochlastversuche stimmen trotz der in diesen Versuchen noch geringen Datenlage besser überein als dies bei der Drosselabflussspende von $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ der Fall ist.

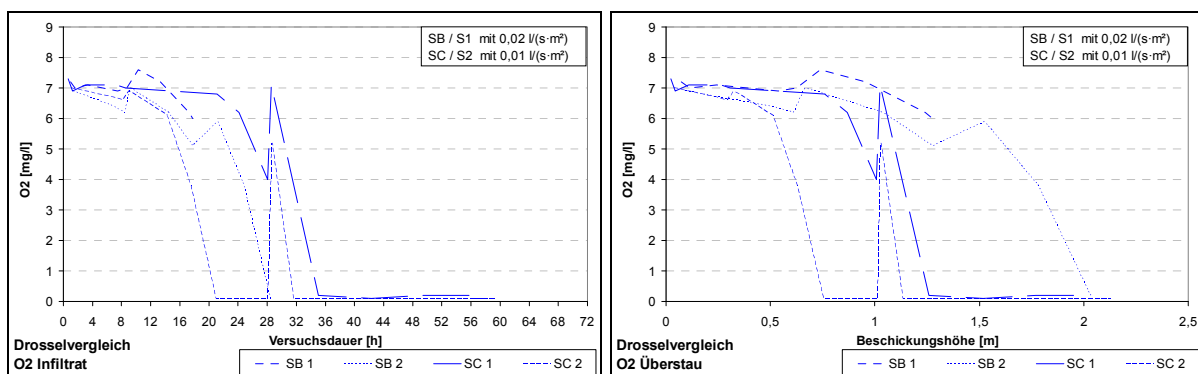


Bild 6.14: Verlauf der Sauerstoff-Konzentrationen im Überstau von Säulen mit dem Substrat DWAI bei unterschiedlichen Drossel-Einstellungen (TU KL)

Die Untersuchungen des Substrates DWAI bestätigen tendenziell die Vorgänge im Überstau anhand der Sauerstoffmessungen im Überstau (Bild 6.15). Obwohl die Konzentrationen bedingt durch die Beschickung in Intervallen sehr stark variieren, lassen sich doch Trends ablesen. Analog zum Substrat DWAI (siehe Bild 6.14) sinken die Sauerstoffgehalte im Überstau tendenziell stärker bei der Standarddrosselung $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ ab. Dabei fällt auf, dass beim 2. Hochlastversuch der Sauerstoffgehalt in noch größerem Ausmaß abnimmt. Es wird vermutet, dass es aus der Oberfläche des Filtersubstrat zur Animpfung des synthetischen Beschickungswassers im Überstau kommt. Bei der höheren Drosselabflussspende $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ sind die Sauerstoffgehalte im Überstau bei beiden Hochlastversuchen stabiler, so dass eine geringere Zehrungsaktivität angenommen werden kann.

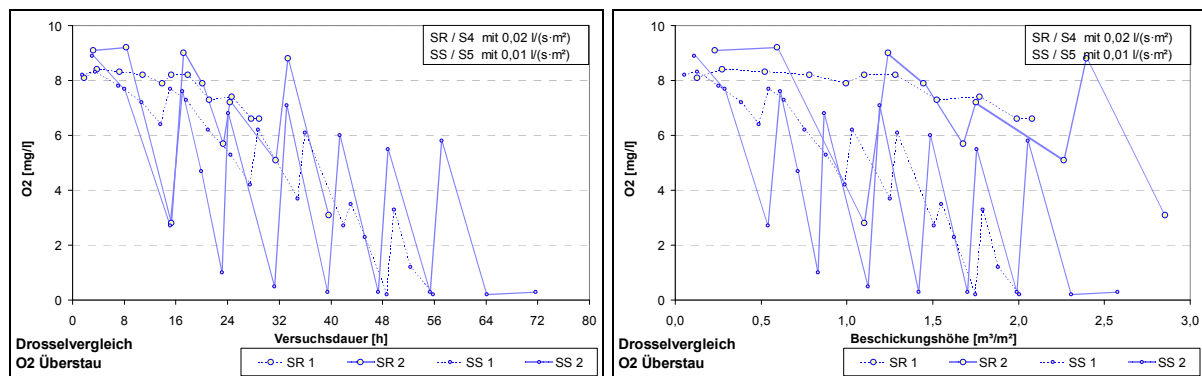


Bild 6.15: Verlauf der Sauerstoff-Konzentrationen im Überstau von Säulen mit dem Substrat DWAI bei unterschiedlichen DrosselEinstellungen (TU KL)

Die Untersuchungen belegen klar, dass auch künstliches Beschickungswasser in nennenswertem Maße Abbauvorgängen im Überstau der Säulen unterliegt. Diese lassen sich durch Wahl eines normierten Bereiches der Umgebungstemperatur für die Versuche eingrenzen. Vermeiden lassen sich die Prozesse nicht, da die Animpfung durch die Filterbiozönose selbst erfolgt.

Ein Eignungsnachweis für Substrate muss demnach das Infiltrat kurz vor Eintritt in den Filter beproben, um die Abbauprozesse im Überstau aus der Beurteilung der Prozesse, Frachtrückhalte und Wirkungsgrade der Filtersubstrate trennen zu können.

Durch die Wahl der höheren Drosselabflussspende $q_d=0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ lässt sich der Abbau im Überstau nicht vermeiden, jedoch aufgrund der halbierten Aufenthaltszeiten deutlich einschränken. Damit erhalten die Filtersubstrate auch höhere Beschickungsfrachten. Zudem scheint eher gewährleistet, dass im Filter ausreichende Sauerstoffverhältnisse vorliegen, so dass konsistentere Randbedingungen für den Eignungsnachweis vorliegen.

Die Problematik des Überstaus wurde in einer weiteren Versuchsreihe untersucht, die in Kapitel 7 dargestellt ist.

6.4 Fazit zum Einfluss des Drosselabflusses

Die Untersuchungen zum Einfluss des Drosselabflusses wurden mit den Substraten DWAI und DWAI durchgeführt, die beide den Anforderungen des technischen Regelwerkes entsprechen.

Die Untersuchungsergebnisse der beiden Standorte TU KL und FH MS unterschieden sich nur wenig. Bei $\text{NH}_4\text{-N}$ betrugen die Differenzen der mittleren Frachtrückhalte 7 % bei DWAI und 5 % bei DWAI. Die Differenzen der mittleren Frachtrückhalte beim CSB wurden bei DWAI mit 3,2 % und 1,2 % bei DWAI ermittelt. Große systematische Abweichungen traten

zwischen beiden Standorten nicht auf, so dass von einem konsistenten Prüfvorgang auszugehen ist.

Die Varianten mit höherem Drosselabfluss ließen anhand des Verlaufs der O_2 -Konzentrationen im Filterablauf erkennen, dass das Substrat länger und verlässlicher über eine ausreichende Sauerstoffversorgung verfügte. Damit sind aerobe Verhältnisse im Substrat als wichtige Randbedingung eines homogenen Versuchsablaufes besser gewährleistet als bei Säulen mit geringem Drosselabfluss.

An beiden Standorten trat in unterschiedlichem Maße ein Abbau von NH_4 -N und CSB im Überstau auf. Da künstlich erstelltes Beschickungswasser verwendet wurde, kann nur aus der oberen Filterzone eine Inkubation des Überstaus durch Mikroorganismen erfolgen. Da der Abbau bei den 2. Hochlastversuchen jeweils größer als beim 1. Hochlastversuch war, ist von einer stärkeren Inkubation auszugehen, die zu günstigeren Startbedingungen der Populationsentwicklung im Überstau führen. Bei den Säulen mit Drosselabflussspenden $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ war der Abbau stärker ausgeprägt als bei den Säulen mit $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$. Der höhere Drosselabfluss dämpft demnach den Abbauprozess durch die nur halb so große Aufenthaltszeit im Vergleich zum geringen Drosselabfluss.

Der Überstau und das Substrat sind als zwei hintereinander geschaltete Reaktionsräume zu verstehen. Der Abbau im Überstau mindert die Beschickungsfracht des Substrates. Die obere Substratschicht ist offensichtlich Quelle einer Inkubation des synthetisch hergestellten Beschickungswassers.

Für eine sachgerechte Stoffbilanz und Bewertung der Substrate ist die Beprobung des Infiltrates knapp oberhalb der Substratoberfläche unabdingbar. Die Zudosierung des Beschickungswassers in kleineren Einzelgaben sowie eine Begrenzung der Umgebungstemperatur der Säulen können hilfreiche flankierende Maßnahmen sein.

Für eine Substratbewertung ist der Wirkungsgrad des Substrates eine wichtige Kenngröße. Die Untersuchungen am Substrat DWAll zeigten bei NH_4 -N Wirkungsgrade von im Mittel 67 % unabhängig vom Drosselabfluss. Beim CSB traten bei geringen Drosselabflüssen mit im Mittel 79,1 % geringere Wirkungsgrade auf als bei höheren Drosselabflüssen mit einem mittleren Wirkungsgrad von 86,2 %. In allen Fällen ist die Werteanzahl jedoch noch zu gering, um eine endgültige Aussage zu den Auswirkungen des Drosselabflusses auf den Wirkungsgrad des Substrates zu machen.

Der höhere Drosselabfluss $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ führte in allen Versuchen zu einer Minderung des Abbaus im Überstau und vermutlich auch zu einer besseren Sauerstoffversorgung im Filter. Damit gestattet er eine bessere Reproduzierbarkeit des Versuchsablaufes. Im technischen Regelwerk wird diese Drosselabflussspende auch empfohlen, wenn das Substrat die Anforderung der Kornzusammensetzung einhält. Da im Zuge der Substratprüfungen zumindest eine Gleichwertigkeit des zu prüfenden Substrates nachzuweisen ist, kann auch

bei erfolgreich geprüften Substraten mit der höheren Drosselabflussspende im großtechnischen Betrieb gearbeitet werden. Die Wahl der Drosselabflussspende $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ für den zu entwickelnden Eignungsnachweis hat somit verfahrensimmanente Vorteile und im großtechnischen Einsatz begründbare Vorzüge. Sollte es bei weiteren Untersuchungen hingegen zu deutlichen Minderleistungen der Substrate bei höheren Drosselabflüssen kommen, wäre diese Empfehlung zu überdenken.

In Kapitel 7 wird eine weitere Untersuchungsabfolge dargestellt, die systematisch die Erkenntnisse aus den Kapitel 4, 5 und 6 zusammenfasst und die entwickelte Prüfmethodik anhand des Substrates DWAll verifiziert.

7 Säulenversuche zur Überprüfung der Handlungsanleitung zur Substratprüfung

An der FH MS wurde aufbauend auf den Erkenntnissen der in Kapitel 4, 5 und 6 dargestellten Untersuchungen eine weitere Versuchserie an 6 (bzw. 5) Säulen zur Überprüfung des Eignungsnachweises durchgeführt. Für eine Handlungsanleitung zur Eignungsprüfung von Substraten ist eine Differenzierung von **Zulauf** (auf die Versuchssäule aufgegebenes Beschickungswasser) und **Infiltrat** (in das Substrat infiltrierende Wasser) unerlässlich, um die Reinigungsleistung eines Substrates beurteilen zu können.

Um einen möglichen Einfluss der Drosselabflussspende auf die Stabilität des Überstauwassers untersuchen zu können sowie eine optimierte Versuchsdurchführung zu testen, wurde an der FH MS dieses zusätzliche Versuchsprogramm durchgeführt.

Im Einzelnen wurden folgende Punkte untersucht:

- o Einfluss der Drosselabflussspende q_d auf die Stabilität des Überstauwassers, mit vier Varianten der Drosselabflussspende
- o unterschiedliche Strategien für die Beprobung des Überstauwassers
- o Möglichkeiten zur Optimierung der Versuchsdurchführung sowie der Probenahmeintervalle

7.1 Methodik der Säulenversuche

Da die Methodik der Säulenversuche in weiten Teilen denen der vorangegangenen Versuche gleicht, sollen hier im Wesentlichen die Änderungen und Unterschiede dargestellt werden. In den übrigen Fällen wird auf die entsprechenden Kapitel verwiesen.

7.1.1 Säulenaufbau

Für die Untersuchung wurden an der Fachhochschule Münster sechs Säulen betrieben. In alle Versuchssäulen war das Regelsubstrat DWAll eingebaut. Die Substrateigenschaften sind in Kapitel 5.1.1 dargestellt. Es wurden die drei Säulen der FH MS (4, 5 und 9) weiter verwendet und durch drei Versuchssäulen (10, 11 und 12) mit frisch eingebautem Substrat ergänzt. Der Einbau der drei neuen Säulen entsprach dem Filtereinbau der alten Säulen (4, 5, 9). Nach der Konsolidierung und dem Einbau der Kiesschutzschicht wurden das effektive Porenvolumen sowie der Durchlässigkeitsbeiwert der einzelnen Säulen ermittelt.

7.1.2 Einfahrphase

Die Versuchsbedingungen der Einfahrphase wurden weitgehend von den vorhergehenden Versuchsreihen übernommen. Die Zusammensetzung des Beschickungswassers blieb ebenfalls unverändert (siehe Kapitel 4.1.3.1). Die Einfahrphase wurde auf 6 Beschickungen² im Abstand von 3 bzw. 4 Tagen (2-mal wöchentlich) festgelegt. In der Einfahrphase wurden alle Säulen mit der Drosselabflusspende $q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ betrieben.

Aus der Erfahrung der Standardisierung der Handlungsanleitung (Kapitel 4.1.3.4) war bekannt, dass etablierte Säulen auch nach einer Trockenphase von mehreren Monaten in einer 2- bis 3-wöchigen Wiedereinfahrphase (5 bis 6 Beschickungen) reaktiviert werden können. In der Einfahrphase der Verifikation (Kapitel 5.1.3.1) zeigte sich eine beginnende Etablierung der Filterbiozönose bereits nach 3 bis 4 Wochen. Daher wurde für die Reaktivierung der Säulen 4, 5, 9 eine Wiedereinfahrphase von 6 Beschickungen durchgeführt. Die Filter der Säulen 10, 11 und 12 erfuhren ebenfalls nur 6 Beschickungen und keine übliche Einfahrphase mit 15 Beschickungen, daher kann hier lediglich von einer Animpfung der Filtersubstrate gesprochen werden.

Dies führt zu einer Unterscheidung in „alte“ (4, 5, 9) und „neue“ (10, 11, 12) Säulen, wobei die Vorbelastung der alten Säulen einer Beschickungshöhe von $13,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ entspricht, mit den entsprechenden stofflichen Belastungen wie in Kapitel 5 beschrieben.

Aus Bild 7.1 geht hervor mit welchen Beschickungshöhen die einzelnen Säulen vor und während dieser Versuchsphase beaufschlagt wurden. Des Weiteren sind die Trockenphasen zu erkennen. In dieser Versuchsphase wurden die Säulen mit insgesamt $14,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Beschickungshöhe belastet.

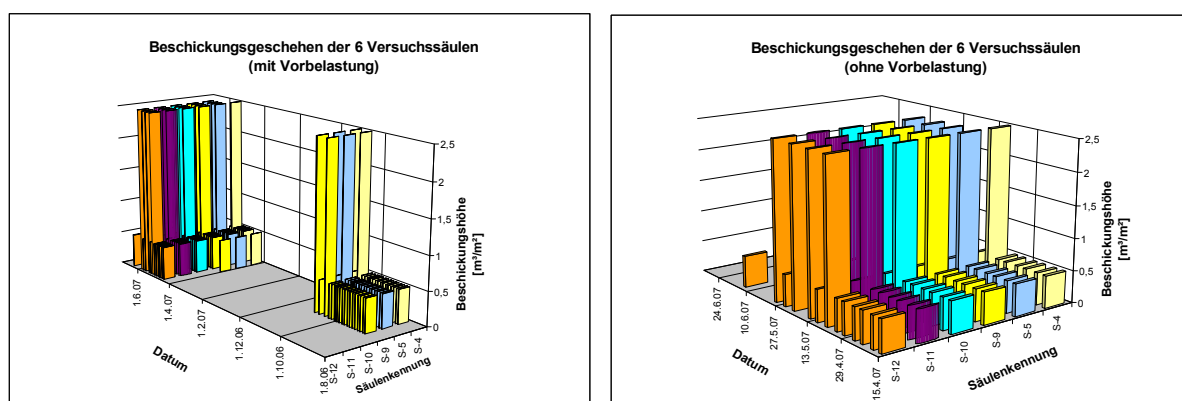


Bild 7.1: Beschickungsgeschehen der 6 Versuchssäulen mit den entsprechenden Beschickungshöhen (links: mit Vorbelastung; rechts: ohne Vorbelastung)

² Einfahrphase wurde aus Zeitgründen stark verkürzt durchgeführt und ist mit den entsprechenden Nachteilen und Unsicherheit verbunden.

Tabelle 7.1: Zusammenstellung durchgeführter Säulenversuche an der FHM am Substrat DWA II (Überprüfung) mit Angaben zum verwendeten Substrat, Beprobungsstrategie u. a.

Projekt/ Kapitel	Untersuchungsphase	Substrate	Drosselung qd [l/s·m²]	Säulen- konzeption	Filtratbeprobung		Bearbeitungs- zeitraum	vorwiegendes Untersuchungsziel
BOFIEIG 2								
Kap. 7.1.2	X. Einfahrphase (0,5 m³/m²) (konditioniertes Beschickungswasser)	DWA II	alle 0,01	5, (6) Säulen DWA II (4,5,9,10, 11, 12)	X		04-05/07	Testung Drosselab- flussspende Beprobungsstrategie Beschickungsstrategie
Überprüfung Kap. 7.2.2	XI. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWA II	4,12,9: 0,02 5: 0,03 10: 0,04 11: 0,05	6 Säulen DWA II (4,5,9,10, 11, 12)	X		05-06/07	Testung Drosselab- flussspende Beprobungsstrategie Beschickungsstrategie
	Zwischenbeschickung (0,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)				X		05-06/07	
Kap. 7.2.2	XI. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWA II	12,9: 0,02 5: 0,03 10: 0,04 11: 0,05	5 Säulen DWA II (5,9,10, 11, 12)	X		05-06/07	Testung Drosselab- flussspende Beprobungsstrategie Beschickungsstrategie
Kap. 7.2.2	XII. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWA II	12,9: 0,02 5: 0,03 10: 0,04 11: 0,05	5 Säulen DWA II (5,9,10, 11, 12)	X		05-06/07	Testung Drosselab- flussspende Beprobungsstrategie Beschickungsstrategie
	Zwischenbeschickung (0,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)				X		05-06/07	
Kap. 7.2.2	XII. Hochlastbeschickung (2,5 m³/m²) (künstliches Beschickungswasser)	DWA II	12,9: 0,02 5: 0,03 10: 0,04 11: 0,05	5 Säulen DWA II (5,9,10, 11, 12)	X		05-06/07	Testung Drosselab- flussspende Beprobungsstrategie Beschickungsstrategie

7.1.3 Prüfphase 1 und 2

Die im Rahmen der Überprüfung der Handlungsanleitung durchgeführten Hochlast- und Normallastversuche sind in zwei Prüfphasen (Prüfphase 1 und 2) gegliedert. Die zwei Prüfphasen sind getrennt durch eine kurze Trockenphase von 1 Woche. Die 6 Säulen, die in der Einfahrphase mit konditioniertem Beschickungswasser beaufschlagt und mit der Drosselabflussspende $q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ betrieben wurden, werden für die folgenden HL und NL auf höhere Drosselabflussspenden eingestellt. Die Drosslung der einzelnen Säulen ist in Tabelle 7.2 dargestellt.

Tabelle 7.2: Drosselabflussspenden der einzelnen Säulen

q_d [l/s·m ²]	Einfahrphase	Prüfphasen Säulenbezeichnung	letzter NL
0,01	4, 5, 9, 10, 11, 12	-	-
0,02	-	(4) ¹⁾ 9, 12	5, 9, 10, 11, 12
0,03	-	5	-
0,04	-	10	-
0,05	-	11	-

¹⁾ Die Säule 4 wurde nur bis zum 1. NL –Versuch der 1. Prüfphase betrieben

Aufgrund der unterschiedlichen Drosseleinstellungen kommt es zu einem deutlich aufwendigeren Versuchsablauf. Da die Probenahme stets manuell erfolgt, ist die Durchführung eines Hochlastversuchs von ca. 40 Stunden Zeitaufwand (Tabelle 7.3) sehr personalaufwendig, dies wird durch die Probenahmeintervalle (Tabelle 7.5) deutlich.

Tabelle 7.3: Versuchsvarianten und resultierende Versuchs- und Überstaudauer

		Varianten der Drosselabflussspende q_d				
Absenkung / Volumen / Dauer	Einheit	0,01 ¹⁾	0,02 ²⁾	0,03	0,04	0,05
		[l/s·m ²]	[l/s·m ²]	[l/s·m ²]	[l/s·m ²]	[l/s·m ²]
Absenkung in der Säule	[m/h]	0,036	0,072	0,108	0,144	0,180
Ablauf der Säule	[l/h]	1,02	2,04	3,06	4,08	5,10
Versuchsdauer HL (2,5 m ³ /m ²)	[h:mm]	70:00	35:00	23:20	17:30	14:00
Überstaudauer HL (2,5 m ³ /m ²)	[h:mm]	63:52	31:56	21:17	15:58	12:46
Versuchsdauer NL (0,5 m ³ /m ²)	[h:mm]	14:00	07:00	04:40	03:30	02:48
Überstaudauer NL (0,5 m ³ /m ²)	[h:mm]	6:55	3:27	2:18	1:43	1:23

¹⁾ diese Drosselabflussspende wurde nur in der Einfahrphase (für alle Säulen) verwendet

²⁾ diese Drosselabflussspende wurde beim letzten NL für alle Säulen verwendet

7.1.4 Beprobungsstrategien

Es wurden vier Strategien der Überstauabeprobung untersucht:

- Stichprobe vor Überstauende
- Ganglinie aus Stichproben
- Integrale Beprobung von Ablaufanfang bis Überstauende (Mischprobe)
- Ganglinie aus integralen Proben (Mischproben)

Diese sind folgend kurz charakterisiert und werden bereits bezüglich der Aussagekraft einschätzend bewertet.

Stichprobe vor Überstauende

Bei der Stichprobe vor Überstauende ist es möglich, unter Verwendung von Zulauf- und Infiltratprobe ($c_{\max}$ und $c_{\min}$) eine lineare Interpolation der infiltrierenden Fracht zum Zeitpunkt t durchzuführen. Somit können Filtratfrachten und Infiltratfrachten gegenüber gestellt werden. Problematisch ist dabei die Annahme eines linearen Abbaus im Retentionsraum. Sollte dieser nichtlinear sein, und erst gegen Überstauende sein Maximum erreichen, wird bei der Stichprobe vor Überstauende die tatsächlich infiltrierende Fracht und somit die Reinigungsleistung des Substrats unterschätzt.

Ganglinie aus Stichproben

Bei der Beprobung des Infiltrats als Ganglinie aus Stichproben entsprechen die Vor- und Nachteile prinzipiell der Stichprobe vor Überstauende. Auch hier werden $c_{\min}$ und $c_{\max}$ ermittelt, aus denen eine mittlere Infiltratkonzentration berechnet werden kann.

Der Vorteil dieses Verfahrens liegt in der höheren Informationsdichte. Da die Stichproben jeweils kurz vor der Filtratprobe gewonnen werden, ist die Ermittlung einer mittleren Infiltratfracht für jedes Probenahmeintervall möglich. Somit ist jeder Filtrat- eine Infiltratprobe gegenübergestellt und die Leistungsgrenze eines Substrats ist anhand einer Durchbruchkurve deutlich exakter zu identifizieren.

Integrale Beprobung von Ablaufanfang bis Überstauende (Mischprobe)

Bei der integralen Mischprobe vom Ablaufanfang bis zum Überstauende wird das Infiltrat kontinuierlich über die gesamte Überstauzeit hinweg beprobt. Als Ergebnis erhält man eine Mischprobe, die Auskunft über die Infiltratfracht als Summe gibt.

Eine zeitdiskrete Auflösung der jeweils infiltrierenden Fracht und ein Abgleich mit den als Ganglinien beprobten Filtratfrachten ist nicht möglich, da nur zwischen $c_{\max}$ (Zulauf) und c_{mittel} (integrale MP des Infiltrats) unterschieden wird. Die Identifizierung von Leistungsgrenzen eines Substrates wird dadurch erschwert und kann nur unscharf bestimmt werden.

Ganglinie aus integralen Proben (Mischproben)

Die Beprobung einer Ganglinie anhand von integralen Mischproben gibt exakt Auskunft über die Infiltratfracht im entsprechenden Zeitintervall. Eine Umrechnung ist hier nicht mehr nötig. Da die Beprobung in den gleichen Intervallen der Filtratbeprobung durchgeführt wird, kann das Leistungsvermögen eines Substrates exakt ermittelt werden.

Die jeweils angewandte Beprobungsstrategie ist in Tabelle 7.4 zusammengestellt. Es sind alle Versuche mit den Beschickungshöhen und der durchgeführten Beprobung aufgeführt.

Tabelle 7.4: Beprobungsstrategie – Säulenversuche zur Überprüfung der Handlungsanleitung

	Versuch	Beschickungshöhe [m ³ /m ²]	Beprobungsstrategie		
			Zulauf	Infiltrat	Filtrat
Einfahrphase	NL E 1	0,5	1 SP	1 SP vor ÜE	1 GMP nach AE
	NL E 2	0,5	1 SP	1 SP vor ÜE	1 GMP nach AE
	NL E 3	0,5	2 SP	GL aus 3 SP alle 2 h	1 GMP nach AE
	NL E 4	0,5	2 SP	GL aus 3 SP alle 2 h	1 GMP nach AE
	NL E 5	0,5	2 SP	1 SP vor ÜE	1 GMP nach AE
	NL E 6	0,5	2 SP	GL aus 2 SP	1 GMP nach AE
Prüfphase 1	1. HL	2,5	5 SP	GL aus 3 SP: 1. PN vor 1. Filtrat PN 2. PN vor 4. Filtrat PN 3. PN vor 6. Filtrat PN	GL aus 7 GMP
	NL 1	0,5	1 SP	1 SP vor ÜE	1 GMP nach AE
	2. HL	2,5	5 SP	1 integrale MP von AA bis ÜE	GL aus 7 GMP
Prüfphase 2	3. HL	2,5	5 SP	GL aus 6 SP: PN vor Filtrat PN	GL aus 7 GMP
	NL 2	0,5	2 SP	1 MP vor ÜE	1 GMP nach AE
	4. HL	2,5	5 SP	GL aus 6 MP: PN von/ bis Filtrat PN	GL aus 7 GMP
	NL 3	0,5	2 SP	1 SP vor ÜE	1 GMP nach AE

NL E = Normallastversuch der Einfahrphase; NL = Normallastversuch; HL = Hochlastversuch; PN = Probenahme;

GL = Ganglinie GMP = Gesamtmischprobe; MP = Mischprobe; SP = Stichprobe; AA = Ablaufanfang; AE = Ablaufende;

ÜE = Überstauende

Beprobungsstrategien der Einfahrphase

In der Einfahrphase wurden Zulauf (Beschickungswasser) als Stichprobe (SP) und Filtrat (Abläufe der Säulen) als Gesamtmischproben (GMP) beprobt. Die Beprobung des Infiltrats (Überstauwasser) wurde als Stichprobe (SP) vor dem Ende des Überstaus (ÜE), sowie als Ganglinie (GL) aus 3 Stichproben (SP) realisiert. Nähere Angaben sind in Tabelle 7.4 zusammengefasst.

Beprobungsstrategien der Prüfphasen

In den Prüfphasen wurde der **Zulauf** mittels Stichproben beprobt. Da die Beschickungswassermenge von 254 Liter (für einen Hochlastversuch an 6 Säulen) in 3 Behältern angesetzt wird, sind insgesamt 5 Proben genommen worden.

Aufgrund der Abbauprozesse im Retentionsraum wurde zusätzlich das Infiltrat beprobt. Hier galt es, ein optimales Verfahren zu finden, um eine exakte Interpretation der Daten zu ermöglichen. Daher wurden in der Prüfphase mehrere Strategien der Beprobung verfolgt. Für alle Beprobungsvarianten war die Art der Probengewinnung identisch.

Die Beprobung des **Infiltrats** wird in der Mitte der Säule, in 5 cm Höhe über der Kiesschutzschicht beprobt. In Bild 7.2 rechts ist die Situation in der Säule dargestellt. Die Skizze in Bild 7.2 Mitte visualisiert die horizontale Anströmung des zu beprobenden Mediums, die zwecks Vermeidung von Störeffekten vorzusehen ist. Bild 7.2 mitte zeigt Partikel im Probenahmeschlauch der später nicht mehr verwendeten Säule 4. Die Beprobung wird mittels Schlauchquetschpumpen durchgeführt. Somit können problemlos Stichproben, integrale Mischproben sowie Ganglinien aus Stich- bzw. integralen Mischproben vom Infiltrat gewonnen werden. Das Probenvolumen des Überstauwassers wurde jeder Beschickung hinzugefügt, um die vorgesehene Infiltratfracht nicht durch die Probenahme zu reduzieren. Die Probenahmestrategie der einzelnen Versuche ist Tabelle 7.4 zu entnehmen.

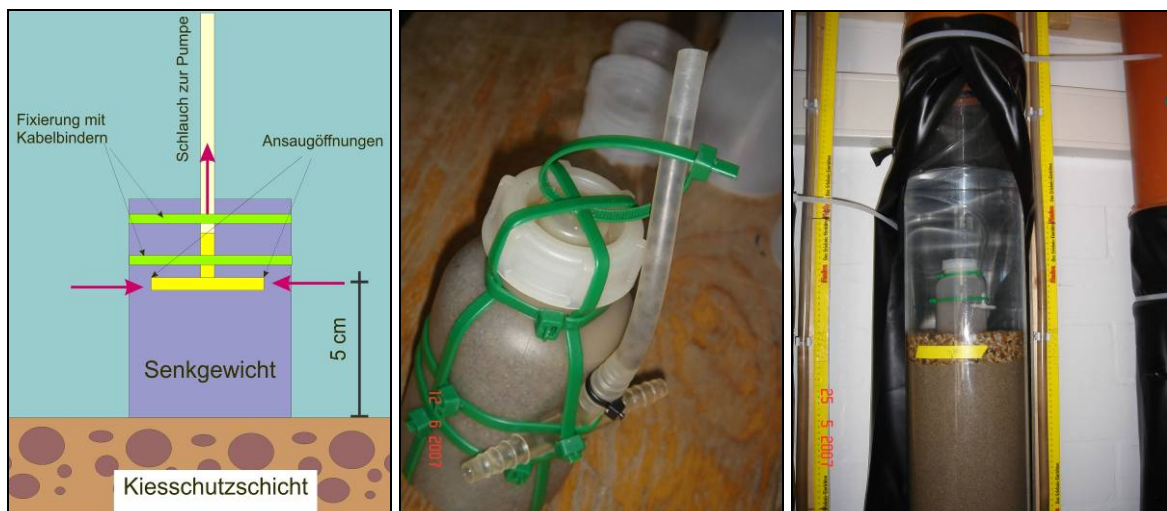


Bild 7.2: Realisierung der Beprobung des Infiltrats im Retentionsraum

Die Beprobung des Infiltrats erfolgte zum einen in Anlehnung an die Ganglinienbeprobung (jeweils 5 Minuten vor Probenahme) zum anderen wurde abhängig von der jeweils verfolgten Probenahmestrategie vor Neubeschickung und / oder vor Überstauende beprobt.

Die Beprobung des **Filtrats** wurde bei den Normallastversuchen nach Ablaufende durchgeführt und eine Gesamtmischprobe (GMP) gezogen. Während der Hochlastversuche erfolgte eine Ganglinienbeprobung. Aus den unterschiedlichen Drosselabflussspenden (Tabelle 7.2) resultieren auch unterschiedliche Probenahmezeiten, da die Probenahmeintervalle volumendiskretabhängig von der Beschickungshöhe sind. Die bereits bei den Hochlastversuchen der Verifikation (Kapitel 5.1.3.2) verwendeten Probenahmeintervalle wurden auch für die hier durchgeführten Hochlastversuche realisiert (siehe Tabelle 7.5).

Tabelle 7.5: Probenahmeintervalle für Filtrat - Ganglinienbeprobung bei Hochlastversuchen

Probennummer	Beschickungs- höhe [m ³ /m ²]	Drosselabflussspende q_d				
		[l/s·m ²]	[l/s·m ²]	[l/s·m ²]	[l/s·m ²]	[l/s·m ²]
		0,01 ¹⁾	0,02	0,03	0,04	0,05
		Probenahmeintervalle				
		[h:mm]	[h:mm]	[h:mm]	[h:mm]	[h:mm]
1. PN	0,50	14:00	7:00	4:40	3:30	2:48
2. PN	0,50	14:00	7:00	4:40	3:30	2:48
3. PN	0,25	7:00	3:30	2:20	1:45	1:24
4. PN	0,25	7:00	3:30	2:20	1:45	1:24
5. PN	0,25	7:00	3:30	2:20	1:45	1:24
6. PN	0,25	7:00	3:30	2:20	1:45	1:24
7. PN	0,50	14:00	7:00	4:40	3:30	2:48
Summe	2,50	70:00	35:00	23:20	17:30	14:00

¹⁾ Drosseleinstellung wurde im Rahmen dieses Kapitels nicht mehr für Hochlastversuche verwendet, wird aus Gründen der Vollständigkeit aber mit aufgeführt

Obgleich sämtliche Probenahmen durchgeführt wurden, sind nicht alle Proben auch der nasschemischen Analytik zugeführt worden. Vielmehr wurde eine dem Informationsbedarf angemessene Selektion an Proben analysiert, um den Analytikaufwand zu beschränken.

7.1.5 Versuchsauswertung

Um die große Anzahl an Proben effizient mit maximalem Informationsgewinn auswerten zu können, wurde das bereits zum Teil in Kapitel 4, 5 und 6 angewandte Auswerteverfahren benutzt und ergänzt. Die Auswertung der Versuchsergebnisse soll im Folgenden konkretisiert und im Hinblick auf die Handlungsanleitung formalisiert werden.

Wie bei der Diskussion der Versuchsergebnisse der Entwicklung und der Verifikation der Handlungsanleitung sind auch hier neben den gemessenen Größen wie Säulengeometrie,

Volumen und Konzentrationen die berechneten Größen wie Wirkungsgrade, Frachten, Frachtrückhalte etc. für eine Beurteilung von Filtersubstraten von immenser Bedeutung.

Im Einzelnen werden die Konzentrationen, die Frachten, die Frachtrückhalte und die Frachtwirkungsgrade ermittelt.

Zur Bilanzierung des Frachtrückhalts eines Filtermaterials wird zwischen Zulauffracht und Infiltratfracht differenziert, um die Reaktionsräume Retentionsraum und Filterstrecke unterscheiden zu können. Zu Berechnung des Frachtrückhalts des Substrats wird daher die Filtratfracht von der Infiltratfracht subtrahiert. Die einzelnen Bilanzierungsgrößen werden wie folgt berechnet.

Für die Berechnung des Frachtrückhalts des Filtermaterials wird nicht die Zulauffracht sondern die infiltrierende Fracht verwendet, so dass eine klare Trennung der Reaktionsräume Retentionsraum und Filterstrecke erzielt wird.

Die Zulauffracht B_{Zu} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Zu} = \frac{C_{Zu} \cdot V_{Zu}}{A_F \cdot 1000} \quad \text{Gl.7.1}$$

mit C_{Zu} [mg/l] Zulaufkonzentration

V_{Zu} [l] Zulaufvolumen

A_F [m²] Filterfläche

Die Infiltratfracht B_{Inf} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Inf} = \frac{C_{Inf} \cdot V_{Inf}}{A_F \cdot 1000} \quad \text{Gl.7.2}$$

mit C_{Inf} [mg/l] Infiltratkonzentration

V_{Inf} [l] Infiltratvolumen

A_F [m²] Filterfläche

Die Filtratfracht B_{Fil} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Fil} = \frac{C_{Fil} \cdot V_{Fil}}{A_F \cdot 1000} \quad \text{Gl.7.3}$$

mit C_{Fil} [mg/l] Filtratkonzentration

V_{Fil} [l] Filtratvolumen

A_F [m²] Filterfläche

Der Frachtrückhalt des Substrats B_S ist die Differenz aus Infiltratfracht B_{Inf} und Filtratfracht B_{Fil} . Der Frachtrückhalt des Retentionsraums B_R ist die Differenz aus Zulauffracht B_{Zu} und infiltrierender Fracht B_{Inf} . Der gesamte Frachtrückhalt der Versuchssäule B_{ges} ist die Differenz aus Zulauffracht B_{Zu} und Filtratfracht B_{Fil} .

Aus dieser differenzierten Betrachtung ergeben sich drei Wirkungsgrade, wobei der Wirkungsgrad des Substrats für die Beurteilung des zu prüfenden Substrats entscheidend

η_R [%] Wirkungsgrad des Retentionsraums

η_{ges} [%] Wirkungsgrad der gesamten Versuchssäule

Berechnung der Wirkungsgrade für alle Proben eines Hochlastversuchs wird aus den Frachtsummen der einzelnen Frachten wie folgt ermittelt:

$$\eta_S = \frac{\sum B_{Inf} - \sum B_{Fil}}{\sum B_{Inf}} \cdot 100 \quad \text{Gl.7.4}$$

$$\eta_R = \frac{\sum B_{Zu} - \sum B_{Inf}}{\sum B_{Zu}} \cdot 100 \quad \text{Gl.7.5}$$

$$\eta_{ges} = \frac{\sum B_{Zu} - \sum B_{Fil}}{\sum B_{Zu}} \cdot 100 \quad \text{Gl.7.6}$$

mit η_S [%] Wirkungsgrad des Substrats

η_R [%] Wirkungsgrad des Retentionsraums

η_{ges} [%] Wirkungsgrad der gesamten Versuchssäule

Die Wirkungsgrade der Frachtsummen dienen dem direkten Vergleich von Hochlastversuchen anhand mittlerer Wirkungsgrade des jeweiligen Versuchs.

7.2 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

7.2.1 Ergebnisse der Einfahrphase

Die Ergebnisse der Einfahrphase mit Normallastversuchen (NL) und einer für alle Säulen gleichen Drosselabflusspende $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ werden anhand der Konzentrationen für die Parameter S_{CSB} und $\text{NH}_4\text{-N}$ detailliert dargestellt. Die Frachten und Wirkungsgrade (Parameter CSB , S_{CSB} und $\text{NH}_4\text{-N}$) der Säulen in der Einfahrphase sind im Anhang 7.1 zusammenfassend dargestellt.

7.2.1.1 S_{CSB} -Konzentrationen

Die Beprobung des Infiltrats wurde in der Einfahrphase vornehmlich zur Optimierung und Effizienzsteigerung des Vorgangs der Infiltratbeprobung im Retentionsraum durchgeführt. Die Analyse eines Teils der gewonnen Proben zeigte erwartete Abbauvorgänge im Überstauwasser. In der Einfahrphase sind diese Abbauvorgänge ein Resultat der Zusammensetzung des Beschickungswassers mit der ortsspezifischen Biozönose.

In Bild 7.3 sind die S_{CSB} Konzentrationen dargestellt, die Filtratkonzentrationen liegen ab dem 26.04. (4. Beschickung) im Bereich der Nachweisgrenze (5 mg/l). Die Wirkungsgrade des Substrats (Anhang 7.1) liegen ca. bei 90 % der infiltrierten Fracht. Die Säule 5 fällt hier mit einem Wirkungsgrad von < 20 % aus dem Rahmen. Dies ist nicht eine Folge der Minderleistung des Substrats, sondern durch die geringe Infiltratfracht (6 mg/l) zu begründen.

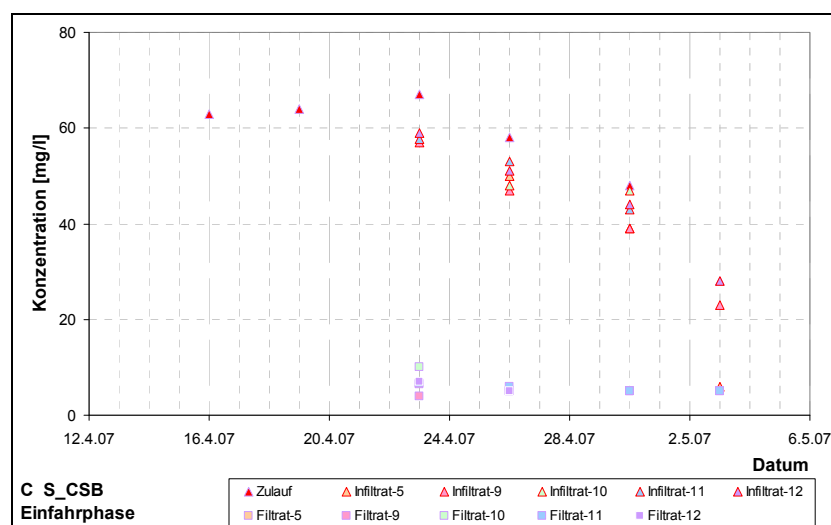


Bild 7.3: S_{CSB} -Konzentrationen von Zulauf, Infiltrat und Filtrat in der Einfahrphase

7.2.1.2 $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen

In Bild 7.4 sind die Ammonium-Stickstoff Konzentrationen dargestellt. Die Filtratkonzentrationen liegen auch hier im Bereich der Nachweisgrenze (0,02 mg/l), die aber vor allem von den neu eingebauten Substrat-Säulen nicht erreicht wird. Dies zeigt, dass die Säulen noch nicht vollends eingefahren sind. Mit Filtratkonzentrationen von 0,03 bis 0,04 mg/l wurde jedoch ein ausreichender Rückhalt an $\text{NH}_4\text{-N}$ erzielt (Wirkungsgrade um 99 bis 100 %, siehe Anhang 7.1 um mit den Versuchen fortzufahren.

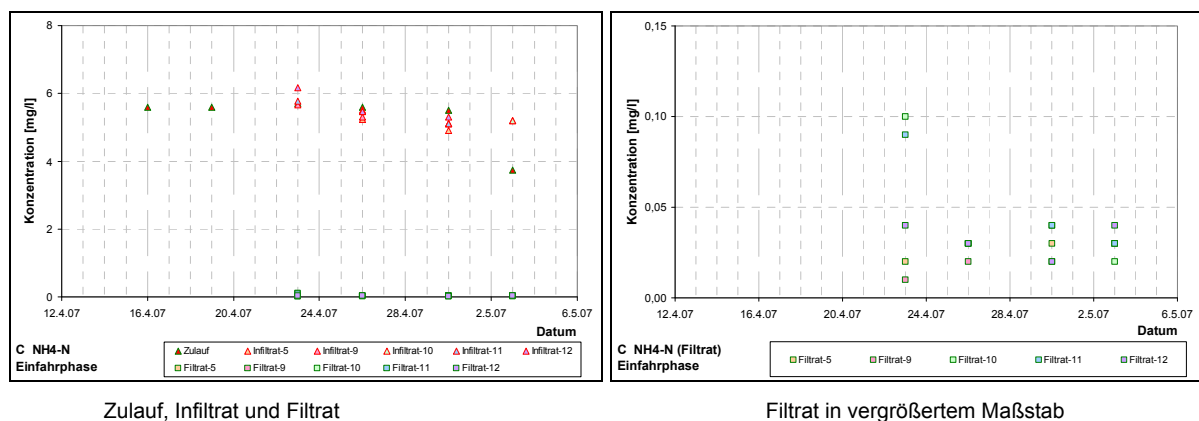


Bild 7.4: $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen von Zulauf, Infiltrat und Filtrat in der Einfahrphase

7.2.2 Ergebnisse der Hochlastversuche der Prüfphasen

Ein Schwerpunkt der Überprüfung der Handlungsanleitung liegt in der Erfassung von Abbauvorgängen im Überstauwasser und der differenzierten Betrachtung von Zulauf und Infiltrat. Tabelle 7.6 erinnert an die Strategie zur Infiltratbeprobung während der 4 HL-Versuche soweit sie für das Verständnis der Ergebnisse der nachfolgenden Kapitel von Bedeutung ist. Die Auswertung der Ergebnisse ist in Kapitel 7.1.5 beschrieben. An dieser Stelle wird eine repräsentative Auswahl der Ergebnisse für die Parameter S_{CSB} und $\text{NH}_4\text{-N}$ dargestellt und diskutiert. In Anhang 7 (Anhang 7.2, Anhang 7.3, Anhang 7.4 und Anhang 7.5) sind die Ergebnisse aller Untersuchungen der 4 Hochlastversuche nebst der hier nicht visualisierten Parameter C_{CSB} , $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ dargestellt.

Tabelle 7.6: Strategie der Infiltratbeprobung

Strategie	Umsetzung	Beschreibung
1	1. HL	1 Stichprobe vor Überstauende, lineare Interpolation zwischen Zulauf und Überstauende
2	2. HL	1 kontinuierliche Mischprobe von Überstauanfang bis Überstauende
3	3. HL	Ganglinie aus Stichproben, PN entsprechend der Ablaufbeprobung
4	4. HL	Ganglinie aus Mischproben, PN entsprechend der Ablaufbeprobung

7.2.2.1 Konzentrationen, Frachten und Wirkungsgrade für S_CSB

Die Ablaufkonzentrationen aller Hochlastversuche liegen fast ausschließlich unterhalb der Nachweisgrenze von 5 mg/l, daher werden die Konzentrationen nur im Anhang 7 dargestellt. Die Abbauvorgänge sind am deutlichsten am Summenparameter S_CSB zu erkennen, da die sauerstoffzehrenden Substanzen (hier: Glucose) schnell abbaubar sind. Der Vergleich der S_CSB-Konzentrationen (Bild 7.5 links) des Infiltrats der Säulen des 1. HL-Versuchs zeigt bei den Säulen mit den Drosselabflussspenden $q_d = 0,02$ und $q_d = 0,03$ l/s·m² eine deutliche Reduktion der Infiltratkonzentrationen. Bei den mit $q_d = 0,04$ und $q_d = 0,05$ l/s·m² gedrosselten Säulen ist eine geringe Reduktion der Infiltratkonzentrationen erkennbar. Die Reduktion in der Säule mit der Drosselabflussspende $q_d = 0,05$ l/s·m² liegt unterhalb der Messgenauigkeit (± 10 % des Messwertes). Die Zulaufkonzentration lag bei allen Säulen zwischen 44 und 48 mg/l. Die Infiltratkonzentrationen lagen zwischen 46 und 23 mg/l. Aus den Zulauf- und Infiltratfrachten wurde der jeweilige Wirkungsgrad für den Retentionsraum berechnet (Bild 7.5 rechts). Mit abnehmender Drosselung ist eine Zunahme des Wirkungsgrades im Überstau zu beobachten, der auf die längere Aufenthaltszeit zurückzuführen ist.

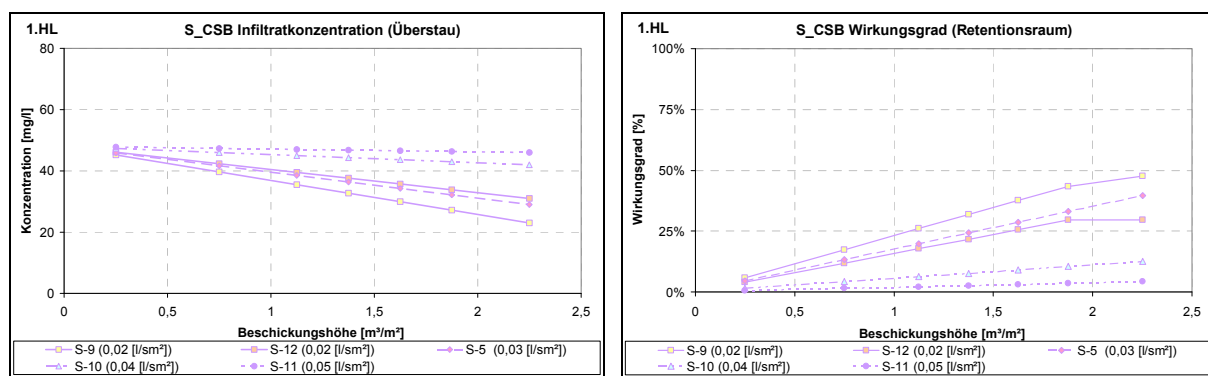


Bild 7.5: Verlauf der Konzentrationen und Wirkungsgrade für S_CSB im Retentionsraum während des 1. HL-Versuchs

Tabelle 7.7: Vergleich der Parameter S_CSB und CSB der Infiltratproben des 1. HL

Säule	q_d	Zulauf		Infiltrat	
		S_CSB	S_CSB	CSB	CSB/S_CSB
	[l/s·m ²]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	
S-9	0,02	48	23	38	1,65
S-12	0,02	44	31	44	1,42
S-5	0,03	48	29	42	1,45
S-10	0,04	48	42	49	1,17
S-11	0,05	48	46	50 ¹⁾	1,09

¹⁾C im Zulauf lag bei 49 mg/l

Die künstliche S_CSB-Belastung des Beschickungswassers wird durch Zugabe einer Glucoselösung erzeugt, daher ist der Unterschied zwischen der filtrierten (44 bis 48 mg/l) und der homogenisierten (49 bis 52 mg/l) Zulaufprobe sehr gering. Die Infiltratkonzentrationen hingegen zeigen bei allen Säulen eine Differenz zwischen filtrierter und homogenisierter Probe (siehe Tabelle 7.7), die sich mit zunehmendem Drosselabfluss verkleinert. In fast allen Säulen entspricht die CSB-Konzentration des Infiltrats der S_CSB-Konzentration des Beschickungswassers. Infolge der bereits nachgewiesenen biochemischen Prozesse im Überstau findet offensichtlich infolge der Biomassenentwicklung eine fast äquivalente Umwandlung von gelöstem zu partikulärem CSB statt.

Die Erhöhung der Drosselabflussspende konnte Abbauvorgänge im Überstauwasser nicht unterbinden. Die Beprobung des Infiltrats ist demnach unverzichtbar. Dies wird ebenfalls durch die drei weiteren Hochlastversuche (2., 3. und 4. HL) deren Ergebnisse im Anhang 7 dargestellt sind belegt. Der Einflussfaktor Drosselabflussspende zeigt Tendenzen für geringeren Abbau aufgrund geringerer Aufenthaltszeit im Retentionsraum, diese sind jedoch keineswegs proportional (Anhang 7 S_CSB Infiltratkonzentrationen).

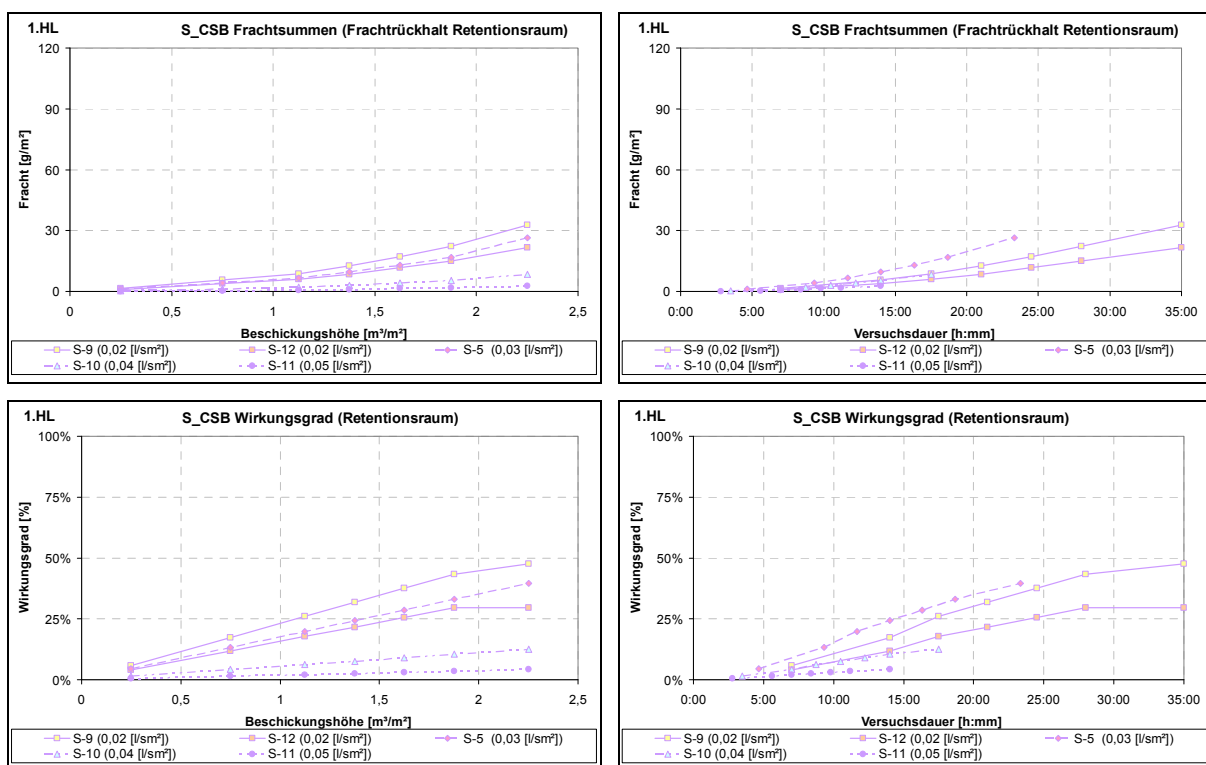


Bild 7.6: Verlauf des Frachtrückhaltes und des Wirkungsgrades für S_CSB im Retentionsraum während des 1. HL-Versuches

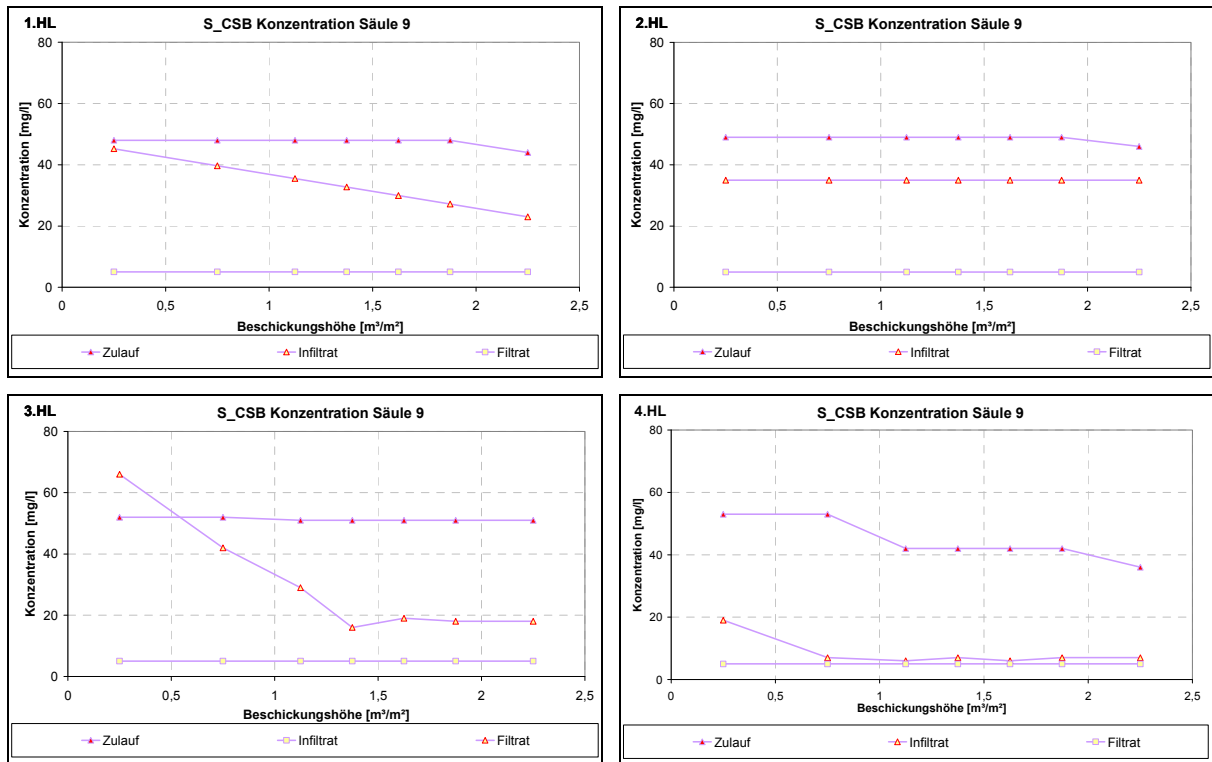


Bild 7.7: Konzentrationsverläufe für S_CSB der Säule 9 ($q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) während der 4 Hochlastversuche

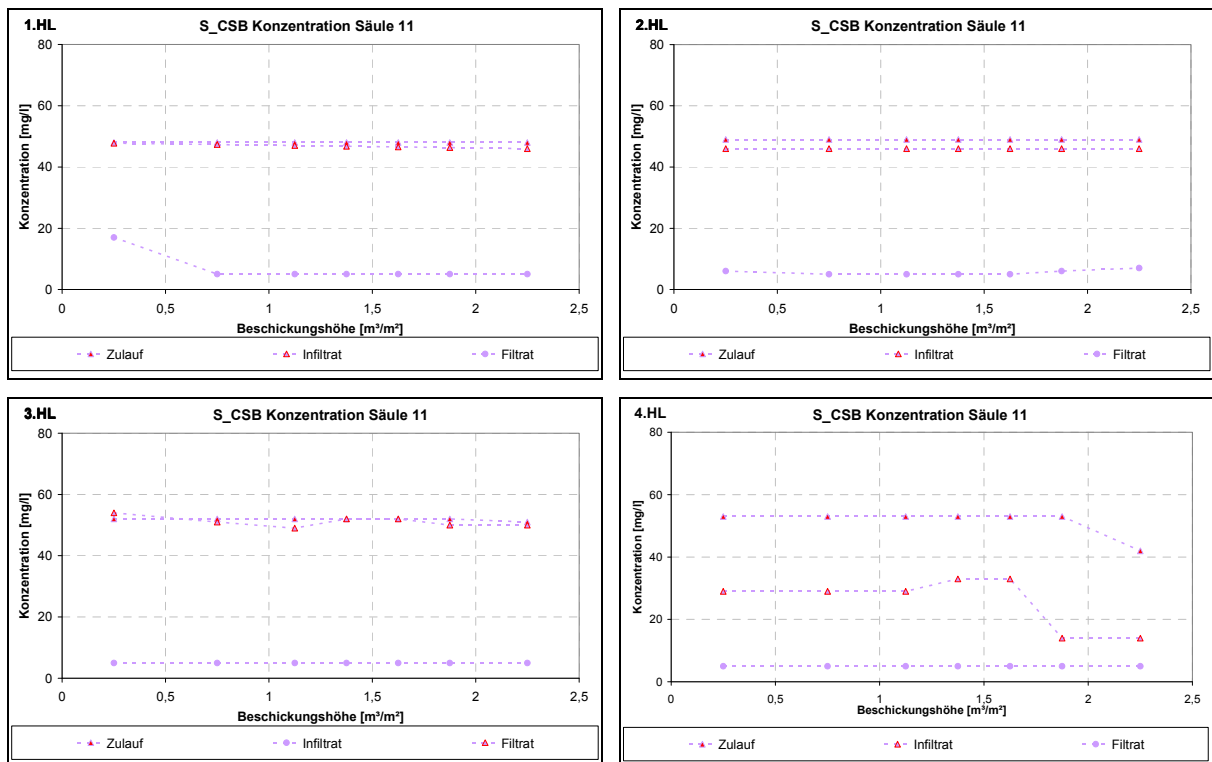


Bild 7.8: Konzentrationsverläufe für S_CSB der Säule 11 ($q_d = 0,05 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) während der 4 Hochlastversuche

In Bild 7.6 sind die Frachtrückhalte im Retentionsraum als Funktion der Beschickungshöhe und der Versuchsdauer für die verschiedenen Drosselabflüsse dargestellt. Das linke Diagramm verdeutlicht, dass bei gering gedrosselten Säulen (S 10 und S 11) ein geringer Frachtrückhalt im Retentionsraum auftritt als bei den stärker gedrosselten Säulen (S 5, S 9 und S 12). Das rechte Diagramm zeigt, dass die Frachtsummenlinien annähernd deckungsgleich sind und erst nach ca. 17 Stunden differieren. Die Ausnahme bildet die Säule 5 mit der Drosselabflusssspende $q_d=0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$, die bereits nach 9 Stunden einen höheren Frachtrückhalt im Retentionsraum zeigt. Bild 7.6 verdeutlicht, dass die Abbauprozesse im Überstauwasser nicht durch die Veränderung der Drosselabflusssspende zu verhindern sind, sondern in nahezu gleicher Intensität ablaufen. Lediglich der absolute Frachtrückhalt lässt sich aufgrund der verkürzten Reaktionszeit verringern. Die kürzere Aufenthaltszeit im Retentionsraum kann positiv bewertet werden, die resultierende geringere Filtrationszeit ist jedoch negativ zu bewerten, wie anhand des Hauptparameters $\text{NH}_4\text{-N}$ noch aufgezeigt wird.

Die Konzentrationsverläufe von Zulauf, Infiltrat und Filtrat sind exemplarisch für die Säule 9 ($q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) in Bild 7.7 und für die Säule 11 ($q_d=0,05 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) Bild 7.8 visualisiert. Die Infiltratkonzentrationen der Säule 9 sinken dabei von Hochlastversuch zu Hochlastversuch, bis gegen Ende des 4. HL nach 27,5 m Beschickungshöhe die S_{CSB} Infiltratkonzentration im Bereich der Nachweisgrenze (5 mg/l) liegt. Bei der Säule 11 zeigt sich eine deutliche Reduktion der Infiltratkonzentration erst beim 4. HL nach 14 m Beschickungshöhe. Der Vergleich der beiden Säulen zeigt deutlich den Effekt der Prägung der Substrate durch die Beschickungshistorie. Das Substrat der Säule 9 wurde bereits während der Versuche in Kapitel 5 verwendet, in der Säule 11 wurde das Substrat hingegen frisch eingebaut.

Tabelle 7.8 fasst die Frachten und Wirkungsgrade für den Parameter S_{CSB} zusammen. Die mittleren Wirkungsgrade der Gesamtsäulen liegen weitgehend unabhängig vom Drosselabfluss im Bereich von 87-90 %. Der Abbau von S_{CSB} im Überstau nimmt erwartungsgemäß mit zunehmenden Drosselabflüssen ab, wobei die Varianten mit $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ und $q_d=0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ mit 30-39 % Abbauanteile im Überstau von ähnlicher Größenordnung aufwiesen. Die mittleren Wirkungsgrade des Substrates lagen im Bereich 83-90 % unabhängig vom Drosselabfluss.

Tabelle 7.8: Frachten, Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für den Parameter S_CSB

Nr.	Säule	Versuch	q_d	Fracht			Frachtrückhalt			Wirkungsgrad		
				B_{Zu}	B_{Inf}	B_{Fil}	$\Delta_{B_{ges}}$	Δ_{B_R}	Δ_{B_S}	η_{ges}	η_R	η_S
	[-]	[-]	[l/s·m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[%]	[%]	[%]
1	S-4	HL1	0,02	118,2	50,1	15,0	111,9	68,1	43,8	87	58	70
2	S-9	HL1	0,02	118,2	85,4	12,5	105,7	32,8	72,9	89	28	85
3	S-9	HL2	0,02	121,2	87,7	12,5	108,7	33,6	75,1	90	28	86
4	S-9	HL3	0,02	128,7	83,6	12,5	116,2	45,1	71,1	90	35	85
5	S-9	HL4	0,02	113,2	23,0 ²⁾	12,5	100,7	90,2	10,5 ²⁾	89	80 ²⁾	46 ²⁾
Mittelwert				120,3	85,6	12,5	107,8	50,4	73,0	90	30	85
6	S-12	HL1	0,02	118,2	96,6	12,5	105,7	21,7	84,0	89	18	87
7	S-12	HL2	0,02	121,2	95,2	14,0	107,2	26,0	81,1	88	21	85
8	S-12	HL3	0,02	128,7	62,9	14,5	114,2	65,9	48,3	89	51	77
9	S-12	HL4	0,02	113,2	37,6	nb	nb	87,7	nb	nb	67	nb
Mittelwert				120,3	73,1	13,7	109,0	50,3	71,1	89	39	83
10	S-5	HL1	0,03	120,2	93,8	12,5	107,7	26,4	81,3	90	22	87
11	S-5	HL2	0,03	122,7	72,6	12,5	110,2	50,1	60,1	90	41	83
12	S-5	HL3	0,03	128,7	111,4	12,5	116,2	17,3	98,9	90	13	89
13	S-5	HL4	0,03	116,2	55,6	nb	nb	89,9	nb	nb	52	nb
Mittelwert				122,0	83,4	12,5	111,4	45,9	80,1	90	32	86
14	S-10	HL1	0,04	120,2	111,9	12,5	107,7	8,4	99,3	90	7,0	89
15	S-10	HL2	0,04	122,7	125,2	12,5	110,2	-2,5 ¹⁾	112,7	90	-2 ¹⁾	90
16	S-10	HL3	0,04	129,7	135,5	12,5	117,2	-5,8 ¹⁾	123,0	90	-4 ¹⁾	91
17	S-10	HL4	0,04	127,2	114,2	nb	nb	79,9	nb	nb	10	nb
Mittelwert				125,0	121,7	12,5	111,7	nb	111,7	90	nb	90
18	S-11	HL1	0,05	120,2	117,4	24,5	101,7	2,8	98,9	80	2	79
19	S-11	HL2	0,05	122,7	115,2	14,3	108,4	7,5	100,9	88	6	88
20	S-11	HL3	0,05	129,7	128,5	12,5	117,2	1,3	115,9	90	1	90
21	S-11	HL4	0,05	127,2	63,4 ²⁾	12,5	114,7	63,9 ²⁾	50,8	90	50 ²⁾	80
Mittelwert				125,0	120,4	16,0	110,5	3,9	91,6	87	3	84

1) Infiltratfrachten waren größer als die Zulauffrachten

2) bei Mittelwertbildung nicht berücksichtigt

Die Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsstrategien (Tabelle 7.6) auf die Darstellung des Verlaufs der Wirkungsgrade wird in Bild 7.9 visualisiert. Zugehörig können die Konzentrationsganglinien in Bild 7.7 und Bild 7.8 betrachtet werden.

Im 3. HL-Versuch wurden die Verläufe der Infiltratkonzentrationen aus Stichproben mittels linearer Interpolation ermittelt. Diese (Bild 7.7 und Bild 7.8) lassen erkennen, dass der Abbau im Überstau insbesondere bei den Varianten mit geringeren Drosselabflüssen nichtlinear ist. Dieser Verlauf wird durch die drei anderen Beprobungsstrategien nicht oder nur unzulänglich erfasst. Die reale Belastungssituation des Filters wird durch die Ganglinienbeprobung am besten erfasst, wenn nennenswerte Abbauprozesse auftreten. Sind die Abbauprozesse nur gering ausgeprägt, so kann eine lineare Interpolation zwischen Anfangs- und Endkonzentration (Beprobungsstrategie 1) oder eine kontinuierliche Mischprobe (Beprobungsstrategie 2) ausreichen. Die Beprobungsstrategie 4 konnte in den durchgeführten Versuchen nicht recht überzeugen. Ihr Vorteil gegenüber der Stichprobenahme ist darin zu sehen, dass zufällige Einflüsse in Zuge der Probenahme gemindert werden. Als Nachteil ist die unzulängliche Abbildung der Dynamik der Abbauprozesse zu sehen.

Für das Prüfverfahren ist die Stichprobenbeprobung sinnvoll, wenn die Prozessdynamik mit erfasst werden soll. Wenn nur Aussagen über Gesamtwirkungsgrade erforderlich sind, so reicht eine kontinuierliche Mischprobe des Infiltrats über das gesamte Beschickungsereignis aus.

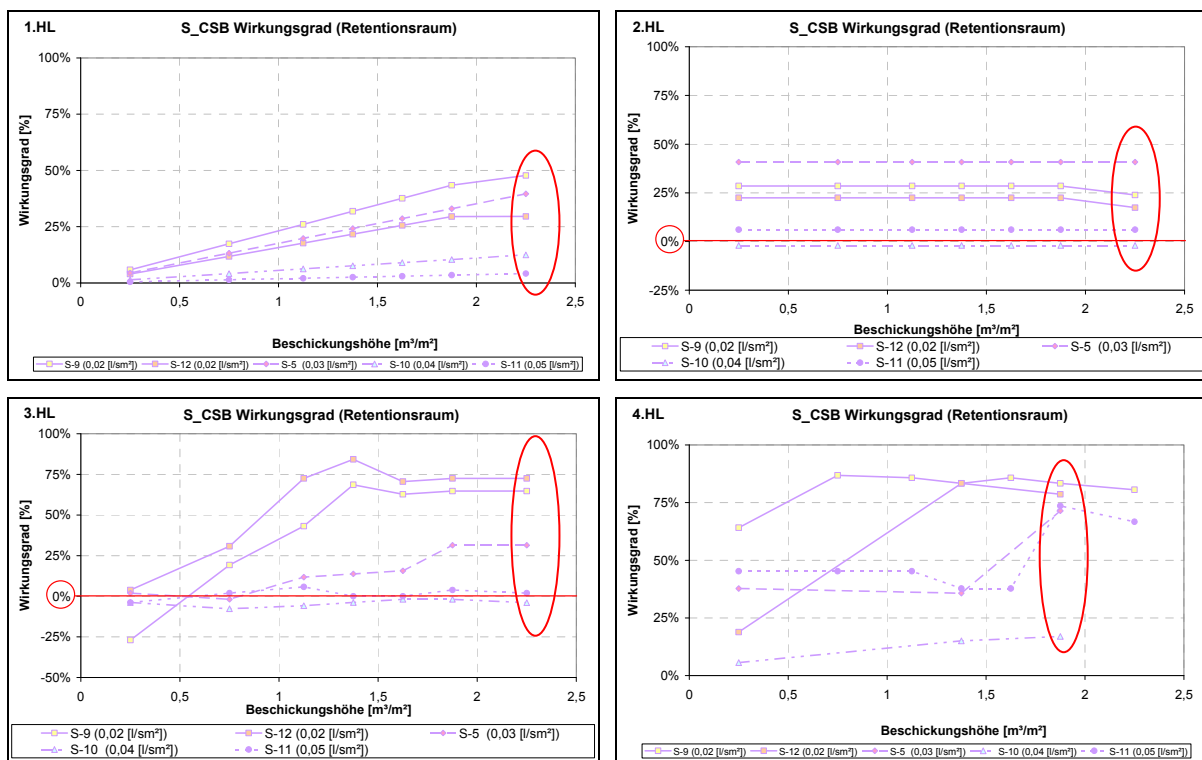


Bild 7.9: Verlauf der Wirkungsgrade für S_CSB im Retentionsraum der 4 HL-Versuche

Bild 7.10 zeigt die Frachtrückhalte zu den Infiltratfrachten. Beim 1. und 2. HL zeigen die Kurven der kumulierten Frachtrückhalte aller Säulen (unabhängig von der Drosselabflusspende) konstante, gleiche Steigungen. Dies deutet darauf hin, dass der Frachtrück-

halt anscheinend nicht von der Drosselabflussspende abhängig ist. Weiterhin ist zu sehen, dass der absolute Frachtrückhalt der Säulen 9, 12 ($q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) und der Säule 5 ($q_d = 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) sogar geringer ist als der Frachtrückhalt der schnelleren Säulen 10 ($q_d = 0,04 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) und 11 ($q_d = 0,05 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$). Dies ist jedoch eine Folge differierender Infiltratfrachten und kein Ausdruck von Leistungsgrenzen der anderen Säulen.

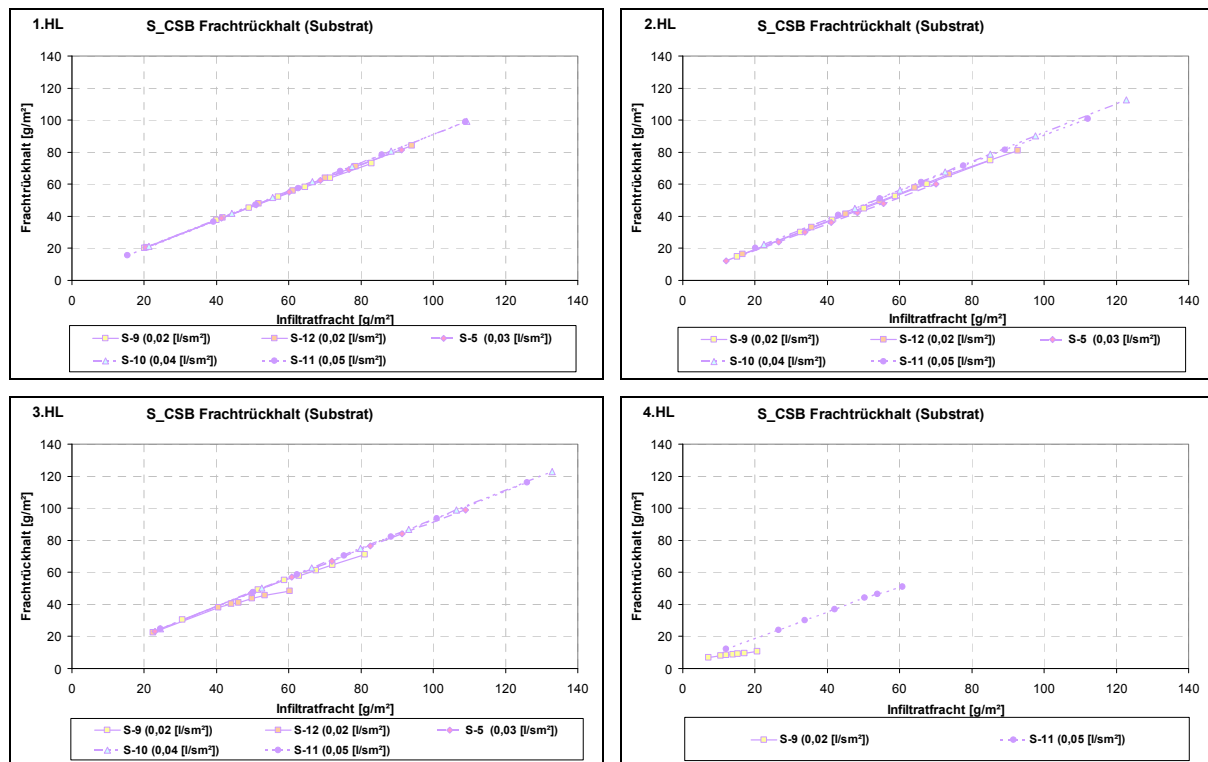


Bild 7.10: Darstellung der S_CSB-Frachtrückhalte der untersuchten Säulen in Relation zu den kumulierten Infiltratfrachten

Der 3. HL lässt eine Differenzierung der Frachtrückhalte zu, wobei dies durch das Abflachen der Frachtsummenkurven der langsameren Säulen zu erkennen ist. Bei der Säule 12 beginnt das Abflachen nach einer Infiltratfracht von ca. 50 g/m², bei der Säule 9 beginnt das Abflachen nach ca. 75 g/m². Beim 4. HL wurden lediglich von Säule 9 und Säule 11 Filtratproben analysiert, da bereits die stark reduzierten Infiltratfrachten schon 50 bzw. 75 % geringer waren als beim vorangegangenen Versuch. Somit sind auch hier keine Aussagen zu möglichen Leistungsgrenzen des Substrats in Abhängigkeit von der Drosselabflussspende möglich.

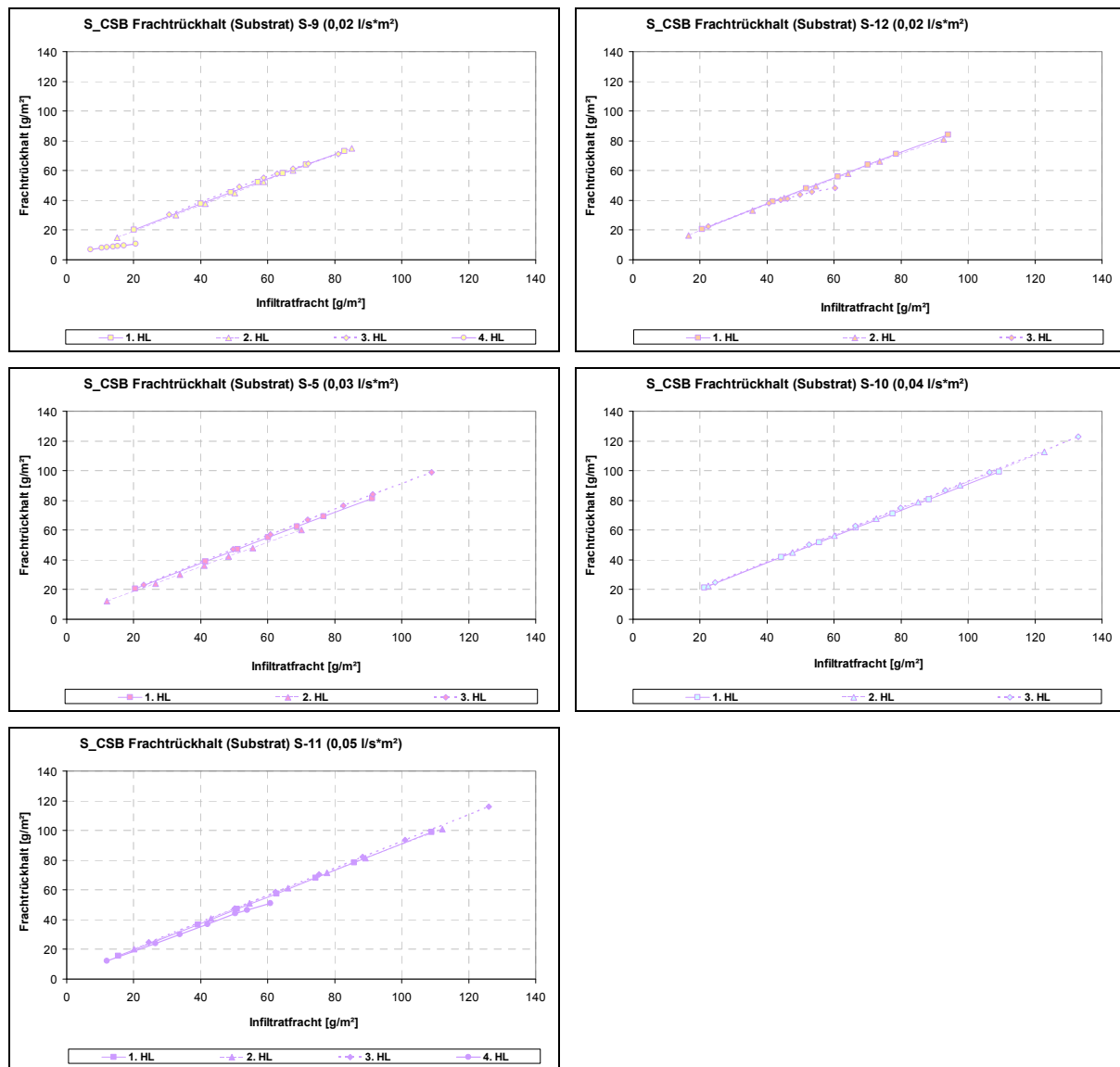


Bild 7.11: S_CSB-Frachtrückhalte der jeweiligen Säulen für alle Hochlastversuche in Relation zu den kumulierten Infiltratfrachten

Wird Bild 7.11 bei der Betrachtung mit einbezogen, so wird vor allem die gute Vergleichbarkeit der einzelnen Hochlastversuche untereinander deutlich. Die z. T. stark differierenden Infiltratfrachten bei weitestgehend gleichen Zulauffrachten (vergl. Tabelle 7.8) sind als Folge der Beschickungshistorie der Säulen zu werten. Diese wirkt sich sowohl positiv als auch negativ auf den Frachtrückhalt aus. Während die ersten beiden HL eine Erhöhung des Frachtrückhalts bewirken, zeigte sich die Summe von 3 HL (zzgl. 1 NL) als Frachtrückhalt verringernd. Da dies jedoch nur durch die Säule 9 (Bild 7.11 oben links) belegt ist, muss hier vor Überinterpretation gewarnt werden.

7.2.2.2 Konzentrationen, Frachten und Wirkungsgrade für $\text{NH}_4\text{-N}$

Zunächst soll der Frage nach Abbauprozessen im Überstau der Säule nachgegangen werden.

Der Verlauf der Konzentrationen und der berechneten Wirkungsgrade im Überstau des 1. HL (Bild 7.12, Tabelle 7.9) verdeutlicht, dass wiederum abhängig vom Drosselabfluss Abbauprozesse in unterschiedlicher Ausprägung stattfinden. Die Ausgangskonzentration von 5,54-5,6 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ verringert sich auf Werte im Bereich 4,54-5,39 mg/l. Bei hohen Drosselabflüssen findet ein nur geringer Abbau statt. Dieses, im 1. HL-Versuch klar ausgeprägte Verhalten findet sich im 4.HL-Versuch prinzipiell, jedoch nicht mehr ganz eindeutig wieder (Tabelle 7.9). Bei Zulaufkonzentrationen im Bereich 5,64-5,86 mg/l bewegen sich die Infiltratkonzentrationen im Bereich 3,09-4,87 mg/l. Die Reduktion im Überstau ist bei geringen Drosselabflüssen höher. Auffällig ist die Säule S-11, die zwar mit $q_d = 0,05 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ die höchste Drosselabflussspende hat, jedoch auch einen erheblichen Abbau aufweist. Hier kann jedoch nicht zweifelsfrei ausgeschlossen werden, dass es sich um eine Singularität handelt. Die bei den übrigen HL-Versuchen sind die Wirkungsgrade im Retentionsraum der schneller eher geringer als die der langsam gedrosselten Säulen, jedoch gerade bei der schnellsten Säule ist ein enormer Abbau im Retentionsraum beim 4. HL erkennbar (siehe auch Tabelle 7.10).

Eine Differenzierung zwischen filtrierter und homogenisierter Probe (wie beim CSB) ist beim Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ nicht sinnvoll, da $\text{NH}_4\text{-N}$ nur gelöst vorliegt. Um Abbaureaktionen für die Reduktion der Konzentration im Retentionsraum als Ursache nachweisen zu können, müssten im Infiltrat die Abbauprodukte der Nitrifikation (Nitrit-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff) zu finden sein. Wie Tabelle 7.9 zeigt, liegen die Infiltratkonzentrationen für beide Parameter bei fast allen Säulen unterhalb der Nachweisgrenze. Dies ist auch nach einem Altern der Säulen und damit verbundenen höheren Reduktionen im Retentionsraum unverändert, wie der Vergleich vom 1. und 4. HL (Tabelle 7.9) beweist. Daher wird vermutet, dass im Wesentlichen Sorptionsprozesse für die Reduktion verantwortlich sind. Es kommt Sorption an Partikel an der Filteroberfläche, an Schwebstoffe im Überstau und vor allem an Biomasse in Frage, die sich im Zuge des Kohlenstoffabbaus gebildet hat. Eine Sekundärbelastung durch $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ muss nicht befürchtet werden.

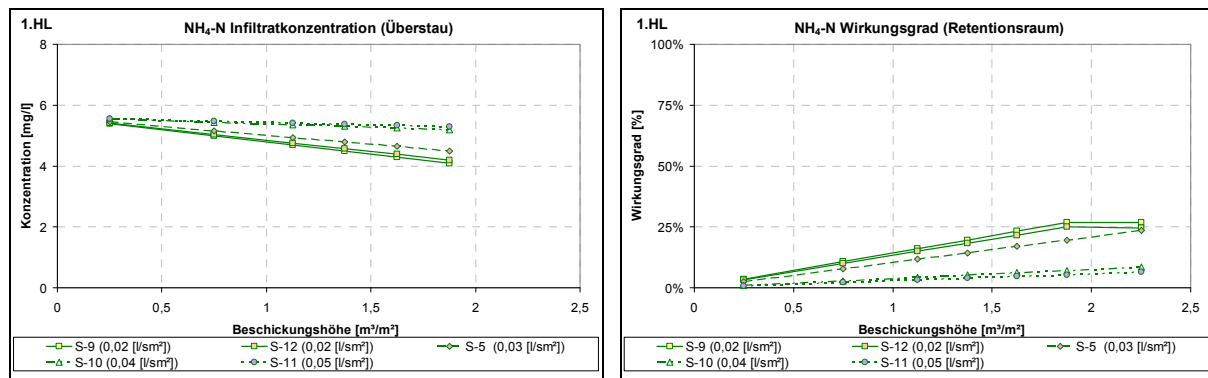


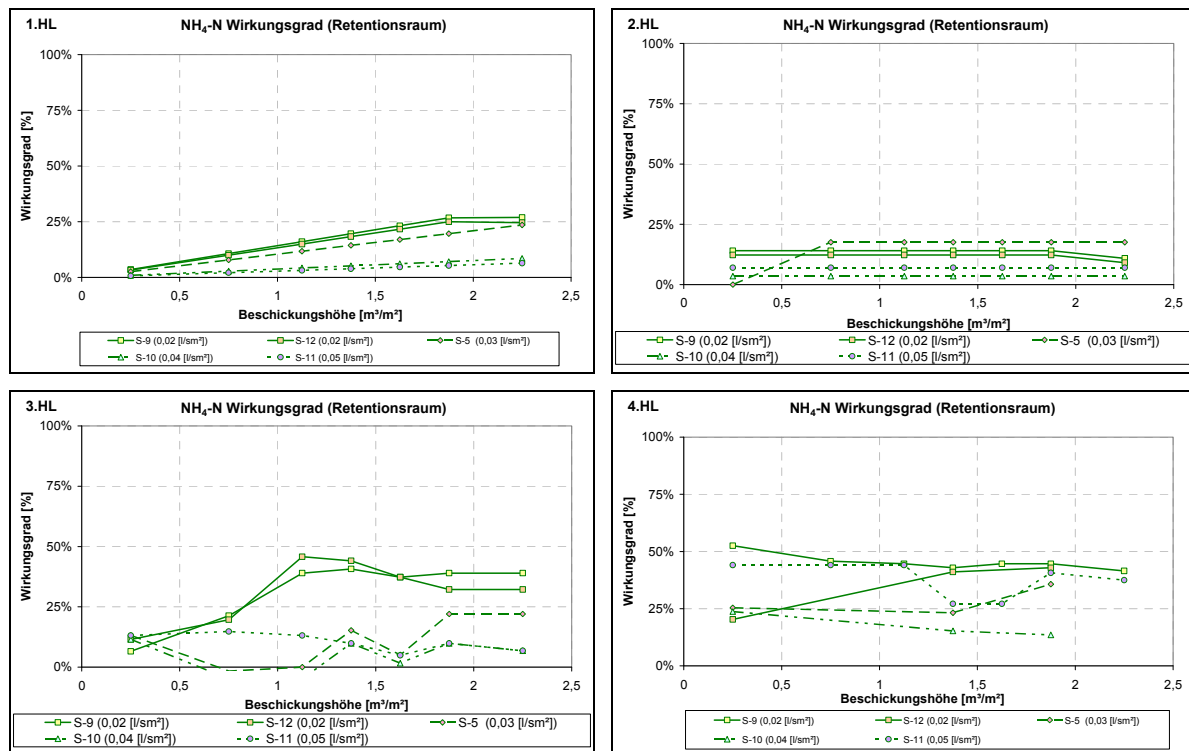
Bild 7.12: Verlauf der Konzentrationen und Wirkungsgrade für NH₄-N im Retentionsraum während des 1. HL-Versuches

Tabelle 7.9: Parameter NH₄-N und die Abbauprodukte NO₂-N und NO₃-N zur Betrachtung der Vorgänge im Retentionsraum des 1. und 4. HL

Versuch	Säule	qd [l/s·m²]	NH ₄ -N			NO ₃ -N		NO ₂ -N	
			C _{Zu} [mg/l]	C _{Inf} [mg/l]	η [%]	C _{Inf} [mg/l]		C _{Inf} [mg/l]	
1. HL	S-9	0,02	5,54	4,54	16,7	0,20 ¹⁾		0,04	
	S-12	0,02	5,54	4,61	15,5	0,20 ¹⁾		0,02 ¹⁾	
	S-5	0,03	5,60	4,82	13,1	0,20 ¹⁾		0,02 ¹⁾	
	S-10	0,04	5,60	5,32	4,8	0,20 ¹⁾		0,02 ¹⁾	
	S-11	0,05	5,60	5,39	3,6	0,21		0,02 ¹⁾	
4. HL	S-9	0,02	5,64	3,09	45,76	0,20 ¹⁾		0,04	
	S-12	0,02	5,64	3,73	37,46	nb		nb	
	S-5	0,03	5,69	4,10	29,37	nb		nb	
	S-10	0,04	5,86	4,87	15,41	nb		nb	
	S-11	0,05	5,86	3,64	39,04	0,20 ¹⁾		0,02 ¹⁾	

¹⁾Messwert unterhalb der angegebenen Nachweisgrenze

Die Verläufe der Wirkungsgrade im Retentionsraum der 4 HL-Versuche (Bild 7.13) zeigen eine tendenzielle Verringerung der Abbauvorgänge im Überstau bei zunehmenden Drosselabflussspenden. Auffällig ist zudem der Anstieg der Wirkungsgrade und damit des Abbaus vom 1. HL bis zum 4. HL. Trotz Verwendung synthetischen Beschickungswassers kann die Infiltratfracht dabei von Fall zu Fall abnehmen, so dass das Substrat eine Minderbelastung erfährt. Wird bei der Substratbeurteilung lediglich der Wirkungsgrad des Substrats ohne Information über die Infiltratfracht betrachtet, so kann es zur Fehleinschätzung der Reinigungsleistung kommen.



Probenahme-strategien 1.-4. HL-Versuch vgl. Tabelle 7.4 Kapitel 7.2.2

Bild 7.13: Wirkungsgrade für NH₄-N im Retentionsraum der 4 HL-Versuche

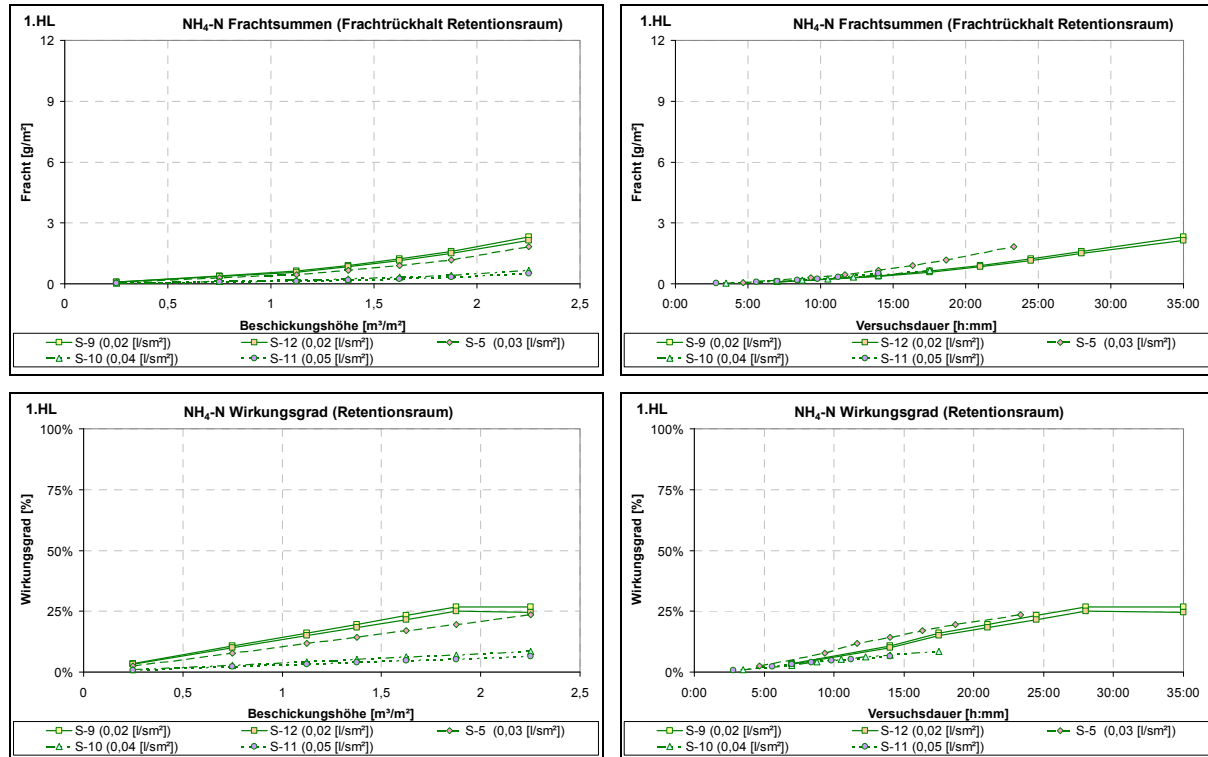
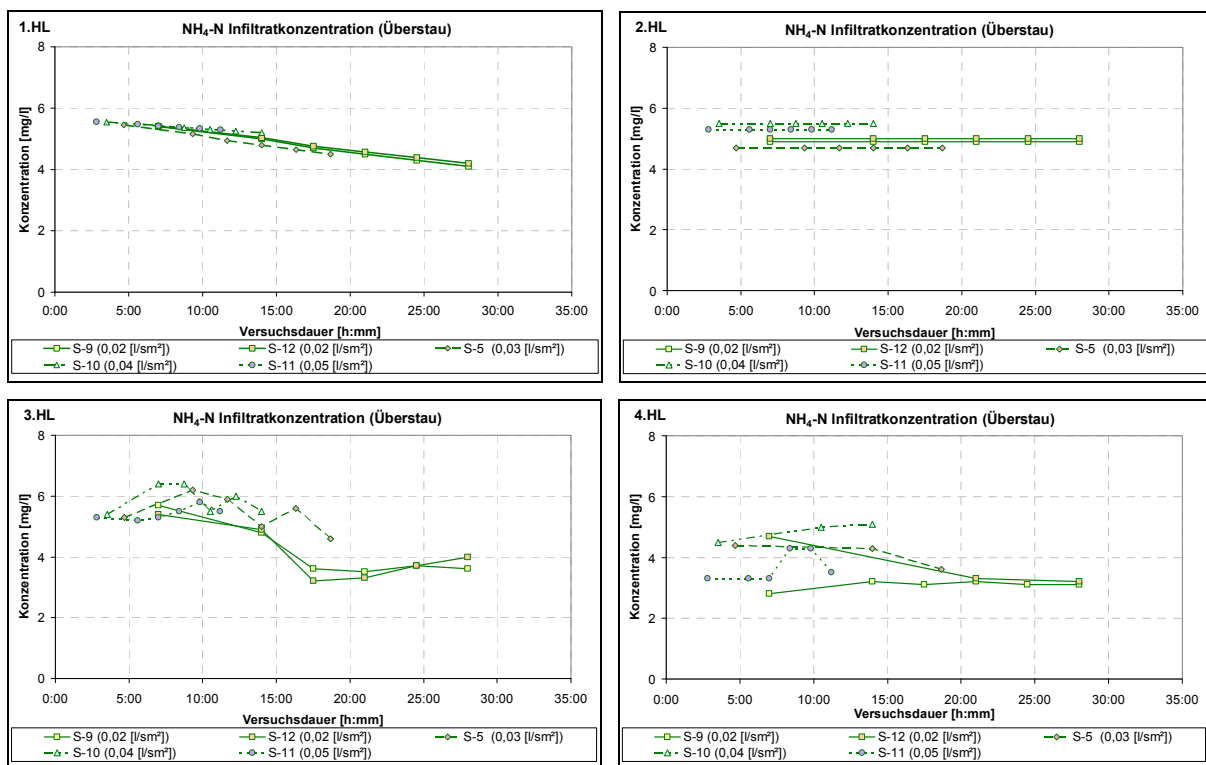


Bild 7.14: Verlauf des Frachtrückhaltes und des Wirkungsgrades für NH₄-N im Retentionsraum während des 1. HL-Versuches

Bild 7.15 zeigt die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen des Infiltrats. Dabei ist an die unterschiedlichen Beprobungsstrategien während der 4 HL-Versuche zu erinnern (Tabelle 7.4 Kapitel 7.2.2). Für den 1. HL-Versuch ist ein linearer Konzentrationsverlauf zwischen der Zulaufkonzentration und der Probe kurz vor Ende der Infiltration angenommen worden. Für den 2. HL-Versuch wurde eine mittlere Konzentration aus einer kontinuierlich gewonnenen Mischprobe ermittelt. Im 3. HL-Versuch wurde der Konzentrationsverlauf auf Basis mehrerer Stichproben rekonstruiert. Im 4. HL-Versuch wird die Konzentrationsganglinie anhand mehrerer Teilmischproben erstellt.



Probenahme-strategien 1.-4. HL-Versuch vgl. Tabelle 7.4 Kapitel 7.2.2

Bild 7.15: Ganglinien der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen des Infiltrats der 4 Hochlastversuche

Ein Ziel war die Klärung der bereits in Kapitel 6 formulierten Frage bezüglich der Auswirkungen einer Erhöhung der Drosselabflussspende auf 0,03 bis 0,05 l/s·m² auf die Stabilität des Infiltrats. Die Ergebnisse mit Drossel-einstellungen von 0,01 und 0,02 l/s·m² zeigten geringere Abbauraten im Überstau bei verkürzter Aufenthaltszeit. Die Sorption (und der Abbau) von $\text{NH}_4\text{-N}$ sollte durch eine kürzere Filtrationszeit nicht negativ beeinflusst werden, so die Hypothese. Die Ergebnisse der Überstaubeprobung (Bild 7.15) aus den vier Hochlastversuchen konnte diese Hypothese nicht bestätigen, wenngleich die Konzentrationen des Infiltrats bei Säulen mit einer Drossel-einstellung von $q_d = 0,02$ l/s·m² tendenziell geringer waren als bei den Säulen mit $q_d = 0,04$ l/s·m² bzw. $q_d = 0,05$ l/s·m².

Ein direkter Zusammenhang von der Drosselgeschwindigkeit lässt sich anhand der ermittelten Infiltratkonzentrationen für $\text{NH}_4\text{-N}$ nicht ableiten, da mitunter auch Säulen mit höherer Drosselabflussspende einen höheren Rückhalt von $\text{NH}_4\text{-N}$ im Retentionsraum hatten. Bei allen Säulen kommt es unabhängig von der Drosselgeschwindigkeit zu Reduktionen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen des Infiltrats. Somit können anhand der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen die bereits zuvor beim Parameter S_{CSB} festgestellten Sachverhalte bestätigt werden.

Die Ganglinien in Bild 7.11 lassen auch vermuten, dass die Dynamik des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes zunächst in allen Säulen ähnlich ist. Mit zunehmender Belastung wird die Rückhaltdynamik heterogener. Eine denkbare Ursache wäre die zunehmende und abhängig vom Drosselabfluss unterschiedliche Biomassenentwicklung, die die biogene Sorption prägt. Hier darf jedoch die unterschiedliche Beprobungsweise der 4 HL-Versuche nicht vergessen werden, so dass lediglich eine Vermutung vorliegt, die Anlass zu einer detaillierteren Untersuchung geben kann.

Die beim 3. und 4. HL-Versuch (Bild 7.15 unten) durchgeführte Ganglinienbeprobung zeigt, dass bei der Beprobung von Filtratganglinien eine Infiltratganglinie sinnvoll ist, da die infiltrierenden Konzentrationen im Verlauf eines Versuchs deutlich differieren. Das Konzentrationsminimum liegt dabei nicht, wie bisher vermutet stets vor Überstauende, sondern kann durchaus auch zu anderen Zeitpunkten auftreten (Bild 7.15, 3. HL).

Für Untersuchungen, die nur einen Gesamtwirkungsgrad zum Ziel haben, hat das Beprobungsverfahren 2 (siehe Tabelle 7.4) eine ausreichende und repräsentative Aussagekraft, da sowohl Infiltrat als auch Filtrat kontinuierlich beprobt werden.

Die Verläufe der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen in zwei unterschiedlichen Säulen sind in Bild 7.16 und Bild 7.17 dargestellt. Die Säule 9 (Bild 7.16) wurde mit $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ gedrosselt und mit $27,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ beschickt. In allen HL-Versuchen findet eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Reduktion im Überstau statt. Die Konzentrationen im Ablauf des 1. HL-Versuches steigen zunächst stetig an und erreichen gegen Ende der Beschickung nahezu den Wert des Infiltrats. Im 2.-4. HL-Versuch beginnt der Anstieg der Ablaufkonzentrationen erst ab ca. $1 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Beschickung und nähert sich im 3. und 4. HL-Versuch an die Infiltratkonzentration an. Der Verlauf der Ablaufkonzentrationen weist auf einen Einarbeitungseffekt hin, der nach dem 1. HL-Versuch zu erhöhter $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption im Filter führt. In allen HL-Versuchen wurde ein Konzentrationsdurchbruch erzielt. Dieser fällt im 2. HL-Versuch jedoch nicht auf, da das Infiltrat als Mischprobe analysiert wurde. Für Durchbruchanalysen ist daher eine Ganglinienbeprobung oder zumindest eine Stichprobe des Infiltrats am Ende des Infiltrationsvorganges erforderlich.

Die Säule 11 (Bild 7.17) wurde mit $q_d = 0,05 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ gedrosselt und mit $14 \text{ m}^3/\text{m}^2$ beschickt. Die Infiltratkonzentrationen liegen im 1.-3. HL-Versuch nur geringfügig unter den Zulaufkon-

zentrationen. Der 4.HL-Versuch weicht hier deutlich von den Vorgängerversuchen ab. In allen Versuchen ist der stetige Anstieg der Ablaufkonzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$ auffällig, deren Endwert beim 1.-3. HL-Versuch unter den Infiltratkonzentrationen liegt. Ein Durchbruch ist nur im 4.HL-Versuch zu beobachten. Dennoch liegen die Endkonzentrationen in gleicher Größenordnung wie in Säule 9 mit geringem Drosselabfluss.

In allen Versuchsvarianten der sehr unterschiedlich betriebenen Säulen 9 und 11 stellt sich offensichtlich eine Ablaufkonzentration im Bereich 3,5-4 mg/l ein. Höhere Drosselabflüsse führen zu ungünstigen Konzentrationsverläufen im Sinne des Gewässerschutzes, da es frühzeitig zu höheren Konzentrationen kommt. Bei geringeren Drosselabflüssen ist zunächst ein erheblicher $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt zu beobachten.

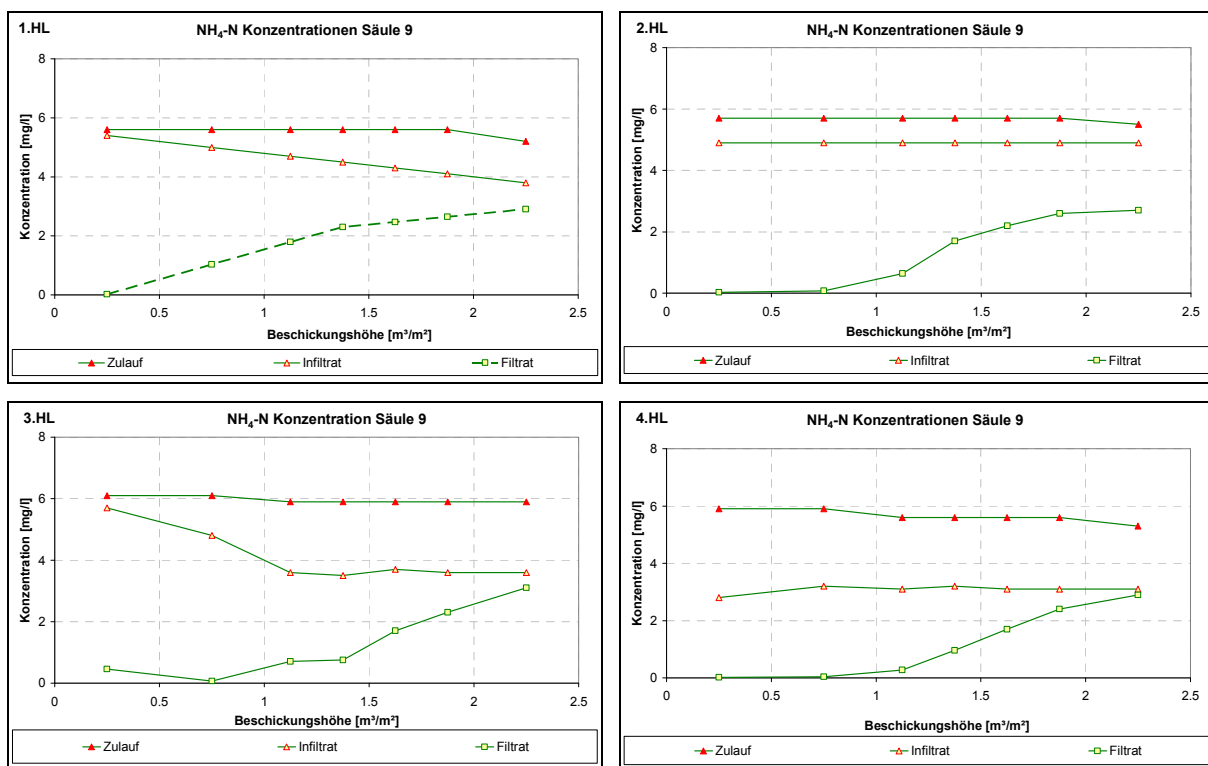


Bild 7.16: Konzentrationsverläufe für $\text{NH}_4\text{-N}$ der Säule 9 ($q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) während der 4 Hochlastversuche

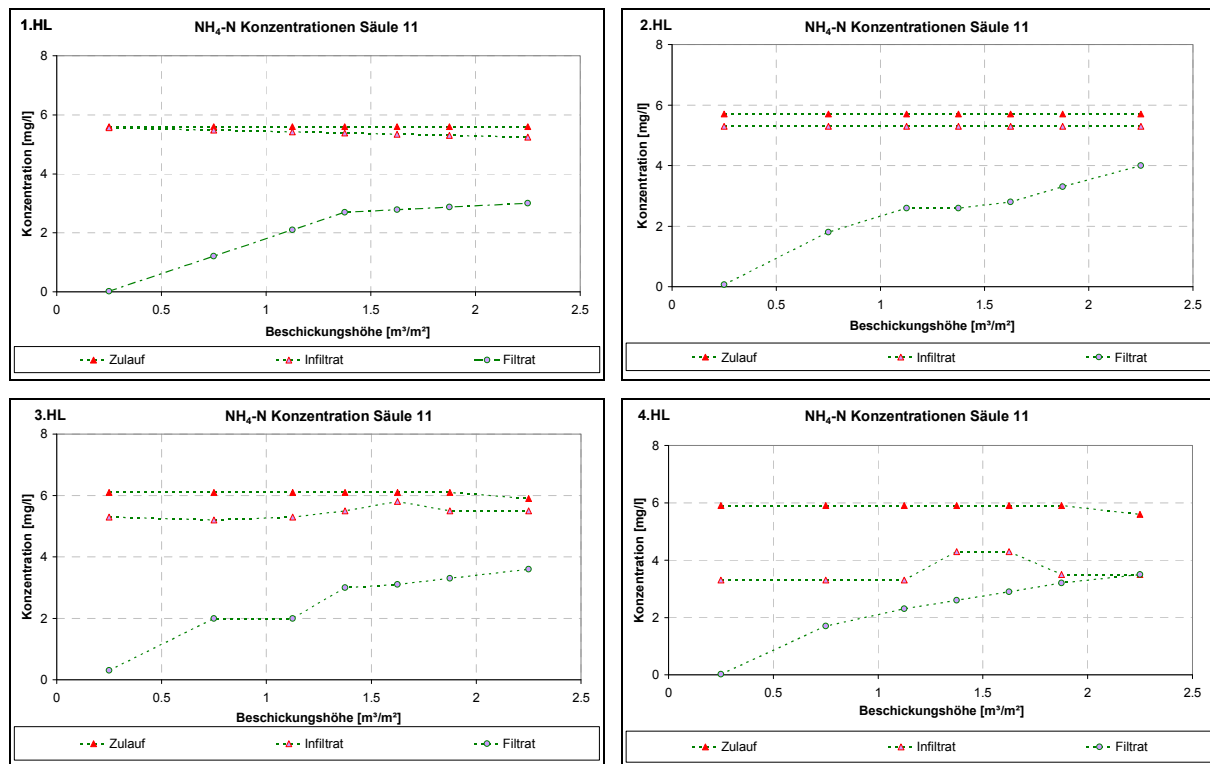


Bild 7.17: Konzentrationsverläufe für NH₄-N der Säule 11 ($q_d = 0,05 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) während der 4 Hochlastversuche

Im Überstau findet bereits ein nennenswerter Rückhalt statt. Die Endkonzentrationen im Ablauf nähern sich den Infiltratkonzentrationen, so dass ein Durchbruchmerkmal vorliegt. Ob ein echter Durchbruch im Sinne einer erschöpften Sorptionsfähigkeit vorliegt, ist jedoch nicht sicher, da die erreichten Endkonzentrationen in der gleichen Größenordnung wie bei den Säulen mit hohen Drosselabflüssen liegen.

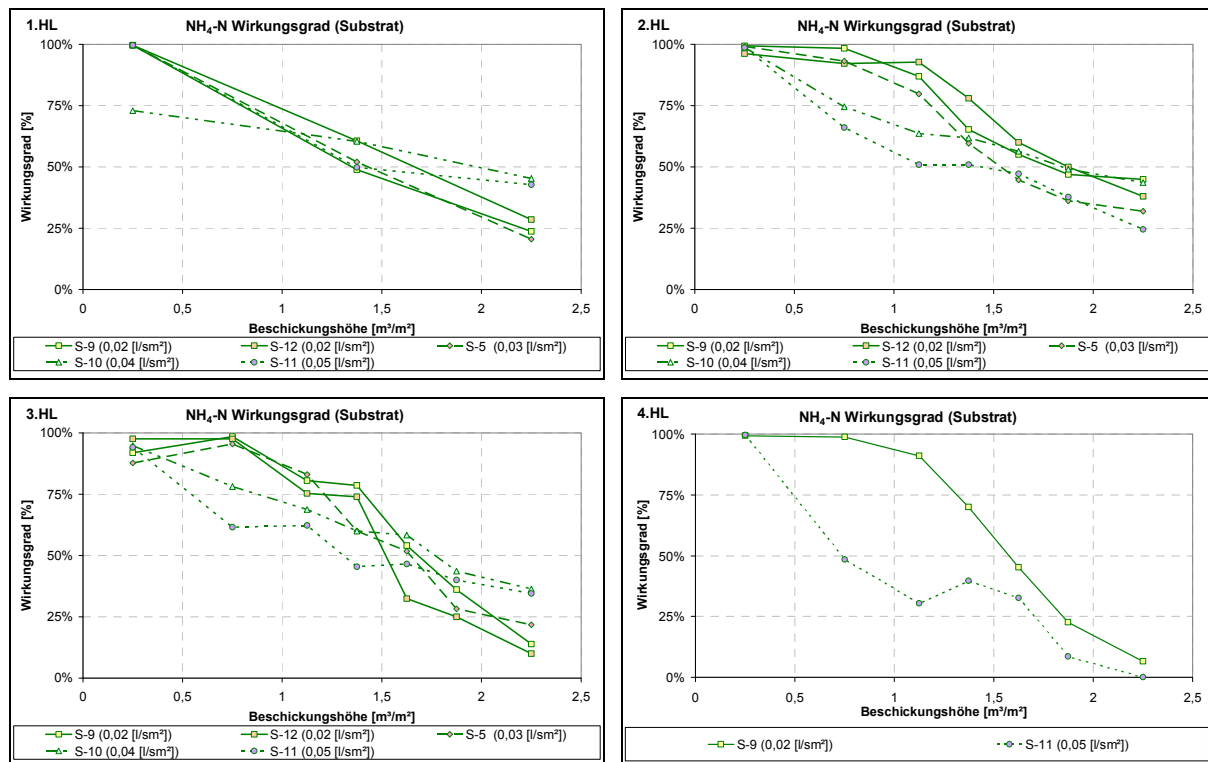


Bild 7.18: Verlauf der Wirkungsgrade für NH₄-N im Filtersubstrat der 4 HL

Die Wirkungsgrade des Substrates Bild 7.18 nehmen mit zunehmender Beschiekungshöhe ab. Der für die 4 HL-Versuche dargestellte Verlauf der Wirkungsgrade wird durch die Beprobungsweise des Infiltrats mit geprägt. Die im 3. HL-Versuch praktizierte Stichprobenbeprobung führt auch zu den differenziertesten Aussagen zum Wirkungsgrad, da Infiltrat und Filtrat konguent erfasst werden. Eine ähnliche Differenzierung war von der Teilmischprobenbeprobung im 4. HL-Versuch erwartet worden. Der experimentelle Nachweis muss jedoch offen bleiben, da es im Versuchsverlauf zu Komplikationen kam. Für Wirkungsgradverläufe ist die im 1. HL-Versuch praktizierte Beprobung offensichtlich wenig hilfreich. Eine Gesamtmischprobe erlaubt hingegen Aussagen zum Wirkungsgradverlauf, die der Variante mit differenzierter Beprobung sehr nahe kommen.

Im 3.HL-Versuch wird klar, dass die Varianten mit höheren Drosselabflüssen ungünstige Wirkungsgradverläufe vorweisen. Zwar werden gegen Ende der Beschiekung höhere Wirkungsgrade als bei den Varianten mit geringen Drosselabflüssen erzielt. Doch ist der NH₄-N-Rückhalt insbesondere im ersten Drittel der HL-Beschiekung erheblich geringer als bei den Varianten mit geringen Drosselabflüssen.

Tabelle 7.10 fasst die Frachten und Wirkungsgrade für den Parameter NH₄-N zusammen. Die mittleren Wirkungsgrade der Gesamtsäulen nehmen von 72 % bei $q_d=0,02$ l/s·m² bis 58 % bei $q_d=0,05$ l/s·m² ab. Der Abbau von NH₄-N im Überstau nimmt mit zunehmenden Drosselabflüssen von 28 % auf 8 % ab. Die mittleren Wirkungsgrade des Substrates liegen

im Bereich von 50-61 %, wobei etwas uneinheitlich, jedoch tendenziell mit zunehmendem Drosselabfluss leicht abnehmende Wirkungsgrade auftreten.

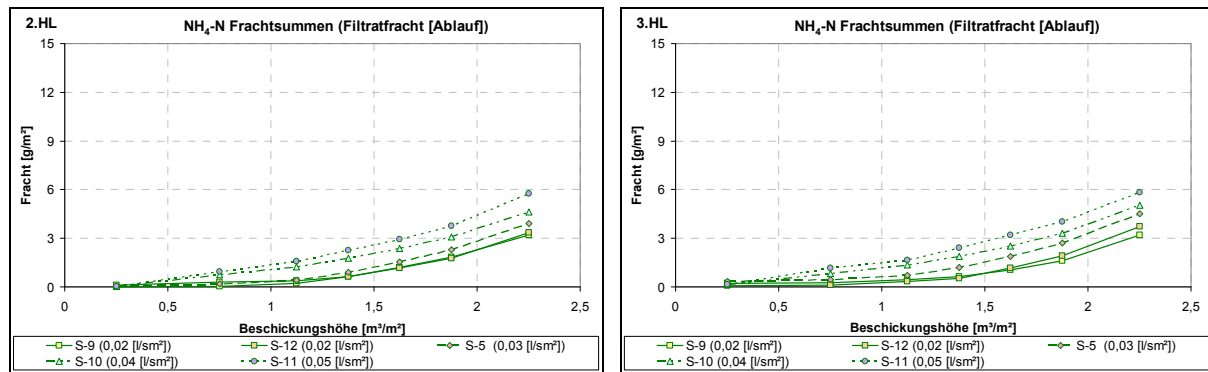


Bild 7.19: Frachtsummenkurven der Filtrate für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ des 2. und 3. HL

Die im Folgenden gezeigten Diagramme der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtrückhalte (gegen die Infiltratfracht) der 4 Hochlastversuche (Bild 7.20) zeigen ein ähnliches Verhalten wie die analogen Darstellungen für das S-CSB (Bild 7.10 und Bild 7.11). Im Gegensatz zum S-CSB zeichnen sich hier jedoch deutliche Leistungsgrenzen ab, zu erkennen am Abflachen der Kurven und der andeuteten bzw. ausgeprägten Plateaubildung, hervorragend in Bild 7.20 unten rechts (4. HL) zu erkennen. Dies ist jedoch nicht abrupt, sondern entwickelt sich allmählich, während beim 1. HL noch keine Plateaubildung zu erkennen ist, wird es im 2. HL bereits angedeutet. Im 3. HL liegt bereits bei den Säulen 9 und 12 ein Plateau vor und beim 4. HL zeigt auch Säule 11 ein Plateau. Wobei beim 4. HL der Frachtrückhalt in Säule 11 deutlich geringer ist als der Frachtrückhalt in Säule 9. Betrachtet man zudem die mittleren Filtratfrachten (langsam: 4 bzw 4,4 / schnell: 5,5 bis 6) so scheint eine höhere Drosselabflusspende eher von Nachteil zu sein.

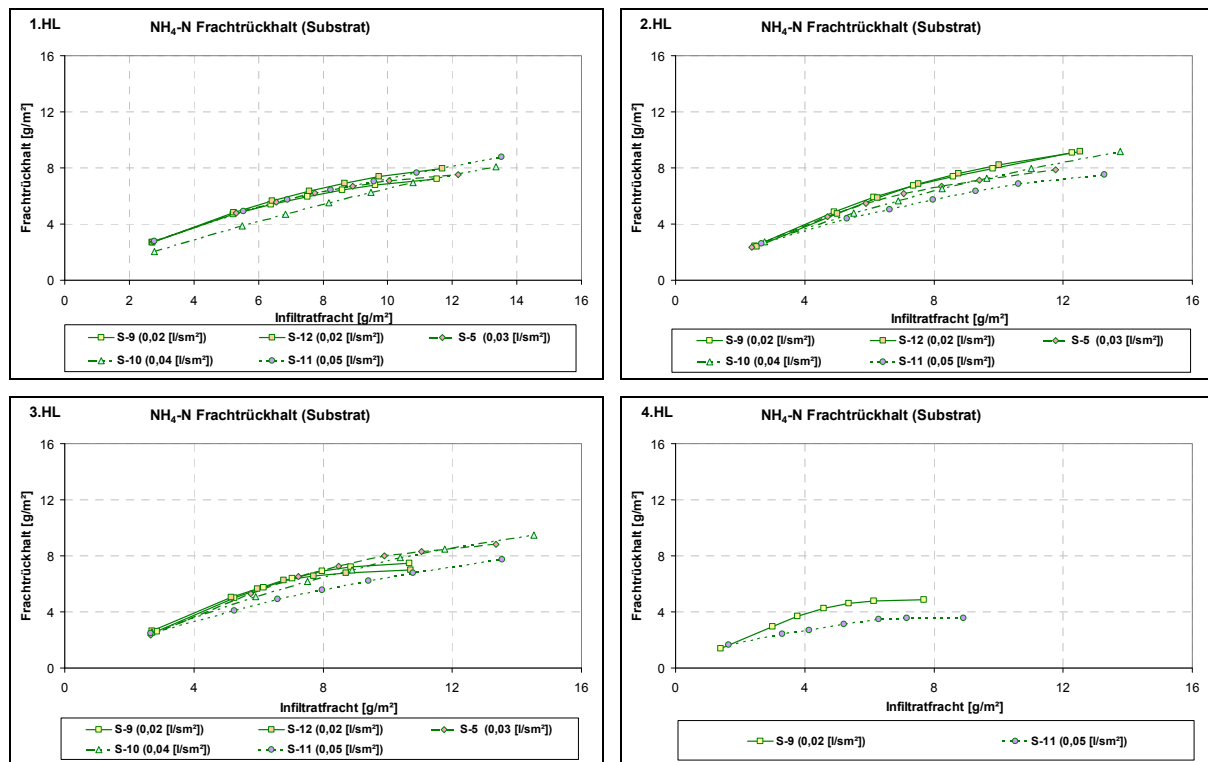


Bild 7.20: Darstellung der NH₄-N-Frachtrückhalte der untersuchten Säulen in Relation zu den kumulierten Infiltratfrachten

Bild 7.21 zeigt die Frachtrückhalte zu den Infiltratfrachten für alle Hochlastversuche jeweils separat für jede Säule in einem Diagramm. Auch hier ist wieder eine gute Vergleichbarkeit der Versuche untereinander gegeben. Die Prägung der Säulen durch die Beschickungshistorie wird hier noch deutlicher als es bereits beim Parameter S_CSB aufgezeigt wurde. Während die ersten drei HL noch gut vergleichbare Frachtrückhalte (um 8 g/m²) zeigen, weichen die Frachtrückhalte des 4. HL deutlich davon ab (ca 4 g/m²).

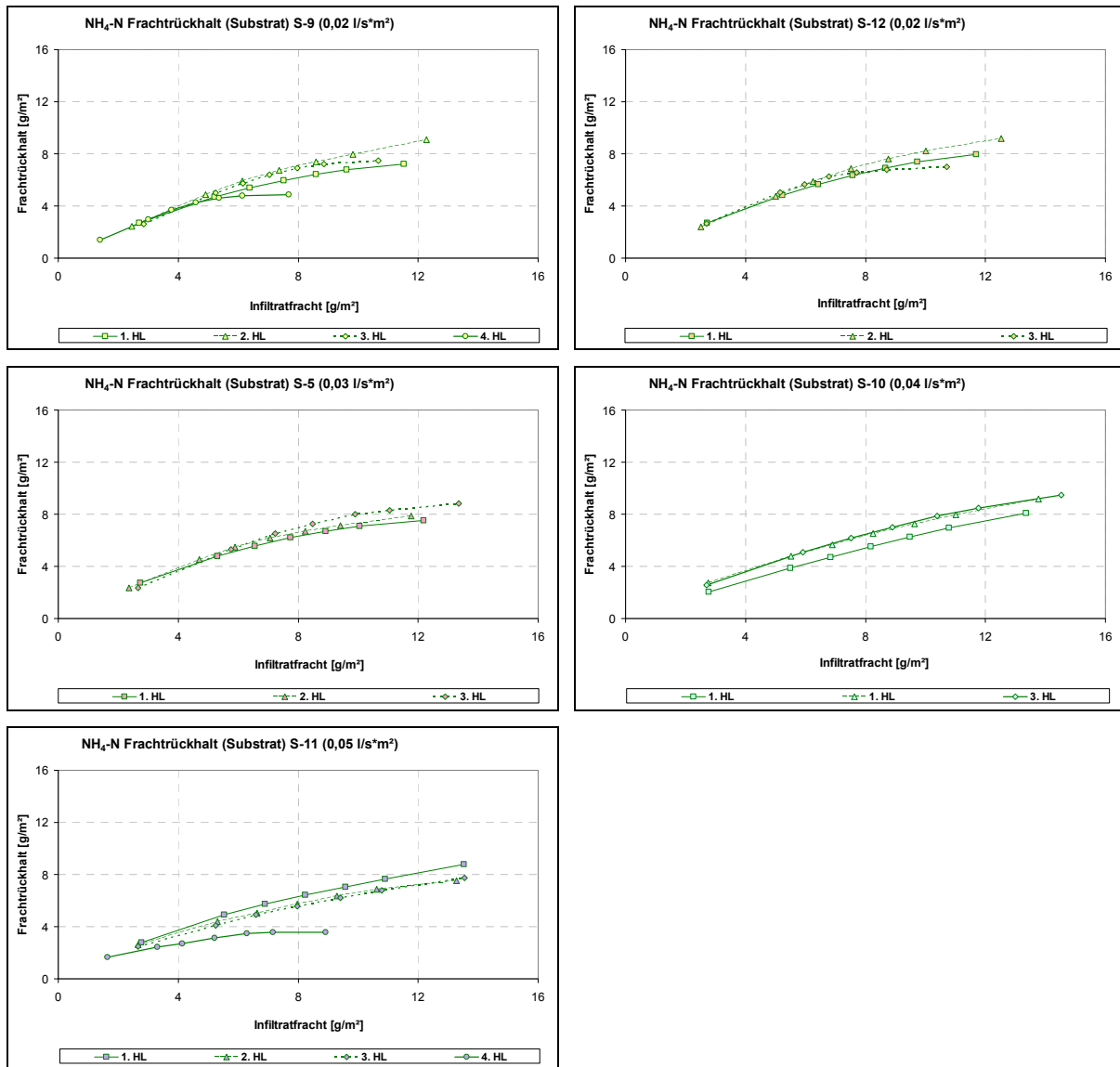


Bild 7.21: NH₄-N-Frachtrückhalte der jeweiligen Säulen für alle Hochlastversuche in Relation zu den kumulierten Infiltratfrachten

Tabelle 7.10: Frachten, Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für den Parameter NH₄-N

Nr.	Säule	Versuch	qd	Fracht			Frachtrückhalt			Wirkungsgrad		
				B_{Zu}	B_{Inf}	B_{Fil}	$\Delta_{B_{ges}}$	Δ_{B_R}	Δ_{B_S}	η_{ges}	η_R	η_S
	[-]	[-]	[l/s·m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[%]	[%]	[%]
1	S-4	HL1	0,02	13,8	9,8	7,0	6,9	4,1	2,8	50	29	29
2	S-9	HL1	0,02	13,8	10,3	6,7	7,2	3,6	3,6	52	26	35
3	S-9	HL2	0,02	14,2	12,3	3,2	11,0	1,9	9,1	77	13	74
4	S-9	HL3	0,02	15,0	10,7	3,2	11,8	4,3	7,5	79	29	70
5	S-9	HL4	0,02	14,2	7,7	2,8	11,4	6,5	4,9	80	46	63
Mittelwert					10,2	4,0	10,3	4,1	6,3	72	28	61
6	S-12	HL1	0,02	13,8	10,5	6,0	7,8	3,3	4,5	56	24	43
7	S-12	HL2	0,02	14,2	12,5	3,3	10,8	1,7	9,2	76	12	73
8	S-12	HL3	0,02	15,0	10,7	3,7	11,3	4,3	7,0	75	28	65
9	S-12	HL4	0,02	14,2	8,9	nb	nb	5,3	nb	nb	37	nb
Mittelwert					10,7	4,4	10,0	3,6	6,9	69	25	60
10	S-5	HL1	0,03	14,0	11,3	7,4	6,6	2,8	3,8	47	20	34
11	S-5	HL2	0,03	14,3	11,8	3,9	10,4	2,5	7,9	73	18	67
12	S-5	HL3	0,03	15,0	13,3	4,5	10,5	1,6	8,8	70	11	66
13	S-5	HL4	0,03	14,3	10,1	nb	nb	4,2	nb	nb	29	nb
Mittelwert					11,6	5,3	9,1	2,8	6,8	63	19	56
14	S-10	HL1	0,04	14,0	13,0	7,1	7,0	1,0	6,0	50	7	46
15	S-10	HL2	0,04	14,3	13,8	4,6	9,7	0,5	9,2	68	4	66
16	S-10	HL3	0,04	15,2	14,5	5,0	10,1	0,7	9,5	67	4	65
17	S-10	HL4	0,04	14,6	12,4	nb	nb	2,3	nb	nb	15	nb
Mittelwert					13,4	5,6	8,9	1,1	8,2	61	8	59
18	S-11	HL1	0,05	14,0	13,3	7,2	6,8	0,8	6,1	49	5	46
19	S-11	HL2	0,05	14,3	13,3	5,8	8,5	1,0	7,5	60	7	57
20	S-11	HL3	0,05	15,2	13,5	5,8	9,4	1,6	7,7	62	11	57
21	S-11	HL4	0,05	14,6	8,9	5,4	9,3	5,7	3,5	63	39	40
Mittelwert					12,3	6,0	8,5	2,3	6,2	58	16	50

7.3 Fazit

Die Erhöhung der Drosselabflussspende auf $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ ist für die Beurteilung der Reinigungswirkung des Substrates nicht von Nachteil. Die dadurch straffere Versuchsdurchführung und mögliche Kostenreduzierung sind positiv zu bewerten. Im Überstau finden dennoch Reduzierungen der im Zulauf eingebrachten Konzentrationen statt. Dies ist zum einen auf einen Abbau der verwendeten leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen zurückzuführen sowie auf eine vermutlich vornehmlich biogene Sorption von Ammonium an Biomasse, die im Zuge des Kohlenstoffabbaus produziert wird.

Die weitere Erhöhung der Drosselabflussspende auf 0,03, 0,04 bzw. 0,05 $\text{l/s}\cdot\text{m}^2$ brachte nicht den erwünschten Effekt, die Abbauprozesse im Überstauwasser einzuschränken oder gar zu unterdrücken. Auch bei Versuchen mit der erhöhten Drosselabflussspende kam es zu Abbauvorgängen im Überstauwasser und zur Reduktion der Infiltratfrachten. Die Ablauffrachten der Säulen mit höheren Drosselabflüssen wurden vor allem in Bezug auf $\text{NH}_4\text{-N}$ deutlich größer und das Durchbruchverhalten setzte deutlich eher ein. Von daher ist die Aussagekraft für die mit $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ betriebene großtechnischen Filteranlagen nicht gegeben. Die Strategie einer erhöhten Drosselabflussspende zur Lösung der Konzentrationsreduktion im Überstau hat sich nicht bewehrt.

Um die Substratbelastungen korrekt zu erfassen, ist eine Beprobung des Infiltrats unverzichtbar. Unter den Beprobungsvarianten hat sich die kontinuierliche Mischprobenahme und die Stichprobenahme als sinnvoll herausgestellt. Die Auswahl soll abhängig vom Untersuchungsziel erfolgen. Werden lediglich Gesamtwirkungsgrad des Stoffrückhaltes gewünscht, so reicht die kontinuierliche Mischprobe aus. Es wird empfohlen, zusätzlich eine Stichprobe gegen Ende der Infiltration zu entnehmen, um anhand eines Vergleiches von Infiltrat- und Ablaufkonzentration Hinweise auf ein Durchbruchverhalten zu erlangen. Sind der Verlauf des Stoffrückhaltes sowie des Durchbruchverhaltens Untersuchungsziel, so sollte eine Stichprobenahme praktiziert werden.

Für die Handlungsanleitung ergeben sich aus diesen Untersuchungen folgende Schlussfolgerungen und Empfehlungen:

- Die NL-Versuche der Einfahrphase sind mit 16 Beschickungen in 8 Wochen und einer Drosselabflussspende von $q_d=0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ ausreichend für die Etablierung einer Filterbiozönose. Eine Erhöhung der Drosselabflussspende auf $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ ist aus organisatorischen Gründen sinnvoll, wobei die notwendige Anzahl der Beschickungen zur Etablierung der Filterbiozönose möglicherweise erhöht werden muss.
- Die HL-Versuche sollen mit der Drosselabflussspende $q_d=0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ durchgeführt werden.

- Die Beprobungsstrategie für das Filtrat ist anhängig vom Untersuchungsziel zu wählen. Für die Ermittlung von Ereigniswirkungsgraden genügen kontinuierliche Mischproben zuzüglich einer Stichprobe am Ende der Infiltration. Der Verlauf des Stoffrückhaltes und der Wirkungsgrade setzt mehrere Stichproben des Infiltrats voraus.
- Deutlich wird an beiden Standorten, dass der zweite Hochlastversuch nicht unabhängig vom ersten Versuch ist, da die Filterbiozönose vorgeprägt ist. Minderung könnten längere Regenerationsphasen herbeiführen, die jedoch explizit noch zu ermitteln wären.

8 Handlungsanleitung für Säulenversuche zur Eignungsprüfung von Filtersubstraten

8.1 Veranlassung und Zielsetzung

Aufbauend auf den Ergebnissen von Kapitel 4 bis 7 wird eine Handlungsanleitung zur Untersuchung von Filtermaterialien in labortechnischen Anlagen entwickelt. Auf der Basis häufig in NRW vorkommender Anwendungsfälle wird eine systematische Vorgehensweise formuliert. Dabei wird der Schwerpunkt auf den Parameter Ammonium gelegt, der häufig Anlass für die weitergehende Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern ist. Die Handlungsanleitung enthält Vorschläge und Vorgaben zur

- Versuchsanordnung (Material, Drosselungsvorrichtung, Messgeräte)
- Auswahl und Messkonzept von ergänzenden Basisparametern (z.B. O₂, pH, Temperatur)
- Auswahl und Messkonzept von stofflichen Parametern (z.B. Probenahmeintervalle, Vorbehandlung, Bestimmungsmethoden)
- Festlegung der hydraulischen und stofflichen Belastung (z.B. Beschickungsmodus, Art und Zusammensetzung Beschickungswasser)
- Ergebnisauswertung und Dokumentation

Ziel dieses Arbeitsschrittes ist die Entwicklung einer Versuchstechnik, die anderen Normungsinstituten (z.B. Deutschen Institut für Bautechnik (DIBT)) als Grundlage für ein Eignungsnachweis für Retentionsbodenfiltersubstrate vorgeschlagen werden kann.

8.2 Anwendungsbereich

Die Handlungsanleitung gilt für Filtersubstrate, die in Retentionsbodenfilter für Mischsysteme eingebaut werden sollen. Der RBF soll mit einer ausreichenden Vorstufe nach den Grundsätzen des DWA-M 178 [2005] ausgestattet sein.

Zur Prüfung grundsätzlich geeignet sind Filtersubstrate, die entweder die geltenden Vorgaben (Merkblatt DWA-M 178 und Handbuch Retentionsbodenfilter (MUNLV-NRW)) erfüllen oder von diesen abweichen (z.B. abweichende Sieblinie). Im Vordergrund der Betrachtung steht Ammonium zuzüglich ergänzender mischwasserspezifischer Parameter.

8.3 Begriffe

Begriff	Definition
Ablaufwasser (Filtrat)	gereinigtes aus der Drainageschicht gedrosselt ablaufendes Wasser
Beschickung	experimentell herbeigeführtes hydraulisches Belastungsereignis des Filterkörpers, i. d. R. verbunden mit stofflicher Belastung
Beschickungsaggregat	Aggregat (Pumpe) zum gleichmäßigen Einbringen des Beschickungswassers in den Säulenkörper
Beschickungshöhe	Wasservolumen bezogen auf die Filteroberfläche (m^3/m^2), das auf den Filter aufgebracht wird
Beschickungswasser	Oberbegriff für konditioniertes und künstliches Mischwasser, das zur Beschickung der Filter verwendet wird
Deckschicht (DE)	über dem Filtermaterial angeordnete Schicht aus Kies
Dränsystem (DS)	unterhalb des Filtermaterials angeordnete Sammel- und Transportleitungen für das filtrierte Beschickungswasser einschließlich Dränschicht
Dränschicht	unter dem Filtermaterial angeordnete Schicht aus Kies
Drosselorgan (DO)	Vorrichtung zur Drosselung eines Volumenstroms
Einfahrphase	mehrwöchige Zeitspanne mit regelmäßigen Normallastbeschickungen zur Etablierung mischwasserbürtiger Mikroorganismen (Biozönose) im Filterkörper
Filterkörper (FK) = Filterschicht	aus Filtermaterial bestehender Raum zwischen Dränschicht und Deckschicht eines Säulenkörpers. Im Filterkörper erfolgt die mechanisch-biologisch-chemische Reinigung des Beschickungswassers
Filtermaterial (FM)	zu prüfendes Material des Filterkörpers
Hochlastbeschickung	Beschickung mit einer Beschickungshöhe von 2,5 m Wassersäule (WS)
konditioniertes Mischwasser	Mischung aus Abwasser und entionisiertem Wasser mit Nährsalzen als Beschickungswasser in der Einfahrphase
künstliches Mischwasser	vollentsalztes Wasser mit Nährsalzen als Beschickungswasser in der Prüfphase
Laborsäulen (Säulen)	allgemeine Bezeichnung eines Versuchsstandes zur überwiegend eindimensionalen Betrachtung von Prozessen in Retentionsbodenfiltern
Prüfphase	Phase hoher hydraulischer und stofflicher Belastung zur Eignungsprüfung des Filtermaterials nach der Einfahrphase i. d. R. in Form von 2

Begriff	Definition
	Hochlastbeschickungen und 1 Normallastbeschickung
Normallastbeschickung	Beschickung mit einer Wassersäule von 0,5 m
OECD-Abwasser	Komplexes Standardabwasser (Zusammensetzung nach OECD [1981])
Prüfkenngößen	Kenngößen zur Überprüfung der Eignung eines Filtermaterials
Retentionsbodenfilter (BF)	Bodenfilter, bei dem der zugehörige Speicherraum über dem Filterkörper bzw. der Deckschicht angeordnet wird (Bodenfilter mit integrierter Retention)
Säulenkörper	Körper zur Einfassung der kleinflächigen Nachbildung eines Retentionsbodenfilters im Labormaßstab, Schichtung im Inneren entsprechend Großtechnik bestehend aus Dränschicht, Filterschicht, Deckschicht und Retentionsraum
Substratkenngößen	Physikalische und chemische Eigenschaften eines Filtersubstrates, physikalische Eigenschaften sind Korngrößenverteilung, Porenvolumina und Durchlässigkeitsbeiwert; chemische Eigenschaften sind Carbonatgehalt, Schadstofffreiheit (nach LAGA)
Überstauwasser (Infiltrat)	Im Retentionsraum befindliches Beschickungswasser vor Infiltration in die Deckschicht
Vorlaufwasser	Wasser, welches nach der gravitativen Entleerung des Säulenkörpers durch die Kapillarspannung vor allem im unteren Bereich der Filterschicht verbleibt und durch die nächste Beschickung noch vor dem eigentlichen Ablaufbeginn durch die geänderten Druckverhältnisse ausgeblasen wird
Wassersäule (WS)	Normierte Kenngröße zur Beschreibung des Verhältnisses von Beschickungsvolumen zur Filterfläche die Angabe erfolgt in m

8.4 Abkürzungen

Kurzzeichen	Bedeutung, Erläuterung	Einheit
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
BF	Bodenfilter	
C	Kohlenstoff	
C_XX	Konzentration des Parameters XX in der homogenisierten Probe	mg/l
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
GMP	Gesamtmischprobe	
ha	hydraulische Flächenbelastung pro Beschickung	m ³ /m ² , m
k _{fA}	Durchlässigkeitsbeiwert des wassergesättigten Filtermaterials vor der Inbetriebnahme, berechnet nach DIN 18130-1	m/s
k _{fB}	Durchlässigkeitsbeiwert des wassergesättigten Filtermaterials nach mehrjährigem Betrieb, berechnet nach DIN 18130-1	m/s
KG	Korngrößen von Filtermaterial	mm
LF	Leitfähigkeit	µS/cm
MW	Mischwasser	
N	Stickstoff	mg/l
N _{org}	Organischer Stickstoff	mg/l
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	mg/l
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff	mg/l
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff	mg/l
O ₂	Sauerstoff	mg/l
OECD-Abwasser	Standardabwasser in Zusammensetzung nach OECD [1981]	
q _d	Drosselabflussspende (Filtergeschwindigkeit) des Retentionsbodenfilters in das Gewässer, bezogen auf ein Wasserstand in Höhe Bodenfilteroberfläche, bzw. Drosselabflussspende der Laborsäule	l/(s*m ²)
RBF	Retentionsbodenfilter	
S_XX	Konzentration des Parameters XX in der filtrierten Probe	mg/l
t _{E,i}	Einstaudauer eines Einzelereignisses (Zeitspanne vom Beginn der Filterbeschickung bis zur vollständigen rechnerischen Entleerung des Retentionsraums)	h
VE-Wasser	vollentsalztes Wasser	

8.5 Prüfungen

8.5.1 Grundsätze der Säulenversuche

Säulenversuche bilden die Verhältnisse eines Retentionsbodenfilters modellhaft im Labormaßstab ab. Filtersubstrat, -mächtigkeit und -aufbau der Säule entspricht in den vertikalen Merkmalen dem großtechnischen Aufbau ebenso wie die Drosselung des Ablaufes. Die Säulen ermöglichen somit die eindimensionale Abbildung der realen Filtrationsprozesse.

Die Säulenversuche zur Substratprüfung sind in eine Einfahrphase und eine Prüfphase gegliedert. Die Beschickungen der Einfahrphase werden mit konditioniertem Mischwasser durchgeführt. In der Prüfphase werden die Säulen mit künstlichem Mischwasser beschickt. Die Konzipierung der Beschickungsmedien wird standardisiert, um die Vergleichbarkeit der Versuchsbedingungen an unterschiedlichen Prüfstandorten sicherzustellen. Die heterogenen realen Mischwassermatrizes können vom standardisierten Beschickungswasser mehr oder minder abweichen.

Grundsätzlich ist zwischen Zulaufkraft und Infiltrationskraft zu differenzieren. Bei möglichen Abbauprozessen im Überstauwasser des Retentionsraumes können Zulaufkraft und infiltrierende Kraft erheblich voneinander abweichen.

Die Umgebungstemperatur der Säulen während des Versuchsbetriebes beeinflusst die mikrobiellen Aktivitäten. Die Untersuchungen sollen daher in einer Umgebung mit möglichst geringen Temperaturschwankungen durchgeführt werden, die im günstigsten Fall im Bereich von 15-20°C liegen. Versuche bei Temperaturen < 5°C bzw. > 30°C sind nicht zulässig. Da die Prüfung als relativer Vergleich von Referenz- und Prüfsubstrat erfolgen, erscheint der Aufwand für eine Klimatisierung des Prüfraumes nicht angemessen.

Die Bewertungsgröße ist der Kraftwirkungsgrad bei einer definierten Zulaufkraft bei Hochlastversuchen. Hauptparameter der Bewertung ist Ammonium.

8.5.2 Aufbau der Versuchsanlage

Die Versuchsanlage besteht aus senkrecht stehenden Kunststoffrohren mit vorgegebenen Filteraufbau und mit einem gedrosselten Ablauf. Die Komponenten werden im Folgenden beschrieben.

Beschickungsaggregat

Das Beschickungsaggregat besteht aus:

- Vorlagebehälter
- Pumpe (mit Schlauch)
- Volumenbestimmung
- Berechnungsvorrichtung

In dem Vorlagebehälter wird das Beschickungswasser angesetzt. Das Beschickungswasser wird mit einer Pumpe über Schlauch und Berechnungsvorrichtung auf die Säule gegeben. Das entsprechende Volumen wird unter genauer Volumenbestimmung (Messgenauigkeit ≤ 50 ml) mit einer Waage bzw. einem Durchflussmesser auf die Säule gegeben.

Säulenkörper

Das Material der Säulenkörper besteht aus Kunststoff (PP, PVC, PE, Acrylglas, Plexiglas), bei transparenten Säulen ist eine lichtundurchlässige Abdeckung vorzusehen. Bei einer mehrteiligen Konstruktion ist eine inerte Abdichtung (kein Silikon) durchzuführen. Der Säulenkörper muss eine Gesamthöhe von mindestens 210 cm und einen Durchmesser von 20 cm (innen 19 cm) aufweisen.

Die Säulen sollten über ein Peilrohr zur Wasserstandsmessung verfügen, diese ist im Niveau der Dränage anzubringen.

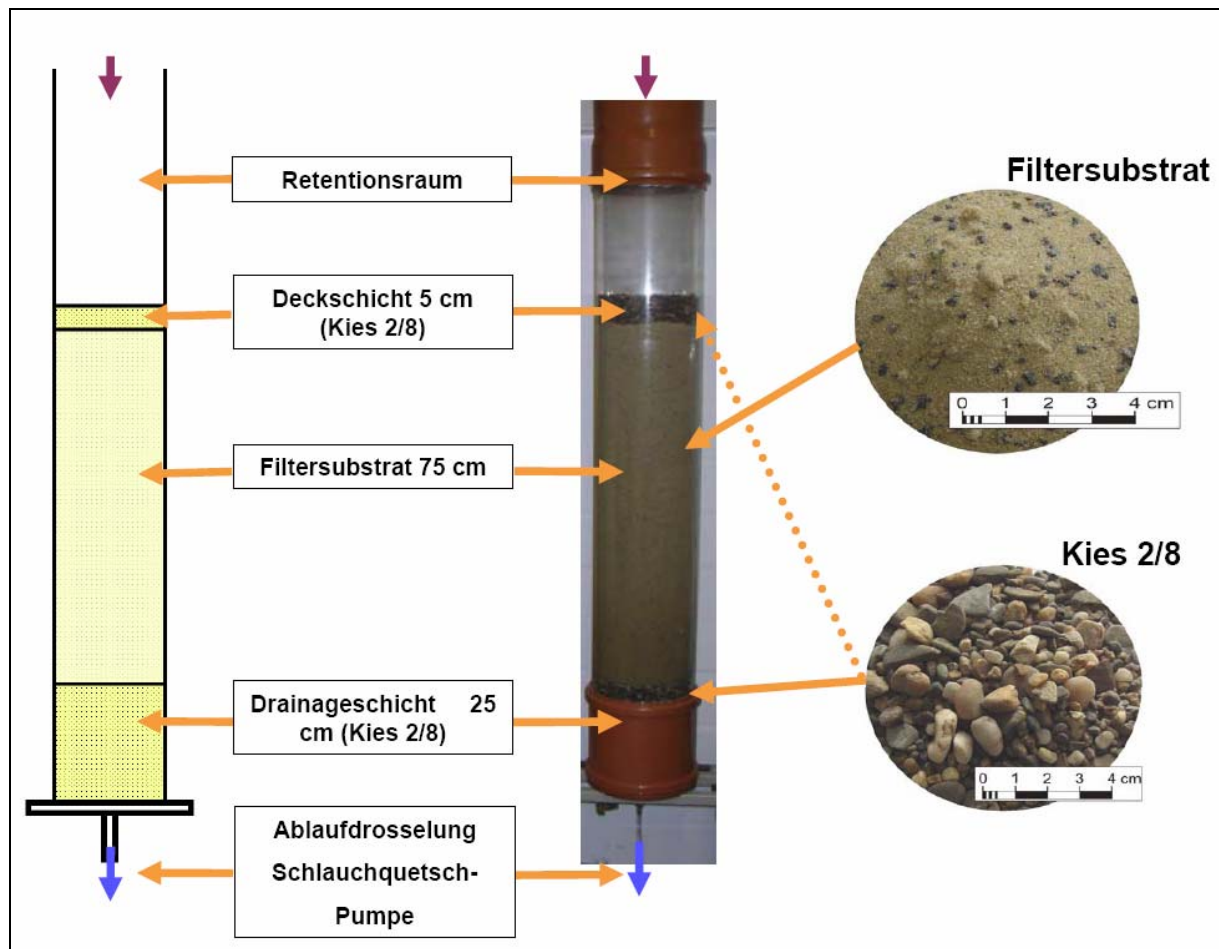


Bild 8.1: Schematische Darstellung von Säulenkörper und Filteraufbau

Dränsystem und Drosseleinrichtung

Am unteren Ende der Säule (Säulenboden) ist eine Abfaffung so zu realisieren, dass eine Abflusssdrosselung und eine vollständige Filterentleerung möglich sind. Als Drosselorgan wird eine Laborschlauchquetschpumpe verwendet, die als Verdrängerpumpe die Einhaltung einer konstanten Drosselabflussspende $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ während des Versuchsbetriebes gestattet. Die Pumpeneinstellung ist vor und während eines Versuchs durch volumetrische oder gravimetrische Vergleichsmessung zu prüfen.

Filteraufbau

Der Aufbau des Filters in den Versuchssäulen soll gemäß den Angaben in MUNLV [2003] und DWA-M 178 [2005] für Retentionsbodenfilter für das Mischsystem durchgeführt werden. Zunächst wird eine 25 cm mächtige Dränageschicht (Kies 2-4 mm), darüber das zu prüfende Filtersubstrat mit der zulässigen Mindestmächtigkeit (75 cm) und abschließend eine 5 cm mächtige Deckschicht (Kies 2-4 mm) in die Säulen eingebaut. Die Gesamthöhe des Filters

beträgt somit 105 cm. Über dem Filter sollen >100 cm freies Säulenvolumen verfügbar sein, das als Vorlagevolumen für Beschickungen genutzt wird.

Einbau und Konsolidierung des Filtermaterials

Nach dem Einbau der Dränage- und der Filterschicht wird eine Beschickung (1 m Beschickungshöhe) mit Leitungswasser zur Konsolidierung der Filterschicht durchgeführt. Die Konsolidierung erfolgt als ungedrosselte Beschickung, wobei die Differenz zwischen Beschickungsmenge und Ablaufmenge dem Restwassergehalt entspricht. Bei diesem Vorgang kommt es i. d. R. zu Setzungen, daher werden im Vorfeld ca. 15 % mehr Substrat eingebaut. Der Materialüberschuss, welcher sich nach der Konsolidierung einstellen kann, wird abgetragen, bis die Zielmächtigkeit von 75 cm erreicht ist. Nach der Konsolidierung wird abschließend die Deckschicht aus Kies (2-4 mm) eingebaut.

8.5.3 Eigenschaften des Filtermaterials

Zur Prüfung werden ein den technischen Richtlinien entsprechende Referenzsubstrat und das zu prüfende Substrat parallel untersucht. Von beiden Materialien ist eine frische Rückstellprobe zu gewinnen und einzulagern. Die Menge der Rückstellprobe sollte dabei wenigstens 5 Liter betragen. Für beide Filtersubstrate sind die im Folgenden aufgeführten Substratkenngrößen zu ermitteln.

Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung wird mittels Siebanalyse (nach DIN 18123 oder nach DVGW 113) in Form von Mehrfachbestimmungen (sechs Versuche) ermittelt und anschließend als Sieblinien dargestellt. Bei erhöhtem (> 1 %) Feinkornanteil (< 0,063 mm) ist gegebenenfalls eine Nasssiebung durchzuführen.

Lagerungsdichte

Neben der Siebanalyse wird die bodenmechanische Eigenschaft der Lagerungsdichte nach DIN 18126 bestimmt.

Schadstofffreiheit nach LAGA

Für jedes Material, das in einem Retentionsbodenfilter verbaut werden soll ist die Schadstofffreiheit nachzuweisen. Das Material muss die Schadstofffreiheitsklasse Z0 nach LAGA aufweisen.

Carbonatgehalt (nach DIN 18129)

Der Carbonatgehalt des Filtermaterials ist der mittels gasometrischer Kohlenstoffdioxidbestimmung nachgewiesene Massenanteil an Gesamtcarbonat bezogen auf die Trockenmasse des Substrates. Das Scheibler - Verfahren beruht auf die Reaktion der Carbonate mit Salzsäure, bei der es zu einer Freisetzung von Kohlendioxid (CO_2) kommt. Die Carbonate bestehen überwiegend aus Calcit (CaCO_3) und Dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Es ist möglich die Carbonate (Calcit und Dolomit) näherungsweise getrennt zu bestimmen, indem man die gasometrische Messung einmal nach 30 Sekunden für Calcit und ein weiteres mal am Ende der Reaktion (Gesamtcarbonatgehalt) durchführt. Aus der Differenz ergibt sich der Dolomitanteil am Gesamtcarbonatgehalt. Die differenzierte Bestimmung von Calcit und Dolomit am Gesamtcarbonatgehalt ist zur Bestimmung des reaktiven Carbonatanteils wichtig.

Porenvolumen

Nach Einbau des lufttrockenen Substrates erfolgt eine Konsolidierungsbeschickung mit freiem Ausfluss. Die Restfeuchte der Säule ergibt sich aus der Differenz von Zugabe- und Ablaufvolumen. Zur Bestimmung des effektiven Porenvolumens wird nunmehr die Säule langsam von unten mittels der Schlauchquetschpumpe mit Wasser beschickt. Das effektive Porenvolumen ergibt sich als Summe des in die Substratschicht eingebrachten Wasservolumens und des Restfeuchtegehaltes des Substrates. Der Restfeuchtegehalt der Dränageschicht wird als vernachlässigbar gering angesetzt.

Durchlässigkeitsbeiwert

Der Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert) des Substrates wird durch einen Versuch mit abnehmender Druckhöhe bei freiem Auslauf bestimmt. (Hölting & Coldewey [2004]).

8.5.4 Durchführung der Säulenversuche

Beschickungsabfolge

Einfahrphase

Die Einfahrphase dient der Animpfung der Säulen mit einer mischwassertypischen Biozönose sowie der Etablierung dieser Biozönose im Filter. Für die Einfahrphase ist ein detaillierter Beschickungsplan einzuhalten, der geregelte Trockenphasen (2 bzw. 3 Tage) und Beschickungen (0,5 m Beschickungshöhe) der Säulen vorsieht. Die Beschickungen sind bezüglich der stofflichen Belastungen konstant durchzuführen und sollen den üblichen Entlastungen aus Mischwassersystemen (S_{CSB} : 60 mg/l und $\text{NH}_4\text{-N}$: 6 mg/l) entsprechen.

Die Einfahrphase ist beendet, wenn ein konstanter S_{CSB} - und Ammonium-Rückhalt sowie eine stabile Nitrifikation in der Trockenphase vorliegen. Als Indiz für den Abschluss der Einfahrphase sind Nitritgehalte im Ablauf unterhalb der Nachweisgrenze. Die konstanten Ablaufwerte sind nach ca. 15 Beschickungen erreicht.

In der Einfahrphase werden die Säulen mit einer Drosselabflussspende von $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ betrieben, was eine Versuchsdauer von ca. 14 Stunden bedeutet (Normallastversuch).

Die Probenahmen erfolgen zur Qualitätssicherung für alle Zuläufe als Stichprobe sowie an jeder Säule für die Abläufe der ersten und letzten Beschickung als Gesamtmischprobe.

Prüfphase

Die Prüfphase dient der eigentlichen Eignungsprüfung des Substrats. Dazu werden zwei Hochlastbeschickungen und zwei Normallastbeschickungen nebst Trockenphasen nach einem festgelegten Beschickungsplan durchgeführt. Die Hochlastbeschickungen stellen eine extreme hydraulische und stoffliche Belastung der Filtersubstrate dar. Die Filter werden mit 2,5 m Beschickungshöhe beaufschlagt. Die Beschickung erfolgt in 3 Etappen (1,0 m; 1,0 m; 0,5 m). Es ist darauf zu achten, dass stets eine Überstauhöhe von mindestens 5 cm vorliegt, damit eine Wiederbelüftung des Filters ausgeschlossen ist. Zwischen dem Ende der Einfahrphase und dem ersten Hochlastversuch sowie der übrigen Versuche der Prüfphase sind jeweils 5 Tage Trockenphase einzuhalten. Die Trockenphasen beugen ungewollter Kolmation sowie zu starker biologischer Aktivität vor.

In der Prüfphase werden die Säulen mit einer Drosselabflussspende von $q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ betrieben. Dies bedeutet eine Versuchsdauer von ca. 7 Stunden für einen Normallastversuch und ca. 35 Stunden für einen Hochlastversuch.

In der Prüfphase werden die Zuläufe als Stichproben sowie das Infiltrat und das Filtrat jeweils als Ganglinie aus Teilmischproben beprobt. Die Beprobung des Infiltrats ist vor jeder Teilbeschickung und zeitnah vor jeder Filtratbeprobung durchzuführen.

In Bild 8.2 ist exemplarisch eine mögliche Versuchskonstellation von Einfahr- und Prüfphase dargestellt.

Einfahrphase	KW	1							2							3							4						
	Tag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
	Normallastversuch																												
	Zulaufprobe																												
	Infiltratprobe																												
	Filtratprobe																												
	KW	5							6							7							8						
	Tag	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56
	Normallastversuch																												
	Zulaufprobe																												
	Infiltratprobe																												
	Filtratprobe																												

Prüfphase	KW	9							10							11							12						
	Tag	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
	Normallastversuch																												
	Hochlastversuch																												
	Zulaufprobe																												
	Infiltratprobe																												
	Filtratprobe																												

Bild 8.2: Versuchsschema zur Planung von Einfahrphase und Prüfphase mit jeweiliger Beprobung

8.5.5 Beschickungswasser

In der Einfahrphase dient das Beschickungswasser der Konditionierung des Filters und dem Aufbau einer Filterbiozönose. Hierfür wird verdünntes Abwasser eingesetzt, das auf mischwassertypische Konzentrationen konditioniert wird. In der Prüfphase wird ein standardisiertes künstliches Beschickungswasser verwendet, so dass Einflüsse der Abwassermatrix auf die Prüfergebnisse ausgeschlossen werden.

Konditioniertes Mischwasser für die Einfahrphase

Als Grundlage für das konditionierte Mischwasser in der Einfahrphase dient Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage. Qualität und Zusammensetzung des Abwassers können sowohl örtlich und zeitlich stark differieren. Der Abwasseranteil am Beschickungswasser wird in Abhängigkeit von der S_{CSB} -Konzentration bestimmt und macht 20 % der S_{CSB} -Fracht des Beschickungswassers aus. Das konditionierte Mischwasser wird auf konstante Konzentrationen im Bereich der Entlastungen aus Mischwassersystemen (S_{CSB} : 60 mg/l und NH_4-N : 6 mg/l) eingestellt.

Zur Herstellung des Beschickungswassers wird am Versuchstag Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung der lokalen ARA entnommen. Das Abwasser wird zunächst durch ein mit VE

Wasser vorgespültes Seidentuch filtriert. Anschließend wird das filtrierte Abwasser beprobt und bei 4 °C bis zur Verwendung zwischengelagert. Die Abwasserprobe wird auf die Gehalte an CSB, S_CSB und NH₄-N analysiert. Die Berechnung zur Herstellung des Beschickungswassers wird an einer Beispielrechnung erläutert.

Tabelle 8.1: Parameter für das Berechnungsbeispiel

	Wert	Einheit
VBW (Volumen Beschickungswasser)	100	[l]
VAW (Volumen Abwasser)	gesucht	[l]
VSL (Volumen Salzlösung)	2	[l]
Konzentrationen		
$c_{S\_CSB_{BW}}$ (vorgegeben)	60	[mg/l]
$c_{S\_CSB_{AW}}$ (aus Analytik)	120	[mg/l]
$c_{NH_4-N_{BW}}$ (vorgegeben)	6	[mg/l]
$c_{NH_4-N_{AW}}$ (aus Analytik)	20	[mg/l]
Stoffmengen (Salze)		
C ₆ H ₁₂ O ₆ (Glucose = CSB-Quelle)	gesucht	[mg]
NH ₄ H ₂ PO ₄ (Ammoniumdihydrogenphosphat = NH ₄ -N-Quelle)	gesucht	[mg]
NaCl (Natriumchlorid = Nährsalz)	7	[mg/l]
CaCl ₂ ·nH ₂ O (Calciumchloridhydrat = Nährsalz)	4	[mg/l]
K ₂ HPO ₄ (Dikaliumhydrogenphosphat = Nährsalz)	28	[mg/l]
MgSO ₄ ·7H ₂ O (Magnesiumsulfathydrat = Nährsalz)	2	[mg/l]

Festlegung der benötigten Beschickungswassermenge (Beispielrechnung mit 100 l)

Berechnung der Abwassermenge im Beschickungswasser

Die Abwassermenge im Beschickungswasser ist so zu berechnen, dass 20 % des S_CSB aus Abwasser stammen:

$$V_{AW} = 0,2 \cdot V_{BW} \cdot \frac{c_{S\_CSB_{BW}}}{c_{S\_CSB_{AW}}} \quad (\text{Gl. 8.1})$$

mit V_{AW} Abwasservolumen im Beschickungswasser [l]

V_{BW} Beschickungswasservolumen [l]

$c_{S\_CSB_{BW}}$ Zielkonzentration S_CSB im Beschickungswasser [mg/l]

$c_{S\_CSB_{AW}}$ Konzentration S_CSB im filtrierten Abwasser [mg/l]

In der Beispielrechnung ergibt sich bei einem üblichen Wert von $c_{S\_CSB_{AW}} = 120$ mg/l, einem $V_{BW} = 100$ l und einer $c_{S\_CSB_{BW}} = 60$ mg/l ein $V_{AW} = 10$ l.

Berechnung der Zugabe von Glucose (C₆H₁₂O₆)

Die Berechnung der Zugabe von Glucose erfolgt, um das mit VE Wasser auf 100 l verdünnte Abwasser auf den gewünschten CSB-Gehalt von 60 mg/l zu ergänzen:

$$m_{C_6H_{12}O_6} = 0,8 \cdot (V_{BW} \cdot c_{S\_CSB_{BW}}) \cdot 0,9375 \quad (\text{Gl. 8.2})$$

mit $m_{C_6H_{12}O_6}$ [mg] Masse Zugabe an Glucose

Der Faktor 0,9375 errechnet sich aus dem Kehrwert des Quotienten der molaren Masse des Sauerstoffs (O₂), die benötigt wird um 1 g Glucose zu oxidieren (Oxidation von 1 Mol Zucker benötigt 192 g O₂) geteilt durch die molare Masse der entsprechenden Glucosemenge (1 Mol Glucose = 180 g).

In der Beispielrechnung ergibt sich bei einem Wert von $c_{S\_CSB_{AW}} = 120$ mg/l, einem $V_{BW} = 100$ l und einer $c_{S\_CSB_{BW}} = 60$ mg/l eine $m_{C_6H_{12}O_6} = 4500$ mg.

Berechnung der Zugabe von Ammoniumdihydrogenphosphat

Die Berechnung der Zugabe von Ammoniumdihydrogenphosphat erfolgt, um das mit VE Wasser auf 100 l verdünnte Abwasser auf den gewünschten NH₄-N-Gehalt von 6 mg/l zu ergänzen:

$$m_{NH_4H_2PO_4} = (V_{BW} \cdot c_{NH_4-N_{BW}} - V_{AW} \cdot c_{NH_4-N_{AW}}) \cdot 8,1967 \quad (\text{Gl. 8.3})$$

mit $m_{NH_4H_2PO_4}$ [mg] Masse Zugabe Ammoniumdihydrogenphosphat

$c_{NH_4-N_{BW}}$ [mg/l] Zielkonzentration NH₄-N im Beschickungswasser

$c_{NH_4-N_{AW}}$ [mg/l] Konzentration NH₄-N im filtrierten Abwasser

Der Faktor 8,1967 errechnet sich aus dem Kehrwert des Quotienten der molaren Masse des Stickstoffs im Ammonium (1 Mol N = 14 g), dividiert durch die molare Masse Ammoniumdihydrogenphosphats (1 Mol NH₄H₂PO₄ = 115 g).

In der Beispielrechnung ergibt sich bei einem Wert von $c_{NH_4-N_{AW}} = 20 \text{ mg/l}$, einem $V_{BW} = 100 \text{ l}$ und einer $c_{NH_4-N_{BW}} = 6 \text{ mg/l}$ eine $m_{NH_4H_2PO_4} = 3279 \text{ mg}$.

Berechnung der Zugabe weiterer Nährsalze

Als weitere Nährsalze wurden 7 mg/l NaCl, 4 mg/l $CaCl_2 \cdot H_2O$, 28 mg/l K_2HPO_4 und 2 mg/l $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ zugeben. Diese Salze sind entsprechend der Beschickungswassermenge einzuwiegen.

Ansetzung des Beschickungswassers

Um das Beschickungswasser anzusetzen, sind das eingewogene Ammoniumdihydrogenphosphat, die Glucose und die weiteren Nährsalze in einem üblichen Volumen VE Wassers (z.B. 2 l) zu lösen (V_{Lsg}). Der entsprechend große Vorlagebehälter ist zunächst mit VE Wasser zu befüllen. Die Menge ergibt sich aus:

$$V_{VE} = V_{BW} - V_{AW} - V_{Lsg} \quad (\text{Gl. 8.4})$$

mit V_{VE} [l] Volumen VE Wasser

V_{Lsg} [l] Volumen Salzlösung (VE Wasser mit gelösten Salzen)

In der Beispielrechnung ergibt sich bei dem vorgegebenen Wert von $V_{BW} = 100 \text{ l}$, einem berechneten Wert von $V_{AW} = 10 \text{ l}$ und einem gewählten Wert von $V_{Lsg} = 2 \text{ l}$ ein Volumen von 88 l VE Wasser (V_{VE}). Die Volumenbestimmung bei der Konditionierung des Beschickungswassers erfolgt mittels Waage bzw. einem exakten Durchflussmesser. Im Anschluss an die Befüllung mit VE Wasser werden nacheinander die gelösten Salze und das Abwasser zugegeben. Alle Bestandteile werden mittels Pumpe bis zur Homogenität des Beschickungswassers durchmischt, zugleich wird das Beschickungswasser mit Sauerstoff angereichert. Die Beschickung erfolgt direkt nach Fertigstellung des konditionierten Mischwassers.

Künstliches Mischwasser für die Prüfphase

Die Herstellung des künstlichen Mischwassers ist einfacher als die des konditionierten Mischwassers, da als Inhaltsstoffe ausschließlich Nährstoffe in VE Wasser zu lösen sind. Die angestrebte S_{CSB} -Konzentration von 60 mg/l wird durch eine Zugabe von 56,25 mg/l Glucose erreicht, die Zugabe von 49,18 mg/l Ammoniumdihydrogenphosphat bewirkt eine

NH₄-N-Konzentration von 6 mg/l. Alle weiteren Nährsalze wurden wie zur Herstellung des konditionierten Beschickungswassers zugegeben.

8.5.6 Durchführung der Beschickungen

Normallastbeschickung

Die Beschickung der Säulen erfolgt direkt im Anschluss der Anmischung bzw. Konditionierung des Beschickungswassers. Bei einem Normallastversuch wird das gesamte Volumen des Beschickungswassers auf die Versuchssäule aufgegeben. Die benötigte Wassermenge ist zu ermitteln aus dem Produkt der Filterfläche der Säule und der Höhe der Wassersäule (WS = 0,5 m für den Normallastversuch). Das benötigte Volumen für die Beprobung des Überstauwassers (Infiltrat) wird zum V_{BW} addiert. Die Beprobung des Zulaufwassers erfolgt nach Beschickungsende über das Beschickungsaggregat.

Hochlastbeschickungen

Die Beschickung der Säulen im Hochlastversuch erfolgt in mehreren Teilbeschickungen. Das jeweils nächste Beschickungsvolumen muss auf die Versuchssäule aufgebracht werden solange noch Überstauwasser im Retentionsraum vorhanden ist. Dies ist unbedingt einzuhalten, um eine Wiederbelüftung des Filters während eines Hochlastversuches zu verhindern. Die Hochlastbeschickung kann in folgenden Intervallen erfolgen:

- 0,5 m (Sättigung von Dränage, Filterschicht, Schutzschicht (= 0,2 m) und Überstau)
- 0,8 m (um 1,0 m Überstau in der Säule herzustellen)
- 1,0 m (um erneut 1,0 m Überstau herzustellen)
- 0,2 m (Restmenge um 2,5 m Beschickungshöhe zu erreichen)

Die Zusammenfassung der 1. und 2. sowie der 3. und 4. Beschickung ist bei ausreichendem Retentionsraum möglich, so dass insgesamt nur 2 Beschickungen durchzuführen sind. Dies verringert den personellen Aufwand. Eine einmalige Aufgabe des Beschickungswassers ist auszuschließen, da hierbei während der Einsickerung Setzungen des Filtersubstrates erzeugt werden. Grundsätzlich ist die Aufgabe kleiner Chargen günstig, um Zehrungsprozesse im Überstauwasser zu minimieren.

8.5.6.1 Probenahmen

Strategie der Probenahmen

Probenahme bei Normallastversuchen in der Einfahrphase

In der Einfahrphase wird jeder Zulauf als Stichprobe beprobt, sowie an jeder Säule die Abläufe der 1. und letzten (15.) Beschickung als Gesamtmischprobe über die gesamte Ablaufdauer.

Probenahme bei Normallastversuchen in der Prüfphase

In der Prüfphase wird jeder Zulauf als Stichprobe beprobt, sowie an jeder Säule die Infiltrate im Überstau und das Filtrat in den Abläufen der 1. und letzten (15.) Beschickung als Gesamtmischprobe über die gesamte Ablaufdauer.

Probenahme bei Hochlastversuchen in der Prüfphase

Während der Hochlastversuche werden die Zuläufe als Stichproben beprobt. Das Filtrat im Ablauf wird mit Hilfe von 7 Teilmischproben als Ganglinie beprobt. Die Teilmischproben werden als zeitproportionale Proben entnommen, die aufgrund des konstanten Volumensstroms des Ablaufs mit durchflussproportionalen Proben gleichzusetzen sind. Die Probenahmeintervalle sind in Tabelle 8.2 aufgeführt.

Tabelle 8.2: Probenahmeintervalle für die Ganglinienbeprobung eines Hochlastversuchs

Probenahme (PN)	Probenahmeintervalle			
	[m WS]	[h] ¹⁾	Zeitpunkt [h] ¹⁾	[l] ²⁾
1. PN	0,50	7	Ablaufanfang +7	14,2
2. PN	0,50	7	+14	14,2
3. PN	0,25	3,5	+17,5	7,1
4. PN	0,25	3,5	+21	7,1
5. PN	0,25	3,5	+24,5	7,1
6. PN	0,25	3,5	+28	7,1
7. PN	0,50	7	+35	14,2 ³⁾

¹⁾ für eine Drosselabflussspende von $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$

²⁾ für Versuchssäulen mit einem Innendurchmesser von 19 cm

³⁾ rechnerisches Probenvolumen, eine gewisse Restmenge verbleibt im Filter (materialabhängig)

Art der Probennahmen

Probenahme des Beschickungswassers im Zulauf

Die Beprobung des Zulaufs erfolgt als repräsentative Stichprobe während der Beschickung. Es werden zwei Proben genommen. In der ersten Probe (0,5 l) werden die Parameter Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit und Temperatur direkt gemessen (Sondenmessung). Die zweite Probe (0,25 l) wird unmittelbar nach der Probenahme bis zur Analytik kühl (5 °C) gelagert. Sollte die Probenahme nicht am gleichen Tag erfolgen ist die Probe zu konservieren (gefrieren bei – 17 °C).

Probenahme des Infiltrates im Überstau

Das Infiltrat wird 5 cm oberhalb der Kiesschutzschicht beprobt. Die Förderung des Probegutes erfolgt kontinuierlich mit einer Schlauchpumpe in ein gekühltes Probengefäß. Die Eintrittsöffnung des Probenahmeschlauches ist mit einem T-Stück versehen, dessen Öffnungen parallel zu Filteroberfläche fixiert sind. Somit wird der Eintritt von Probegut aus der Kiesschutzschicht oder von sedimentierendem Material vermieden. Das Mindestvolumen der einzelnen Überstauproben beträgt 0,25 l. Das Volumen der Überstauproben muss bei der Festlegung des Volumens des Beschickungswassers zusätzlich berücksichtigt werden. Bei den Normallastversuchen der Prüfphase wird in jeder Säule eine Mischprobe des Infiltrates entnommen. Bei den Hochlastversuchen werden die Mischproben des Infiltrates zeitgleich zu den Mischproben des Filtrates im Ablauf entnommen. Somit wird eine Ganglinie der Infiltratkonzentrationen erfasst. Die repräsentative Beprobung des Infiltrats ist Sicherzustellen.

Ablaufbeprobung (Filtrat)

Das Filtrat im Ablauf wird mit der Schlauchpumpe zunächst vollständig in einen gekühlten Sammelbehälter geleitet. Nach Abschluss einer Beprobungsphase wird der Sammelbehälter ausgetauscht.

Im gefüllten Sammelbehälter werden die Parameter Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit und Temperatur direkt gemessen. Nach Homogenisierung durch Umrühren wird eine Stichprobe (0,25 l) entnommen und bis zur Analytik kühl gelagert. Sollte die Probenahme nicht am gleichen Tag erfolgen, ist die Probe zu konservieren durch Gefrieren.

Der Rest der Probe wird nicht benötigt und kann entsorgt werden. Der Auffangbehälter ist zu reinigen und im Fall der Ganglinienbeprobung für den erneuten Tausch bereitzustellen.

8.5.6.2 Messungen

Für die Eignungsprüfung sind Messungen erforderlich. Die im Folgenden aufgeführten Messungen können im Einzelfall durch weitere Messgrößen sinnvoll ergänzt werden.

Temperaturverhältnisse

Während des Versuchsbetriebs ist die Temperatur in den Säulen oder ersatzweise die Umgebungstemperatur zu messen.

Volumina

Vorlaufvolumen

Kurz nach Beschickungsbeginn tritt Vorlaufwasser aus. Dabei handelt es sich um Porenwasser, das von der vorhergehenden Beschickung als Haftwasser im Filter verblieben ist und durch das zusickernde Wasser aus dem Filter verdrängt wird. Das Vorlaufwasser gehört nicht zur Ablaufprobe des Filters und wird ungedrosselt abgeführt, aufgefangen und volumetrisch bestimmt.

Zulaufvolumen

Das Zulaufvolumen wird vor oder während der Beschickung bestimmt. Die Bestimmung erfolgt durch Wägung oder Durchflussmessung.

Ablaufvolumen

Das Ablaufvolumen wird nach der Probenahme durch Wägung bestimmt.

Qualitätsparameter

Im Vordergrund der Eignungsprüfung von Substraten steht im Rahmen dieser Handlungsanleitung der Rückhalt an Ammonium. Daher sind die Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und Nitrat wichtig. Da die Reinigungsleistung ebenfalls vom Rückhalt bzw. Abbau von organischen Substanzen abhängt wird zudem auch der CSB als Bilanzierungsgröße bestimmt. Weitere zu bestimmende Parameter sind die physikochemischen Parameter pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und Sauerstoffgehalt. Die anzuwendenden Analyseverfahren sind in der Tabelle 8.3 aufgelistet.

Qualität Beschickungswasser (Zulauf)

Die Parameter pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und Sauerstoffgehalt werden mittels Sonden in der 1. Probe bestimmt. Von der 2. Probe des Zulaufs werden die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ und S_CSB bestimmt, um mit dem Zulaufvolumen die entsprechenden Frachten bestimmen zu können.

Auf die Bestimmung der Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ kann verzichtet werden, da in der Einfahrphase mit Abwasseranteil kein Frachtrückhalt bilanziert wird und in der Prüfphase mit künstlichem Mischwasser weder Nitrat noch Nitrit im Zulauf enthalten sind.

Qualität Infiltrat (Überstau)

Aufgrund nachweisbarer Abbaureaktionen im Retentionsraum über dem Filter (Überstau) ist die Beprobung des Infiltrates erforderlich. Damit kann eine differenzierte Betrachtung der Reinigungsleistung im Überstau und der Reinigungsleistung im eigentlichen Filtersubstrat erfolgen. Zwischen Zulauffracht, infiltrierende Fracht und Ablauffracht kann differenziert bilanziert werden.

Da bereits im Überstau Abbau und Nitrifikation stattfinden, sind hier neben den Parametern der Beschickungswasserqualität auch die Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ zu bestimmen. Fakultativ ist auch eine Bestimmung des Parameters C_CSB sinnvoll, um eine Bilanzierung des realen Rückhalts an CSB verursachenden Stoffen der Versuchssäule zu ermöglichen.

Qualität Filtrat (Ablauf)

Die zu bestimmenden Parameter im Filtrat der Versuchssäule entsprechen den oben genannten Parametern der Qualitätsuntersuchung des Infiltrats. Auch hier werden die Stickstoffparameter ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$), der chemische Sauerstoffbedarf (S_CSB und fakultativ C_CSB) sowie die physikochemischen Parameter (pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoffgehalt) bestimmt. Im Rahmen der Analytik sind die zu erwartenden geringeren Konzentrationen beim Ammonium und beim CSB zu beachten.

Tabelle 8.3: Verwendete Analysemethoden

Parameter	Einheit	Methode
C_CSB	[mg O ₂ /l]	DIN 38409 H 41 oder Dr. Lange Küvetten-Test
S_CSB	[mg O ₂ /l]	DIN 38409 H 41 oder Dr. Lange Küvetten-Test nach Filtration
NH ₄ -N	[mg/l]	DIN 38 406 T 5 oder Dr. Lange Küvetten-Test
NO ₃ -N	[mg/l]	Dr. Lange Küvetten-Test
NO ₂ -N	[mg/l]	EN 26 777
pH-Wert	[-]	DIN 38404 C5 (WTW-Sonden)
Elektrische Leitfähigkeit (LF)	[µS/cm]	DIN EN 27888 (WTW-Sonden)
Sauerstoff (O ₂)	[mg/l]	DIN EN 25814 (WTW-Sonden) oder optisches Verfahren (LDO Hach/Lange bzw. PreSens)
Temperatur	[°C]	DIN 38404 C4 (WTW-Sonden)

8.6 Auswertung

Aus den ermittelten Konzentrationen werden Frachten und Frachtwirkungsgrade errechnet und in Form von Diagrammen dargestellt.

8.6.1 Berechnung von Frachten und Wirkungsgraden

Für die Berechnung des Frachtrückhalts des Filtermaterials wird nicht die Zulauffracht sondern die infiltrierende Fracht verwendet, so dass eine klare Trennung der Reaktionsräume Retentionsraum und Filterstrecke erzielt wird.

Die Zulauffracht B_{Zu} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Zu} = \frac{C_{Zu} \cdot V_{Zu}}{A_F \cdot 1000} \quad (\text{Gl. 8.5})$$

mit C_{Zu} [mg/l] Zulaufkonzentration

V_{Zu} [l] Zulaufvolumen

A_F [m²] Filterfläche

Die Infiltratfracht B_{Inf} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Inf} = \frac{C_{Inf} \cdot V_{Inf}}{A_F \cdot 1000} \quad (\text{Gl. 8.6})$$

mit C_{Inf} [mg/l] Infiltratkonzentration

V_{Inf} [l] Infiltratvolumen

A_F [m²] Filterfläche

Die Filtratfracht B_{Fil} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Fil} = \frac{C_{Fil} \cdot V_{Fil}}{A_F \cdot 1000} \quad (\text{Gl. 8.7})$$

mit C_{Fil} [mg/l] Filtratkonzentration

V_{Fil} [l] Filtratvolumen

A_F [m²] Filterfläche

Der Frachtrückhalt des Substrats B_S ist die Differenz aus Infiltratfracht B_{Inf} und Filtratfracht B_{Fil} . Der Frachtrückhalt des Retentionsraums B_R ist die Differenz aus Zulauffracht B_{Zu} und infiltrierender Fracht B_{Inf} . Der gesamte Frachtrückhalt der Versuchssäule B_{ges} ist die Differenz aus Zulauffracht B_{Zu} und Filtratfracht B_{Fil} .

Aus dieser differenzierten Betrachtung ergeben sich drei Wirkungsgrade, wobei der Wirkungsgrad des Substrats für die Beurteilung des zu prüfenden Substrats entscheidend ist. Die Berechnung der frachtbezogenen Wirkungsgrade [%] ist folgend erläutert.

$$\eta_S = \frac{B_{Inf} - B_{Fil}}{B_{Inf}} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 8.8})$$

$$\eta_R = \frac{B_{Zu} - B_{Inf}}{B_{Zu}} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 8.9})$$

$$\eta_{ges} = \frac{B_{Zu} - B_{Fil}}{B_{Zu}} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 8.10})$$

mit η_S [%] Wirkungsgrad des Substrats
 η_R [%] Wirkungsgrad des Retentionsraums
 η_{ges} [%] Wirkungsgrad der gesamten Versuchssäule

Berechnung der Wirkungsgrade für alle Proben eines Hochlastversuchs wird aus den Frachtsummen der einzelnen Frachten wie folgt ermittelt:

$$\eta_S = \frac{\sum B_{Inf} - \sum B_{Fil}}{\sum B_{Inf}} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 8.11})$$

$$\eta_R = \frac{\sum B_{Zu} - \sum B_{Inf}}{\sum B_{Zu}} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 8.12})$$

$$\eta_{ges} = \frac{\sum B_{Zu} - \sum B_{Fil}}{\sum B_{Zu}} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 8.13})$$

mit η_S [%] Wirkungsgrad des Substrats
 η_R [%] Wirkungsgrad des Retentionsraums
 η_{ges} [%] Wirkungsgrad der gesamten Versuchssäule

Die Wirkungsgrade der Frachtsummen dienen dem direkten Vergleich von Hochlastversuchen anhand mittlerer Wirkungsgrade des jeweiligen Versuchs.

8.6.2 Prüfkennwerte und Beurteilung

Prüfkennwerte sind der Frachtrückhalt und der frachtbezogene Wirkungsgrad bei beiden Hochlastversuchen der Prüfphase. Die Berechnung der Prüfkennwerte erfolgt anhand der Infiltrat- und Filtratfrachten (siehe Kapitel 8.6.1).

Zur Definition des Prüfgegenstandes sind zwei Optionen möglich:

1. Gleichwertigkeit des zu prüfenden Substrates mit dem Referenzsubstrat gemäß DWA

Die Gleichwertigkeit kann als gegeben angenommen werden, wenn der Frachtrückhalt des zu prüfenden Substrates nicht mehr als 10 % unter dem des Prüfsubstrates liegt und die frachtbezogenen Wirkungsgrade um höchstens 10-Prozentpunkte differieren.

2. Einhaltung einer Mindestanforderung an den Frachtrückhalt

Die Eignung des zu prüfenden Substrates ist gegeben, wenn der Frachtrückhalt für $\text{NH}_4\text{-N}$ den Wert 9 g/m^2 um höchstens 10% unterschreitet.

Die zweite Option zur Definition des Prüfgegenstandes erfordert lediglich die Untersuchung des zu prüfenden Substrates. Unter Abwägung der einfacheren Versuchsdurchführung und der geringeren Kosten wird für die zweite Option plädiert. Der Grenzwert für den Frachtrückhalt leitet sich aus den derzeit vorliegenden Hochlastversuchen ab und sollte durch weitere Untersuchungen an unterschiedlichen DWA-konformen Substraten statistisch abgesichert werden.

Unabhängig von den genannten Prüfkennwerten und –gegenständen sollen die Abweichungen im Bereich der Sieblinie im Feinkornbereich ($<0,063 \text{ mm}$) gering sein, damit keine nachteiligen Auswirkungen für Durchlässigkeit und Kolmationsgefahr des Filters zu befürchten sind.

8.6.3 Ergebnisdarstellung

Die Analyseergebnisse werden in einem Substratsteckbrief dargestellt. In diesem Steckbrief sind die Ergebnisse aller Untersuchungen zusammenfassend dargestellt. Anlage 8.7 enthält ein Beispiel für einen Steckbrief.

8.7 Substratsteckbrief

Der Substratsteckbrief besteht aus 5 Teilen:

- Deckblatt (Blatt 1)
- Substratkenngößen (Blatt 2 und 3)
- Säulenversuche zur Substrat-Eignungsprüfung (Blatt 4 bis 7)
- Bewertungbogen zu ausführlichen Bewertung der Ergebnisse (Blatt 8)
- Informationen zu den durchgeführten Versuchen (Blatt 9 und 10)

Das Deckblatt gibt Auskunft über die Probenkennung des Substrats, den durchgeführten Untersuchungen und gibt das Ergebnis der Substrateignungsprüfung in knapper Form wieder.

Der 2. Teil zeigt die Untersuchungsergebnisse aus der Bestimmung der Substratkenngößen.

Im 3. Teil werden die Untersuchungen der Säulenversuche (Einfahrphase und Prüfphase) mit den entsprechenden Ergebnissen dargestellt.

Eine ausführliche Bewertung mit fachlicher Interpretation der Ergebnisse findet im 4. Teil des Substratsteckbriefes statt.

Der 5. Teil beginnt mit einem Informationsblatt auf dem die verwendeten Analyse-Verfahren zur Ermittlung der Substratkenngößen in kurzer Form erläutert werden. Im Anschluss daran werden in einem weiteren Informationsblatt die Analyseverfahren sowie das Prinzip der Säulenversuche erläutert. Auf den Folgenden 10 Seiten ist ein Muster für die Form eines Substratsteckbriefs dargestellt.

Fachhochschule Münster Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft FB 6 Prof. Dr.-Ing. Uhl Tel.: 0251-8365-201 Corrensstr. 25 48149 Münster	<u>Substratsteckbrief</u> für Filtersubstrate	Anhang-Nr.: _____ Blatt-Nr.: <u>1</u>

Probenkennung

Projekt: RBF Musterstadt (TEST-Substrat) Datum: 25.06.2007

Anlaß: Eignungsprüfung des TEST-Substrats für den Einbau den RBF in Musterstadt

Auftraggeber: Muster AG

Probenahmeort / -stelle: Musterort Miete

Probe entnommen durch: Mustermann

Probenbezeichnung: TEST

Probe am TT.MM.JJJJ um hh:mm Uhr an Analyst 1 übergeben.

Untersuchungen:

☒ Substratkenngößen

durchgeführt durch: Analyst 1

☒ Reinigungsleistung

durchgeführt durch: Analyst 2

Anmerkungen:

Verkürzte Einfahrphase zur Reaktivierung bzw Animpfung der Versuchssäulen.

Visualisierung der Ergebnisse des dritten und vierten HL

Ergebnisse Prüfung:	NEIN V-S P-S	NEIN (gering abweichend) V-S P-S	JA V-S P-S
Sieblinie ist Richtlinienkonform:	☐ ☐	☐ ☐	☒ ☒
K _F -Wert ist Richtlinienkonform:	☐ ☐	☐ ☐	☒ ☒
U ist Richtlinienkonform:	☐ ☐	☐ ☐	☒ ☒
Carbonatgehalt ist Richtlinienkonform:	☐ ☐	☐ ☐	☒ ☒
Reinigungsleitung NH ₄ -N:	☐ ☐	☐ ☐	☒ ☒
Reinigungsleitung S_CSB:	☐ ☐	☐ ☐	☒ ☒
Reinigungsleistung_____:	☐ ☐	☐ ☐	☒ ☒

Eignungsprüfung bestanden:

☐

☒

Substratsteckbrief

für Filtersubstrate

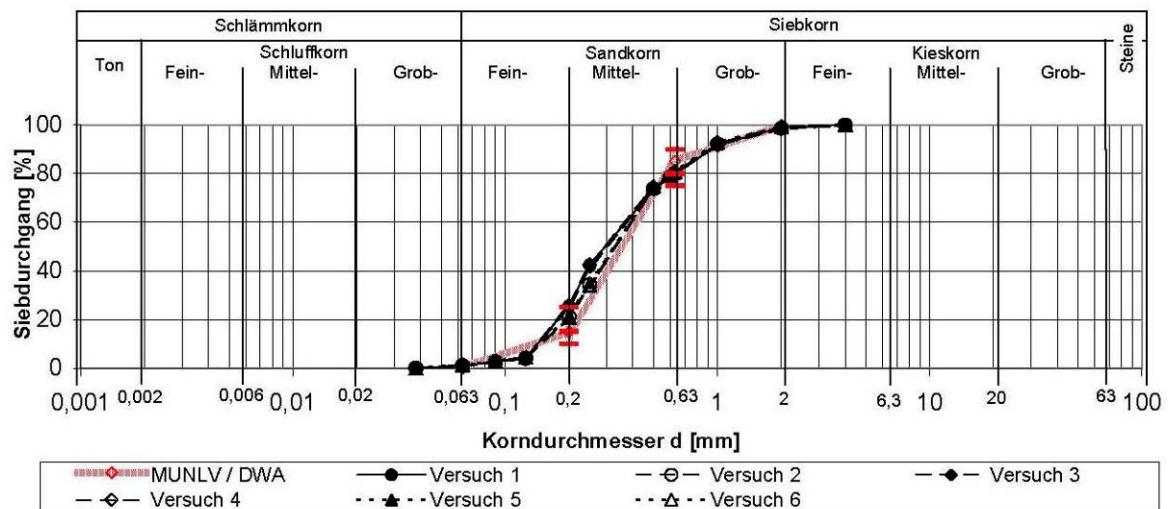
Anhang-Nr.: _____

Blatt-Nr.: 2

Substratkenngößen

Sieblinie: Bestimmung der Sieblinie nach DIN 18123 mittels Nasssiebung

Sieblinien-Diagramm



Kornfraktion	[mm]	Ton / Schluff (T+U) < 0,06	Feinsand (fS) 0,06 – 0,20	Mittelsand (mS) 0,20 – 0,60	Grobsand (gS) 0,60 – 2,00	Feinkies (fG) > 2,0
Probe 1	[M-%]	1	25	54	19	1
Probe 2	[M-%]	1	20	59	19	1
Probe 3	[M-%]	1	24	55	19	1
Probe 4	[M-%]	1	25	54	18	1
Probe 5	[M-%]	1	21	58	19	1
Probe 6	[M-%]	1	20	60	18	1
Min	[M-%]	1	20	54	18	1
Max	[M-%]	1	25	60	19	2
Mittelwert	[M-%]	1,00	22,26	56,70	18,88	1,08
Standardabw.	[M-%]	0,10	2,41	2,60	0,42	0,29
Variationskoeff.	[-]	0,09	0,11	0,05	0,02	0,27
MUNLV [2003]	[M-%]	< 1	10 - 25	60 - 80	10 - 25	< 1
DWA-M 178 [2005]	[M-%]	< 1	10 - 25	60 - 80	10 - 25	< 1
MUNLV / DWA-M 178	[M-%]	0,00	15,00	70,00	15,00	0,00

Ungleichförmigkeitszahl (U):

3,53

Fachhochschule Münster Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft FB 6 Prof. Dr.-Ing. Uhl Tel.: 0251-8365-201 Corrensstr. 25 48149 Münster	<u>Substratsteckbrief</u> für Filtersubstrate	Anhang-Nr.: _____ Blatt-Nr.: <u>3</u>

Substratkenngößen

Lagerungsdichte:

lockerste Lagerung: 45,1 [%]

dichteste Lagerung: 32,5 [%]

Porenvolumen:

gesamt (aus Lagerungsdichte): 38,8 [%]

effektiv (in situ bestimmt): 24,65 [%]

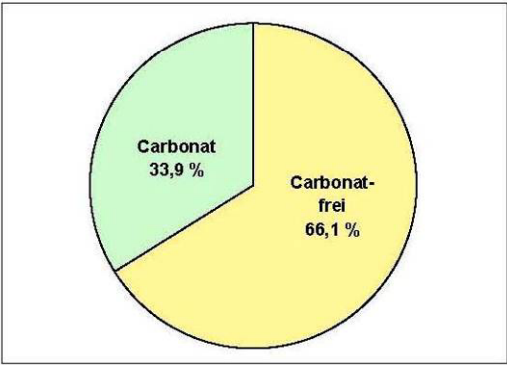
K_r-Wert (HAZEN): 2,3*10-4 [m/s]

K_r-Wert (in situ): 2,3*10-4 [m/s]

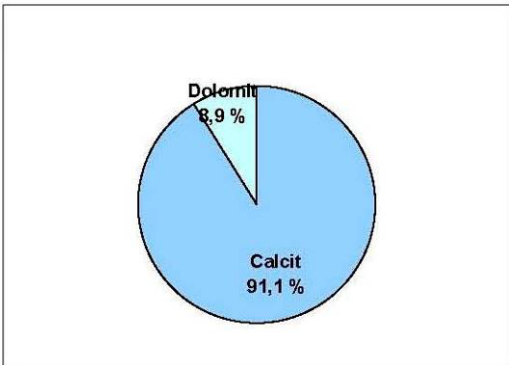
Carbonatgehalt: Bestimmung des Carbonatgehaltes nach DIN 18129

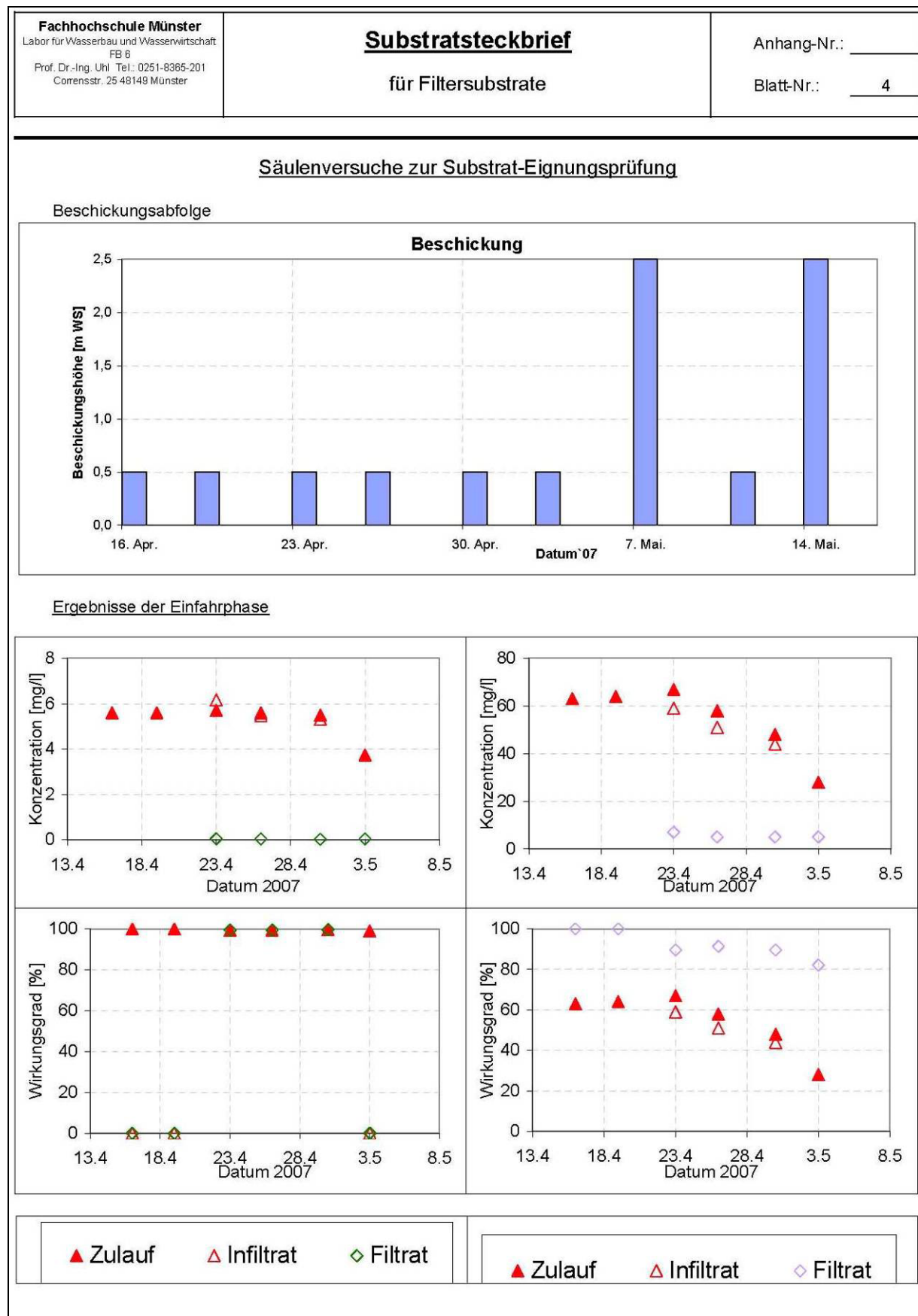
Probe	Calcit [%]	Dolomit [%]	Gesamt [%]
1	30,4	2,8	33,2
2	31,2	1,7	32,9
3	24,6	2,9	27,5
4	23,2	1,3	24,5
5	25,7	2,5	28,2
6	26,3	2,6	28,9
Min	23,2	1,3	24,5
Max	31,2	2,9	33,2
Mittelwert	26	2,6	28,6

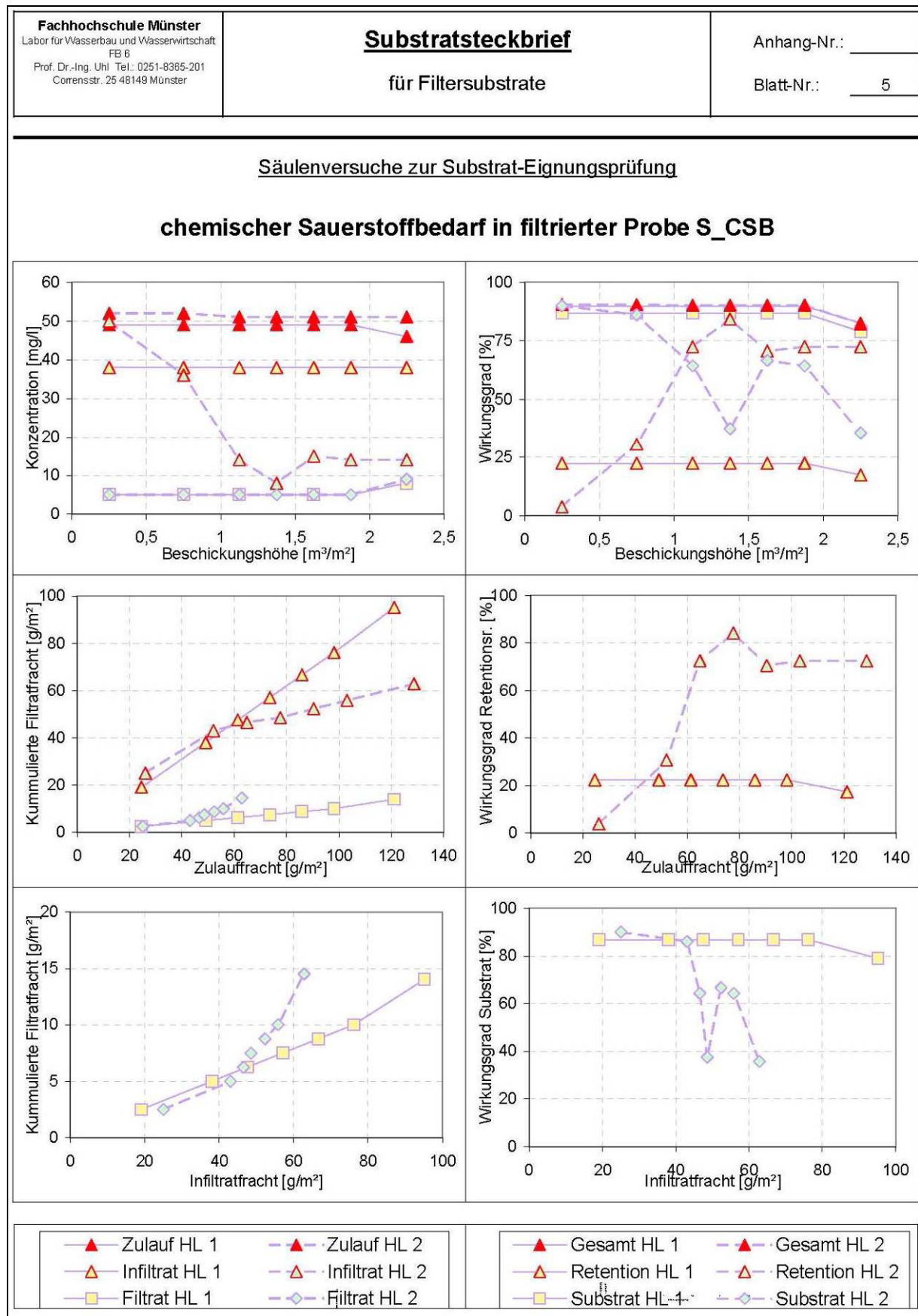
Carbonatgehalt der Probe

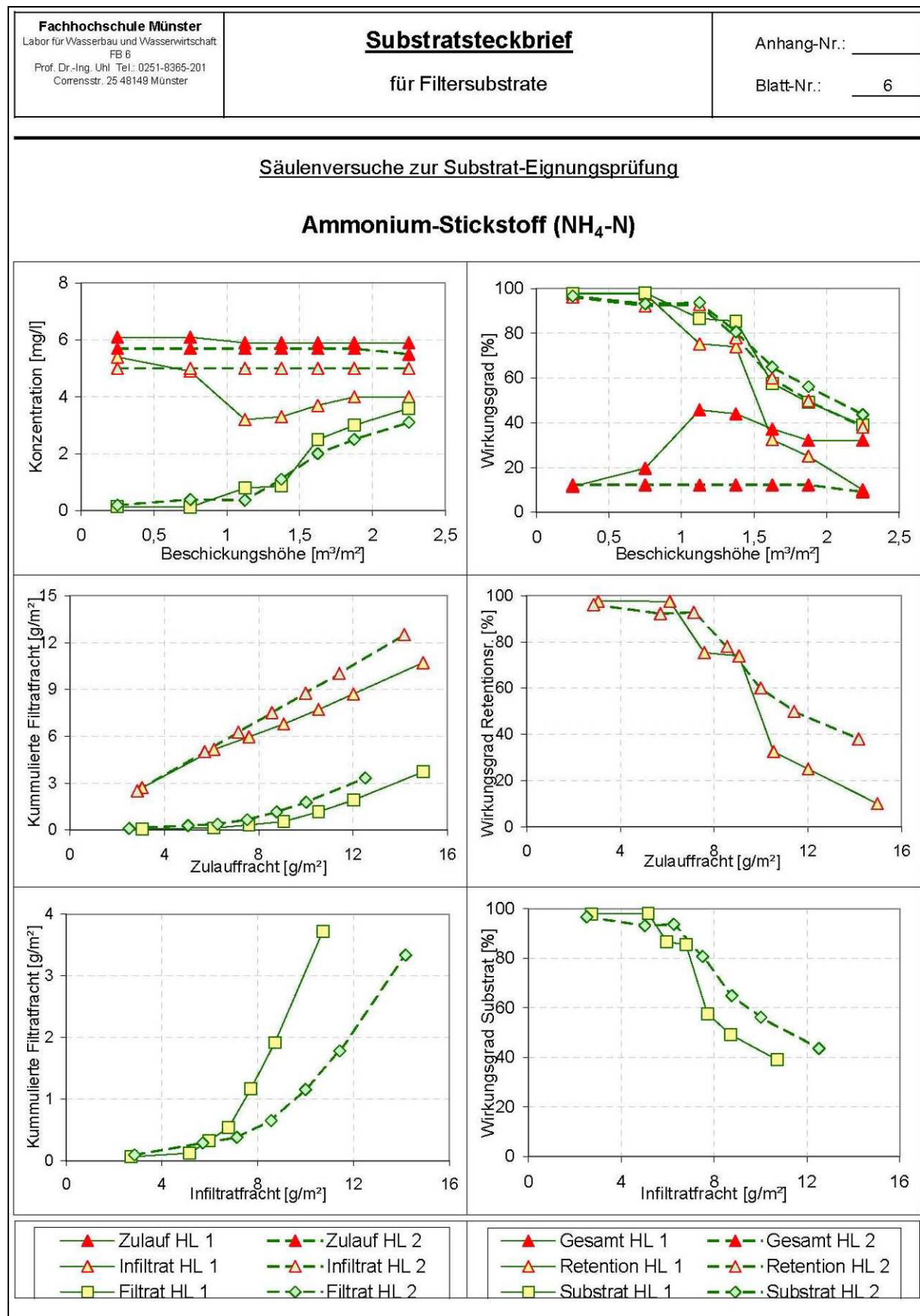


Reaktivität des Carbonatgehalts









Fachhochschule Münster Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft FB 6 Prof. Dr.-Ing. Uhl Tel.: 0251-8365-201 Corrensstr. 25 48149 Münster	<u>Substratsteckbrief</u> für Filtersubstrate	Anhang-Nr.: _____ Blatt-Nr.: <u>7</u>

Säulenversuche zur Substrat-Eignungsprüfung

Nitrat-Stickstoff

Beschickungshöhe [m³/m²]	Infiltrat HL 1 (red triangle)	Filtrat HL 1 (yellow square)	Infiltrat HL 2 (red triangle)	Filtrat HL 2 (yellow diamond)
0.2	0.1	7.5	0.1	5.2
0.8	0.1	3.2	0.1	2.8
1.2	0.1	1.5	0.1	1.8
1.5	0.1	1.2	0.1	1.5
1.8	0.1	0.5	0.1	0.8
2.2	0.1	0.2	0.1	0.3

Nitrit-Stickstoff

Beschickungshöhe [m³/m²]	Infiltrat HL 1 (red triangle)	Filtrat HL 1 (yellow square)	Infiltrat HL 2 (red triangle)	Filtrat HL 2 (yellow diamond)
0.2	0.02	0.10	0.02	0.02
0.8	0.02	0.24	0.02	0.24
1.2	0.02	0.18	0.02	0.27
1.5	0.02	0.18	0.02	0.18
1.8	0.02	0.08	0.02	0.15
2.2	0.02	0.05	0.02	0.03

—△— Infiltrat HL 1 —□— Filtrat HL 1
- -△- - Infiltrat HL 2 - -◇- - Filtrat HL 2

—△— Infiltrat HL 1 —□— Filtrat HL 1
- -△- - Infiltrat HL 2 - -◇- - Filtrat HL 2

Berechnung von Fracht, Frachtrückhalt und Wirkungsgrad

Die Zulauf Fracht B_{Zu} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Zu} = \frac{C_{Zu} \cdot V_{Zu}}{A_F \cdot 1000}$$

Die Infiltrat Fracht B_{Inf} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Inf} = \frac{C_{Inf} \cdot V_{Inf}}{A_F \cdot 1000}$$

Die Filtrat Fracht B_{Fil} [g/m²] wird wie folgt ermittelt:

$$B_{Fil} = \frac{C_{Fil} \cdot V_{Fil}}{A_F \cdot 1000}$$

Darin bedeuten

B = Fracht / -rückhalt [g/m²]
 C = Konzentration [mg/l]
 V = Volumen [l]
 A_F = Filterfläche [m²]
 X_{Zu} = Zulauf
 X_{Inf} = Infiltrat
 X_{Fil} = Filtrat

Der Frachtrückhalt des Retentionsraums B_R ist die Differenz aus B_{Zu} und B_{Inf}
 Der Frachtrückhalt des Substrats B_S ist die Differenz aus B_{Inf} und B_{Fil}
 Der Frachtrückhalt der gesamten Säule B_{ges} ist die Differenz aus B_{Zu} und B_{Fil}

Der Wirkungsgrad des Retentionsraums η_R [%] wird wie folgt berechnet:

$$\eta_R = \frac{B_{Zu} - B_{Inf}}{B_{Zu}} \cdot 100$$

Der Wirkungsgrad des Substrats η_S [%] wird wie folgt berechnet:

$$\eta_S = \frac{B_{Inf} - B_{Fil}}{B_{Inf}} \cdot 100$$

Der Wirkungsgrad der gesamten Säule η_{ges} [%] wird wie folgt berechnet:

$$\eta_{ges} = \frac{B_{Zu} - B_{Fil}}{B_{Zu}} \cdot 100$$

Fachhochschule Münster Labor für Wasserbau und Wasservirtschaft FB 8 Prof. Dr.-Ing. Uhl Tel.: 0251-8365-201 Corrensstr. 25 48149 Münster	<u>Substratsteckbrief</u> für Filtersubstrate	Anhang-Nr.: _____ Blatt-Nr.: <u>8</u>
<u>Säulenversuche zur Substrat-Eignungsprüfung</u> Bewertung des Untersuchten Substrats HIER: Text mit Erläuterung, Bewertung und Interpretation der Untersuchungsergebnisse. Abschließende Beurteilung, Eignungsprüfung bestanden? JA / NEIN		

Fachhochschule Münster Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft FB 6 Prof. Dr.-Ing. Uhl Tel.: 0251-8365-201 Corrensstr. 25 48149 Münster	<u>Substratsteckbrief</u> für Filtersubstrate	Anhang-Nr.: _____ Blatt-Nr.: <u>9</u>

Informationsblatt Substratkenngößen

Korngrößenverteilung:

Bestimmung der Sieblinie nach DIN 18123 mittels Nass-/Trockensiebung. Die Probe wird zuvor bei 105° C bis zur Massenkonstanz getrocknet. Die trockene wird eingewogen, bei einem Größtkorn von < 5 mm werden 300 g benötigt. Die Probe wird anschließend der Nasssiebung zu geführt, dabei wird zunächst das Schlammkorn (<0,063 mm) durch ein Sieb der entsprechenden Maschenweite ausgespült. Die Kornfraktionen >0,063 mm (Siebkorn) wird nach erneutem Trocknen einer fraktionierten Trockensiebung zugeführt. Die resultierenden Siebrückstände werden in Massen-% angegeben und in einem Halblogarithmischen Sieblinien-Diagramm dargestellt.

Ungleichförmigkeitszahl (U):

Bestimmung nach DIN 18196. U ist ein Maß für die Steilheit der Körnungslinie nach DIN 18123 im Bereich d_{10} bis d_{60} , diese entsprechen den Korngrößen in den Ordinaten 10 bzw. 60 Massen-% der Körnungslinie.
 Nach DIN 18196 gilt: (enggestuft $\Rightarrow$) $U < 6 \Rightarrow U$ (= weitgestuft)
Empfehlung MUNLV [2003] $U < 4,0$

Lagerungsdichte:

Bestimmung der Lagerungsdichte nach DIN 18126. Es wird die lockerste und dichteste Lagerungsdichte nichtbindiger Böden ermittelt, indem die getrocknete Probe verdichtungsfrei (lockerste L) und verdichtet (dichteste L) in einen Versuchszyliner eingebaut wird. Mit der entsprechenden Kornrohdichte der Probe wird das Gesamtporenvolumen bei der jeweiligen Lagerungsdichte bestimmt.

effektives Porenvolumen (in situ):

Das effektive Porenvolumen der Porenanteil am Gesamtporenvolumen, der für das Wasser zugänglich ist. Die Bestimmung erfolgt an der (in der Versuchssäule) eingebauten Probe. Dabei werden die einzelnen Schichten (Dränageschicht, Filterschicht und Schutzschicht) nacheinander durch den Auslauf der Säule eingestaut. Durch das eindringende Wasser wird die Porenluft verdrängt. Anhand der erfassten Wasservolumina kann für jede Schicht das entsprechende Porenvolumen bestimmt werden. Das Porenvolumen wird in % angegeben.

Durchlässigkeitsbeiwert (K_f -Wert):

Der K_f -Wert ist der Quotient aus Filtergeschwindigkeit und hydraulischem Gradient (DIN 4049-3). Dabei ist der abhängig von den Eigenschaften sowohl der soliden als auch der fluiden Phase des Systems. Die Bestimmung des K_f -Werts in situ (in der Versuchssäule) erfolgt im Anschluss an die Bestimmung des effektiven Porenvolumens. Der K_f -Wert kann nach HAZEN auch aus der Sieblinie ($K_f = 0,0116 \cdot d_{10}^2$) abgeleitet werden und wird in m/s angegeben.
Empfehlung MUNLV [2003]: $1,0 \cdot 10^{-6}$ bis $1,4 \cdot 10^{-4}$ m/s **Empfehlung DWA-M 178 [2005]: $> 10^{-4}$ m/s**

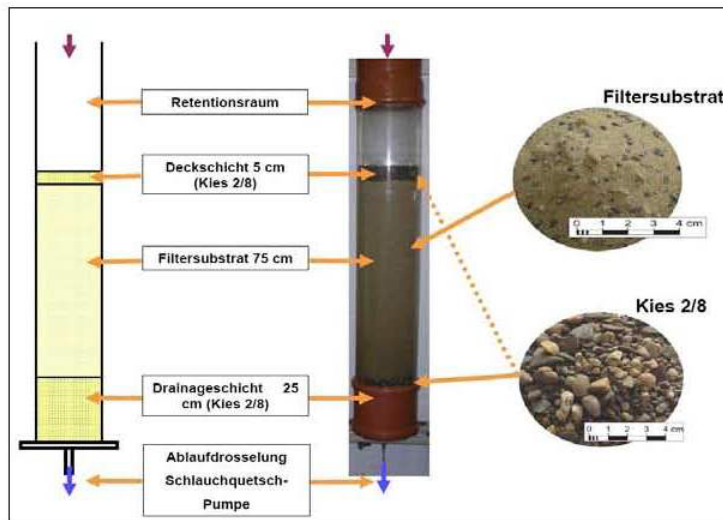
Carbonatgehalt:

Bestimmung nach DIN 18129 (Scheibler). Der Carbonatgehalt der Probe ist der durch gasometrische Kohlenstoffdioxidbestimmung ermittelte Massenanteil an Gesamtcarbonaten, bezogen auf die Trockenmasse der Probe. Dieses Verfahren nutzt die Reaktivität der Carbonate mit HCl, bei der es zur CO_2 -Entgasung kommt. Bei dieser Reaktion reagiert Calcit schneller als Dolomit, so dass mit einer 30 Sekunden-Ablesung den Calcitanteil ermitteln kann. Die Ablesung am Ende der Reaktion gibt den Gesamtcarbonatgehalt an.
Empfehlung MUNLV [2003]: 10-15 %; **Empfehlung DWA-M 178 [2005]: > 25 %**

Fachhochschule Münster Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft FB 6 Prof. Dr.-Ing. Uhl Tel.: 0251-8365-201 Corrensstr. 25 481 49 Münster	<u>Substratsteckbrief</u> für Filtersubstrate	Anhang-Nr.: _____ Blatt-Nr.: <u>10</u>

Informationsblatt Säulenversuche zur Substrat-Eignungsprüfung

Skizze zum Aufbau der Versuchssäulen



Parameter:

chemischer Sauerstoffbedarf
(filtrierte Probe) S_{CSB}

Stickstoffverbindungen
 Ammonium-Stickstoff NH_4-N
 Nitrat-Stickstoff NO_3-N
 Nitrit-Stickstoff NO_2-N

Analytik von:

Zulauf
Infiltrat
Filtrat

Einbau des Filtersubstrats:

Zu unterst werden die 0,25 m Kiesdrainage (Kies 2-8 mm) derart eingebaut, dass der Auslauf frei ist (eventuell ist der Säulenauslauf mit einem Geogitter zu schützen). Auf die Drainage wird das zu untersuchende Substrat mit 0,75 m Schichtstärke (plus 15% Setzungsausgleich) eingebaut. Danach wird mit $1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Wassersäule konsolidiert. Nach der Konsolidierung wird das überschüssige Material abgetragen (bzw. fehlen des Material ergänzt und erneut konsolidiert). Nach Erreichen der Zielmächtigkeit wird die 0,05 m starke Deckschicht (Kies 2-8 mm) eingebaut.

Voruntersuchungen:

Nach dem Einbau der Filterstrecke werden die Voruntersuchungen zu Bestimmung von K_f -Wert, effektives Porenvolumen und Restsättigung des Filtermaterials.

	Einfahrphase	Prüfphase
Zweck der Versuchsphase	Animpfung mit Biozönose	Prüfung des Frachtrückhalts
Beschickungswasser (BW)	konditioniertes Abwasser	Prüflösung
Zusammensetzung	Abwasser, VE-Wasser, Salze	VE-Wasser, Salze
S_{CSB}-Konzentration	60 mg/l (Abwasser + Glucose)	60 mg/l (Glucose)
NH_4-N-Konzentration	6 mg/l (Abwasser + Salz)	6 mg/l (Salz)
Beschickungsgeschehen	15 Beschickungen	4 Beschickungen
NL [$0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$]	15	3
HL [$2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$]	0	2
Anzahl der Beprobungen von		
Zulauf (BW)	15 x	13 x
Infiltrat (infiltrierendes BW)	15 x	17 x
Filtrat (filtrierter Ablauf)	2 x	17 x
Drosselabflussspende	$q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$	$q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$

9 Nutschenversuche zur Untersuchung des Stoffrückhaltes im Tiefenverlauf

Die TU KL führte eine Versuchsserie zur Untersuchung der der Rückhalteleistung von Ammonium in vertikaler Verteilung des Säulenkörpers durch. Ziel der Untersuchung ist, vertiefte Kenntnisse über das Prozessgeschehen zu erhalten und Hinweise zur möglichen Verringerung der Filtermächtigkeit zu gewinnen. In der Versuchskonzeption wird die Maßstabsebene weiter verkleinert. Definierte Substratmengen in unterschiedlichen Tiefen der betriebenen Säulen aus Kapitel 5 werden in kleinskalige Laborbehälter (sog. Nutschen) eingebaut. Hierdurch ist eine differenzierte Betrachtung der maßgeblichen Rückhalteprozesse im Tiefenverlauf möglich.

9.1 Vorarbeiten

Bisher sind Nutschenversuche an Substraten bzw. Sedimenten aus großtechnischen Retentionsbodenfiltern oder aus Säulenversuchen durchgeführt und ausschließlich von der TU KL publiziert worden.

So führte Dittmer [2006] umfangreiche Untersuchungen an Substraten und Sedimenten aus einer Großanlage durch. Die Substrate wurden langjährig mit realem Mischwasser beschickt, das im Unterschied zu Säulenversuchen einen höheren partikulären Anteil hat. Damit ist die Ausbildung einer Schichtung im Tiefenverlauf in der Großanlage grundsätzlich wahrscheinlicher. Ein weiterer Unterschied besteht darin, dass auf den Säulen aufgrund der Vorfiltration kein ausgeprägtes Sediment entstehen kann. Die Ergebnisse der Nutschenversuche zeigen, dass das Sediment wesentlich mehr Ammonium sorbiert als das darunterliegende Substrat. Weiterhin war eine deutliche Abnahme der Sorption mit zunehmender Filtertiefe zu erkennen (Dittmer [2006]).

Substrate von zwei Säulenmaterialien (Rheinsand und Lavasand) wurden ebenfalls an der TU KL untersucht (Schmitt et al. [2005]; Meyer et al. [2006]; Wozniak, [2007]). Diese Säulen wurden mit verdünntem, vorfiltriertem Abwasser beschickt. Bei diesen Versuchen war die Sorptionskapazität von Ammonium über alle Tiefen gleich, obwohl eine höhere Biomassenmenge (gemessen als DNA) in den oberflächennahen Schichten nachgewiesen wurde (Wozniak [2007]).

Unter ähnlichen Bedingungen wurde ein weiteres Säulensandsubstrat in Nutschenversuchen untersucht, das ebenfalls mit verdünntem vorfiltriertem Abwasser beschickt wurde (Meyer et al. [2006]). Auch hier zeigte sich, dass die Sorptionskapazität von Ammonium über alle

Tiefen gleich ist. Als eine Erklärung wurde angeführt, dass die Bodenproben nicht zerstörungsfrei gewonnen werden konnten und dabei ein in den oberen Schichten verstärkt entstandener Biofilm zerstört wurde.

Deshalb wurden in diesem Projekt erstmals Nutschenversuche in weitgehend ungestörten Bodenproben durchgeführt. Dazu wurden die Nutschen schon bei der Installation der Säule in den jeweiligen Schichten mit eingebaut (siehe Säulenaufbau). Weiterhin war in diesem Projekt von Interesse, die bekannten Ergebnisse, vorwiegend gewonnen an Rheinsandsubstraten, mit weiteren Substraten zu vergleichen.

9.2 Methodik der Nutschenversuche

Zum Aufbau des Versuchsstandes der Nutschenversuche wurden die Säulen aus Kapitel 5 fünf Tage nach dem letzten Hochlastversuch demontiert und die eingebauten Entnahmekörper aus den Tiefen 0-5 cm, 7,5-12,5 cm, 15-20 cm, 25-30 cm, und 45-50 cm ausgegraben. Zusätzlich wurden weitere Nutschen mit frischem Substrat als sog. Nullproben befüllt. Die Nutschen selbst (Bild 9.1) bestehen aus einem Flansch, an den zur Sammlung des Ablaufs eine Abdeckkappe angeschraubt wurde. Die Abdichtung des Anschlusses erfolgte mittels Silikon. Das Totvolumen der Abdeckkappe wurde durch eine Kunststoffeinlage minimiert. In der Mitte der Kappen befindet sich der Anschluss für die Silikonschläuche zu den Schlauchquetschpumpen zur Ablaufdrosselung mit $0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$.



Nutsche leer von oben (links), Einbau Entnahmekörper (Mitte links), Nutsche gefüllt (Mitte rechts), Versuchsstand (rechts)

Bild 9.1: Aufbau der Nutschen

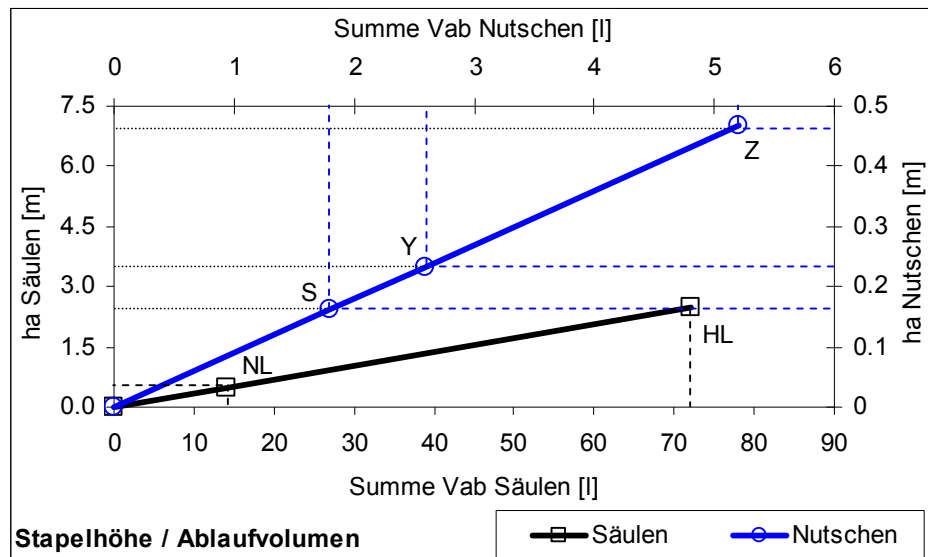
Um einen Substrataustrag durch die Lochbleche während der Versuchsdurchführung zu verhindern, wurden in den Flansch identische Lochbleche eingelegt (Bild 8.1 links) und mit einem engmaschigen Edelstahlsieb abgedeckt und anschließend in die gereinigten Entnahmekörper eingesteckt (Bild 8.1 Mitte links). Die Abdichtung erfolgte ebenfalls mit Silikon. Nach Einbau der Entnahmekörper (Bild 8.1 Mitte rechts) wurden Rohrstücke zur

Aufnahme des Überstauvolumens aufgesteckt (Bild 8.1) und mit einer ca. 4 cm starken Deckschicht aus Kies befüllt.

Für die kleinskalige Untersuchung wurden die Säulen mit den Substraten DWAll (Säule S), SUBII (Säule Y) und LS (Säule Z) ausgewählt, da sie bezüglich Ammonium in den Hochlastversuchen ein breites Band an möglichen Rückhalteleistungen repräsentieren. Die Beschickung erfolgte wie bei den vorangegangenen Hochlastversuchen mit künstlichem Beschickungswasser ($\text{NH}_4\text{-N}$: 6 mg/l; S_CSB : 60 mg/l). Als erste Teilbeschickung wurde ein Volumen von 1200 ml zugegeben, um eine Überstauhöhe zu erzielen, die sowohl eine Sauerstoffmessung als auch eine Probennahme ermöglicht. Weitere Teilbeschickungen erfolgten in Intervallen entsprechend der Ablaufproben von durchgehend 200 ml.

Die Auswahl der einzelnen Gesamtbeschickungsmengen bezogen auf die Nutschen einer Säule orientiert sich an den Säulenhochlastversuchen (Kapitel 5). Zunächst ist dabei zu berücksichtigen, dass die Fläche der Nutschen ($0,01 \text{ m}^2$) etwa um den Faktor 2,5 kleiner als die der Säule ($0,028 \text{ m}^2$) ist. Weiterhin ist die eingebaute Filterschicht bei den Nutschen mit 5 cm wesentlich kleiner als der Säulenkörper (75 cm). Die Versuchskonzeption der Nutschen geht von einer parallelen Stofffrachtbelastung der einzelnen Nutschenkörper pro Säule aus. Diese Vorgehensweise ermöglicht einen relativen Vergleich des Ammoniumrückhaltes in verschiedenen Tiefen bei gleichen Belastungen.

Die der Versuchskonzeption zugrundeliegenden Annahmen treten im Säulenkörper in der Realität nicht immer auf. So kann im Säulenkörper ein tiefer liegendes Bodensegment mit geringeren Frachten als die höher liegenden Segmente belastet werden. Zur Abbildung dieser Effekte wäre ein grundsätzlich anderer Versuchsaufbau (Schaltung der Nutschen in Reihe) notwendig. Da es in diesem Projekt vorwiegend um Beurteilung der Bedeutung der verschiedenen Filterschichten geht, ist die gewählte Parallelbeschickung ein praktikabler und zielführender Ansatz.



NL = Normallast 0,5 m, HL = Hochlast 2,5 m, S = Substrat DWAll, Y = Substrat SUBII, Z = Substrat LS

Bild 9.2: Raumbelastungen und Ablaufvolumina der Säulen- und Nutschenversuche

Bild 9.2 zeigt die Relation der gewählten Kenngrößen, wobei die Werte für die Säulen an den Primärachsen und die Werte für die Nutschen an den Sekundärachsen abzulesen sind. Umgekehrt kann die Kurve für die Nutschen auch auf den Achsen für die Säulen abgelesen werden. Der hierbei abgelesene Wert entspricht der Extrapolation der Belastung der Nutschen im Verhältnis 1 zu 15. Dieses Verhältnis ergibt sich aus den unterschiedlichen Mächtigkeiten der Filterschichten (5 cm in Nutschen, 75 cm in Säulen). Liest man nun die Beschickungshöhe für die Nutschen an der Primärachse ab, so bedeutet dies eine Belastung des Filtermaterials im Sinne einer Raumbelastung. Daraus ist erkennbar, dass die Nutschen mit dem Substrat DWAll im Verhältnis mit Raumbelastungen wie bei den Hochlastversuchen beschickt wurden (2,4 m). Die Nutschen mit dem Substrat SUBII (Säule S) wurden mit 3,5 m und die Nutschen mit dem Substrat LS (Säule Z) mit 7,0 m belastet.

Diese Belastungen sollten nach Ergebnissen der Säulenhochlastversuche (vergleiche Kapitel 5.2.2.2) ausreichend sein, um einen Ammoniumdurchbruch zu erzwingen. Lediglich bezüglich des Substrates LS waren keine Vorhersagen möglich, da in den Säulenversuchen kein Ammoniumdurchbruch zu erkennen war. Deswegen werden diese Nutschen mit besonders hohen Raumbelastungen (Bezug Säulen: 7,0 m) betrieben

Ergänzend zu den Zu- und Ablaufproben wurden in regelmäßigen Abständen Überstauproben entnommen, um die Vorgänge in den Nutschen genauer betrachten zu können und um die Möglichkeit einer Auswertung entsprechend der Säulenversuche zu gewährleisten. Alle Proben wurden auf S_CSB, Ammonium, Nitrat und Nitrit bestimmt. Messungen der elektrischen Leitfähigkeit, des pH-Wertes, der Temperaturen und der Sauerstoffgehalte im Überstau erfolgten online. Ergänzend wurden die jeweiligen Abläufe der Nutschen (Tiefe 0-

5 cm) auf ihren Sauerstoffgehalt bestimmt. Alle verwendeten Analytikmethoden entsprechen denen aus Kapitel 4.

9.3 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

9.3.1 CSB

Obwohl der Schwerpunkt der Nutschenversuche auf den Rückhaltvorgängen des Ammoniums liegt, werden im Folgenden interessante Ergebnisse zum S_CSB vorgestellt. Die Zulaufproben zeigen durchweg die Zielkonzentration von 60 mg/l. Wegen der wesentlich geringeren Aufenthaltszeit im Überstau sind die Überstauproben im Unterschied zu den Säulenversuchen stabil. Bei allen Ablaufproben zeigte sich, dass die Abdichtung mit Silicon problematisch ist. Diese fungierte durch Auswaschungen als CSB-Quelle, die insbesondere in den ersten Ablaufproben zu deutlichen Kontaminationen führte (siehe Bild 9.4). Trotzdem können am Beispiel der S_CSB-Ablaufganglinien der Nutschen aus Säule Z (LS Lavasand) und Y (SUBII) interessante Aspekte aufgezeigt werden (Bild 9.3 und Bild 9.4). Die Daten der Säule S sind im Anhang dargestellt (Bild-Anhang 9.53).

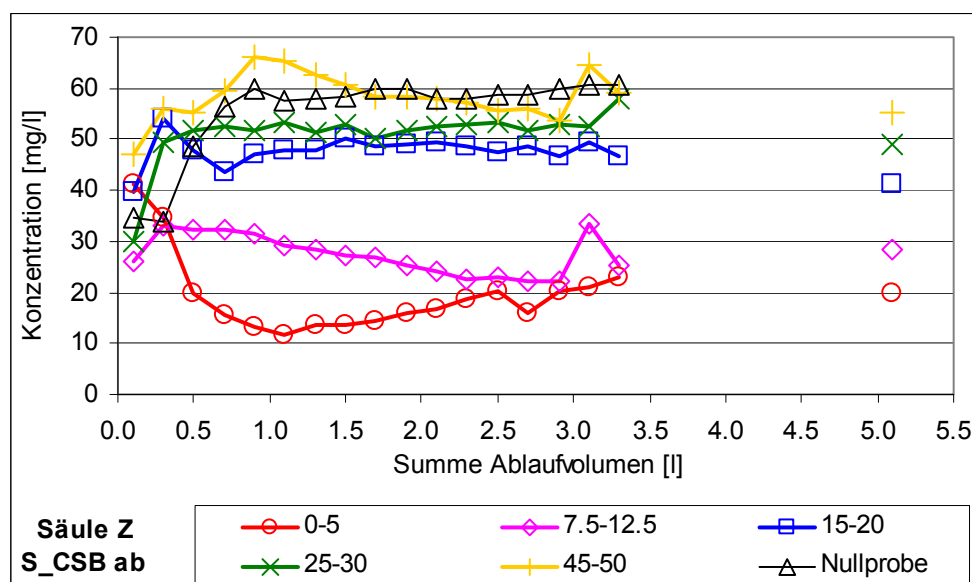


Bild 9.3: Ablaufganglinien S_CSB Nutschen mit Substrat LS

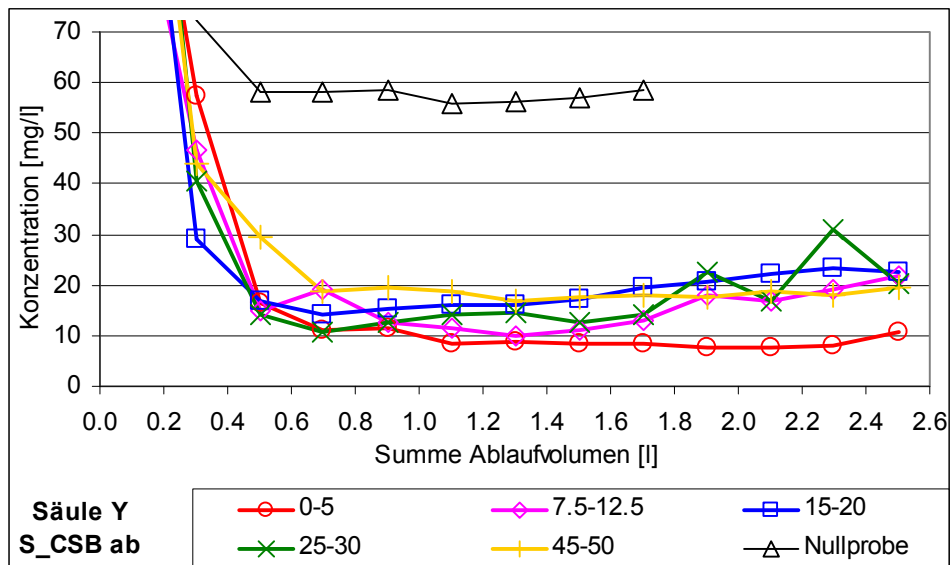


Bild 9.4: Ablaufganglinien S_CSB Nutschen mit Substrat SUBII

Zunächst fällt auf, dass die Nullproben aller getesteten Säulensubstrate nach der Auswaschung der siliconbedingten CSB-Verbindungen Konzentrationen im Bereich des Zulaufs von ca. 60 mg/l aufweisen. Dies bedeutet, dass alle getesteten Substrate ohne eine Einfahrphase nur eine sehr geringe Reinigungsleistung bzgl. der CSB-Verbindungen haben.

Bezogen auf die Ablaufganglinien der Nutschen verhalten sich Substrate völlig unterschiedlich.

Bei den Nutschen der Säule Z (LS Lavasand) ist bemerkenswert, dass tiefere Schichten (ab ca. 20 cm) einen sehr geringen Rückhalt an CSB-Verbindungen aufweisen. Hier liegt die Ablaufkonzentration schon im Bereich der Zulaufkonzentration. Der Rückhalt von CSB-Verbindungen wird im Lavasubstrat also verstärkt durch die obersten Schichten (0 bis 12,5 cm) vorgenommen (siehe Bild 9.3). Wenn das Ziel eines Retentionsbodenfilters vornehmlich der Rückhalt von CSB-Verbindungen ist und ein Lavasubstrat verwendet werden soll, ist nach diesen Ergebnissen zu prüfen, ob eine Filtermächtigkeit von ca. 75 cm notwendig ist. Tiefere Schichten scheinen nach diesen Resultaten nicht wesentlich zum CSB-Rückhalt beizutragen. Diese Aussage ist völlig anders bei anderen Substraten (s.u.) und beim Parameter Ammonium (siehe Kapitel 9.3.2).

Im Gegensatz zum Lavasand haben beim Substrat SUBII alle beprobten Schichten einen bedeutenden Rückhalt an CSB-Verbindungen. Zwar ist auch hier in den oberen Schichten der CSB-Rückhalt etwas höher. Die Ergebnisse sind aber längst nicht so unterschiedlich wie dies bei der Lavasandsäule der Fall war. Nahezu alle Schichten weisen einen vergleichbaren CSB-Rückhalt auf und damit kann eine Empfehlung für eine deutliche Reduktion der Filtermächtigkeit bei diesem Substrat bezogen auf den CSB nicht eindeutig gegeben werden.

9.3.2 Ammonium

In den folgenden Abbildungen werden die Konzentrationsverläufe im Ablauf der Nutschen bezogen auf die jeweiligen Substrate dargestellt. Im Anhang findet sich ein Vergleich der Ammoniumkonzentration aller Substrate bezogen auf die verschiedenen Tiefen (Bild-Anhang 9.54 bis Bild-Anhang 9.59). Die Daten zu den ergänzenden Parametern (Nitrit, pH, LF) sowie zusammenfassende Ablaufganglinien sind ebenfalls im Anhang aufgeführt (Bild-Anhang 9.69 bis Bild-Anhang 9.80). Die Zulaufzielkonzentration an Ammonium von 6 mg/l ist bei allen Versuchen bestätigt worden. Die Überstauproben bleiben relativ stabil; alle Werte liegen zwischen 5,0 und 5,6 mg/l.

Die Ablaufganglinie der Nutschen des Regelsubstrates DWAll zeigen, dass der Ammoniumrückhalt in allen Tiefen in vergleichbaren Größenordnungen auftritt (Bild 9.5). Der Durchbruch kommt bei allen Schichten ab ca. 1,1 l Ablaufvolumen. Die Versuchsdauer war aber nicht ausreichend, um einen vollständigen Durchbruch bis hin zu Konzentrationen des Zulaufs bzw. des Überstaus (über 5 mg/l) zu bewirken. Die Ergebnisse der Nullprobe zeigen, dass das Regelsubstrat einen Ammoniumrückhalt auch ohne Einfahrphase aufweist, allerdings kommt der Durchbruch zu einem früheren Zeitpunkt als bei den Substraten aus der eingefahrenen Säule.

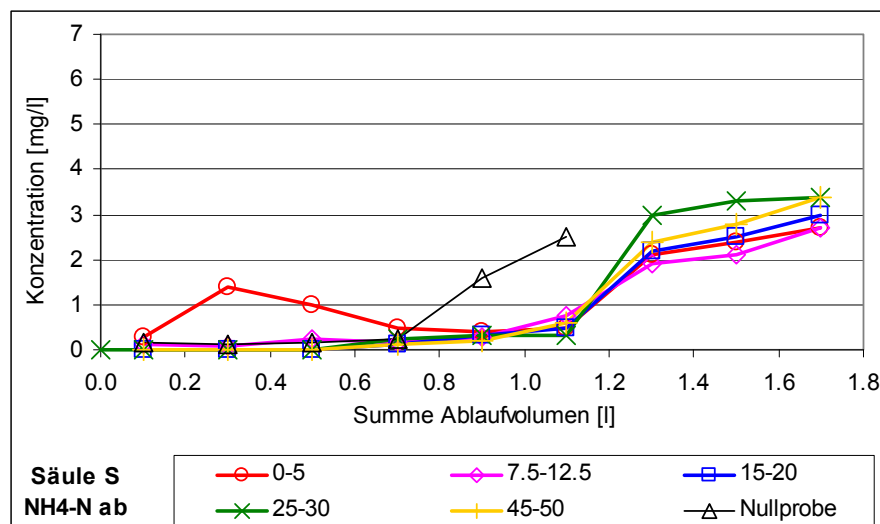


Bild 9.5: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat DWAll

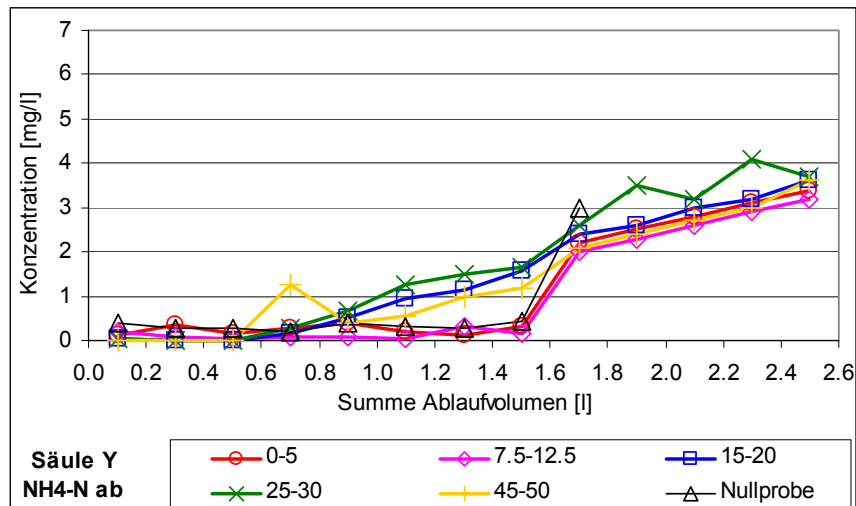


Bild 9.6: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat SUBII

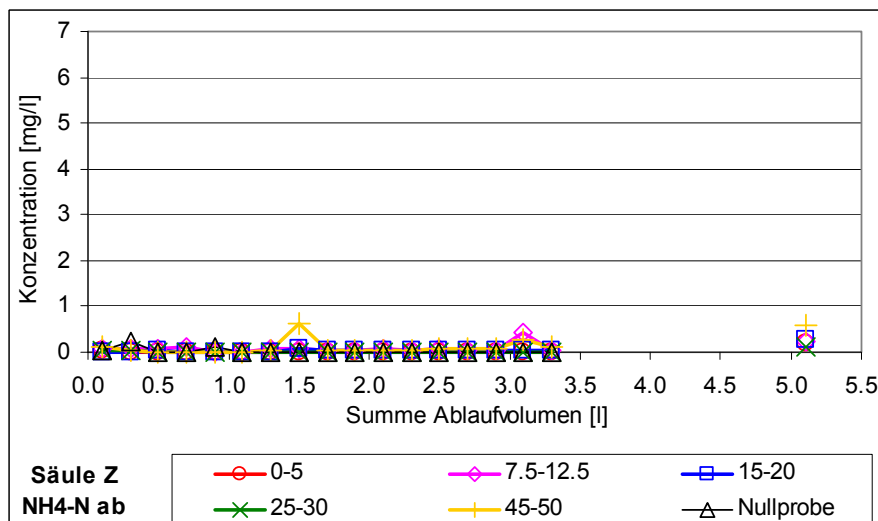


Bild 9.7: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat LS

Etwas anders sieht die Situation bei Substrat SUBII aus, das in der Sieblinie abweicht von den Vorgaben (Bild 9.6). Hier halten die oberen Schichten (bis 12,5 cm) Ammonium in etwas höherem Umfang zurück als die tieferen Schichten (15-50 cm). Ferner ist auffällig, dass die Nullprobe ein ähnliches Verhalten wie die oberen Schichten aufweist. Auch hier ist also das Substrat ohne Einfahrphase in der Lage, signifikante Ammoniummengen zurückzuhalten. Insgesamt ist der Rückhalt bei Substrat SUBII höher als beim Regelsubstrat DWAll. Dieses Ergebnis zeigt, dass sich schon bei den Säulenversuchen zeigte (siehe Kapitel 5.2.2.2).

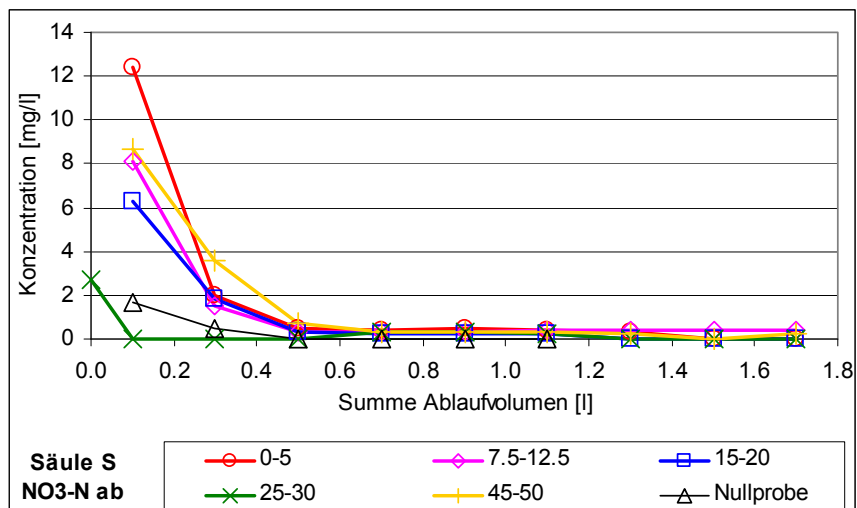
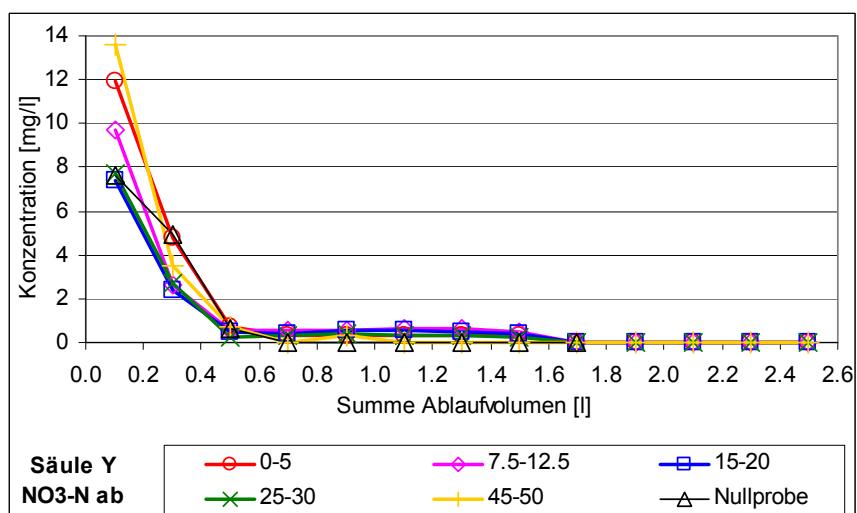
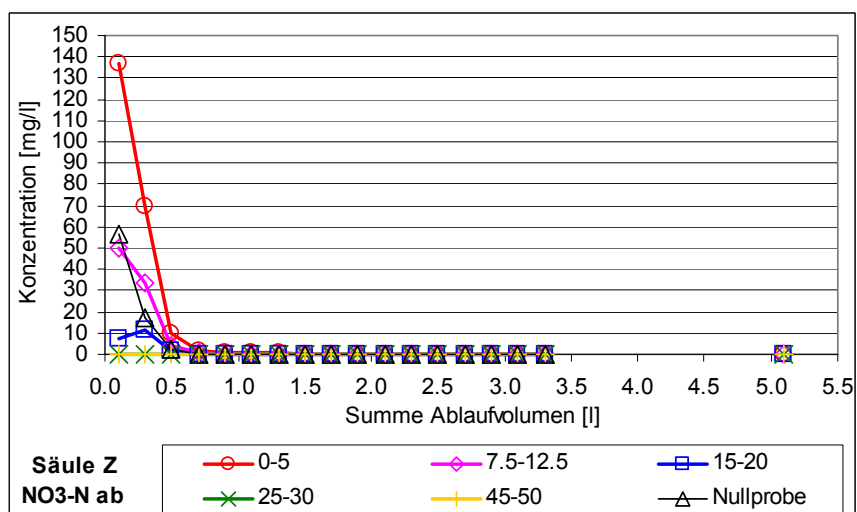
Bei der Lavasandsäule sind sehr geringe Ammoniumkonzentrationen in den Abläufen aller Schichten zu beobachten (Bild 9.7). Dies besonders bemerkenswert, da die Belastungen der Nutschenversuche einer Säulenbelastung von 7 m entsprechen. Damit ist belegt, dass beim Lavasubstrat alle Schichten zum Ammoniumrückhalt beitragen. Im Vergleich der Substrate

nimmt der Lavasand eine Ausnahmestellung ein. Diese günstige Bewertung bezieht sich allerdings nur auf den Parameter Ammonium (siehe CSB in Kapitel 9.3.1).

Entsprechend der Vorgehensweise bei den Säulenversuchen (siehe Kapitel 5.2.2.2) wurde auch für die Nutschen eine Ermittlung der Frachtrückhalte durchgeführt. Diese wurden bezogen auf Zulauf berechnet und sind im Anhang (Bild-Anhang 9.60 bis Bild-Anhang 9.62) dargestellt. Wie bereits bei der Regelsubstratsäule erläutert, war die Versuchsdauer der Nutschen in der Regel nicht lang genug, um einen vollständigen Durchbruch auf Zulaufkonzentrationen zu bewirken. Deshalb spiegeln die berechneten Frachtrückhalte einen zu geringen Ammoniumrückhalt wieder. Für die Testung eines Substrates sind damit eindeutig die in Kapitel 4, 5 und 6 beschriebenen Säulenversuche incl. der dort dargestellten Ergebnissauswertung besser geeignet.

9.3.3 Nitrat

Interessant für den möglichen Verbleib und die damit zusammenhängende Umsetzungsprozesse von Stickstoffverbindungen ist das Verhalten von Nitrat in den Nutschenversuchen. Grundsätzlich kann Nitrat durch zwei Effekte im Ablauf der Nutschen auftreten. Zum einen ist es das Umsetzungsprodukt der Nitrifikation aus sorbiertem Ammonium, diese findet vornehmlich in der vorangegangenen Trockenphase statt. In der Beschickungsphase wird nitrifiziertes Nitrat aus den Substratporen in den Ablauf ausgetragen. Zum anderen kann Nitrat als Endprodukt einer weitgehenden Mineralisierung von organischem Stickstoff im Boden entstehen. Hierbei wird davon ausgegangen, dass organische Stickstoffverbindungen mit dem Beschickungswasser auf den Filter gelangen und an der Filteroberfläche aufgrund ihres unlöslicheren Charakters filtriert werden. In der Trockenphase wird aus diesen Verbindungen zunächst Ammonium und anschließend durch den Prozess der Nitrifikation Nitrat. Findet dieser Prozess vermehrt statt, stammt das im Ablauf detektierte Nitrat sowohl aus nitrifiziertem Ammonium als auch aus mineralisiertem organischem Stickstoff. Dieser

Bild 9.8: Verlauf der NO₃-N -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat DWIIBild 9.9: Verlauf der NO₃-N -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat SUBIIBild 9.10: Verlauf der NO₃-N -Konzentrationen im Ablauf der Nutschen mit Substrat LS

Prozess konnte in großtechnischen Anlagen bereits nachgewiesen werden (Dittmer, [2006]). Im Unterschied zu den Säulenversuchen dieses Projektes treten an großtechnischen Anlagen Mischwasserentlastungsabflüsse mit höheren organischen Stickstoffanteilen auf, die sich im Sediment anreichern. Dieses fungiert dann als signifikante Nitratquelle insbesondere in den obersten Schichten. Bei den Säulenversuchen und den daraus gewonnen Nutschenkörpern können diese Effekte nicht ganz so deutlich auftreten wie bei den Großanlagen, da das Beschickungswasser vorfiltriert wird und damit eine ausgeprägte Sedimentausbildung nicht stattfindet. Gleichwohl zeigen die Ergebnisse der Nutschenversuche (siehe Bild 9.8 bis Bild 9.10), dass auch hier eine Schichtung der Stickstoffverbindungen vollzogen wird.

So ist bei der Säule S (Substrat DWAll) der höchste Nitrataustrag in den obersten Schichten zu verzeichnen (Ausnahme 45-50 cm). Da der Ammoniumaustrag über alle Tiefen gleich ist (siehe Bild 9.8), kann die alleinige Sorption von Ammonium mit anschließender Nitrifikation nicht die Ursache sein. Vielmehr sprechen die Ergebnisse dafür, dass auch bei den Säulenversuchen eine gewisse Anreicherung von organischen Stickstoffverbindungen an den obersten Schichten stattfindet, die in der Trockenphase über Ammonium zu Nitrat mineralisiert werden.

Wie Bild 9.9 und Bild 9.10 zeigen, ist dieser Effekt auch bei den anderen beiden Substraten zu beobachten. Insbesondere der Lavasand hat sehr gute mechanische Filtrationseigenschaften. Daher wird hier, wie in Bild 9.10 zu sehen, eine besonders hohe Nitratkonzentration in den ersten Ablaufproben der oberflächennahe Nutsche ausgetragen.

9.4 Fazit der Nutschenversuche

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Nutschenversuche, dass alle getesteten Substrate wesentlich besser Ammonium zurückhalten als dies zu erwarten war. Es ließen sich keine vollständigen Durchbrüche erzeugen und die getesteten Substrate waren auch vor der Einfahrphase sehr leistungsfähig.

Weiterhin liefern die Ergebnisse der Nutschenversuche wichtige Erkenntnisse zum Prozessverständnis des Ammoniumrückhaltes. So ist die Ammoniumsorption bei allen Substraten über alle Tiefen weitgehend gleich. Dies ist ein überraschendes Ergebnis, da bisher davon ausgegangen wurde, dass Ammonium verstärkt in den oberen Schichten sorbiert wird, da sich hier die stark sorbierende Biomasse besonders anreichert (Wozniak [2007]).

Der Austrag von Nitrat ist in den oberflächennahen Schichten erhöht durch die vermutliche Anreicherung von organischem Stickstoff mit anschließender Mineralisierung über Ammonium zum Nitrat.

Alle Substrate zeigen, dass eine höhere Filtermächtigkeit auch zu einem höheren Ammoniumrückhalt führt. Beim Lavasand ist dieser jedoch so signifikant, dass abhängig vom jeweiligen Behandlungsziel auch mit geringeren Mächtigkeiten gearbeitet werden könnte.

10 Säulenversuche zur Untersuchung der Sauerstoffverteilung im Tiefenverlauf

Die TU KL führte eine Untersuchung zu Sauerstoffverteilung im Tiefenprofil von Versuchssäulen durch. Die große Bedeutung der Sauerstoffversorgung für die Reinigungsprozesse in einem mit Abwasser durchsickertem Bodenfilter wurde sowohl in diesem Projekt als auch in Untersuchungen anderer Autoren bestätigt (Schwager und Boller [1997], Luckner et al. [1998], Platzer [1998]; Müller [2002]). Diese Erkenntnisse sind in vielen Aspekten auf die Retentionsbodenfilter übertragbar, insbesondere wenn sie die vertikal beschickten Bodenfilter betreffen. Allerdings wurden bislang keine Ergebnisse der Sauerstoffmessungen in Retentionsbodenfiltern veröffentlicht um diese Übertragbarkeit zu verifizieren.

Ein Mangel an Sauerstoff gilt als Hauptursache für die Störung von biologischen Abbauprozessen in Bodenfiltern zur Abwasserreinigung. Auch für die Vermeidung der Kolmation ist das Aufrechterhalten der aeroben Bedingungen im Filterkörper eine Voraussetzung (Müller, [2002]; Kayser, [2003]). Die ausreichende Sauerstoffversorgung ist die Grundbedingung für den optimierten Abbau von Abwasserinhaltsstoffen auch in Retentionsbodenfiltern.

Um vertiefte Erkenntnisse über die Sauerstoffkonzentration während und nach der Beschickung im Tiefenverlauf herauszufinden, sind in diesem Projekt Sauerstoffmessungen *in situ* durchgeführt worden. Dazu wurden spezielle Mikrosauerstoffsensoren verwendet, die in verschiedenen Tiefen des Bodensubstrats angebracht wurden. Dadurch war eine Messung möglich, ohne den Bodenkörper in seiner Struktur erheblich zu stören.

Im Versuchsstand (siehe Bild 10.1) wurden die Bodensubstrate entsprechend dem Einbauprofil großtechnischer Anlagen eingebaut. Dabei sollten zwei verschiedene Filtersubstrate (z.B. Rheinsand, Lavasand) mit bewusst stark variierenden Eigenschaften vergleichend getestet werden. Analog zu den Untersuchungen in Kapitel 4 bis 6 wurden in den Zu- und Abläufen die Stickstoffkomponenten $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ sowie der S_CSB untersucht. Ergänzend wurden die Parameter pH-Wert, Temperatur und Redoxpotenzial über Sonden detektiert.

10.1 Methodik der Sauerstofftiefenprofilmessungen

10.1.1 Versuchsstand

Der Versuchsstand besteht aus mehreren Säulen (s.u.) und ist weitgehend identisch mit dem in Kapitel 4 und 5 beschriebenen Aufbau. Die Säulen sind im Rahmen eines früheren

Forschungsprojektes von November 2001 bis Dezember 2003 mit künstlichem Abwasser beschickt worden (Schmitt et al. [2005]). Zu diesem Zeitpunkt wurden Bodenfilter mit Filtermächtigkeiten von 100 cm gebaut. Entsprechend weisen die Versuchssäulen diese Mächtigkeit auf (siehe Bild 10.1).

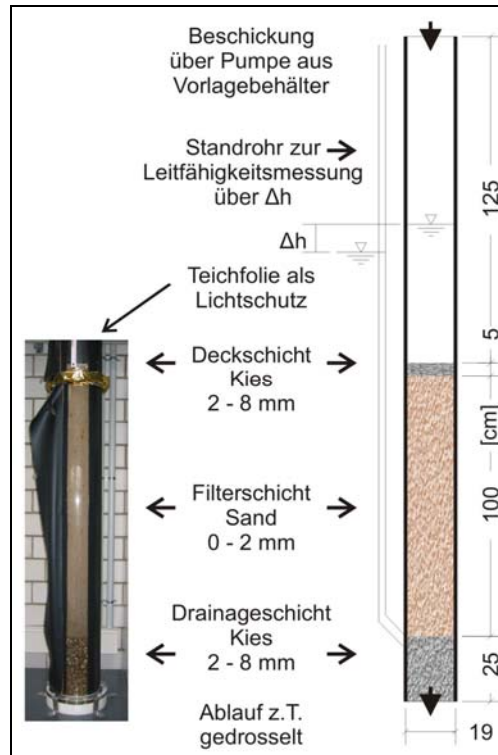


Bild 10.1: Schematischer Aufbau der Laborsäulen an der TU KL

Der untersuchte Rheinsand 0/2 stammt aus einem Vorkommen am Oberrhein, der Lavasand 0/4 kommt aus der Vulkaneifel. Die zwei eingebauten Substrate unterscheiden sich jedoch nicht nur in ihrer Herkunft, sondern auch in ihren bodenphysikalischen Eigenschaften wie Korngrößenverteilung, Kornform etc. Bild 10.2 zeigt einzelne Körner der beiden Substrate. Links ist der Rheinsand mit seiner glatten Kornoberfläche dargestellt, rechts der Lavasand mit seiner porösen Oberflächenstruktur.

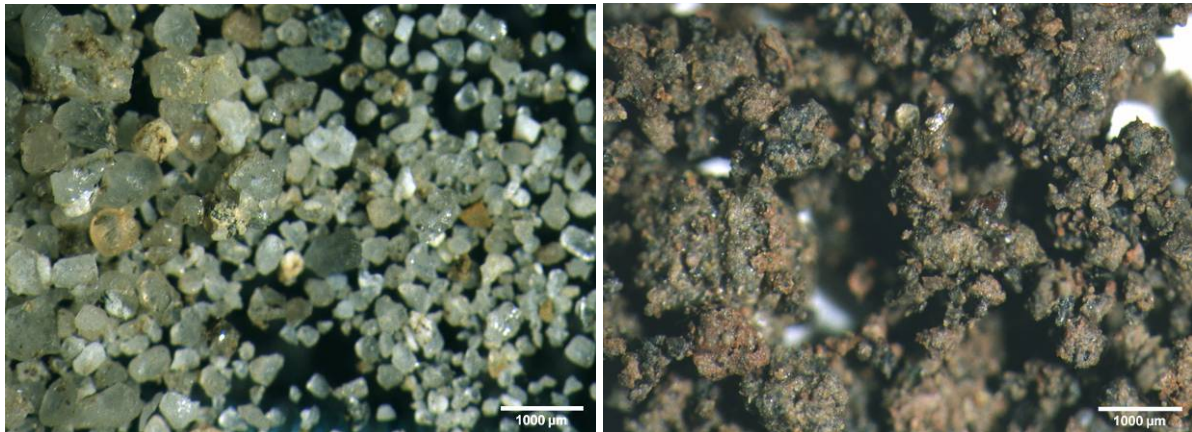


Bild 10.2: Kornformen von Rheinsand (links) und Lavasand (rechts)

Die Sieblinien der eingebauten Substrate sind in Tabelle 10.1 und Bild 10.3 der in DWA-M 178 [2005] empfohlenen Körnung gegenübergestellt. Die eingebauten Sande weisen insgesamt deutlich höhere Anteile im Bereich größerer Körnungen auf. Bei den Sandfraktionen Mittel- und Grobsand liegen die Abweichungen jeweils bei 10 % und mehr bezogen auf die Gesamtmasse. Eine besonders hohe Abweichung weist der Lavasand bei der Mittelsandfraktion auf – der Massenanteil liegt ca. 35 % unter empfohlenen Minimalwert. Der T+U-Anteil des Rheinsandes liegt mit 1 % deutlich unter dem nach den Empfehlungen tolerierbaren Maximalwert. Der 10 %ige Anteil dieser Fraktion beim Lavasand wird schnell aus dem Filterkörper ausgewaschen. Schon bei den ersten Beschickungen ist der Austrag dieser Schlämmkornfraktion im Ablauf zu erkennen.

Insofern könne beide Substrate als nicht DWA-konform eingestuft werden. Sie wurden zum Bearbeitungszeitpunkt ausgewählt, da sie in zwei großtechnischen Anlagen im Saarland als Substrat eingesetzt wurden.

Tabelle 10.1: Körnung des verwendeten Filtermaterials

Kornfraktion	Körnung [mm]	Anteil [Massen- %]		
		Rheinsand	Lavasand	DWA -M 178
T+U	< 0,06	1	10	< 1
fS	0,06 – 0,2	10	10	10 – 25
mS	0,2 – 0,6	52	25	60 – 80
gS	0,6 – 2,0	30	43	10 – 25
fG	2,0 – 6,0	7	12	< 1

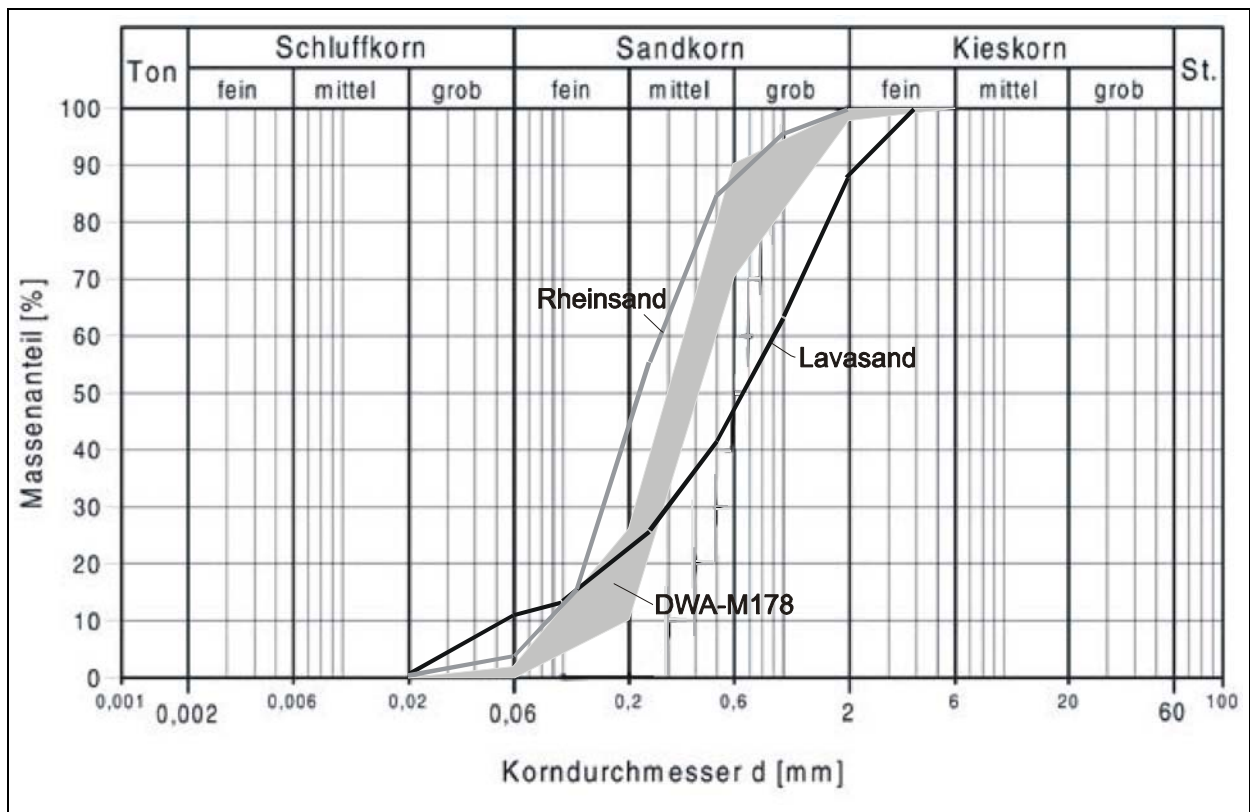


Bild 10.3: Körnungslinien der untersuchten Substrate Rheinsand (RS) und Lavasand (LS)

Belastungs- und Betriebsbedingungen

Analog den Bedingungen aus Kapitel 4 bis 6 werden in dieser Untersuchungsphase die Belastungs- und Betriebsbedingungen gezielt verändert. Dazu werden zum einen die Beschickungsmengen (Beschickungshöhe 0,5 bis 1,5 m) und zum anderen die Stoffkonzentrationen im Beschickungswasser variiert. Alle Säulen werden auf $0,01 \text{ l/(s} \cdot \text{m}^2)$ gedrosselt. Die wichtigsten Parameter zur Charakterisierung der unterschiedlichen Betriebsbedingungen sind nachstehend beschrieben.

Beschickungsmengen und -häufigkeiten

Die Beschickungsmenge pro Ereignis wird durch die hydraulische Belastung der Oberfläche definiert und als Beschickungshöhe bez. Beschickungshöhe bezeichnet und in $[\text{m}^3/\text{m}^2]$ bzw. in [m] ausgedrückt.

Die Beschickungshöhe variiert bei Beschickungen zur Untersuchung der Sauerstoffverteilung zwischen 0,5 m und 1,5 m pro Ereignis.

Zusammensetzung des Beschickungswassers:

Das eingesetzte Beschickungswasser soll möglichst genau die reale Filterbelastung mit Mischwasser nachbilden, aber auch eine eindeutig definierbare stoffliche Belastung aufweisen und zudem über die Versuchsperioden hinweg reproduzierbar sein. Zur Untersuchung der Prozesse bezüglich der Sauerstoffzehrung in Bodenfilter wurde als „Kompromiss-Methode“ die Herstellung von konditioniertem Mischwasser gewählt. Dazu wurde aus dem Ablauf der Vorklärung der Kläranlage Kaiserslautern entnommenes Abwasser entsprechend konditioniert, d.h. mit Trinkwasser auf Konzentrationen verdünnt, die weitgehend einer typischen Mischwasserzusammensetzung entsprechen.

Die Zielkonzentrationen des Zulaufwassers für S_{CSB} und NH_4-N wurden abgeleitet aus Literaturdaten von Welker [2004] und Uhl und Kasting [2002] und entsprechen weitgehend den Bedingungen aus Kapitel 4 bis 6.

gewählte Zielkonzentrationen:	$S_{CSB} = 50 \text{ bis } 60 \text{ mg/l}$
im Zulaufwasser	$NH_4-N = 4 \text{ bis } 5 \text{ mg/l}$

Wegen des im Vergleich zu Mischwasser niedrigeren CSB/NH_4-N -Verhältnisses im Schmutzwasser aus der Kläranlage können beide gewählten Zielkonzentrationen durch die Zugabe von Trinkwasser nicht gleichzeitig erreicht werden. Deswegen wird das Abwasser i.d.R. auf die angestrebte CSB -Zielkonzentration verdünnt, woraus eine für Mischwasser etwas zu hohe Ammoniumkonzentration resultiert. Bei denjenigen Versuchen, in denen eine realitätsnahe Nachbildung der Filterbelastung mit Stickstoffverbindungen maßgeblich ist, wird das Abwasser auf die gewählte Ammoniumkonzentration verdünnt.

Methodik der Messung von Parametern zur Beschreibung der Milieubedingungen

Die Redoxpotenzialsonde wurde gemeinsam mit einer pH-Sonde mit integriertem Temperaturfühler in den Ablauf der Säulen eingebaut. Die wichtigsten Voraussetzungen für eine korrekte Redoxpotenzialmessung im Ablauf der Säulen sind eine bestimmte Anströmung der Redoxmesskette (DIN 38404 [1984]) und die Eliminierung des Einflusses vom atmosphärischen Sauerstoff, der schnell das Redoxpotenzial in gezogenen Proben verändern kann (vgl. z.B. Seeburger, Käss [1989]). Um dies zu erfüllen wurde ein Durchflusskästchen aus Plexiglas angefertigt. Zur sicheren Bestimmung wurde über einen Zeitraum von fünf Minuten jede Minute ein Messwert abgelesen. Diese Ablesung erfolgte gemeinsam mit Bestimmung von Temperatur und pH-Wert im Ablauf in Intervallen von ca. 2 h.

Zur Messung der Sauerstoffkonzentration wurden im Rahmen dieser Untersuchungen verschiedene Verfahren eingesetzt:

Die Sauerstoffsonden, die nach dem elektrochemischen (polarographischen) Messprinzip arbeiten und bei der Messung den im Wasser gelösten Sauerstoff verbrauchen, benötigen eine Anströmung von 15 cm/s (Oxi-Fibel WTW [1987]). Da der Säulenablauf stark gedrosselt ist, ist die Durchflussgeschwindigkeit sehr reduziert. Die galvanischen Sonden wurden deswegen nur für händische Messung im Überstauwasser (direkt über Kiesoberfläche) benutzt, wo diese Bedingung durch Bewegung der Sonde im Wasservolumen erfüllt werden kann.

So genannte LDO-Sonden (Luminescent Dissolved Oxygen), die nach dem Lumineszenz-Verfahren arbeiten, haben im Vergleich zu elektrochemischen Sonden verschiedene Vorteile für diese konkrete Anwendung. Zum einen ermöglichen sie eine korrekte Messung bei sehr kleiner Anströmgeschwindigkeit. Zum anderen haben sie eine hohe Empfindlichkeit auch bei geringen Sauerstoffkonzentrationen (Häck [2004]).

Die LDO-Sonden wurden sowohl im Überstauwasser, als auch im Ablauf der Säulen eingesetzt. Da bei dieser Sondenart nahezu keine Anströmung verlangt wird, wurde eine luftdichte Montage das wichtigste Kriterium für eine korrekte Messung. Der LDO-Sensor im Ablauf wurde in einem T-Stück aus PE montiert und mit einem PVC-Schlauch mit Säulenablauf verbunden. Jede halbe Stunde wurde ein aktueller Sauerstoffwert zusammen mit Uhrzeit, Luftdruck und Temperatur automatisch gespeichert. Für die Messstelle im Retentionraum wurde kein besonderer Einbau vorgesehen. Der LDO-Sensor, geschützt mit einer Abschirmung, wurde auf der Oberfläche der Kiesdeckschicht platziert und jede 15 min ein Messwert aufgenommen.

Nach dem gleichen Verfahren arbeiten Minisensoren, die in der späteren Messphase zur in-situ-Messung im Filterkörper eingesetzt wurden. Derartige Minisensoren bestehen aus einem Lichtleiter mit abgeschliffenem Ende, der mit einer sauerstoffsensitiven Folie beschichtet ist. Der Lichtleiter selbst ist mit einer Isolierung bedeckt, die ihn vor Außenlicht, mikrobiologischen Ablagerungen und chemischer Korrosion schützt (siehe auch Wozniak et al. [2006]). Die Minisensoren wurden in verschiedenen Tiefen des Filterkörpers eingebaut und während der Messphase wurde ihre Anordnung geändert, um möglichst genaue Sauerstoffprofile im Filterkörper während einer Beschickung herzustellen. Zusammen mit den Sensoren wurde an einer der Säulen ein Temperatursensor eingebaut. Für die Auswertung der Ergebnisse wurden die Messwerte auf Plausibilität geprüft und in 1 Min Schritten linear interpoliert.

Die verwendeten Messgeräte sind in Tabelle 10.2 zusammengestellt.

Tabelle 10.2: Zusammenstellung der verwendeten online-Messtechnik

Parameter	Messgerät	Sonde	Firma
pH-Wert	pH 323	SenTix 20	WTW
Redoxpotenzial	pH 323	SenTix ORP	WTW
Sauerstoffkonzentration (elektrochem. Messung)	OXI96	EOT 196	WTW
Sauerstoffkonzentration (Lumineszenz-Verfahren)	Hach HQ10 (LDO)		Hach-Lange
Sauerstoffkonzentration (Lumineszenz-Verfahren)	PreSens Fibox 3	POF (Polymer optical fiber) mit PSt3-Folie	Presens

Methodik der Qualitätsmessung im Zulauf und Ablauf

Entsprechend der vornehmlichen Ausrichtung der Untersuchungen auf CSB und Ammonium (resp. Stickstoff) erfolgte die Analytik für die Fraktionen C_CSB, S_CSB, NH₄-N und NO₃-N, jeweils in Zulauf und Ablauf.

Der Ablauf wurde bei kleineren Beschickungen ($h_a=0,5$ m) als Gesamtmischprobe (GMP) bestimmt. Bei Beschickungen mit $h_a \geq 1,0$ m wurden detaillierte Ganglinien zum zeitlichen Verlauf der gewonnenen Konzentrationswerte aufgenommen. Das Volumen der ersten Probe wurde anhand von Tracermessungen so gewählt, dass das ganze Restwasser in der ersten Ablaufprobe erfasst wurde. Für den Rheinsand ergibt dies ein Volumen von ca. 6 L nach Ablaufanfang. Bei Lavasand ist der Austausch des Restwassers nach ca. 8 L weitgehend abgeschlossen. Die weitere Beprobung erfolgte in der Regel als 6 L- bzw. 8 L – Mischproben.

10.2 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

10.2.1 Voruntersuchungen zum O₂-Gehalt

Als Vorbereitung für die Darstellung der Ergebnisse der Messungen in situ werden zunächst die Ergebnisse der Sauerstoffmessung im Ablauf und Überstau während der 1 m-Beschickungen erläutert.

Bild 10.4 stellt exemplarisch die Ergebnisse der Sauerstoffmessung am Beispiel einer 1 m-Beschickung für die Rheinsand- und Lavasandsäule dar (Versuchsbedingungen siehe Tabelle 10.3).

Tabelle 10.3: Konzentrationen der CSB- und Stickstoffparameter im Beschickungswasser bei 1,0 m-Beschickung in [mg/l]

	C_CSB	S_CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N
Rheinsandsäule	58,1	43,9	11,0	0,97
Lavasandsäule	78,4	53,1	10,9	0,27

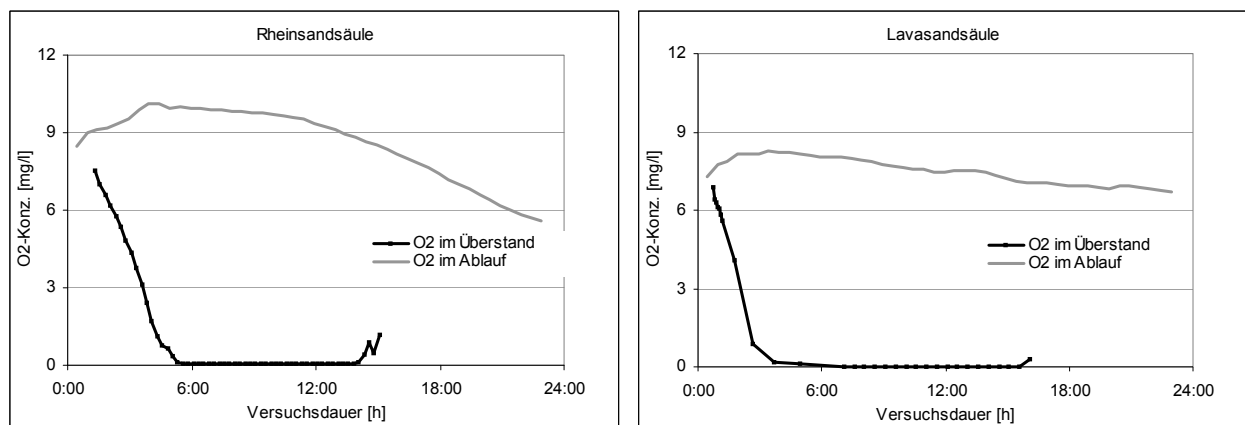


Bild 10.4: Ergebnisse der Sauerstoffmessungen in beiden Säulen während 1 m - Beschickung

Anhand der Verläufe der O₂-Konzentrationsganglinien ist zu erkennen, dass die im Säulenablauf gemessene Sauerstoffkonzentration für die Sauerstoffverhältnisse im Filterkörper nicht repräsentativ ist.

Dazu müssen zunächst die Sauerstoffgehalte im Überstau betrachtet werden. Diese erreichen bei beiden Säulen infolge mikrobieller Aktivität ca. 6 h nach Versuchsanfang den

Wert 0 mg/l. Die Sauerstoffkonzentration im Ablauf beider Säulen bleibt aber noch mehrere Stunden auf hohem Niveau von über 6 mg O₂/l.

Die Durchströmungszeit des Sandkörpers im betrieblich gesättigten Zustand kann anhand der mittleren gemessenen Filtergeschwindigkeit bestimmt werden. Diese beträgt für einen 1 m mächtigen Filterkörper ca. 60 min. Im Überstauwasser der beiden Säulen gibt es ca. 6 h nach Versuchsanfang keinen gelösten Sauerstoff mehr. Die Sauerstoffkonzentration im Ablauf der beiden Säulen ist jedoch in der 7. Stunde und auch im weiteren Versuchsverlauf immer noch sehr hoch. Das bedeutet, dass das vom Überstau infiltrierte sauerstofffreie Abwasser auf seinem Weg durch den Filter mit Sauerstoff angereichert wird.

Dass ein Luftvolumen für diese Wiederbelüftung zur Verfügung steht, zeigt eine Volumenbilanz. Für die Rheinsandsäule ergibt sich, dass am Ende der Beschickung ca. 22 bis 24 % des Filterkörpers mit Abwasser gefüllt sind. Dies entspricht der effektiven Porosität des Sandkörpers. Demgegenüber liegen typische Werte für die Porosität von Mittelsand im Bereich von 30 bis 38 % (Busch, Luckner [1974]). Damit ergibt sich ein verbleibendes Luftvolumen von ca. 2 bis 4 l, das sich nach Beschickungsende im Sandkörper befindet.

Es ist anzunehmen, dass die Sauerstoffversorgung im Filterkörper von der Tiefe und Biomassekonzentration abhängig ist (Schwarz [2004]). Um weitergehende Aussagen zu Milieubedingungen im Filterkörper während der Beschickung zu treffen, ist es wichtig Sauerstoffmessungen *in situ* durchzuführen.

10.2.2 Messungen in situ

Eine Voraussetzung zur Auswahl der richtigen Messverfahren zur Messung *in situ* bei Laborversuchen ist, dass bei der Messung Strömung und Stofftransport nicht signifikant beeinflusst werden. Dies erfordert sehr kleine Abmessungen der Sonden. Derartige Minisensoren zur Sauerstoffmessung werden von der Firma Presens (Regensburg) angeboten. Zurzeit gibt es auf dem Markt weder Redox- noch pH-Sonden, deren Ausmaße klein genug sind, um die Filterstruktur nicht nachhaltig zu stören.

a) Beschickung mit 0,5 m

Zunächst wurden die Sauerstoffmessungen *in situ* bei der Beschickung mit einer Standard-Beschickungshöhe von $h_a=0,5$ m durchgeführt. Dazu wurden die Sensoren in folgenden Tiefen installiert:

- Rheinsandsäule: in 10 cm und 24 cm Tiefe (unter der Sandoberkante)
- Lavasandsäule: in 10 cm und 20 cm Tiefe (unter der Sandoberkante)

Tabelle 10.4: Konzentrationen der CSB- und Stickstoffparameter im Zulaufwasser bei 0,5 m-Beschickung in [mg/l]

	C_CSB	S_CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N
Rheinsandsäule	91,1	66,0	18,2	1,2
Lavasandsäule	65,0	39,0	13,2	0,96

In Bild 10.5 sind die Ergebnisse der Sauerstoffmessungen *in situ* am Beispiel der 0,5 m-Beschickung dargestellt:

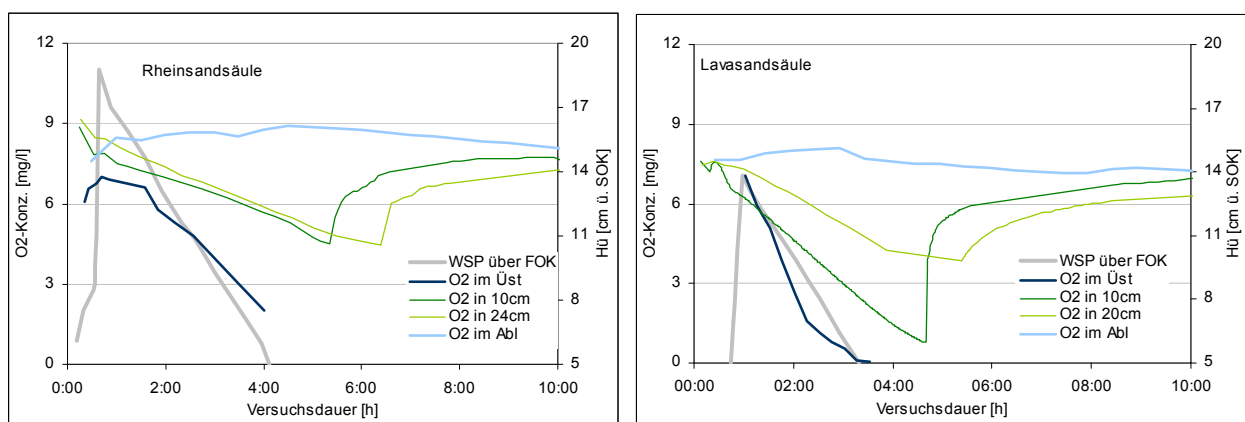


Bild 10.5: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei 0,5 m-Beschickung

Die Sauerstoffkonzentration im Überstau sinkt relativ konstant bei beiden Säulen. Gegen Ende des Überstaus erreicht die Sauerstoffkonzentration im Überstauwasser bei der Rheinsandsäule ca. 2 mg/l und bei der Lavasandsäule 0 mg/l. Der Ablauf beider Säulen ist während der ganzen Versuchsdauer, ähnlich wie bei der 1 m-Beschickung (siehe Bild 10.4), gut mit Sauerstoff angereichert. Messungen der Sauerstoffkonzentration im Filterkörper geben einen tieferen Einblick in die vertikale Sauerstoffverteilung.

Die Sauerstoffkonzentration im oberen Teil des Filterkörpers sinkt unter diesen Beschickungsbedingungen zwar langsamer als im Überstauwasser, sie ist aber deutlich niedriger als die Werte im Ablauf.

Die schnellere Sauerstoffzehrung in der obersten Filterschicht (Messung in 10 cm Tiefe) ist besonders bei der Lavasandsäule deutlich zu sehen. An der nächsten Messstelle, in 20 cm Tiefe des Lavasandfilterkörpers, ist die Absenkung der Sauerstoffkonzentration geringer. Dies kann entweder auf eine geringere mikrobiologische Aktivität in dieser Schicht oder auf die intensivere Wiederbelüftung des infiltrierenden Abwassers hinweisen.

Bei dem Rheinsandfilter ist der Unterschied zwischen den beiden Messstellen im Filterkörper in Tiefen von 10 cm und 24 cm nicht so stark ausgeprägt.

Während sich die beiden Säulen entleeren, sinkt der Wasserspiegel im Filterkörper auf die Tiefe des Sensors und die atmosphärische Luft dringt in die Bodenporen ein. Die Sauerstoffkonzentration steigt innerhalb wenigen Minuten um mehrere mg/l an und ein paar Stunden später erreicht sie nahezu das Ausgangsniveau.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass in beiden Säulen während der gesamten Versuchsdauer aerobe Milieubedingungen herrschten, obwohl ab einem bestimmten Zeitpunkt sauerstofffreies Überstauwasser infiltriert wird.

Die Rückhalteleistungen dieses Versuches sind in Tabelle 10.5 dargestellt, wobei die analysierten Wirkungsgrade als Konzentrationswirkungsgrade anzusehen sind. Sie wurden jeweils anhand einer aus Einzelproben berechneten mittleren Ablaufkonzentration ermittelt.

Tabelle 10.5: Konzentrationswirkungsgrade bei 0,5 m - Beschickung

	Wirkungsgrad [%]	
	S_CSB	NH₄-N
Rheinsandsäule	66,3	99,5
Lavasandsäule	79,9	99,4

b) Beschickungen mit 1,5 m

Im Vordergrund dieser Versuche steht die Untersuchung der Sauerstoffversorgung im Filterkörper unter erhöhter hydraulischer Belastung. Es ist anzunehmen, dass eine Erhöhung der Beschickungsmenge das Sauerstoffvertikalprofil im Filterkörper beeinflussen wird. Nach den Messungen mit $h_a=0,5$ m wurde die hydraulische Belastung auf $h_a=1,5$ m erhöht. Das Beschickungswasser wurde auf mischwassertypische Ammoniumkonzentrationen konditioniert, um bei einer realitätsnahen stofflichen Filterbelastung zu bleiben. Zusätzlich zur Messung der Sauerstoffkonzentration wurden sowohl pH-Wert und Redoxspannung im Säulenablauf gemessen, als auch Zu- und Ablauf auf Nitrat- und Ammoniumstickstoff sowie CSB analysiert. Die Versuchsbedingungen sind in Tabelle 10.6 aufgeführt.

Tabelle 10.6: Konzentrationen der CSB- und Stickstoffparameter im Zulaufwasser bei 1,5 m-Beschickung in [mg/l]

	C_CSB	S_CSB	NH₄-N	NO₃-N
Rheinsandsäule	29,7	26,1	5,2	1,3
Lavasandsäule	56,2	40,2	7,1	1,2

Die Messergebnisse für die **Rheinsandsäule** sind in Bild 10.7 bis Bild 10.8 dargestellt:

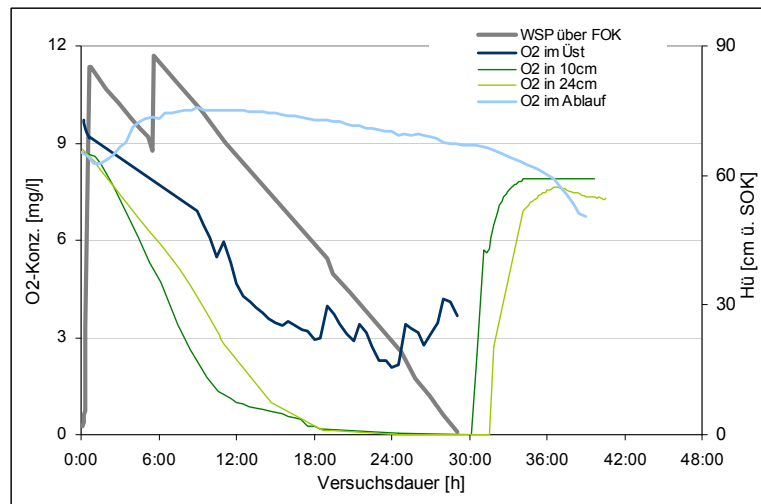


Bild 10.6: Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Messstellen bei der Rheinsandsäule bei 1,5 m-Beschickung (Wozniak, [2007])

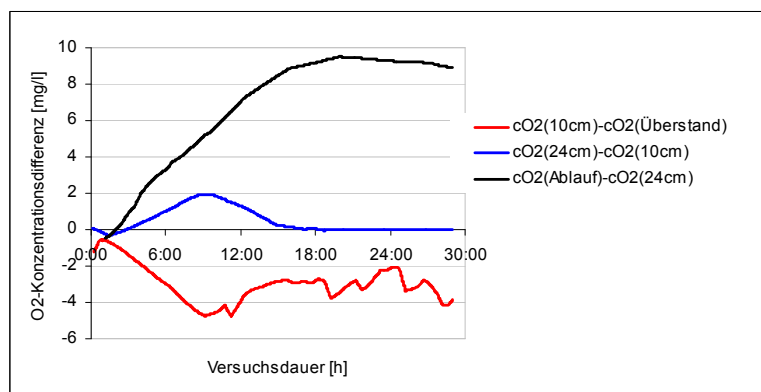


Bild 10.7: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen mit Berücksichtigung der Fließzeit bei der Rheinsandsäule (Wozniak, [2007])

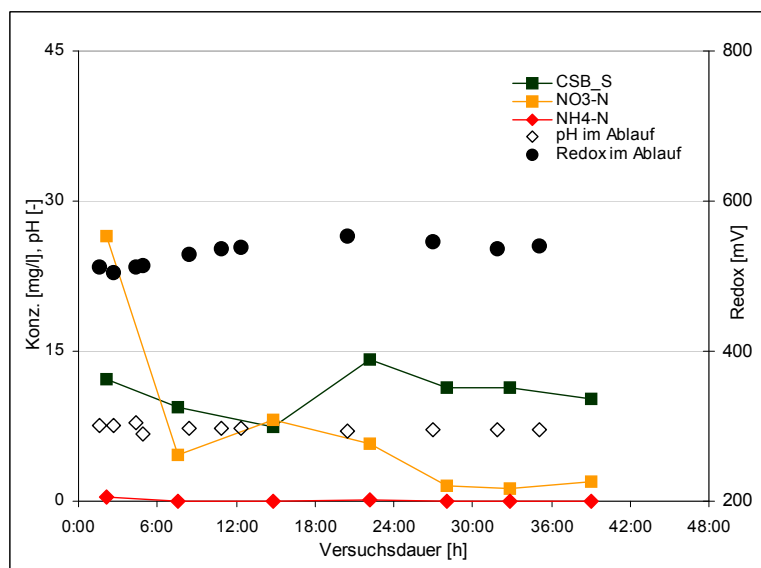


Bild 10.8: Ablaufganglinien (S_{CS} , NH_4-N , NO_3-N) und Basisparameter der Rheinsandsäule bei 1,5 m-Beschickung (Wozniak, [2007])

Ähnlich wie bei der Beschickung mit $h_a = 0,5$ m sinkt die Sauerstoffkonzentration im Überstau der Rheinsandsäule konstant, unterschreitet jedoch aufgrund einer relativ geringen stofflichen Belastung des Beschickungswasser (siehe Tabelle 10.6) die Konzentration von 2 mg/l nicht (siehe Bild 10.7). Die Sauerstoffkonzentration in 10 cm Tiefe ist aber schon bei Beschickungsbeginn niedriger als im Überstauwasser. Der Sauerstoffverlauf in 24 cm Tiefe zeigt ein ähnliches Verhalten: die O_2 -Konzentration sinkt zwar langsamer als in 10 cm Tiefe, aber auch hier gibt es nach ca. 20 h keinen gelösten Sauerstoff mehr. Ab diesem Zeitpunkt herrschen anaerobe Bedingungen in den ersten 24 cm des Sandkörpers bis zur Entleerung des Filters (nach ca. 30 h).

Bild 10.7 stellt die Differenz der O_2 -Konzentrationen zwischen einzelnen Messpunkten in der Rheinsandsäule dar. Die Fließzeit zwischen allen Messstellen ist in der Berechnung berücksichtigt. Die positiven Werte bedeuten, dass auf dem jeweiligen Weg die Wiederbelüftung überwiegt. Bei negativen Werten überwiegt die Sauerstoffzehrung. Es ist bemerkbar, dass die Sauerstoffzehrung in den ersten 10 cm des Sandkörpers am intensivsten verläuft. Unterhalb dieser Tiefe ist ein Wiederbelüftungseffekt zu beobachten. In 24 cm Tiefe sinkt die Sauerstoffkonzentration zwar auch, aber weniger intensiv als in höheren Schichten. Dies kann an der mikrobiologischen Aktivität liegen, die in dieser Tiefe vermutlich geringer ist, als in den obersten Filterschichten. Im unteren Teil des Sandkörpers ist die Auswirkung der Wiederbelüftung sehr deutlich zu sehen (cO_2 (Ablauf) – cO_2 (24 cm)). In diesem Bereich ist nach bisherigem Kenntnisstand keine hohe Konzentration der Biomasse zu erwarten (Schwarz, [2004]), die den Sauerstoff für die Abbauprozesse benötigt. Deswegen kann die noch in den Bodenporen enthaltene Luft das infiltrierende Abwasser mit Sauerstoff anreichern.

Im Ablauf der Säule wurden parallel zur Sauerstoffkonzentration auch der pH-Wert und die Redoxspannung gemessen (siehe Bild 10.8). Während der gesamten Versuchsdauer sind die beiden Basisparameter auf einem gleich bleibenden Niveau geblieben.

Die hohe und stabile Reinigungsleistung bezüglich des Ammoniums (siehe Bild 10.8) ist unter anderem mit der Verfügbarkeit von Sauerstoff zu erklären. Der dominierende Prozess während der Beschickung ist zwar die Sorption (MUNLV [2003]), daneben scheint aber die schon während der Beschickung stattfindende Nitrifikation auch einen Beitrag zur Ammoniumelimination zu leisten.

Ein Indiz hierfür ist das Verhalten von Nitrat in den Ablaufganglinien. Während der Trockenphase wird im Filterkörper sorbiertes Ammonium zu Nitrat nitrifiziert. Mit Beginn der folgenden Beschickung wird dieses mit dem Restwasser aus der Säule ausgetragen. Tracermessungen haben gezeigt, dass der Austausch des Restwassers mit den ersten 6 Litern des Ablaufes (ca. 5,9 h nach Ablaufanfang) weitgehend abgeschlossen ist. Mit im

Mittel 6,9 mg/l ist die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf jedoch auch im weiteren Versuchsverlauf deutlich höher als die Zulaufkonzentration (1,3 mg/l).

Die S_CSB -Ablaufkonzentration ist während des gesamten Versuchs relativ konstant. Der Wirkungsgrad bezogen auf S_CSB beträgt 61,4 % (mittlere Ablaufkonzentration: 10,7 mg/l). Der Zusammenhang zwischen CSB-Elimination und Sauerstoffkonzentration ist jedoch nicht eindeutig zu klären, da es offen bleibt, welche Anteile des CSB während der Filterpassage zunächst durch Sorption zurückgehalten werden und welche einem unmittelbaren Abbau unterliegen (Wozniak et al., [2006]).

Die Messergebnisse für die **Lavasandsäule** sind in Bild 10.9 bis Bild 10.11 dargestellt:

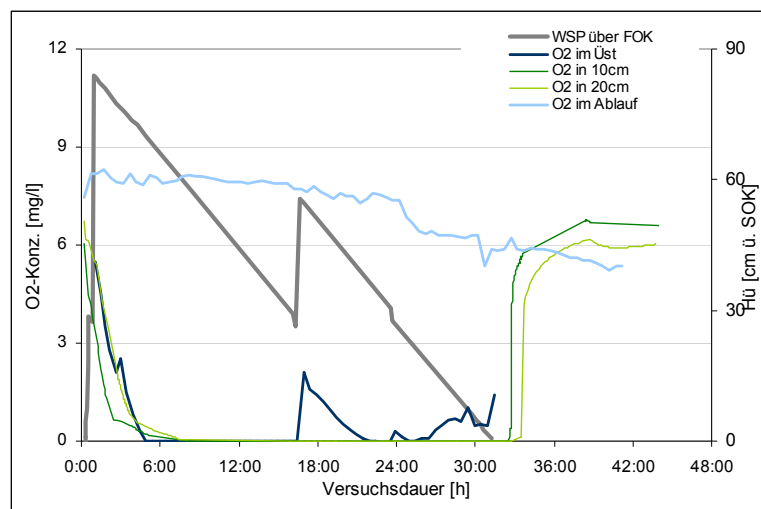


Bild 10.9: Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Messstellen bei der Lavasandsäule bei 1,5 m-Beschickung (Wozniak, [2007])

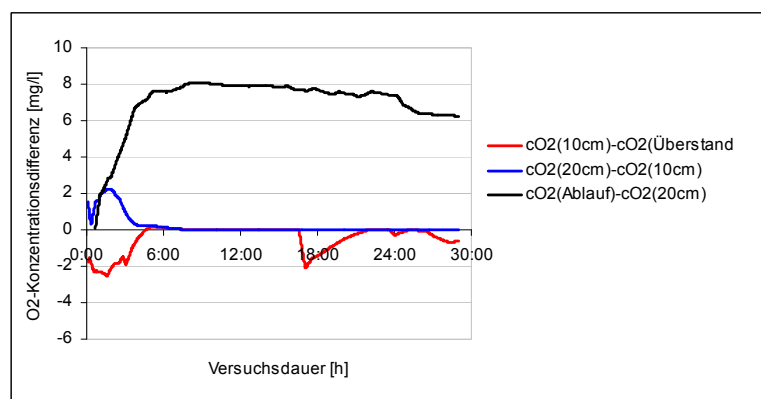


Bild 10.10: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen mit Berücksichtigung der Fließzeit bei der Lavasandsäule (Wozniak, [2007])

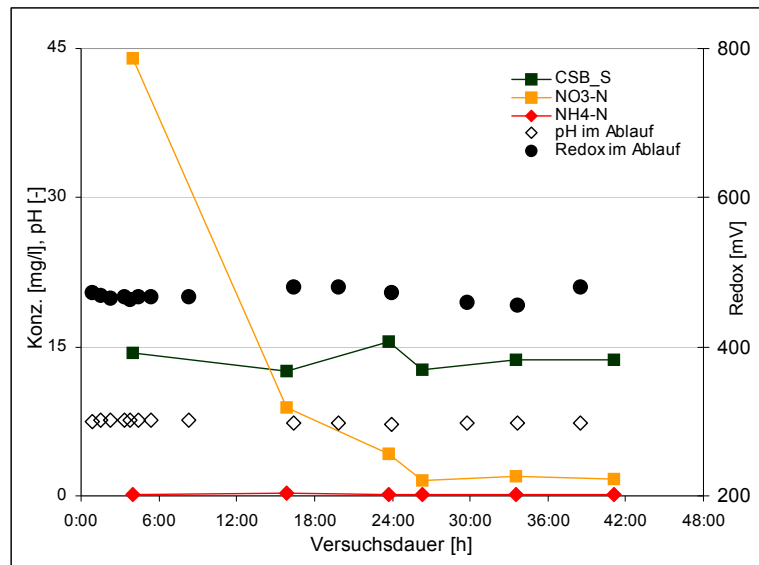


Bild 10.11: Ablaufganglinien (S_CSB, NH₄-N, NO₃-N) und Basisparameter bei der Lavasandsäule bei 1,5 m-Beschickung (Wozniak, [2007])

Die Konzentration organischer Schmutzstoffe im Beschickungswasser ist in diesem Fall höher als bei der Beschickung der Rheinsandsäule (siehe Tabelle 10.6). Dies führt dazu, dass schon nach ca. 7 h seit Beschickungsanfang kein Sauerstoff mehr nachweisbar ist - weder im Überstau, noch im Filterkörper bis zur Tiefe von 20 cm (siehe Bild 10.9). Die kurzfristige Erhöhung der Sauerstoffkonzentration im Überstauwasser in der 17. Stunde nach Beschickungsanfang ist durch eine Teilbeschickung verursacht worden.

Bei der genaueren Betrachtung der *in-situ*-Messungen ist hier eine ähnliche Tendenz wie bei der Rheinsandsäule zu sehen. In der obersten Filterschicht verläuft die Sauerstoffzehrung am intensivsten (siehe Bild 10.10). Während der ersten 4 h des Versuchs ist die Sauerstoffkonzentration in 10 cm Tiefe niedriger als im Überstau. In dieser Zeit finden in 20 cm Tiefe auch die sauerstoffzehrenden Prozesse statt, aber der Sauerstoffverbrauch wird in dieser Zeit durch den Sauerstoff aus der Bodenluft teilweise kompensiert. Deswegen sinkt am Anfang des Versuches die Sauerstoffkonzentration in dieser Tiefe langsamer als in 10 cm Tiefe. Ca. 7 h nach Versuchsanfang ist bis zu einer Tiefe von 20 cm kein Sauerstoff mehr nachweisbar. Bei der Rheinsandsäule ist der gelöste Sauerstoff in dieser Tiefe wegen geringerer Zulaufwasserbelastung erst nach ca. 20 h verbraucht.

Der Ablauf der Säulen ist ähnlich wie bei der Rheinsandsäule während der ganzen Versuchsdauer gut mit Sauerstoff angereichert, was erneut auf eine Wiederbelüftung des infiltrierten Abwassers in den unteren Filterschichten hinweist.

Der hohe Wirkungsgrad der Lavasandsäule bezüglich Ammonium ist hier auf die sehr hohe Sorptionskapazität des Lavasandes zurückzuführen, die bei weiteren Untersuchungen mit noch höheren Ammonium-Zulauffrachten bestätigt wurde (Wozniak, [2007]).

Da der untersuchte Lavasand gröber ist als der Rheinsand, ist laut Tracermessungen der Austausch des Restwassers erst mit den ersten 8 Litern des Ablaufes weitgehend abgeschlossen. Ähnlich wie bei der Rheinsandsäule ist die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf auch im weiteren Versuchsverlauf deutlich höher als die Zulaufkonzentration.

Dies kann wiederum als Hinweis auf eine während der Beschickung stattfindende Nitrifikation gewertet werden.

10.3 Fazit für die Sauerstofftiefenprofilmessungen

Ein wichtiges Ergebnis der Sauerstoffmessungen ist, dass die alleinige Messung von Sauerstoff im Säulenablauf für die Sauerstoffverhältnisse im gesamten Filterkörper nicht repräsentativ ist. Auch die Messungen der Redoxspannung und des pH-Wertes im Säulenablauf lassen keine Aussagen zu Redoxbedingungen im Filterinneren zu. Anhand des O_2 -Konzentrationsgradientes zwischen Überstauwasser und Säulenablauf wird gezeigt, dass das infiltrierende Abwasser auf seinem Weg durch den Filterkörper mit Sauerstoff angereichert wird. Diese Annahme wird durch die Ergebnisse einer Volumenbilanz unterstützt. Hiernach ist in einem gesättigten, überstauten Filterkörper ein signifikanter Anteil der Bodenporen mit Bodenluft gefüllt.

Erstmals wurden Messungen der Sauerstoffkonzentrationen in situ mit neuartigen Minisonden vorgenommen, die nur eine minimale Beeinträchtigung des Bodenkörpers zu Folge haben. Zur Abdeckung eines möglichst breiten Spektrums der Belastungszustände wurden unterschiedliche hydraulische und stoffliche Belastungen der Beschickung untersucht.

Die Ergebnisse bei Beschickungen mit $h_a = 0,5 \text{ m}$ zeigen, dass überwiegend aerobe Bedingungen in gesamten Filterkörper beider Substrate während des gesamten Ereignisses vorlagen.

Bei größeren Beschickungen ($h_a = 1,5 \text{ m}$) bleibt in den ersten Stunden nach Versuchsanfang der ganze Filterkörper aerob. Danach wird die oberste Schicht anaerob (bis zu 24 cm bzw. 20 cm) während die unteren Schichten aerob bleibt. Die Sauerstoffkonzentration im Ablauf wird erst dann auf 0 mg/l sinken, wenn es im gesamten Filterkörper keinen Luftsauerstoff mehr gibt. Damit ist abzuleiten, dass die Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Filterschichten sich je nach der Höhe der hydraulischen Belastung ändert und dass sich hinsichtlich der Milieubedingungen im Filterkörper verschiedene Zonen bilden. Abhängig von der Beschickungshöhe und der stofflichen Belastung können sich in einem Filterkörper gleichzeitig in unterschiedlichen Tiefen aerobe, anoxische oder anaerobe Bedingungen einstellen.

Der Vergleich zweier Substrate zeigt, dass in denselben Filtertiefen der Sauerstoff mit verschiedener Intensität verbraucht wird. Die untere Grenze des Bereiches, in dem Sauerstoffzehrung messbar ist, verläuft bei den zwei Substraten unterschiedlich. Grundsätzlich findet die Sauerstoffzehrung in beiden untersuchten Säulen am intensivsten in den obersten Filterschichten statt (erste 10 cm). Darunter ist die Auswirkung der Wiederbelüftung durch vorhandene Bodenluft in der Lavasandsäule höher, was vermutlich auf geringere biologische Aktivität in dieser Tiefe bei der Lavasandsäule zurückzuführen ist. In den unteren Schichten beider Säulen ist die mikrobiologische Aktivität minimal, daher wirkt sich die Wiederbelüftung hier besonders stark aus. Dies erklärt, dass im Ablauf auch dann noch Sauerstoff gefunden wird, wenn er in den obersten Schichten bereits aufgezehrt wurde.

Die Gesamtbetrachtung der Stickstoffkomponenten und insbesondere NO_3^- -Konzentrationsganglinien in Säulenablauf führt in Zusammenhang mit Sauerstoffverfügbarkeit im Filterkörper zu einer Folgerung, dass der NH_4^+ -Rückhalt nicht als streng zweistufiger Prozess mit Teilschritten Sorption (in der Betriebsphase) und Nitrifikation (in der Trockenphase) angesehen werden kann. Bei größeren Beschickungen ($h_a > 0,5$ m) scheint unter bestimmten Bedingungen (z.B. höhere NH_4^+ -Zulaufkonzentrationen) neben der Sorption auch Nitrifikation während der Beschickung einen Beitrag zur NH_4^+ -Entfernung zu leisten. Eine besondere Bedeutung hat dieser Prozess für Ammoniumentfernung in Rheinsandsäulen, deren Sorptionskapazität geringer ist als die des Lavasandes. Das Auftreten und Ausmaß der Nitrifikation während der Betriebsphase hängt von mehreren Einflussfaktoren ab. Ihre Bedeutung für die gesamte Nitrifikationsrate (inklusive Prozesse in der Trockenpause) sollte zukünftig genauer untersucht werden.

11 Entwicklung einer tracerbasierten Methodik zur Qualifizierung der Fließvorgänge

An der FH MS wurden Traceruntersuchungen durchgeführt, deren Ziel die Ermittlung folgender für den Wassertransport wichtiger Parameter war:

- Bodenparameter (Porenvolumen, Durchlässigkeitsbeiwert)
- hydraulische Parameter (Fließgeschwindigkeiten)
- Transportparameter (Dispersions-Koeffizient und longitudinale Dispersion)

Durch einen Vergleich der mit den Tracerversuchen ermittelten Porenvolumina und Fließzeiten mit der Lagerungsdichte (DIN 18126 [1996]) sowie der Bestimmung des Gesamtporenvolumens kann die Aufenthaltszeit des Beschickungswassers in der Filterschicht exakter bestimmt werden. Mit den erzielten Resultaten aus den Tracerversuchen sind der Prozess Wassertransport und die realen Aufenthaltszeiten des Medium im Filter besser zu beschreiben. Die erhobenen Daten werden als Modelleingangsdaten zur Kalibrierung numerischer Modelle (siehe Kapitel 14) genutzt.

11.1 Methodik Tracerversuche

11.1.1 Durchführung der Tracerversuche im Labormaßstab

Die Traceruntersuchungen sind separat, als zusätzliche Beschickungen nach Abschluss der eigentlichen Säulenversuche an der Säule 3 (Kapitel 4) und der Säule 9 (Kapitel 5 und 6) durchgeführt worden. Das Verfahren wurde vor allem am Substrat DWA I (Kapitel 4) entwickelt und an den Substraten DWA I und DWA II angewandt. Zur Optimierung des Verfahrens wurden unterschiedliche Methoden der Tracerbeaufschlagung getestet.

Es sind Einzelbeschickungen mit Vorsättigung und Intervallbeschickungen mit Vorsättigung und Zwischenbeschickungen durchgeführt worden. Das effektivste Verfahren war die Einzelbeschickung mit Vorsättigung und einer nachfolgenden Beschickung mit Leitungswasser zum Ausspülen des Tracers. Um Kenngrößen für den Betrieb eines Filters zu erhalten, wurde der Versuch mit der Drosselabflussspende $q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ durchgeführt.

Zur Versuchsdurchführung werden im Einzelnen folgende Materialien benötigt:

- Tracer Uranin (Lösung: mit $c = 1 \text{ g/l}$ Uranin)
- Pipette und Messbecher zum Konditionieren der Tracerlösung ($c = 0,03 \text{ mg/l}$ Uranin)
- Fluorometer: Mobiler Kombi Tracer 2 (MKT-2) der Fa. Sommer GmbH (mit Lichtleiterfluorometer-Sonde)

- Durchflusseinheit für die Lichtleiterfluorometer-Sonde
- Schlauchquetschpumpe zur Abflussdrosselung
- lichtundurchlässiger Probenauffangbehälter mit Deckel
- Beschickungsaggregat zur Säulenbeschickung (und Leitungswasser)
- Uhr und Versuchsprotokoll

Der fluoreszierende Farbstofftracer Uranin wird aufgrund seiner für Tracer positiven Eigenschaften häufig verwendet. Er zeichnet sich aus durch sehr gute Löslichkeit (bis zu 500g/l), niedrige Nachweisgrenze (bei verwendeter Technik 0,01µg/l), keine Sorption an Partikel sowie kostengünstige Beschaffung.

Für die Tracermessungen wurde ein Lichtleiterfluorometer „MKT-2“ der Firma Sommer Mess-Systemtechnik, Koblach/Österreich eingesetzt. Ein Lichtleiterfluorometer stellt eine spezielle Form des Filterfluorometers dar, die in den letzten 15 Jahren entwickelt wurden. Mit ihnen ist eine in situ-Messung mit hoher zeitlicher Auflösung möglich. Das verwendete MKT-2 ist mit Anregungs- und einen Emissionsfiltern für die Uranindetektion ausgestattet. Als Lichtquelle für die Anregung dienen Leuchtdioden, die das Licht durch sechs Anregungsfasern zu den Sonden leiten, welche das Signal durch eine Signalfaser zurück zum Photomultiplier schicken. Die Fluoreszenz wird dabei coaxial zur Einstrahlung detektiert. Der Photomultiplier dient als Verstärker für das abgegebene Signal. Die Fasern bestehen aus Kunststoff und sind mit einem flexiblen Schutzschlauch umgeben, der vor Beschädigungen schützt. Das verwendete MKT-2 verfügt über zwei faseroptische Sonden, die über ein jeweils 20 Meter langes Lichtleiterkabeln mit dem Gerät verbunden sind. Dies hat den Vorteil, dass entweder an zwei Stellen gleichzeitig gemessen werden kann oder eine Aufzeichnung von redundanten Daten an einer Messstelle zur Kontrolle von Messdaten möglich ist. Die erfassten Werte können im Gerät gespeichert und mit der vom Hersteller angebotenen Software „PCTrace“ ausgelesen werden.

Die Versuche wurden an der FH MS durchgeführt. Die Säulen wurden gedrosselt ($q_d = 0,01$ und $0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) betrieben. Der Tracerversuch beginnt mit der Vorsättigung des Filters. Bei 75 cm Substrat- und 25 cm Kiesschicht werden ca. 4 Liter Leitungswasser benötigt. Die Vorsättigung kann auch mit Überstau erfolgen, wobei dann der Wasserspiegel bis auf ca. 1 mm unterhalb der Filteroberfläche abgesenkt werden muss. Beim Eliminieren des Überstaus kann eine Kontrolle der Drosselabflussspende q_d erfolgen. Der Ablauf aus der Säule ist aufzufangen, da dieses Medium zu Kalibrierung der Fluoreszenzsonden des MKT-2 benötigt wird. Durch die Kalibrierung werden die auf das Messsignal einwirkenden Störparameter bei der Analysefunktion zur Berechnung der Konzentration berücksichtigt. Den nennenswertesten Einfluss auf die Messung haben der pH-Wert, die Trübung und die Temperatur der Probe. Ist der Ablauf der Säule ungetrübt und hat dieser eine vergleichbare

Temperatur sowie pH-Wert zum Zulauf kann auch eine Kalibrierung mit dem Zulaufwasser erfolgen. Nach dem Kalibrieren der Sonden (Sonde A und B) kann eine der Sonden (hier Sonde A) für die Durchflussmessung präpariert werden. Die Sonde A wird dazu in einen Durchflussbehälter (Bild 11.1) eingebaut, durch den der gesamte Ablauf an dem Sensor der Sonde vorbeigeführt wird. Aufgrund der Lichtempfindlichkeit von Uranin und Messtechnik wird die Sonde samt Durchflusszelle in einen verschraubbaren Stahlzylinder einbaut, der wiederum in den lichtundurchlässigen Probenauffangbehälter gehängt ist. Die zweite Sonde (Sonde B) wird mit einer ausreichenden Menge Wasser in den Probenauffangbehälter gelegt, damit das Signal der Gesamtmischprobe gemessen werden kann. Für das Signal der Sonde B ist der Verdünnungsfaktor, durch das zugegebene Leitungswasser bei der Auswertung zu berücksichtigen.

Nachdem die Sonden eingebaut sind wird die vorbereitete Tracerlösung (Beschickungshöhe $0,05 \text{ m}^3/\text{m}^2$ mit $c = 0,3 \text{ mg/l}$) schlagartig auf den Filter gegeben, zeitgleich die Schlauchquetschpumpe eingeschaltet und die Messung am MKT-2 gestartet. Die flächenbezogene Uraninfracht beträgt dabei $0,54 \text{ m g/m}^2$. Sämtliche Zeiten, Volumina und Konzentrationen sind in ein Protokoll einzutragen. Die Messwerte des MKT-2 sind auf Plausibilität zu überprüfen. Nachdem die beaufschlagte Tracerlösung gänzlich infiltriert ist, wird das Restvolumen ($8,78 \text{ l}$ für insgesamt $0,5 \text{ m}$ Wassersäule) auf die Säule gegeben. Die nachfolgende Beschickung dient der Ausspülung der Uranin-Lösung.

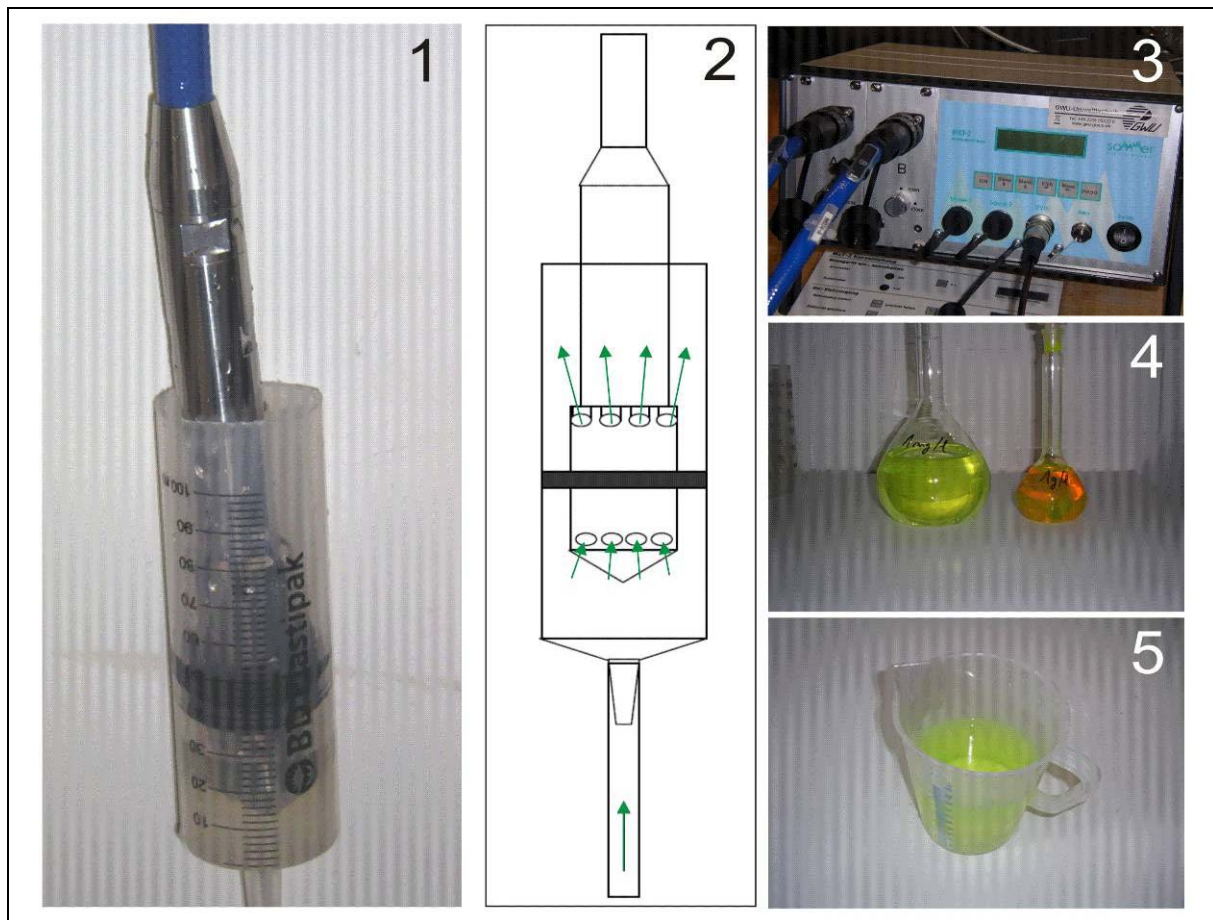
Neben der einmaligen Beaufschlagung eines Filters wurde die Beaufschlagung mit drei Intervallen mit Zwischenbeschickung an der Säule 3 durchgeführt (Bild 11.4).

Tabelle 11.1: Tracerversuch mit 3 Tracerstößen mit Zwischenbeschickungen (Beispiel)

Beschickung	Uhrzeit [hh:mm]	Volumen [l]	Uranin-Konzentration [$\mu\text{g/l}$]
Vorsättigung	11:00	4,00	0
Tracerstoß 1	11:21	1,42	33,33
Beschickung 1	12:05	2,00	0
Tracerstoß 2	14:02	1,42	33,33
Beschickung 2	15:18	2,00	0
Tracerstoß 3	17:17	1,42	33,33
Beschickung 3	18:36	10,94	0
Gesamt:		23,20	

Der Vorteil eines Tracerversuchs mit 3 Tracerstößen ist eine erhöhte Datendichte und die Möglichkeit, drei Auswertungen mit einem Versuch zu erzielen. Als nachteilig hat sich die Prägung der nachfolgenden Durchgangskurven durch die vorangegangene Tracer-Beschickung gezeigt. Die Volumina der Zwischenbeschickungen waren nicht ausreichend,

um den Tracer aus der Säule auszuspülen. Daher wird das Verfahren mit einer Tracerbeschickung als geeigneter angesehen.



1;2: Durchflusszelle mit Sonde 3: Mobiler Kombi Tracer 2 (Lichtleiterkabel-Fluorometer); 4: Uranin-Lösung [links: 1 mg/l, rechts: 1 g/l] 5: Uranin-Lösung [mit 0,3 mg/l]

Bild 11.1: Detaildarstellung zum Tracerversuch im Labormaßstab

11.1.2 Durchführung der Tracerversuche im halbtechnischen Maßstab

Die Übertragung der entwickelten Methodik der Tracerversuche auf die Lysimeter im halbtechnischen Maßstab diente der Untersuchung von Randeffekten. Bei den Lysimetern sind wesentlich geringere Randeffekte zu erwarten, als in Laborsäulen, da das Verhältnis von Filterfläche zu Randfläche deutlich größer ist. Durch einen Vergleich des Fließverhaltens von Säule und Lysimeter kann eine weitergehende Beurteilung der Eignung der Säulenversuche zur Prüfung von Retentionsbodenfiltersubstraten erfolgen (hydraulischer Skalenvergleich).

Auf der ehemaligen Abwasserreinigungsanlage in Münster Albachten befindet sich eine RBF-Versuchsanlage, mit zwei Container-Lysimetern mit je zwei Filterbeeten. Da in einem der Filter das Substrat DWA II eingebaut ist, bot es sich an, diesen Filter für einen

Tracerversuch zu benutzen. Weil sowohl Material, Filterhöhe und Einbau der Filterstrecke mit dem Verfahren der Säulenversuche konform geht, konnten die benötigten Volumina für Vorsättigung und Tracerlösung aus den Säulenversuchen übertragen werden. Da aufgrund der deutlich größeren Filterfläche die Volumina entsprechend größer sind, wird für die Durchführung zusätzliches Material benötigt:

- 20 mg Uranin zur Herstellung der Beschickungslösung
- WTW Messkoffer zur Messung des pH-Wertes und der Temperatur
- 10 l Gießkanne mit Gießaufsatz zur Tracerbeaufschlagung
- Messkolben und Messbecher
- MKT-2 Messstrecke mit Anschluss für Probennehmer

Für die Versuchsdurchführung mit größeren Volumenströmen wurde eine Durchflusseinheit entwickelt, in welche die Sonden entgegen der Strömungsrichtung eingebaut werden. Diese Messstrecke besteht aus verschraubbaren Elementen um den Transport zu erleichtern. Mittels GF-Kupplung (Bajonettverschluss) wird die Messstrecke im Ablauf des Probennehmers eingebaut (Bild 11.2).

Das gedückerte System muss vollständig mit Wasser gefüllt sein, da Luftblasen den Messvorgang stören würden. Zur Sättigung des Filters (ca. 475 l) sowie für eine Überstauhöhe von 5 cm (ca. 290 l) für die Tracerbeaufschlagung wurde der Filter zunächst mit 775 l beschickt. Im Anschluss wird die Tracerlösung (10 l Wasser mit 20 mg Uranin) mittels Gießkanne auf den Filter gegeben, so dass insgesamt 300 l Uraninlösung mit einer Uraninkonzentration von 66,67 µg/l aufgegeben wurde. Nach vollständiger Einsickerung der Tracerlösung wird das Restvolumen von 2250 l auf den Filter gegeben, bei einem Gesamtvolumen von 3025 l entspricht dies einer Normallastbeschickung mit einer Beschickungshöhe von 0,5 m³/m².



Bild 11.2: Durchflussmessstrecke im Ablauf des Probennehmers (DILKAUTE [2006])

11.1.3 Versuchsauswertung

Die vom MKT-2 aufgezeichneten Messwertdaten können mit der mitgelieferten Applikation (PCTrace) ausgelesen und angesehen werden. Das Programm visualisiert die Durchgangskurve des Messsignals. Im Falle einer vorangegangenen Kalibrierung kann das Ergebnis der Kalibrierung als Tabelle und als Kalibriergerade angezeigt werden. Die Ermittlung der gemessenen Tracerkonzentration aus der Messsignal-Ganglinie erfolgt nach Exportieren der Daten aus dem Programm in ein csv-Format. Die Visualisierung und Auswertung erfolgt dann mit einem Tabellenkalkulationsprogramm (hier: MS Excel 2003). Zusätzlich wurde zur Auswertung das Programm TRACI 98 (bzw. TRACI 95 Version 4.0.5 B) benutzt. TRACI 98 ist ein mathematisches Interpretationsmodell für Tracerdurchgangskurven (KÄSS [2004]), mit dem ein Modell des jeweiligen Tracerversuchs berechnet werden kann. Das Programm berechnet zudem Longitudinale Dispersion und Dispersivität anhand einfacher Konvektions-Dispersions-Modelle. Nachteilig ist die begrenzte Anzahl der von nur 200 eingebbaren Messwerten. Dies ist für zeitlich höher aufgelöste Messreihen problematisch, da zuerst die Anzahl der Daten erheblich reduziert werden muss. Da die Dispersionsmodelle in der Programm-Information als auch in KÄSS [2004] beschrieben sind, konnte das Konvektions-Dispersions-Modell für den DIRACschen Stoß (=schlagartige Zudosierung des Tracers) nach KÄSS [2004] in der Excelmatrix implementiert werden.

Anhand der Durchgangskurve werden folgende Bahngeschwindigkeiten ermittelt werden:

- Maximalgeschwindigkeit ($v_{\max}$)
- dominierende Geschwindigkeit (v_{dom})
- Mediangeschwindigkeit (v_{med})

Die Ermittlung und Definition dieser Bahngeschwindigkeiten sind folgend erläutert.

Die *Maximalgeschwindigkeit* wird durch die erste Detektion des Tracers vom Zeitpunkt der Beaufschlagung markiert. Dieser Wert ist im Beispiel mit Unsicherheiten behaftet, da Schwankungen des Grundsignals im Bereich der Nachweisgrenze einen signifikanten Einfluss haben können. Die Maximalgeschwindigkeit ist der Quotient aus Fließstrecke und dem Zeitpunkt bis zur ersten Detektion und wird wie folgt berechnet:

$$v_{\max} = \frac{l}{t_{\text{first}}} \quad (\text{Gl. 11.1})$$

mit:

l	[m]	Streckenlänge
t_{first}	[s]	Zeitpunkt des ersten Tracerauftritts
$v_{\max}$	[m/s]	Maximalgeschwindigkeit

Die *dominierende Geschwindigkeit* entspricht dem Peak der Durchgangskurve (Maximum der Tracerkonzentration). Die dominierende Geschwindigkeit ist der Quotient aus Fließstrecke und Zeitpunkt bis zur maximal detektierten Konzentration und wird wie folgt berechnet:

$$v_{\text{dom}} = \frac{l}{t_{\text{max}}} \quad (\text{Gl. 11.2})$$

mit l [m] Streckenlänge
 t_{max} [s] Zeitpunkt der Maximalkonzentration
 v_{dom} [m/s] dominierende Geschwindigkeit

Die *Mediangeschwindigkeit* ist der Quotient aus Fließstrecke und Zeitpunkt, an dem 50 % der Tracermasse detektiert wurde und wird wie folgt berechnet:

$$v_{\text{med}} = \frac{l}{t_{50}} \quad (\text{Gl. 11.3})$$

mit l [m] Streckenlänge
 t_{50} [m/s] Zeitpunkt des 50 % Durchgangs
 v_{med} [m/s] Mediangeschwindigkeit

Wird der Tracerversuch an einem ungedrosselten Filterbeet betrieben so lässt sich auch der Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert) bestimmen. Die Berechnung des k_f -Wertes als Quotient aus der mittleren Abstandsgeschwindigkeit v_{med} und dem hydraulischen Gradienten multipliziert mit dem effektiven Porenvolumen:

$$k_f = \frac{v_{\text{med}} \cdot n_{\text{eff}}}{l} \quad (\text{Gl. 11.4})$$

mit k_f [m/s] Filtergeschwindigkeit
 l [-] hydraulischer Gradient
 v_{med} [m/s] Mediangeschwindigkeit
 n_{eff} [-] effektives Porenvolumen

Die Bestimmung der Durchlässigkeit in einem gedrosselten System liefert keinen k_f -Wert. Bei einem gedrosselten System ist jedoch die Filtergeschwindigkeit v_f als Quotient von Drosselabfluss und Filterfläche gegeben. Durch Umstellen der Formel kann das effektive Porenvolumen somit aus der Tracerganglinie ermittelt werden.

$$n_{\text{eff}} = \frac{v_f}{v_{\text{med}}} \quad (\text{Gl. 11.5})$$

Anhand der Tracerdurchgangskurve sind ebenfalls Aussagen zur hydrodynamischen Dispersion möglich. Im Besonderen kann der longitudinale Dispersionskoeffizient (Gl. 11.6) und die longitudinale Dispersivität (Gl. 11.7) bestimmt werden. Diese werden nach KÄSS [2004] wie folgend dargestellt berechnet.

$$D_l = \frac{(v_{\text{med}})^2 \cdot (\Delta_t)^2}{(8 \cdot t_{50})} \quad (\text{Gl. 11.6})$$

mit	D_l	[m ² /s]	longitudinaler Dispersionskoeffizient
	v_{med}	[m/s]	]Mediangeschwindigkeit
	t_{50}	[s]	Zeitpunkt, an dem 50 % der Tracermenge detektiert wurde
	Δ_t	[s]	Differenz aus Zeitpunkt $t_{84,1}$ und $t_{15,9}$ die Indizierung ist analog zu t_{50}
	α_l	[m]	longitudinale Dispersivität

$$\alpha_l = \frac{D_l}{v_{\text{med}}} \quad (\text{Gl. 11.7})$$

11.2 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Die Auswertung der Versuche erfolgte anhand der oben genannten Berechnungsverfahren, wobei vor allem die $v_{\max}$ und v_{med} für die Beurteilung der Strömungsvorgänge im Filter wichtige Ergebnisse sind. Die Diagramme in Bild 11.3 bis Bild 11.9 visualisieren die Ergebnisse der Tracerversuche als Konzentrationsdurchgangskurven. Die Zeiten (t_{first} , t_{dom} und t_{med}) in den Diagrammen geben die Dauer von der Tracerzugabe bis zur jeweils detektierten Uraninkonzentration im Ablauf an. Anhand dieser Zeiten kann die Auswertung wie beschrieben erfolgen. Die Ergebnisse für die zwei DWA-Substrate und für den Lavasand (LS) sind in Tabelle 11.2 zusammengefasst. Auffallend ist der große Unterschied für das Substrat DWAll, die Gründe für die beträchtlichen Unterschiede liegen zum einen in der Drosselabflusspende, zum anderen spielt der größere Maßstab eine Rolle. Der longitudinale Dispersionskoeffizient (D_l) und die longitudinale Dispersivität (α_l) sind beim Tracerversuch im Lysimeter annähernd eine Zehnerpotenz größer als beim Versuch in der Säule, bei annähernd gleicher Porosität. Dies liegt vor allem an der höheren Drosselabflusspende, diese bewirken höhere Geschwindigkeiten und kürzere Versuchszeiten, beides wirkt erhöhend auf D_l und α_l .

Tabelle 11.2: Ergebnisse der Auswertung der Tracerversuche für 3 Substrate (Mittelwerte)

Säulen-ID	Substrat	$v_{\max}$	v_{dom}	v_{med}	q_d	n_{eff}	D_l	α_l
		[m/s]	[m/s]	[m/s]	[l/s·m²]	[-]	[m²/s]	[m]
Säule 3	DWA I	$3,59^{-5}$	$2,65^{-5}$	$2,62^{-5}$	0,01	0,30	$1,45^{-3}$	144,98
Säule 9	DWA II	$3,19^{-5}$	$2,58^{-5}$	$2,43^{-5}$	0,01	0,32	$2,03^{-3}$	202,71
<i>Lysim. 1</i>	<i>DWA II</i>	$9,98^{-5}$	$5,27^{-5}$	$4,36^{-5}$	0,02	0,34	$2,84^{-2}$	1418,96
Säule 8	LS	$4,05^{-5}$	$2,98^{-5}$	$2,78^{-5}$	0,02	0,27	$4,79^{-3}$	479,179

Die Tracerdurchgangskurven, die bei einem Tracerversuch gewonnen werden beinhalten die für die Versuchsauswertung essentiellen Informationen. In einem Konzentrations-Zeit-Diagramm können die gewünschten Zeiten direkt abgelesen werden. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde mit dem Programm Excel (MS Office) eine Matrix zur Auswertung der Tracerversuche erstellt. Aufgrund der Eigenarten der einzelnen Tracerversuche ist jedoch eine vollautomatische Auswertung nicht gelungen. Im Folgenden sind die Tracer-ganglinien dargestellt, der Zeitpunkt $t = 0$ entspricht dabei jeweils dem Zeitpunkt des Tracerstoßes, mit Ausnahme des in Bild 11.4 dargestellten Versuchs mit drei Tracerstoßen.

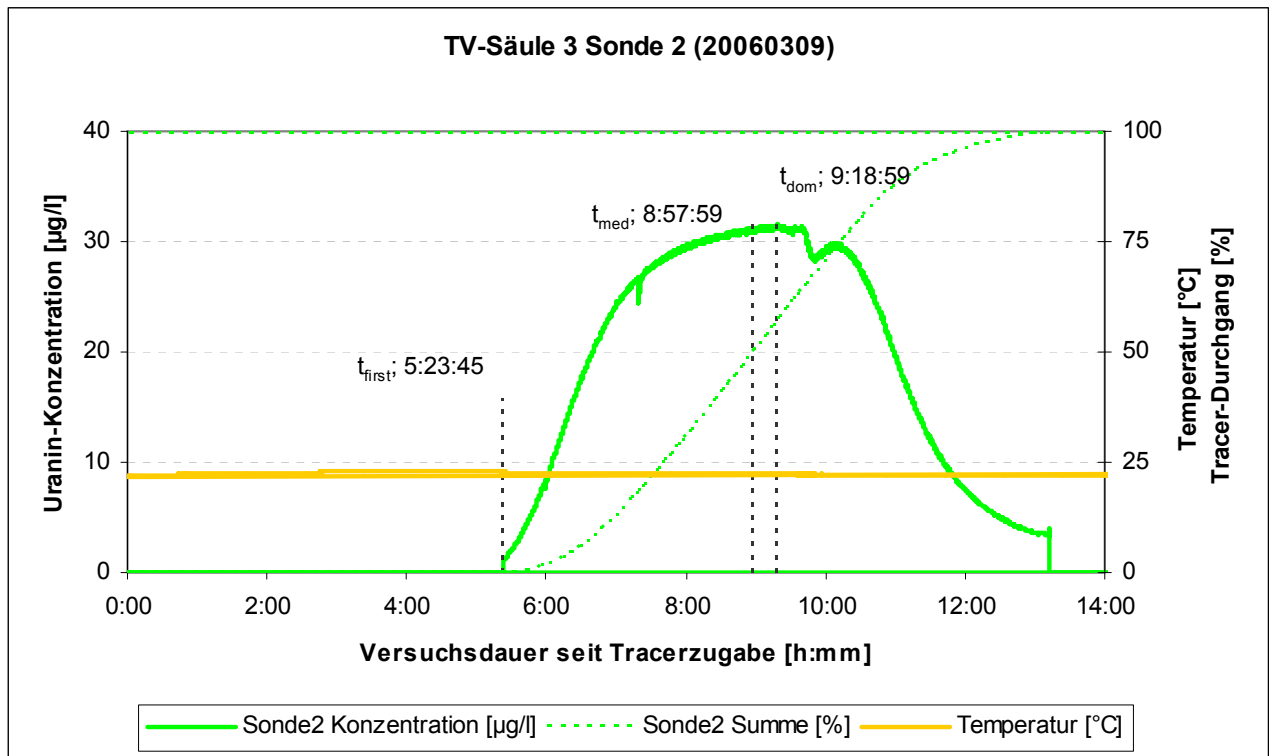


Bild 11.3: Tracerganglinie einer Einzelbeschickung von Substrat DWAI in Säule 3

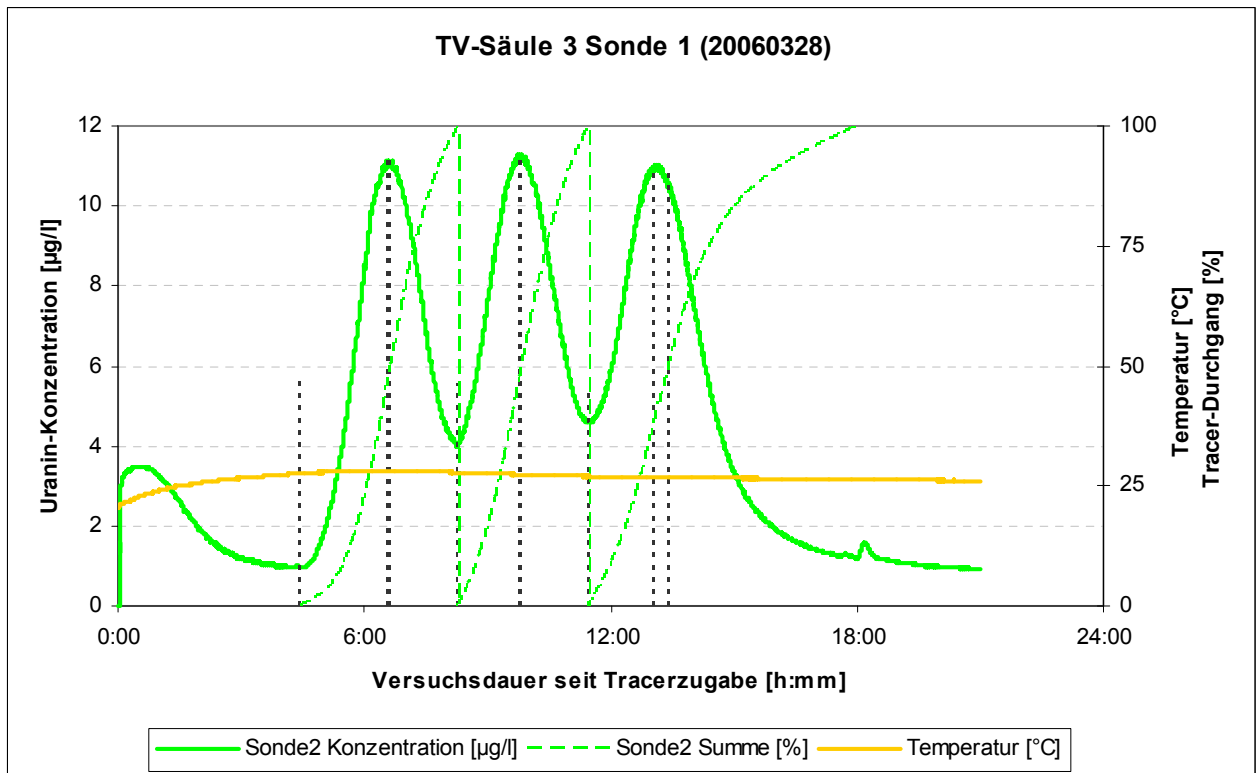


Bild 11.4: Tracerganglinie einer Mehrfachbeschickung des Substrates DWA I in Säule 3

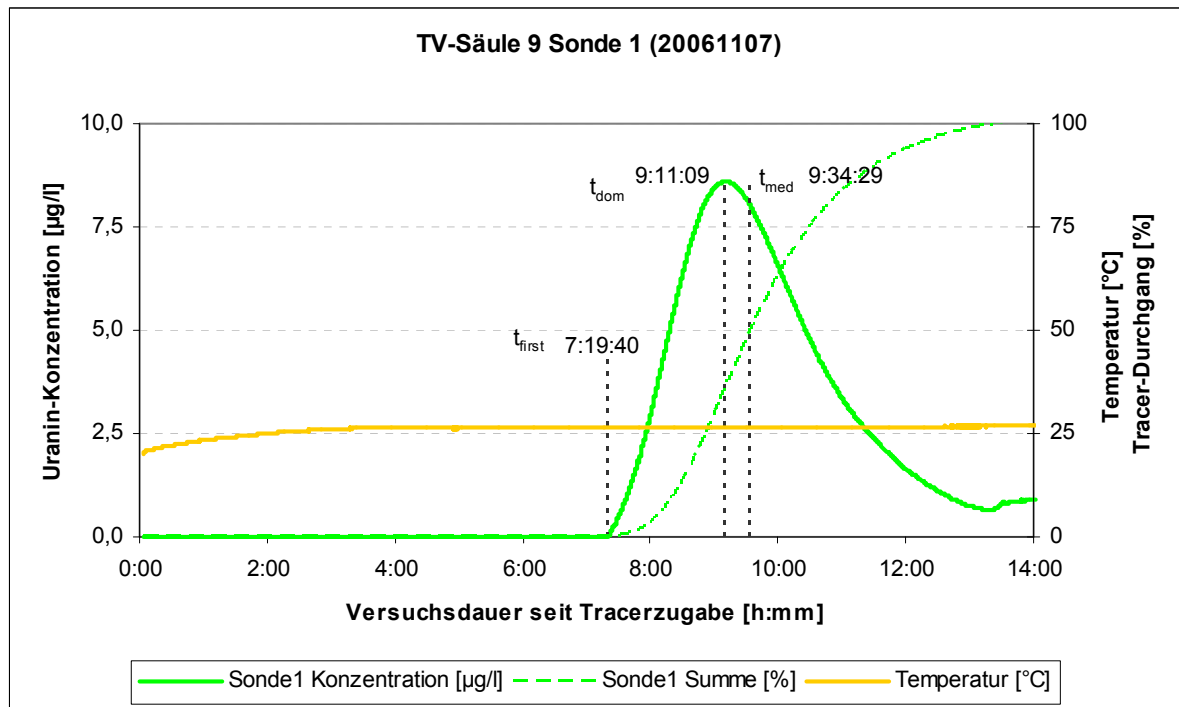


Bild 11.5: Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates DWA II in Säule 9 mit 3 Liter Uranin-Lösung

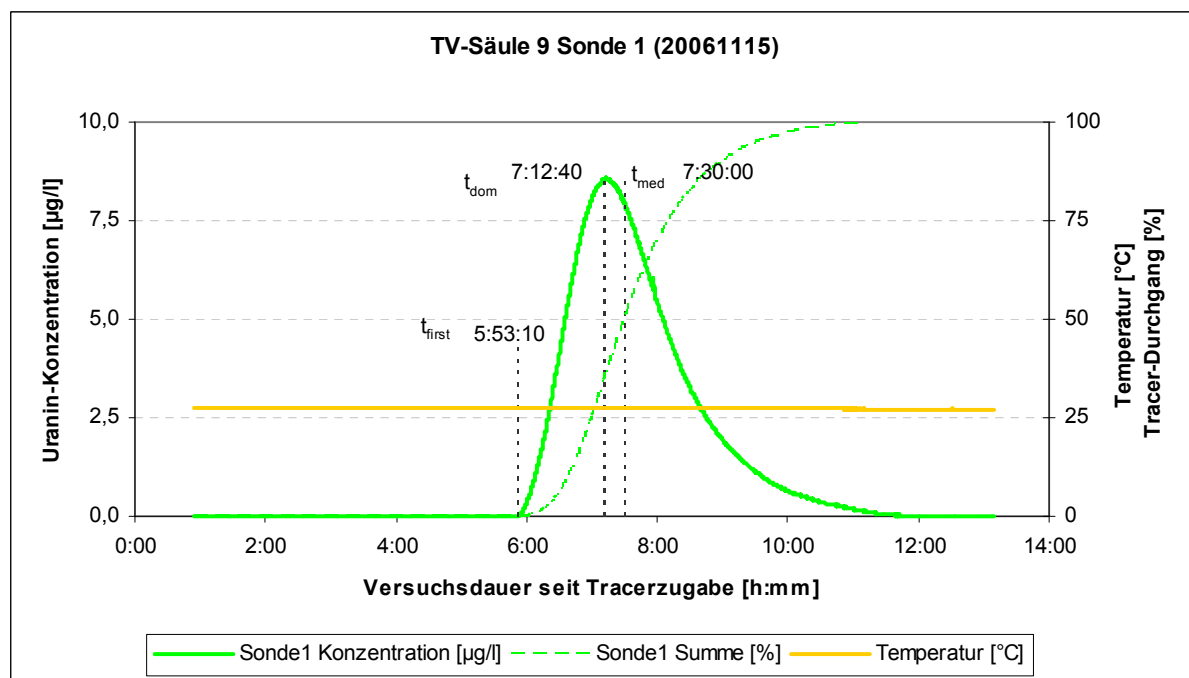


Bild 11.6: Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates DWA II in Säule 9 mit 1 Liter Uranin-Lösung

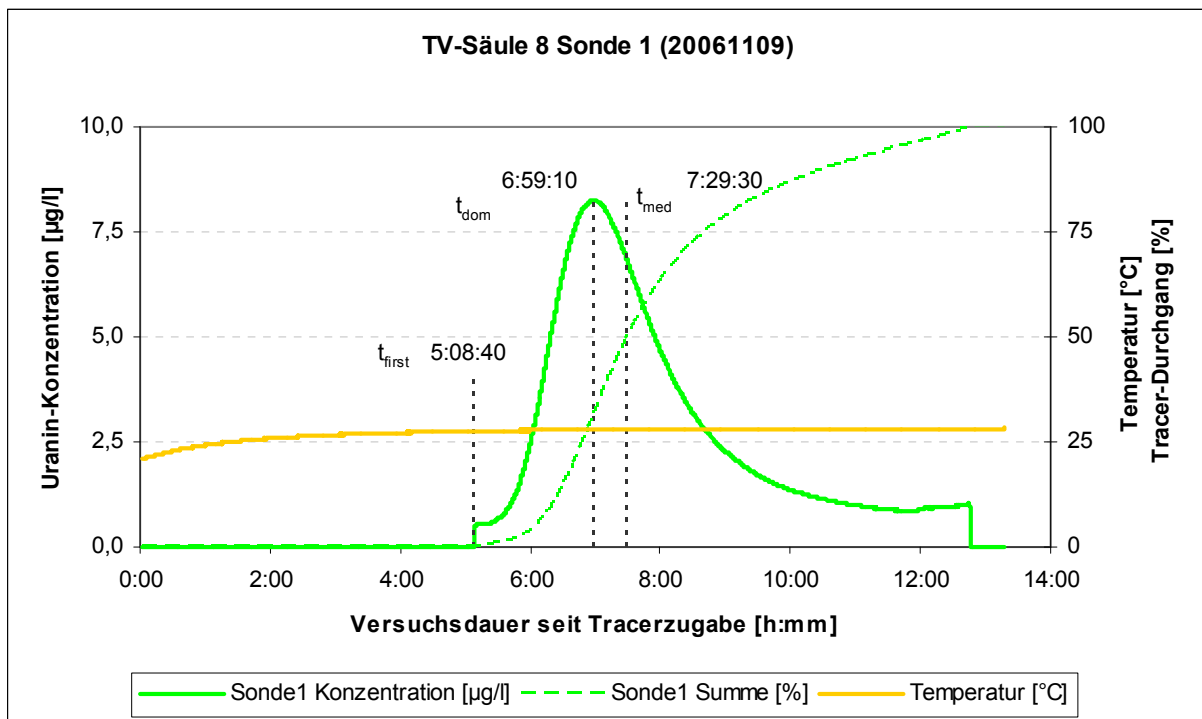


Bild 11.7: Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates LS in Säule 8

Der Vergleich der Durchgangskurven zeigt, dass alle ein sehr ähnliches Verhalten aufweisen. Der Verlauf des in Bild 11.3 dargestellten Versuchs verfügt ebenfalls über einen steilen Anstieg der Konzentrationskurve und einem etwas flacherem Abfallen, lediglich das Plateau ist deutlich ausgeprägter aufgrund des größeren Volumens der Tracerlösung (3 Liter). Die Intervallbeschickung in Bild 11.4 zeigt, dass bei einer zu kurzen Nachspülung des Tracers die Restkonzentration der vorherigen Versuche die nachfolgenden Versuche beeinflusst. Grundsätzlich können auch hier vergleichbare Tracerdurchgangskurven im Vergleich zu den Einzelbeschickungen gewonnen werden. Für die Standarduntersuchungen erscheint diese Mehrfachbeschickung jedoch nicht sinnvoll zu sein.

Interessant sind auch die zwei Tracerdurchgangskurven der Säule 9 mit dem Substrat DWAll (Bild 11.5 und Bild 11.6). Der einzige Unterschied liegt hier im unterschiedlichen Aufgabevolumen der Tracerlösung mit $c = 33 \mu\text{g/l}$. Bei beiden Versuchen ist die detektierte Maximalkonzentration annähernd identisch. Auch das Ansteigen der Tracerkurve stimmt sehr gut überein. Bei dem Versuch mit der niedrigen Aufgabemenge ist jedoch ein deutlich schnelleres Absinken der Uraninkonzentration festzustellen. Aufgrund dieser Ergebnisse sollte für zukünftige Tracerversuche deshalb bei der Stoßmarkierung ein möglichst geringes Aufgabevolumen gewählt werden. Der Vergleich der in Bild 11.5 und Bild 11.6 dargestellten Versuche zeigt, dass der Konzentrationsdurchbruch beim zweiten Versuch (Bild 11.6) bereits 1,5 Stunden früher beginnt als beim ersten Versuch in (Bild 11.5). Der Grund für diese

Abweichung ist die geringfügig höhere Drosselabflussspende 0,011 anstatt 0,01 l/s·m², dies führt zum schnelleren Absinken der Vorsättigung.

In Bild 11.7 ist der Tracerversuch an die mit Lavasand gefüllte Säule 8 dargestellt. Die Tracerdurchgangskurve zeigt eine vergleichbare Form und Maximalkonzentrationen wie bei den anderen Säulen.

Obgleich der ähnlichen Tracerdurchgangskurven sowie identischer Drosselabflussspende können substratabhängige Unterschiede trotz festgestellt werden. Dies belegen die in Tabelle 11.2 festgestellten Unterschiede.

Die Tracerganglinien des Lysimeterversuchs sind in Bild 11.8 und Bild 11.9 dargestellt. Die zwei Diagramme zeigen dabei die detektierten Tracerdurchgänge der Sonde 1 und 2. Die maximale Konzentration der Sonde 1 liegt dabei ca. 4 µg/l höher als das von der Sonde 2 detektierte Konzentrationsmaximum. Die Abweichungen können auf Unterschiede in der Steilheit der ermittelten Kalibriergeraden zurückzuführen sein. Die charakteristischen Abstandsgeschwindigkeiten sowie die Mediangeschwindigkeit sind trotz dieser Differenz praktisch für beide Sonden identisch.

Bei dieser Tracerdurchgangskurve wurde ein kleiner zweiter Peak identifiziert (Bild 11.8 nach 5:13 und Bild 11.9 nach 5:15). Dies wird als deutliches Zeichen für Makroporenfluss infolge von Anisotropien im Filter gedeutet.

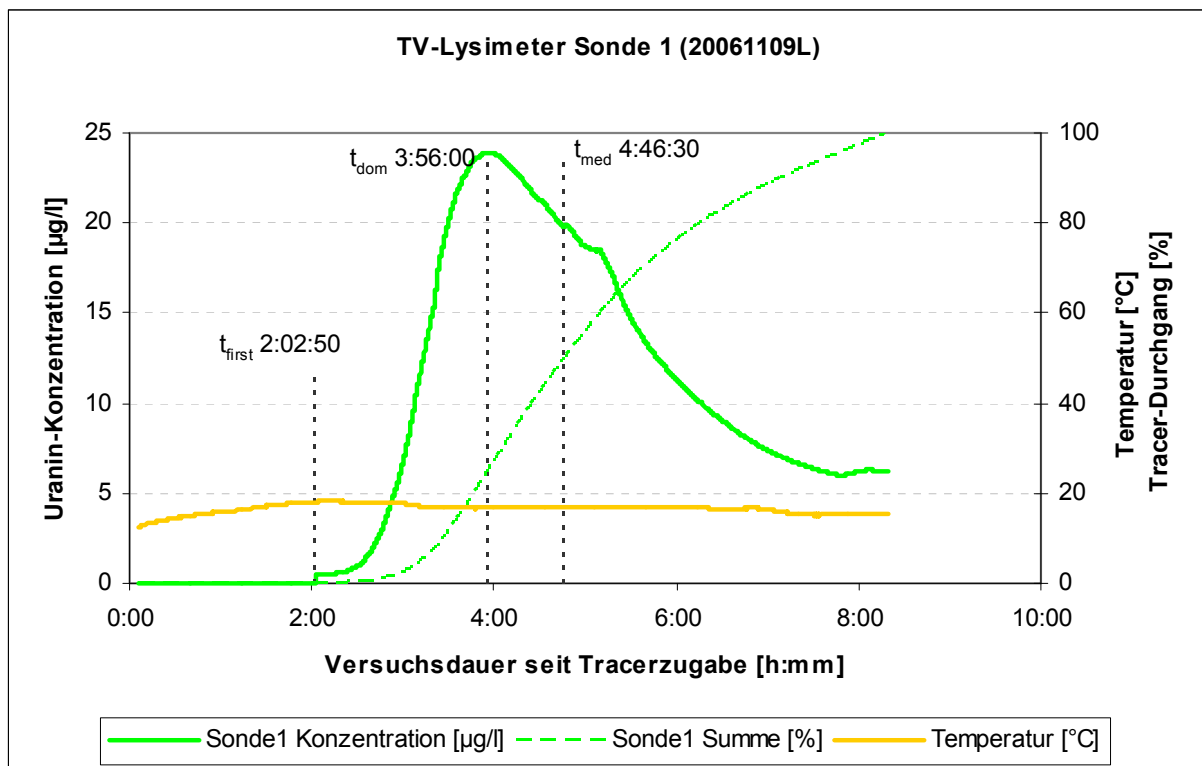


Bild 11.8: Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates DWA II in Lysimeter 1 mit Sonde 1

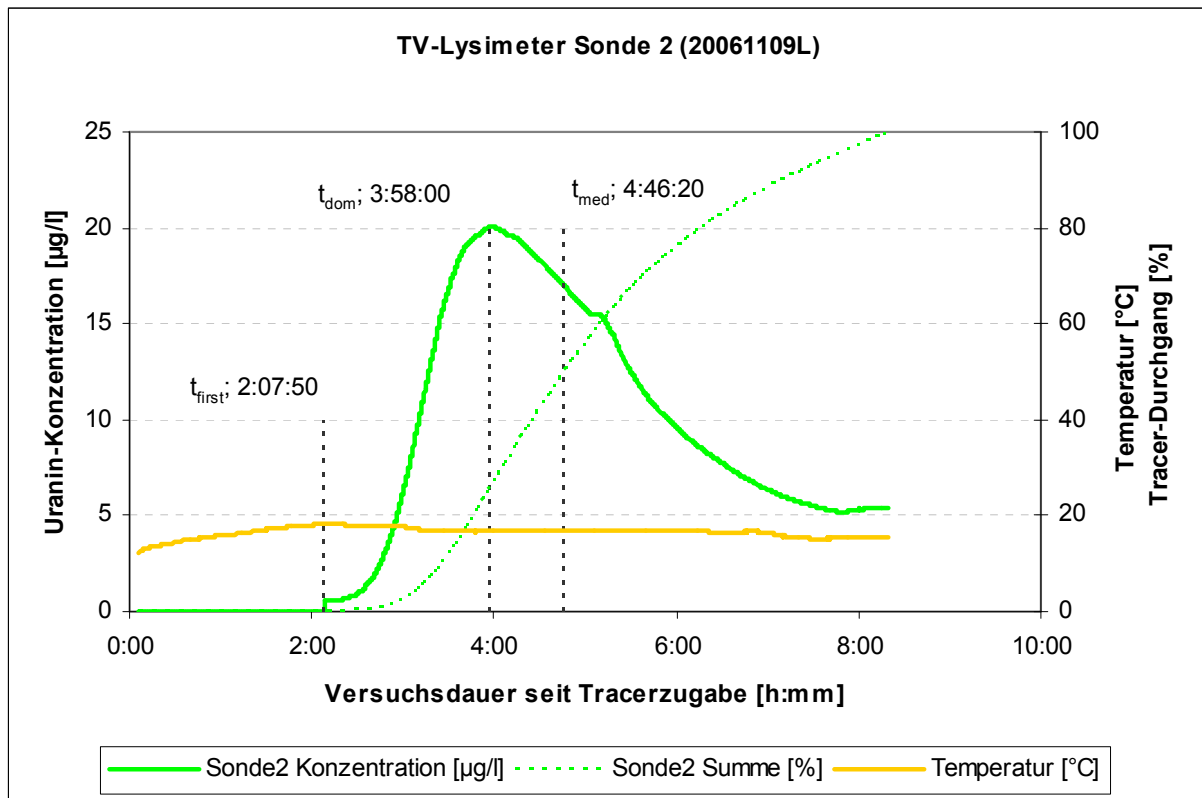


Bild 11.9: Tracerganglinie einer Einzelbeschickung des Substrates DWA II in Lysimeter 1 mit Sonde 2

11.3 Fazit Tracerversuche

Das Verfahren der Tracerversuche wurde mehrfach angewandt und kann sowohl für Säulenversuche als auch für Lysimeterversuche als robust angesehen werden. Die Ergebnisauswertung konnte über eine Excel-Matrix erheblich erleichtert werden, die automatisierte Auswertung mit der entwickelten Excel-Matrix ist nicht zu empfehlen, da vor allem t_{first} und t_{end} häufig vom Anwender festzulegen sind, wenn ein verrauschtes Grundsignal die automatische Identifizierung dieser Zeitpunkte erschwert. Die in der Excel-Matrix umgesetzten Formeln wurden KÄSS [2004] entnommen.

Bei der Durchführung von Tracerversuchen können zwei Markierungsmethoden unterschieden werden. Neben der hier vorgestellten Stoßmarkierung bietet sich noch die Möglichkeit einer Sprungmarkierung. Der Vorteil der Stoßmarkierung ist das direkte Ableiten der charakteristischen Abstandsgeschwindigkeiten aus der Tracerdurchgangskurve. Die Stoßmarkierung setzt jedoch voraus, dass der Tracer sehr konzentriert aufgebracht wird. Wie aus den Ergebnissen hervorgeht, wird durch ein zu großes Aufgabevolumen des Tracers die Durchgangskurve unnötig aufgeweitet. Für zukünftige Tracerversuche sollte somit eine möglichst hoch konzentrierte Lösung aufgebracht werden. Limitierend wirkt sich hierbei jedoch die erforderliche gleichmäßige Verteilung des Tracers auf die Filteroberfläche aus.

Positiv zu bewerten sind die Erfahrungen mit der Online-Messung des Tracerdurchgangs. Da das Eluat von hoher optischer Reinheit ist und einen relativ konstanten pH-Wert und Temperatur aufweist, wird die Fluoreszenz praktisch nicht durch Störgrößen beeinträchtigt. Infolgedessen bietet eine in situ Messung eine erhebliche Vereinfachung der Versuchsdurchführung gegenüber laboranalytischen Verfahren. Des Weiteren kann durch die kontinuierliche Messung sehr genau die Maximal- und die dominierende Geschwindigkeit erfasst werden.

Der Nutzen der Tracerversuche liegt vor allem in der Quantifizierung der Strömungs- und Transportprozesse sowie in der Ermittlung von Grundlagendaten für die Modellierung der Strömungs- und Transportprozesse in Bodenfiltern. Vor allem die Verifikation der empirisch ermittelten hydraulischen Kenngrößen der einzelnen Substrate ist mit der Durchführung von Tracerversuchen möglich. Um Strömungs- und Transportprozesse in Bodenfiltern gut erfassen zu können ist die Durchführung von Tracerversuchen unumgänglich. Eine Adaption dieser Tracerversuche für die Großtechnik ist zu empfehlen, da Aussagen zur Qualität des Substrateinbaus möglich sind. Wie die Lysimeterversuche gezeigt haben ist es möglich, Anisotropien und Makroporenfluss zu identifizieren.

12 Entwicklung einer Messstation für die kontinuierlichen Messung von physikalischen und chemischen Parametern

Die FH MS wurde eine Messstation für die kontinuierliche Messung von Güteparametern im Ablauf von Retentionsbodenfiltern und Lysimetern entwickelt und geprüft. Das Ziel bestand darin, die messtechnische Tauglichkeit der Methodik festzustellen und die zur Verfügung stehenden Sonden auf ihre Einsatzfähigkeit zu beurteilen. Eine repräsentative Untersuchung der am Markt befindlichen Sonden war nicht Projektgegenstand.

Im Bereich der Sondenanalytik konnten in den letzten Jahren große Fortschritte erzielt werden. Der Einsatz onlinefähiger Messtechnik ist im Bereich der Abwasserreinigungsanlagen (ARA) ein probates Mittel zur Betriebsdatenkontrolle. Eine Vielzahl unterschiedlicher Sonden ergänzt und ersetzt mittlerweile die chemische Analyse im Labor. Dies erhöht die Flexibilität und Reaktionsgeschwindigkeit und vereinfacht die Prozess-Steuerung an einer ARA.

Im Bereich der Qualitätsüberprüfung von Niederschlagsabflüssen aus Trenn- und Mischsystemen werden derzeit jedoch kaum onlinefähige Sonden eingesetzt. Die anfallenden Abflüsse zeigen in Ihrer Zusammensetzung und Konzentration z. T. deutliche Unterschiede. Die Etablierung einer onlinefähigen Überwachung der Zu- und Abläufe zentraler Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse wie z.B. RÜB, RKB, RBF etc. wäre ein wichtiger Beitrag für die Umsetzung der Betriebsführung und -kontrolle.

Aufgrund der stark schwankenden Qualität der Niederschlagsabflüsse können hohe und niedrige Konzentrationen im schnellen Wechsel aufeinander folgen. Um eine schnelle Reaktion auf diese Konzentrationswechsel zu ermöglichen, ist es wichtig, eine kontinuierliche und schnelle Detektion zu ermöglichen.

Um die Eignung des untersuchten Systems diesbezüglich überprüfen zu können, wurden zwei Verfahren angewandt, die zum einen die Messgenauigkeit und zum anderen die Ansprechzeiten der Messtechnik prüfen. Die von der Fa. WTW zur Verfügung gestellte Messtechnik wurde im Hinblick auf die Eignung für den oben beschriebenen Einsatz untersucht.

12.1 Material und Methoden

12.1.1 Messtechnik (Sensoren)

Die in dieser Eignungsprüfung untersuchte Messtechnik besteht aus 5 Sonden (Bild 12.4) die an einer zentralen Einheit (MIQ) angeschlossen sind. Sonden und zentrale Einheit wurden vom Hersteller / Vertreiber Fa. WTW (Weilheim) entwickelt und unter den Namen IQ-Sensornet vertrieben. Das MIQ-2020 XT sowie das MIQ-184 XT bieten umfangreiche Einstellungs- und Anschlussmöglichkeiten und verfügt über entsprechende Schnittstellen zur Datenerfassung. Bei die Vorliegenden Untersuchungen wurde das MIQ-2020 XT verwendet. Kern der Eignungsprüfung ist die Sondenmessung, daher wird auf die zentrale Einheit nicht weiter eingegangen. Im Folgenden sollen die Sonden kurz portraitiert werden. Eine Tabelle mit ausgewählten Herstellerangaben zu den Sondeneigenschaften befindet sich im Anhang.

SensoLyt 700 IQ

Der SensoLyt 700 IQ dient der Bestimmung des pH-Wertes oder des Redoxpotenzials, welcher Parameter gemessen wird, ist von der jeweils integrierten Messkette abhängig. Dieser Sensor kann mit unterschiedlichen Messketten ausgerüstet werden, für die Untersuchungen war ein Sensor mit einer pH-Messkette (SensoLyt® SEA-HP) und ein weiterer mit einer Redoxmesskette (SensoLyt® PtA) ausgestattet. Das Redoxpotenzial (Einheit: mV) ist ein Maß für die Potentialdifferenz zwischen einem Halbelement und dem international standardisierten Bezugselement (Normal-Wasserstoffelektrode) bei dem bei 25 °C und einem Luftdruck von 1013 hPa der pH-Wert = 0 ist.

Messprinzip des SensoLyt-Sensors

Die pH-Wert-Messung ist eine Spannungsmessung zwischen zwei Elektroden, bei der hier verwendeten pH-Messkette handelt es sich um eine Einstabmesskette, in der beide Elektroden (Mess- und Referenzelektrode) in einem Gehäuse vereinigt sind. pH-Messketten sind ionenselektive Elektroden, bei denen es durch den Austausch von Ionen der Glasmembran durch von H^+ -Ionen zu einer Spannungsänderung zwischen den beiden Elektroden kommt. Diese Potentialdifferenz ist messbar. Genauere Informationen zur Messung des pH-Wertes sind der Literatur zu entnehmen. (WTW [2003b], WTW [2003a])

Kalibrierverfahren (nur für pH-Wert)

Für die pH-Wert-Messung ist der Sensor zunächst zu kalibrieren. Es gibt drei optionale Kalibriermethoden, eine automatische Zweipunktkalibrierung mit zwei verschiedenen

Pufferlösungen, eine manuelle Zweipunktkalibrierung mit zwei beliebigen Pufferlösungen sowie eine Einpunktkalibrierung mit einer beliebigen Pufferlösung.

Eine Kalibrierung ist erforderlich, um die Steilheit und die Asymmetrie der Messkette zu ermitteln. Diese verändern sich auf Dauer beim Messbetrieb.

TetraCon 700 IQ

Der TetraCon 700 IQ kann zur Messung der Salinität und der Leitfähigkeit eingesetzt werden. Die Überprüfung dieses Sensors beschränkt sich jedoch auf eine Justierung der Zellkonstante (k). Eine Kalibrierung (Justierung) des Sensors im eigentlichen Sinne ist nicht erforderlich, da es zu keiner Alterung (bzw. Verschleiß) des Sensors kommt. Veränderungen des Messwertes im Betrieb können durch Verschmutzungen auftreten. In diesem Fall genügt die Reinigung des Sensors.

Messprinzip des TetraCon 700 IQ-Sensors

Leitfähigkeitsmesszellen bestehen aus Elektronenpaaren, an die eine Spannung angelegt wird. Im Falle dieses Sensors sind 4 Elektroden (2 Stromelektroden und 2 Spannungselektroden) integriert, an denen eine Wechselspannung angelegt wird, um Polarisierungseffekte zu minimieren und das Aufbauen einer Kondensatorschicht an der Elektrode zu verhindern. Durch die Wechselspannung schwingen die Ionen in der Frequenz der Spannungswechsel. Die Verwendung der Spannungselektroden ermöglicht eine Detektion des Spannungsabfalls in dem Messmedium, wobei die störende Polarisierungswirkung keine Rolle spielt.

TriOxmatik 700 IQ

Der TriOxmatik 700 IQ Sensor wird zur Messung des Sauerstoffgehalts [mg/l] und der Sauerstoffsättigung [%] eingesetzt. Die Bestimmung der Sauerstoffkonzentration mittels Clark-Meßzelle ist ein Standardverfahren und in WTW [2005b] ausführlich beschrieben, daher sei an dieser Stelle darauf verwiesen.

Messprinzip des TriOxmatik 700 IQ-Sensors

Es handelt sich um einen membranbedeckten amperometrischen Sensor mit potentiostatisch

betriebenem 3-Elektrodensystem. Die integrierte Mikroprozessor-Elektronik, vereinigt Messgerät und Sensor, zur Energie- und Datenübertragung wird eine geschirmte 2-Draht-Verbindung verwendet. (WTW [2004]).

Kalibrierverfahren

Der Sensor wird in wasserdampfgesättigter Luft (2 cm über einer Wasseroberfläche positionieren) kalibriert. Bei geringer Lufttemperatur ($< 5\text{ °C}$) wird eine Kalibrierung in

luftgesättigtem Wasser mit höherer Temperatur empfohlen. Das Luftgesättigte Wasser kann durch mehrfaches turbulentes Umschütten zwischen zwei Gefäßen hergestellt werden. Es handelt sich dabei um eine Einpunktkalibrierung.

VARiON 700 IQ

Der Sensor VARiON 700 IQ dient zur Bestimmung der zwei Stickstoffverbindungen Ammonium (NH_4) und Nitrat (NO_3). Es wird der jeweilige Stickstoffanteil (N) bestimmt.

Messprinzip des VARiON-Sensors

Bei dem VARiON-Sensor kommt die ionenselektive Messtechnik zum Einsatz. Dabei handelt es sich um ein Analyseverfahren, welches nach dem Anoden-/Kathodenprinzip arbeitet. Es entsteht aufgrund der Wechselwirkungen zwischen Analyt (in diesem Fall als Elektrolyt fungierend) und den Elektroden (unterschieden in Messelektrode und Referenzelektrode). Die in dargestellte Anordnung ist für Ionenselektive Messtechniken typisch.

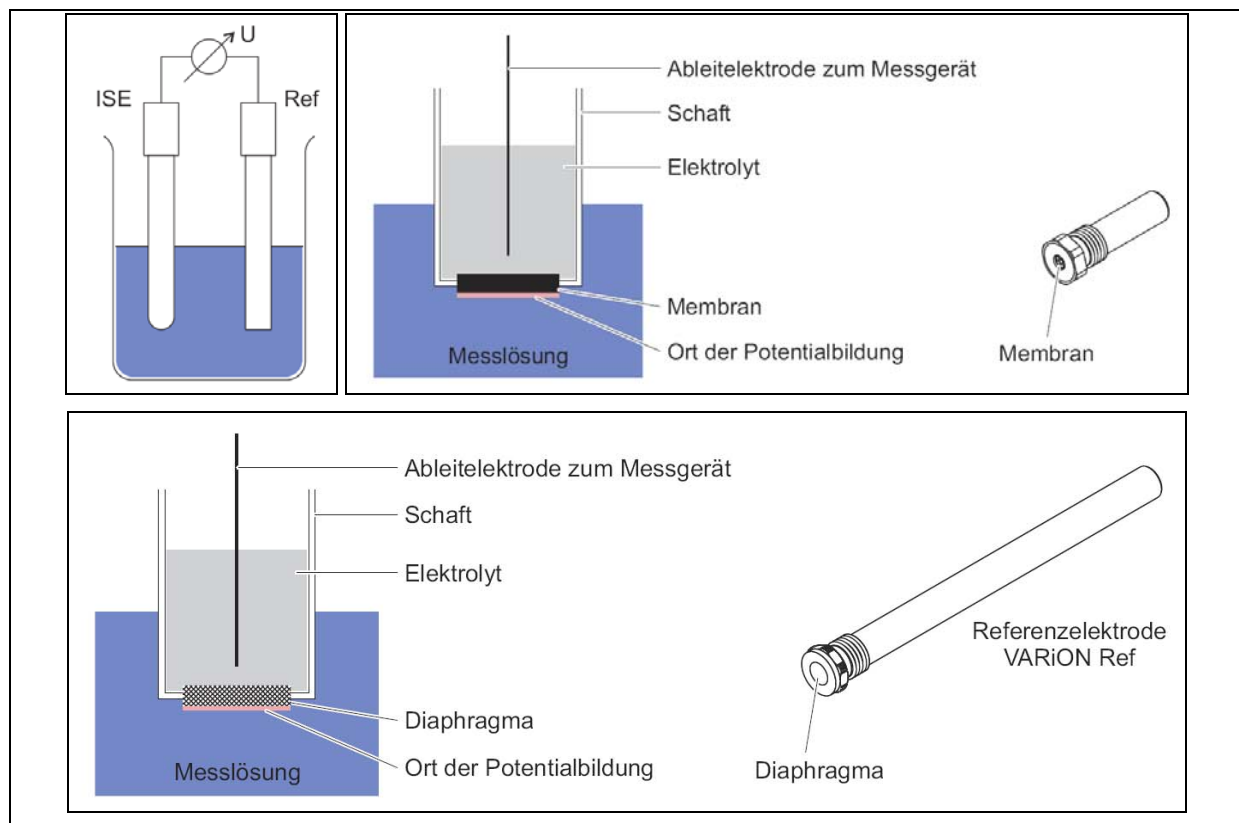


Bild 12.1: Darstellung des ISE-Messprinzips mit Messelektrode (ISE) und Referenzelektrode (Ref) (WTW [2005a])

Durch das Anbringen einer Spannung kommt es zur Adsorption (reversibel) und Absorption (irreversibel) als auch zur Ablösung von Ionen. Dabei entsteht eine Potentialdifferenz welche

mittels Spannungsmessgerät erfasst wird. Die Unterschiede in der Spannung sind charakteristisch und von der Konzentration des selektierten Ions abhängig. Diese Beziehung lässt sich mathematisch formulieren und in das Messsystem integrieren. Das Potential ist stets mit einer definierten Konzentration korrelierbar, um die entsprechende Ionenkonzentration zu ermitteln. Die Ausgabe des VARiON-Sensors enthält sowohl das gemessene Signal (U = Stromstärke), die resultierende Konzentration in der zuvor bestimmten Einheit (üblich sind mg/l) sowie die Temperatur des Elektrolyts. Das Erfassen der Temperatur ist für die Ermittlung der Konzentration wichtig, da diese die Ionenaktivität beeinflusst. Je höher die Temperatur des Mediums ist desto höher ist die Beweglichkeit der Ionen des Medium was zu mehr Aktivität (Bewegung) führt, daher diffundieren mehr Ionen zur Messelektrode und das gemessene Signal ist höher. Das heißt, dass bei konstanter Konzentration eine scheinbar höhere detektiert werden würde, wenn die Temperatur ansteigt, um dies zu vermeiden wird die aktuelle Tempertur zur korrelation des Messsignals gemessen. Die Gewährleistung, dass ausschließlich das zu messende Ion detektiert wird, ist mittels ionenselektiv permeabler Membran gegeben.

Der von der FH MS untersuchte VARiON-Sensor wurde die in zwei Konfigurationen untersucht. UPHUES [2006] untersuchte zunächst einen VARiON-Sensor mit einer K-Kompensation des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Signals (Bild 12.2) und nach Austausch der K-Elektrode mit der Cl^- Elektrode untersuchte er die Konfiguration mit Cl^- -Kompensation des $\text{NO}_3\text{-N}$ -Signals (Bild 12.3). Die in Bild 12.3 dargestellte Sonden-Konfiguration wurde ebenfalls für die zweite Untersuchungsreihe an der FH MS verwendet.



Bild 12.2 Konfiguration des VARiON-Sensors der 1. Studie (aus WTW [2005a])



Bild 12.3 Konfiguration des VARiON-Sensors der 2. Studie (aus WTW [2005a])

Da die Parameter pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt nach den gleichen Prinzipien gemessen werden wie bei herkömmliche Laborsonden, soll an dieser Stelle nicht weiter darauf eingegangen werden.

Die Referenzmesswerte wurden mit kalibrierten Sonden und nasschemischer Analyse ermittelt (siehe Tabelle 2.1).

Tabelle 12.1: Verwendete Messtechnik

Messgröße		Referenzmessung		Online-Sonden	
Parameter	Einheit	Sonde / Verfahren	Kurzbezeichnung	Sonde	Kurzbezeichnung
pH-Wert	[-]	SenTix 41-3	SenTix	SensoLyt 700 IQ	SensoLyt
Leitfähigkeit	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]	TetraCon 325	LF-Labor	TetraCon 700 IQ	LF-Online
Sauerstoffgehalt	[mg/l]	CellOx 325	CellOx	TriOxmatic 700 IQ	TriOx
		Fibox 3	Fibox		
NH ₄ -N	[mg/l]	Dr. Lange-Küvetten	-	VARiON 700 IQ	VARiON
NO ₃ -N	[mg/l]	Dr. Lange-Küvetten	-		

12.1.2 Versuchseinrichtung

Die Untersuchung der Sensoren ist zum einen in der entwickelten Durchflussmessstrecke aber auch in separaten Batchversuchen durchgeführt worden. Die Batchversuche wurden in 2 Liter PE-Probenflaschen durchgeführt. Durch die Verwendung eines Magnetrührers wurde sowohl die Anströmung zur Sonde als auch die Homogenität des Eluats gesichert.

Test des MIQ-Sonden-Systems in einer Durchflussmessstrecke

Um die Reaktionszeit und die Messgenauigkeit der Sonden in Verbindung mit einer Durchflusseinheit überprüfen zu können, wurde eine neue Versuchseinrichtung benötigt. Als Versuchseinrichtung diente die an der FH Münster entwickelte und gebaute Messstrecke, in der die einzelnen Parameter im Durchfluss gemessen werden können. Die Konstruktion der Messstrecke richtete sich zum einen nach den Anforderungen der jeweiligen Sonden, zum anderen sollte ein Betrieb mit geringen Durchflussvolumina ermöglicht werden. Die Vorgabe der geringen Volumina ermöglicht die Anwendung bei halbertechnischen Versuchsanlagen.

Die Messstrecke besteht aus einzelnen Modulen zur Sondenaufnahme, die eine beliebige Erweiterung der Messstrecke zulassen. Die Messstrecke kann mit nur einem, aber auch mit mehreren in Reihe geschalteten Modulen betrieben werden. Ein Trockenfallen der Sonden

wird über eine Dükerung eines Teils der gesamten Messstrecke verhindert, so dass die Sonden im Wasser verbleiben.

Zum Bau der Messstrecke wurden PVC-Fittings so miteinander verklebt, dass sie den technischen und baulichen Anforderungen der Sonden entsprechen. Sind alle Module der Messstrecke zusammengebaut, erreicht sie eine Fließstrecke von 2800 mm und hat einen mittleren Durchmesser von 32 mm. Der Durchmesser der Module ist durch Y-Stücke im DN 50 realisiert worden. Der Zu- und Ablauf kann mittels Kugelhahn gedrosselt oder geschlossen werden, wodurch beim Mediumswechsel das Eindringen von Luft verhindert wird.

Zum Beschicken des Systems wurde mit Hilfe einer Tauchmotorpumpe das jeweilige Medium durch die Messstrecke befördert. Das Ansetzen der Analyte wurde im Vorlagebehälter durchgeführt, der Ablauf der Messstrecke wurde dem Vorlagebehälter wieder zugeführt.

In die jeweiligen Module wurden die fünf Sonden mittels PVC-Verschraubungen mit Quetschdichtungen wasserdicht eingebaut. In Fließrichtung wurden die einzelnen Sonden wie folgt installiert (UPHUES [2006]):

- (1) VARiON 700 IQ
- (2) TriOxmatic 700 IQ
- (3) TetraCon 700 IQ
- (4) SensoLyt 700 IQ (Redoxpotential)
- (5) SensoLyt 700 IQ (pH-Wert)

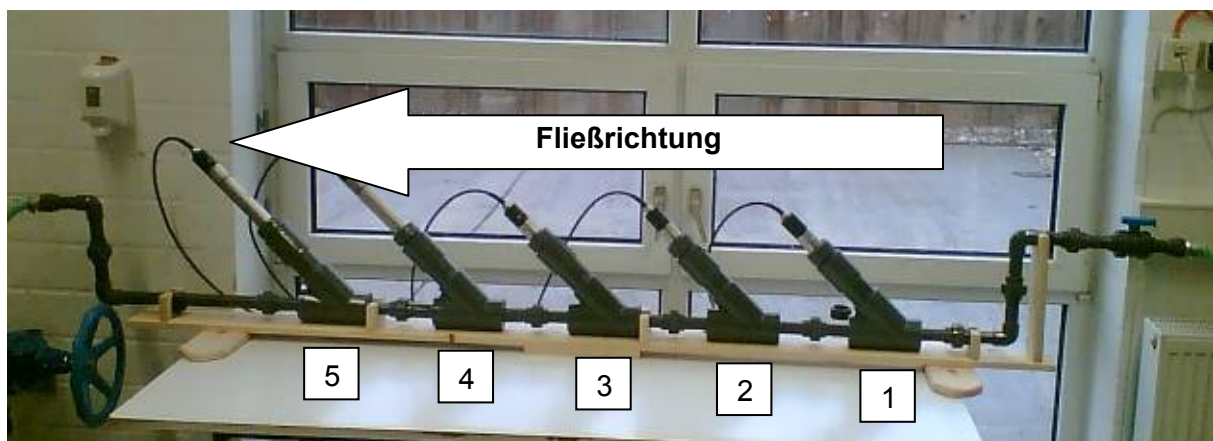


Bild 12.4 Anordnung der Sonden in der Messstrecke (aus UPHUES [2006])

Einzeltest der Sonden auf Magnetrührer

Die Sondenreaktionen selbst wurden mit einem ebenfalls bei der Firma WTW eingesetzten Verfahren überprüft (Telefonat mit Herrn Hatzelmann). Dabei wurde die jeweilige Sonde in einem Behälter mit einer Lösung bekannter Ammonium- und Nitratkonzentration gegeben,

die mittels Magnetrührer kontinuierlich bewegt wurde. Der Konzentrationswechsel wurde durch Umsetzen der Sonde in einen weiteren Behälter herbeigeführt.

12.1.3 Versuchsdurchführung

Zu Beginn wurden alle Sonden auf ihre Funktionstüchtigkeit geprüft und nach der jeweiligen Betriebsanleitung kalibriert. Als Medium wurde in der Regel Leitungswasser verwendet. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf den VARiON-Sensor zur Bestimmung von Ammonium und Nitrat gelegt. Es galt somit die Aufgabe, gezielt die Ammonium- und Nitratkonzentrationen zu verändern. Dies wurde durch die Hinzugabe von entsprechenden Salzen ($\text{NH}_4\text{-Cl}$, $\text{NO}_3\text{-K-Lösung}$) realisiert. Daneben wurden einzelne Versuch mit Abwasser durchgeführt, das mit Leitungswasser, Salzlösungen und Glucose auf die gewünschten Eigenschaften konditioniert wurde.

Zur Überprüfung der jeweiligen Ansprechzeiten der Sonden wurde ein Versuchsprogramm entwickelt in dem die üblicherweise angegebenen T_{90} und T_{95} -Werte, entweder verifiziert oder ermittelt wurden. Die Ansprechzeit ist die Zeitspanne, die der Sensor benötigt, um 90 bzw. 95 % des Sollwertes zu erfassen. Die Ansprechzeiten wurden durch sprunghafte Konzentrationsänderungen ermittelt. Bei der Bestimmung der Ansprechzeiten wurden Konzentrationen gewählt, die im Bereich der üblichen Fragestellungen des Mischwassers sowie der Straßenabflüsse liegen. Dabei wurden sowohl Intervallbeschickungen von minimalen und maximalen Konzentrationen durchgeführt als auch ein Versuch mit ansteigender und fallender Konzentration.

12.1.4 Versuchsprogramm

Insgesamt wurden 36 Versuche durchgeführt. Im Rahmen einer Diplomarbeit (UPHUES [2006]) wurden 5 Versuche in der Messstrecke durchgeführt von denen hier 1 Beispiel dargestellt wird. Hinzu kommen weitere 31 Versuche, wobei ein Großteil der Versuche der Ergebnisoptimierung des VARiON-Sensors diente.

Tabelle 12.2: Konzentrationen der Intervallbeschickungen

NH₄-N-Konzentration [mg/l]	Analyt	Kalibrierung
Wechsel zwischen 0,15 und 10 mg/l	NH ₄ -Cl-NO ₃ -K-Lösung; Leitungswasser	Zweipunkt (ES2, ES1)
Wechsel zwischen 0,15 und 53 mg/l	NH ₄ -Cl-NO ₃ -K-Lösung; Leitungswasser	Einpunkt
Wechsel zwischen 5 und 10 mg/l	NH ₄ -Cl-NO ₃ -K-Lösung; Leitungswasser	Einpunkt
Wechsel zwischen 0,15; 10; 53 und 93 mg/l	NH ₄ -Cl-NO ₃ -K-Lösung; Leitungswasser	Einpunkt
NO₃-N-Konzentration [mg/l]		
Wechsel zwischen 0,5 und 10 mg/l	NH ₄ -Cl-NO ₃ -K-Lösung; Leitungswasser	Zweipunkt (ES2, ES1)
Wechsel zwischen 0,5 und 50 mg/l	NH ₄ -Cl-NO ₃ -K-Lösung; Leitungswasser	Einpunkt
Wechsel zwischen 2,5; und 10 mg/l	NH ₄ -Cl-NO ₃ -K-Lösung; Leitungswasser	Einpunkt
Wechsel zwischen 2,5; 5; 10 und 50 mg/l	NH ₄ -Cl-NO ₃ -K-Lösung; Leitungswasser	Einpunkt
pH-Wert [-]		
Zwischen pH 6,5 und pH 8,5	Leitungswasser - Abwasser	Zweipunkt (WTW-Puffer)
Zwischen pH 6,5 und pH 8,5	Leitungswasser – Abwasser	Zweipunkt (WTW-Puffer)
Zwischen pH 8,5 und pH 10,5	Leitungswasser – Abwasser – Salzlösung	Zweipunkt (WTW-Puffer)
Leitfähigkeit [µS/cm]		
Wechsel zwischen 580 und 720 µS/cm	NaCl-Lösung	Keine Kalibrierung
Wechsel zwischen 52; 497; 1499 µS/cm	NaCl-Lösung	Keine Kalibrierung
Wechsel zwischen 11; 52; 497; 1995 µS/cm	NaCl-Lösung	Keine Kalibrierung
Steigerung von 600 bis 850 µS/cm	Leitungswasser - Abwasser	Keine Kalibrierung
Sauerstoff (gelöst) [mg/l]		
gesättigtes Medium	Leitungswasser	Einpunkt
Sauerstoffzehrung von gesättigt bis 6 mg/l	Leitungswasser + Glucose + Abwasser	Einpunkt

12.2 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

12.2.1 Ergebnisse der Untersuchungen in der Durchflussmessstrecke

Für die im Rahmen der Diplomarbeit (UPHUES [2006]) durchgeführten Untersuchung des VARiON-Sensors in der Durchflussmessstrecke sind für den Parameter Ammonium in Bild 12.5 dargestellt und in Tabelle 12.3 zusammengefasst. Die Zeitskala wurde für die drei durchgeführten Versuche auf den Zugabezeitpunkt der entsprechenden Salzen (NH₄-Cl, NO₃-K-Lösung) normiert. Bis zum Zeitpunkt $t = 0$ wurde die Durchflussmessstrecke mit Leitungswasser durchströmt. Während dieser Phase zeigt der Sensor bei allen drei Versuchen einen vergleichbaren, konstanten Verlauf auf niedrigem Niveau, wie es für Leitungswasser zu erwarten war. Die Konzentrationen lagen im Bereich der Nachweisgrenze des VARiON-Sensor von 0,1 mg NH₄-N/l.

Durch Zugabe der Salze ist anschließend ein sprunghafter Anstieg der Sondenwerte festzustellen. Die Ammonium-Stickstoffkonzentration infolge der Zugabe liegt rechnerisch anhand der eingewogenen Salze bei ca. 10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Dieser Werte wurde zudem nach 20 und 100 min nach Zudosierung mittels chemischen Analyse (Dr. Lange Küvettentest) überprüft. Die Küvettentests zeigten, dass die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration über die Plateauphase annähernd konstant ist. Der Mittelwert der 6 Küvettentests betrug 9,6 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ und der Variationskoeffizient 3,4 %. Zu berücksichtigen ist hier noch die Unsicherheit der chemischen Analyse von ca. 10 %.

Die Sondenwerte erreichen jedoch nach der Salzzugabe nicht direkt das neue Konzentrationsplateau. Es zeigt sich eine asymptotische Annäherung der Sondenmesswerte. Dieses Verhalten hat zwei Ursachen. Zuerst ist die nicht schlagartig durchführbare Homogenisierung der Lösung zu nennen. Die Salzlösung muss zum einen im Vorlagebehälter homogenisiert werden, zum anderen muss die Verweilzeit des Mediums in der Durchflussmessstrecke berücksichtigt werden. Ideal wäre in diesem Fall eine Kolbenströmung, die nur zu einer zeitlichen Verschiebung führen würde. Die Durchflussmessstrecke kommt diesem Ideal aufgrund des im Vergleich zum Durchfluss relativen geringen Volumens schon sehr entgegen. Jedoch verursachen die Sonden und die Y-Stücke Toträume, die zu einem verzögerten Mediumsaustausch führen. Grundsätzlich ist jedoch der Einfluss der Verweilzeit als gering zu betrachten. Nach Schätzungen ist spätestens nach 1 Minute das gesamte Volumen in der Durchflussmessstrecke einmal ausgetauscht worden. Weitaus größer ist der Einfluss der Ansprechzeit der Sensoren. Aufgrund des gewählten Versuchsaufbaus ist dieser jedoch nicht getrennt von der Durchflussmessstrecke zu ermitteln. Die gemessenen Ansprechzeit ergeben sich folglich aus dem Gesamtsystem „Durchflussmessstrecke + Sensor“, welches für den Einsatz zur kontinuierliche Messung im halb- und großtechnischen Maßstab maßgeblich ist. Aufgrund der auch nach längerer Messzeit feststellbaren, wenn auch geringen Messwertzunahme, wurde als „End-Messwert“ die gemessene Konzentration nach 100 min festgelegt. Der T_{90} -Wert liegt für Versuch 1 und 2 bei ca. 15 min und der T_{95} -Wert bei ca. 28 min. Die Ansprechzeiten während des dritten Versuchs sind dagegen deutlich schlechter. Sie liegen bei $T_{90} = 37$ min und $T_{95} = 57$ min. Zwischen den Versuchen wurden die Sonden nicht neu kalibriert. Evtl. ist die schlechter werdende Ansprechzeit auf die länger werdende Messdauer nach der Kalibrierung zurückzuführen. Nach ca. 150 min wurde die Messstrecke anschließend wieder mit Leitungswasser durchspült. Es zeigt sich, dass die Sonden bei einem negativen Konzentrationssprung die Sonden sehr schnell reagieren und nach kurzer Zeit den Ausgangswert wieder annehmen. Das erkennbare Tailing ist dabei auf die Dauer des Austauschs der Salzlösung mit frischem Leitungswasser zurückzuführen.

Insgesamt ist die Ansprechzeit des VARiON-Sensors für Ammonium in Hinblick auf die Überwachung von Retentionsbodenfiltern als grenzwertig zu betrachten. Aufgrund der in realen Anlagen nicht zu erwartenden schlagartigen Ammoniumschwankungen erscheint ein Einsatz jedoch als sinnvoll.

Bezüglich der Messgenauigkeit im Vergleich zur chemischen Analyse (Dr. Lange Küvettestest) wirkt sich das relativ träge Ansprechverhalten des Sensors deutlich aus. Nach 20 min liegen die Sensorwerte noch zwischen 5 und 22 % unter den Vergleichsmesswerten. Über einen Messzeitraum von 100 min reduzieren sich die Abweichungen deutlich. Sie liegt bei allen Versuchen unter 5 %. Unter Berücksichtigung der Analyseunsicherheit der Vergleichsmessung von 10 % ist dies ein sehr gutes Ergebnis. Nach Auswechseln der Salzlösung mit Leitungswasser zeigt sich, dass die Messwerte bei dem negativen Konzentrationssprung die Ausgangskonzentration wieder erreichen.

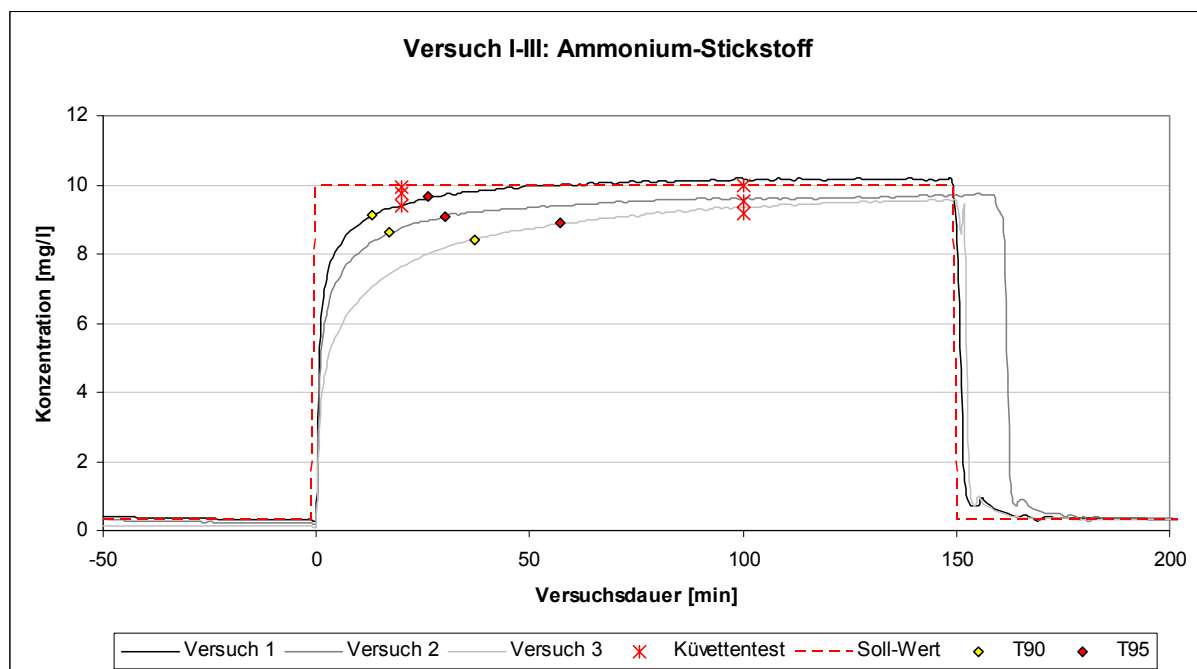


Bild 12.5 Konzentrationsverlauf von Ammonium-Stickstoff (Versuch 1-3)

Tabelle 12.3: Versuch 1-3 Intervallbeschickungen Ammonium-Stickstoff

			Versuch 1	Versuch 2	Versuch 3
VARiON	20 min	mg/l	9,41	8,76	7,62
Küvettest			9,92	9,39	9,74
Abweichung			-5,1	-6,7	-21,8
VARiON	100 min	mg/l	10,16	9,58	9,35
Küvettest			10	9,15	9,55
Abweichung			1,6	4,7	-2,1
VARiON	T ₉₀	min	13	17	37
	T ₉₅		26	30	57

Analog zur Ammoniummessung wurde zeitgleich während der oben beschriebenen Versuchen 1 – 3 der Nitrat-Stickstoff mit dem VARiON-Sensor gemessen. Der Verlauf der Messwerte ist in Bild 12.6 dargestellt. Aus Tabelle 12.4 können die wichtigsten Ergebnisse entnommen werden. Es zeigt sich auch für die Nitratmessung, nach anfänglich konstantem Verlauf, bei Zudosierung der Salzlösung ein sprunghafter Anstieg der Messwerte. Im Vergleich zur Ammoniummessung ist die Ansprechzeit des Sensors sehr gering. Der T₉₀-Wert wurde bei allen drei Versuchen innerhalb einer Minute erreicht. Der T₉₅-Wert lag zwischen 1 und 4 Minuten. Im Vergleich zu diesen Ansprechzeiten sind die zu erwartenden Konzentrationsänderung bei Retentionsbodenfilter als träge zu bezeichnen, so dass keine Einschränkungen hinsichtlich der Erfassung schwankender Nitratkonzentrationen bestehen. Während des Konzentrationsplateaus wurden wiederum nach 20 und 100 min Vergleichsproben gezogen. Bei allen Versuchen kann demnach von einer konstanten Konzentration ausgegangen werden. Der Mittelwert aus den Küvetten-Tests betrug 11,5 mg NO₃-N/l und der Variationskoeffizient 0,7 %. Dieser Wert wurde vom VARiON-Sensor jedoch bei keiner Messung erreicht. Die Messwerte des VARiON-Sensors unterschreiten systematisch die Werte der Küvettest um ca. 5-10 %. Da der Sensor jedoch nur einmal kalibriert wurde, ist diese Unterschreitung jedoch als akzeptabel zu bewerten. Sie könnte auf ein zu geringe Steigung bzw. eine ungenaue Nullpunktkorrektur der Kalibrierfunktion zurückzuführen sein. Beim Austausch der Salzlösung mit frischem Leitungswasser zeigt sich ebenfalls ein sehr gutes Ansprechverhalten der Sonden. Auch hier wird die Ursprungskonzentration nach kurzer Zeit wieder erreicht.

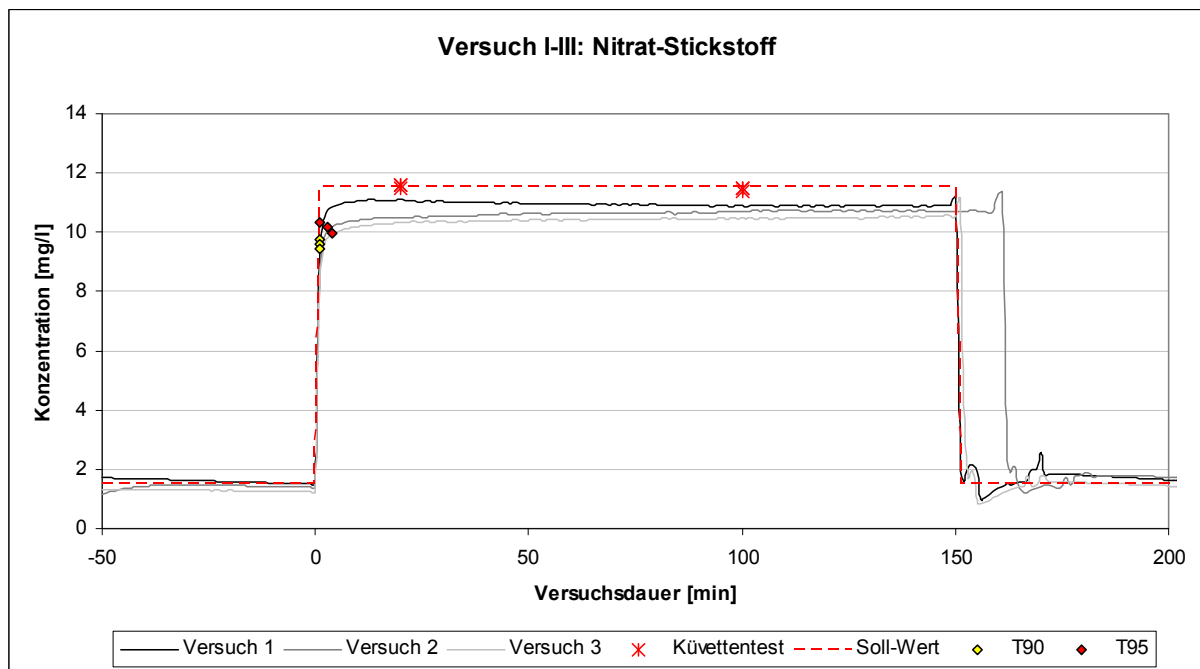


Bild 12.6 Konzentrationsverlauf von Nitrat-Stickstoff (Versuch 1-3)

Tabelle 12.4: Versuch 1-3 Intervallbeschickungen Nitrat-Stickstoff

		Einheit	Versuch 1	Versuch 2	Versuch 3
VARiON			11,1	10,48	10,31
Küvettentest	20 min	mg/l	11,6	11,5	11,6
Abweichung		%	-4,3	-8,9	-11,1
VARiON			10,85	10,69	10,47
Küvettentest	100 min	mg/l	11,5	11,4	11,5
Abweichung		%	-5,7	-6,2	-9,0
VARiON	T ₉₀	min	1	1	1
	T ₉₅		1	3	4

Neben den Ammonium- und Nitratkonzentrationen wurde während der drei Versuch auch die übrigen Sensorparameter aufgezeichnet. Da diese Parameter nicht zielgerichtet manipuliert wurden, ist folglich keine ausgeprägte Sprungantwort zu erkennen. In Bild 12.7 sind die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen des Sensors TriOxmatik 700 IQ dargestellt. Als Referenz wurde der Sauerstoffgehalt mit einer Laborsonde (WTW-CellOx 325; Clark-Zelle) gemessen. Es ist gut zu erkennen, dass die Messwerte von Versuch 1 und 3 einen sehr ähnlichen Verlauf aufweisen. Die Sauerstoffkonzentration im zweiten Versuch lag dagegen etwas höher. Die höheren Werte können aber mit der Referenzmessung verifiziert werden. Am Ende der Plateauphase nach ca. 150 min sind stark schwankende Werte bei

allen Versuchen zu erkennen. Diese sind auf den Austausch der Salzlösung mit frischem Leitungswasser zurückzuführen.

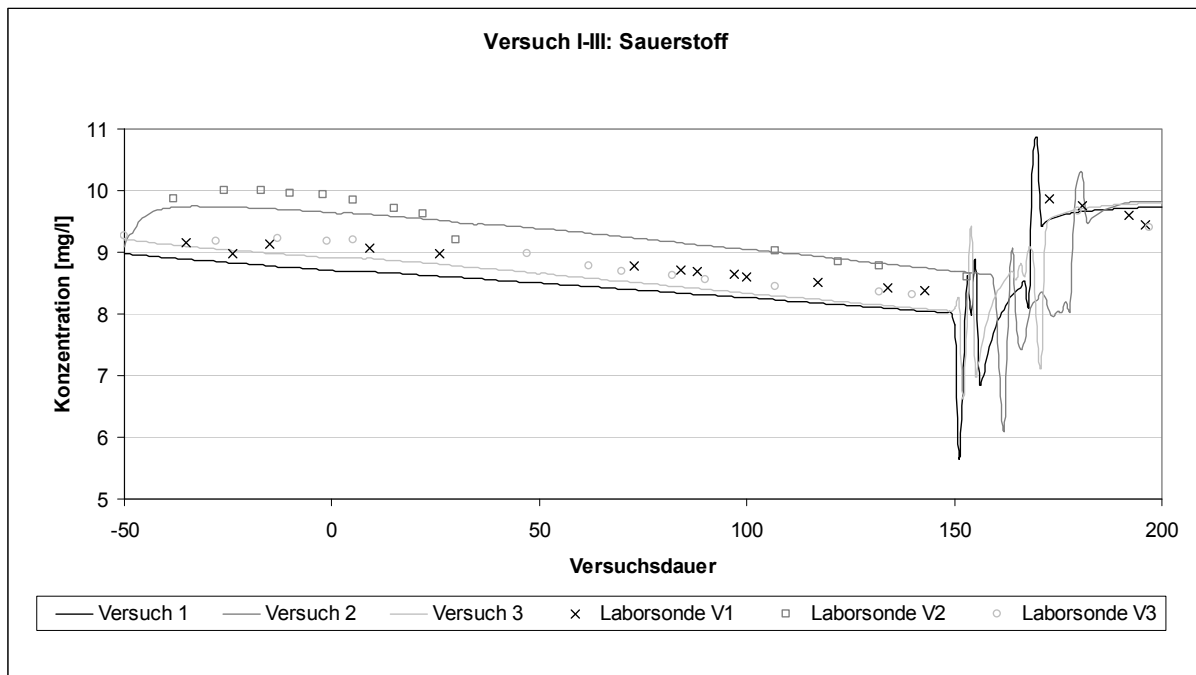


Bild 12.7 Verlauf der Sauerstoffkonzentration (Versuch 1-3)

In Bild 12.8 sind die Abweichungen des Sensors TriOxmatik 700 IQ von der Laborsonde dargestellt. Die Abweichungen sind mit max. 4 % als gering zu bezeichnen. Zu berücksichtigen ist hier die Trennung zwischen den Messort in der Durchflusstrecke und die Messung im Vorlagebehälter mit der Laborsonde. Ggf. differiert durch das Pumpen der Sauerstoffgehalt leicht an den beiden Orten. Es ist zu vermuten, dass durch das Umwälzen der Pumpe der Sauerstoffgehalt im Vorlagebehälter etwas höher ist als in der Messstrecke.

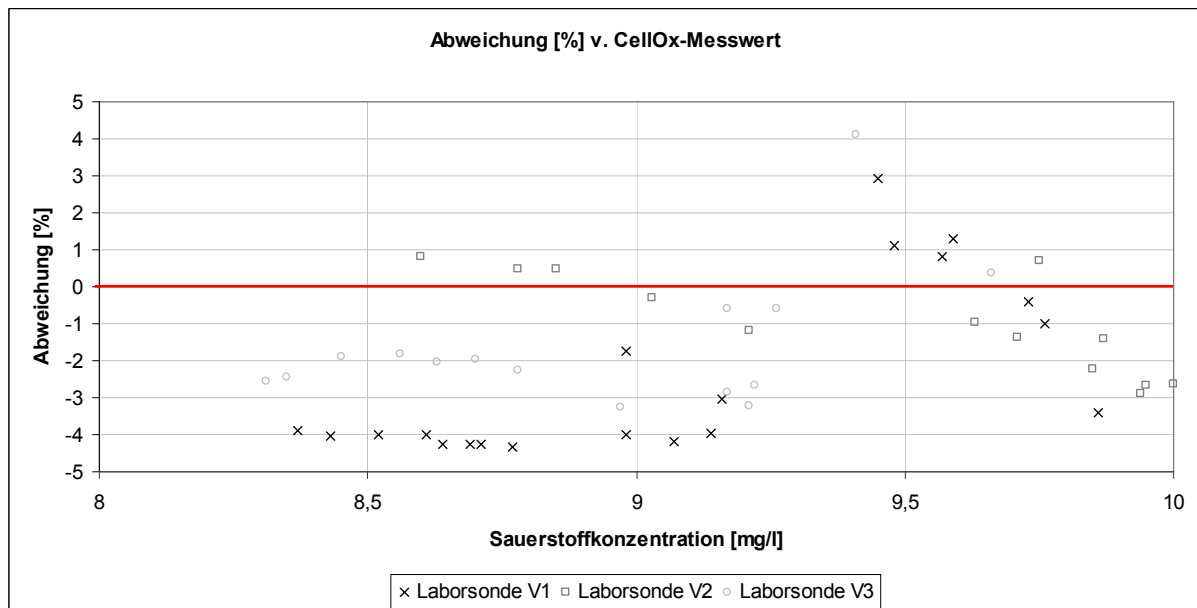


Bild 12.8 Abweichungen aus Vergleich mit Referenzsauerstoffmessung (rechts)

Bei der Untersuchung des physikalischen Parameters Elektrische Leitfähigkeit lieferte der Sensor TetraCon 700 IQ sehr gute und reproduzierbare Ergebnisse. Alle drei Versuchsdurchgänge sind fast identisch. Nach 150 min sind wie zuvor wieder Messwertschwankungen infolge des Mediaustauschs zu erkennen, die jedoch für die Messung nicht relevant sind. Die Leitfähigkeit steigt infolge der Salzzugabe deutlich an. Nach der Plateauphase sinkt der Sensorwert nach Befüllung der Durchflussmessstrecke wieder auf den Ausgangswert zurück. In Bild 12.10 sind die Abweichung von der Referenzleitfähigkeitsmessung, die mit einer Laborsonde (WTW-TeraCon 325) ermittelt worden sind. Insgesamt liegen die Abweichungen für alle Messungen unter 1 %. Es ist jedoch zu erkennen, dass der Online-Sensor systematisch geringer Werte misst als die Laborsonde. Es ist jedoch nicht möglich aus der Messung Rückschlüsse zu ziehen durch welches Messgerät diese Abweichungen verursacht werden. Grundsätzlich ist die Messgenauigkeit aber als sehr gut zu betrachten.

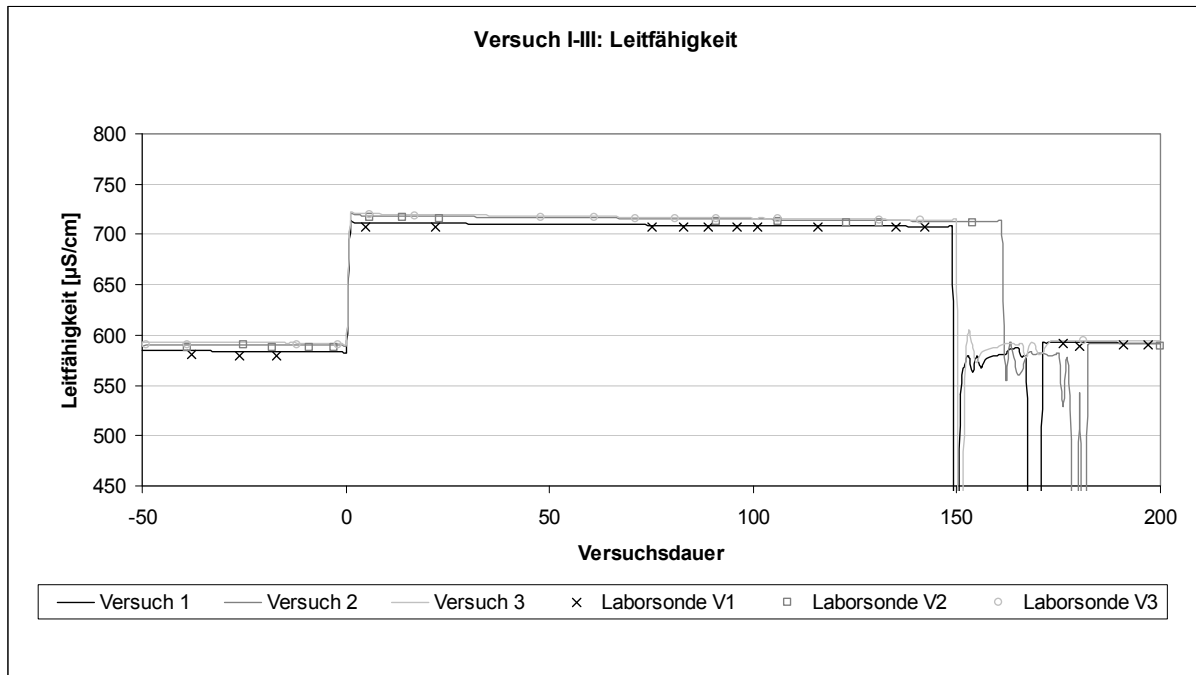


Bild 12.9 Messwerte der Elektrischen Leitfähigkeit (Versuch 1-3)

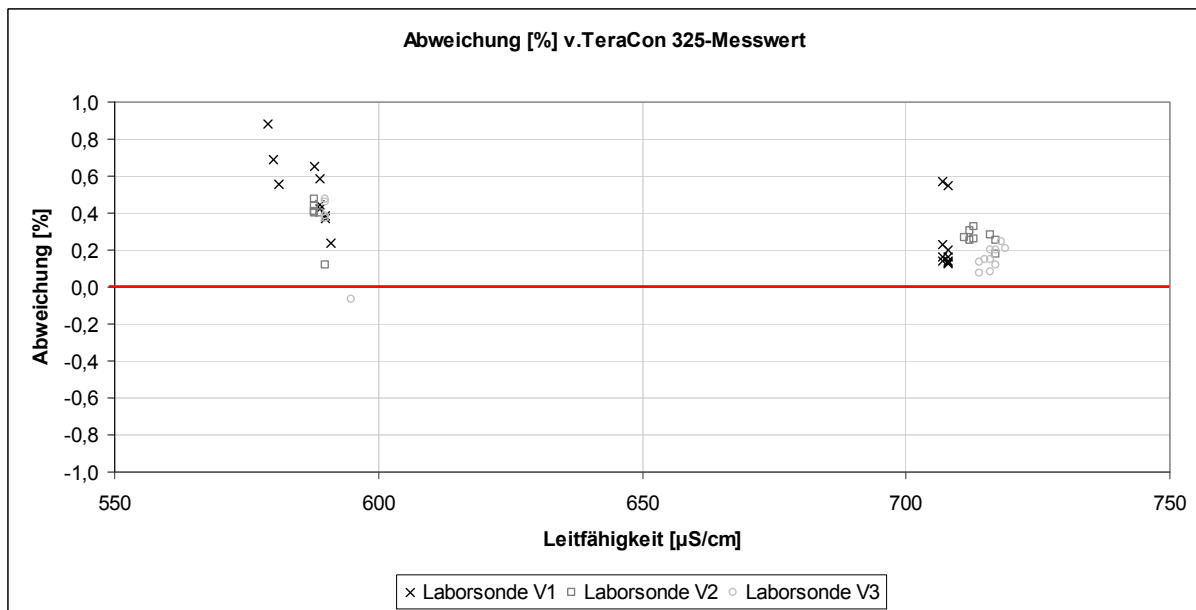


Bild 12.10 Abweichungen aus Vergleich mit Referenzleitfähigkeitsmessung

Abschließend sind in Bild 12.11 die pH-Werte des Sensors SensoLyt 700 IQ aus den drei Versuchen dargestellt. Bei dem pH-Wert ist ein sehr schnelles Absinken der Werte mit Zugabe der Salzlösung zu beobachten. Zudem wurde eine Vergleichsmessung mittels einer pH-Laborsonde durchgeführt. Sondenansprechzeiten können aus den Daten jedoch nicht ermittelt werden, da nicht von einem konstanten pH-Wert während der Plateauphase auszugehen ist.

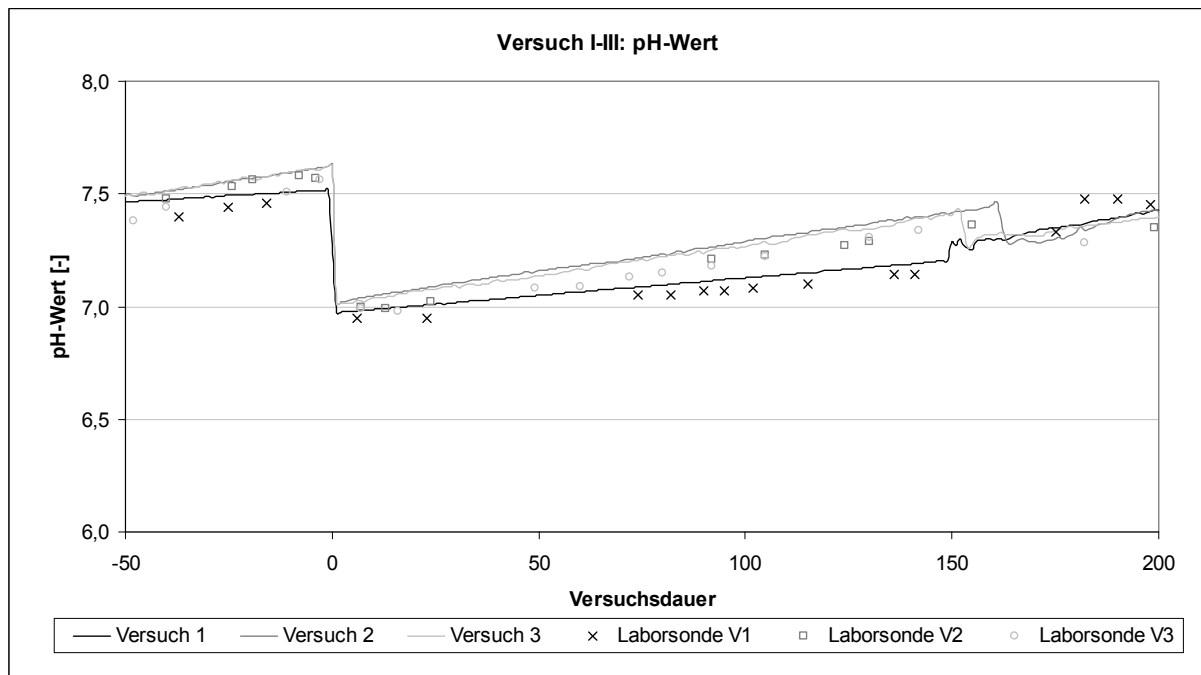


Bild 12.11: Verlauf des pH-Werts (Versuch 1-3)

In Bild 12.12 sind die Abweichungen des Online-Sensors SensoLyt von der Laborsonde dargestellt. Es konnten maximale Abweichungen von $\pm 1,5\%$ festgestellt werden. Auch hier zeigt sich, dass die Werte des Sensors SensoLyt systematisch über der Referenzmessung liegen. Dies kann auf die Unsicherheit der Sondenkalibrierung zurückgeführt werden. Insgesamt sind die Abweichungen als akzeptabel anzusehen.

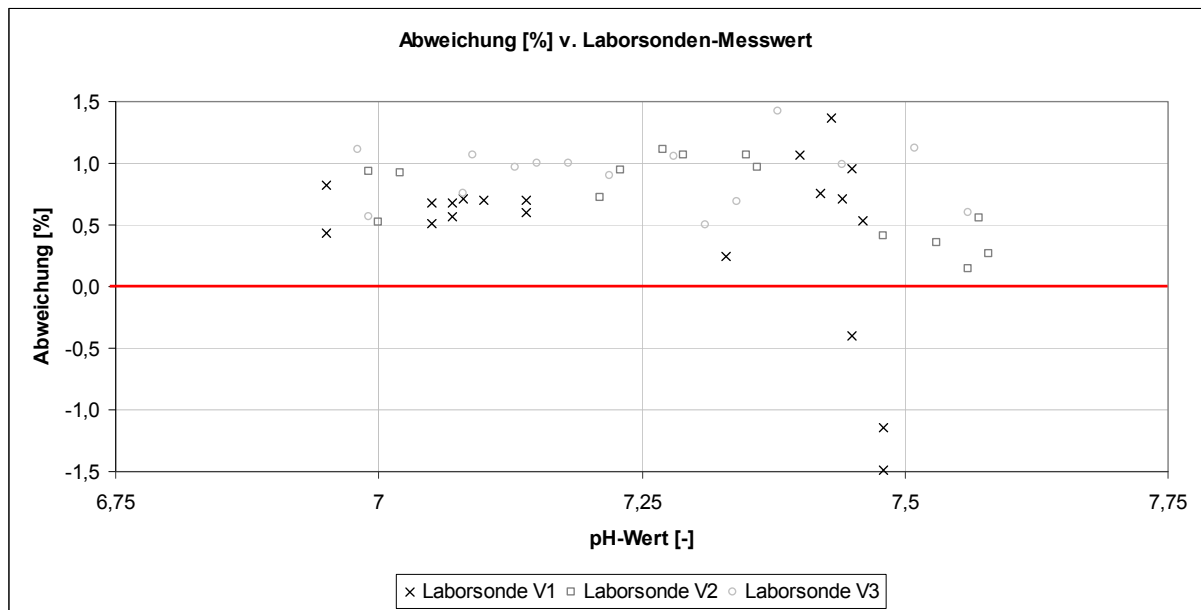


Bild 12.12: Abweichungen aus Vergleich mit Referenzsonde für den pH-Wert

12.2.2 Ergebnisse der Batchversuche

Die im Zuge der ersten Versuche ermittelten Ansprechzeiten der Sonden auf Konzentrationswechsel beziehen sich auf die Systemansprechzeit von Sensor + Durchflussmessstrecke. In den folgenden Versuchen lag der Schwerpunkt auf dem VARiON-Sensor, um reine Ansprechzeiten der Sensoren zu ermitteln. Auch in den Batchversuchen wurden die Sonden auf T_{90} - und T_{95} -Werte hin untersucht. Der Mess-Endwert wurde dabei bei allen Sensoren anhand des maximal erreichbaren Messwerts festgelegt. Des Weiteren wurde der Leitfähigkeitssensor sowie der Sauerstoffsensor im Batchversuch getestet.

In Bild 12.13 sind die Ergebnisse des VARiON-Sensor für Batchversuche mit drei gleichen Konzentrationsänderungen dargestellt. Die Ammoniumkonzentration betrug dabei 0,15 bzw 10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Bei allen Versuchen wurde dabei VE-Wasser verwendet. Zu erst fällt ins Auge, dass trotz vorheriger Kalibrierung des Sensors der Sollwert bei weitem nicht erreicht wird. Die Sensorwerte lagen im Schnitt um 50 % unter dem Sollwert. Grund für diese eklatant schlechtere Genauigkeit im Vergleich zu den Versuchen in der Durchflussmessstrecke ist im Alter der Messelektroden zu suchen. Die Elektroden waren zum Zeitpunkt der Versuche in der Durchflussmessstrecke 1 Monat und während der Batchversuch ca. 6 Monate alt. Die Standzeit der Referenzelektrode wird vom Hersteller mit 6-12Monate und der ionenselektiven Elektroden mit 4-8 Monate angegeben. Grundsätzlich müssten die Elektrode noch funktionstüchtig sein, insbesondere da sie zwischen den beiden Versuch-

phasen unter optimalen Bedingungen gelagert wurden. Die Messergebnisse wieder legen jedoch diese These.

Da neben wurde die Ansprechzeit der Sonden im Batchversuch ermittelt. Zu beachten ist, dass infolge der stark vom Sollwert abweichenden Messwerte für die Ermittlung der T_{90} und T_{95} –Werte nicht der Sollwert, sondern der erreichte Messwert gleich T_{100} gesetzt wird. Dies ermöglichte eine Aussage zu den Reaktionszeiten der Sonden trotz schlechter Sollwertfindung. Bereits bei der Versuchsserie in der Durchflussmessstrecke wurde dieses Vorgehen gewählt. Die Versuche mit Standardlösungen lagen Ansprechzeiten T_{90} zwischen 6 und 19 Minuten und T_{95} zwischen 9 und 22 Minuten (Bild 12.13). Diese weisen in etwa dieselbe Größenordnung wie bei den Versuch mit der Durchflussmessstrecke auf. Die Sollkonzentrationen wurden jedoch deutlich verfehlt. Es ist somit unklar ob das Alter der Sonden auch die Ansprechzeit beeinträchtigt. Von einer grundsätzlichen Beeinträchtigung ist jedoch aufgrund der vergleichbaren Ansprechzeit zwischen alten und neuen Elektroden nicht auszugehen.

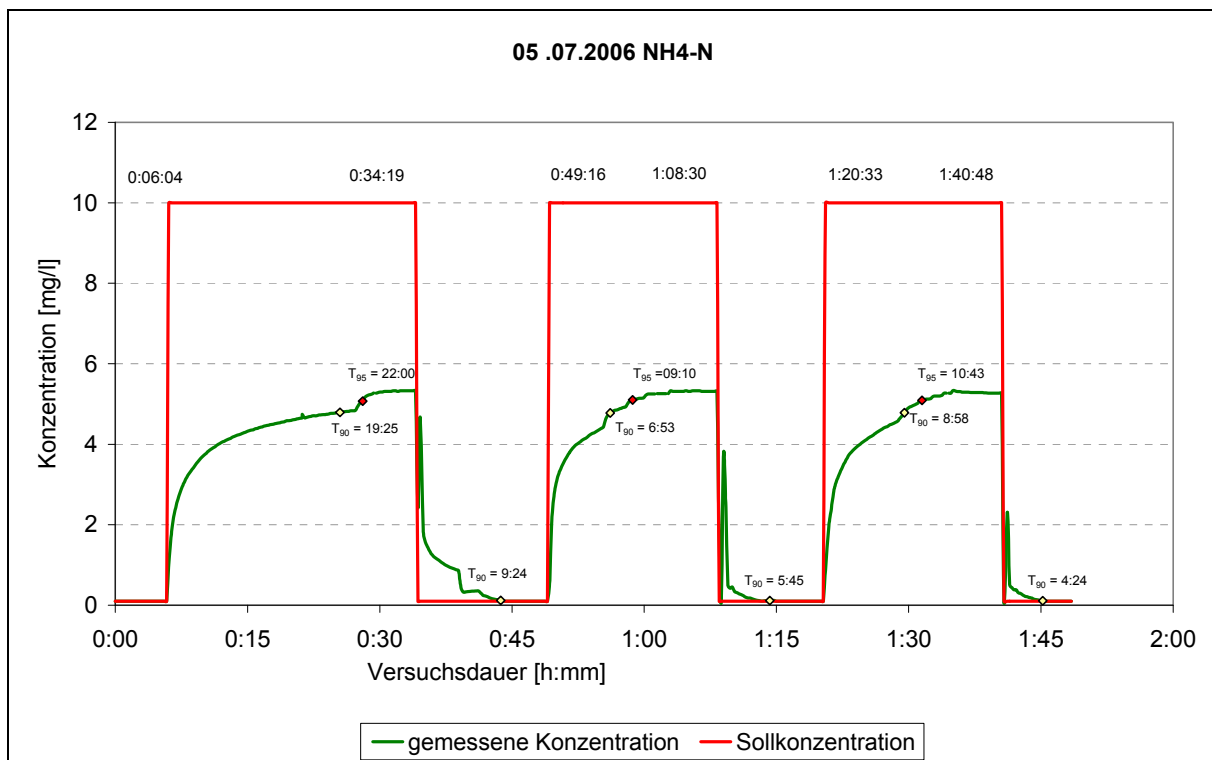


Bild 12.13 Prüfung in Standardlösungen für $\text{NH}_4\text{-N}$: (0,15 – 10 – 0,15 – 10 – 1,15 – 10 – 0,15 mg/l)

Nichtsdestotrotz wurde mit dem Sensor noch zwei weitere Untersuchung durchgeführt. In Bild 12.14 wurde das Verhalten des Sensors auf steigende Konzentrationssprünge untersucht. Die Ammoniumkonzentrationen betrugen dabei bei 10, 53 und 92 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Bei allen drei Konzentrationen ändert sich die Ansprechzeit nur geringfügig. Der T_{90} -Wert liegt bei ca. 5 min und T_{95} bei etwas 7 min. Die Ansprechzeiten sind im Vergleich zu den vorherigen Versuchen deutlich geringer. Dieses Verhalten ist evtl. mit dem Alter der Sonden

erklärbar. Eine andere Ursache konnte nicht festgestellt werden, da der Versuchsaufbau mit dem ersten Batchversuch identisch ist. Aber auch bei den Konzentrationssprüngen wurde festgestellt, dass die Sollkonzentration bei weitem nicht erreicht wurde. Die Abweichungen liegen in einer Größenordnung von ca 40 %

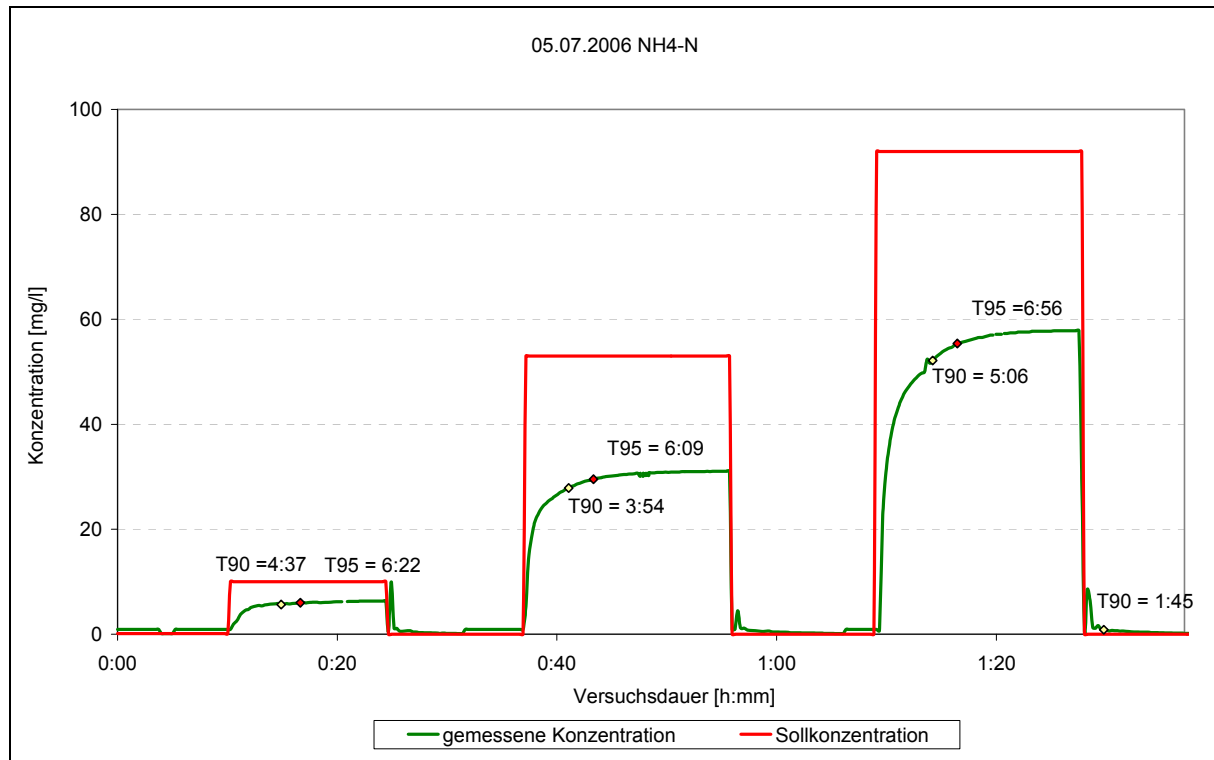


Bild 12.14 Prüfung in Standardlösungen für $\text{NH}_4\text{-N}$: (0,15 – 10 – 0,15 – 53 – 0,15 – 92 – 0,15 mg/l)

Nach dem der Versuch, die Messgenauigkeit durch eine wiederholte Zweipunktkalibrierung mit den WTW-Standardlösungen ES1 und ES2 zu verbessern, nicht erfolgreich war, wurde nach Rücksprache mit WTW (Herr Kluge) die Einpunktkalibrierung durchgeführt. Im Labor der FH MS wurden dazu Standardlösungen mit definierter Nitrat-, Ammonium-, Chlorid- und Kalium-Konzentration hergestellt, mit deren Hilfe zunächst eine Einpunktkalibrierung und anschließend eine Messreihe durchgeführt wurde. In Bild 12.15 ist der Versuch mit der neuen Kalibrierung dargestellt. Nach der Kalibrierung wurden die Konzentrationen der Kalibrierlösung relativ gut getroffen. Beim Start des Versuchs mit einer um den Faktor 5 höhere Konzentration (50 mg/l) wurden jedoch nur Konzentrationen im Bereich von 30 mg/l detektiert. Bei dem zweiten Konzentrationssprung zeigte sich ein ähnliches Bild. Es wurde anschließend der Sensor auf den gegebenen Sollwert nachkalibriert. Durch diesen Vorgang konnte der Zielwert anschließend sehr gut von dem Sensor getroffen werden. Bei einer Wiederholung des sprunghaften Konzentrationsanstieges konnte die Sonde anschließend ohne Problem die Zielkonzentration erreichen.

Generell war festzustellen, dass Konzentrationen mit denen nicht kalibriert wurde ungenau gemessen wurden. Eine Abweichung von $> 40\%$ der Sollkonzentration ist äußerst unbefriedigend. Die Abweichungen sind für diese Sonden als eher untypisch zu bezeichnen. Die Gründe für die Minderleistung der Messtechnik ist wohl vor allem im Alter der Messelektroden (> 6 Monate) zu vermuten (Herr Kluge, WTW). Die Lebensdauer der Elektroden ist laut Auskunft WTW mittlerweile deutlich erhöht worden. Ob das Alter der ionenselektiven Elektroden jedoch bei der Messungengenauigkeit und der Reaktionszeit alleiniger Faktor sein kann ist zu überprüfen.

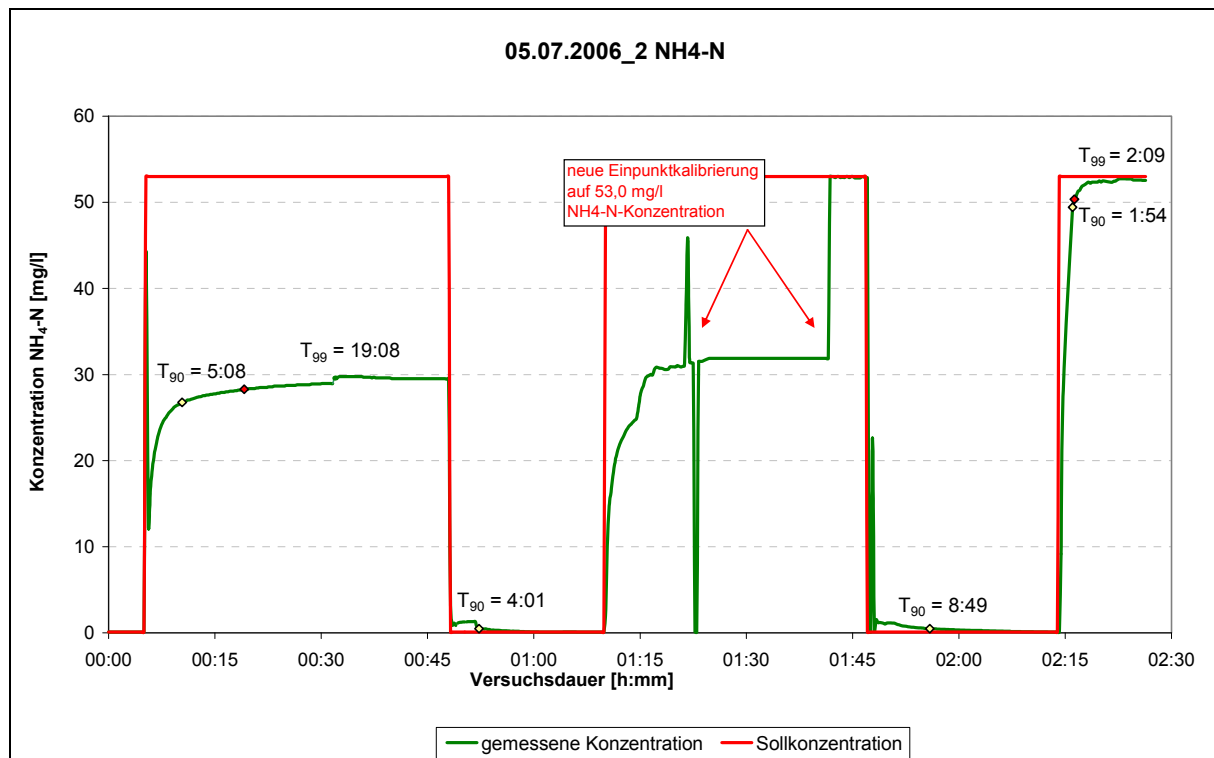


Bild 12.15 Nachkalibrierung auf Standardlösungen für NH₄-N

Neben dem VARiON NH₄-Sensor wurde auch der VARiON NO₃-Sensor im Batchversuch getestet. In Bild 12.16 sind die Ergebnisse des Versuchs dargestellt. Wie zuvor bei der Ammoniummessung liegen auch hier die Werte deutlich unter dem Sollwert. Die Abweichung betragen über 50 %. Die Sondenansprechzeiten sind bei den kleinen Konzentrationssprüngen auf 10 mg NO₃-N/l vergleichbar mit den ermittelten Ansprechzeiten aus den Versuchen mit der Durchflussmessstrecke. Bei den größeren Konzentrationssprüngen auf 50 mg NO₃-N/l ist die Ansprechzeit hingegen deutlich schlechter. Aufgrund der bereits gewonnen Ergebnisse der Ammoniummessung ist auch in diesem Fall von einer altersbedingten Minderleistung der Elektroden auszugehen.

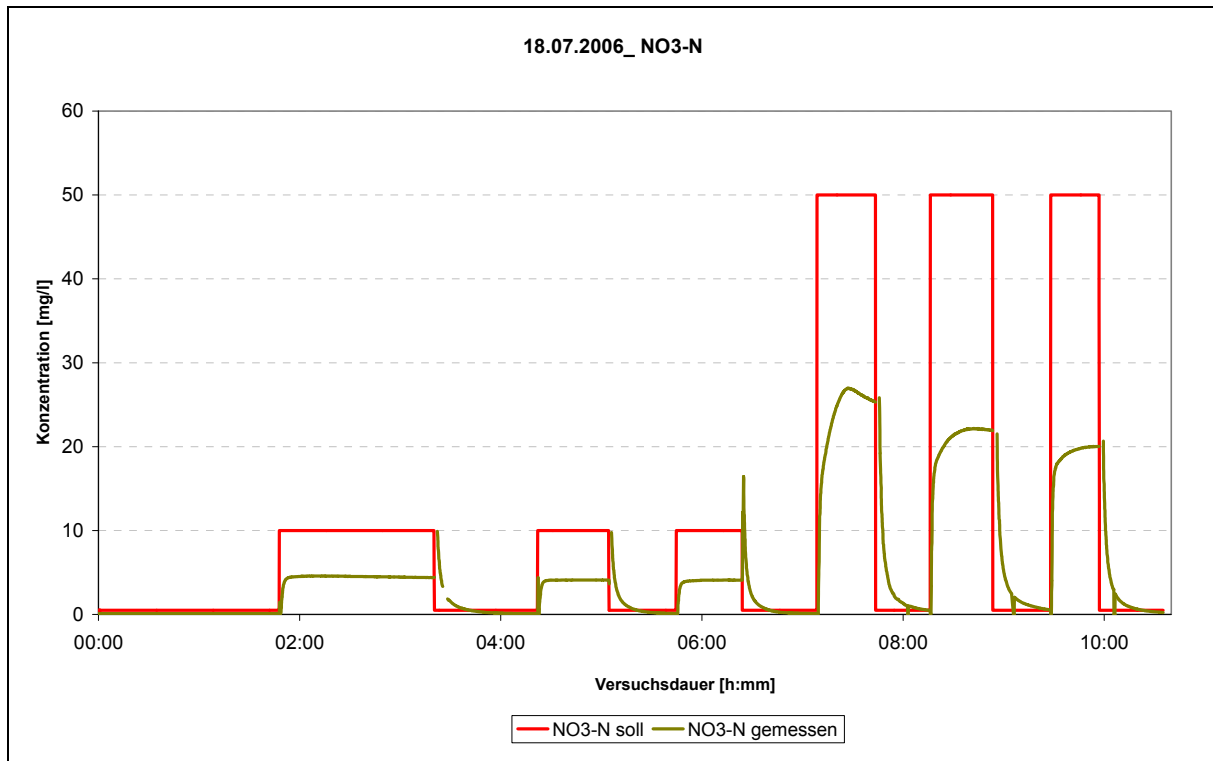


Bild 12.16 Prüfung in Standardlösungen für NO₃-N

In Bild 12.17 sind die Batchversuche mit dem TeraCon 700 IQ-Sensor zur Messung der Leitfähigkeit dargestellt. Die Leitfähigkeit wurde durch stoßweise Zugabe von NaCl-Lösung verändert. Als Referenz dient eine TeraCon 325-Laborsonde. Wie aus der Abbildung hervorgeht stimmen nach Justierung der Zellkonstante des Online-Sensor beide Messsensoren praktisch überein.

Für die TetraCon 700 IQ (Leitfähigkeit) sollte ein möglichst großer Messtopf vorgesehen werden, da bei der Messung ein Kugelfeld (mit 5 cm Durchmesser) entsteht, welches nach Möglichkeit nicht beeinflusst werden sollte. Das Kugelfeld kann hinsichtlich der Messstrecke durch Veränderung der Zellkonstante justiert. Aufgrund der vorliegenden Messergebnisse ist hier von einer guten Anpassung des Kugelfeldes auszugehen.

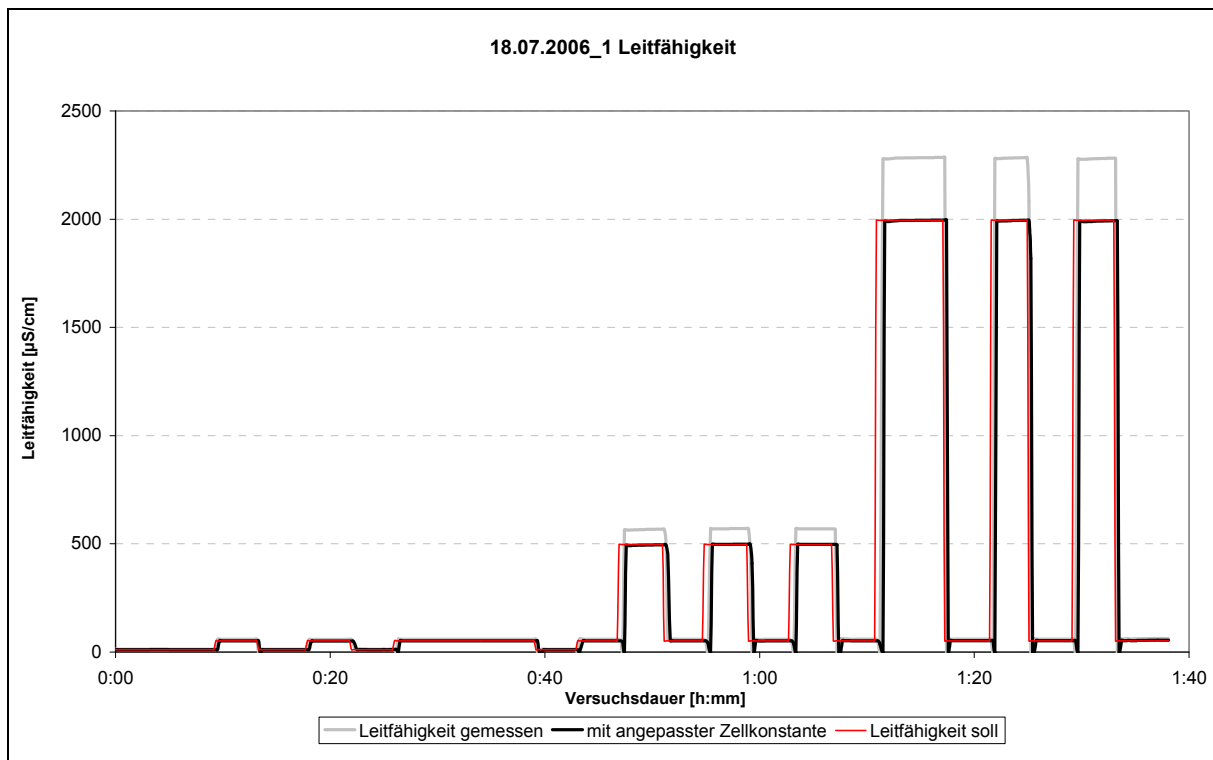
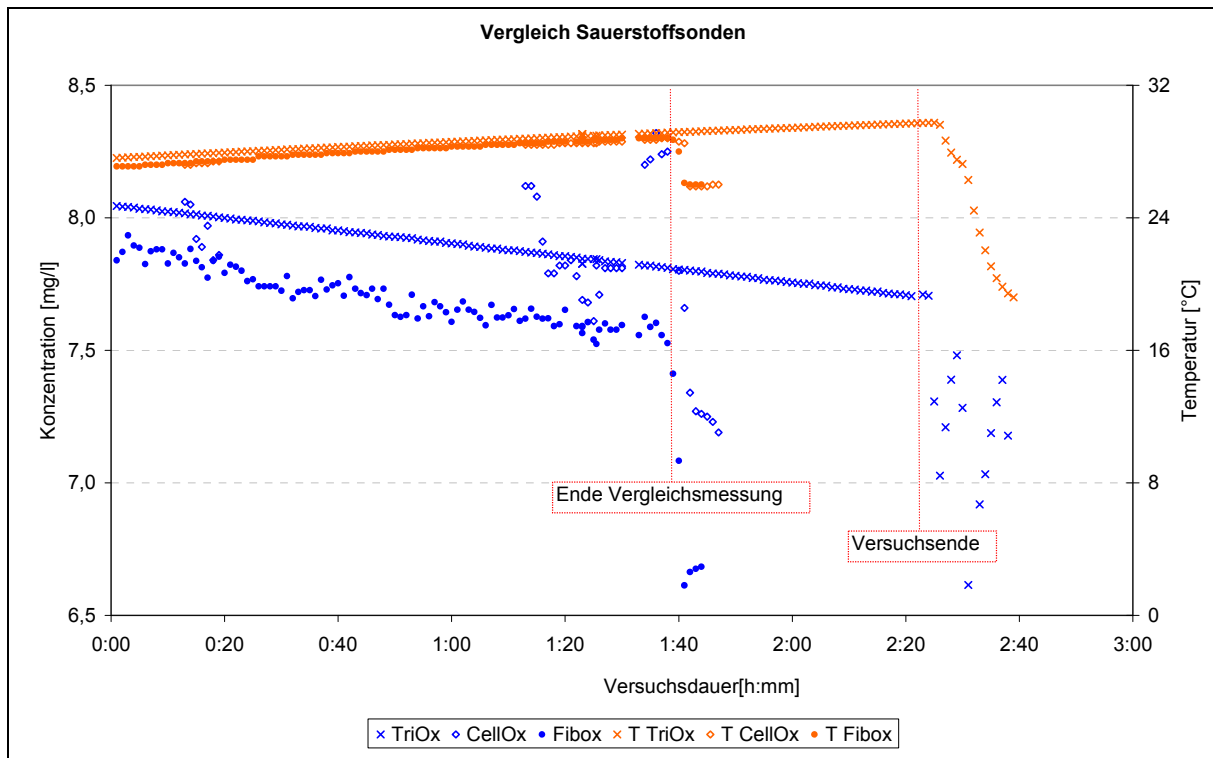


Bild 12.17 Prüfung der Leitfähigkeitssonde

Bei den Sonden zum Messen der physikalischen Parameter ist von einer relativ schnellen Ansprechzeit von $T_{90} < 1$ Minute auszugehen. Die Sauerstoffsonde bildet dabei eine Ausnahme. Der Unterschied ist jedoch mit dem Messprinzip (Clark-Zelle) zu erklären, da das Medium zunächst durch die permeable Membran diffundieren muss. Der T_{90} Wert liegt bei 5:05 Minuten. Laut Hersteller liegt die Ansprechzeit bei 25 °C von T_{90} bei 180s. Die Mindestanströmung sollte dabei 0,05 m/s nicht unterschreiten. Durch den Einbau in die Durchflussmessstrecke bzw. einem Rührer bei den Batchversuchen ist diese Anforderung gegeben.

Insgesamt ist die Messgenauigkeit des TriOxmatic 700 IQ-Sensors jedoch als gut zu bewerten.

**Bild 12.18** Prüfung der Sauerstoffsonden

12.3 Fazit und Ausblick

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass der Einsatz der Online-Messtechnik mit Sonden zur Erfassung der Parameter Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert möglich und empfehlenswert ist. Auch die Sauerstoffsonde ist bereits für das Online-Monitoring geeignet. Ebenfalls ist der Einsatz in der entwickelten Durchflussmessstrecke mit einem relativ geringen Volumenstrom möglich. Für die Sonde TetraCon 700 IQ (Leitfähigkeit) sollte ein möglichst großer Messtopf vorgesehen werden, da bei der Messung ein Kugelfeld entsteht, welches nach Möglichkeit nicht beeinflusst werden sollte. Das Kugelfeld wird hinsichtlich der Messstrecke durch Veränderung der Zellkonstante justiert, dies gleicht die Beeinflussung des Kugelfeldes durch die Wandung der Messstrecke aus.

Der VARiON-Sensor zur Messung von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff konnte bei den Untersuchungen nicht überzeugen. Präzision und Ansprechverhalten konnten in einer ersten Versuchsserie akzeptable Werte erreichen. In einer späteren, zweiten Versuchsserie waren hingegen grobe Mängel festzustellen. Eine eindeutige Ursache war auch im Zusammenwirken mit dem Hersteller nicht herauszufinden. Aus betrieblicher Sicht wenig überzeugend war, Eine Alterung der Elektroden als verbliebene Erklärung überzeugt angesichts der nur halbjährlichen Betriebszeit nicht. Auftretende Schwierigkeiten mit dem VARiON-Sensor waren:

- Zweipunktkalibrierung gelingt nicht (selten), daher später ausschließlich Einpunktkalibrierung
- Messwerte weichen deutlich vom Sollwert ab trotz erfolgreicher Kalibrierung
- Reaktion auf Konzentrationswechsel sehr langsam
- vor Erreichen des Sollwertes bereits hohe Drift des Messsignals, die nicht nur mit Temperaturveränderungen zu erklären sind
- auch nach dem Austausch der vermutlich defekten Nitrat-Elektrode wurden die berechneten Konzentrationen nicht erreicht
- bei Kalibrierung mit einer Standardlösung (Mittelwert = 10 mg/l) konnten sowohl niedrigere als auch höhere Konzentrationen nicht oder nur unzureichend genau gemessen werden

Insbesondere die schwache Leistung der Messgenauigkeit beim Konzentrationswechsel aber auch die z.T. unbefriedigende Reaktionszeit bedarf noch weiterer Klärung. Angesichts dieser Ergebnisse wurde es nicht als sinnvoll erachtet, die VARiON-Sonde bei den Großlysometern einzusetzen.

13 Vergleichende Lysimeterversuche mit 2 Substraten

Die FH MS führte vergleichende Lysimeterversuche mit zwei Substraten im Halbtechnikum durch. Hauptaugenmerk dieser Untersuchungen lag auf die Reinigungsleistung der zwei Substrate unter quasi realen Verhältnissen, sowie das Messen eines Sauerstofftiefenprofils im halbtechnischen Maßstab. Die Lysimeterversuche wurden anhand eines an den Säulenversuchen angelehnten Beschickungsgeschehen geplant und durchgeführt. Die Versuche wurden mit realem Mischwasser sowie mit konditioniertem Abwasser durchgeführt. Im Rahmen dieser Versuche ist in einem Filterbeet ein Sauerstoffprofil *insitu* gemessen worden. Die Ergebnisse der Normalbeschickungen sowie der Hochlastbeschickung mit Sauerstoffprofil sind in Kapitel 13.2 beschrieben.

13.1 Methodik der Lysimeterversuche

Die Versuchsanlage besteht aus zwei Container-Lysimetern mit einer Grundfläche von je 17 m². Hiervon werden 4,8 m² als Speicherbecken verwendet, 12 m² Fläche stehen für zwei Filter mit einer Fläche von je 6 m² zur Verfügung. Die Lysimeter haben eine nutzbare Höhe von 1,70 m, von denen ca. 1,10 m für Drainage- und Filterschicht genutzt werden. Die verbleibenden 60 cm stehen für einen Retentionsraum oberhalb der Filteroberkante als Sedimentations- und Speicherkammer zur Verfügung. Für das Speicherbecken ergibt sich ein Volumen von ca. 8,5 m³ und die Speicher- und Sedimentationskammer oberhalb der Filterflächen der beiden Filterbeete haben jeweils ein Volumen von 3,6 m³ bei einer Substratmächtigkeit von 75 cm.

Bild 13.1 zeigt einen Längsschnitt durch die zwei Lysimeter, von denen jeweils 1 Filterbeet betrieben wurde (Beet 1-1 und Beet 2-1).

Der Einbau von Drainage, Filterschicht und Zulaufbewährung (Kolkschutz) ist in Bild 13.2 dargestellt. Wenngleich das Prozedere des Einbaus dem der Säulen gleicht, waren die Setzungen nach der Konsolidierungsbeschickung im Sandsubstrat deutlich stärker (24 %) als bei den Säulen (<15 %), so dass hier nach der Konsolidierung die Substratmächtigkeit erhöht und nochmals konsolidiert werden musste.

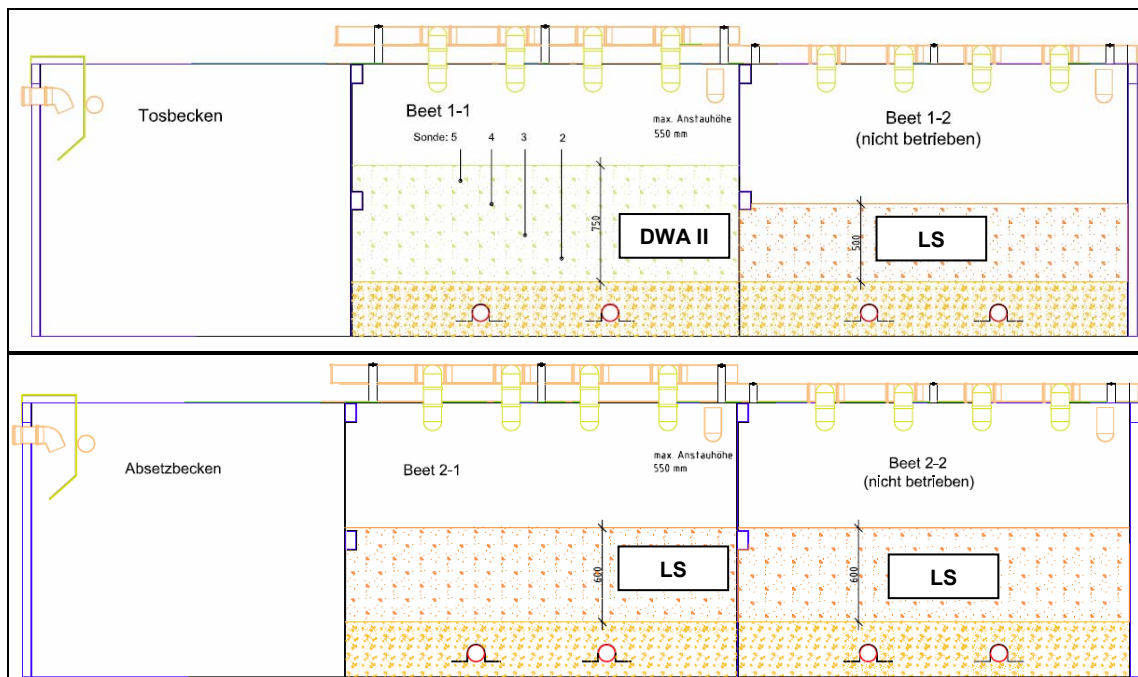


Bild 13.1: Längsschnitt durch Lysimeter 1 (oben) mit Position der Sauerstoffsonden (in Beet 1-1) und Lysimeter 2 (unten)



Bild 13.2: Fotos zum Filtereinbau (Dränage, Filtermaterial, Konsolidierung, Zulaufbewärung)

Die Filtersubstrate wurden oberhalb einer einschichtigen Dränage aus 35 cm Kies 2/8 mm eingebaut. Für das Sandsubstrat DWaII wurde die nach DWA-M 178 [2005] erforderliche minimale Filtermächtigkeit von 75 cm gewählt. Die Filtermächtigkeit des Lavasandes LS lag bei nur 60 cm, da bei diesem Substrat auch mit geringerer Schichtmächtigkeit eine hohe Leistung zu erwarten war. Der Ablauf der Filterbeete wurde mit Schlauchquetschpumpen gedrosselt. Für den Versuchsbetrieb wurde eine Filtergeschwindigkeit gemäß DWA-M 178 [2005] von $0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ eingestellt.

13.1.1 Versuchsbetrieb

Der Betrieb der Container-Lysimeter erfolgt gemäß einem an die Säulenversuche angelehnten Beschickungsplan. Die Filterbeete wurden durch zwei Tauchpumpen im Speicherbecken des Container-Lysimeters beschickt. Die Probenahme erfolgt durchflussproportional mittels automatischer Probenehmer. In Bild 13.3 ist ein Versuchsschema der Anlage dargestellt.

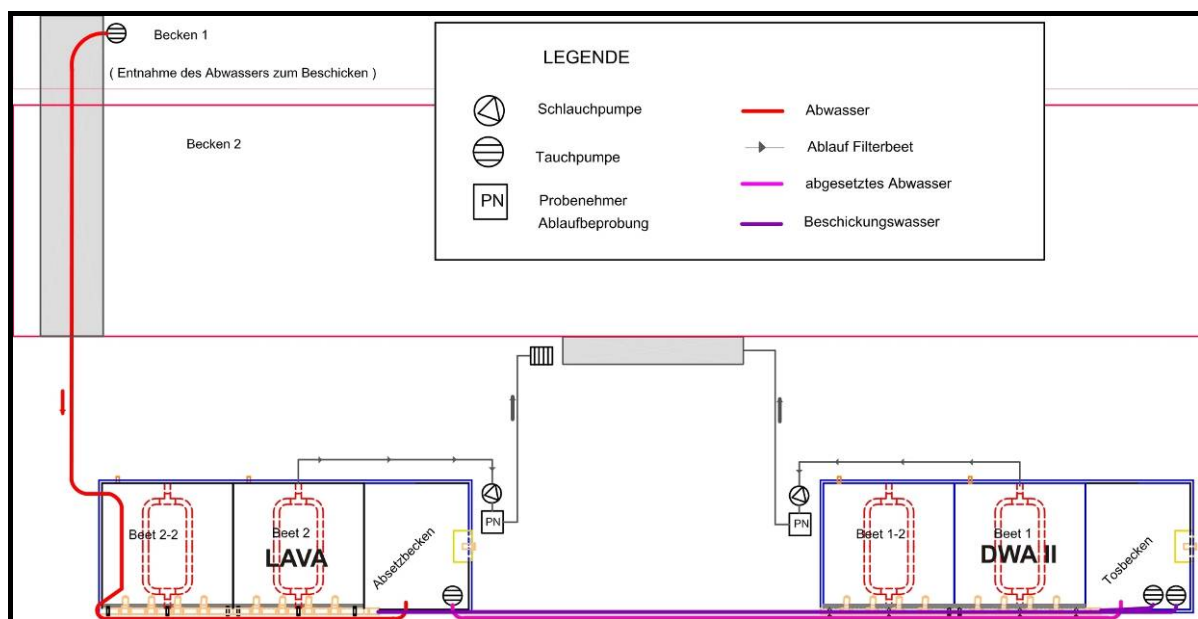


Bild 13.3: Übersichtsplan der Lysimeteranlage (LAVA = LS)

Als Beschickungswasser wurde reales Mischwasser und konditioniertes Abwasser verwendet. Das Schmutzwasser aus dem Zulauf der ehemaligen Kläranlage Albachten (Münster) wurde mit dem örtlichem Frischwasser (Grundwasser) konditioniert. Für die Konditionierung wurde der Parameter Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) als Leitparameter verwendet. Das Mischungsverhältnis von Abwasser zu Grundwasser war von der jeweils zuvor ermittelten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration des Abwassers abhängig. Die Zielkonzentration des konditionierten Mischwassers betrug in Analogie zu den Säulenversuchen $6 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$.

Die Bestimmung der Volumina, sowohl für das Konditionieren des Beschickungswassers, als auch für die Beaufschlagung der Filter wurde mittels Höhendifferenz im Tosbecken realisiert. Zur Bestimmung der Höhendifferenzen wurde ein Kabellichtlot verwendet, mit dem die Volumina mit einer Genauigkeit von ca. $\pm 8 \%$ bestimmt werden konnten.

Die Beprobung der Zuläufe wurde während der Beschickung durchgeführt. Die Proben wurden anschließend in der Kühleinheit der Probenehmer bis zum Ende der Beschickung zwischengelagert. Nach der Beschickung wird durch das Beschickungswasser Restwasser aus den Poren des Filters gedrückt. Dies ist der Vorlauf, der bei den Normallastbeschickungen nicht beprobt wurde. Nach dem Auslaufen des Vorlaufs wurde der Ablaufanfang der Filter abgewartet, um die Pumpenschläuche anzuschließen und Pumpen sowie Probenehmer zu starten.

Die Gewinnung der Filtratproben wurde mittels automatischer Probenehmer durchgeführt. Dank der kontinuierlichen Drosselabflussspende ($q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) konnte eine volumenproportionale Probenahme durchgeführt werden.

Die Methodik zur insitu Sauerstoffmessung (im Filterkörper und im Überstau) mit LDO Mini-Sensoren der Fa PreSens wurde durch die FH MS am Lysimeter 1 der Lysimeteranlage getestet, um die Anwendbarkeit der Messung auf großtechnischen Anlagen zu überprüfen. Die Fa. PreSens hat der FH MS ein Fibox3 Sauerstoffmessgerät zu diesem Zweck gegen eine Mietkaution zur Verfügung gestellt, die dazu gehörigen PSt3 Dipping Probe-Sauerstoffsensoren wurden von der FH MS angeschafft.

Die während des Hochlastversuchs gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im Lysimeter 1 (Sandsubstrat DWA II) wurden insitu (im Filter) an 4 Tiefen sowie im Überstau des Filters gemessen. Die Tabelle 13.1 gibt die Sauerstoffprofilmessung mit der entsprechenden Sondenbezeichnung an. Die Sonde 1 wurde zunächst ebenfalls installiert, jedoch wurde sie bei den Beschickungen stets wieder herausgespült, da das Fiberglas-Kabel der Sonden zu viel Auftrieb hat und das unverdichtete Filtermaterial dem Sondenkopf nicht die nötige Stabilität bot.

Tabelle 13.1: Position der Sonden zur Sauerstoff-Profilmessung

Sonden-Bezeichnung	Messort
Sonde 1	5 cm unter Filteroberkante (5 cm) wurde nicht realisiert
Sonde 2	10 cm unter Filteroberkante (10 cm)
Sonde 3	25 cm unter Filteroberkante (25 cm)
Sonde 4	45 cm unter Filteroberkante (45 cm)
Sonde 5	60 cm unter Filteroberkante (60 cm)
Sonde 6	Überstau, direkt über der Filteroberkante
Temperatursonde	Überstau, direkt über der Filteroberkante

Sonde 1 bis Sonde 6 sind optische Sauerstoffsensoren

Die Aussagekraft der Sauerstoffprofil-Messungen ist jedoch auch ohne die erste Filtertiefe (Sonde 1 = 5 cm) gegeben, wie die Resultate (Kapitel 13.2.3) zeigen.

Die Installation der Sauerstoff-Sonden erfolgte nach der Konsolidierung, da nur so die Endtiefe der Sauerstoffmessung gesichert werden konnte. Die Sonden wurden in zuvor angefertigte senkrechte Bohrungen mit einem Durchmesser von 5 cm eingebaut. Der Hohlraum wurde mit dem gleichen Verdichtungsgrad lagenweise bis zur Filteroberkante mit Substrat verfüllt, in dem die Bohrlochfüllung beregnet wurde. Die Position der Sauerstoffsonden wurde zulauffern 40 cm von der dem Zulaufgerinne gegenüberliegenden Lysimeterwand festgelegt, so dass Lysimeterwand und Zulaufgeschehen die Messwerte nicht verfälschen.

13.1.2 Analysemethoden

Tabelle 13.2 fasst die Analysemethoden für die chemischen und physikalischen Parameter zusammen.

Tabelle 13.2: Chemische und physikalische Parameter

Parameter	Einheit	Methode
C_CSB	[mg O ₂ /l]	DIN 38 409 H 41 oder Schnelltest (Hach/Lange)
NH ₄ -N	[mg/l]	DIN 38 406 T 5 oder Schnelltest (Hach/Lange)
NO ₃ -N	[mg/l]	Schnelltest (Hach/Lange)
NO ₂ -N	[mg/l]	EN 26 777
pH-Wert	[-]	DIN 38404 C5 (WTW-Sonden)
Leitfähigkeit (LF)	[µS/cm]	DIN EN 27888 (WTW-Sonden)
Sauerstoff (O ₂)	[mg/l]	DIN EN 25814 (WTW-Sonden) und Optische Messung mit PreSens Fibox 3
Temperatur	[°C]	DIN 38404 C4 (WTW-Sonden) PreSens Fibox 3 Temperatursonde

An dieser Stelle soll lediglich das Verfahren der optischen Detektion von Sauerstoffgehalt bzw. Sauerstoffkonzentration mit dem Messgerät Fibox 3 in Verbindung mit dem PSt3 Dipping Probe –Sauerstoffsensoren der Fa. PreSens – Precision Sensing GmbH mit Sitz in Regensburg eingegangen werden. Das Fibox 3 ist ein Einkanal-Sauerstoff-Messgerät mit Temperaturkompensation. Die Vorteile dieser Messtechnik sind der geringe Durchmesser (Bild 13.4), so dass die Strömungsprozesse im Lysimeter kaum tangiert werden. Des Weiteren sind die Sensoren sehr robust. Das optische Messverfahren kommt im Gegensatz zum herkömmlichen ionenselektiven Messverfahren (Clark-Zelle) gänzlich ohne Anströmung aus, da das Messverfahren nicht Sauerstoff zehrend wirkt.

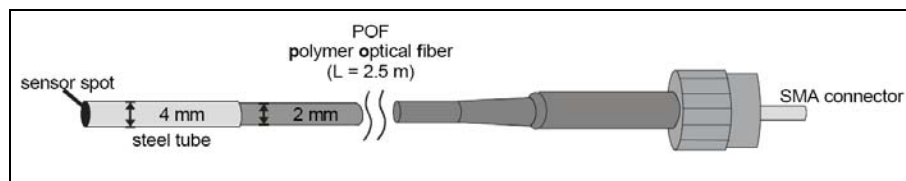


Bild 13.4: Schemazeichnung des PSt3 Dipping Probe-Sauerstoffsensors (aus HUBER/KRAUSE [2004])

13.1.3 Versuchsprogramm

Das Versuchsprogramm besteht aus einer Einfahrphase mit 15 NL Beschickungen und einem Hochlastversuch. Vor der ersten Beschickung wurden die Filter mit $1 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Wasser (Grundwasser) beschickt, um eine Konsolidierung der eingebauten Substrate zu erzielen. Die Einfahrphase, die zur Etablierung einer Filterbiozönose dient, wurde auf 8 Wochen festgesetzt. In der Einfahrphase wurden 10 von 15 Beschickungen im Zulauf und Ablauf beprobt, die übrigen 5 Beschickungen wurden nur mit den Zulaufkonzentrationen erfasst.

Die Beprobung der Zuläufe erfolgte als Stichprobe, die der Filtrate als Ereignismischprobe. Für die Filtratbeprobung der NL-Versuche mit einer Beschickungshöhe von $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (~ 3025 Liter) wurden im Abstand von 3 Minuten jeweils eine Probe von 100 ml gewonnen. Die Befüllzeit einer Flasche betrug 60 Minuten, so dass am Ende eines Versuches 7 Flaschen mit jeweils 2 Liter Filtrat gefüllt waren. Aus diesen 7 Einzelproben wurde je Filter 1 Gesamtmischprobe hergestellt und analysiert.

Der Hochlastversuch mit einer Beschickungshöhe $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (~ 15125 Liter) wurde als Ganglinie beprobt. Für die Filtratbeprobung der HL-Versuche wurde im Abstand von 8 Minuten jeweils eine Probe von 100 ml gewonnen. Die Befüllzeit einer Flasche betrug 3 Stunden 30 Minuten, so dass am Ende eines Versuches 10 Flaschen mit jeweils 2,7 Liter Filtrat gefüllt sind. Aus diesen 10 Einzelproben wurde je Filter eine Ganglinie aus 7 Mischproben hergestellt (Tabelle 13.3) und analysiert.

Tabelle 13.3: Filtratprobenahme des HL Versuchs der Lysimeter

Flaschen-Nr. ¹⁾	Proben-Nr.	Versuchsdauer [h]	Beschickungshöhe [m ³ /m ²]
1	1	7	0,5
2			
3	2	14	0,5
4			
5	3	17,5	0,25
6	4	21	0,25
7	5	24,5	0,25
8	6	28	0,25
9	7	35	0,5
10			

¹⁾ technische Umsetzung durch automatische Probenehmer (volumenproportional)

Neben der detaillierten Beprobung, wurde während des Hochlastversuchs ein detailliertes Sauerstoffprofil im Filterbeet 1 (DWA II) gemessen. Die Sauerstoffmessungen wurden im Überstau des Filters und insitu durchgeführt.

Die Beschickungsabfolge der Einfahrphase wurde analog zu den Säulenversuchen jeweils montags und donnerstags durchgeführt, so dass 2 bzw. 3 Tage Trockenphase zwischen den Beschickungen lagen. Da die Lysimeter im freien aufgestellt sind, kam es mitunter zur Beregnung der Filter (während Beschickung / Trockenphase). Der detaillierte Ablaufplan der Beschickungen (NL und HL) ist in Tabelle 13.4 aufgelistet.

Tabelle 13.4: Ablaufplan der Lysimeterversuche

Datum	Beschickungswasser	Beschickungshöhe [m³/m²]	Beprobung
12.10.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
16.10.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zulaufprobe
19.10.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zulaufprobe
23.10.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zulaufprobe
26.10.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zulaufprobe
30.10.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zulaufprobe
02.11.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
06.11.2006	reales Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
09.11.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
13.11.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
16.11.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
20.11.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
23.11.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
27.11.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
30.11.2006	künstliches Mischwasser	0,5	Zu- und Ablaufprobe
04.12.2006¹⁾	künstliches Mischwasser	2,5	Zu- und Ablaufganglinie

¹⁾ Hochlastversuch

Das Messen des Sauerstoffprofils ist relativ personalaufwendig, da es sich um ein Einkanal-Sauerstoffmessgerät handelt, müssen die Sonden für die unterschiedlichen Messtiefen jeweils manuell angeschlossen werden. Das Messgerät, welches an ein Notebook als Datenlogger angeschlossen wurde, ist so konfiguriert worden, dass alle 10 Sekunden ein Messwert aufgezeichnet wird, um Messwerte für unterschiedliche Tiefen zu bekommen wurde im Abstand von 5 bis 35 Minuten ein Messzyklus durchgeführt. Während eines Messzyklus werden je Sonde 10 bis 12 Messwerte genommen und anschließend die Sonde So-6 (Überstau) zum Aufzeichnen der Daten angeschlossen. Neben der automatischen Messwertaufzeichnung wurden die Messwerte der Messzyklen handschriftlich im Versuchsprotokoll festgehalten. Die Temperaturkompensation der Messwerte erfolgt automatisch über die synchrone Temperaturmessung im Überstau.

13.2 Darstellung der Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Normallastversuche der Einfahrphase und des Hochlastversuchs mit dem insitu Sauerstoffprofil dargestellt.

13.2.1 Ergebnisse der Einfahrphase der Lysimeter

In Tabelle 13.5 sind die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Zuläufe aller 11 Beschickungen mit künstlichem Mischwasser nebst der Beschickungshöhe dargestellt. Aufgeführt sind im einzelnen Chemischer Sauerstoffbedarf (C_CSB), Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), elektrische Leitfähigkeit (LF), pH-Wert (pH), Temperatur (T) und Beschickungshöhe (h).

Tabelle 13.5: Werte chemischer und physikalischer Parameter der Zuläufe

Parameter	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	LF	pH	T	h
Datum	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[μS/cm]	[-]	[°C]	[m ³ /m ²]
12.10.2006	48	6,2	0,20 ³⁾	845	7,03	8,0	0,5
16.10.2006 ¹⁾	60	6,2	0,20 ³⁾	839	6,9	10,6	0,5
19.10.2006	74	6,4	0,20 ³⁾	852	6,91	11,0	0,5
23.10.2006	56	6,5	0,20 ³⁾	845	6,95	10,2	0,5
26.10.2006	75	5,5	0,20 ³⁾	813	6,35	6,9	0,5
30.10.2006	64	6,1	0,20 ³⁾	824	6,86	9,8	0,5
02.11.2006	63	6,8	0,20 ³⁾	831	7,12	9,3	0,5
06.11.2006	71	5,5	0,20 ³⁾	444	7,43	9,3	0,5
09.11.2006	39	6,3	0,20 ³⁾	879	7,31	8,0	0,5
13.11.2006	39	7,1	0,20 ³⁾	904	7,31	10,1	0,5
16.11.2006	36	7,4	0,20 ³⁾	834	7,25	8,8	0,5
20.11.2006	32	6,3	0,20 ³⁾	817	7,11	9,1	0,5
23.11.2006	29	5,6	0,20 ³⁾	803	7,10	9,1	0,5
27.11.2006	39	5,3	0,20 ³⁾	803	7,00	14,4	0,5
30.11.2006	28	6,8	0,20 ³⁾	815	7,16	7,2	0,5
04.12.2006 ²⁾	52	6,5	0,23	821	7,32	7,9	2,5
Median	50	6,3	0,20 ³⁾	828	7,11		
Mittelwert	50	6,3	0,20 ³⁾	811	7,07		
Minimalwert	28	5,3	0,20 ³⁾	444	6,35		
Maximalwert	75	7,4	0,23	904	7,43		

¹⁾ gemittelte Zulaufkonzentration

²⁾ angegebene Konzentrationen sind frachtgemittelt aus den Zuläufen des Hochlastversuchs

³⁾ Messwert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,20 mg/l)

13.2.1.1 C_CSB

Tabelle 13.6 listet die statistischen Kenndaten der Konzentrationen des chemischen Sauerstoffbedarfs (C_CSB) im Zu- und Ablauf auf. Die Konzentrationen wurden aus Gesamtmischproben bestimmt. Für den Hochlastversuch (HL) wurden die frachtgemittelten

Konzentrationen in die statistische Auswertung mit einbezogen. Des Weiteren sind die Frachtwirkungsgrade für C_CSB aufgelistet.

Tabelle 13.6: Statistische Kenndaten der Konzentrationen und Wirkungsgrade des C_CSB

	Konzentration			Wirkungsgrad	
	Zulauf	DWA II	LS	DWA II	LS
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[%]
Median	48	14	13	61,54	64,10
Mittelwert	50	14	13	61,78	64,62
Minimalwert	28	13	12	42,86	53,13
Maximalwert	75	16	16	77,46	83,10
Unteres Quartil	38	14	12	56,25	58,62
Oberes Quartil	75	16	16	77,46	83,10
Standardabweichung	16,24	1,05	1,40	9,37	8,69

In Bild 13.5 sind die Konzentrationen von C_CSB im Zu- und Ablauf und in Bild 13.6 die Wirkungsgrade für die Substrate dargestellt.

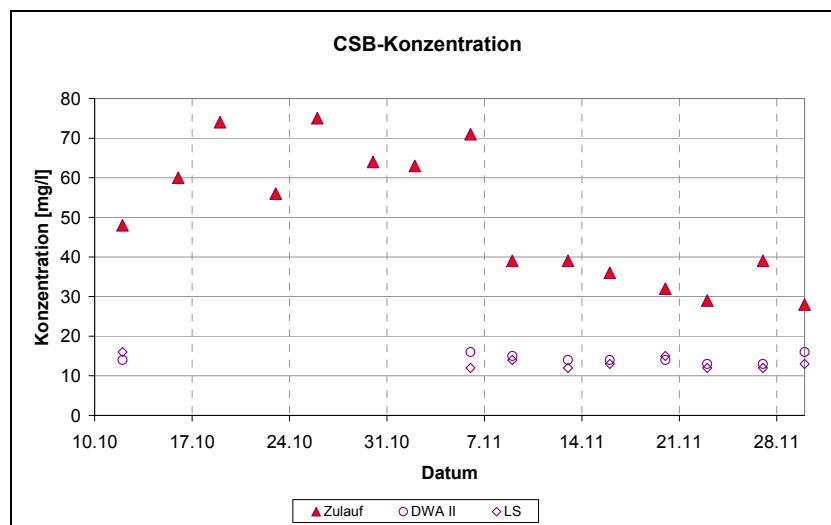


Bild 13.5: Konzentrationen von C_CSB (Zulauf- und Filtratprobe)

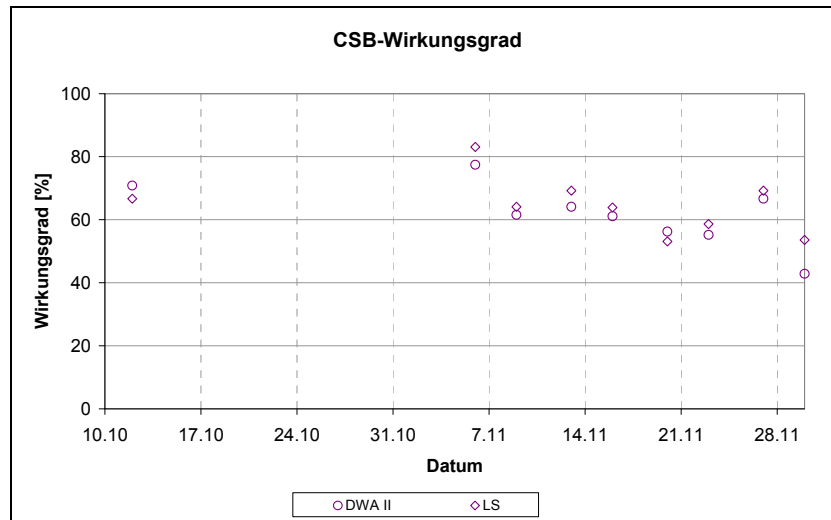


Bild 13.6: Wirkungsgrade für C_CSB-Frachten

Bild 13.7 zeigt die Abhängigkeit des Wirkungsgrades von der Zulaufkraft. Es ist eine Abhängigkeit der Wirkungsgrade von der Zulaufkraft bei beiden Substraten erkennbar, diese sind jedoch nicht signifikant. Die niedrigen Wirkungsgrade bei geringen Zulaufkräften sind begründet durch einen hohen Anteil an nicht abbaubarem CSB, stets in der gleichen Konzentration vorliegt.

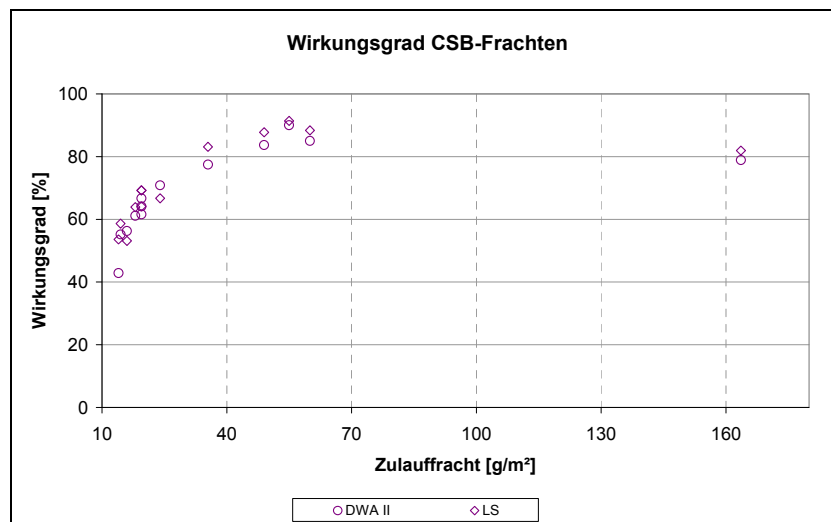


Bild 13.7: Wirkungsgrade für C_CSB in Relation zur Zulaufkraft (incl. HL >160 g/m²)

13.2.1.2 $\text{NH}_4\text{-N}$

Tabelle 13.7 enthält die statistischen Kenndaten der Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$ im Zu- und Ablauf und die statistischen Kennwerte der Wirkungsgrade. Bild 13.8 und Bild 13.9 zeigen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Zu- und Ablauf sowie die Wirkungsgrade für die Substrate. Die Abhängigkeit des Wirkungsgrades von der Zulaufkonzentration ist in Bild 13.10 dargestellt.

Tabelle 13.7 **Statistische Kenndaten der Konzentrationen und Wirkungsgrade des $\text{NH}_4\text{-N}$**

	Konzentration			Wirkungsgrad	
	Zulauf	DWA II	LS	DWA II	LS
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[%]
Median	6,3	0,3	0,0	94,76	99,59
Mittelwert	6,3	0,4	0,0	94,56	99,56
Minimalwert	5,3	0,2	0,0	91,76	99,21
Maximalwert	7,4	0,6	0,1	96,98	99,71
Unteres Quartil	5,9	0,3	0,0	94,19	99,52
Oberes Quartil	7,4	0,6	0,1	96,98	99,71
Standardabweichung (NL)	0,590	0,134	0,009	1,507	0,144

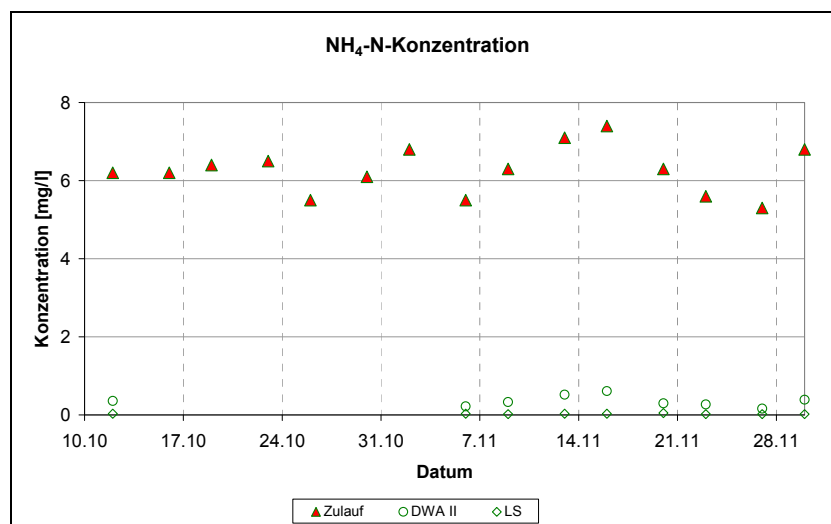
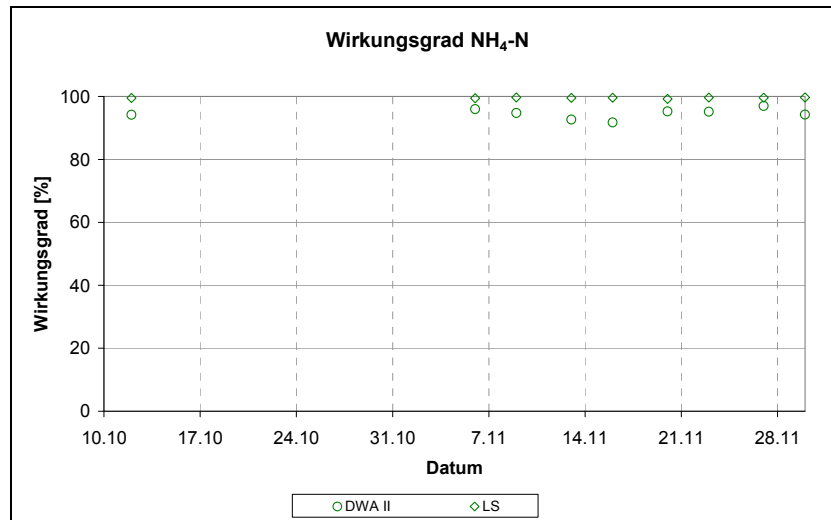
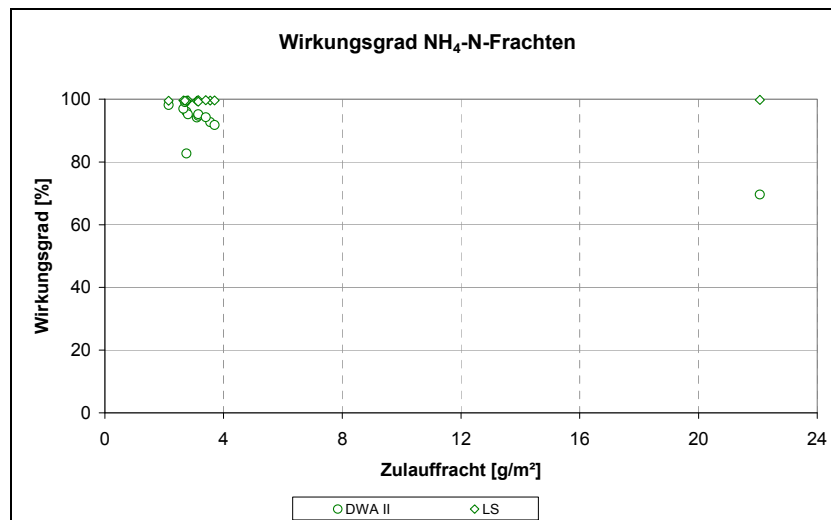


Bild 13.8: Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$ (Zulauf- und Filtratprobe)

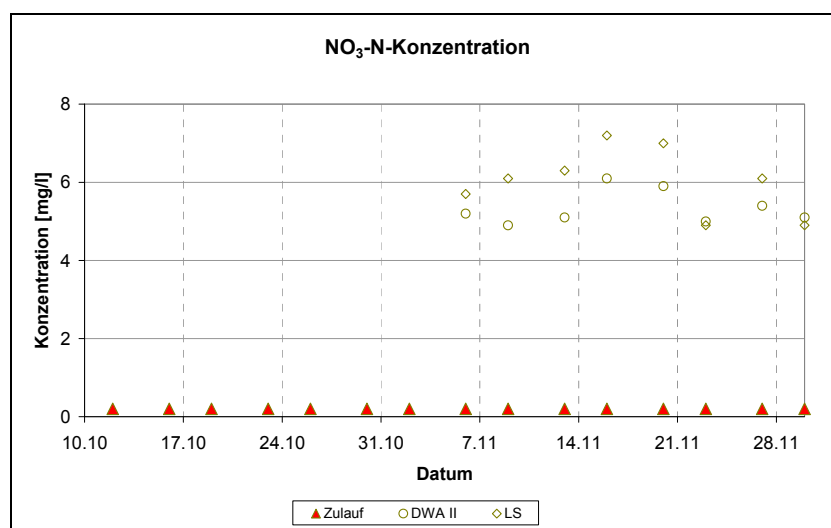
Bild 13.9: Wirkungsgrade für NH₄-NBild 13.10: Wirkungsgrade für NH₄-N in Relation zur Zulauf fracht

13.2.1.3 NO₃-N

Tabelle 13.8 enthält die statistischen Kenndaten der Konzentrationen von NO₃-N im Zu- und Ablauf. Bild 13.11 stellt die Zu- und Ablaufkonzentrationen für Nitrat-Stickstoff und die entsprechende Beschickungshöhe dar.

Tabelle 13.8 **Statistische Kenndaten der Konzentrationen des NO₃-N**

	Zulauf	DWA II	LS
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Median	0,20	5,15	6,10
Mittelwert	0,20	5,34	6,03
Minimalwert	0,20	4,90	4,90
Maximalwert	0,20	6,10	7,20
Unteres Quartil	0,20	5,08	5,50
Oberes Quartil	0,20	6,10	7,20
Standartabweichung (NL)	0,00	0,41	0,79

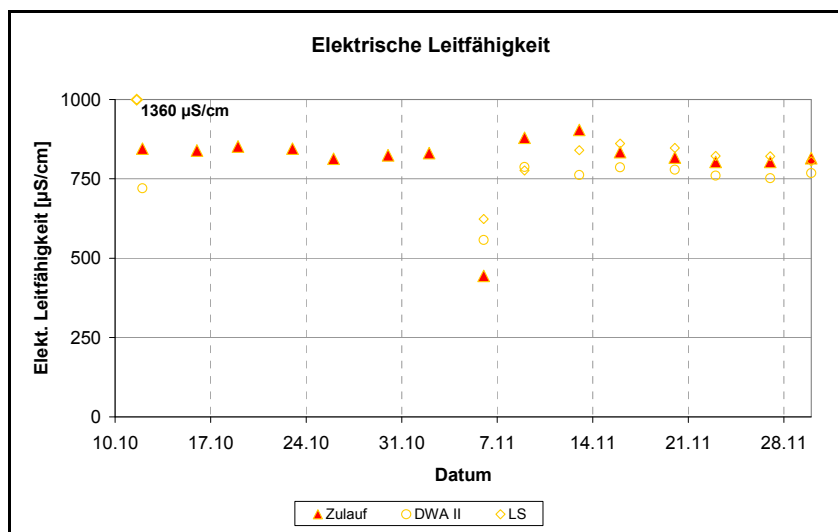
**Bild 13.11: Konzentrationen von NO₃-N (Zulauf- und Filtratprobe)**

13.2.1.4 Elektrische Leitfähigkeit

In Tabelle 13.9 sind die statistischen Kenndaten der Zu- und Ablaufwerte für den Parameter elektrische Leitfähigkeit aufgelistet. Bild 13.12 stellt die Zu- und Ablaufwerte sowie die Beschickungshöhen dar.

Tabelle 13.9: Statistische Kenndaten der elektrischen Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf

	Zulauf	DWA II	LS
	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]
Median	831	762	822
Mittelwert	810	741	862
Minimalwert	444	557	623
Maximalwert	904	787	1360
Unteres Quartil	814	752	805
Oberes Quartil	904	787	1360
Standartabweichung	101	68	188

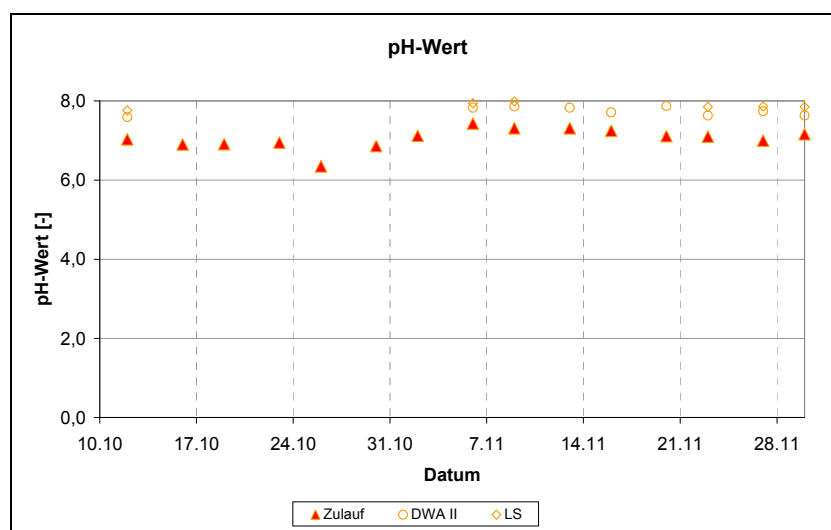
**Bild 13.12:** Elektrische Leitfähigkeit (Zulauf- und Filtratprobe)

13.2.1.5 pH-Wert

In Tabelle 13.10 sind die statistischen Kenndaten der Zu- und Ablaufwerte für den pH-Wert aufgelistet. Bild 13.13 stellt die pH-Werte in Zu- und Abläufen sowie die Beschickungshöhen über die Dauer der Versuchsreihe dar.

Tabelle 13.10: Statistische Kenndaten des pH-Wertes im Zu- und Ablauf

	Zulauf	DWA II	LS
	[-]	[-]	[-]
Median	7,10	7,74	7,94
Mittelwert	7,05	7,74	7,94
Minimalwert	6,35	7,59	7,76
Maximalwert	7,43	7,87	8,15
Unteres Quartil	6,93	7,63	7,85
Oberes Quartil	7,43	7,87	8,15
Standartabweichung	0,25	0,10	0,11

**Bild 13.13: pH-Werte (Zulauf- und Filtratprobe)**

Die Ergebnisse der Einfahrphase zeigen konstante Ablaufwerte beim C_CSB und einen guten bis hervorragenden Rückhalt an Ammonium-Stickstoff. Die erhöhten Filtratwerte an Nitratstickstoff lassen auf eine abgeschlossene Nitrifikation schließen. Somit kann die Einfahrphase als abgeschlossen betrachtet werden.

13.2.2 Ergebnisse des Hochlastversuchs mit Sauerstoffprofimessung im Lysimeter 1

Der Hochlastversuch ist wie bereits in Kapitel 13.1.3 beschrieben der Konzeptionierung der Hochlastversuche an Säulen nachempfunden worden. Somit werden beide Filter mit einer Beschickungshöhe von 2,5 m³/m² Beschickungshöhe beaufschlagt.

Nachfolgend werden die Ergebnisse des Hochlastversuchs für die Parameter C_CSB und NH₄-N dargestellt. Des Weiteren werden die Ergebnisse der Sauerstoffprofilmessung visualisiert. Die übrigen Parameter (NO₃-N, pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit und

Temperatur) sind gemeinsam mit den hier dargestellten Diagrammen in Anhang 13.2 dargestellt.

13.2.2.1 Konzentrationen, Frachten und Wirkungsgrade für C_CSB

Im Folgenden werden die Konzentrationen, Frachten und Wirkungsgrade für den Parameter C_CSB dargestellt. An dieser Stelle sei darauf verwiesen, dass es sich dabei um CSB aus dem Abwasseranteil am Beschickungswasser handelt. Bei den Säulenversuchen, besteht das CSB ausschließlich aus Glucose, welches leicht abbaubar ist. Das im Mischwasser (bzw.) Abwasser festzustellende CSB besteht aus drei CSB-Fractionen. Diese unterscheiden sich vor allem in ihrer Abbaufähigkeit. Man unterscheidet dabei leicht, schwer und nicht abbaubar (inert). Der nichtabbaubare C_CSB-Anteil liegt zwischen 7 bis 15 mg/l, wie die letzten Untersuchungen der Einfahrphase wie auch die erste Ablaufprobe des Hochlastversuchs gezeigt haben. Die Filtratproben von Hochlastversuchen an Säulen zeigen fast ausnahmslos Messwerte im Bereich von 5 mg/l und < 5 mg/l an, (< 5 mg/l entspricht der Nachweisgrenze). Bei den Lysimeterversuchen werden selbst bei Normallastversuchen mit eingefahrenen Filtern nur Filtratkonzentrationen im Bereich von 11 mg/l erzielt. Dies lässt den Schluss zu, dass etwa 7 bis 15 mg/l als inerte CSB-Fraktion im Beschickungswasser vorhanden sind und folglich auch vom Filter nicht zurückgehalten werden können. Dies ist beim Vergleich von Säulen- und Lysimeterversuchen unbedingt zu beachten.

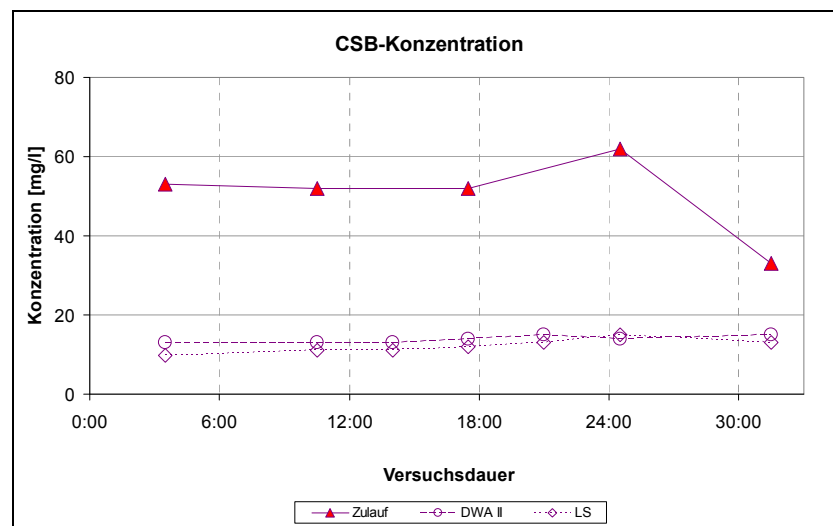


Bild 13.14: CSB-Konzentrationen zur Versuchsdauer

Anhand der C_CSB-Konzentrationen Bild 13.14 wird deutlich, dass der abbaubare CSB-Anteil (leicht und schwer abbaubares CSB) von beiden Filtern weitestgehend zurückgehalten wird. Dies wird auch durch die Frachtsummen sowie Frachtrückhalte (Bild 13.15) belegt.

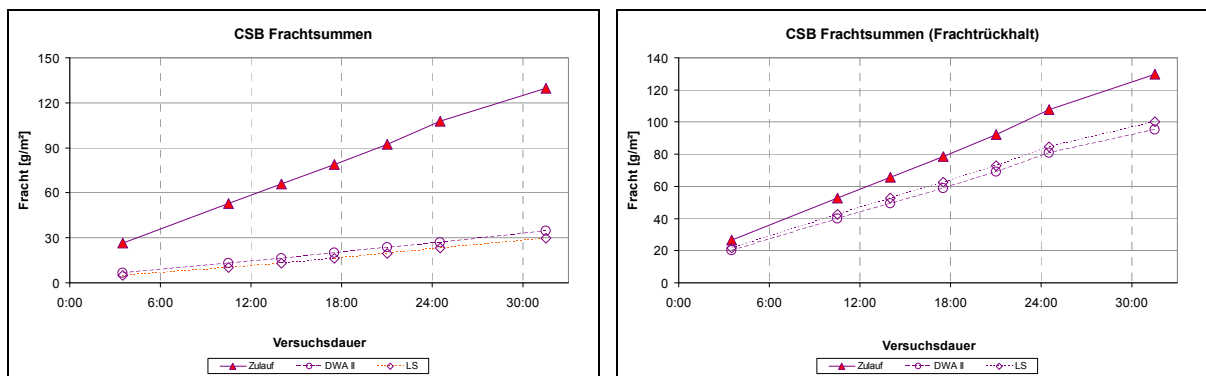


Bild 13.15: CSB-Frachtensummen und Frachtrückhalte zur Versuchsdauer

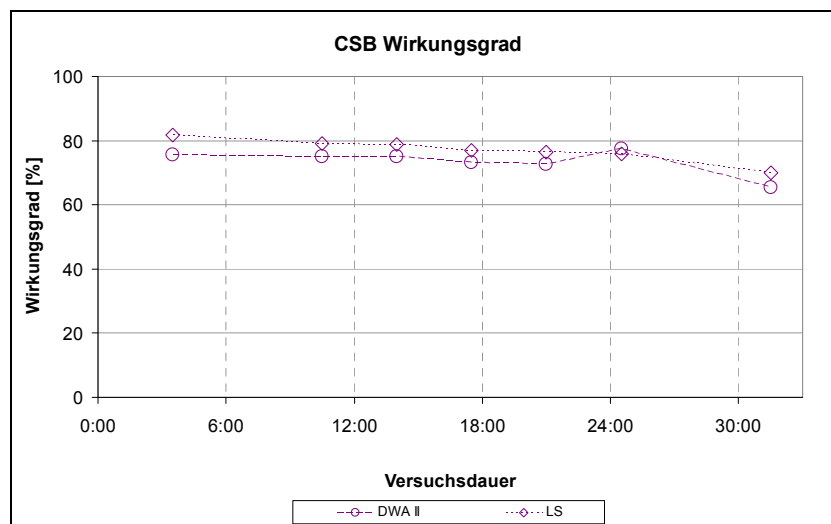
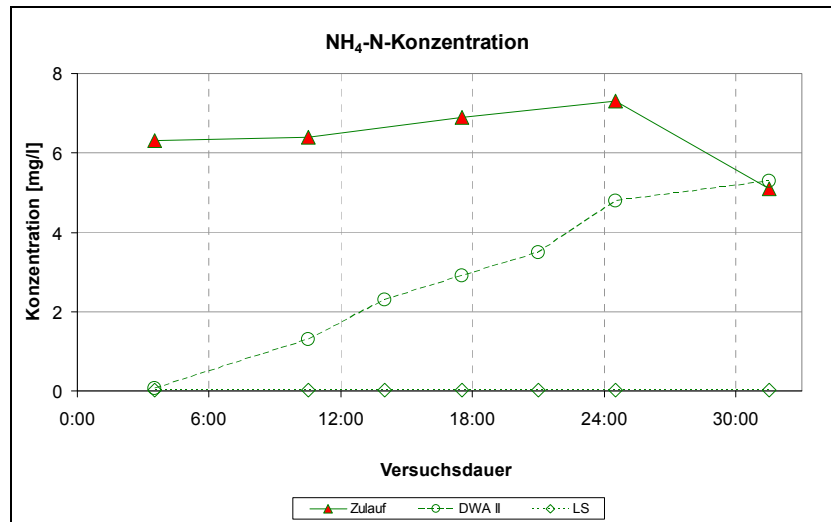


Bild 13.16: CSB-Wirkungsgrad der zwei Substrate zu Versuchsdauer

Die Ganglinien der Wirkungsgrade der zwei Substrate zeigen über die ersten 24 Stunden einen annähernd konstanten Verlauf und liegen bei rund 80 %, erst danach fällt der Wirkungsgrad bei beiden Substraten um 10 % auf ca. 70 %. Dies macht sich auch beim kumulierten Frachtrückhalt (Bild 13.15) durch ein leichtes Abflachen der Frachtrückhaltkurven bemerkbar.

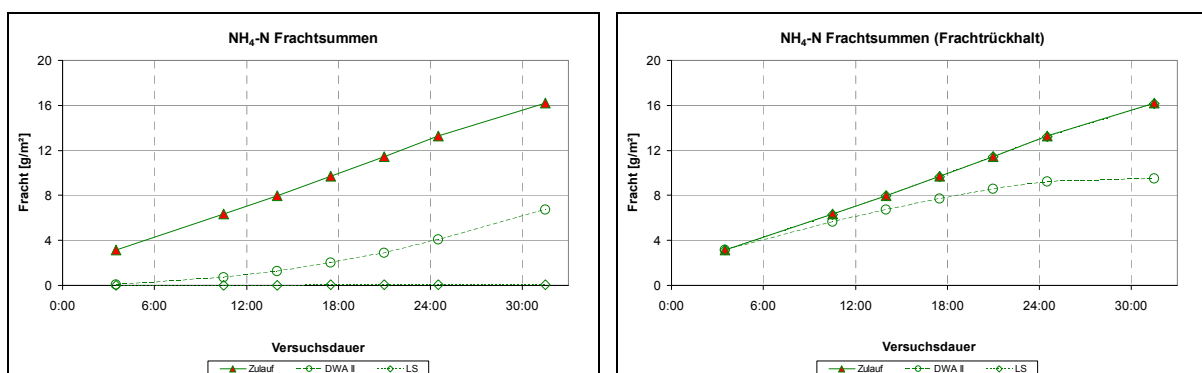
13.2.2.2 Konzentrationen, Frachten und Wirkungsgrade für $\text{NH}_4\text{-N}$

Im Folgenden werden die ermittelten Konzentrationen, Frachten, Frachtsummen, Frachtrückhalte und Wirkungsgrade für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ dargestellt. Der Hochlastversuch hat im Bezug auf den Rückhalt von Ammonium-Stickstoff annähernd gleiche Ergebnisse geliefert, wie sie bereits bei den Säulen-Hochlastversuchen ermittelt wurden.

Bild 13.17: NH₄-N-Konzentrationen zur Versuchsdauer

Das Sandsubstrat (DWA II) hält bis zu einer Beschickung von 0,5 m³/m² alles zurück, ab hier (Bild 13.17 bei 3,5 h entspricht der Intervallmitte) beginnen die Konzentrationen durchzubrechen und erreichen bei Versuchende die Zulaufkonzentrationen. DITTMER [2006] spricht in der Großtechnik (RBF) von den 3 Grundzuständen, der Sorptionsphase (NH₄ wird komplett sorbiert), der Übergangsphase (ansteigende NH₄-Konzentrationen im Filtrat) und dem Durchbruch (Zulaufkonzentration = Filtratkonzentration). Dies konnte ebenfalls am Lysimeter (DWA II) Substrat beobachtet werden.

Im Gegensatz dazu zeigt das Lavasubstrat (LS) wie bereits bei den Säulenversuchen auch bei den Lysimeterversuchen keinen Durchbruch. Die Ablaufkonzentrationen liegen stets unterhalb der Nachweisgrenze (= 0,02 mg/l). Daher liegt die Kurve des Frachtrückhalts des Lavasubstrats (Bild 13.18 rechts) deckungsgleich mit der kumulierten Zulauffracht. Die in Bild 13.19 dargestellten Wirkungsgrade bestätigen das Leistungsvermögen des Lavasubstrats.

Bild 13.18: NH₄-N-Frachtsummen und Frachtrückhalte zur Versuchsdauer

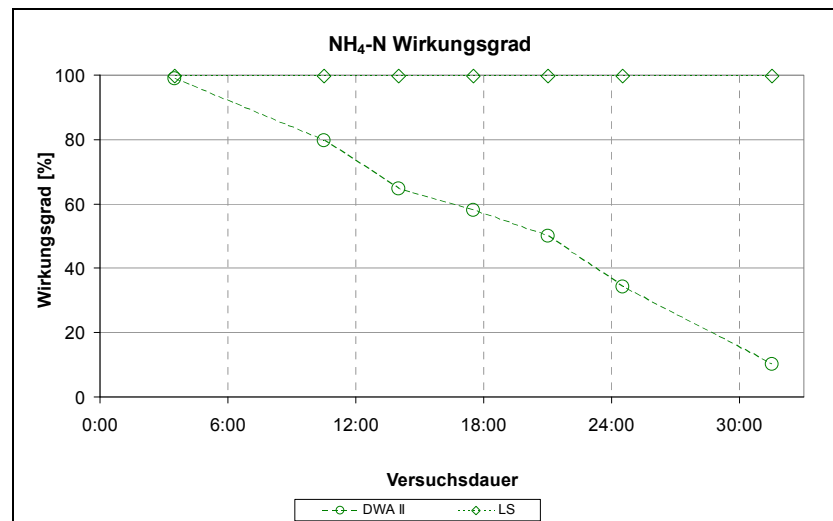


Bild 13.19: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Wirkungsgrad der zwei Substrate zu Versuchsdauer

13.2.3 Ergebnisse der Sauerstoffprofilmessungen im DWA II Substrat des Hochlastversuchs

13.2.3.1 Sauerstoffprofilmessung als Ganglinie

Die Messung des Sauerstoffgehalts im Filter ist für die Beurteilung von Reinigungsprozessen sehr aufschlussreich. Die Ergebnisse des Sauerstoffprofils werden zunächst separat betrachtet und anschließend gemeinsam mit den Ergebnissen für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ des Hochlastversuchs dargestellt.

In Bild 13.20 sind die Sauerstoffkonzentrationen zur Versuchsdauer aufgetragen, in hellblau sind die Beschickungsereignisse dargestellt. Bei dem Versuch wurde eine Beschickung ($0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$) in zwei Etappen durchgeführt. Dies war erforderlich, um eine Wiederbelüftung zu vermeiden. Entgegen der üblichen Darstellungsweise, bei denen der erste Wert der x-Achse dem Versuchsbeginn (Zeitpunkt 0) entspricht, wurden hier bereits Messungen vor Versuchsbeginn durchgeführt (Zeitspanne -1 bis 0). Die Messungen vor und während der Beschickung geben Aufschluss über den ungesättigten Ausgangszustand sowie der Sättigungsphase.

Durch die Beschickungen wird zusätzlich Sauerstoff eingetragen. Dies ist anfangs deutlich an den Konzentrationsverläufen zu erkennen, im weiteren Verlauf zeigen lediglich die Sonden So-6 (Überstau) und So-5 (FOK-10 cm) einen Konzentrationsanstieg infolge eines Beschickungsereignisses.

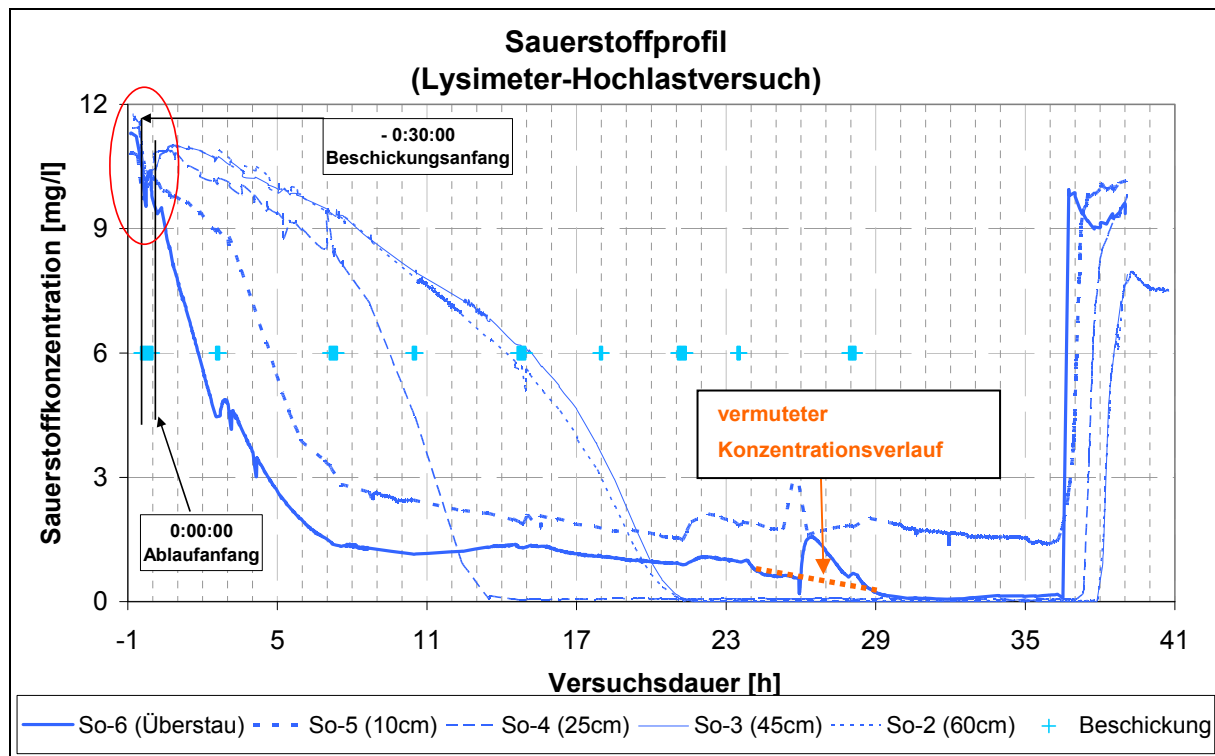


Bild 13.20: Sauerstoffprofil des Hochlastversuchs am Lysimeter

Bild 13.20 zeigt zu Beginn (rote Ellipse), das bereits bei Säulenversuchen durch Bodenfeuchtemessungen beobachtete Verhalten, dass durch die Beschickung im Filterkörper befindliches Porenwasser als Pfropfenströmung durch das Beschickungswasser aus dem Filter gedrückt wird, es kommt zum so genannten Vorlauf. Da dieses Porenwasser nur einen geringen Teil des Porenvolumens im Filterkörper ausfüllt, und der größte Teil des Filters wiederbelüftet ist kommt es zunächst zu einem Konzentrationsanstieg durch das Luftpulster, welches zwischen Beschickungswasser und Porenwasser entsteht und in die Tiefe gedrückt wird. Das Luftpulster entweicht sowohl durch die Drainage als auch entgegen der Wasserströmungsrichtung durch die Poren des Filterkörpers zur Filteroberfläche (Blasenentwicklung im Überstau). Diese erste Entgasung der Bodenluft kann bis zu 45 Minuten nach Beschickungsbeginn andauern und behindert das Durchströmen des Filterkörpers erheblich.

Die Sauerstoffkonzentration im Überstau (Bild 13.20, Bild 13.22 und Bild 13.23) nimmt in den ersten 7 Stunden rasch ab (von 9 mg/l auf 1,5 mg/l), zeigt für die folgenden 17 Stunden nur eine geringe Konzentrationsabnahme von 1,5 auf 0,9 mg/l. Von Stunde 24 bis Stunde 29 nimmt die Konzentration kontinuierlich bis auf 0 mg/l ab, wenn nicht ein sprunghafter Konzentrationsanstieg diesen Trend unterbrochen hätte. Der zu erwartende Trend wurde als gestrichelte orangefarbene Linie in Bild 13.20 hinzugefügt.

Eine Ursache für den Konzentrationsanstieg konnte nicht zweifelsfrei identifiziert werden. Das Entgasen einer Luftblase im Filter wurde als mögliche Erklärung in Betracht gezogen,

da zunächst Sonde So-5 (FOK-10 cm) und ca. 1 Stunde später Sonde So-6 (Überstau) einen Konzentrationsanstieg aufweist. Der Konzentrationsanstieg dauert jedoch relativ lange (1 h So-5 bzw. 3 h So-6), eine Luftblase wäre deutlich schneller aufgestiegen, somit muss diese Erklärung ausgeschlossen werden.

Die Messwerte von zwei Sonden belegen diesen Konzentrationsanstieg, was gegen einen Messfehler spricht, zudem alle anderen Sonden dieses Verhalten nicht zeigen. Des Weiteren fand eine kontinuierliche manuelle Kontrolle der Messungen während der gesamten Versuchszeit statt, so dass ein Messfehler ebenfalls auszuschließen ist.

Nach 36,5 h kommt es zum sprunghaften Wiederanstieg der Sauerstoffkonzentration, dieser Zeitpunkt markiert das Ende des Überstaus und den Beginn der Wiederbelüftung. Die von der Sonde So-5 gemessenen Werte geben die Sauerstoffkonzentrationen in 10 cm unterhalb der Filteroberkante an. Der Sauerstoffgehalt sinkt hier in den ersten 3 Stunden moderat (von 10 auf 9 mg/l), in den folgenden 3 Stunden rapide (von 9 auf 3 mg/l) und verharrt bis zur Wiederbelüftung auf eine Sauerstoffkonzentration zwischen 2 und 1,4 mg/l. In dieser Tiefe kommt es nicht zu anaeroben Verhältnissen.

Die Sonde So-4 (FOK-25 cm) beginnt nach 7 Stunden rapide (von 8,5 auf 0 mg/l in 6,5 Stunden) abzusinken. Die Sonden So-3 (FOK-45 cm) und So-2 (FOK-60 cm) zeigen einen annähernd gleichen Verlauf der Sauerstoffkonzentrationen. Der Sauerstoffgehalt nimmt zunächst langsam, dann schneller ab, bis nach 21 Stunden auch hier die Sauerstoffkonzentration bei 0 mg/l liegt. Der Verlauf ist für die unterschiedlichen Tiefen zusätzlich in Bild 13.21 mit den entsprechenden Sondenpositionen dargestellt.

Profilschnitt durch Filter 1

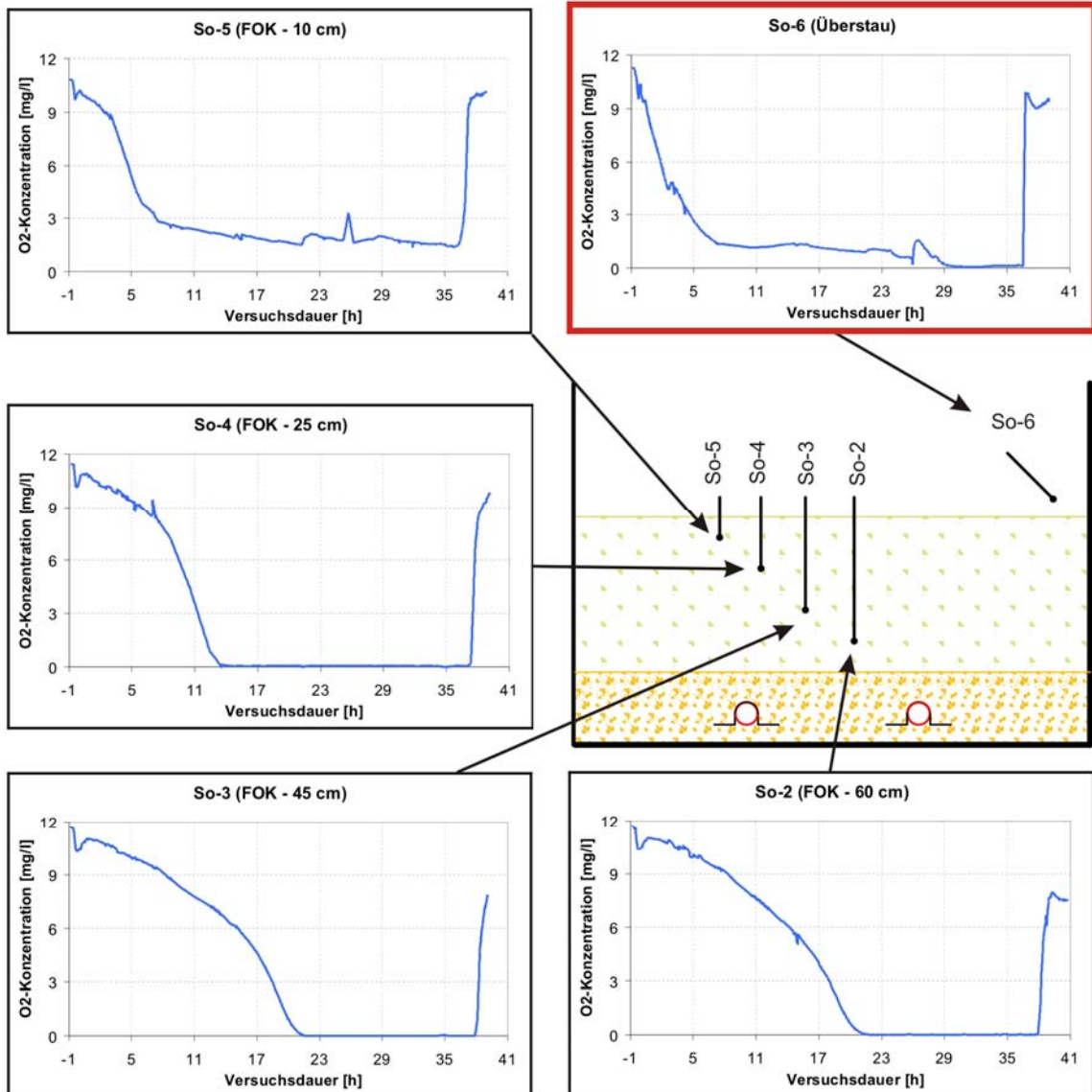


Bild 13.21: Position der Sauerstoffsonden im Tiefenprofil, mit den Ganglinienverläufen der Sauerstoffkonzentrationen

13.2.3.2 Prozesszusammenhang der Parameter O_2 mit C_{CSB} , NH_4-N und NO_3-N

Um die Sauerstoffkonzentrationen mit den Konzentrationen der Stickstoffparameter und des C_{CSB} zu vergleichen wurde für die Darstellung der Filtratkonzentrationen die Treppenfunktion gewählt, da diese Darstellung den gesamten Zeitraum einer Probe zeigt. Bei den Zulaufproben handelt es sich um einzelne Stichproben, daher ist hier die herkömmliche Darstellungsweise beibehalten worden.

Eine Korrelation der C_{CSB} Ablaufwerte mit den Sauerstoffkonzentrationen war nicht möglich. Dies ist darauf zurückzuführen, dass nur die gelöste nicht abbaubare CSB-Fraktion im Filtrat detektiert wurde und die Filtratkonzentrationen daher über die gesamte Versuchszeit annähernd konstant waren. (Bild 13.14). Im Umkehrschluss kann gesagt werden, dass der gesamte abbaubare CSB-Anteil vom Filter zurückgehalten wird und auch gegen versuchsende kein Durchbruchverhalten erkennbar ist. Daher wird auf eine Darstellung an dieser Stelle verzichtet, diese ist jedoch in der Anhang 13.3 zu finden.

Dies verhält sich für den Stickstoffparameter NH_4-N anders. Bild 13.22 zeigt das Sauerstoffprofil ergänzt um die NH_4-N Konzentrationen von Zulauf und Filtrat. Die Zulaufkonzentrationen liegen im Mittel bei 6,2 mg/l, die Filtratkonzentrationen liegen zunächst unterhalb der Nachweisgrenze, steigen dann allmählich an und erreichen das Niveau der Zulaufkonzentrationen. Der Konzentrationsdurchbruch des Ammonium-Stickstoffs zeigt sich in der 7. Filtratprobe genommen in dem Zeitraum von der 28. bis zur 35. Stunde. Betrachtet man in diesem Zusammenhang die Sauerstoffkonzentrationen in den unterschiedlichen Filtertiefen so stellt man eine rapide Abnahme vor allem im oberen Bereich bis 25 cm unter FOK innerhalb der ersten 13 Stunden fest. Die Sauerstoffkonzentrationen im Überstau (ca. 1 mg/l) und in 10 cm unter FOK (ca. 2 mg/l) sinken in den darauf folgenden 10 Stunden (bis 23 h) nur geringfügig (Bild 13.22). Die Sauerstoffkonzentration in den tieferen Filterschichten (ab -25 cm FOK) sinken kontinuierlich bis auf 0 mg/l.

Die Aktivität der Filterbiozönose ist ursächlich für die O_2 -Abnahme im gesamten Filter verantwortlich. Die biologische Aktivität im Filter ist auf den oberen Bereich (0-30 cm) begrenzt, daher treten auch nur hier O_2 -Senken (Abbau CSB-verursachender Stoffe, Nitrifikation) auf. In den Filterschichten von 30 cm bis 75 cm unter FOK sind keine O_2 -Senken vorhanden. Die sinkenden O_2 -Konzentrationen in den tieferen Filterschichten detektieren ausschließlich das zuströmende sauerstoffarme bis sauerstofffreie Wasser aus den oberen Schichten des Filters.

Aus der mittleren Abstandsgeschwindigkeit im Filter ($2 \cdot 10^{-5}$ m/s) und vertikalen Position der Sonde So-5 zu den anderen Sonden im Filter können die Zeitpunkte berechnet werden, zu welchen die tieferen Sonden So-3 und So-2 ebenfalls 0 mg/l Sauerstoffkonzentration erreichen müssten. Dies sollte für So-3 ca. 6 h und So-2 ca. 8 h später als bei So-4 sein. Wie in Bild 13.22 zu sehen, erreichen die zwei Sonden (So-3 und So-2) nach ca. 7,5 h 0 mg/l. Dies verdeutlicht nochmals, dass in einer Tiefe ab ca. 25 cm unter FOK keine nennenswerte biologische Aktivität herrscht, da ansonsten die Sauerstoffkonzentrationen deutlich schneller sinken müssten.

Die Sonde So-5 detektiert bis zur Wiederbelüftung eine Sauerstoffkonzentration von ca. 1 mg/l dies ist insofern bemerkenswert, da die Sauerstoffkonzentration im Überstau nach 29,5 h auf 0 mg/l gefallen ist.

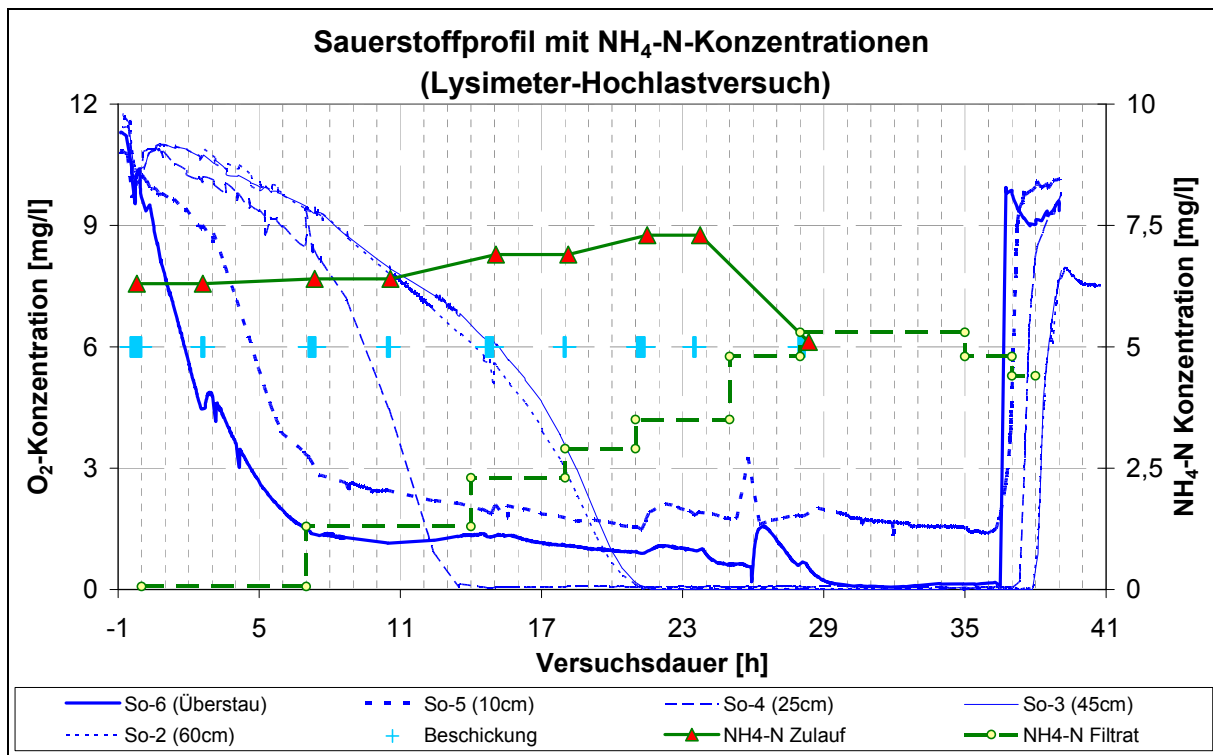


Bild 13.22: Sauerstoffprofil des Hochlastversuchs am Lysimeter mit NH₄-N Konzentrationen von Zu- und Ablauf

Anhand der NO₃-N-Ganglinie (Bild 13.23) wird deutlich, dass während der gesamten Versuchsdauer nitrifiziert wird. Die Intensität der Nitrifikation nimmt mit fortschreitender Versuchsdauer stark ab. Jedoch selbst in der letzten Filtratprobe ist Nitrat-Stickstoff nachzuweisen, da die NO₃-N –Konzentrationen im Zulauf unter der Nachweisgrenze liegen, kann das NO₃-N nur aus dem Filter stammen. Der im Filter entstehende Nitrat-Stickstoff bestätigt somit die aeroben Bedingungen in 10 cm Filtertiefe.

Bisher ging man davon aus, dass während der Beschickung das Ammonium ausschließlich sorbiert wird, und die Nitrifikation erst nach der Wiederbelüftung des Filters einsetzt. Dieser Hochlastversuch (Bild 13.23) zeigt, dass ein wesentlicher Anteil des Ammoniums bereits während der Beschickung nitrifiziert wird und aerobe Bedingungen im Filter noch recht lange andauern. Zusätzlich ist bei den Lysimeterversuchen auch der organisch gebundene Stickstoffanteil zu berücksichtigen, der beim Abbau zu Ammonium mineralisiert wird, welches wiederum (über Nitrit) zu Nitrat nitrifiziert wird. Der Abbau findet jedoch hauptsächlich in der Trockenphase statt (DITTMER [2006]).

13.2.3.3 Ableitungen für den Betrieb von Retentionsbodenfiltern

Anhand der in Bild 13.23 dargestellten Ergebnisse lassen sich Bedingungen für den Betrieb von Retentionsbodenfilter ableiten. Die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ und O_2 lassen eindeutige stoffliche und hydraulische Belastungsgrenzen des Filters erkennen.

Durch eine gezielte Steuerung des Zulaufgeschehens mit kurzen Phasen der Wiederbelüftung im Hochlastfall lässt sich der Wirkungsgrad eines Retentionsbodenfilters optimieren. Der Sauerstoffgehalt in der biologisch aktiven Schicht ist nach 13,5 bis 14 Stunden verbraucht, dies entspricht einer hydraulischen Belastung von ca. $1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Beschickungshöhe. Um einen optimalen Rückhalt zu ermöglichen sollte zu diesem Zeitpunkt (Bild 13.23 rote Linie) der Zulauf gestoppt und der Filter wiederbelüftet werden. Diese Wiederbelüftungsphase dauert für den gesamten Filter ca. 2 bis 2,5 h. Nach 21 h Versuchsdauer (= $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Beschickungshöhe) sind im gesamten Filter anaerobe Verhältnisse, spätestens zu diesem Zeitpunkt (Bild 13.23 violette Linie) hat eine Wiederbelüftung zu erfolgen, um einen Stoffrückhalt im Filter zu erzielen. Wird der Filter darüber hinaus belastet kommt es zum Konzentrationsdurchbruch und es erfolgt kein Stoffrückhalt mehr.

Die Konzentrationen im Ablauf werden im Vergleich zur in situ gemessenen Sauerstoffkonzentration zeitverzögert erfasst, daher treten die starken Konzentrationenanstiege auch erst 9 h später auf. Zum Konzentrationsdurchbruch kommt es nach 28 h Versuchsdauer.

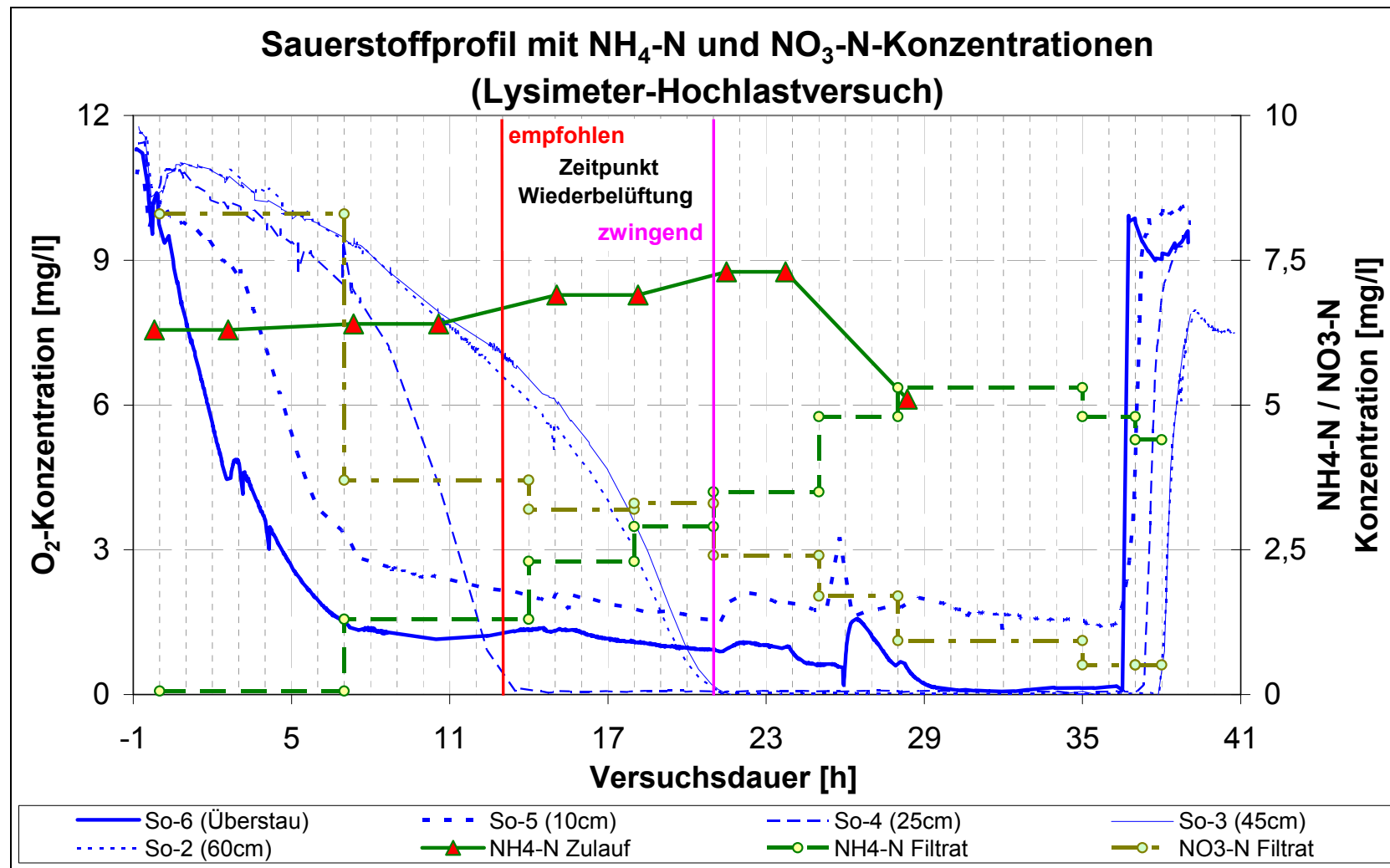


Bild 13.23: Sauerstoffprofil des Hochlastversuchs am Lysimeter mit $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen von Zulauf und Filtrat sowie den $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen des Filtrats

13.3 Fazit und Ausblick

Das Ziel der Lysimeterversuche war die Untersuchung der Reinigungsleistung der Substrate LS und DWA II im Halbtechnikum. Dies ermöglichte einen Skalenvergleich mit den Säulenversuchen. Bei den Untersuchungen wurde zum einen das Lavasubstrat mit verringerter Filtermächtigkeit (60 cm) sowie ein zweites Filterbeet mit dem DWA II Sandsubstrat mit normaler Filtermächtigkeit (75 cm) betrieben und analysiert. Bei den durchgeführten Untersuchungen handelt es sich um eine Kurzzeitstudie im halbertechnischen Maßstab.

Im Zeitraum von 9 Wochen wurden 15 Beschickungen mit $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ und eine Beschickung mit $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Beschickungshöhe durchgeführt. Die Beschickungen wurden als Batchversuche in Abständen von 2-3 Tagen durchgeführt. Das regelmäßige Beschicken sichert eine gute Etablierung der Filterbiozönose. Die Beschickungspausen waren lediglich vor dem Hochlastversuch länger (4 Tage).

13.3.1 Bewertung der Reinigungsleistung

Beim Parameter C_{CSB} zeigen beide Substrate (LS und DWA II), hinsichtlich der Ablaufkonzentrationen (Bild 13.14) und der Wirkungsgrade (Bild 13.15) Rückhalte von 80 %. Der Medianwert der Ablaufkonzentrationen ist beim LS (12 mg/l) etwas niedriger als beim DWA II (14 mg/l). LS hat mit geringerer Einbauhöhe einen dem DWA II äquivalenten CSB-Rückhalt.

Beim Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ konnte das Substrat LS eine erheblich höhere Leistung erzielen als das DWA II. Die Überlegenheit im Frachtrückhalt tritt bei den Normallastversuchen noch nicht so deutlich in Erscheinung. Der Frachtwirkungsgrad des LS (im Bereich von 99,2 bis 99,7 % / Median 99,6 %) ist geringfügig höher als der des DWA II (im Bereich von 82,7 bis 99,1 % / Median 95,0 %). Vergleicht man die Frachtwirkungsgrade (Bild 13.19) aus dem Hochlastversuch, so weist das DWA II einen Wirkungsgrad von 58,7 % und das Substrat LS von 99,7 % auf. Der Hochlastversuch hat gezeigt, dass das DWA II Substrat im Stande war, $\text{NH}_4\text{-N}$ bis zu einer gewissen Zulaufkraft zurückzuhalten, anschließend kommt es jedoch zum Durchbruch (Bild 13.17). Beim Substrat LS ist auch nach extremer Zulaufkraft keine Minderung im Frachtrückhalt (Bild 13.18) zu erkennen. Die Ablaufkonzentrationen lagen unabhängig von der Zulaufkraft im Bereich der Nachweisgrenze von $\text{NH}_4\text{-N}$ (0,02 mg/l).

13.3.2 Beurteilung der Sauerstoffprofilmessung

Die sinkenden O_2 -Konzentrationen, die in den Tiefen FOK -10 cm und FOK -25 cm festgestellt wurden, können auf Abbau- und Umwandlungsprozesse zurückgeführt werden. Die Mikroorganismen der Filterbiozönose verbrauchen unter aeroben Bedingungen den vorhandenen Sauerstoff und oxidieren Stickstoffverbindungen und CSB-Verursachende Stoffe.

In der Tiefe FOK -10 cm kommt es im Laufe des Hochlastversuchs zur Konzentrationsabnahme, anaerobe Verhältnisse stellen sie hier jedoch nicht ein. Beide Sonden (So-6 und So-5) reagieren auf die Beschickungsereignisse mit einem Anstieg der Sauerstoffkonzentration. Dies ist eine Folge des mechanischen Sauerstoffeintrags infolge der Beschickung sowie des Zuflusses sauerstoffreichen Beschickungswassers. Ein weiteres Sauerstoffdepot bietet der mit Bodenluft gefüllte Teil des Porenvolumens, der infolge des Wasserdrucks zur Tiefe hin abnimmt. Das O_2 -freie Überstauwasser reichert sich beim Durchsickern mit Sauerstoff an (WOZNIAK [2007]), welcher in der belebten Bodenzone verbraucht wird.

Diese Sauerstoffanreicherung findet auch in den tieferen Schichten statt. Da jedoch über einen längeren Zeitraum aus den oberen Schichten (mindestens ab FOK -25 cm) O_2 -freies Wasser in die tieferen Horizonte sickert ist das O_2 -Depot der Bodenluft nach 21 Stunden Versuchsdauer gelöst und mit dem Filtrat ausgetragen worden (Bild 13.23).

Anhand der O_2 -Konzentrationsmessungen können Empfehlungen für den Betrieb von RBF abgeleitet werden. Wie in Bild 13.23 dargestellt, gibt es Grenzen der Einstaudauer. Werden diese überschritten nimmt der Stoffrückhalt stark ab (hinter der roten Linie Bild 13.23), bzw. findet kein Stoffrückhalt mehr statt (hinter der pinkfarbenen Linie Bild 13.23). Aus diesen Erkenntnissen können empfohlene ($1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2$) und maximale ($1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$) Beschickungshöhen abgeleitet werden, nach denen es zur Wiederbelüftung kommen muss. Eine komplette Wiederbelüftung des Filters nimmt bei einer Drosselabflussspende von $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ gerade einmal 2,5 Stunden in Anspruch.

13.3.3 Skalenvergleich Säule / Lysimeter

Das im Mischwasser (bzw.) Abwasser festzustellende CSB besteht aus drei CSB-Fractionen (CR, CS, CI³). Diese unterscheiden sich vor allem in ihrer Abbaufähigkeit. Man unterscheidet dabei leicht (CR), schwer (CS) und nicht abbaubares bzw. inert (CI) CSB. Der nicht abbaubare C_CSB-Anteil liegt zwischen 11 bis 16 mg/l, wie die letzten Untersuchungen der Einfahrphase als auch die erste Ablaufprobe des Hochlastversuchs gezeigt haben. Dies ist bei den Säulenversuchen anders. Bei den Säulenversuchen besteht das CSB ausschließlich

³ Benennung nach LANGERGRABER G. und SIMUNEK J. (2004): *The Multi-Component reactive Transport Module CW2D for Constructed Wetlands for the HYDRUS-2D Software Package.*

aus Glucose, welches leicht abbaubar ist. Die Filtratproben von Säulen Hochlastversuchen zeigen fast ausnahmslos Messwerte im Bereich von 5 mg/l und < 5 mg/l an, (< 5 mg/l entspricht der Nachweisgrenze). Bei den Lysimeterversuchen werden selbst bei Normallastversuchen mit eingefahrenen Filtern nur Filtratkonzentrationen im Bereich von 12 mg/l erzielt. Dies lässt den Schluss zu, dass etwa 7 bis 15 mg/l als inerte CSB-Fraktion im Beschickungswasser vorhanden sind und folglich auch vom Filter nicht zurückgehalten werden können. Dies ist beim Vergleich von Säulen- und Lysimeterversuchen zu beachten. Die Hochlastversuche haben bezüglich des Rückhalts von Ammonium-Stickstoff annähernd gleiche Ergebnisse für Lysimeter und Säulen geliefert. Das Lavasubstrat (LS) im Lysimeter 2 zeigt wie bereits bei den Säulenversuchen (Säule 8) auch bei den Lysimeterversuchen keinen Durchbruch.

Die Versuchsdauer eines Hochlastversuchs mit einer Drosselabflussspende von $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ beträgt ca. 35 Stunden. Bei den Lysimetern ist jedoch stets ein längeres Nachlaufen beobachtet worden, da die Restsättigung der Filter aufgrund von Witterungseinflüssen (Niederschlag) höher ist als im Labor.

Die Sauerstoffmessungen im Lysimeter weichen von denen in der Säule (Kapitel 10) ab. Bei den Säulenversuchen ist die Sauerstoffkonzentration in 10 cm (sowie 25 cm) unter FOK bereits nach 20 Stunden auf 0 mg/l gesunken (Bild 10.6). Die Sauerstoffkonzentration im Lysimeter sind bereits nach 14 h auf 0 mg/l gesunken.

Tabelle 13.11: Vergleich O₂-Profil in der Säule und im Lysimeter

	Säulenversuch (Kap. 10.2.2)	Lysimeterversuch (Kap. 13.2.2)
Beschickungshöhe	1,5 m ³ /m ²	2,5 m ³ /m ²
Drosselabflussspende	$q_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$	$q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$
Versuchsdauer	42 h	35 h
C O ₂ im Überstau	sinkt bis auf 3 mg/l	nach 30 h sauerstofffrei
C O ₂ in FOK -10 cm	nach 20 h sauerstofffrei	sinkt bis auf 1 mg/l
C O ₂ in FOK -24 cm / 25 cm	nach 20 h sauerstofffrei	nach 14 h sauerstofffrei

Der direkte Vergleich ist jedoch aufgrund der unterschiedlichen Versuchsanordnung schwierig (Tabelle 13.11). Die Sauerstoffkonzentration in größerer Tiefe (>30 cm unter FOK) wurde bei den Säulen nicht erfasst, dafür wurde im Ablauf der Filter gemessen.

Festzuhalten ist, dass im größer skaligen Versuch (Lysimeter) die Filterdurchströmung, aber auch die Abbauprozesse ein anderes Verhalten als in der Säule zeigen. Bei der Säule ist es legitim, die Strömungsprozesse ausschließlich als vertikale Durchströmung zu betrachten. In den Lysimetern sind im Gegensatz dazu auch die horizontalen Strömungen zu beachten. Die Randbedingungen der Säulen in einem Labor sind relativ konstant, niedrige Temperatu-

ren treten genauso wenig wie Niederschläge in Erscheinung. Hingegen wirken die Witterungseinflüsse sowohl auf den Filterkörper aus auch auf die Filterbiozönose des Lysimeters ein.

Um einen sauberen Skalenvergleich zwischen Säule und Lysimeter zu erhalten, müssen die übrigen Randbedingungen (wie z. B. Beschickungsmedium, Klimabedingungen) identisch sein. Dies war nicht Ziel der Untersuchungen, daher differieren diese Randbedingungen.

Die Unterschiede zwischen Säulenversuch und Lysimeterversuch sind nicht zu vernachlässigen. Dennoch konnte anhand der gut vergleichbaren Rückhaltevermögen und Wirkungsgrade, eine Übertragbarkeit von Säulenversuchen auf den halbtechnischen Maßstab nachgewiesen werden. Dies unterstreicht nochmals die Eignung von Säulenversuchen zu Substratprüfung.

14 Modellierung und Simulation

An der FH MS wurde ein Finite Elemente Modell der Versuchssäulen zu Simulation der Reinigungsprozesse in RBF erstellt und verschiedene Versuchsbedingungen simuliert. Für die Simulation von Retentionsbodenfilter existieren unterschiedlich komplexe Modellansätze. Die Komplexität des Modellansatzes ergibt sich aus der Anforderung der Aufgabenstellung. Potenzielle Aufgabenstellungen für die Modellierung von RBF können einerseits die Implementierung als Baustein in ein Schmutzfrachtmodell und andererseits die Erarbeitung detaillierter Ansätze für die Betriebssteuerung oder für die Analyse von Fehlfunktionen bestehender Anlagen sein.

Vereinfachte Modellansätze bilden die Hydraulik als Speicherbecken ab, vernachlässigen den Stofftransport und beschreiben die Abbauprozesse als so genannte Rührkesselmodelle (z. B. DITTMER [2006], GROBE et al. [2005]). DITTMER [2006] stellt Reaktionskinetiken für CSB (partikulär und gelöst), BSB und Ammonium auf der Basis von Abbauraten 1. Ordnung und Freundlich Sorptionsisothermen für die Implementierung in Schmutzfrachtmodellen vor. GROBE et al. [2005] verwenden für eine vergleichbare Aufgabenstellung ebenfalls Abbauraten erster Ordnung für CSB und Ammonium.

Im Vergleich dazu erfolgt bei detaillierten Prozessmodellen eine Diskretisierung des Filterkörpers, so dass einzelne Prozesse räumlich aufgelöst abgebildet werden (UHL/HENRICHS [2005], DITTMER et al. [2005], HENRICHS et al. [2007]). Hierfür werden Modellansätze für den Wasser- und Stofftransport sowie für die Abbau- und Umwandlungsprozesse benötigt.

Ziel der Simulationen im Rahmen dieses Projektes ist die Prozessanalyse zum Durchströmungsverhalten und Differenzierung von Reinigungsleistungen bei variierenden Zulauffrachten, Beschickungshöhen und Drosselabflussspenden. Für die beschriebene Aufgabenstellung ist ein Prozessmodell erforderlich. Basierend auf einem Modellvergleich für die Simulation von RBF (UHL/HENRICHS [2005]) wird das Prozessmodell CW2D (LANGERGRABER/SIMUNEK [2006]) ausgewählt.

14.1 Grundlagen und Methodik der Modellierung von Retentionsbodenfiltern

Das Modell CW2D wurde von LANGERGRABER [2001] entwickelt und besteht aus zwei Bausteinen, dem ursprünglichen Grundwassermodell HYDRUS-2D (SIMUNEK et al. [1999]) und einer Reaktionskinetik für bepflanzte Bodenfilter. Mit diesem kombinierten Modell können der Wasser- und Stofftransport in variabel gesättigten Medien sowie die biochemi-

schen Umwandlungs- und Abbauprozesse für organische Verbindungen, Stickstoffverbindungen und anorganischem Phosphor simuliert werden.

Die Reaktionskinetik für bepflanzte Bodenfilter berücksichtigt 13 Stoffe und 9 Abbau- bzw. Umwandlungsprozesse. Die Stoffe sind Sauerstoff, die drei Kohlenstoff-Fraktionen (organisches Material) schnell abbaubare Kohlenstoffverbindungen (CR), langsam abbaubare Kohlenstoffverbindungen (CS) und inerte Kohlenstoffverbindungen (CI), Ammonium, Nitrat, Nitrit, Stickstoff, anorganischer Phosphor sowie heterotrophe und autotrophe Mikroorganismen. Organisch gebundene Bestandteile von Ammonium und Phosphor werden als Nährstoffanteile des organischen Materials modelliert. Die simulierten Prozesse sind Respiration, Hydrolyse, zweistufige Nitrifikation, Denitrifikation und Lysisprozesse der Bakterien (LANGERGRABER/SIMUNEK [2005, [2006]]).

Die Reaktionskinetik von CW2D basiert auf dem Activated Sludge Modell (ASM) (HENZE et al. [2000]). Allerdings wird die Nitrifikation als zweistufiger Prozess abgebildet, d. h. das Ammonium zuerst in Nitrit und dann weiter in Nitrat umgewandelt wird (vgl. NOWAK [1996]). Eine detaillierte Beschreibung des Modells CW2D findet sich in der Anlage zu diesem Kapitel.

14.2 Simulation mit dem Modell Hydrus 2D und dem Modul CW2D

14.2.1 Ermittlung und Darstellung der Modelleingangsdaten

Zur Ermittlung der benötigten Kalibriergrößen wurde im Rahmen der Verifikation (Kapitel 5) eine weitere Säule (S-9) mit dem Substrat DWAll betrieben, um detaillierte Informationen für die Prozesssimulation zu ermitteln. Für die Simulations-Säule wurden neben den Beschickungsereignissen gemäß Beschickungsplan zusätzliche hydrogeologische Untersuchungen durchgeführt. Tabelle 14.1 gibt einen Überblick über die für die Simulation verwendeten Beschickungsereignisse. An jeder Säule wurden 4 Hochlastversuche mit detaillierter Infiltrat- und Filtratbeprobung durchgeführt. Die Simulationssäule S-9 wurde in einer weiteren Versuchsreihe (Überprüfung der Handlungsanleitung; Kapitel 7) parallel mit den Säulen S-5, S-10 und S-12 betrieben. In allen Säulen ist das DWA II Substrat eingebaut. Dies bewirkt eine gute Vergleichbarkeit der Säulen untereinander und bietet zusätzliche Informationen für die Simulation des Prozessgeschehens der Säulenversuche.

Tabelle 14.1: Überblick über die für die Kalibrierung und Verifikation verwendeten Beschickungsereignisse

Säule	Substrat	Versuche	qd	Verwendung
	[-]	[-]	[l/s·m²]	[-]
S-9	SS _{DWAI}	HL1, HL2	0,02	Kalibrierung
S-12	SS _{DWAI}	HL1, HL2	0,02	Kalibrierung
S-5	SS _{DWAI}	HL1, HL2	0,03	Verifikation
S-10	SS _{DWAI}	HL1, HL2	0,04	Verifikation

14.2.1.1 Hydrogeologische Substrateigenschaften

Um die stattfindenden Prozesse möglichst genau mit einem numerischen Modell beschreiben zu können, sind zunächst die hydrogeologischen Eigenschaften der Substrate zu ermitteln. Zur Bestimmung der substratspezifischen Eigenschaften wurden unterschiedliche Verfahren eingesetzt, um die Spannbreite der Werte so exakt wie möglich für die Modellkalibrierung abzuschätzen. Die verwendeten Analyseverfahren und –Methoden sind in der Anlage zu diesem Kapitel aufgeführt.

Die ermittelten Werte sind in Tabelle 14.2 zusammengefasst. Die angegebenen Werte für den minimalen und den maximalen Porenanteil entsprechen dem jeweiligen Gesamtporenanteil, dieser entspricht nicht dem durchflusswirksamen Porenanteil (effektives Porenvolumen) des eingebauten Substrats, gibt aber den möglichen Wertebereich an. Zur Bestimmung des effektiven Porenvolumens wurden Infiltrationsversuche an den Säulen durchgeführt. Über die Volumina des infiltrierten Wassers können die entsprechenden Porenvolumina und Wassergehalte im gesättigten Zustand berechnet werden. Bei der anschließenden Exfiltration entsteht eine Differenz zwischen Infiltrat- und Exfiltrat-Volumen, diese entspricht der Restsättigung im Filter.

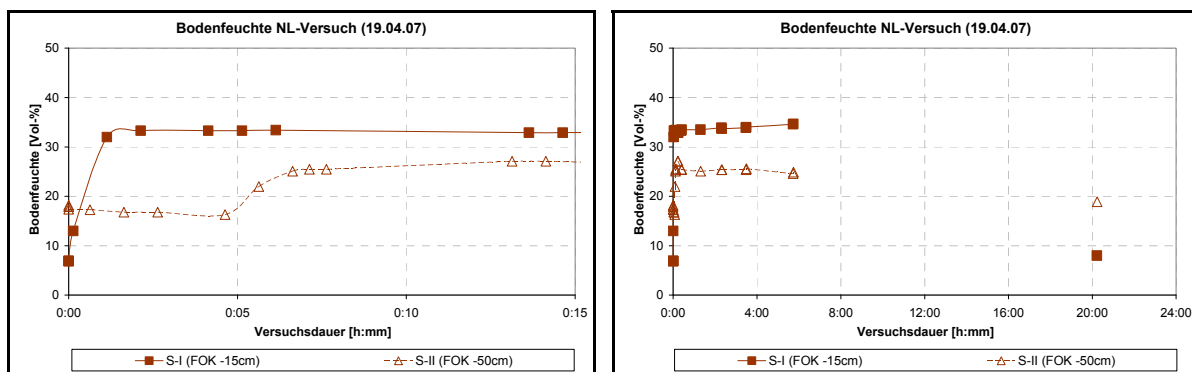
Tabelle 14.2: Porenvolumina, Durchlässigkeitsbeiwerte und Wassergehalte im Filter

	Einheit	Kies	DWAI	DWAII	SUBI	SUBII	LS
Min. Lagerungsdichte	[kg/l]	n.b.	n.b.	1,46	1,41	1,48	1,34
Max. Lagerungsdichte	[kg/l]	n.b.	n.b.	1,79	1,86	1,85	1,66
Min. Porenanteil	[%]	n.b.	n.b.	32	29	30	32
Max. Porenanteil	[%]	n.b.	n.b.	45	47	44	45
PV _{eff}	[%]	32,0	30,8	35,5	21,7	26,4	35,5
Θ gesättigt	[%]	32,0	30,8	35,5	21,7	26,4	35,5
Θ ungesättigt	[%]	0,01	12,5	13,4	5,7	8,0	13,2
Kf-Wert (insitu)	[m/s]	n.b.	n.b.	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$8,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$
Kf-Wert (HAZEN)	[m/s]	$5,8 \cdot 10^{-2}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$

Min.= Minimal; Max.= Maximal; L.= Lagerungsdichte; Pz.= Porenzahl; PV_{eff}= effektives Porenvolumen; Kf= Durchlässigkeitsbeiwert; Θ= Wassergehalt; U= Ungleichförmigkeitszahl ($U = d_{60}/d_{10}$ aus der Sieblinie), n.b.= nicht bestimmt

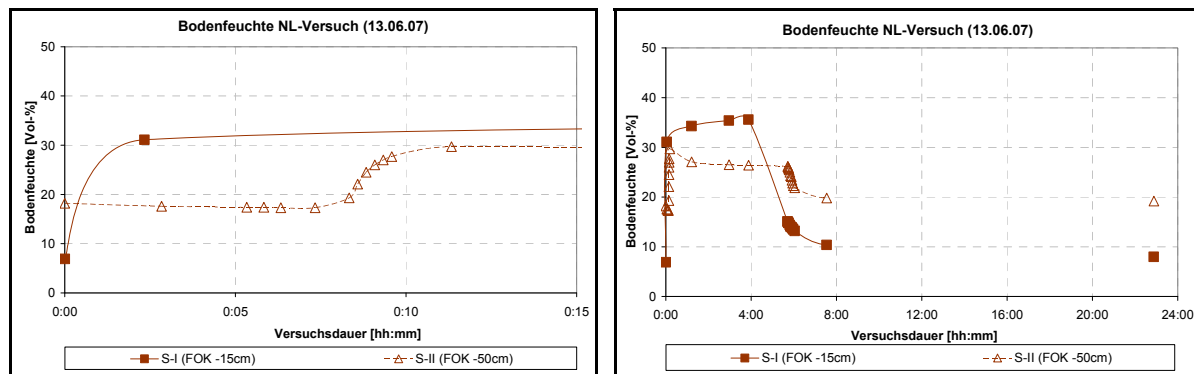
Die Ermittlung der Porenvolumina wurde durch kontinuierliche Bodenfeuchtemessungen in der Simulationssäule (S-9) ergänzt. In die Säule wurden in den Tiefen 15 cm unter FOK und 50 cm unter FOK Sonden eingesetzt. Die Messung der Bodenfeuchte erfolgte vor Beschickungsbeginn, während der Beschickung und in der Wiederbelüftungsphase der Säule.

Der Verlauf der Bodenfeuchte bei einer NL-Beschickung ist in Bild 14.1 ($q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) und in Bild 14.2 ($q_d = 0,02 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) sowie bei einer HL-Beschickung in Bild 14.3 ($q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$) dargestellt. Neben den erwarteten unterschiedlichen Wassergehalten in Abhängigkeit von der Tiefe, stellten sich zusätzlich Unterschiede durch die Dauer (Intensität) einer Beschickung ein. So lagen die Wassergehalte im gesättigten Zustand einer NL-Beschickung deutlich unter den Messwerten, die bei einer HL-Beschickung ermittelt wurden.



(links: Sättigungsphase (die ersten 15 Minuten); rechts: Gesamtversuch mit Messwert nach ca. 24 h)

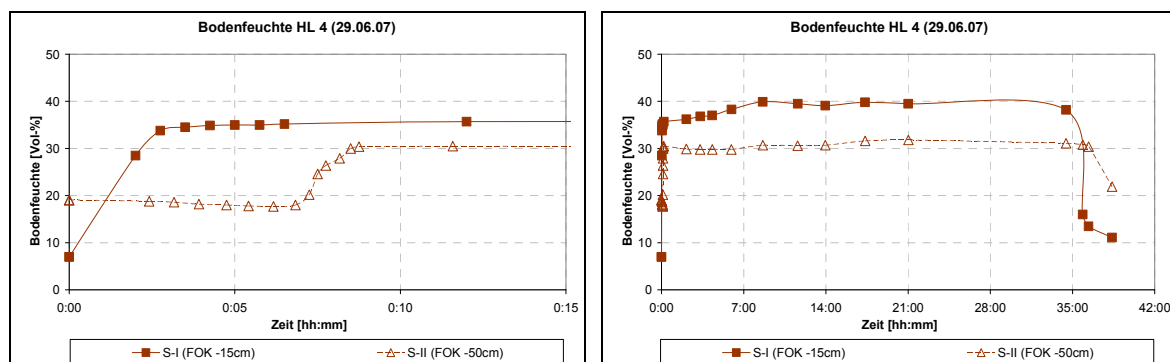
Bild 14.1: Bodenfeuchtemessung bei einem Normallast-Versuch mit der Drosselabflusspende $q_d = 0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ (14 h Versuchsdauer)



(links: Sättigungsphase (die ersten 15 Minuten); rechts: Gesamtversuch mit Messwert nach ca. 24 h)

Bild 14.2: Bodenfeuchtemessung bei einem Normallast-Versuch mit der Drosselabflussspende $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ (7 h Versuchsdauer)

Die Drosselabflussspende hat keinen Einfluss auf den Verlauf der Sättigungsphase. Der Sättigungswassergehalt ist bei beiden NL-Versuchen annähernd gleich (vgl. Bild 14.1 und Bild 14.2), daher kann ein Effekt der Drosselabflussspende auf das hydraulisch wirksame Porenvolumen ausgeschlossen werden.



(links: Sättigungsphase (die ersten 15 Minuten); rechts: Gesamtversuch mit Messwert nach 38 h)

Bild 14.3: Verläufe der Bodenfeuchte bei einem Normallast-Versuch mit der Drosselabflussspende $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$

Im Vergleich zu den NL-Versuchen konnte bei den HL-Versuchen eine höhere Bodenfeuchte gemessen werden (Bild 14.3). Dies ist sowohl auf die fünfmal höhere Beschickungsmenge als auch auf den wesentlich höheren hydrostatischen Druck zurückzuführen, der bei HL-Versuchen maximale Werte von 1 m Wassersäule über FOK erreicht.

Wie bereits ein Vergleich der Wassergehalte in Bild 14.2 und Bild 14.3 zeigt, konnten bei einem Hochlastversuch höhere Wassergehalte als bei einem Normallastversuch gemessen werden. Die Ergebnisse zeigen, dass bei einer NL-Beschickung mit einer Versuchsdauer von 7 bzw. 14 h nicht das gesamte Porenvolumen durchströmt wird und noch ein Teil der Poren mit Bodenluft gefüllt sind. Tabelle 14.3 zeigt die statistische Auswertung der Bodenfeuchte-

messungen aus den Säulenversuchen zur Überprüfung der Handlungsanleitung (Kapitel 7). Die Differenzen der gesättigten Wassergehalte zwischen NL- und HL-Beschickung liegen im Mittel bei rund 4 %.

Tabelle 14.3: Statistische Auswertung der insitu-Messungen der Bodenfeuchte an Säule 9

(Mittelwerte aus 8 NL- und 4 HL-Versuchen aus den Untersuchungen in Kapitel 7 für das Substrat DWAII)

Mittelwerte	Sonde I		Sonde II		Differenzen HL-NL	
	NL	HL	NL	HL	Sonde I	Sonde II
Wassergehalt gesättigt	35,7	39,4	27,0	31,0	3,7	4,0
Wassergehalt ungesättigt	6,8	6,8	16,7	17,4	0,0	0,7
Messwert vor Beschickung	6,7	6,9	18,1	18,6	0,2	0,4
Messwert nach Versuchsende ¹⁾	8,1	10,6	20,1	21,4	2,5	1,3

¹⁾ Messwert 20 h (NL) bzw. 37 h (HL) nach Beschickungsanfang; Sonde I in 15 cm unter FOK; Sonde II in 50 cm unter FOK

14.2.1.2 Untersuchung der Transportprozesse (Dispersion) mittels Tracerversuchen (Stofftransport)

Die Kalibrierung des Stofftransportmodells erfolgt anhand von Tracerversuchen. Die Auswertung der Tracerversuche mit Uranin ist in Kapitel 11 enthalten. Eine Kurzzusammenfassung der Ergebnisse, die im Falle des DWA II Substrats als Modelleingangsdaten verwendet werden, ist in Tabelle 11.2 aufgelistet. Zusätzlich sind die Ergebnisse der zwei weiteren untersuchten Substrate dargestellt, um die ermittelte Wertespanne zu verdeutlichen. Die hier dargestellten Werte sind Mittelwerte aus allen Untersuchungen am jeweiligen Substrat.

Tabelle 14.4: Ergebnisse der Auswertung der Tracerversuche für 3 Substrate (Mittelwerte)

Substrat	$v_{\max}$	v_{dom}	v_{med}	q_d	n_{eff}	D_l	α_l
	[m/s]	[m/s]	[m/s]	[l/s·m²]	[-]	[m²/s]	[m]
DWA I	$3,59 \cdot 10^{-5}$	$2,65 \cdot 10^{-5}$	$2,62 \cdot 10^{-5}$	0,01	0,30	$1,45 \cdot 10^{-3}$	145,0
DWA II	$3,19 \cdot 10^{-5}$	$2,58 \cdot 10^{-5}$	$2,43 \cdot 10^{-5}$	0,01	0,32	$2,03 \cdot 10^{-3}$	202,7
LS	$4,05 \cdot 10^{-5}$	$2,98 \cdot 10^{-5}$	$2,78 \cdot 10^{-5}$	0,01	0,27	$4,79 \cdot 10^{-3}$	479,

$v_{\max}$ = maximale; v_{dom} = dominierende; v_{med} = mittlere Abstandsgeschwindigkeit im Filter; q_d = Drosselabflussspende; D_l = longitudinaler Dispersionskoeffizient; α = longitudinale Dispersivität

14.2.1.3 Stoffabbau und Stoffumsetzung

Die bereits beschriebenen Stoffabbauprozesse im Filter sind neben der Filtration und der Sorption wesentliche Bestandteile der Reinigungsfunktion von Retentionsbodenfiltern.

Die Abbauprozesse sind eine Folge der mikrobiologischen Umsetzung von CSB und Ammonium. Die Filterbiozönose wird während der Einfahrphase durch Beschickung mit konditioniertem Beschickungswasser mit Mikroorganismen aus dem Abwasseranteil aufgebaut. CW2D bietet die Möglichkeit die biologische Aktivität zu quantifizieren, indem die Biomasse an autotrophen und heterotrophen Mikroorganismen mit den Anfangsbedingungen des Modells vorgegeben wird. Die heterotrophen Bakterien bewirken eine Reduktion der CSB verursachenden Stoffe, die autotrophen Bakterien (hier: *Nitrosomonas* und *Nitrobacter*) bewirken die Nitrifikation des Ammonium-Stickstoff zu Nitrat-Stickstoff. In UHL/HENRICHS [2005] wird bereits auf die geringe Datengrundlage bezüglich der Organismenverteilung in RBF hingewiesen. UHL/HENRICHS [2005] verweisen auf die Untersuchungen von SCHWARZ [2004] und GROBE et al. [2005] und nutzen diese Erkenntnisse als Grundlage der Modellkalibrierung. Im Rahmen dieses Projektes waren keine mikrobiologischen Untersuchungen vorgesehen, weshalb auf Literaturangaben zurückgegriffen werden muss. Aus den in UHL/HENRICHS [2005] durchgeführten Sensitivitätsanalysen wurden die Anfangsbedingungen für die Kalibrierung des Säulenmodells bezüglich der Verteilung der Mikroorganismen übernommen. Da die Sensitivitätsstudie jedoch für das Halbtechnikum (Lysimeter) mit realen Beschickungsgeschehen durchgeführt wurde, kam es im Rahmen der Kalibrierung zur weiteren Erhöhung der Mikroorganismenkonzentration. Im Fall der Säulenversuche kommt es aufgrund der regelmäßigen Nährstoffzufuhr (durch regelmäßige Beschickung) mit leicht verfügbaren Nährstoffen (Glucose, Ammoniumdihydrogenphosphat etc.) zu einer sehr gut ausgeprägten Filterbiozönose. Tabelle 14.5 zeigt die verwendeten Konzentrationen zu Beginn der Kalibrierung (Kalibrierstart) und nach erfolgter iterativer Anpassung an die gemessenen Konzentrationen (Kalibrierende). In Tabelle 14.5 wird ein Konzentrationsbereich für die Mikroorganismen angegeben, der erste Wert bezieht sich auf die Konzentration im oberen Bereich, der zweite Wert bezieht sich auf den unteren Bereich der biologisch aktiven Filterschicht. Die Werte werden linear zwischen diesen Werten interpoliert.

Tabelle 14.5: Anfangs- und Endkonzentrationen und Verteilung der Mikroorganismen (Kalibrierung)

Mikroorganismen	Kurz	Einheit	Kalibrierstart ¹⁾	Kalibrierende ²⁾
heterotrophe Org.	XH	[mg/kg Ts]	50	250-180
autotrophe Org.	XANs	[mg/kg Ts]	10	50-10
	XANb	[mg/kg Ts]	10	50-15

¹⁾Ausgangsdaten aus UHL/HENRICHS [2005], Verteilung über den gesamten Filter; ²⁾Daten zum Kalibrierende Biozönose nur im oberen biologisch aktiven Filterbereich (FOK -30 cm)

14.2.1.4 Modelleingangsdaten (Zulaufkonzentrationen, Beschickungshöhen, Parameter des Wasser- und Stofftransports sowie Stoffabbau)

Die als Modelleingangsdaten verwendeten Stoffkonzentrationen (CSB, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N) sind aus den Hochlastversuchen der Versuchsserie zur Überprüfung der Handlungsanleitung (Kapitel 7) abgeleitet worden. Die Zulaufkonzentrationen der Modelle entsprechen dabei den frachtgemittelten Infiltratkonzentrationen des 1. und 2. HL. Die frachtgemittelten Filtratkonzentrationen werden für die Bilanzierung im Zuge der Kalibrierung herangezogen. Die Kalibrierung erfolgt durch einen Vergleich der Ganglinien der Ablaufkonzentrationen des Modells mit der Filtratganglinie des jeweiligen Hochlastversuchs. In Tabelle 14.6 sind die frachtgemittelten Konzentrationen, des 1. und 2. HL der Säulen 5, 9, 10, 11, 12, dargestellt. In Tabelle 14.6 befinden sich aus Gründen der Vollständigkeit neben den verwendeten Konzentrationen von Filtrat und Infiltrat auch die Zulaufkonzentrationen, diese wurden jedoch nicht für die Modellierung verwendet.

Tabelle 14.6: Frachtgemittelte gemessene Konzentrationen der Parameter S_CSB und NH₄-N

Säule	Substrat	Versuch	qd	S_CSB			NH ₄ -N		
				Zu	Inf	Fil	Zu	Inf	Fil
	[-]	[-]	[l/s·m ²]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
S 9	SS _{DWAI}	(HL1)	0,02	47,20	34,11	5,00	5,52	4,60	1,71
S 9	SS _{DWAI}	(HL2)	0,02	48,40	35,00	5,00	5,66	4,90	1,28
S 12	SS _{DWAI}	(HL1)	0,02	47,20	38,56	5,00	5,52	4,67	1,49
S 12	SS _{DWAI}	(HL2)	0,02	48,40	38,00	5,60	5,66	5,00	1,33
S 5	SS _{DWAI}	(HL1)	0,03	48,00	37,44	5,00	5,60	4,87	1,85
S 5	SS _{DWAI}	(HL2)	0,03	49,00	29,00	5,00	5,70	4,70	1,56
S 10	SS _{DWAI}	(HL1)	0,04	48,00	44,67	5,00	5,60	5,33	2,10
S 10	SS _{DWAI}	(HL2)	0,04	49,00	50,00	5,00	5,70	5,50	1,84
S 11	SS _{DWAI}	(HL1)	0,05	48,00	46,89	7,40	5,60	5,40	1,89
S 11	SS _{DWAI}	(HL2)	0,05	49,00	46,00	5,70	5,70	5,30	2,30

Zu = Zulauf; Inf = Infiltrat; Fil = Filtrat

Die Zulaufkonzentrationen variieren im Rahmen der Kalibrierung. Für die Parameter S_CSB und NH₄-N sind die in Tabelle 14.6 angegeben Infiltratkonzentrationen als Zulaufkonzentrationen verwendet worden. In Tabelle 14.7 sind die Konzentrationsganglinien der Säule 9 mit entsprechenden Probenahmezeitpunkten aufgelistet. Da eine Probe jeweils die Ablaufqualität des gesamten Probenahmezeitraums repräsentiert, werden die Konzentrationen als Treppenfunktionen dargestellt. Die Tabellen der Konzentrationsganglinien der übrigen Säulen sind Anhang 14.4 dargestellt. Um eine bessere Vergleichbarkeit von gemessenen und simulierten Frachtganglinien zu erreichen, werden die gemessenen Frachten als Frachtsummenlinien im Intervallmittel dargestellt.

Tabelle 14.7: Konzentrationsganglinien der Säule 9 (q_d= 0,02 l/s·m²)

Dauer	S_CSB		NH ₄ -N		NO ₃ -N		NO ₂ -N	
	1. HL	2. HL	1. HL	2. HL	1. HL	2. HL	1. HL	2. HL
[h:mm]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
7:00	5	5	0,02	0,03	4,30	4,2	0,02	0,02
14:00	5	5	1,03	0,08	2,60	2	0,06	0,04
17:30	5	5	1,79	0,64	1,33	1,2	0,08	0,07
21:00	5	5	2,30	1,7	0,48	1,1	0,10	0,07
24:30	5	5	2,47	2,2	0,40	0,65	0,11	0,04
28:00	5	5	2,64	2,6	0,32	0,39	0,11	0,04
35:00	5	5	2,90	2,7	0,20	0,28	0,12	0,05

Die aus den durchgeführten Untersuchungen abgeleiteten sowie der Literatur entnommenen Modelleingangsdaten für die verwendeten Substrate werden in Tabelle 14.8 zusammenfassend dargestellt. Die in Tabelle 14.8 angegebenen Daten wurden in den vorangegangenen Untersuchungen (Q_r , Q_s aus Bodenfeuchtemessungen; α und Disp.L. aus Tracerversuchen; K_s aus Kf-Wertbestimmung, Dichte (Schüttdichte) aus Bestimmung der Lagerungsdichte) ermittelt. Tabelle 14.9 listet die Adsorptionsparameter, Fraktionierung der S_{CSB} -Zulaufkonzentration sowie die Bakterienkonzentration und dessen Verteilungen auf. Nach dem Zuweisen der Modelleingangsdaten erfolgt die Kalibrierung. Die resultierenden Parameter des kalibrierten Säulenmodells werden in Kapitel 0 dargestellt.

Tabelle 14.8: Eingangsdaten für die Kalibrierung des numerischen Modells

Material	Q_r	Q_s	α	n	K_s	I	Dichte	Disp.L.
	[%]	[%]	[1/dm]	[-]	[dm/h]	[-]	g/cm ³	dm ² /h
„Luft“	0	1	1	3	360000	0,5	1,5	1
Substrat	0,1343	0,355	0,048	3,5	8,64	0,5	1,55	1,128
Kies	0,02	0,32	0,4	2,7	18	0,5	1,5	0,1

Tabelle 14.9: Modellparameter für CSB und NH_4 -N vor der Kalibrierung

Parameter	Einheit	CSB-Parameter	NH ₄ -N-Parameter	
CSB Zulauffraktionierung				
CR	[%]	100	-	
CS	[%]	0	-	
CI	[%]	0	-	
Adsorption ¹⁾				
Verteilungskoeffizient K _d	[kg/l]	2	2	
Austauschrate K _r	[1/h]	1	1	
Freundlich Exponent N	[-]	0	0	
Bakterienkonzentration		XH	XAN _s	XAN _b
Filteroberkante	[mg/kg]	150	30	25
Unterkante der Filterschicht	[mg/kg]	50	5	5
Verteilung über die Filterschicht		linear	linear	

¹⁾ ausgehend von linearer Sorption

Tabelle 14.10: Modellparameter für CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ nach der Kalibrierung

Parameter	Einheit	CSB-Parameter	NH ₄ -N-Parameter	
CSB Zulauffraktionierung				
CR	[%]	100	-	
CS	[%]	0	-	
CI	[%]	0	-	
Adsorption ¹⁾				
Verteilungskoeffizient K _d	[kg/l]	2	1,1	
Austauschrate K _r	[1/h]	1	1,1	
Freundlich Exponent N	[-]	-	0,95	
Bakterienkonzentration		XH	XAN _s	XAN _b
Filteroberkante	[mg/kg]	200	50	45
Unterkante der Filterschicht	[mg/kg]	120	15	15
Verteilung über die Filterschicht	[-]	linear	linear	

¹⁾ ausgehend von linearer Sorption

14.2.1.5 Aufbau und Struktur des numerischen Modells

Das numerische Filtermodell besteht aus einem Finite Elemente Netz mit 282 Knoten und 372 Elementen (Bild 14.4 links). In Bild 14.4 ist zur Linken das gesamte Modell und rechts davon in einen Ausschnitt des Modells hinein gezoomt. Gerade in den Übergangsbereichen von einem Material zum Anderen wurde das FE-Netz feiner diskretisiert, um numerische Schwankungen aufgrund abrupter Änderungen zu vermeiden.

Neben den tatsächlichen Materialien (Filtersubstrat, Kies) wird für die Simulation des Überstaus zusätzlich ein weiteres Material zur Berechnung des Überstaus im Retentionsraum angenommen. Die Eigenschaften sind für dieses Material so gewählt, dass die tatsächlichen Strömungsverhältnisse nicht tangiert werden. Die Materialverteilung im Filter ist in Bild 14.4 (Mitte) dargestellt, wobei die unterschiedlichen Materialien in unterschiedlichen Farben dargestellt werden.

Die Filterbeaufschlagung wird im Modell über die zeitvariabel definierbare Randbedingung *atmosphere* realisiert. Die Undurchlässigkeit Säulenwandung wird über die Randbedingung *No flux* beschrieben. Zur Abbildung der Drosselung wird eine seepage face Randbedingung mit einer maximalen Drosselgeschwindigkeit von 0,72 dm/h verwendet. Dies entspricht einer Drosselabflusspende von $q_d = 0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$. Die Drosselgeschwindigkeit ist im Modell frei einstellbar, so dass auch die Drosselabflusspenden der Säulen S-5 ($q_d = 0,03 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) S-10 ($q_d = 0,04 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) und S-11 ($q_d = 0,05 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$) simuliert werden können.

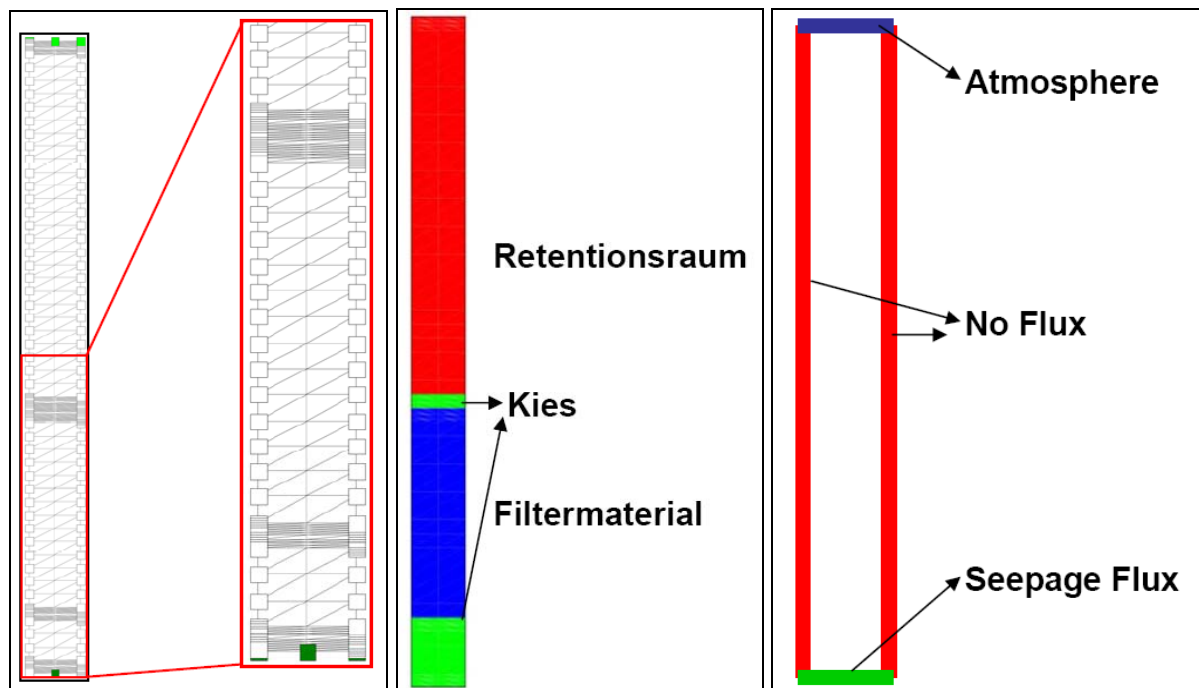


Bild 14.4: Darstellung des FE-Netzes, der Materialverteilung und der Randbedingungen

14.2.2 Kalibrierung

Nach der Erstellung des numerischen Modells werden in einem ersten Schritt die Parameter für das Strömungs- und Transportmodell (Kap. 14.2.2.1) und in einem zweiten Schritt die Parameter des Prozessmodells (Kap. 14.2.2.2) kalibriert.

14.2.2.1 Kalibrierung des Strömungs- und Transportmodells

Die Kalibrierung des hydraulischen Modells der Säule erfolgte anhand eines Tracerversuchs. Die zuvor ermittelten hydrogeologischen Eigenschaften werden in einem iterativen Prozess verändert (Tabelle 14.11), um eine möglichst optimale Anpassung an die gemessene Tracerdurchgangskurve (Bild 14.5) zu erzielen.

Tabelle 14.11: Modelleingangsdaten und kalibrierte Modelldaten in den Einheiten des Modells

Daten	Q_r	Q_s	α_l	K_s
	[Vol- %]	[Vol- %]	[m]	[m ² /s]
Modelleingangsdaten	0,1275	0,352	0,06	8,745
kalibrierte Modelldaten	0,1343	0,355	0,048	8,64

Q_r = Restsättigung; Q_s = gesättigter Wassergehalt; α_l = longitudinale Dispersivität; K_s = gesättigter Durchlässigkeitsbeiwert

Das Ergebnis der Tracersimulation zeigt eine akzeptable Anpassung an den gemessenen Zustand (Bild 14.5). Die simulierte Ablaufkonzentration weist eine höhere maximale Geschwindigkeit als die gemessene auf. Die maximale Konzentration tritt bei der Messung geringfügig früher auf, die absoluten Werte sind vergleichbar. Die abfallenden Äste verlaufen weitestgehend parallel. Bei der simulierten Ablaufkonzentration kann nach ca. 12 h ein erneuter Anstieg beobachtet werden. Dieser erneute, modellbedingte Konzentrationsanstieg wird durch ein auseinander Reißen der berechneten Tracerwolke verursacht (Bild 14.6). Bild 14.6 stellt Konzentrationsverteilungen zu verschiedenen Zeitpunkten im Filter dar. Besonders auffällig ist das entstehen der zweiten Konzentrationsfahne zwischen 6 und 8 h Versuchsdauer. Die Frachtganglinien können als deckungsgleich angesehen werden. Geringfügige Abweichungen treten nur durch das modellbedingte Aufteilen der Tracerfahne auf.

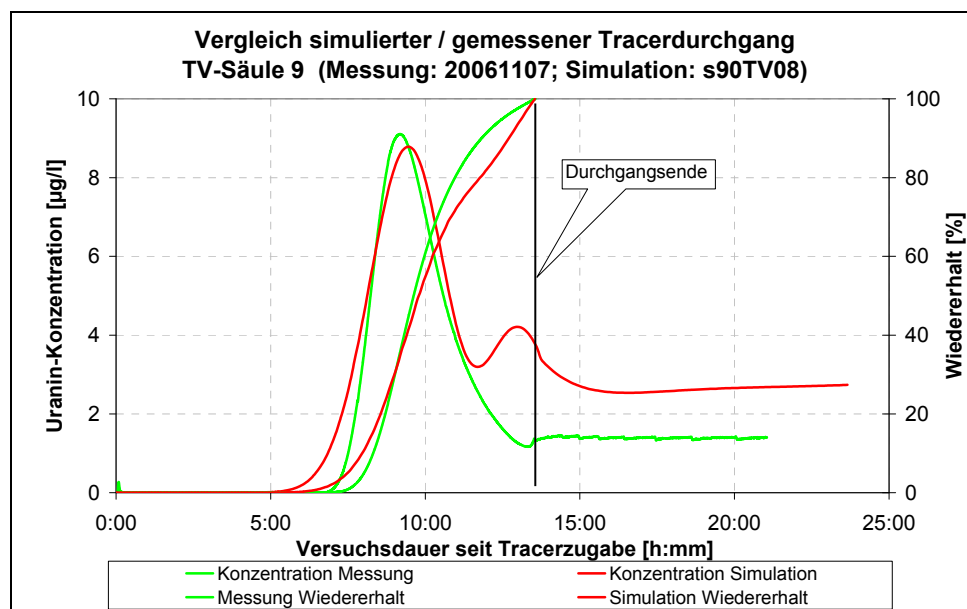


Bild 14.5: Ergebnis der Kalibrierung des hydraulischen Modells mit gemessener und simulierter Tracerdurchgangslinie

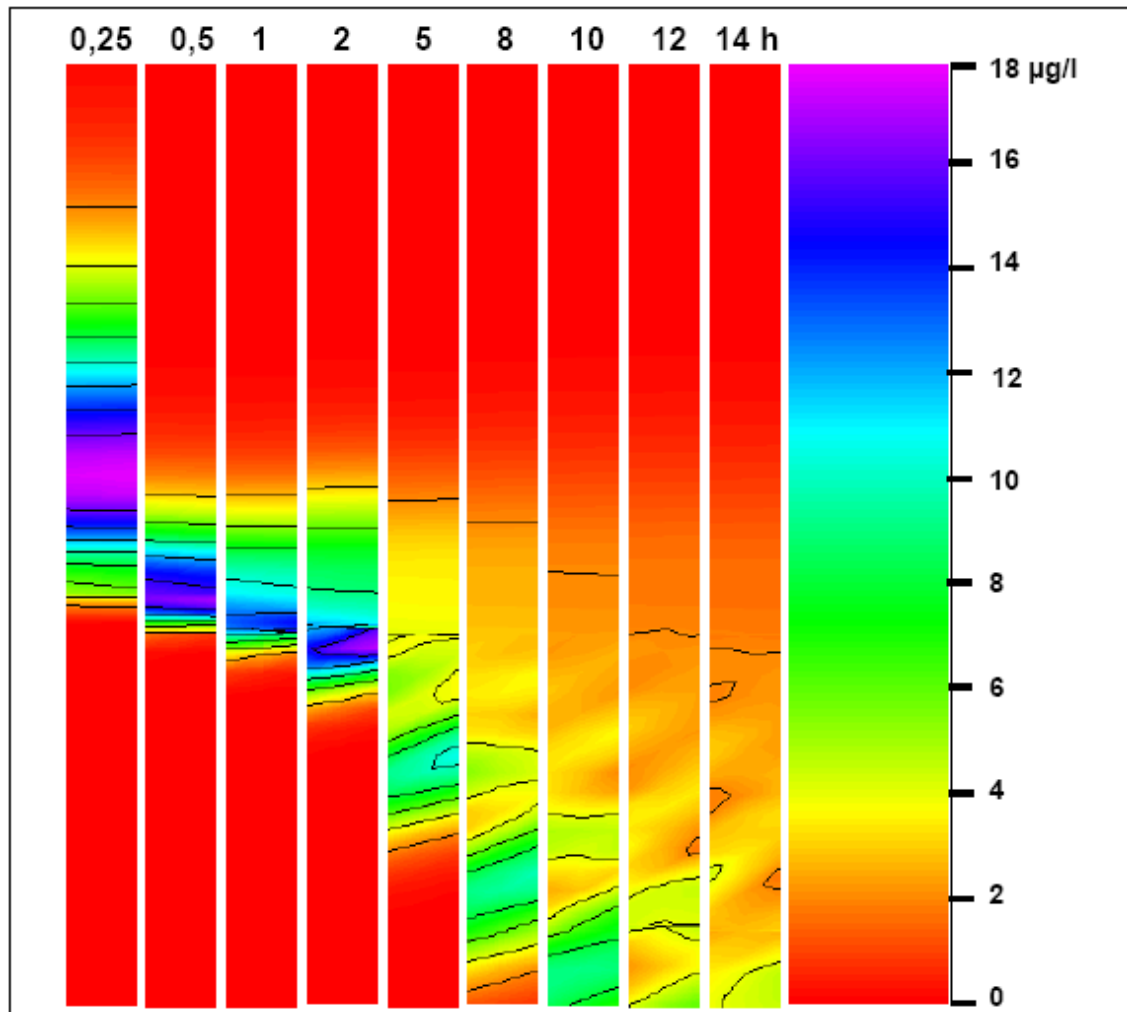


Bild 14.6: Darstellung der berechneten Konzentrationsverteilung im Filtermodell zu verschiedenen Zeitpunkten des Versuchs

14.2.2.2 Kalibrierung des Prozessmodells

Bei der Kalibrierung liegt das Hauptaugenmerk auf den Parametern $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB. Zur Plausibilitätsprüfung des Infiltrations- und Nitrifikationsprozesses werden jedoch auch die Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ mit dargestellt. Zur Kalibrierung der Reinigungsprozesse in der Säule wurde der 1. und der 2. Hochlastversuch aus der Versuchsserie zur Überprüfung der Handlungsanleitung (Kapitel 7) der Säulen S-9 und S-12 verwendet. Die während der Hochlastversuche ermittelten Infiltratkonzentrationen wurden als Schmutzfracht für die Berechnungen angenommen. Die Zulaufkonzentrationen für die zur Kalibrierung verwendeten Ereignisse sind in Tabelle 14.12 aufgeführt.

Tabelle 14.12: Darstellung der Zulaufkonzentrationen der Modellkalibrierung

Säule	Substrat	Versuch	qd	CSB-Fraktionen				
				Cr	Cs	Cl	NH ₄ -N	O ₂
	[-]	[-]	[l/s·m ²]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
S 9	SS _{DWAll}	(HL1)	0,02	34,11	0	0	4,6	8,7
S 9	SS _{DWAll}	(HL2)	0,02	35	0	0	4,9	8,7
S 12	SS _{DWAll}	(HL1)	0,02	38,56	0	0	4,67	8,7
S 12	SS _{DWAll}	(HL2)	0,02	38	0	0	5	8,7

Bild 14.7 stellt die simulierten Ablaufkonzentrationen der Stoffe O₂, CR, CS, Cl, CSB, NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N für den HL2 der Säule S-9 nach der Kalibrierung der Modellparameter dar. Anhand des starken Anstiegs der O₂-Konzentration nach ca. 34 h Stunden ist das Beschickungsende bzw. die Wiederbelüftung deutlich zu erkennen. Der Nitratpeak zu Beginn der Simulation (2 h) wird durch das Ausspülen der Restkonzentration von NO₃-N im Filter verursacht. Nach ca. 8 h Simulationsdauer liegt die O₂-Ablaufkonzentration im anaeroben Bereich, so dass keine Sauerstoff-Zehrenden Prozesse wie Respiration oder Nitrifikation mehr stattfinden können. Modelltechnisch findet ab diesem Zeitpunkt nur noch eine Stoffrückhaltung durch Sorption statt. Sowohl beim CR als auch beim NH₄-N tritt ein langsames Ansteigen der Ablaufkonzentrationen ab ca. 5 h auf, welches einerseits durch das Erreichen der Sorptionskapazität und andererseits durch die anaeroben Verhältnisse im Filter verursacht wird. Während die NH₄-N-Ablaufkonzentration am Ende des Ereignisses (ca. 34 h) fast den Wert der Zulaufkonzentration erreicht, werden noch ca. ¾ der zulaufenden CSB-Fracht zurückgehalten (vgl. Tabelle 14.12). Nach der Wiederbelüftung des Filters nach ca. 34 h zeigt sich unmittelbar ein Abfallen der CSB-Konzentration, da keine Hemmung der Respiration durch Sauerstoffmangel mehr vorhanden ist.

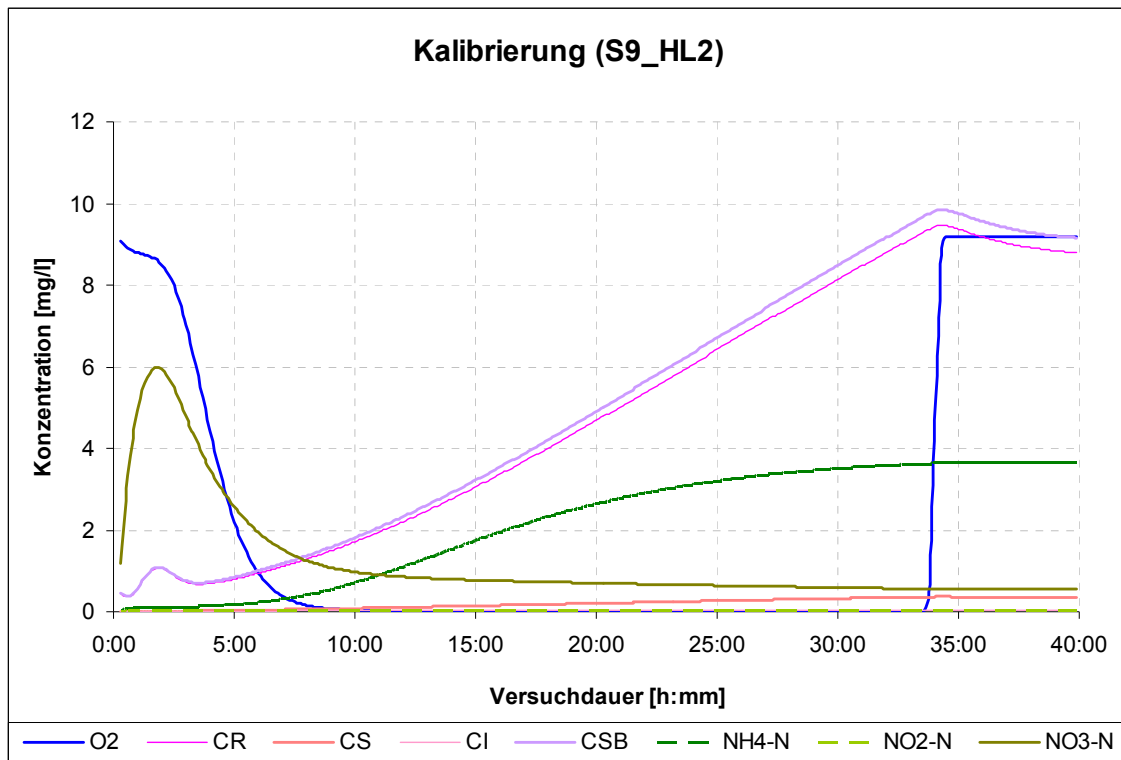


Bild 14.7: Darstellung der im Modell berechneten Stoffkonzentrationen am Beispiel des 2. HL an Säule 9

Die Kalibrierung erfolgt durch den Vergleich der berechneten und gemessenen Ablaufkonzentrationen und der Frachtsummenlinien. In Bild 14.8 (S_CSB) Bild 14.9 (NH₄-N) Bild 14.10 (NO₃-N) und Bild 14.11 (NO₂-N) sind die Kalibrierergebnisse detailliert dargestellt. Die Bilder beinhalten jeweils die gemessenen und berechneten Ablaufkonzentrationen und Frachtsummenlinien für die beiden betrachteten Säulen S-9 und S-12 sowie für die simulierten Ereignisse HL1 und HL2. Eine Zusammenfassung der Kalibrierergebnisse in Form eines Vergleiches der Gesamtfrachten ist in Tabelle 14.13 aufgeführt.

Bei den für die Kalibrierung verwendeten Ereignissen liegt die CSB-Ablaufkonzentration fast ausschließlich unter der Nachweisgrenze von 5 mg/l (Bild 14.8). Die visualisierten CSB-Frachten müssen somit als maximal mögliche Frachten interpretiert werden. Die Simulationen zeigen säulen- und ereignisübergreifend nach 17 bis 21 Stunden Ablaufkonzentrationen im nachweisbaren Bereich über 5 mg/l. Der Grund für diesen Anstieg der simulierten Ablaufkonzentration ist das Sauerstoffdepot im Filter, das deutlich kürzer das Infiltrat und die Biozönose mit Sauerstoff versorgt. Sobald das Sauerstoffdepot im simulierten Filter verbraucht ist, kommen die aeroben Abbauprozesse zum Erliegen und starten erst wieder nach der Wiederbelüftung des Filters. Dieser Effekt zeigt sich auch bei den Nitrat-N- und Nitrit-N-Konzentrationen und sorgt für entsprechende Abweichungen der simulierten zu den gemessenen Ganglinien.

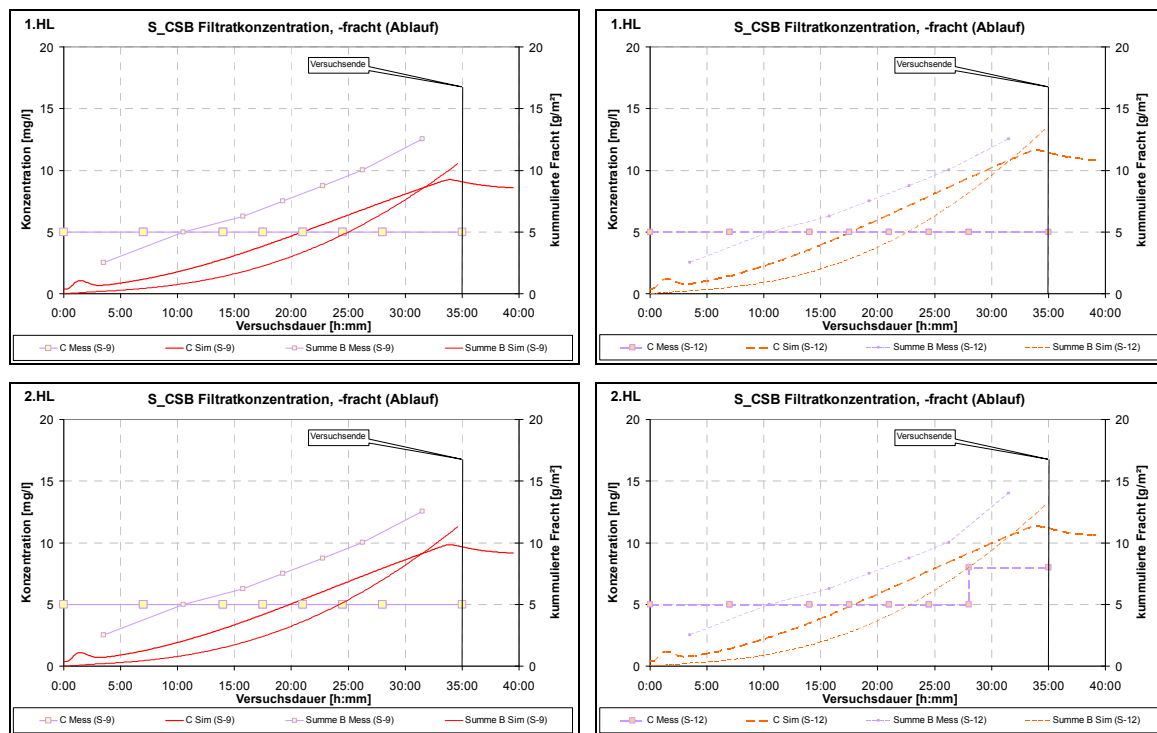
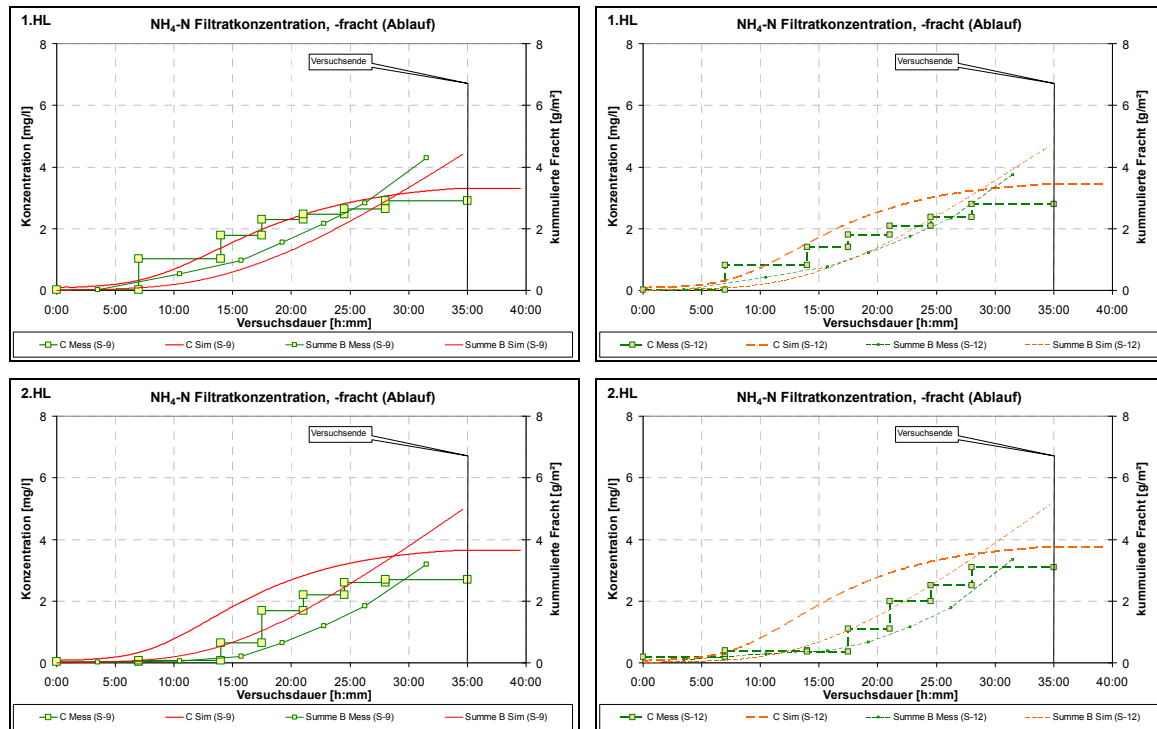
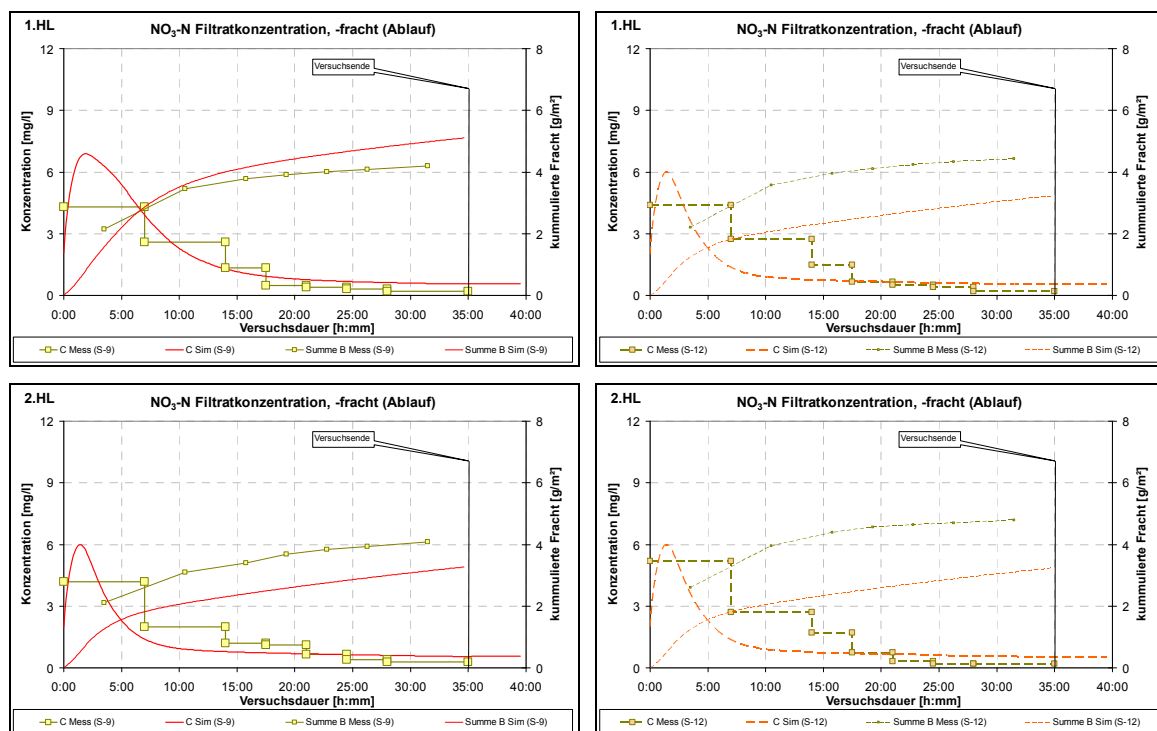


Bild 14.8: Kalibrierergebnis für den Parameter S_{CSB}

Die in Bild 14.9 dargestellten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsganglinien zeigen eine gute bis sehr gute Übereinstimmung von simulierten und gemessenen Werten. Auch die Frachtsummen weichen nur geringfügig voneinander ab. Allerdings wird jeweils beim HL2 die gemessene Ablauffracht überschätzt (vgl. Tabelle 14.13). Dies wird im Besonderen durch einen zu früh auftretenden Konzentrationsdurchbruch nach ca. 7 h bei der Simulation verursacht. Ein Vergleich der gemessenen Ablaufkonzentrationen zwischen HL1 und HL2 zeigt für den HL2 einen verzögerten Durchbruch und somit eine erhöhte Rückhalteleistung.

Bild 14.9: Kalibrierergebnis für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ Bild 14.10: Kalibrierergebnis für den Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$

Die Nitratgehalte der Simulation zeigen eine gute Anpassung an die gemessenen Ablaufwerte. Der Nitratpeak wird durch die Anfangsbedingungen der Simulation hervorgerufen. Bei Betrachtung der Filtratfrachten ist auch hier eine gute Übereinstimmung von

Simulation und Messung erkennbar, tendenziell sind die simulierten Frachtsummen geringer als die gemessenen.

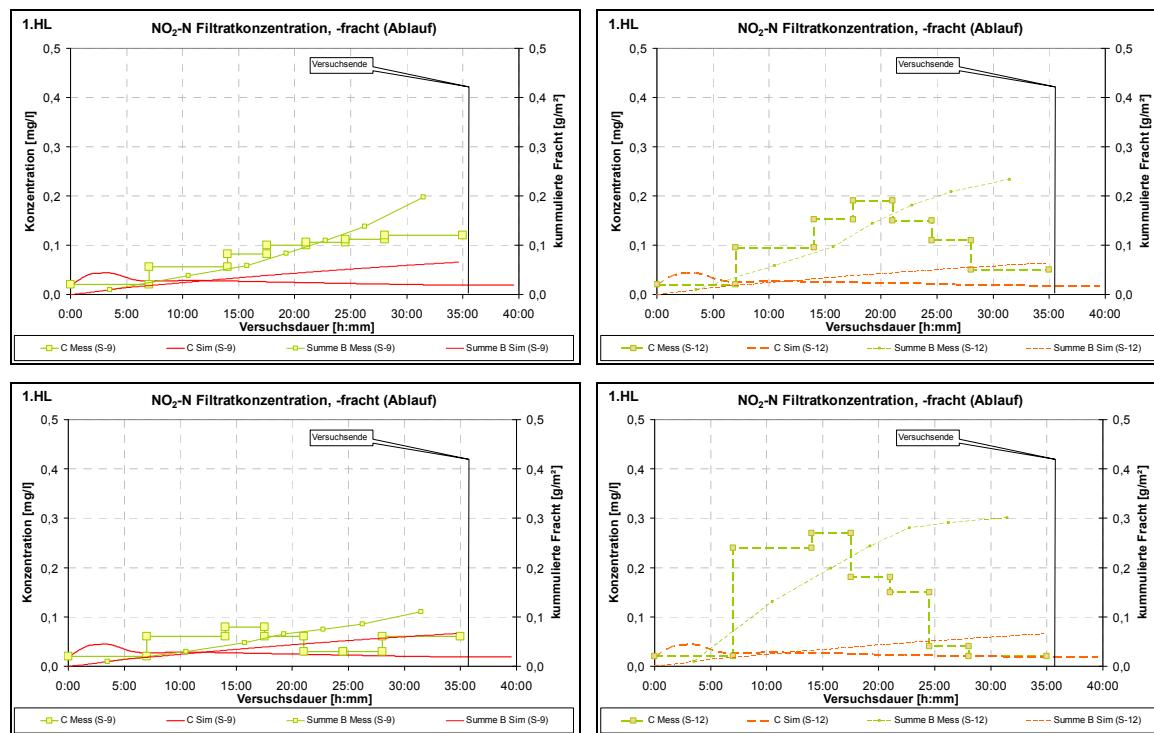


Bild 14.11: Kalibrierergebnis für den Parameter $\text{NO}_2\text{-N}$

Die simulierten Nitritkonzentrationen weisen deutliche Abweichungen von den gemessenen Werten auf, dies trifft auch auf die Frachtsummen zu (Bild 14.11). Allerdings haben sowohl die simulierten als auch die gemessenen Konzentrationen geringe absolute Werte. Da $\text{NO}_2\text{-N}$ ein Zwischenprodukt der Nitrifikation ist, sind die Abweichungen vor allem mit der simulierten Sauerstoffverfügbarkeit im Filtermodell zu erklären. Der reale Filter verfügt über einen längeren Zeitraum über Sauerstoff und gibt diesen langsamer an das filtrierende Eluat ab.

Tabelle 14.13 listet die gemessenen und die simulierten Ablauffrachtsummen der 4 Parameter sowie die Frachtdifferenzen (Messwert – berechneter Wert) auf. Die negativen Differenzen sind in der Tabelle in rot dargestellt, negativ bedeutet, dass die berechnete Frachtsumme geringer ist als die gemessene. Die Differenzen zwischen gemessen und simulierten S_CSB -Frachten besitzen aufgrund der Tatsache, dass die gemessenen Ablaufkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze lagen, nur eine geringe Aussagekraft. Bei der Betrachtung der Differenzen der Ammonium-Stickstoff Frachten ist, wie bereits in Bild 14.9 erkennbar, eine deutlich höhere Differenz jeweils beim 2. HL erkennbar.

Tabelle 14.13: Darstellung der gemessenen und simulierten Ablauffrachtsummen incl. relativen Abweichung des berechneten Wertes vom Messwert

Säule	Versuch	S_CSB			NH ₄ -N			NO ₃ -N			NO ₂ -N		
		mess	sim	rel. A.	mess	sim	rel. A.	mess	sim	rel. A.	mess	sim	rel. A.
		[-]			[g/m ²]								
S 9	(HL1)	12,52	12,53	0,001	4,29	4,41	0,028	4,19	5,11	0,220	0,2	0,07	-0,650
S 9	(HL2)	12,52	11,29	-0,098	3,20	4,98	0,556	4,08	3,27	-0,199	0,11	0,07	-0,364
S 12	(HL1)	12,52	13,31	0,063	3,74	4,69	0,254	4,44	3,22	-0,275	0,23	0,06	-0,739
S 12	(HL2)	14,02	13,00	-0,073	3,34	5,13	0,536	4,8	3,23	-0,327	0,3	0,07	-0,767

mess = Messwert; sim = berechneter Wert; rel. A. = relative Abweichung $((\text{sim} - \text{mess}) / \text{mess})$

Der HL2 wird deutlich durch den HL1 geprägt. Dies ist an allen untersuchten Parametern, aber sehr anschaulich an den Ablaufkonzentrationen von NH₄-N und NO₃-N ist zu erkennen. Obwohl die Zulaufkonzentrationen des 2. HL beider Säulen (9 und 12) höher sind als beim 1. HL, sind die Filtratkonzentrationen beim 2. HL geringer. Da die Modellierung nicht als Langzeitsimulation sondern als Ereignissimulation mit Anfangsbedingungen erfolgte, kann die mikrobiologische Entwicklung (Zunahme der Biozönose) durch das Modell nicht richtig abgebildet werden.

14.2.3 Verifikation der Modellrechnung

Analog zur Kalibrierung erfolgte die Verifikation ebenfalls an 4 Ereignissen. Ziel der Modellkalibrierung ist ein möglichst allgemein gültiges Säulenmodell, dessen Güte nicht von Änderungen in der Zulaufkonzentration, der Versuchsdauer oder der Drosselabflussspende beeinträchtigt wird. Lediglich Änderungen in der Geometrie oder der Filtersubstrateigenschaften dürfen einen wesentlichen Einfluss auf die Modellgüte haben.

Aus diesem Grund wurden für die Verifikation Beschickungsereignisse der Säulen S-5 und S-10 herangezogen, die mit einer differierenden Drosselabflussspende betrieben wurden (vgl. Tabelle 14.1). Die Modelleingangsdaten der Säulen S-5 und S-10 sind jeweils für den 1. und 2. HL in Tabelle 14.6 dargestellt.

Die Hochlastversuche der Säule 5 wurden mit einer Drosselabflussspende von $q_d = 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ und die der Säule 10 mit $q_d = 0,04 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ durchgeführt. In der Verifikation fand keine Anpassung der kalibrierten Modelldaten statt, lediglich die veränderten Versuchsbedingungen (Drosselabflussspende und Stoffkonzentrationen) wurden im Modell modifiziert.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt wie bereits in Kapitel 14.2.2.2 für die 4 Parameter S_CSB (Bild 14.12), NH₄-N (Bild 14.13), NO₃-N (Bild 14.14) und NO₂-N (Bild 14.15). Analog

zur Kalibrierung sind auch bei der Verifikation die S_CSB Konzentrationen nur wenig aussagekräftig, da die gemessenen Filtratkonzentrationen ebenfalls allesamt unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Beim Vergleich der Ergebnisse ist unbedingt auf die unterschiedliche Einstaudauer zu achten. Der Versuch der Säule 5 dauert 23:20 Stunden, ein HL bei der Säule 10 dauert 17:30 Stunden. Der Vergleich der simulierten Konzentrationen und Frachtsummen mit den gemessenen zeigt bei allen Parametern gute Ergebnisse. Eine Ausnahme ist der Parameter S_CSB, hier sind die berechneten Konzentrationen der Säule 10 deutlich höher als die gemessenen.

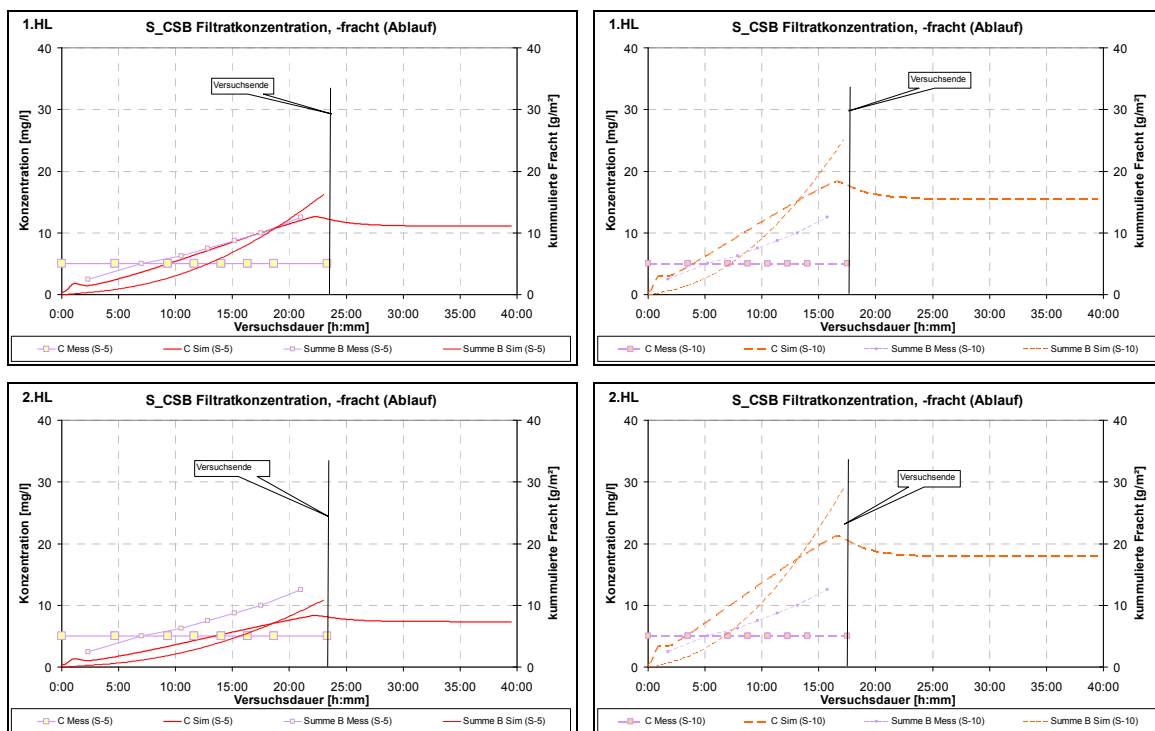
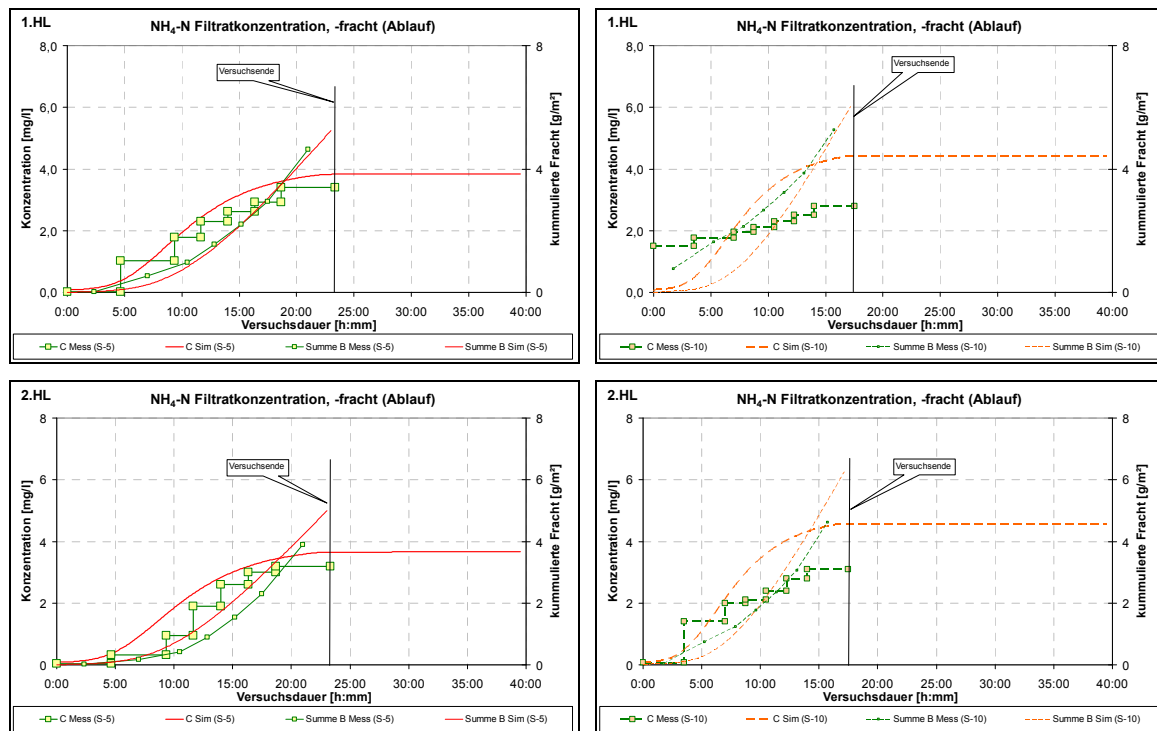
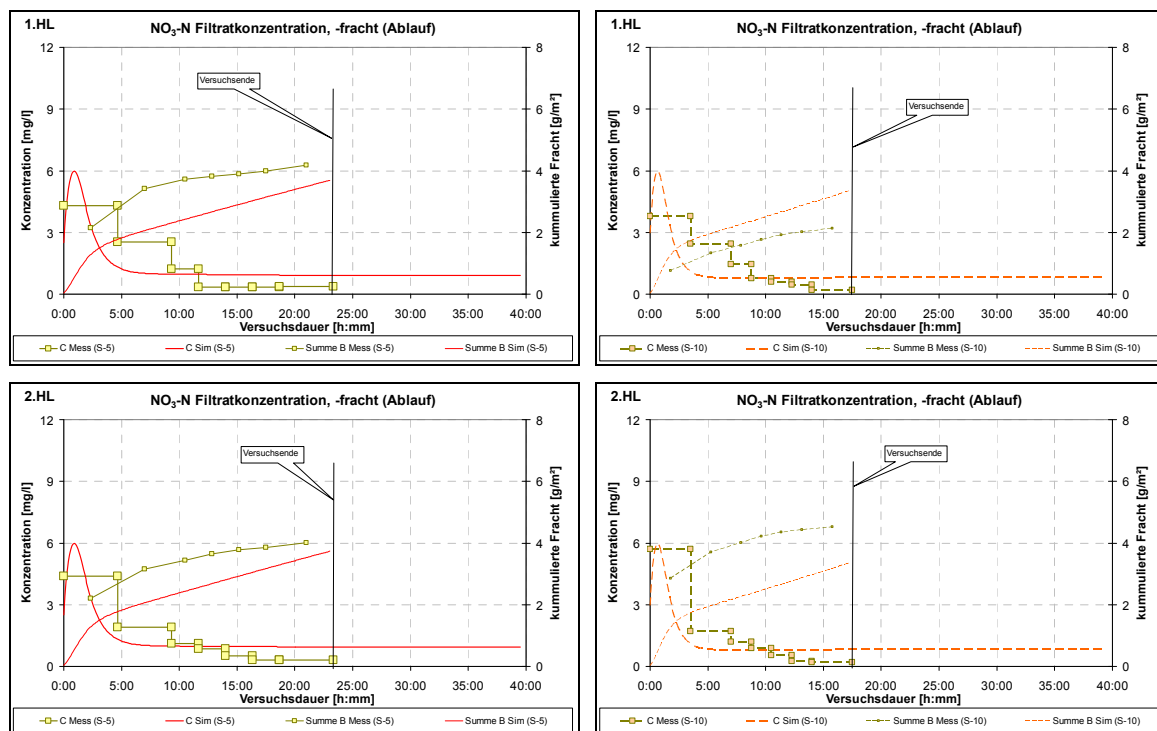


Bild 14.12: Verifikationsergebnis für den Parameter CSB

Bild 14.13: Verifikationsergebnis für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ Bild 14.14: Verifikationsergebnis für den Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$

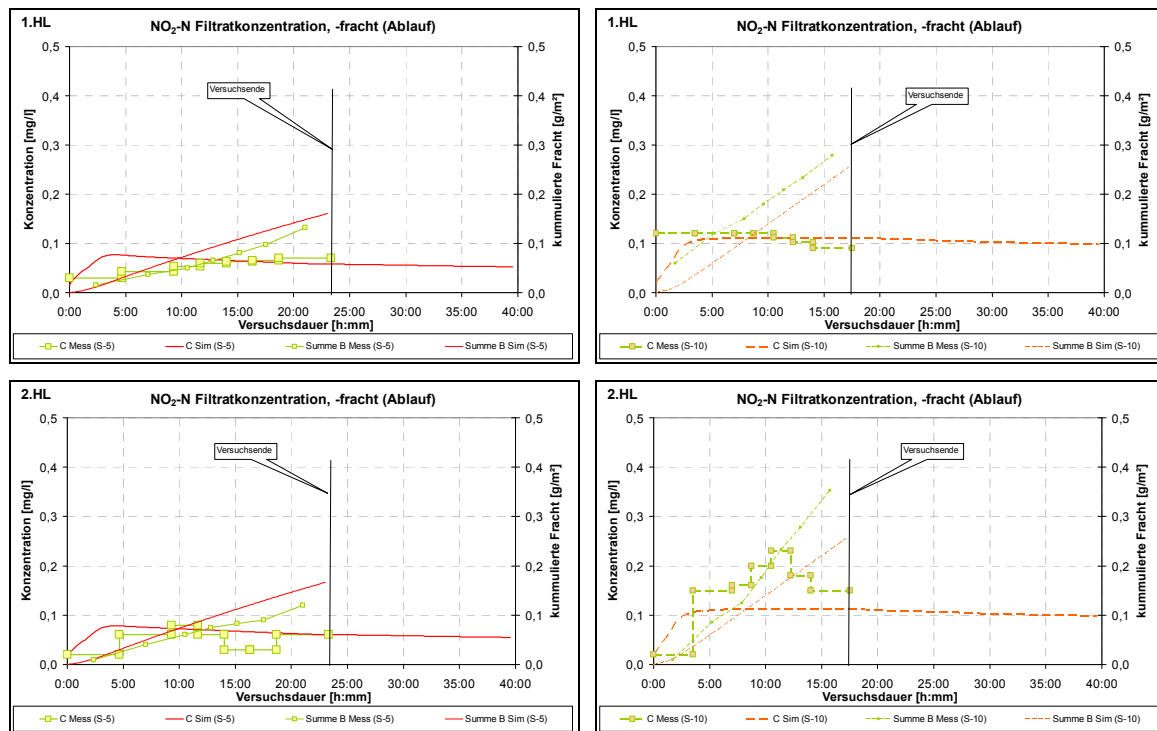


Bild 14.15: Verifikationsergebnis für den Parameter $\text{NO}_2\text{-N}$

Um die Güte der Kalibrierung der Säulenmodelle zu unterstreichen wurde auch für die Frachtsummen der Verifikation der Vergleich der kalibrierten und simulierten Werte dargestellt. Die Frachtsummen und die resultierenden Differenzen sind in Tabelle 14.14 aufgelistet. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Frachten im Ablauf der Säulen werden leicht überschätzt, und die $\text{NO}_3\text{-N}$ Frachten werden leicht unterschätzt. Beim Nitrat-Stickstoff bildet der 1. HL der Säule 10 hier eine Ausnahme, dies ist jedoch eine Folge der deutlich geringeren Ablaufkonzentrationen die im Ablauf der Säule festgestellt wurden. Der ansonsten bei allen Säulen deutlich ausgeprägte Ausspülungseffekt am Anfang eines jeden Versuchs fällt in diesem Fall um etwa 50 % geringer aus.

Tabelle 14.14: Darstellung der gemessenen und simulierten Ablauffrachtsummen der relativen Abweichung vom berechneten zum gemessenen Wert

Säule	Versuch	S_CSB			NH4-N			NO3-N			NO2-N		
		mess	sim	rel. A.	mess	sim	rel. A.	mess	sim	rel. A.	mess	sim	rel. A.
		[g/m²]											
S 5	(HL1)	12,52	15,95	0,274	4,64	5,17	0,114	4,17	3,67	-0,120	0,13	0,16	0,231
S 5	(HL2)	12,52	10,68	-0,147	3,90	4,92	0,262	4,01	3,71	-0,075	0,12	0,17	0,417
S 10	(HL1)	12,52	25,06	1,002	5,26	6,03	0,146	2,12	3,34	0,575	0,28	0,25	-0,107
S 10	(HL2)	12,52	28,95	1,312	4,62	6,26	0,355	4,52	3,34	-0,261	0,35	0,26	-0,257

mess = Messwert; sim = berechneter Wert; rel. A. = relative Abweichung ((sim – mess) / mess)

14.2.4 Simulationsergebnisse der Säulenversuche

Nach der erfolgten Kalibrierung und der Verifikation der Kalibrierergebnisse ist die Simulation anderer Randbedingungen möglich. Um einen Teil dieser Variationsmöglichkeiten aufzuzeigen, wurden drei Modellvarianten (A, B und C) mit 3 bis 5 unterschiedlichen Randbedingungen berechnet. Dies führt somit in der Summe zu 13 Modellvarianten.

Bei den Varianten wurden Randbedingungen des kalibrierten Modells verändert. In der Variante A wurden unterschiedliche stoffliche Belastungen durch Variation der Zulaufkonzentrationen simuliert. In der Variante B wurde die Filtergeschwindigkeit durch variierende Drosselabflussspenden simuliert. In den abschließend durchgeführten Simulationen wurden unterschiedliche hydraulische Belastungen durch Variation der Beschickungshöhe modelliert.

14.2.4.1 Modellvariante A: Simulation unterschiedlicher Zulaufkonzentrationen

In der Variante A wurden 5 unterschiedliche Modelle berechnet, bei denen die Zulaufkonzentration für $\text{NH}_4\text{-N}$ und S_CSB variiert wurden. Die modellierten Konzentrationspaarungen sind in der Tabelle 14.15 dargestellt. Die resultierenden Ablaufkonzentrationen sind für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ in den in Bild 14.16 dargestellten Diagrammen visualisiert.

Tabelle 14.15: Darstellung unterschiedlichen Frachtsimulationen, Simulationsvarianten A1 bis A5

Variante	Beschickungshöhe	Drosselabflussspende	S_CSB	$\text{NH}_4\text{-N}$
	$[\text{m}^3/\text{m}^2]$	$[\text{l}/\text{s}\cdot\text{m}^2]$	$[\text{mg}/\text{l}]$	$[\text{mg}/\text{l}]$
A1	2,5	0,02	30	3
A2	2,5	0,02	50	4
A3	2,5	0,02	60	6
A4	2,5	0,02	70	8
A5	2,5	0,02	80	10

Deutlich erkennbar ist der sehr gut vergleichbare Verlauf aller Konzentrationen zu Beginn des Versuchs, in der hauptsächlich Sorption stattfindet. Solange aerobe Bedingungen im Filter vorliegen, erfolgt neben der Sorption in den ersten fünf Stunden nach Versuchsbeginn der Abbau von S_CSB und die Nitrifikation von $\text{NH}_4\text{-N}$ zu Nitrit und Nitrit zu Nitrat. Hier zeigen die berechneten Ganglinien beim Ammonium-Stickstoff keine Konzentrationsabhängigkeit. Wird der Punkt der Sorptionskapazität überschritten (nach ca. 5 Stunden), so steigt die

Ablaufkonzentration bei allen Simulationen entsprechend der Zulaufkonzentration an. In keinem der 5 Simulationen wird die Zulaufkonzentration erreicht. Die Ablaufkonzentrationen der Produkte der Nitrifikation (Nitrat und Nitrit) bestätigen diese Interpretation. Auch beim S_CSB beeinflusst die Sorption die Ablaufkonzentrationen; allerdings werden die deutlichen Konzentrationsdefizite durch einen gehemmten aeroben Abbau von S_CSB verursacht. Deutlich zu erkennen ist der Zeitpunkt der beginnenden Wiederbelüftung nach Versucheende (ca. 35 h). Hier reagieren die Ablaufkonzentrationen mit einem Konzentrationseinbruch, infolge des Einsetzens der biologischen Aktivität unter aeroben Bedingungen.

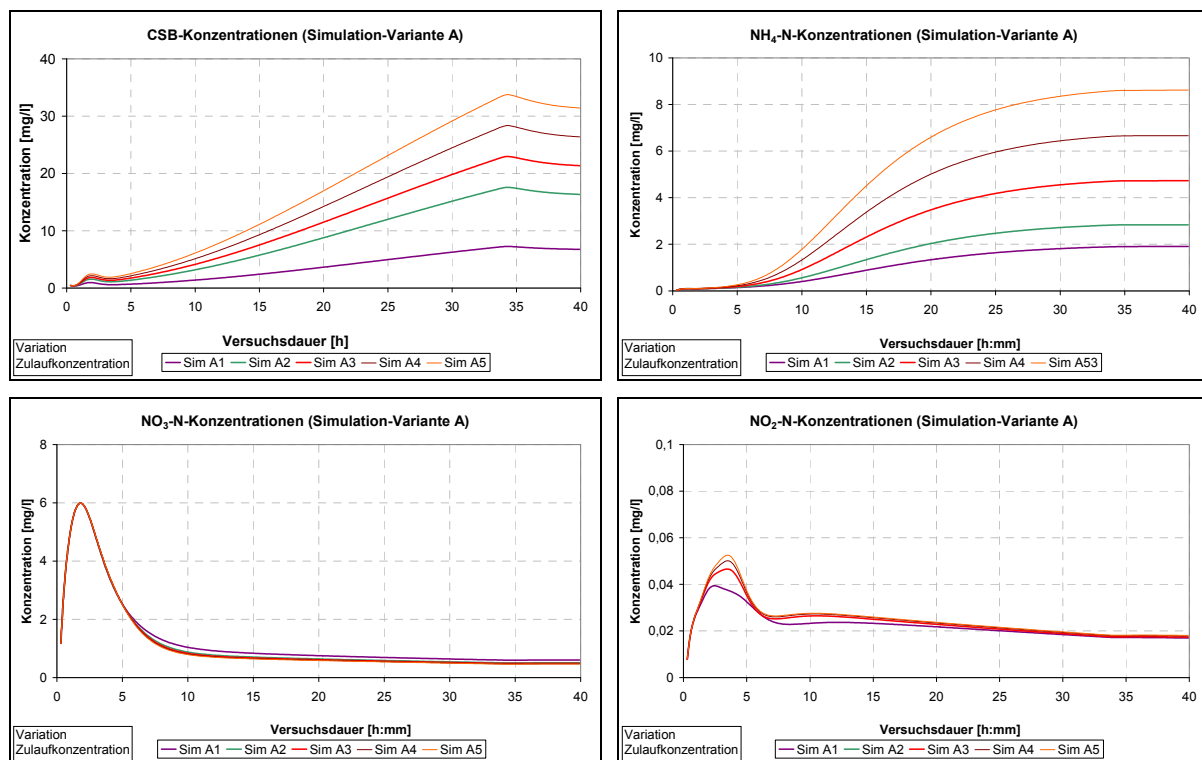


Bild 14.16: Ergebnisse der Simulationsvarianten A1 bis A5 für die Parameter S_CSB, NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N

14.2.4.2 Modellvariante B: Simulation unterschiedlicher Drosselabflussspenden

In der Modellvariante B wurde die Veränderung der Drosselabflussspende simuliert. Ähnlich der Verifikation wurde das kalibrierte Modell für die Berechnung unterschiedlicher Drosselabflussspenden genutzt. Anders als bei den Modellen der Verifikation, bei denen sich die Infiltratkonzentrationen unterschieden wurde bei der Simulationsvariante B identische Konzentrationen angenommen, um ausschließlich die Auswirkungen dieser Randbedingung

darstellen zu können. Eine höhere Drosselabflussspende führt vor allem zu einer geringeren Aufenthaltszeit, die eine kürzere Einstaudauer und eine schnellere Wiederbelüftung bewirkt. In Tabelle 14.16 sind die verwendeten Drosselabflussspenden, die für die Simulation angenommen wurden, aufgelistet.

Tabelle 14.16: Simulationsvarianten B1 bis B3: Variation der Drosselabflussspende

Variante	Beschickungshöhe	Drosselabflussspende	S_CSB	NH ₄ -N
	[m ³ /m ²]	[l/s*m ²]	[mg/l]	[mg/l]
B1	2,5	0,03	60	6
B2	2,5	0,04	60	6
B3	2,5	0,05	60	6

In Bild 14.17 sind die Ablaufkonzentrationen wie bereits bei Variante A für die 4 Parameter dargestellt. Anhand der unterschiedlichen Drosselabflussspenden zeigen sich auch deutliche Unterschiede in den Konzentrationsganglinien. Die Sorptions- und Abbauprozesse zeigen bei der Variante B1 noch den gewohnten Verlauf. Bis zu einer Versuchsdauer von 5 Stunden wird annähernd der gesamte Ammonium-Stickstoff zurückgehalten. Betrachtet man die beiden schneller gedrosselten Simulationen, so rückt der Zeitpunkt, an dem NH₄-N ausgetragen wird, entsprechend der höheren Drossel vor.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass der Prozess der Sorption zunächst nicht von der Drosselabflussspende abhängig ist, und die Sorptionsplätze im Filter lediglich schneller besetzt sind. Dies trifft für das NH₄-N, wie Tabelle 14.17 zeigt, zu. Da beim S_CSB ein wesentlicher Anteil des Stoffrückhalts auf Abbauprozesse beruht, ist hier eine Minderleistung infolge der höheren Drossel zu erwarten. Da die Filterbiozönose aufgrund der sich schneller einstellenden anaeroben Bedingungen weniger Zeit zum Abbau hat, sind hier auch höhere Frachtsummen zu erwarten (s. Tabelle 14.17).

Tabelle 14.17: Ablaufrachtsummen der einzelnen Simulationsvarianten (B1 bis B3)

Variante	Versuchsdauer	S_CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N
	[hh:mm]		[g/m ²]		
B1	23:20	31,03	6,76	3,63	0,16
B2	17:30	36,26	6,94	3,35	0,26
B3	14:00	40,62	7,07	3,01	0,29

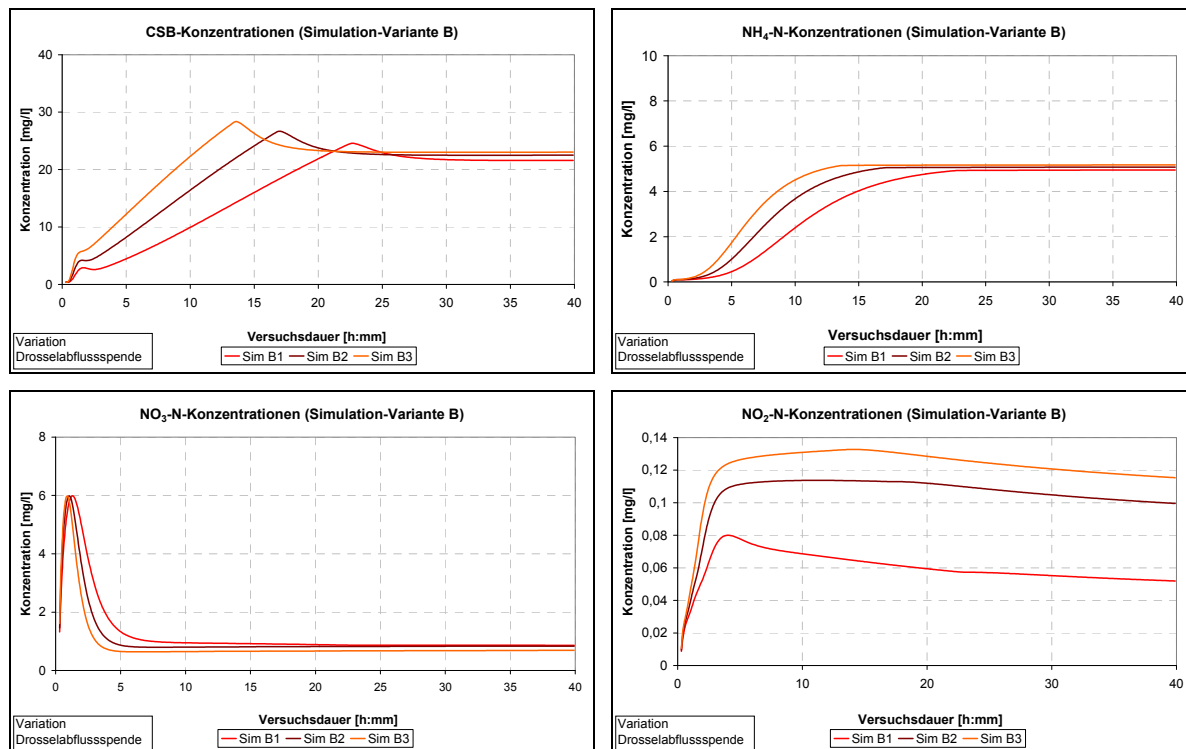


Bild 14.17: Ergebnisse der Simulationsvarianten B1 bis B3 für die Parameter S_CSB, NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N

14.2.4.3 Modellvariante C: Simulation unterschiedlicher Beschickungshöhen

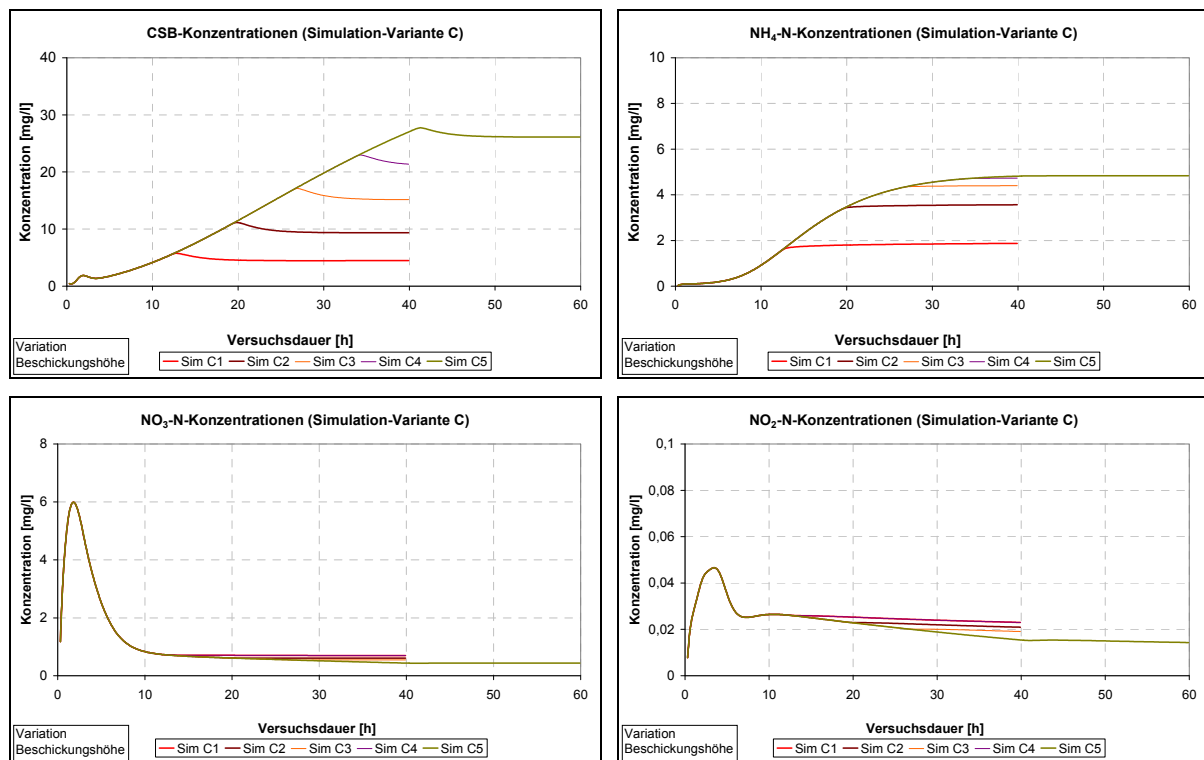
In der Modellvariante C wurden Beschickungshöhen von 1,0 bis 3,0 m³/m² simuliert. Da auch hier stets gleiche Konzentrationen im Zulauf sowie identische Drosselabflussspenden vorliegen ist eine Aussage über die Auswirkung unterschiedlicher hydraulischer Belastungen möglich. Zu Berücksichtigen ist in jedem Fall, dass mit zunehmender hydraulischer Belastung bei gleichbleibender Konzentration auch die stoffliche Belastung zunimmt.

In Tabelle 14.18 sind die entsprechenden Beschickungshöhen der jeweiligen Variante zugeordnet.

Bild 14.18 zeigt die aus den Simulationen resultierenden Ablaufkonzentrationen. Deutlich sind die unterschiedlichen Zulaufbelastungen anhand der Ablaufganglinien für S_CSB und NH₄-N zu erkennen. Um die Abhängigkeit von Stoffrückhalt zur hydraulischen und stofflichen Zulaufbelastung zu verdeutlichen, wurden die Frachtsummen für Zu- und Ablauf und die daraus resultierenden Wirkungsgrade in Tabelle 14.19 dargestellt. Während die Wirkungsgrade für S_CSB in einem Bereich von 80 bis 95 % variieren, zeigen die Wirkungsgrade für den Parameter NH₄-N eine deutlich größere Varianz (von 90 bis 50 %). Die Leistungsgrenze für den NH₄-N-Rückhalt ist bei den Zulaufvarianten C4 und C5 eindeutig erreicht.

Tabelle 14.18: Simulationsvarianten C1 bis C5 mit variierenden Beschickungshöhen

Variante	Beschickungshöhe	Drosselabflussspende	S_CSB	NH ₄ -N
	[m ³ /m ²]	[l/s*m ²]	[mg/l]	[mg/l]
C1	1,0	0,02	60	6
C2	1,5	0,02	60	6
C3	2,0	0,02	60	6
C4 (= A3)	2,5	0,02	60	6
C5	3,0	0,02	60	6

**Bild 14.18:** Ergebnisse der Simulationsvarianten C1 bis C5 für die Parameter S_CSB, NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N**Tabelle 14.19:** Bilanzierung der Frachten und der Wirkungsgrade der Simulationsvarianten C1 bis C5 für die Parameter S_CSB und NH₄-N

Variante	Beschickungs- höhe	Versuchs- dauer	Zulaufrecht		Ablaufrecht		Wirkungsgrad	
			S_CSB	NH ₄ -N	S_CSB	NH ₄ -N	S_CSB	NH ₄ -N
	[m ³ /m ²]	[hh:mm]	[g/m ²]		[g/m ²]		[%]	
C1	1	14:00	60	6	3	1	95,0	89,7
C2	1,5	21:00	90	9	8	2	91,3	76,7
C3	2	28:00	120	12	16	4	87,1	65,3
C4 (= A3)	2,5	35:00	150	15	26	7	82,6	56,7
C5	3	42:00	180	18	39	9	78,2	50,5

Im Gegensatz zu den Varianten A und B, die durch vergleichbare Laborversuche (Kalibrierung (Kapitel 14.2.2) und Verifikation (Kapitel 14.2.3) des Säulenmodells) bereits mit Messdaten vergleichbar sind, liegen für die Simulationsvariante C noch keine detaillierten Messdaten vor. Grobe et al. [2005] nennen für Sandsubstrate eine Leistungsgrenze von 15 g/m². Diese ist auch in den Simulationsergebnissen erkennbar.

14.3 Zusammenfassung der Simulationsergebnisse

Für die Simulationen wurde das Modul Constructed Wetlands 2D des Finite-Elemente Modells Hydrus-2D eingesetzt. Mit diesem kombinierten Modell können Wasser- und Stofftransport in variabel gesättigten Medien sowie die biochemischen Umwandlungs- und Abbauprozesse für organische Verbindungen, Stickstoffverbindungen und anorganischem Phosphor örtlich und zeitlich hoch aufgelöst simuliert werden. Prinzipiell ist es mit dem Modell möglich Langzeitsimulationen von RBF durchzuführen (vgl. Uhl/Henrichs [2005]).

Das Finite-Elemente-Modell (FEM) der Säulen hat einen 4-schichtigen Aufbau. Zur Simulation der Überstauschicht wurde eine fiktive Bodenschicht mit einem Gesamtporenvolumen von 100 % und einem Restwassergehalt von 0 % angenommen. Sowohl für das eingesetzte Substrat DWA-II als auch den eingesetzten Kies (Deck- und Dränageschicht) wurden die hydrogeologischen Substrateigenschaften bestimmt und als Modelleingangsdaten vorgegeben. Für die Simulation des Wassertransports spielt das effektive Porenvolumen eine entscheidende Rolle. Modelltechnisch wurde davon ausgegangen, dass das gesamte vorhandene Porenvolumen durchströmt wird. Dies stellt eine so genannte 1-Regionen Simulation ohne immobile Zonen dar. Die Reaktionskinetik beinhaltet autotrophe (Nitrifikanten) und heterotrophe („Allrounder“) Mikroorganismen, die in der Substratschicht von der FOK bis 30 cm unter FOK linear abnehmend angesetzt wurden.

Im Rahmen der Durchführung der Säulenversuche wurden in die Simulationssäule S-9 Sonden zur Bodenfeuchtemessung in 15 cm und in 50 cm unter der Filteroberkante eingebaut. Die Bodenfeuchtemessungen verfolgten das Ziel, die Filterpassage des Filtrats genauer beschreiben zu können. Des Weiteren sollten im Hinblick auf die Modellierung Informationen zum ungesättigten Fluss, zur Sättigungsphase und zur Vollsättigung ermittelt werden.

Die Ergebnisse der Bodenfeuchtemessung liefern neue Erkenntnisse im Bereich des Wasser- und Stofftransports. So konnte nachgewiesen werden, dass der am Strömungsprozess partizipierende Hohlraumanteil sich mit der aufgetragenen Beschickungshöhe ändert.

Bei Überstauhöhen von 1,25 m (HL) partizipierten im Durchschnitt 5 % mehr Poren am Durchströmungsgeschehen als bei den NL Versuchen die eine Überstauhöhe von 20 bis 25 cm bewirkten. Dies wird durch den größeren Porendruck im Filter verursacht. Dieser

bewirkt zum Einen ein Zusammenpressen von in Poren gefangener Bodenluft und zum Anderen wird mehr Bodenluft im filtrierendem Medium gelöst und abtransportiert.

Für die Kalibrierung des Modells wurden die Beschickungsereignisse der Säulen S-9 und S-12 verwendet. Die Abbauprozesse im Überstauwasser des Retentionsraums bewirkten eine zum Teil erhebliche Minderung der Infiltratfracht. Daher konnten für Erstellung, Kalibrierung und Verifikation des Säulenmodells nur die Versuche benutzt werden, die eine Trennung der zwei Reaktionsräume Überstau und Filtersubstrat ermöglichen. Daher wurden für die Modellierung der Versuchssäulen die Hochlastversuche aus der Überprüfung der Handlungsanleitung (Kapitel 7) herangezogen, so dass nur Ereignisse simuliert wurden, bei denen das Infiltrat als Ganglinie beprobt wurde. Zusätzlich zu den Beschickungsereignissen der Säulen S-9 und S-12 (Kalibrierung) wurden die Daten der Säulen S-5 und S-10 für die Verifikation eingesetzt. Die Kalibrierung des Wasser- und Stofftransportmodells erfolgte auf der Basis von Tracerversuchen. Die Parameter wurden durch einen visuellen Vergleich der Ablaufkonzentrationsganglinien iterativ angepasst.

Das reaktionskinetische Modell wurde anhand der Ablaufkonzentrationsganglinien der Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ und S_CSB kalibriert. Der Vergleich der gemessenen und simulierten Ablaufkonzentrationsganglinien der Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ diente der Plausibilitätsprüfung der stattfindenden Prozesse (Infiltration und Nitrifikation).

Die im Rahmen der Kalibrierung ermittelten Parameterdatensätze für das reaktionskinetische Modell und für die Adsorptionsparameter von $\text{NH}_4\text{-N}$ und S_CSB konnten durch die Simulation von Beschickungsereignissen an den Säulen S-5 und S-10 verifiziert werden. Im Besonderen ist die Übertragung eines Substrat-spezifischen Parameterdatensatzes bei variierender Drosselabflussspende gelungen.

Die Simulations-Varianten haben verdeutlicht, dass mit einer geringen Anzahl von Laborversuchen in Verbindung mit detaillierter Erfassung von chemischen und physikalischen Größen ein gut funktionierendes Säulenmodell erstellt werden kann. Das kalibrierte Säulenmodell ermöglicht die Simulation unterschiedlichster Randbedingungen und kann seriöse Ergebnisse dieser Szenarien berechnen. Gerade die im Betrieb von RBF wichtigen Fragestellungen bezüglich der hydraulischen (Beschickungshöhen) und stofflichen (Konzentrationen) Belastungsgrenzen eines Filters können anhand dieser Simulationen besser beurteilt werden. Die Überführung der Simulationstechnik von der Säulen auf die Großtechnik mit entsprechenden Begleituntersuchungen (in situ Messungen von Sauerstoff und Bodenfeuchte) am RBF ist dringend zu empfehlen.

Literaturverzeichnis

- BORN W. (2002): *Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken*. In: F.-B. Frechen und A.I. Urban [Hrsg.]: *Wasser - Abwasser - Abfall*, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft. Bd. 21. Universität Kassel. 0930-5459.
- DAMMRATH R.; KOBUS H.; SCHÖTTLER U. und ZIPFEL K. (1979): *Wasserinhaltsstoffe im Grundwasser - Reaktionen, Transportvorgänge und deren Simulation*. UBA-Berichte. Projekt-Nr. 102 03 002/10.
- DILKAUTE T. (2006): *Erprobung eines Lichtleiterfluorimeters zur Onlinemessung von gelösten Tracern*. Münster, Fachhochschule Münster, Fachbereich Bauingenieurwesen, Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft (LWW), DA [unveröff.].
- DIN 4220 (1998): *DIN 4220: Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten*. Berlin/Köln: Beuth Verlag 34 S.
- DIN 18123 (1983): *Bestimmung der Korngrößenverteilung*. 12 S.
- DIN 18126 (1996): *Bestimmung der Dichte nicht Bindiger Böden bei lockerster und dichtester Lagerung*. 10 S.
- DIN 18130-1 (1998): *Deutsche Norm: Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts*. 20 S.
- DITTMER U. (2006): *Rückhalt von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung*. Kaiserslautern, Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Dissertation.
- DITTMER U.; MEYER D. und LANGERGRABER G. (2005): *Simulation of a subsurface Vertical Flow Constructed Wetland for CSO Treatment*. In: *Water Science and Technology*, 51 (9), S. 225 - 232.
- DITTMER U.; WELKER A. und SCHMITT T. G. (2002): *Bodenfilter "Saarbrücken - Ensheim" zur weitergehenden Mischwasserbehandlung*. In: Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft; Universität Kaiserslautern [Hrsg.]: *Tagungsband "Regenwasserbehandlung - Anwendungspraxis und Perspektiven"*. S. 111 - 134.
- DWA-M 178 (2005): *Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem*. DWA-Merkblatt 178. Hennef: GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V.
- FISCHER J. (1998): *Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum*. In: F.-B. Frechen und A.I. Urban [Hrsg.]: *Wasser - Abwasser - Abfall*, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Kassel. Bd. 19. Universität Kassel.
- FUCHS S. (1997): *Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer*.: Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Bd. 79. München: Kommissionsverlag R. Oldenburg.
- FUCHS S. (2003): *Retentionsbodenfilter - Betriebserfahrungen /Konsequenzen*. ATV-DVWK Regenwassertage 2003. Landau.
- GOLWER A. (1985): *Qualitätsaspekte der Versickerung*. In: *Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft; Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover* [Hrsg.]: *Neue Aspekte der Regenwasserversickerung*. Bd. 57. S. 175-196.
- GROBE S.; HENRICHS M.; JANICZEK M.; UHL M. und MERKEL W. (2005): *Weitergehende Mischwasserbehandlung mit Bodenfiltern, Untersuchungen zum Filteraufbau und Filterbetrieb zur Verbesserung der Reinigungsleistung insbesondere hinsichtlich hygienisch relevanter Mikroorganismen*. Abschlußbericht zum Untersuchungsauftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV), AZ: IV-9-041 107 0030.
- GROBE S.; UHL M.; MERKEL W. und OVERATH H. (2003): *Elimination hygienisch relevanter Mikroorganismen durch Bodenfilter zur Mischwasserbehandlung*. In: *Institut für Sied-*

- lungswasserwirtschaft der RWTH Aachen [Hrsg.]: 36. Essener Tagung für Wasser-Abfallwirtschaft, Schriftenreihe GWA.
- GROTEHUSMANN D.; SCHÜTTE M.; SCHIEDT L. und KASTING U. (1999): *Wissenschaftliche Betreuung der Bodenfilteranlage Alsdorf*. Auftraggeber: MURL NRW.
- HARTER T. und TEUTSCH G. (1989): *Pestizidtransport in der ungesättigten Zone: Vergleich der Simulationsmodelle GLEAMS, PRZM und LEACHM anhand von Säulenversuchen*. Stuttgart, Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau. Projektnummer: PWAB-PW 88/055.
- HENRICH M.; LANGERGRABER G. und UHL M. (2007): *Modelling of organic matter degradation in constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow*. In: Science of The Total Environment, 380 (1-3), S. 196-209.
- HENZE M.; GUJER W.; MINO T. und VAN LOOSDRECHT M. (2000): *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3*. IWA Scientific and Technical Report No. 9.
- HÖLTING B. und COLDEWEY W. G. (2005): *Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*. München: Elsevier Spektrum Akademischer Verlag. 3-8274-1526-8.
- HUBER C. und KRAUSE C. (2004): *Instruction Manual Fibox 3 - Software Version 5.31*.
- KÄSS W. (2004): *Geohydrologische Markierungstechnik*. In: Georg Matthess [Hrsg.]: Lehrbuch der Hydrogeologie. Bd. 9. Berlin / Stuttgart: Gebr. Borntraeger. 557 S. 2. überarb. Aufl. 3-443-01050-4.
- LANGERGRABER G. (2001): *Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands*. In: Abteilung Siedlungswasserbau - Institut für Wasservorsorge - Universität für Bodenkultur Wien [Hrsg.]: Wiener Mitteilungen, Wasser - Abwasser - Gewässer. Bd. 169. Wien: Eigenverlag. 3-85234-060-8.
- LANGERGRABER G. und SIMUNEK J. (2004): *The Multi-Component reactive Transport Module CW2D for Constructed Wetlands for the HYDRUS-2D Software Package*.
- LANGERGRABER G. und SIMUNEK J. (2005): *Modeling variably-saturated water flow and multi-component reactive transport in constructed wetlands*. In: Vadoze Zone Journal, 4 (4), S. 924 - 938.
- LANGERGRABER G. und SIMUNEK J. (2006): *The Multi-Component reactive Transport Module CW2D for Constructed Wetlands for the HYDRUS-2D Software Package - Manual*. Wien, BOKU - University of Natural Resources and Applied Life Sciences. Version 1.1. S. 80
- LFU (2002): *Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem*. In: Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.]: Handbuch Wasser Nr. 4, 2. überarbeitete Auflage. Karlsruhe.
- MUNLV (2003): *Retentionsbodenfilter, Handbuch für Planung, Bau und Betrieb*. In: Ministerium für Umwelt und Naturschutz; Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen [Hrsg.] 3-9808617-1-6.
- NETTER R. E. (1995): *Strömung in horizontal durchflossenen, bewachsenen Bodenfiltern und deren Einfluß auf die Abwasserreinigung*. In: Peter A. Wilderer [Hrsg.]: Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Technische Universität München. Bd. 123. München: Hieronymus Buchreproduktion.
- NOWAK O. (1996): *Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwasser einfluß*. In: Abteilung Siedlungswasserbau - Institut für Wasservorsorge - Universität für Bodenkultur Wien [Hrsg.]: Wiener Mitteilungen, Wasser - Abwasser - Gewässer. Bd. 135. Wien: Eigenverlag. 3 - 85234 - 026 - 7.
- RÖDDER A. (1997): *Wirkung und Bemessung von Rückhaltestrecken nach Regenentlastungen*. In: Förderverein Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft an der Universität GH Essen; SIWAWI e.V. [Hrsg.]: Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität GH Essen. Bd. 11. 3-9804566-8-4.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. 3-8274-1324-9.
- SCHMITT T. G.; DITTMER U. und WELKER A. (2005): *Entwicklung von zukünftigen Strategien zur weitergehenden Mischwasserbehandlung mit Hilfe von Bodenfilteranlagen*. Kai-

- erslautern, Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. Abschlussbericht des BMBF-Vorhabens Nr. 02WA0084.
- SCHWARZ M. (2004): *Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickernden Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität*. Karlsruhe, Universität Karlsruhe (TH), Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Dissertation.
- SCHWARZ M.; FUCHS S. und HAHN H. H. (2003): *Mikrobielle Kolmation und Dekolmation in Bodenfiltern*. In: Wasser und Abfall, (10), S. 20 - 23.
- SIMUNEK J.; SEJNA M. und VAN GENUCHTEN M. T. (1999): *The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media - Version 2.0, Manual*. Riverside, Cal., U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS.
- TESCHNER K.; MACIEL N. und HEGEMANN W. (2004): *Kolmation von vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen, Prozesse und Ursachen*. In: gwf-Wasser/Abwasser, 145 (1), S. 26-35.
- UHL M. und HENRICHS M. (2005): *Simulation von Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung*. Münster, Fachhochschule Münster, Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft. Abschlussbericht des BMBF-Vorhabens Nr. 1707503. S. 134
- UHL M. und JÜBNER M. (2001): *Durchführung ergänzender Säulenversuche zur Pilotfilteranlage Alsdorf*. Münster, FH Münster, Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft. Auftraggeber: Landes Umwelt Amt (LUA) NRW, Schlussbericht (unveröffentlicht).
- UHL M. und JÜBNER M. (2004): *Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung, Untersuchung von Sandsubstraten und Betriebsweisen*. In: Korrespondenz Abwasser, 51 (3), S. 261-270.
- UHL M. und KASTING U. (2002): *Verschmutzung des Niederschlagabflusses in Misch- und Trennsystemen und von Straßen*. In: Wasser und Abfall, 3 (2002), S. 14-23.
- UPHUES K. (2006): *Kostenoptimierung und Betriebskontrolle von Retentionsbodenfiltern*. Münster, Fachhochschule Münster, Bauingenieurwesen, LWW, DA [unveröff.].
- WELKER A. (2005): *Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen*. Kaiserslautern, Technische Universität Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft, Habil.
- WOZNIAK R. (2007): *Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern*. Kaiserslautern, Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Dissertation.
- WTW (2003a): *Betriebsanleitung SensoLyt 700 IQ - IQ Sensor Net pH/Redox-sensor*. www.wtw.com
- WTW (2003b): *Grundlagen der Messtechnik*. www.wtw.com
- WTW (2004): *Betriebsanleitung TRIOXMATIK 700 IQ - IQ Sensor Net Sauerstoffsensor*.
- WTW (2005a): *Betriebsanleitung VARION 700 IQ - IQ Sensor Net modularer Kombisensor für Ammonium und Nitrat*.
- WTW (2005b): *WTW - Grundlagen der Messtechnik (Fibel)*. Weilheim,