

**Rückhalt hygienerrelevanter Bakterien in
mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern
- Konstruktive Hinweise**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

DOKTOR-INGENIEURS

von der Fakultät für

Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Umweltwiss. Richard K. Orb

aus Mertingen

Tag der mündlichen

Prüfung: 23.05.2012

Hauptreferent: em. Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D.

Korreferentin: Prof. Dr. Ursula Obst

Karlsruhe 2012

Dissertation genehmigt von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) 2012

Hauptreferent: em. Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe
Korreferentin: Prof. Dr. Ursula Obst, Karlsruhe

Richard K. Orb

Rückhalt hygienerelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten
Retentionsbodenfiltern - Konstruktive Hinweise

Karlsruhe: Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, 2012
Schriftenreihe SWW Karlsruhe - Band 142
Zugl.: Karlsruhe, KIT, Diss., 2012
ISBN 978-3-9813069-5-8

ISBN 978-3-9813069-5-8

Alle Rechte vorbehalten.

Satz: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
Karlsruher Institut für Technologie (KIT)

Druck: Wilhelm Stober GmbH, Druckerei und Verlag, 76344 Eggenstein
Printed in Germany

Kurzfassung

Ziel der Arbeit ist, für den ingenieurpraktischen Bau und Betrieb von mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern als eigenständiges Verfahren mit Hygieneanforderungen einen optimierten Lösungsansatz für einen hohen Bakterienrückhalt zu entwickeln.

Um die komplexen Vorgänge zu realisieren, erfolgten die Untersuchungen auf mehreren Versuchsebenen. Es sind Untersuchungen an Großanlagen und im Technikumsversuch durchgeführt worden. Der Technikumsversuch wurde mit Mischwasser beschickt, so dass während der Versuche realitätsnahe Bedingungen abgebildet wurden.

Die Ergebnisse belegen, dass Filtersande mit einer konfektionierten Filtermatrixzusammensetzung und intermittierender Betriebsweise sehr hohe log-Reduzierungen um 3 bis 5 der hygienerlevanten Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken erzielen.

Mit den Untersuchungsergebnissen konnte gezeigt werden, dass der Schwerpunkt für einen hohen Rückhalt der hygienerlevanten Bakterien in Retentionsbodenfiltern auf der Hybrid-Lösung bestehend aus Betriebsbedingung und Rückhalte Mechanismen liegt. Die Kombination aus Betriebsbedingung und Rückhalte Mechanismen zeigt sich als eine effiziente und wirtschaftliche Lösung, da Retentionsbodenfilter im Unterschied zu Langsamsandfiltern betriebsbedingt nicht auf einen prioritären Mechanismus zur Abscheidung der Bakterien regelbar sind. Im praktischen Betrieb des Filters bildet sich durch die wechselnden hydraulischen, stofflichen und zeitlichen Belastungen kaum ein Gleichgewichtszustand in der Filtermatrix aus, so dass die Steuerung von einem einzelnen Rückhalte Mechanismus nicht sinnvoll ist. Vielmehr ist der Filter so zu modifizieren, dass die physikalisch-chemisch und/oder bio-chemisch bedingte Rückhaltung je nach wechselnden Systemzuständen verbessert wirksam werden kann. Hierbei wird die verbesserte Wirksamkeit durch die Betriebsbedingung mit den Systemparametern Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe in Bezug zu den betrachteten Bakteriengrößen erzeugt.

Mit diesen Zusammenhängen zeigten sich für optimierte, konsolidierte Filtersande intermittierender Betrieb und mehrwöchige Trockenphasen ohne wesentlichen Einfluss auf den sehr hohen Rückhalt der Bakterien.

Kurzfassung

Mineralogische Einflüsse der Filtersande auf einen verbesserten Bakterienrückhalt konnten fast nicht festgestellt werden. Kolmation spielte bei den Filtersanden mit hoher Rückhaltewirkung kaum eine Rolle.

Abstract

The aim of the present study is to develop an optimized approach for the construction and operation of combined waste water retention soil filters as a self-contained procedure for a high retention rate of bacteria.

In order to implement the complex processes, investigations were made at several test levels. Examinations were carried out both at large-scale plants and with lab-scale filter columns. The lab-scale filter columns were fed with combined waste water in order to reproduce real conditions.

The results of this study show that filter sands with a certain particle size distribution and intermittent operation offer very high retention rates of 3 - 5 log for *E. coli* and Intestinal Enterococci.

Furthermore, the research showed that the key aspects for attaining high retention rates of hygiene-related bacteria with retention soil filters are based on a hybrid solution consisting of operating conditions and retention mechanisms. The combination of operating conditions and retention mechanisms turns out to be an efficient and economic solution, since unlike slow sand filters retention soil filters are not controllable through one prior retention mechanism for bacteria which is due to the operating conditions. The filters in working operations are exposed to varying hydraulic, material and temporal charges, which hardly allow balanced conditions to develop within the filter matrix, so that is not reasonable to control a single retention mechanism. The filter has to be modified in such a way that depending on the varying conditions within the filter matrix, the retention based on physical-chemical and/or biochemical factors is more effective. Thus, an improved effectiveness is reached through the system parameters filtration rate, grain size and filter depth in relation to the size of the considered bacteria.

It turned out that intermittent operation and dry periods lasting for several weeks had no considerable impact on the very high retention of bacteria.

Moreover, the filter sands had no considerable mineralogical impact on improved retention of bacteria. Clogging was not significant in case of filter sands with high retention.

VERZEICHNISSE

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	I
Abstract	III
Tabellenverzeichnis	IX
Abkürzungen und Symbole	X
Zusammenfassung	1
1. Einleitung	5
2. Grundlagen und Kenntnisstand	10
2.1 Hygiene als Verfahrensziel mit Sandfiltration	11
2.1.1 Historie	11
2.1.2 Langsandsandfilter	12
2.1.3 Modifizierter Sandfilter - Retentionsbodenfilter	14
2.1.3.1 Aufbau und Betrieb	14
2.1.3.2 Einflüsse auf die Rückhaltung hygienerelevanter Bakterien.....	15
2.1.4 Zusammenfassung	17
2.1.5 Bewertung der Ablaufqualität.....	18
2.1.5.1 Bakteriologisch-hygienische Qualität des Filterablaufs	18
2.1.5.2 Filterdurchbruch hygienerelevanter Bakterien.....	18
2.1.5.3 NH ₄ -N-Durchbruch	19
2.2 Mikrobiologie.....	20
2.2.1 Biofilm	20
2.2.2 Änderung der Filterkornoberfläche im wässrigen Medium	21
2.2.3 Bakterien	22
2.2.4 Stabilität von Mikroorganismen in wässriger Phase	23
2.2.5 Zusammenfassung	24
2.3 Partikelabscheidung.....	25
2.3.1 Einführung	25
2.3.2 Makroskopisches Filterverhalten	27
2.3.3 Mikroskopische Behandlung der Bakterienabscheidung	30
2.3.3.1 Adhäsion von Bakterien.....	30
2.3.3.2 Filterkornoberfläche	31
2.3.3.3 Zelloberfläche.....	32
2.3.3.4 Medium Mischwasser	33
2.3.4 Zusammenfassung	37
2.4 Kolmation.....	37
2.4.1 Einführung	37
2.4.2 Mischwasser.....	38
2.4.3 Innere Kolmation	39
2.4.4 Zusammenfassung	40
2.5 Bodenkennwerte	40

VERZEICHNISSE

2.6 Ausgangsfragen und Zielsetzung der Arbeit.....	41
3. Material und Methode.....	44
3.1 Retentionsbodenfilter im großtechnischen System.....	44
3.1.1 Retentionsbodenfilter Monheim	44
3.1.1.1 Kenndaten Retentionsbodenfilter.....	45
3.1.1.2 Filtersand	45
3.1.1.3 Messtechnik und Probenahme	46
3.1.2 Retentionsbodenfilter Tagmersheim	46
3.1.2.1 Kenndaten Retentionsbodenfilter.....	47
3.1.2.2 Filtersand	47
3.2 Technikumsversuch	47
3.2.1 Beschreibung Versuchsstand	48
3.2.2 Filtermaterial.....	48
3.2.2.1 Einführung.....	48
3.2.2.2 Physikalische Kenngrößen	50
3.2.2.3 Mineralogische Zusammensetzung	52
3.2.3. Mischwasser.....	52
3.2.3.1 Reales Mischwasser Klärüberlauf RÜB Monheim.....	52
3.2.3.2 Beschickungswasser Technikumsversuch.....	54
3.2.4 Durchführung der Säulenversuche	56
3.2.5 Stoffeigenschaften.....	57
3.2.5.1 Filterporosität.....	57
3.2.5.2 Durchlässigkeit	57
3.3 Untersuchungsmethoden und Parameter.....	58
3.3.1 Statistische Methoden	59
3.3.2 Bakteriologisch-hygienische Untersuchungen	60
3.3.3 Molekularbiologische Untersuchungen	60
3.3.4 Chemisch-physikalische Untersuchungen	60
3.3.5 Transport von Bakterien	61
4. Ergebnisse	62
4.1 Rückhalt hygienerelevanter Bakterien in der Großanlage	62
4.1.1 RBF Monheim	62
4.1.2 RBF Tagmersheim	63
4.2 Technikumsversuch	64
4.2.1 Filtergeschwindigkeit	64
4.2.2 Korndurchmesser	71
4.2.2.1 Zusammensetzung der Filtermatrix	71
4.2.2.2 Porosität.....	75
4.2.2.3 Dispersion	76
4.2.2.4 NH ₄ -N-Durchbruch	78

VERZEICHNISSE

4.2.3	Filtertiefe	79
4.2.4	Adhäsion der Bakterien	81
4.2.4.1	Änderung Strömungsregime	81
4.2.4.2	Biofilmverteilung	83
4.2.4.3	Änderung der Filterwirksamkeit durch Bioadhäsion	85
4.2.4.4	Änderung der Filterwirksamkeit durch die Trockenphase	86
4.2.4.5	Einfluss der obersten Filterschicht	89
4.2.4.6	Einflüsse Mineralogie	91
4.2.5	Kolmation	92
4.2.5.1	Entwicklung hydraulische Leitfähigkeit	93
4.2.5.2	Änderung der KBE-Konzentration im Ablauf	94
5.	Diskussion	95
5.1	Optimierung Betriebsbedingung	95
5.1.1	Einflussgröße Filtergeschwindigkeit	95
5.1.2	Einflussgröße Korndurchmesser	97
5.1.3	Einflussgröße Filtertiefe	100
5.2	Filterwirksamkeit und Filterverhalten zur Verbesserung des Bakterienrückhalts	101
5.2.1	Änderung Strömungsregime	101
5.2.2	Bedeutung des Biofilms	102
5.2.2.1	Biofilmverteilung	102
5.2.2.2	Änderung der Filterkornoberfläche	103
5.2.3	Bedeutung der Betriebseigenschaften	106
5.2.3.1	Auswirkung Trockenphase	106
5.2.3.2	Auswirkung oberste Filterschicht	109
5.2.4	Mineralogische Stoffeigenschaften	111
5.2.5	Zusammenfassung der Fazite	112
5.3	Kolmation	113
6.	Folgerungen	116
	Anhänge	118
	Literaturverzeichnis	122
	Schriftenreihe SWW Karlsruhe	130

VERZEICHNISSE

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Flussdiagramm Gesamtsystem Mischwasserkanalisation mit Retentionsbodenfilter ..5	
Abb. 2: Vergleich der Jahreskosten zwischen Normalsand mit UV-Anlage und Filtersand mit konfektionierter Kornzusammensetzung für spezifische Ausrüstungskosten und Betriebskosten einer Großanlage.....9	
Abb. 3: Schematischer Filteraufbau mit den verwendeten Begriffen für die einzelnen Filterschichten13	
Abb. 4: Phasen der Besiedelung (Bruinsma et al., 2001).....21	
Abb. 5: <i>E. coli</i> (Keuerleber, 2009).....23	
Abb. 6: Enterokokken (Foto: Janice Haney Carr, 08.06.2010)23	
Abb. 7: Sedimentschicht am Beispiel RBF Monheim25	
Abb. 8: Effekte der korngerüstbedingten oder hydromechanischen Dispersion (Mersmann, 2003)30	
Abb. 9: Wechselwirkungen (WW) der Adhäsion von Bakterien (Bressel, 2003; Frant, 2008)31	
Abb. 10: DLVO-Theorie - schematische Darstellung zur Wechselwirkungsenergie in Abhängigkeit des Abstands (D) der interagierenden Oberflächen (z. B. Bakterien und Filterkornoberfläche) bei geringer Ionenstärke (blau), mittlerer Ionenstärke (grün) und hoher Ionenstärke (rot) nach Rumpf (2009)35	
Abb. 11: Korrelation zwischen relativer hydraulischer Leitfähigkeit und Biomasse (Schwarz, 2003)39	
Abb. 12: Systemskizze RBF Monheim.....44	
Abb. 13: Systemskizze RBF Tagmersheim.....46	
Abb. 14: Versuchsstand Säulen48	
Abb. 15: Korngrößenverteilung der untersuchten Filtersande50	
Abb. 16: Mittlere monatliche Fremdwasserzuschläge der Kläranlage Monheim (Bioplan, 2003)53	
Abb. 17: Tagesganglinie Schmutzwasseranfall einer Kleinstadt mit zeitlicher Schwankung und Stundenprozentwert als Anteil des Stundenabflusses am Trockenwetterabfluss je Tag im Vergleich mit einer Großstadt (Eckhardt et al. 2010)55	
Abb. 18: Bezeichnungen im Box-Whisker-Plot59	
Abb. 19: CSB-Ermittlung – Vergleich Standardmethode und Fertigtest61	
Abb. 20: log-Reduzierung von <i>E. coli</i> und I.E. des Filtersandes RBF Monheim (Mittelwert aus 8 Einzelmessungen)63	
Abb. 21: log-Reduzierung von <i>E. coli</i> und I.E. des Filtersandes RBF Tagmersheim (Mittelwert aus 2 Einzelmessungen)64	
Abb. 22: Vergleich der Ablaufkonz. von <i>E. coli</i> bei gedrosseltem Abfluss mit 0,03 l/s•m ² für die Filtersande M1/1 und T4/166	
Abb. 23: Vergleich der Ablaufkonz. von I.E. bei gedrosseltem Abfluss mit 0,03 l/s•m ² für die Filtersande M1/1 und T4/167	
Abb. 24: Rückhalt von <i>E. coli</i> für zwei Filtergeschwindigkeiten ungedrosselt und gedrosselt mit 0,03 l/s•m ² bei unterschiedlichen Kornzusammensetzungen der Filtersande67	
Abb. 25: Box-Whisker-Plot der log-transformierten Zulaufkonzentrationen für <i>E. coli</i> im Zulauf für die Filtersande Li4/3, F3 und F4 zur Prüfung der verschiedenen Filtergeschwindigkeiten69	

VERZEICHNISSE

Abb. 26: Box-Whisker-Plot der log-Reduzierung für <i>E. coli</i> während der Abflussspenden < 0,03; 0,03 und ≥ 0,06 l/s•m ² für die Filtersande Li4/3, F3 und F4	70
Abb. 27: Rückhalt von <i>E. coli</i> in Filtersanden mit hauptsächlich Mittel-/Grobsandfraktionen und unterschiedlichen T+U-Gehalten.....	71
Abb. 28: Rückhalt von <i>E. coli</i> in Filtersanden mit hauptsächlich Fein-/Mittelsandfraktionen und unterschiedlichen T+U-Gehalten.....	72
Abb. 29: Rückhalt der hygiene relevanten Bakterien <i>E. coli</i> und I.E. für die Filtersande Go7, Go8 und M1/1	74
Abb. 30: Zusammenhang zwischen Wasserdurchlässigkeit und Rückhalt von <i>E. coli</i>	75
Abb. 31: Tracerversuche – Filtersande M1/1, Go8 und Li2/3 ohne Abflussdrosselung	76
Abb. 32: Verlauf der NH ₄ -N-Ablaufkonzentration für die Filtersande M1/1 mit Mittel-/Grobsandfraktion/9,7 Mass.-% T+U und Li2/3 mit Fein-/Mittelsandfraktion/11,2 Mass.-% T+U.....	78
Abb. 33: Verlauf der NH ₄ -N-Ablaufkonzentration für die Filtersande Li3/3 mit Fein-/Mittelsandfraktion/4,4 Mass.-% T+U und Li4/3 mit Fein-/Mittelsandfraktion/7,7 Mass.-% T+U.....	78
Abb. 34: Rückhaltebereich von <i>E. coli</i> im Filtersand Go7	80
Abb. 35: log-Reduzierung für <i>E. coli</i> und I.E. für die Filtersande M1/1 und T4/1 - Betriebsweise Teileinstau bis 15 cm unter Filteroberkante.....	82
Abb. 36: log-Reduzierung für <i>E. coli</i> und I.E. für die Filtersande M1/1 und T4/1 - Betriebsweise Teileinstau bis 5 cm unter Filteroberkante.....	82
Abb. 37: Verteilung der Gesamtbakterienzahl mit Hilfe des Nachweises aller Eubakterien im Filtersand Go7 und Ablauf.....	84
Abb. 38: Änderung der log-Reduzierung von <i>E. coli</i> nach 15 Wochen intermittierendem Betrieb - Filtersand Li5/3.....	85
Abb. 39: Zusammenhang zwischen Bioadhäsion bzw. Trockenphase und Rückhalt von <i>E. coli</i> bei M1/1 und Li2/3; *) nach 23 Wochen Trockenphase.....	87
Abb. 40: Zusammenhang Bioadhäsion bzw. Trockenphase und Rückhalt von I.E. bei M1/1 und Li2/3; *) nach 23 Wochen Trockenphase.....	88
Abb. 41: Verteilung von <i>E. coli</i> im Filtersand Go7.....	91
Abb. 42: Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeit	93
Abb. 43: Entwicklung der KBE-Konz. im Ablauf für unterschiedliche Filtersande	94
Abb. 44: Biomasseverteilung ohne und mit Trockenstress (Schwarz, 2003).....	107

VERZEICHNISSE

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Bakterienkonzentration und Verschmutzungskonzentration für ausgewählte Parameter in entlastetem Mischwasser (Güde, 2002; Brombach et al., 2003)	6
Tab. 2: Abscheidegrad γ_0 durch poröse Medien beispielhaft für <i>E. coli</i> (Herzig et al., 1970)	28
Tab. 3: Kenndaten RBF Monheim	45
Tab. 4: Korngrößenverteilung Filtersand Monheim	45
Tab. 5: Kenndaten RBF Tagmersheim	47
Tab. 6: Korngrößenverteilung Filtersand Tagmersheim	47
Tab. 7: Übersicht der untersuchten Filtersande	49
Tab. 8: Charakteristik der Kornzusammensetzung - Sieblinienkenngößen	51
Tab. 9: Ungleichförmigkeitszahl C_u	51
Tab. 10: Wesentliche Minerale der Hauptelemente in Mass.-%	52
Tab. 11: Chemische Kennwerte Mischwasser KÜ RÜB Monheim (Mittelwerte)	53
Tab. 12: Chemisch-physikalische Parameter Beschickungswasser	55
Tab. 13: Mikrobiologische Parameter Beschickungswasser	56
Tab. 14: Porosität von Lockergesteinsarten	57
Tab. 15: Durchlässigkeit als Mittelwert für die untersuchten Filtersande mit T+U-Anteil	58
Tab. 16: Angewandte Normverfahren	60
Tab. 17: Mikrobiologische Parameter des RBF Monheim (Zulauf- und Ablaufwerte)	63
Tab. 18: Konzentrationen <i>E. coli</i> und I.E. im Ablauf bei ungedrosseltem Abfluss	65
Tab. 19: Konzentrationen <i>E. coli</i> und I.E. im Ablauf bei gedrosseltem Abfluss	66
Tab. 20: Statistik der log-transformierten Zulaufkonzentrationen für die Filtersande Li4/3, F3 und F4 aus Abb. 25	69
Tab. 21: Statistik der log-Reduzierung für die Filtersande Li4/3, F3 und F4 bei unterschiedlichen Abflussspenden aus Abb. 26	70
Tab. 22: Korngrößenverteilung der Filtersande Go7 und Go8	73
Tab. 23: Messergebnisse für die log-Reduzierung der Filtersande Go7 und Go8 mit M1/1 als Referenz	73
Tab. 24: log-Reduzierung <i>E. coli</i> der Filtersande M1/1 und T4/1 ohne/mit Teileinstau	83
Tab. 25: log-Reduzierung I.E. der Filtersande M1/1 und T4/1 ohne/mit Teileinstau	83
Tab. 26: Konzentrationen <i>E. coli</i> mit Vertrauensbereich MPN für Zu- und Ablauf nach 23 Wochen Trockenphase für den Filtersand Li2/3	87
Tab. 27: Gesamt-DNA-Konzentration in der obersten Filterschicht (3 cm) der Filtersande M1/1 und Li4/3	89
Tab. 28: Vergleich log-Reduzierung mit/ohne oberste Filterschicht der Filtersande M1/1 und Li4/3	90
Tab. 29: Ladung der analysierten Tonrohstoffe	92
Tab. 30: Mineralogische Filtersandkomponenten und Ca^{2+} -Konzentrationen im Medium im Vergleich mit der log-Reduzierung <i>E. coli</i>	92
Tab. 31: Mittlere Frachten pro Beschickung je Filtersand	93

VERZEICHNISSE

Abkürzungen und Symbole

Kurzzeichen	Bedeutung, Einheit
γ_0	Abscheidegrad
AFS	abfiltrierbare Stoffe
Al_2O_3	Aluminiumoxid
BSB_5	biochemischer Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 Tagen
BÜ	Beckenüberlauf
Ca	Calcium
CaCO_3	Calciumcarbonat
CaO	Calciumoxid
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
C_u	Ungleichförmigkeitszahl
d_k	Korndurchmesser
DNA	Desoxyribonukleinsäure
d_p	Partikeldurchmesser
EL	elektrische Leitfähigkeit
EPS	extrazelluläre polymere Substanzen
Fe_2O_3	Eisen(III)-oxid
fG	Feinkies, Korngröße 2,0 – 6,3 mm
FM	Feuchtmasse
FOK	Filteroberkante
fS	Feinsand, Korngröße 0,06 – 0,2 mm
gS	Grobsand, Korngröße 0,6 – 2,0 mm
H^+	Wasserstoffion
I.E.	intestinale Enterokokken
k_f -Wert	Durchlässigkeit eines Bodens
KÜ	Klärüberlauf
KBE	Koloniebildende Einheit
MnO	Mangan(II)-oxid
mS	Mittelsand, Korngröße 0,2 – 0,6 mm
n	Anzahl
$\text{NO}_3\text{-N}$	Nitrat-Stickstoff, mg/l
$\text{NH}_4\text{-N}$	Ammonium-Stickstoff, mg/l
PW	Pumpwerk
q_d	Drosselabflussspende, $l/(s \cdot m^2)$
$q_{zu,RBF}$	rechnerische Zulaufspende des Retentionsbodenfilters, bezogen auf die Filteroberfläche, $l/(s \cdot m^2)$
RBF	Retentionsbodenfilter
RRB	Regenrückhaltebecken
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
SiO_2	Siliciumdioxid

VERZEICHNISSE

SK	Staukanal
T+U	Ton und Schluff, Korngröße <0,06 mm
TG	Trockengewicht
v_f	Filtergeschwindigkeit, m/s
$V_{\text{filtriert}}$	Beschickungsvolumen, mm

Zusammenfassung

In Deutschland erfolgt ein Großteil der Siedlungsentwässerung im Mischsystem. Mischsysteme enthalten Entlastungsbauwerke, die Mischwasser nach Vollenfüllung des Speicherraums in Gewässer entlasten. Das entlastete Mischwasser ist unbehandelt und kann hohe Konzentrationen an hygiene relevanten Bakterien enthalten. Somit können sich in Abhängigkeit der Gewässersituation, z. B. Trinkwasser aus Oberflächengewässer, Badegewässer, Karstgrundwasserleiter, gezielte Maßnahmen zur Reduktion der hygiene relevanten Bakterien ergeben. Zur weitergehenden Mischwasserbehandlung werden Retentionsbodenfilter eingesetzt. Generell besteht jedoch kein Verfahren für die Mischwasserbehandlung mit Hygienezielen. Einzelne Hygieneuntersuchungen an mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern belegen grundsätzlich einen Rückhalt hygiene relevanter Mikroorganismen, allerdings ist dieser mit ca. 1 log-Stufe gering. Aufgrund der geringen log-Reduzierung bestehender Retentionsbodenfilter und der Bedeutung von bakteriologisch-hygienischer Qualität für verschiedene Gewässersituationen ist das Ziel, einen optimierten Lösungsansatz für einen hohen Bakterienrückhalt zu entwickeln, der ingenieurpraktisch umgesetzt werden kann. Hierbei steht der Retentionsbodenfilter als eigenständiges Verfahren mit Hygieneanforderungen im Fokus. Für den Praxisbetrieb ist weiterhin die Auswirkung der Kolmation untersucht worden.

In einem ersten Schritt wird das Mischwassersystem als Gesamtsystem von der Niederschlagsableitung bis zur Mischwasserentlastung in Oberflächengewässer mit der Einordnung des Retentionsbodenfilters in diesem System dargestellt. Im Anschluss daran wird die Wichtigkeit der hygienischen Sicherheit von Mischwasserentlastungen für bestimmte Gewässersituationen erläutert.

Für die Wahl der hygiene relevanten Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken wurde die EG-Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG) zugrundegelegt, da für den Abwasserbereich keine eigenen Hygienevorschriften bestehen.

Als Basis für die Untersuchungen werden die wichtigsten Grundlagen der Erkenntnisse angrenzender Anwendungsfelder in der Wassertechnologie erörtert. Um einen ersten Überblick zu gewinnen, werden zunächst bekannte Einflussgrößen zur Rückhaltung von hygiene relevanten Bakterien in Mischwasser aufgezeigt. Insgesamt gibt es bisher nur wenig veröffentlichte Daten und keine praktikable Lösung für eine hohe Reduktion von hygiene relevanten Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern.

Zusammenfassung

Es werden dann die wesentlichen Grundlagen zur Mikrobiologie, Filtration und Kolmation für die durchgeführten Untersuchungen erörtert.

Die Untersuchungen wurden an zwei Großanlagen und im Technikumsversuch an 11 verschiedenen Filtersanden mit realem Mischwasser durchgeführt. Die untersuchten Filtersande entsprachen nicht den Normalsanden des Merkblatts DWA-M 178 (2005), da die Reduktion von hygiene relevanten Bakterien mit den empfohlenen Körnungslinien gering ist. Auf den Oberflächen der Filtersande im Technikumsversuch bestanden keine Sedimentschichten. Zusätzlich wurden spezielle Auftragsuntersuchungen durch Labors für Abwasseranalysen, Mikrobiologie, Molekularbiologie und Mineralogie ausgeführt.

Die Untersuchungsergebnisse ergaben, dass für einen hohen Abscheidegrad die Betriebsbedingung des Filters mit den Parametern Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe in Bezug zu den betrachteten Bakterien wesentlich sind.

Zur Klärung des Einflusses der Filtergeschwindigkeit wurde die log-Reduzierung der Bakterien für mehrere Variationen von hydraulischen Belastungen mit $< 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$, $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ und $\geq 0,06 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ berechnet. Es kann gezeigt werden, dass eine Filtergeschwindigkeit von $\leq 10 \text{ cm/h}$, was einer Drosselspende von $\leq 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ entspricht, die Desorptionsrate der Bakterien wesentlich vermindert. Höhere hydraulische Belastungen führen bei den Filtersanden zu einem Rückgang des Bakterienrückhalts. Filtergeschwindigkeiten $< 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ sind aus wirtschaftlichen Überlegungen und wegen des sehr großen Platzbedarfs nicht wünschbar. Für den praktischen Betrieb kann eine Drosselabflussspende von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ empfohlen werden.

Die Untersuchungsergebnisse haben den deutlichen Einfluss des Korndurchmessers in Bezug zu der Bakteriengröße gezeigt. Mit konfektionierten Filtersandzusammensetzungen der Hauptkornfraktionen Fein-/Mittelsand und T+U wurden ohne Drosselung des Filterablaufs log-Reduzierung von *E. coli* zwischen 1,6 und 2,8 erreicht. Im Vergleich dazu betrug die log-Reduzierung in Filtersanden mit überwiegender Kornfraktionen aus Mittel-/Grobsand und T+U nur ca. 0,6 bis 0,8. Mit den Ergebnissen kann dargestellt werden, dass in den Filtersanden Korndurchmesser, die etwa der Bakteriengrößen für *E. coli* und intestinale Enterokokken entsprechen, enthalten sein müssen. Die Bodenart T+U enthält diese Korngrößen und ist den Filtersanden, bestehend aus den Hauptkornfraktionen Fein- und Mittelsand zuzumischen. In grobkörnigeren Filtersanden mit T+U und

Zusammenfassung

feinkörnigen Filtersanden ohne T+U konnte ein hoher Abscheidegrad der Bakterien nicht erreicht werden.

Weiterhin konnte ein für die Praxis wichtiger Zusammenhang festgestellt werden. Dieser zeigt, dass der Rückhalt der hygienerelevanten Bakterien in Retentionsbodenfiltern weitgehend in einer Filtertiefe von ca. 50 cm abgeschlossen ist. Dies bedeutet, dass eine Filtertiefe von 75 cm für den Bau des Filters ausreichend ist, wenn die Parameter Filtergeschwindigkeit und Korndurchmesser in Bezug zur Bakteriengröße eingehalten sind.

Mit wiederholter Mischwasserbeschickung neu hergestellter Filtersande konnte eine Zunahme des Rückhalts festgestellt werden. Somit ist ein Zeitraum für die Bioadhäsion erforderlich, der die Filterwirksamkeit erhöht, jedoch nicht vergleichbar ist mit der Biofilmreifung beim Langsandsandfilter. Derartige Bedingungen entstehen in Retentionsbodenfiltern betriebsbedingt fast nicht. Die Bioadhäsion in Retentionsbodenfiltern erfolgt ohne gleichmäßige stoffliche und hydraulische Belastungen unter intermittierendem Betrieb mit unterschiedlich langen Trockenphasen. In Abhängigkeit der Mischwasserqualität und der Beschickungszyklen können bis zur Zunahme des Rückhalts mehrere Betriebswochen erforderlich sein. Im Technikumsversuch konnte nach 3 bis 5 Wochen intermittierendem Betrieb ein gleichmäßiger Rückhalt der Bakterien festgestellt werden, jedoch kann diese Zeitangabe nicht ohne weiteres auf andere Anlagen übertragen werden und ist anlagenspezifisch. In Kombination mit der Betriebsbedingung zeigte sich ein Bakterienrückhalt mit log-Reduzierungen von 3 bis 5.

Nach der Konsolidierung des Bakterienrückhalts konnte für betriebsbedingte Trockenphasen, die hier mit 23 Wochen simuliert wurden, festgestellt werden, dass die log-Reduzierung nach der Wiederbeschickung und am Ende der intermittierenden Betriebszeit des Filters nicht unterschiedlich war. Somit hat die Trockenphase den Rückhalt der Bakterien kaum beeinflusst.

Mit den Zusammenhängen der Untersuchungsergebnisse kann festgestellt werden, dass der Schwerpunkt für eine hohe Reduktion hygienerelevanter Bakterien bei mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern auf einer Hybrid-Lösung liegt. Die Kombination aus Betriebsbedingung und Rückhaltemechanismen führt zur Systemoptimierung des Filters. Das Zusammenspiel der Betriebsbedingung mit den Parametern Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe in Bezug zur Bakteriengröße und dem Rückhalt mit physikalischen, chemischen und biologischen

Zusammenfassung

Mechanismen erreicht einen hohen Abscheidegrad. Da das Filtersystem betriebsbedingt von einem Ungleichgewichtszustand geprägt ist, sind je nach Betriebsphase, d. h. intermittierender Betrieb, Trockenphasen und in Abhängigkeit von der Filterbetriebszeit, die einzelnen Rückhaltemechanismen vermutlich unterschiedlich relevant. Deshalb zeigten die Untersuchungen, dass einzelne Parameter und Rückhaltemechanismen nicht ausreichend wirken, um hohe log-Reduzierungen zwischen 3 und 5 der hygienerlevanten Bakterien zu erreichen. Vielmehr sind Retentionsbodenfilter so zu modifizieren, dass physikalisch-chemisch und/oder bio-chemisch bedingte Rückhaltemechanismen, die durch die Parameter Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe vermittelt werden, zu einem hohen Abscheidegrad bei unterschiedlichen Betriebszuständen des Filters führen können.

Ein Einfluss der mineralogischen Stoffeigenschaften der Filtersande auf den Rückhalt von hygienerlevanten Bakterien konnte nicht gezeigt werden.

Unter den Versuchsbedingungen konnte dargestellt werden, dass Kolmation bei der hohen Reduktion der hygienisch relevanten Bakterien nicht relevant war. Bedeutsam für die Praxis sind der intermittierende Betrieb mit Trockenphasen und eine Begrenzung der Kornfraktion T+U auf ca. 6 bis 8 Mass.-%.

1. Einleitung

Zu den Regentlastungsanlagen der Mischsysteme gehören Regenüberläufe RÜ (ohne Speicherwirkung, reine Stoffverteilung), Regenüberlaufbecken RÜB oder Stauraumkanäle SK (mit Speicherwirkung).

Die Entlastung aus Mischkanalisationen findet nach Vollerfüllung der Speicherräume unbehandelt in ein Gewässer statt. Für den abgeschlagenen Mischwasseranteil können im Rahmen einer weitergehenden Mischwasserbehandlung Retentionsbodenfilter (RBF) nachgeschaltet werden. Nach Brombach und Wöhrle (1997) wurde die Entlastungsdauer für Regenüberlaufbecken zwischen 162 und 290 h pro Jahr gemessen. Während dieser Dauer wird der Retentionsbodenfilter mit Mischwasser beaufschlagt. Außerhalb des Zeitfensters findet keine Beschickung des Filters statt.

Vor diesem Hintergrund sind zwei Faktoren zum weiteren Verständnis über die Belastung und die Vorgänge in der Filtermatrix des Retentionsbodenfilters zu benennen. Zum einen, dass während der Entlastungsdauer der Regentlastungsanlagen neben z. B. anorganischen und organischen Wasserinhaltsstoffen, Nährstoffen (z. B. Ammonium, Nitrat und Phosphor) sowie Schwermetallen zeitweise sehr hohe Bakterienkonzentrationen mit potentiell fäkalen Verunreinigungen in das Gewässer eingeleitet werden können. Nach (Güde, 2002) und Brombach et al. (2003) ergeben sich die in Tabelle 1 ausgewählten Parameter.

Tab. 1: Bakterienkonzentration und Verschmutzungskonzentration für ausgewählte Parameter in entlastetem Mischwasser (Güde, 2002; Brombach et al., 2003)

Konzentration <i>E. coli</i>		$10^4 - 10^7$ Keime/100 ml				
Median (Welt)	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{GES}	Cu	Zn
Einheit	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
	141	1,94	1,13	1,25	97,5	280

Zum anderen unterscheiden sich die Bedingungen in Retentionsbodenfiltern grundlegend zu dem Grundprinzip der biologischen Reinigungsprozesse mit sessiler Organismenmasse für die Abwasserreinigung, z. B. mit Tropfkörperanlagen oder für die Trinkwasseraufbereitung, z. B. mit Langsandsandfiltern, da die Voraussetzung für die Einstellung von Gleichgewichtszuständen durch, z. B. Organismenwachstum, Feuchtigkeit, Nähr- und Sauerstoffversorgung kaum bestehen. Bei Retentionsbodenfiltern ergibt sich durch den intermittierenden Betrieb und die relativ langen Trockenphasen eine breite Streuung der hydraulischen und stofflichen Belastungen. Diese Randbedingungen wirken der Einstellung eines Gleichgewichtszustandes entgegen. Somit kann der Schwerpunkt einer hohen

1. Einleitung

Bakterienabscheidung mit Retentionsbodenfiltern nicht auf biologischen Prozessen als Einzelmechanismus liegen.

Während eines Regenereignisses wird Schmutzwasser mit Regenwasser vermischt. Flach verlegte Kanalstränge, Anfangshaltungen und Abflusshindernisse führen bei Trockenwetter zu Feststoffablagerungen in der Kanalisation. Zu Beginn eines Regenereignisses erzeugen höhere Schleppspannungen die Mobilisierung der Schmutzstoffdepots. Hierdurch entsteht im Mischwasser ein deutlicher Konzentrationsanstieg von Feststoffen und zum Teil von gelösten Stoffen. Der sogenannte Spülstoß prägt den Verunreinigungsgrad des Mischwassers, der mit Regenbeginn deutlich ansteigt und über die Ereignisdauer wieder abnimmt. Die Regenentlastungsanlagen im Mischsystem haben die Funktion, erhöhte Frachten von anorganischen und organischen Feststoffen während eines Spülstoßes zurückzuhalten. Im Speicherraum findet eine flüssig-fest-Trennung der anorganischen und organischen Feststoffe durch Sedimentation statt.

Die Hauptfracht im Mischwasser wird nicht durch den Schmutzwasseranteil und die Oberflächenverschmutzung gebildet, sondern zu ca. 60 % von der Kanalablagerung und der Sichelhaut (Macke et al., 2002). Die Sichelhaut ist der im Wasser-Luft-Wechselbereich an der Kanalwand gebildete Biofilm. Die Remobilisierung der Schmutzstoffsenken in der Kanalablagerung und die Sichelhaut erzeugen die Freisetzung von gelösten Abwasserinhaltsstoffen, was zu hohen gelösten Mischwasserkonzentrationen (z. B. CSB, N_{GES} , P_{GES}) führt. Diese können zeitversetzt, also nicht zu Ereignisbeginn, an den Regenentlastungsanlagen ankommen und mit dem Entlastungsabfluss in das Gewässer gelangen.

Mit dem Ziel, Gewässerbelastungen durch Mischwassereinleitungen zu vermindern, werden in Deutschland seit Ende der 80er Jahre mit zunehmendem Interesse Retentionsbodenfilter (RBF) eingesetzt. Es handelt sich hierbei um Filteranlagen mit integriertem Retentionsraum, die das entlastete Mischwasser aus vorgeschalteten Regenentlastungsanlagen, wie Regenüberläufe, Regenüberlaufbecken (RÜB) oder Stauraumkanäle, zwischenspeichern und gedrosselt an das Gewässer abgeben. Die zusätzlichen Teilprozesse im RBF gegenüber z. B. dem RÜB sind Filtration, Adsorption und bio-chemische Umwandlungen, die zu einer Reduktion der abfiltrierbaren Stoffe sowie dem Rückhalt und Umsatz von z. B. Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen führen.

Weiterhin sind neben den Abwasserparametern bei Mischwasserentlastung Mikroorganismen von Bedeutung. Nach Starkregenereignissen ist in Gewässern

1. Einleitung

grundsätzlich mit einer erhöhten Belastung durch Mikroorganismen zu rechnen (Güde, 2002). Neben mehreren bekannten Eintrittspfaden lässt vor allem die Belastung durch Mischwassereinleitungen, bei denen mit Regenwasser verdünntes, ungereinigtes Abwasser aus Siedlungsflächen direkt in ein Oberflächengewässer eingeleitet wird, pathogene Krankheitserreger vermuten.

Deshalb können sich in Abhängigkeit des Gewässers gezielte Maßnahmen zur Reduktion hygienerelevanter Mikroorganismen ergeben. Immissionsbezogene Zielgrößen zur Bewertung der bakteriologisch-hygienischen Qualität können für nachfolgende Gewässersituationen von Bedeutung sein:

❖ Trinkwasser aus Oberflächenwassergewinnung

Wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur wirksamen Minderung des Keimbelastungsrisikos und Erreichung einer verbesserten Wasserqualität sind für die nachfolgenden drei Nutzungsbereiche zur öffentlichen Wasserversorgung aus Oberflächenwasser zu sehen:

- Flusswasser
- Seewasser / Talsperrenwasser
- Uferfiltrat / angereichertes Grundwasser

Nach dem Statistischen Bundesamt (Stand 2007) werden in Deutschland ca. 30,2 % der Gesamttrinkwassermenge aus Uferfiltrat und Oberflächenwasser gewonnen.

❖ Badegewässer

Für hygienische Verschmutzungen in Gewässern können Punktquellen wie kommunale Kläranlagen, Kleinkläranlagen, Regenwassereinleitungen und Mischwasserüberläufe sowie diffuse Verschmutzungen durch die Landwirtschaft (Wirtschaftsdünger, Nutztierhaltung), die direkt mit Niederschlägen und Sedimenttransport verbunden sind, lokalisiert werden (Grottker et al., 2008).

Der Tourismus ist neben der Landwirtschaft für viele Gebiete die tragende Wirtschaftskraft. Im interregionalen Wettbewerb können für die Wahl des Urlaubsortes u. a. die Qualität von Badegewässern und Stränden an Küstengewässern wichtige Entscheidungsfaktoren sein. In Bayern sind 367 EU-Badegewässer bzw. Badestellen (LGL, 2009) gemeldet, die hygienischen Überwachungen unterliegen. Bei Grenzwertüberschreitungen können durch die jeweiligen Gesundheitsämter Badeverbote ausgesprochen werden bzw. wird durch Beschilderungen (Warnsystem) auf die Gesundheitsrisiken hingewiesen.

1. Einleitung

❖ Karstgrundwasserleiter

Besondere Schutzmaßnahmen werden für Karstgrundwasserleiter (LfU Bayern, 2008) gefordert. Karstgrundwasserleiter entstehen infolge der Auslaugung von Kalk- und Dolomitgesteinen durch kohlensäurehaltiges Sickerwasser. Das Karstgrundwasser bewegt sich mit hoher Fließgeschwindigkeit und eine Filter- bzw. Reinigungswirkung ist durch den klüftigen und hohlräumigen Karstgrund kaum vorhanden. Aus diesem Grund kann abgeschlagenes Mischwasser aus der Mischwasserkanalisation über Oberflächengewässer, die in ihrem weiterführenden Verlauf auf nicht überdecktem Karstgestein fließen, fast ungefiltert in das Grundwasser versickern.

Bei der Mischwasserbehandlung mit Hygienezielen finden Retentionsbodenfilter mit Normalsanden des Merkblattes DWA-M 178 (2005) kombiniert mit UV-Anlagen zunehmend Beachtung, um eine hygienisch unbedenkliche Ablaufqualität zu erzielen. Häufig führen diese technischen Ausrüstungen jedoch zu erheblichen Mehrkosten bei den Investitionskosten (IK) und den laufenden Kosten (LK) durch Wartung und Personal. In der Abbildung 2 ist beispielhaft ein Vergleich der Jahreskosten zwischen einem Normalsand mit Zusatzanlage UV-Bestrahlung und einem speziell konfektionierten Sand für eine Großanlage dargestellt.

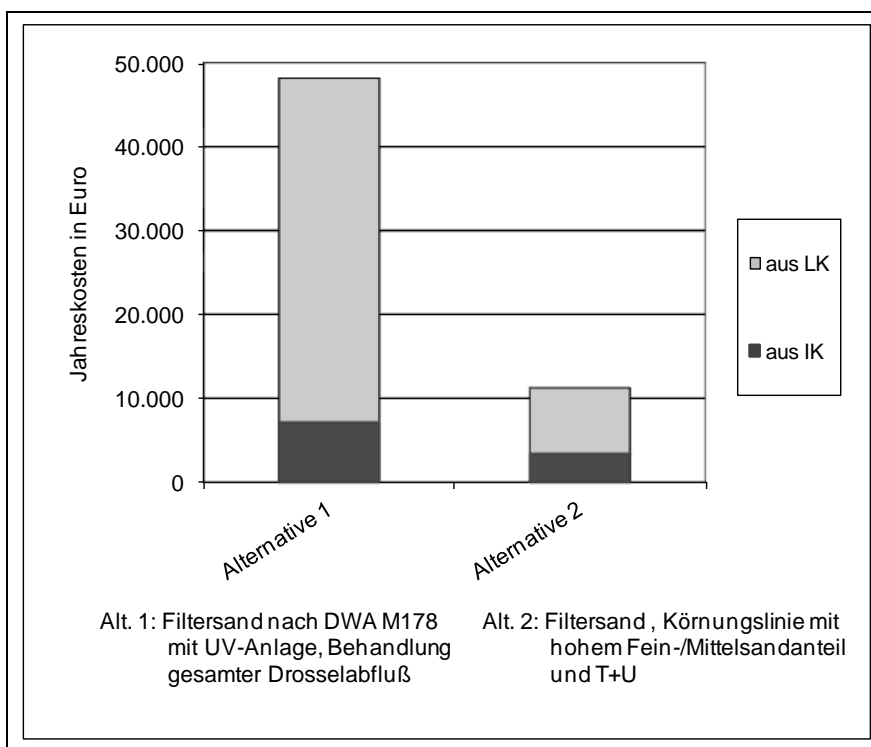


Abb. 1: Vergleich der Jahreskosten zwischen Normalsand mit UV-Anlage und Filtersand mit konfektionierter Kornzusammensetzung für spezifische Ausrüstungskosten und Betriebskosten einer Großanlage

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Dieses Beispiel lässt sich nicht direkt auf andere Anlagen übertragen, jedoch ist prinzipiell festzustellen, dass die Gesamtanlage vor allem durch die hohen Sachkosten und die Reinvestitionen der Zusatzanlage, hier mit UV-Desinfektion, deutlich verteuert wird. Im Vergleich mit Materialkosten für den Sand ist bedeutend, dass die Filtersande unabhängig von der gewünschten Rezeptur nur geringfügig (ca. 6 %, Preisanfrage Mischwerk für Bodenarten, Stand 2010) im Preis schwanken. Zusammenfassend ist kein wirtschaftlicher Vorteil für Retentionsbodenfilter mit UV-Anlagen zu erwarten. Es erscheint deshalb wertvoll zu sein, den Fokus bei Hygienezielen auf die Parameter für die Entfernungswirksamkeit des Filters ohne weitere technische Einrichtungen zu richten.

Hygieneziele nehmen bei Retentionsbodenfiltern eine Sonderstellung ein, da über den Rückhalt von hygienerelevanten Mikroorganismen in der Forschung und im Betrieb wenige Erfahrungen veröffentlicht sind (Meißner, 2010).

Generell besteht kein Verfahren für die Mischwasserbehandlung mit Hygienezielen. Verschiedene Hygieneuntersuchungen an mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern (Großanlagen) ergaben nur einen geringen Rückhalt von ca. 1,0 log-Stufe für hygienerelevante Mikroorganismen zwischen Zu- und Ablauf des Filterkörpers (Waldhoff, 2008; Orb, 2006). Hygienerelevante Bakterien für potentielle fäkale Verunreinigungen sind z. B. *E. coli* und intestinale Enterokokken.

Aus den vorangegangenen Erläuterungen wird deutlich, dass bei der Systemoptimierung und Voraussetzung für die Entfernungswirksamkeit von Retentionsbodenfiltern mit Hygienezielen Defizite bestehen. Anhand der aufgezeigten bakteriologisch-hygienischen Anforderungen zum Gewässerschutz besteht Bedarf für Lösungsansätze. Verschiedene Pilotanlagen weisen zwar grundsätzlich eine Abscheidung von hygienisch relevanten Bakterien auf, jedoch ist der Rückhalt nur gering.

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Nach einem geschichtlichen Überblick zur Sandfiltration werden im Abschnitt 2.1 Erkenntnisse angrenzender Anwendungsfelder, hier die Langsandsandfiltration dargestellt. Für Retentionsbodenfilter als modifizierte Sandfilter werden allgemeine Angaben und der Kenntnisstand über festgestellte Einflüsse zum Bakterienrückhalt sowie die Bewertung der Ablaufqualität aufgezeigt.

Im Abschnitt Nr. 2.2 werden Grundlagen zur Mikrobiologie erläutert. Nachfolgend werden im Abschnitt Nr. 2.3 Grundprozesse der Filtration, die makroskopisch und

2. Grundlagen und Kenntnisstand

mikroskopisch behandelt werden, beschrieben. Anschließend werden in den Abschnitten 2.4 und 2.5 die Themen Kolmation und Bodenkennwerte behandelt. Im Abschnitt 2.6 werden die Ausgangsfragen, die Zielsetzung und die Arbeitsschritte erörtert.

Die theoretischen Kenntnisse sollen die Grundlage für die durchgeführten Versuche und die spätere Diskussion bilden.

2.1 Hygiene als Verfahrensziel mit Sandfiltration

2.1.1 Historie

In der Trinkwasseraufbereitung ist die Filtration eine der ältesten Techniken. Das Ziel der Filtration war anfänglich die Entfernung von Partikeln aus Trinkwasser und basierte auf rein ästhetischen Gründen. Mit der Entdeckung der pathogenen Keime durch Robert Koch im 19. Jahrhundert wurde ein kausaler Zusammenhang zwischen der Ausbreitung von Krankheiten und Trinkwasser hergestellt.

Im 19. Jahrhundert war der urbane Raum stark durch hohes Bevölkerungswachstum geprägt (Kaiser, 2005), was direkten Einfluss auf die Gewässer hatte. Die Gewässer versorgten zu diesem Zeitpunkt Brunnen für Trinkwasser und Brauchwasser. Gleichzeitig wurden jedoch auch die Abwässer, Abfälle und Fäkalien in die Gewässer geleitet. Somit bestand keine Trennung zwischen Trinkwasser und Abwasser. Mitte des 19. Jahrhunderts wurde die Situation durch die Industrialisierung noch verstärkt und in Folge nahmen Epidemien z. B. Cholera und Typhus durch fäkalienverunreinigtes Trinkwasser und fehlende Abwassersysteme stark zu. Ende des 19. Jahrhunderts konnte die Abscheidung der epidemieauslösenden Bakterien in Sandfiltern nachgewiesen werden.

Die ersten Langsandsandfilter für die Wasseraufbereitung, die den heutigen Anlagen in ihrer Ausstattung entsprechen, wurden in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts entworfen. Der Verfahrensschritt der Langsandsandfiltration in der Trinkwasseraufbereitung und der Grundwasseranreicherung wurde bis Anfang des 20. Jahrhunderts häufig eingesetzt. Die Langsandsandfiltration hat anschließend durch neuere Technologien, wie z. B. Desinfektion, Schnellfiltration, Membranfiltration und den großen Bedarf an Filterfläche an Wichtigkeit verloren. Ein verstärkter Einsatz findet wieder seit ca. 30 Jahren statt. Heute ist die Langsandsandfiltration in mehreren europäischen Städten ein wesentlicher Verfahrensschritt der Trinkwasseraufbereitung (Aeppli, 1990, Bonnet et al., 1992). Graham (1999) teilt die Verwendung der

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Langsamsandfiltration zur Trinkwasseraufbereitung ebenfalls in Länder wie z. B. Asien, Afrika und Amerika mit.

2.1.2 Langsamsandfilter

Der Langsamsandfilter ist ein Reinigungsverfahren, das partikuläre Stoffe, hygienerelevante Bakterien und biologisch abbaubare Stoffe zurückhält. Der Begriff Langsamsandfilter bedeutet, dass die Filtergeschwindigkeit mit 0,05 bis 0,4 m/h (Langenbach, 2009) gegenüber Schnellfiltern mit 5 bis 20 m/h (Hahn, 1987) gering ist. Der Rückhalt hygienerelevanter Bakterien beim Langsamsandfilter erfolgt hauptsächlich durch Oberflächenfiltration. Ein Teil des Rückhalts findet auch durch Tiefenfiltration statt (Petry-Hansen, 2005; Langenbach, 2009).

Der Rückhalt in Langsamsandfiltern beträgt für *E. coli* ca. 2,3 - 3,7 log-Stufen und für intestinale Enterokokken ca. 0,7-2,6 log-Stufen. Dabei sind neben extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) im Biofilm als wesentlicher Parameter für die Haftung der Bakterien (Langenbach, 2009) mechanische Siebeffekte von Bedeutung.

Langsamsandfilter werden aus Quarzsand mit einer Korngröße von 0,2 - 2,0 mm (typisch sind 0,5 - 1 mm) und mit einer Schichtstärke von 0,7 - 1,2 m aufgebaut. Um das Filtermaterial gegen Ausschwemmen zu schützen, wird der Unterbau als Stüttschicht mit größerer Körnung hergestellt. Der Ablauf des Filtrats erfolgt über eine Drainageschicht (Gujer, 2007).

Die Betriebsweise der Langsamsandfilter kann kontinuierlich oder intermittierend sein. Bei kontinuierlicher Betriebsweise erfolgt ein dauerhafter Überstau des Filters. Nach der Einarbeitung entsteht auf dem Filter an der Sand-Wasser-Grenzfläche eine oberste Schmutzdecke (ca. 2 cm) durch suspendierte Feststoffe im Wasser. Die anschließende obere, biologisch aktive Filterschicht (ca. 3 - 5 cm) entwickelt sich in Abhängigkeit der Filterkörnung und Filtergeschwindigkeit. Der Rückhalt der Bakterien erfolgt im Vergleich zum Rückhalt im gesamten Filter zu über 50 % in diesen Filterschichten. Damit ist diese Filterzone prioritär für den Rückhalt der Bakterien (Ellis, 1985; Stevik et al., 2004). Die hohe Retention in der Schmutzdecke und der oberen, biologisch aktiven Schicht gegenüber dem Rest des Filterbetts ist durch die geringere Siebwirkung der Porenkanäle und die anorganische Filterkornoberfläche zu erklären. In der Schmutzdecke beträgt der Anteil des organischen Materials ca. 90 %, so dass die Adhäsion der hygienerelevanten Bakterien wesentlich verbessert ist. Unterhalb der oberen, biologisch aktiven Filterschicht findet eine weitere Rückhaltung bis in eine Filtertiefe von ca. 40 bis 50 cm statt. Ab dieser Filtertiefe sind keine wesentlichen biologischen Aktivitäten mehr zu erwarten, da immer weniger Substrat

2. Grundlagen und Kenntnisstand

zur Verfügung steht und die Anlagerung an die Filterkornoberfläche deutlich abnimmt (Campos et al. 2002, Langenbach, 2009).

Der Filteraufbau des Langsamsandfilters ist in der Abbildung 3 schematisch dargestellt und die verwendeten Begriffe nochmals verdeutlicht.

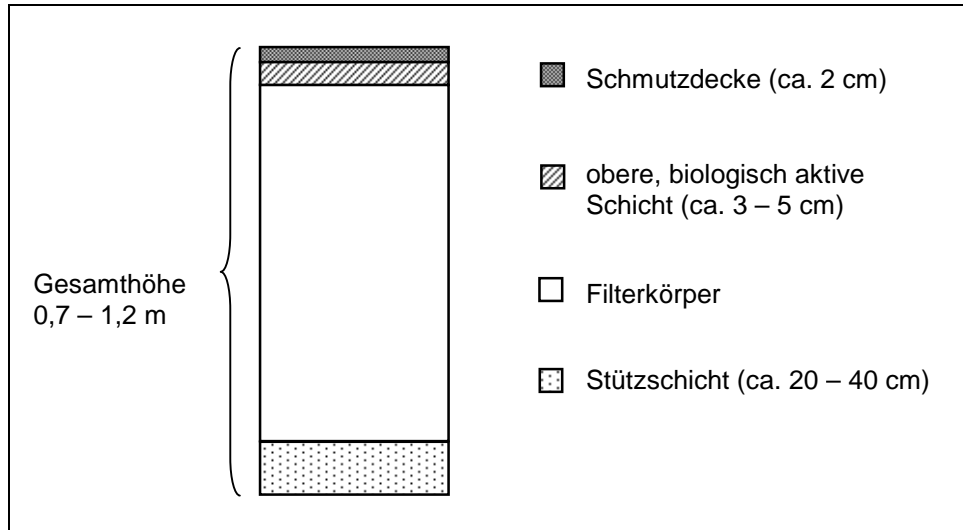


Abb. 3: Schematischer Filteraufbau mit den verwendeten Begriffen für die einzelnen Filterschichten

Durch die Schmutzdecke verblockt der Filter, so dass eine Filterreinigung durch Abtrag der obersten Schicht (1 - 3 cm) erforderlich wird. Nach der Filterreinigung ist der Rückhalt von hygienerelevanten Bakterien stark reduziert (IWW, 2001; Petry-Hansen, 2005; Sánchez, 2006). In Folge ist eine Einarbeitungszeit bis zur Neubildung einer Schmutzdecke notwendig.

Zu den vorangegangenen Grundlagen bestehen von verschiedenen Autoren übereinstimmende Aussagen. Danach spielen in Langsamsandfiltern ausgereifte Biozönosen und eine intakte Schmutzdecke eine Hauptrolle für einen hohen Rückhalt von hygienerelevanten Bakterien (van Cuyk, 2003; Hijnen et al., 2004). Die Autoren (Stevik et al., 1999, van Cuyk et al., 2001) beschreiben den höchsten Rückhalt von hygienisch relevanten Bakterien in der Schicht zwischen 0 bis 10 cm, d. h. in der Schmutzdecke und der unter der Schmutzdecke liegenden biologisch aktiven Zone. Dieser Filterabschnitt weist hohe Stoffwechselaktivitäten und Sorptionskapazitäten auf (Calvo-Bado et al., 2003), was die Anhaftung der Bakterien in dieser Infiltrationszone um ein vielfaches erhöht.

Intermittierender Betrieb bedeutet, dass der Filterzulauf regelmäßig unterbrochen wird und zeitweise Trockenphasen im Filter entstehen. Infolge nimmt die Rückhaltung deutlich ab, da der Sauerstoffbedarf für die biologische Aktivität in der Schmutzdecke und der anschließenden oberen, biologisch aktiven Schicht nicht mehr gedeckt

2. Grundlagen und Kenntnisstand

werden kann (Langenbach, 2009). Zusätzlich führt die abnehmende Belastung mit anorganischen und organischen Feststoffen zu einer unvollständigen Entwicklung der Schmutzdecke, die für den Bakterienrückhalt wesentlich ist (Petry-Hansen, 2005).

Nach Alvarez (2010) und Langenbach (2009) ergeben sich für Langsamsandfilter typische Empfehlungen:

- Ungleichförmigkeitszahl $C_u < 5$ besser $C_u < 3$.
- Filtertiefen $< 0,5$ m führen zu einem reduzierten Partikelrückhalt.

Sande für Langsamsandfilter werden mit typischen Körnungen d_{10} von 0,15 bis 0,4 mm empfohlen (Makni, 2001; Bancole et al. 2003; Brissaud et al. 2007).

2.1.3 Modifizierter Sandfilter - Retentionsbodenfilter

2.1.3.1 Aufbau und Betrieb

Retentionsbodenfilteranlagen sind immer zweistufige Anlagen bestehend aus einer Vorstufe (z. B. Regenüberlaufbecken) und einem Filterbecken. Das Filterbecken ist als Bodenfilter mit zugehörigem Speicherraum über dem Filtermaterial angeordnet. Die Vorstufe hat die Aufgabe, grobe Feststoffe von dem Filterbecken zurückzuhalten.

Der Rückhalt im Retentionsbodenfilter erfolgt in Abhängigkeit der Wasserinhaltsstoffe hauptsächlich durch Flächenfiltration. Die Mindeststärke des Filterkörpers im Mischsystem sollte nach DWA-M 178 (2005) 0,75 m betragen.

Für den Filterkörper wird heute überwiegend Filtermaterial der Bodenart Sand eingesetzt. Bei mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern werden Filtersande mit Mittelsanddominanz und geringeren Anteilen von Feinsand und Grobsand (jeweils max. 15 %) empfohlen (DWA-M 178, 2005).

Die Betriebszustände des Retentionsbodenfilters sind in Bezug auf den Filterkörper unterschiedlich. Der Filterkörper kann trockenfallen, teilweise eingestaut oder vollständig eingestaut sein. Der Filterabfluss wird gedrosselt, um eine gleichmäßige Belastung der gesamten Filtermatrix zu erreichen. Der Filter wird diskontinuierlich beschickt, d.h. in Abhängigkeit der Mischwasserentlastungen 30 bis 60 Mal pro Jahr (LfU Baden-Württemberg, 2002). Die Häufigkeit der Beschickungen hängt jedoch stark von der Region und dem Volumen der Vorbehandlung ab, so dass sich die Beschickungen in der Realität auf 1/3 reduzieren können (Orb, 2006). In der Zeit ohne Mischwasserentlastungen fällt der Retentionsbodenfilter vollständig trocken. Die

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Trockenzeit kann mehrere Wochen betragen und zwischen den Sommer- und Winterhalbjahren erheblich schwanken.

Bei unterbrochenen Belastungen verändern sich die Milieubedingungen im Filterkörper schnell (Woźniak, 2008). Die Entwicklung und Zusammensetzung der Biozönose hängt prioritär von den Eigenschaften der letzten Beschickung und der dazwischenliegenden Trockenperiode ab. Damit können keine kontinuierlichen hydraulischen und stofflichen Belastungen geschaffen werden, so dass die internen Prozesse von Ungleichgewichtszuständen geprägt sind.

2.1.3.2 Einflüsse auf die Rückhaltung hygienerrelevanter Bakterien

Verschiedene Autoren haben unterschiedliche Einflüsse zur Reduzierung von hygienerlevanten Mikroorganismen, d. h. die Betriebsbedingung und den Abscheidevorgang betreffend, in Technikumsversuchen und an Großanlagen untersucht.

Laber (2001) hat im Technikumsversuch mit gemischtem Abwasser aus Schmutzwasser und Uferfiltrat Behälter mit Sandsubstraten der Körnung 0/4 mm und 1/4 mm beschickt und untersucht. Hierbei wurde eine statistisch signifikante Auswirkung auf die Rückhaltung durch feinere Fraktionen der Bodenart, wodurch sich die Filtrationswirkung verbessert, festgestellt

Das IWW (2005) hat mikrobiologische Abwasseruntersuchungen mit Retentionsbodenfiltern durchgeführt. Für die Untersuchung wurden mehrere Lysimeter betrieben. Die Beschickung erfolgte mit konditioniertem Abwasser, d. h. kommunales Abwasser mit Trinkwasser und mit Mischwasser aus einem Regenüberlaufbecken gemischt. In dem Untersuchungsbericht wird die Schicht auf dem Filterkörper als Schmutzdecke bezeichnet. Der Begriff Schmutzdecke wird bei der Trinkwasseraufbereitung mit Langsandsandfiltration verwendet. Auf Retentionsbodenfiltern kann sich eine Sedimentschicht bilden, dessen qualitative Zusammensetzung und quantitativer Anteil auf der Filterkörperoberfläche jedoch deutlich schwankt. Nachfolgend wird der Begriff Schmutzdecke durch Sedimentschicht ersetzt.

Zur Rückhaltung von hygienerlevanten Bakterien sind verschiedene Einflüsse von den Autoren (IWW, 2005) festgestellt worden:

- Die Sedimentschicht sowie die obere, biologisch aktive Schicht des Filters gewannen mit zunehmender Betriebsdauer für den Rückhalt an Bedeutung.

2. Grundlagen und Kenntnisstand

- Die Rückhaltung der mischwasserbürtigen Bakterien wurde durch die Aufenthaltszeit des Wassers im Filter, die Drosselabflussspende und die Dauer der Beschickungspausen bestimmt.
- Deutliche Auswirkungen auf die Differenz zwischen Zu- und Ablaufkonzentration durch unterschiedliche Filtermaterialien, durch die Beschickungsdauer sowie durch die hydraulische Belastung waren dauerhaft nicht zu erkennen.
- Die Ablaufkonzentration wurde deutlich durch die Drosselabflussspende und die Aufenthaltszeit beeinflusst. Eine Verlängerung der Aufenthaltszeit bewirkte eine Zunahme der Rückhaltung und eine Erhöhung der Drosselabflussspende führte zu einer Verschlechterung der Rückhaltung.
- Die Dauer der Beschickung hatte keinen negativen Effekt auf den Rückhalt. Dagegen wurden nach langen Beschickungspausen (mehrere Wochen) zunächst sehr geringe Abscheidungen der Filter festgestellt. Dies beruhte auf Rissen in der Sedimentschicht und Trocknungsstress des Biofilms.
- Die hydraulische Belastung der Filter sowie jahreszeitliche Temperaturschwankungen hatten keinen durchgehend nachweisbaren Einfluss auf die Rückhaltung.
- In Abhängigkeit von Druck- und Strömungsverhältnissen konnten Mikroorganismen durch Scherkräfte von der Filteroberfläche abgelöst werden, was Verlagerungen in tiefere Filterschichten oder direkte Austragungen bewirkte.

Waldhoff (2008) hat mehrere Einflüsse des Bakterienrückhalts an mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern und im Rahmen von halbtechnischen Versuchen (Lysimeter) untersucht. Zusammenfassend wurden am Beispiel von *E. coli* für die Standardbodenart (Filtermaterial) nach dem Merkblatt DWA-M 178 (2005) fünf Einflussvariablen als signifikante Ergebnisse der Reduzierung des Bakteriums im Filterablauf der Lysimeter festgestellt.

- die Anzahl der *E. coli* im Zulauf,
- die betriebliche hydraulische Leitfähigkeit des Filterkörpers,
- die Drosselabflussspende,
- die Temperatur des Beschickungswassers und
- das Filteralter, ausgedrückt durch die Beschickungszahl.

2.1.4 Zusammenfassung

Die aufgezeigten Untersuchungen verschiedener Autoren (Laber, 2001; IWW, 2005; Waldhoff, 2008) zeigen eine Vielzahl von Einflussgrößen, die jedoch teilweise in der Praxis nicht bzw. nur eingeschränkt steuerbar sind, z. B. Sedimentschicht, Bakterienkonzentration, Abwassertemperatur und Beschickungshäufigkeit.

Weiterhin geben die Betriebserfahrungen mit Langsamsandfiltern Hinweise zu Rahmenbedingungen über die Systemkomponenten und den Betrieb des Filters für einen hohen Rückhalt von hygienerelevanten Bakterien. Dabei spielt die Oberflächen- und Tiefenfiltration eine Rolle, wobei die Oberflächenfiltration prioritär am Rückhalt beteiligt ist. Jedoch ist bei Einbeziehung der Langsamsandfiltration in die Thematik Retentionsbodenfilter von Bedeutung, dass die Rückhaltemechanismen der Langsamsandfiltration durch Biofilmbildung und Siebeffekte in der Schmutzdecke und der oberen, biologisch aktiven Schicht in Retentionsbodenfiltern betriebsbedingt fast nicht bestehen. Die Langsamsandfiltration bildet somit eine Grundlage zur Filtration, aber keinen Lösungsansatz für eine hohe Bakterienreduktion in Retentionsbodenfiltern.

Daraus wird die Schwierigkeit erkennbar, wenn eine ingenieurpraktische Beschreibung zur Systemoptimierung ermöglicht werden soll. Bei der Wahl zur Beurteilung der Einflussgrößen für die Betriebsbedingung des Filters scheinen für die Abscheidung von hygienerelevanten Mikroorganismen folgende Parameter eine Hauptrolle zu spielen:

- Filtergeschwindigkeit,
- Korngrößenverteilung, und
- Filtertiefe.

Andere Parameter sind nur mit Einschränkung für eine Systemoptimierung geeignet.

Für die Abscheidevorgänge werden z. B. physikalisch bedingter Rückhalt und adhäsive Phänomene beschrieben. Somit sind diese Faktoren bei Untersuchungen zur Abscheidung von hygienisch relevanten Mikroorganismen in Retentionsbodenfiltern zu berücksichtigen. In der Literatur sind dazu kaum Hinweise veröffentlicht.

2.1.5 Bewertung der Ablaufqualität

Generell können neben fäkalen Verunreinigungen im Mischwasser weitere mikrobiologische Krankheitserreger vorhanden sein, zu denen z. B. Salmonellen, Viren, Sporen, Protozoen und *Clostridium perfringens* zählen. Diese wurden nicht explizit untersucht.

Vielmehr spielen in der Praxis Fäkalindikatorbakterien als Hinweis auf eine fäkale Belastung des Gewässers eine bedeutende Rolle (Trinkwasserverordnung, 2001; EG-Badegewässerrichtlinie, 2006/7/EG). Fäkalindikatorbakterien sind *E. coli* und intestinale Enterokokken (I.E.).

E. coli spielt dabei eine Schlüsselrolle. Grund dafür ist seine weite Verbreitung in der Umwelt, die im Zusammenhang mit der Ausscheidung über den Kot steht. *E. coli* spielt bei Krankheitsprozessen verschiedener intestinaler Infektionen eine entscheidende Rolle. Dementsprechend wird *E. coli* im Infektionsschutzgesetz § 7 (1) (IfSG, 2000) berücksichtigt. Nach Feuerpfeil et al. (2003; zitiert in Waldhoff, 2008) ist *E. coli* heute der wichtigste Parameter für fäkale Verunreinigungen, so dass die Untersuchungen hier häufig auf *E. coli* beschränkt werden.

2.1.5.1 Bakteriologisch-hygienische Qualität des Filterablaufs

Die Bewertung der bakteriologisch-hygienischen Qualität des Filterablaufs erfolgt durch die Veränderung der Bakterienkonzentration zwischen Zu- und Ablauf des Filters. Der Rückhalt wird als log-Reduzierung berechnet.

Die Analyse der Bakterienkonzentration im Zu- und Ablauf der Filtersande ist für die Jahre 2008 bis 2010 mittels Auftragsuntersuchung durch das Landesamt für Umwelt, München für die Parameter *E. coli* und intestinale Enterokokken durchgeführt worden. Die Grundlage und die Anforderungen für die Vertragsuntersuchung sind im Anhang 1 dokumentiert.

2.1.5.2 Filterdurchbruch hygienerelevanter Bakterien

In der Praxis kann eine zunehmende Filterbelegung mit Biofilm zu einer Abnahme der Filtratqualität durch Ablösevorgänge führen und in dessen Folge die Ablaufkonzentration größer oder gleich der Zulaufkonzentration sein (Hahn, 1987). Von Waldhoff (2008) wurden diese Zusammenhänge mit hygienerelevanten Bakterien für Retentionsbodenfilter untersucht. Mit den Versuchsergebnissen konnte gezeigt werden, dass ein Filterdurchbruch bei Retentionsbodenfiltern durch die zur Verfügung stehende innere Fläche ausgeschlossen werden kann. Der Autor begründete das

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Ergebnis damit, dass bei Mischwasserbeschickung die Beschickungsfrachten für eine innere Oberflächenbelegung kaum erreicht werden können und in der Trockenphase keine Akkumulation von hygienerelevanten Bakterien erfolgt.

Zum Verständnis ist anzumerken, dass der Grund für die geringe Filterkornbelegung hauptsächlich die Betriebseigenschaften, d. h. der intermittierende Betrieb, relativ kurze Betriebszeiten und zeitweise mehrwöchige Trockenphasen, sind. Der Rückhalt der Bakterien ist eine Funktion der Oberfläche des Filterkörpers (Langenbach, 2009), die jedoch betriebsbedingt bei Retentionsbodenfiltern für die Bakterienanlagerung kaum einen Maximalwert erreichen kann, so dass ein Filterdurchbruch fast nicht relevant ist.

2.1.5.3 $\text{NH}_4\text{-N}$ -Durchbruch

Bei der Mischwasserbehandlung mit Retentionsbodenfiltern spielen die Reinigung von organischen Kohlenstoffverbindungen, die Nitrifikation und der Rückhalt von Feststoffen als Standardanwendung eine Rolle, so dass keine konfligierende Zielsetzung mit Hygienezielen wünschbar ist.

Für Retentionsbodenfilter wurde bewiesen, dass der NH_4^+ -Rückhalt bei geringer bis mittlerer Zulaufkonzentration auf Adsorption und nachfolgender Nitrifikation beruht (Dittmer, 2006). Für die entsprechende Nitrifikationsleistung ist eine Entwicklungsphase notwendig. Hintergrund ist der bekannte Zusammenhang aus der Abwasserreinigung, dass eine Entwicklungszeit der Nitrifikanten besteht. Zu Beginn der Filtersandbeschickung beginnt im 1. Schritt der Kohlenstoffabbau. Für die heterotrophen Bakterien ist aufgrund der höheren Wachstumsrate und des höheren Zellertrags der Sauerstoff leichter verfügbar. Im Gegensatz dazu stellt sich der Gleichgewichtszustand der autotrophen Nitrifikanten erheblich langsamer ein und in Folge entsteht eine Konkurrenz zwischen den autotrophen Nitrifikanten und den heterotrophen Bakterien um Sauerstoff. Bis der Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau weitgehend abgedeckt ist, ergibt sich eine niedrigere Nitrifikationsleistung. Die Folge ist zunächst eine erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf.

Bei der Darstellung der Untersuchungsergebnisse wird der Ammonium-Stickstoffgehalt im Ablauf nach der Entwicklungszeit der Nitrifikanten betrachtet und in feinkörnigen Filtersanden als Indikator für eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Umsatzprozesses von Ammonium genutzt. Für den praktischen Betrieb der Retentionsbodenfilter ist ein Rückgang der Nitrifikationsleistung bei Hygienezielen nicht wünschbar.

2.2 Mikrobiologie

2.2.1 Biofilm

Biofilme sind bevorzugte Lebensgemeinschaften von Bakterien, da sie gegenüber der planktonischen Lebensweise Vorteile haben (Flemming et al., 2001c). Zu benennen sind z. B. Schutzmechanismen, Gentransfer und Nährstoffaufnahme.

Nach dem Merkblatt DWA-M 383 (2008) bestehen Biofilme aus einer Matrix von vernetzten Mikroorganismen mittels extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS). Die EPS sind Schlüsselmoleküle für Struktur, Funktion und Organisationsform von Biofilmen (Scheen, 2003). Die gebildete EPS-Menge variiert stark in Abhängigkeit von der Bakterienart, dem Biofilmalter und Umweltfaktoren (Mayer et al., 1999).

Die EPS haben Einfluss auf die Wechselwirkungen zwischen der Bakterienoberfläche und dem Biofilm, da sich die Eigenschaft der Bakterienoberfläche in Abhängigkeit ihres physiologischen Zustands verändern kann (Soni et al., 2008). Ebenfalls sind extrazelluläre Strukturen der Bakterienoberfläche in der Lage, die Bakterienadhäsion zu vermitteln (Marshall, 1992).

EPS sind stark hydratisiert und vergleichbar wie ein schwamm-ähnliches Gel aufgebaut (Flemming und Wingender, 2000, 2001a, 2001b, 2002), die bei Wasserentzug zusammenfallen. EPS enthalten bis zu 98 Gew.-% Wasser (Bressel, 2003). Jedoch können sie nach Trockenphasen sehr schnell Wasser aufnehmen. Hierbei können durch die sorptive Eigenschaft der EPS gelöste Stoffe aus dem Mischwasser akkumuliert werden. Die gelösten Stoffe können den Bakterien als Nährstoffquelle dienen. Somit könnte die Wechselwirkung zwischen den Bakterien und einzelnen Bestandteilen des Biofilms nach Trockenphasen beschleunigt sein.

Weiterhin können Huminstoffe für den Bakterienrückhalt bedeutend sein, da sie zum einen als Komponente in der EPS-Matrix vorkommen (Wingender et al. 1999; Liu und Fang, 2002), und zum anderen vermutlich zu einem hohen Anteil in der Organik des Mischwassers enthalten sind. Die Grundbausteine der Huminstoffe sind z. B. aromatische und aliphatische Strukturelemente, die durch verschiedene Brücken (z. B. -O-, =NH, =CH₂) miteinander verknüpft sind. Zusätzlich sind unterschiedliche funktionelle Gruppen (z. B. -OH, -COOH, +NH₂) gebunden. Ausgangsstoffe für Huminstoffe sind die Einzelbausteine aus der Zersetzung von abgestorbenen Pflanzenteilen, Tierrückständen und Exkrementen der Bodentiere. Huminstoffe entstehen durch einen Humifizierungsprozess und gelangen mit dem

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Oberflächenabfluss oder Auswascheffekten auf Böden über Fremdwasser in den Mischwasserkanal.

Die organischen Substanzen haben eine relativ geringe Umwandlungs- und Abbaugeschwindigkeit, so dass sie in der Umwelt eine hohe Verweil- oder Lebensdauer besitzen. Die Eigenschaften der Huminstoffe sind z. B. Komplexbildner für Metallionen, Bindung an Tonminerale, und Bindung anorganischer und organischer Inhaltsstoffe des Mischwassers (Nickel und Wüstefeld, 1999). Die Heterogenität der Eigenschaften von Huminstoffen könnte für die Anlagerung der Bakterien positiv sein.

2.2.2 Änderung der Filterkornoberfläche im wässrigen Medium

Der Eintrag von Mischwasser in Filtersande verändert den theoretischen physikalisch-chemischen Zustand der Filterkornoberfläche (Martienssen, 2001), was Auswirkungen auf den Rückhalt der Bakterien hat. Für die Besiedelung der Filterkornoberfläche lassen sich mehrere Schritte nach einer festgelegten Reihenfolge von Ereignissen, wie in Abbildung 4 schematisch dargestellt, präsentieren (Bruinsma et al., 2001).

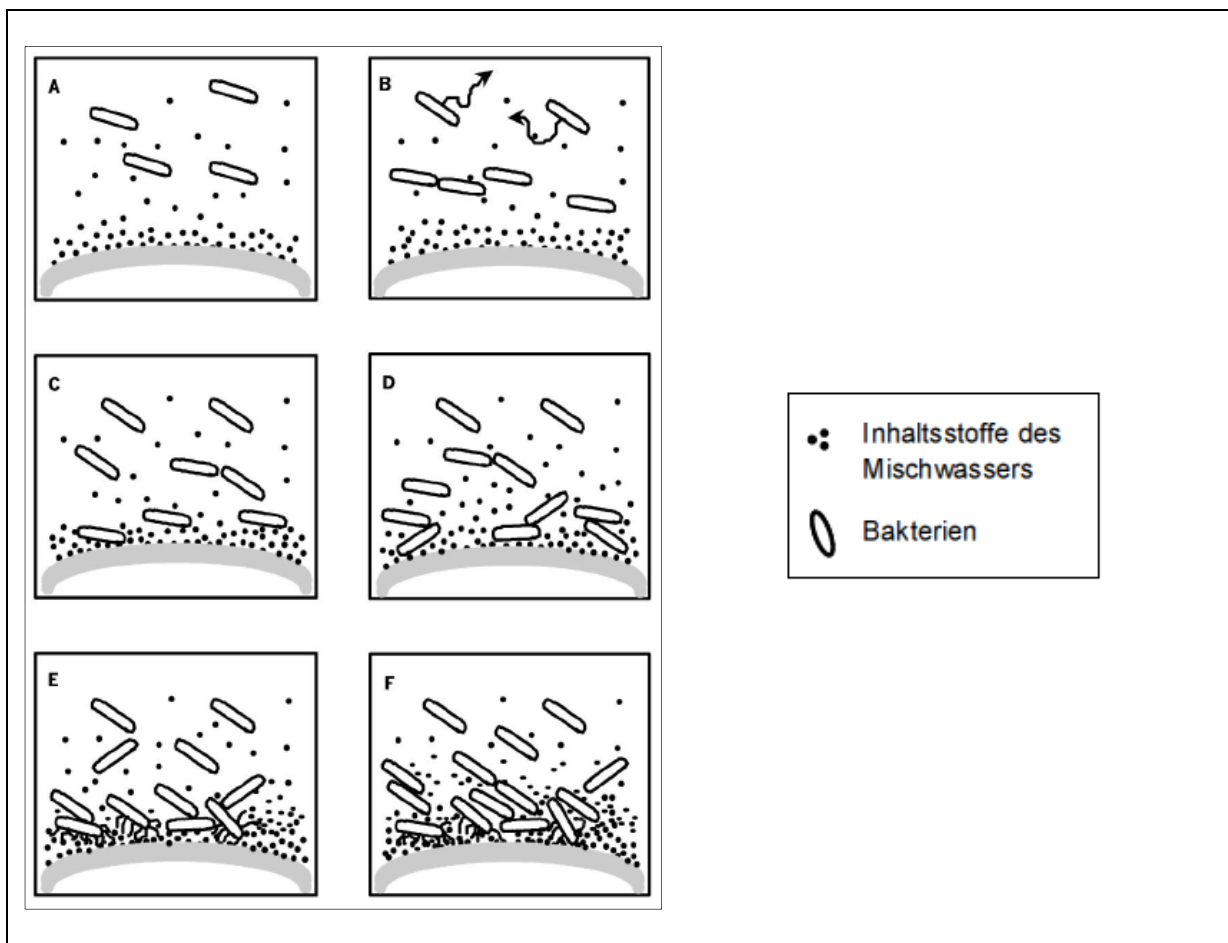


Abb. 4: Phasen der Besiedelung (Bruinsma et al., 2001)

2. Grundlagen und Kenntnisstand

- A. Anlagerung von organischen Inhaltsstoffen (meistens Kohlenhydrate, Huminstoffe, Lipide, Proteine) aus dem Mischwasser als conditioning film auf der Filterkornoberfläche.
- B. Transport der Bakterien zur Oberfläche der Filterkörner.
- C. Adhäsion einzelner Mikroorganismen (Primärbesiedler). Der Verlauf dieser Phase ist reversibel. Zu diesem Zeitpunkt ist die Ablösung von der Oberfläche durch geringe Änderungen der Strömungsgeschwindigkeiten möglich (Bressel, 2003).
- D. Adhäsion mit haftenden Mikroorganismen (Sekundärbesiedler).
- E. Verankerung und Etablierung fester, irreversibler Adhäsionen der Primärbesiedler durch extrazelluläre polymere Substanzen (EPS). In dieser Phase wird die Adhäsion der Bakterienzellen weitgehend unabhängig von physikalischen Kräften.
- F. Ausbildung eines gewachsenen Biofilms bzw. Biofilmreifung (Kolonisation, Wachstum).

Die Zunahme von biologischen Prozessen für den Rückhalt von Bakterien führt in Retentionsbodenfiltern zu konfligierenden Zielsetzungen mit dem Betrieb, da das Kolmationsrisiko ansteigt und ist deshalb nicht wünschbar.

Für die Besiedelung der Filterkornoberfläche spielen die Parameter Filterkornoberfläche, Bakterienoberfläche und Mischwasser eine Rolle. Die Anlagerungswahrscheinlichkeit der Bakterien nimmt durch die Änderung des theoretischen physikalisch-chemischen Zustands der Filterkornoberfläche, die das Adsorptionsverhalten der Filterkornoberfläche verbessert, zu (Schneider et al. 1994; Busscher und van der Mei, 1997). Hierbei wird verstärkt die Oberflächenladung der Filterkornoberfläche beeinflusst (Schneider und Leis, 2002).

2.2.3 Bakterien

Bei Hygienezielen mit mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern sind die hygiene relevanten Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken (I.E.) als Hinweis für fäkale Verunreinigungen von Bedeutung.

2. Grundlagen und Kenntnisstand

In der Gattung *Escherichia* bildet die Spezies *E. coli* den wichtigsten Vertreter. *E. coli* hat einen Durchmesser von ca. 0,8 μm (Madigan und Martinko, 2006). Die Abbildung 5 zeigt die Zelle und Zelloberfläche von *E. coli*.

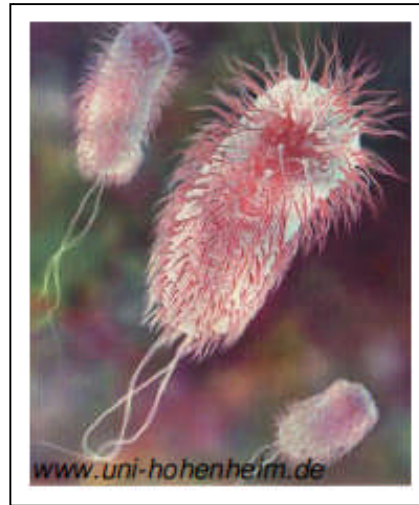


Abb. 5: *E. coli* (Keuerleber, 2009)

Zur Gattung *Enterococcus* gehören Bakterien mit einem Durchmesser bis zu 2 μm (Drča, 2007). Enterokokken sind unbewegliche Kokken, die einzeln, paarweise und in kurzen Ketten auftreten (Abbildung 6)

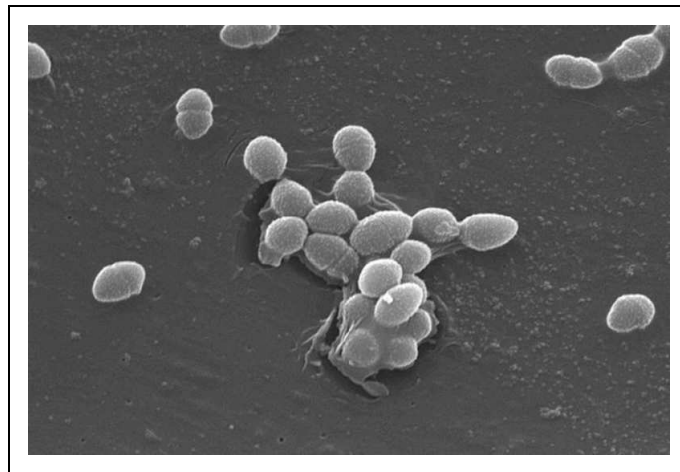


Abb. 6: Enterokokken (Foto: Janice Haney Carr, 08.06.2010)

2.2.4 Stabilität von Mikroorganismen in wässriger Phase

Die Tendenz eines Bakteriums, sich bei Kontakt mit anderen Bakterien oder Partikeln zu größeren Aggregaten zusammenzuschließen oder an Oberflächen anzulagern, ist bei Stabilität der Suspension weitgehend unterdrückt. Von Schöler (2002) ist der Zusammenhang von Keimkonzentrationen und suspendierten Stoffen im Hinblick auf die Bereitschaft von Keimen an Partikel anzulagern, untersucht worden. Die Untersuchungen wurden vor dem Hintergrund der UV-Desinfektion von

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Kläranlagenabläufen durchgeführt. Schöler analysierte dazu für den Parameter Abfiltrierbare Stoffe (AFS) eine Streubreite von 1 bis 50 mg/l bei Konzentrationen von 10^3 bis 10^4 KBE/100ml für fäkale Streptokokken und 10^4 bis 10^5 MPN/100ml für Fäkalcoliforme im Ablauf der Nachklärung. Statistisch konnte zwischen dem Parameter AFS und Fäkalcoliforme mit einem Bestimmtheitsmaß von Werten kleiner 0,03 kein Zusammenhang festgestellt werden. Danach veränderte sich die Ablaufkonzentration des Nachklärbeckens von 10^4 bis 10^5 MPN/100 ml bei Feststoffgehalten zwischen 1 bis 50 mg/l kaum. Dieser Sachverhalt konnte auch für fäkale Streptokokken bestätigt werden.

Zusammenfassend können sich Mikroorganismen an Partikel an- oder einlagern, jedoch konnte von der Autorin kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Bakterienkonzentration $> 10^4$ MPN/100ml und suspendierten Stoffen festgestellt werden.

Weiterhin befinden sich in Wasser Schwebstoffe in Suspension. Schwebstoffe enthalten überwiegend Tonpartikel und sind mit organischen Substanzen angereichert. Schwebstoffe sind z. B. wesentliche Transportvehikel für Umweltschadstoffe und enthalten Bakterien und Algen, die in Wechselwirkung mit den im Wasser gelösten Stoffen stehen. Buderer (1994, zitiert in Schöler (2002)) weist darauf hin, dass Sandfilter für Fäkalcoliforme und Fäkalstreptokokken eine wesentlich schlechtere Rückhaltewirkung haben als für Gesamtschwebstoffe. Somit kann das Wasser im Filterablauf klar sein, jedoch lässt sich daraus kein hoher Rückhalt von Bakterien schlussfolgern.

Für den Transport von Fäkalindikatorbakterien bedeuten die Ergebnisse der Autoren, dass das Transportverhalten der Bakterien kaum von den suspendierten Stoffen beeinflusst wird.

2.2.5 Zusammenfassung

Biofilm ist die bevorzugte Lebensgemeinschaft der Bakterien (Flemming und Wingender, 2000). Hierbei können EPS-Komponenten Einfluss auf die Wechselwirkung mit der Filterkornoberfläche haben (Flemming et al. 2007), so dass sich die Abscheidung der Bakterien verbessert.

Die Mischwasserbeschickung verändert die ursprüngliche physikalisch-chemische Eigenschaft der Filterkornoberfläche, was die Wechselwirkungen zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche begünstigen kann.

Durch die unterschiedlichen Betriebszustände der Retentionsbodenfilter ändern sich die Milieubedingungen im Filterkörper zwischen Beschickungs- und Trockenphase

2. Grundlagen und Kenntnisstand

schnell (Woźniak, 2008). Entstandene Biomasse geht in Trockenphasen nach einigen Wochen deutlich zurück (Schwarz, 2003). Die Trockenphase führt durch den Wasserentzug dazu, dass z. B. die EPS-Matrix zusammenfällt, was die Aktivität der Mikroorganismen und Beschaffenheit des Biofilms wesentlich beeinflusst. Aufgrund der Zusammenhänge werden folgende Faktoren zu berücksichtigen sein:

- das Adsorptionsverhalten der Filterkornoberfläche, und
- die Änderung des Abscheidegrads durch die Trockenphase.

Aus den Untersuchungen von Schöler (2002) wird der Schluss gezogen, dass hygienerelevante Bakterien vermutlich viel filtergängiger sind als Schwebstoffe und in großer Zahl einzeln vorliegen. Deshalb scheint die Kornzusammensetzung der Filterschicht in Bezug zu der Bakteriengröße für den Abscheidevorgang wichtig zu sein.

2.3 Partikelabscheidung

2.3.1 Einführung

Retentionsbodenfilter sind Flächenfilter. Die Oberflächenfiltration ist für Retentionsbodenfilter aufgrund der partikulären Frachten aus Siedlungsgebieten im Überlaufwasser von Regenentlastungsanlagen der Mischwasserkanalisation von Bedeutung. Durch die partikulären Frachten des Mischwassers kann sich bei Retentionsbodenfiltern ein strukturiertes Sediment mit hohem Aktivitätsstatus der Mikroorganismen bilden. Die Sedimentschichten unterscheiden sich zum Filtersandmaterial z. B. durch hohe Feinpartikelgehalte (80 bis 95 % T+U), hohe Glühverluste, Senke für gelöste Schadstoffe, und hohe Wasserspeicherkapazität (Lambert, 2009).

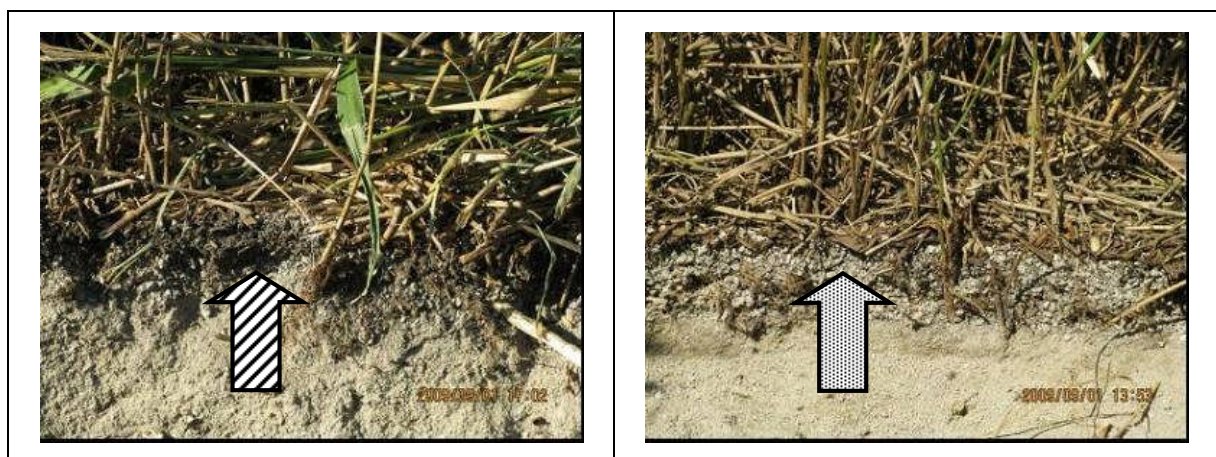


Abb. 7: Sedimentschicht am Beispiel RBF Monheim

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Bei mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern ist jedoch die ungleiche Sedimentation besonders stark ausgeprägt. Am Beispiel Retentionsbodenfilter Monheim (Abbildung 7) nach 5-jährigem Betrieb ist der Unterschied zwischen zulaufnah (links, dunkle Sedimentschicht auf der Filtersandoberfläche) und zulauffern (rechts, helle Schicht auf der Filtersandoberfläche) zu erkennen. Diese Verteilung der Sedimente besteht generell auch für andere Retentionsbodenfilter und ist betriebsbedingt. Infolge kann der Filtrationsprozess durch eine Zusammensetzung von Flächen- und Raumfiltration geprägt sein. Bei der Flächenfiltration führt die intermittierende Betriebsweise zu Trockenphasen, so dass häufig von keiner intakten Sedimentschicht ausgegangen werden kann. Für den Rückhalt der hygienerlevanten Bakterien scheint die Sedimentschicht betriebsbedingt keine Schlüsselrolle zu spielen, da die Oberflächenmodifikation heterogen verteilt auf der Filteroberfläche besteht. Weiterhin kann präferentieller Fluss in der Sedimentschicht nicht ausgeschlossen werden (Dittmer, 2006; Lambert, 2009). Deshalb wird die Oberflächenfiltration für die Bakterienabscheidung als fast nicht relevant gesehen.

Die mechanische Siebfiltration funktioniert ähnlich wie die Oberflächenfiltration, allerdings findet die Abscheidung nicht unmittelbar an der Filteroberfläche statt. Vielmehr erzeugt der Filterkörper durch das Verhältnis zwischen Porengeometrie und Partikelgröße den physikalisch bedingten Rückhalt. Hierbei bleiben Partikel während des Transports an nicht passierbaren Poren hängen. Bei Sand, Schluff bzw. Ton sind ca. 10 %, 30 % bzw. 70 % der Poren so klein, dass es im Allgemeinen zu mechanischer Abscheidung kommt (Matthess und Pekdeger, 1981). Für Bakterien ist ab der Schlufffraktion (f_U , Körnung 0,002 bis 0,006 mm) mit deutlicher mechanischer Rückhaltung zu rechnen (Matthess, Pekdeger et al., 1988).

Die Tiefenfiltration findet statt, wenn die Poren des Systems gegenüber den transportierten Partikeln mindestens so weit sind, dass ein Eindringen in den Filterkörper möglich ist (Gimbel, 1984). Bei der Tiefenfiltration sind zusätzlich zu mechanischen Siebeffekten und physikalisch-chemischen Rückhaltemechanismen insbesondere biologische Prozesse von Bedeutung (Rousseau et al., 2004; Gimbel, 1984). Die Tiefenfiltration wird in Retentionsbodenfiltern wegen der sehr kleinen Bakteriengrößen als wesentlich für die Reduktion der hygienerlevanten Bakterien gesehen. Der Partikelrückhalt erfolgt in zwei Teilschritten durch:

1. Transport zur Filterkornoberfläche, und
2. Haftung nach Kontakt durch verschiedene Prozesse (hydrodynamische, physikalisch-chemische und bio-chemische Anlagerung).

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Generell lässt sich das Filterverhalten makroskopisch und mikroskopisch beschreiben (Gimbel, 1984). Die makroskopische Beschreibung ermöglicht die Steuerung und Kontrolle der Wirksamkeit der Filtrationsversuche. Kenntnisse der mikroskopischen Vorgänge beim Filterprozess ermöglichen die Beschreibung des gesamten Abscheidevorgangs.

2.3.2 Makroskopisches Filterverhalten

In der Wassertechnologie ist die Beziehung zwischen Ablagerung und daraus resultierenden Druckverlusten für den praktischen Betrieb von Filtern interessant (Hahn, 1987). Der Druckverlust ist durch die diskontinuierliche Betriebsweise von Retentionsbodenfiltern, welcher als Regelbetrieb vorausgesetzt wird, kaum relevant. Hintergrund dazu ist, dass Filtrationsdruckverluste für die Feststellung der Ablaufqualität bei Retentionsbodenfiltern nicht prozessbestimmend sind. Jedoch kann Kolmation in Abhängigkeit der Wasserinhaltsstoffe eine Rolle spielen.

In der Massenbilanz werden die Transportvorgänge im Filterkörper durch Konvektion und Dispersion und die angelagerten und suspendierten Partikel berücksichtigt (Hahn, 1987).

Die zeitliche Zunahme der Filterbeladung ist eine Funktion, die die Einflussgrößen auf die Partikelabscheidung und die Ausbildung der Beladungsmorphologie enthält (Gimbel, 1984).

Die Einflußgrößen nach Gimbel (1984) sind:

- die Filtergeschwindigkeit (Volumenstrom pro Filteranströmfläche),
- die Partikelgeometrie,
- die Korngeometrie sowie
- physikalisch-chemische Faktoren, die das Fluid, den Filtersand und den Partikel (geometrische und stoffliche Unterscheidung je Partikelsorte) beschreiben.

Der Filterkoeffizient gibt die Anlagerungswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit der genannten Größen an und ist ein Maß für die Filterwirksamkeit (Gimbel, 1984).

Mit der Filterwirksamkeit lässt sich der Abscheidegrad des Filtermaterials mathematisch formulieren. Dabei sind in der Anfangsphase die Einflussgrößen Korndurchmesser des Filtermaterials und Partikeltyp wesentlich. Der Abscheidegrad γ_0 besteht in der Anfangsphase der Filtration, in der die Filterbeladung noch keinen Einfluss auf die Partikelabscheidung hat (Gimbel, 1984).

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Für die Wasseraufbereitung gibt es eine Reihe von empirischen und halbempirischen Ansätzen für den Abscheidegrad γ_0 (Gimbel, 1984). Nach Herzig et al. (1970) können verschiedene Einflussfaktoren bei der Partikelabscheidung unterschiedliche Auswirkungen ergeben. Aus der Wasseraufbereitung sind in Tabelle 2 beispielhaft experimentell bestimmte Werte für *E. coli* für den Abscheidegrad γ_0 durch poröse Medien aufgeführt.

Tab. 2: Abscheidegrad γ_0 durch poröse Medien beispielhaft für *E. coli* (Herzig et al., 1970)

Suspension		Filtermaterial			
Art	d_p in μm	Art	d_k in mm	v_f in m/h	γ_0 in %
<i>E. coli</i>	~ 1	Sand	0,23	0,13	0,22
				0,21	0,22
				0,29	0,18
		0,10	0,13	0,54	
			0,21	0,50	
			0,29	0,47	

Die Tabelle 2 zeigt einen deutlichen Einfluss des Korndurchmessers auf den Abscheidegrad γ_0 bei einer bestimmten Partikelgröße. Zusätzlich ist auch die Abhängigkeit von der Filtergeschwindigkeit v_f zu erkennen, deren Einfluss gegenüber der Körnung jedoch geringer ist.

Die Anlagerung an der Filterkornoberfläche kann aber nur dann wirksam werden, wenn eine Kollision zwischen Partikel und Filterkorn stattfindet. Bei der Tiefenfiltration sind die drei Transportmechanismen

- Interzeption,
- Sedimentation, und
- Dispersion

für eine rein mechanische Partikelabscheidung von Bedeutung. Die Haftung beruht auf elektrochemischen Kräften, d. h. elektrostatische Wechselwirkungen oder chemische Oberflächenreaktionen zwischen Partikel und Filterkornoberfläche, und ist Voraussetzung für die Abscheidung.

Die Kollision durch Interzeption setzt voraus, dass das Partikel genau der Strömungsbahn des Fluids um das Filterkorn folgt. Der Abscheidemechanismus tritt an einem Punkt ein, an dem der Abstand zwischen Stromlinie und Kornoberfläche kleiner als der Partikelradius wird. Das Partikel ist interzeptiert. Der Verlauf der

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Fluidbahnen wird durch die Filtergeschwindigkeit nur unwesentlich geändert und hängt nicht von der Filtergeschwindigkeit ab (Jordan, 2001).

Um die Strömungsbahnen des Fluids zu verlassen, ist eine angreifende Kraft am Teilchen erforderlich. Diese Mechanismen werden durch die Sedimentation und die Dispersion beschrieben.

Bei der Sedimentation (Gewichtskraft) ist der große Dichteunterschied zum Fluid maßgebend. Durch Trägheitskräfte kann es zu einer Verzögerung der Bewegung des Partikels auf den Stromlinien des Fluids kommen. Infolge starker Richtungsänderungen an den Filterkörnern werden die Partikel in ihrer ursprünglichen Richtung weitergetragen und lagern sich möglicherweise auf dem Korn ab. Die Trägheitsabscheidung nimmt mit dem Quadrat der Partikelgröße zu und ist somit hauptsächlich bei großen Partikeln eine wesentliche Einflussgröße.

Der Mischwassertransport der Partikel im Filterkörper erfolgt durch die Konvektion und die Dispersion (Niehren, 1998). Die Dispersion besteht aus den Vorgängen hydromechanische Dispersion und molekulare Diffusion. Dadurch wird der Transport prinzipiell unterschiedlich beeinflusst:

- Konvektion: passiver Transport mit dem Mischwasser
- hydromechanische Dispersion: mikroskopische Variabilität der Fließgeschwindigkeiten in unterschiedlichen Porenbereichen
- molekulare Diffusion: zufällige thermische Bewegung aufgrund der Brown'schen Molekularbewegung und wiederholte Kollision und Abstoßung zwischen Molekülen und Molekülen bzw. Partikeln

Die Abweichung des tatsächlichen Partikelflusses von der Konvektion ist durch die hydromechanische Dispersion begründet. Die hydromechanische Dispersion ist korngerüstbedingt und erzeugt im Wesentlichen drei Effekte (Marshall und Holmes, 1996; Marre, 2004):

- a. Parabolisches Geschwindigkeitsprofil mit abnehmender Geschwindigkeit am Rand der Poren;
- b. Unterschiedliche Fließgeschwindigkeit in Abhängigkeit des Porendurchmessers, da proportional zur zweiten Potenz des Porenradiuses, d. h. die Fließgeschwindigkeit ist bei kleinen Porendurchmessern niedriger; und
- c. Verlängerung des effektiven Transportwegs gegenüber der vertikalen Transportrichtung.

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Diese sind in Abbildung 8 bildlich zusammengefasst.

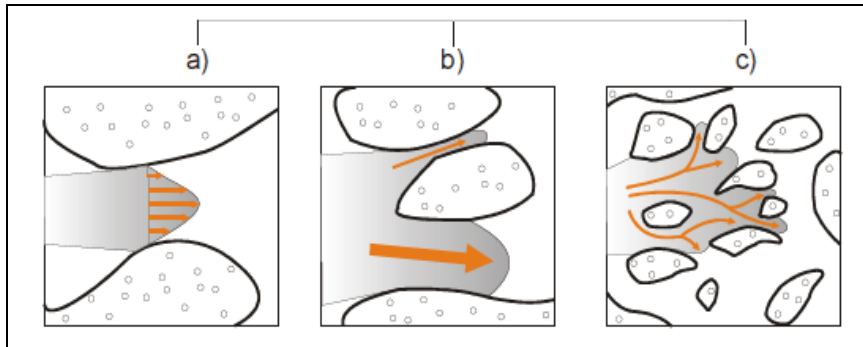


Abb. 8: Effekte der korngerüstbedingten oder hydromechanischen Dispersion (Mersmann, 2003)

Danach ist der zur Verfügung stehende durchströmte Querschnitt (Porosität) ein determinierender Parameter für die hydromechanische Dispersion.

Nach Marre (2004) unterliegen die Partikel am Rand der Porenkanäle (langsame Strömung) oder in kleinen Poren verstärkt den Transportmechanismen Interzeption und Dispersion.

Bei der Verlagerung von Partikeln ist neben der hydromechanischen Dispersion die molekulare Diffusion zu benennen (Mersmann, 2003). Die Vorgänge treten nicht losgelöst voneinander auf. Die Abscheidung durch Diffusion ist umso größer, je kleiner die Partikel und die Filtergeschwindigkeit werden (Jordan, 2001; Gimbel, 1984). Nach Martiensen (2001) erfolgt diese Bewegung mit ca. 40 $\mu\text{m}/\text{h}$ nur langsam. Im Vergleich mit der Mischwasserbewegung ist die Diffusion in der Matrix überwiegend vernachlässigbar klein (Burkhardt, 2003).

2.3.3 Mikroskopische Behandlung der Bakterienabscheidung

2.3.3.1 Adhäsion von Bakterien

Bioadhäsion bedeutet die Anlagerung organischer und anorganischer Substanzen auf der Filterkornoberfläche gefolgt von zunächst reversibler Adhäsion und anschließender irreversibler Adhäsion der planktonischen Bakterien, die von physikalisch-chemischen Mechanismen vermittelt werden.

Der Zusammenhang der Wechselwirkungen für die Adhäsion ist in Abbildung 9 (nach Bressel, 2003; Frant, 2008) dargestellt.

2. Grundlagen und Kenntnisstand

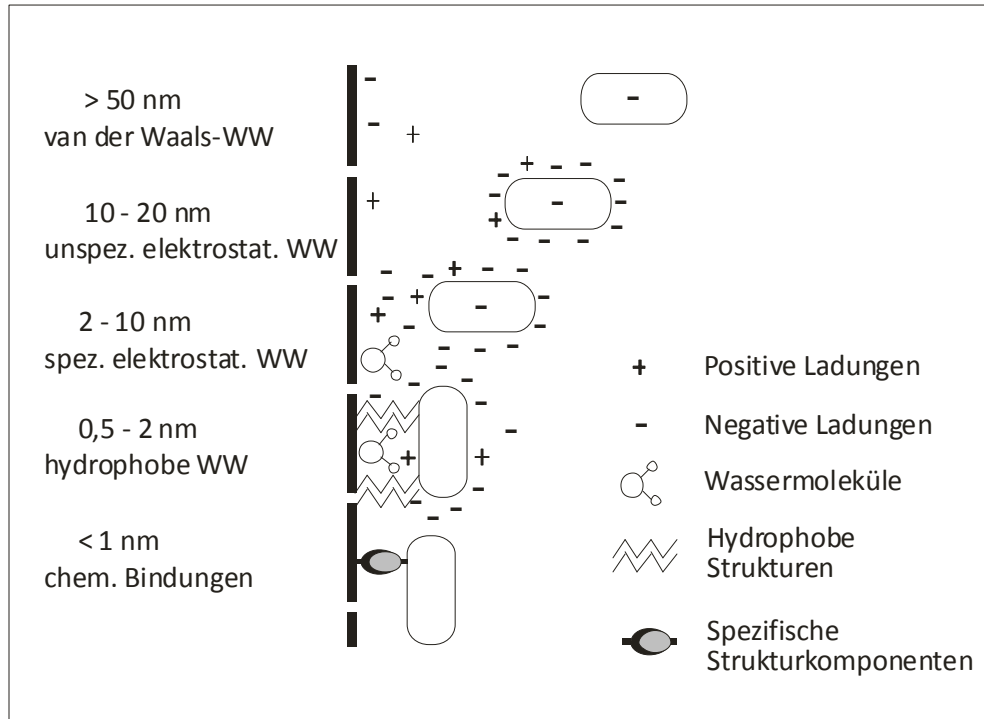


Abb. 9: Wechselwirkungen (WW) der Adhäsion von Bakterien (Bressel, 2003; Frant, 2008)

In Abhängigkeit vom Abstand zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche kann sich bei Annäherung der Bakterien an die Filterkornoberfläche Adhäsion infolge unspezifischer und spezifischer Wechselwirkungen ergeben. Hierbei wird die Wirkung der Bioadhäsion von den nachfolgend beschriebenen Komponenten, die in enger Wechselbeziehung miteinander stehen und hauptsächlich physikalisch-chemisch bedingt sind, entscheidend beeinflusst (Martienssen, 2001).

2.3.3.2 Filterkornoberfläche

Beim Bau von Retentionsbodenfiltern wird insbesondere die Bodenartenhauptgruppe Sand eingesetzt. Die chemischen Hauptelemente von Sand sind Quarz und Feldspat. Sande werden in Bodenartgruppen entsprechend ihrer Zusammensetzung, z. B. Mittelsand, Feinsand und dem Anteil an Ton und/oder Schluff gegliedert.

Die reaktiven Bodenbestandteile werden durch die Bodenkomponenten Schichtsilikate (Kaolinit und Illit) sowie die Minerale Eisen- und Aluminiumoxid und -hydroxide beeinflusst. Die Oberflächenladung kann pH-unabhängig (permanente Ladung), was z. B. bei Tonmineralen überwiegt, oder pH-abhängig durch z. B. Fe-/Al-Oxide und organische Austauscher, wie z. B. Huminstoffe hervorgerufen werden (Wild, 1995). Im Bereich von pH 7 bis 8, wie hier für das Mischwasser, sind die Oberflächen jedoch hauptsächlich negativ (Scherer, 2010). Aufgrund der physiologisch ebenfalls negativen Nettoladung der Bakterienoberfläche kann die Interaktion für die Anlagerung der Bakterien zunächst repulsiv sein.

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Jedoch existieren Filterkornoberflächen in ihrem theoretischen physikalisch-chemischen Zustand nur kurzzeitig (Martienssen, 2001). Hierbei können organische Substanzen, die mit dem Mischwasser in den Filter eingetragen werden, aufgrund ihrer heterogenen Struktur und Vielzahl bedeutend für Zustandsänderung sein. Begleitstoffe der organischen Wasserinhaltsstoffe sind z. B. Huminstoffe, und Verunreinigungen aus dem Schmutzwasser, wie Kohlenhydrate, Eiweiße, Aminosäuren und Fette. Von Bedeutung sind Huminstoffe, da sie vermutlich zu einem höheren Anteil in der Organik des Mischwassers enthalten sind. Somit könnte durch die Anlagerung der Huminstoffe an die Filterkornoberfläche wegen ihrer großen spezifischen Oberfläche und Vielfalt an Bindungsmöglichkeiten die Adhäsion der Bakterien begünstigt sein.

Huminstoffe sind neben Tonmineralen und Metalloxiden die wichtigsten Kationenaustauscher (Dittmer, 2006), da sie an ihrer Oberfläche einen Ladungsüberschuss besitzen, der durch Anlagerung von Kationen ausgeglichen werden kann. Kationenaustausch bedeutet den Austausch zwischen Kationen an der Filterkornoberfläche und solchen aus dem Mischwasser in äquivalenten Mengen. Durch die überwiegend negative Oberflächenladung im Filtersand ist der Kationenaustausch gegenüber dem Anionenaustausch prioritär. Austauschbare Kationen, die im Mischwasser vorwiegend in Lösung vorliegen sind, z. B. Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , H^+ und NH_4^+ . Somit kann die Wechselwirkung der Bakterien mit der Filterkornoberfläche über Tonminerale oder über Huminstoffe an den sandigen Bodenarten durch Kationenaustausch verbessert sein.

Für den Rückhalt der Bakterien scheint die Änderung des theoretischen physikalisch-chemischen Zustand wesentlich zu sein. Dies wird in Untersuchungen von Schneider et al. (1994) bestätigt. Somit ist vermutlich bei einem neu hergestellten Filtersand die Adhäsion durch die anorganische Filterkornoberfläche reduziert.

2.3.3.3 Zelloberfläche

❖ Oberflächenladung

Die Zelloberfläche besteht aus negativen und positiven Ladungsbereichen, die nebeneinander auf der Oberfläche verteilt sind. Die meisten Bakterien haben im wässrigen Medium physiologisch eine negative Nettoladung (Bressel, 2003). Da die bakterielle Zelloberfläche und die Filterkornoberfläche meistens negativ geladen sind, ergeben sich zunächst abstoßende Interaktionen (Marre, 2004). Diese Betrachtung gilt eingeschränkt, da auf der bakteriellen Oberfläche die Ladungsdichte

2. Grundlagen und Kenntnisstand

unterschiedlich sein kann. Somit bestimmt sich das Adsorptionsverhalten nicht in allen Fällen aus der Nettoladung.

❖ Hydrophobizität

Die hydrophoben Kräfte führen zu einer starken Anziehung und sind bei kleinen Distanzen unabhängig von Elektrolyten (Frant, 2008). Nach van Oss (1995) spielt die Hydrophobizität eines Bakteriums bei der Adhäsion eine wichtige Rolle. Der Zusammenhang ergibt sich bei bakterieller Adhäsion durch die Änderung der Oberflächeneigenschaften der Bakterien in Abhängigkeit ihres physiologischen Zustandes. Hierbei kann die Hydrophobizität und damit der Charakter der Zelloberfläche, z. B. durch Wachstum, beeinflusst werden (van Loosdrecht et al., 1987a und 1987b). Die hydrophoben Wechselwirkungen sind im Vergleich zu der elektrostatischen Kraft und der van der WAALS-Kraft deutlich stärker.

❖ Oberflächenstrukturen

Bakterien sind in der Lage, extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) zu produzieren (Wingender et al. 1999, Flemming et al. 2001a, 2001b, 2007). Oberflächengebundene EPS können in Form von Kapseln oder Schleimen über die gesamte Zelloberfläche vorliegen und beeinflussen dann in erster Linie die unspezifischen physikalisch-chemischen Mechanismen des Rückhalts (Martienssen, 2001).

Weiterhin kann die Bakterienoberfläche auch lokal begrenzt mit der Filterkornoberfläche agieren. Zusätzlich können extrazelluläre Strukturen der Bakterienoberfläche (Zellanhänge) durch ihre räumliche Struktur eine Rolle spielen und bei Annäherung der Zelle an die Filterkornoberfläche feste Anbindungen abweichend vom Verhalten des Zellkörpers ausbilden (Martienssen, 2001). Somit ergibt sich eine Vielseitigkeit der bakteriellen Adhäsion, bei der spezifische Wechselwirkungen starke Bindungen zwischen Bakterien und Filterkornoberfläche vermitteln können (van Oss, 2003). Jedoch hängen spezifische Wechselwirkungen von der Physiologie der Bakterien durch z. B. pH-Wert, gelöste Salze und Nährstoffgehalt ab.

2.3.3.4 Medium Mischwasser

❖ Zusammensetzung von gelösten organischen und anorganischen Verbindungen

Sowohl die organischen als auch die anorganischen Substanzen können Einfluss auf die Reaktionsabläufe zur Anlagerung der Mikroorganismen haben (Eppler, 1981).

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Jedoch hängt die Konzentration und die Art der Stoffe, die elektrische Ladungen tragen, z. B. von den Eigenschaften des Entwässerungsgebiets, der Regencharakteristik, dem Mischverhältnis zwischen Regen-, Schmutz- und Fremdwasser und dem Ablagerungsverhalten des Kanalnetzes ab. Dadurch kann die Zusammensetzung der gelösten Phase großen Schwankungen unterliegen. Weiterhin beeinflussen die Größe und die Struktur des Einzugsgebietes die Bildung des Spülstoßes im Kanal maßgeblich (Krauth K. H. et al., 2000).

❖ Ionenstärke und pH-Wert

Die Ionenstärke verändert sich mit der elektrischen Leitfähigkeit, d. h. die Ionenstärke sinkt mit abnehmender elektrischer Leitfähigkeit (z. B. Matthess et al., 1991). Die elektrische Leitfähigkeit gilt als Maß für die Ionenkonzentration der im Wasser gelösten Stoffe. Die Ionenkonzentration hat Auswirkungen auf die Stabilität der Suspension. Hierbei bildet sich eine elektrochemische Doppelschicht um geladene Partikel. Die Dicke der elektrochemischen Doppelschicht ist abhängig von der Konzentration und der Ladung der Gegenionen und hat Auswirkungen auf die elektrostatische Abstoßung.

Bakterien haben eine negative Nettoladung, so dass die Konzentration der Kationen die Wirkung der abstoßenden Kräfte verringern kann, indem die Ausdehnung der elektrochemischen Doppelschicht verkleinert wird (Hermansson, 1999). Somit ist die Adhäsion der Bakterien leichter möglich, da die abstoßenden Kräfte sich verringern und die Bewegungsenergie für die Annäherung der Bakterien an die Filterkornoberfläche bis zur Dominanz der Anziehungskräfte ebenfalls geringer wird (Frant, 2008).

Der Zusammenhang kann mit der DLVO-Theorie (Modell, das auf den Gesetzen der Kolloid- und Grenzflächenchemie beruht) erklärt werden (Eginton et al., 1995; Hermansson, 1999). Verkürzt beschreibt die klassische Derjaguin - Landau - Verwey - Overbeek (DLVO)-Theorie die Wechselwirkungsenergie zwischen interagierenden Oberflächen, z. B. einer sich annähernden Zelle an die Filterkornoberfläche. In Abhängigkeit vom Abstand beschreibt die Theorie eine Gesamtenergie zwischen der im Allgemeinen anziehenden van der WAALS-Kraft und der elektrostatischen Abstoßung.

Die Höhe der Ionenstärke kann im Filterbett nach der klassischen DLVO-Theorie (Derjaguin, Landau, Verwey und Overbeek) zu unterschiedlich hohen Energiebarrieren (Gesamtenergie) vor der Filteroberfläche führen. Dadurch ist ein Einfluss auf den Bakterienrückhalt möglich, indem die elektrostatische Abstoßung

2. Grundlagen und Kenntnisstand

eine weitere Annäherung der Bakterien an die Filterkornoberfläche verhindert. Die Zusammenhänge sind in der Abbildung 10 schematisch dargestellt.

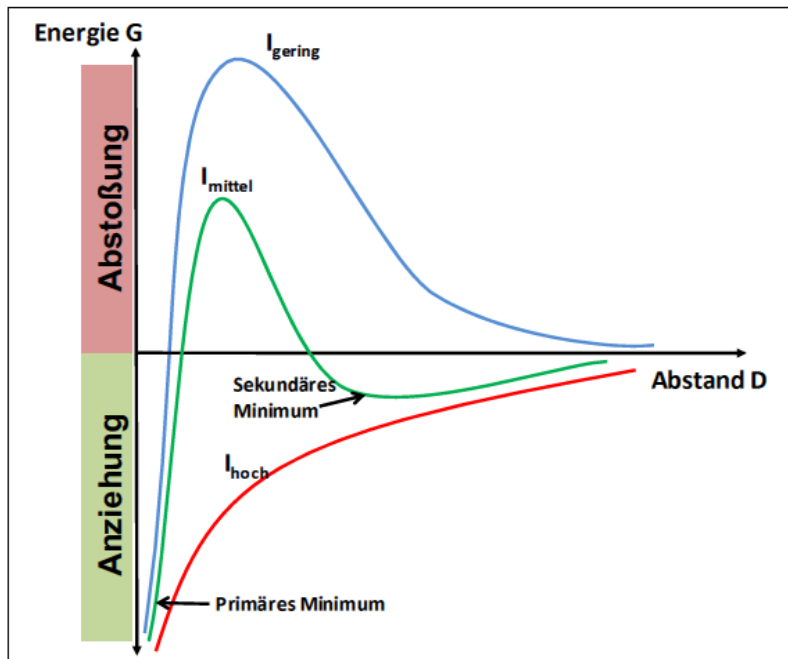


Abb. 10: DLVO-Theorie - schematische Darstellung zur Wechselwirkungsenergie in Abhängigkeit des Abstands (D) der interagierenden Oberflächen (z. B. Bakterien und Filterkornoberfläche) bei geringer Ionenstärke (blau), mittlerer Ionenstärke (grün) und hoher Ionenstärke (rot) nach Rumpf (2009)

Die Darstellung veranschaulicht für unterschiedliche Ionenstärken Barrieren von abstoßenden Kräften, die ohne zusätzliche äußere Kraft einen Kontakt zwischen z. B. Bakterien und der Filterkornoberfläche verhindern. Eine sehr hohe Ionenstärke verkleinert die Ausdehnung der elektrochemischen Doppelschicht, wodurch es zu einer Bakterienhaftung ohne Barriere im sog. primären Minimum kommt, wenn angreifende Trennkräfte an den Bakterien nicht zu groß sind (Gimbel, 1984). Während elektrostatische Wechselwirkungen stark von der Ionenstärke der Lösung abhängen, hat dies keinen Einfluss auf die van der WAALS-Kräfte. Bei geringen Abständen ($D < 1\text{nm}$) können z. B. van der WAALS-Kräfte und ionische Bindungen wirken, die die Bindungsstärke im primären Minimum bestimmen (Rumpf, 2009).

In Mischwasser wird zunächst eine Barriere vor der Filterkornoberfläche vermutet, da sehr hohe Ionenstärken fast nicht bestehen. In diesem Zusammenhang kann bei einem bestimmten Verhältnis zwischen Entfernung der Bakterien und Filterkornoberfläche ein Energieminimum (sog. sekundäres Minimum) entstehen. Die reversible Adhäsion von Bakterien wird nach der DLVO-Theorie in dieser Distanz beschrieben (van Loosdrecht, et al., 1990; Rumpf, 2009). In diesem Energieminimum können die Bindungen jedoch mit geringen Trennkräften (z. B. Strömungskräfte) überwunden werden (Lyklema, 1999).

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Die Immobilisierung der Bakterien wird durch die Energiebarriere in der Art beeinflusst, dass bei bestehender Energiebarriere die Anlagerung reaktionslimitiert ist (Specht, 2002) und die repulsiven elektrostatischen Kräfte überwunden werden müssen (Lappan, 2007). In diesem Fall ist die Haftung der geschwindigkeitsbestimmende Faktor für die mögliche Immobilisierung.

Bekannt ist, dass die klassische DLVO-Theorie nicht alle Parameter der Wechselwirkungen zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche berücksichtigt (Hermansson, 1999). Die Theorie ist als Hilfsmittel für die Bakterienadhäsion zu sehen. Somit gilt die Beschreibung der Bakterienanlagerung nach der klassischen DLVO-Theorie nur eingeschränkt, da es sich bei Bakterien um Lebewesen handelt, die ihre Zelloberfläche verändern können und weitere Parameter z. B. Zellwachstum, Nährstoffangebot, Temperatur, Co-Adhäsion mit anderen Bakterienzellen und EPS-Produktion zu berücksichtigen sind. Weiterhin können extrazelluläre Strukturen der Bakterienoberfläche die Überwindung der Energiebarriere in das primäre Minimum ermöglichen und infolge eine irreversible Haftung der Bakterien durch spezifische Wechselwirkungen erreichen (Weigl, 2004).

Mehrere Autoren (Bales et al., 1995, Scholl und Harvey, 1992) beschreiben eine reduzierte Anhaftung durch erhöhte negative Oberflächenladungen zwischen den Grenzflächen aufgrund des pH-Wertes. Der pH-Wert verändert sich in Abhängigkeit der Ionenkonzentration, was z. B. Auswirkungen auf die Oberflächenladung der Filterkornoberfläche haben kann. Generell nimmt bei steigenden pH-Werten die negative Oberflächenladung des Filterkorns zu und die positive Oberflächenladung ab, und umgekehrt (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Im Bereich von pH 7 bis 8 des Mischwassers sind die Oberflächen meistens negativ.

❖ Hydrodynamische Kraft

Die hydrodynamische Anlagerung ist unmittelbar abhängig von der Fließgeschwindigkeit und wird bei einem Gleichgewicht von Druckkraft und der Summe aus Scherkraft und Haftungskraft wirksam. Bei steigender Filtergeschwindigkeit ist die Anlagerung vollständig reversibel. Hydrodynamische Einflüsse können für angelagerte Bakterien in Abhängigkeit der Bakteriengröße eine Rolle spielen und zu einer Verlagerung in tiefere Filterschichten führen bzw. aus dem Filter ausgespült werden. In der Phase der Bioadhäsion sind neben irreversibler Adhäsion reversible Wechselwirkungen mit schwachen Bindungskräften vorhanden. Nach Hirtzel & Rajagopalan (1985) wird abnehmende Scherung durch das

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Transportmedium in Abständen von mehr als 100 nm (0,1 µm) wirksam, so dass für die betrachtete Bakteriengröße hydrodynamische Kräfte eine Rolle spielen können.

2.3.4 Zusammenfassung

Aus dem Kenntnisstand der Filtration ist deutlich geworden, dass der Filterprozess in zwei Schritten abläuft:

1. Transport der Bakterien zur Filterkornoberfläche, und
2. Anlagerung der Bakterien an der Filterkornoberfläche.

Als Transportmechanismen für die rein mechanische Partikelabscheidung sind zu benennen:

- Interzeption und
- Dispersion.

Der Einfluss der Sedimentation wird für die hygienerlevanten Bakterien infolge der Größenabhängigkeit als vernachlässigbar gesehen. Elektrochemische Kräfte bewirken Wechselwirkungen zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche und können zu einer Anlagerung führen. Diese Mechanismen erfordern von den Bakterien nur geringe Anteile an physiologischen Aktivitäten.

Zusätzlich muss mit mechanischen Abscheidevorgängen der Bakterien durch Siebfiltration in Abhängigkeit von der Kornzusammensetzung gerechnet werden.

Für die dargestellten Abhängigkeiten der Bioadhäsion zeigt sich, dass die Komponenten Filterkornoberfläche, Bakterienoberfläche und Mischwasser in Retentionsbodenfiltern bedeutend sind, jedoch kaum gesteuert werden können. Somit ist ein bestimmter Zeitraum für die Entwicklung der Bioadhäsion erforderlich. Die Änderung des theoretischen physikalisch-chemischen Zustandes der Filterkornoberfläche durch Bioadhäsion scheint von Bedeutung zu sein, da vermutlich das Adsorptionsverhalten der Filterkornoberfläche für den physikalisch-chemisch und bio-chemisch bedingten Bakterienrückhalt verbessert wird.

2.4 *Kolmation*

2.4.1 Einführung

Für Retentionsbodenfilter bildet der Gesichtspunkt des Filterversagens durch Kolmation (LfU Baden-Württemberg, 2002) sowie für bepflanzte Bodenfilter zur

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Abwasserreinigung (Drescher & Hasselbach, 2010) ein prioritäres Kriterium bei der Bemessung und Konstruktion.

Kolmation führt zur Funktionsunfähigkeit des Filters. Dabei wird durch Porenverstopfung die hydraulische Leitfähigkeit wesentlich herabgesetzt. Einflussgrößen sind die Abwasserzusammensetzung, die Nährstofffracht und die Bodenart des Filterkörpers.

Bei Retentionsbodenfiltern bestehen verschiedene Ursachen für den Kolmationsprozess. Äußere Kolmation, d. h. bezogen auf die Sedimentschicht bzw. die oberste Schicht, entsteht durch eine sedimentbedingte Beeinflussung der hydraulischen Leitfähigkeit. Bei der inneren Kolmation (Tiefenfiltration) dringen organische und anorganische Partikel tief in den Filterkörper ein, so dass durch Anlagerungen die Porenkanäle effektiv und reversibel verstopft werden können.

2.4.2 Mischwasser

Beim Mischsystem sind die wichtigsten Emissionsquellen für die Wasserinhaltsstoffe Haushalte und Gewerbe mit Schmutzwasserabfluss und befestigte Oberflächen (Dach, Straße) mit Oberflächenabfluss bei Regenereignissen.

Bei Regenereignissen befinden sich Feststoffe im Oberflächenabfluss, die auf Oberflächen deponiert sind. Hier können beispielhaft mineralische Partikel und organische Feststoffe benannt werden. Im Schmutzwasserabfluss sind die organischen Anteile der Feststoffe gegenüber dem Oberflächenabfluss höher. In Mischwasserkanälen tritt bei Regenereignissen zusätzlich die Remobilisierung von Partikeln aus den Kanalablagerungen und der Sielhaut auf.

Feststoffe werden häufig als abfiltrierbare Stoffe (AFS) erfasst. Durch die Verdünnung des Mischwasserabflusses mit Niederschlagsabfluss tritt im Mittel keine signifikante Verdünnung der Feststoffkonzentration auf (Welker, 2005). Durch die vielfältigen Einflussfaktoren der Feststoffbildung aus den Oberflächen- und den Schmutzwasserabflüssen, ergeben sich bei Vereinigung im Mischwasserkanal extrem heterogene Feststoffkonzentrationen (Brombach und Fuchs, 2003; Welker 2005). Die organischen und anorganischen Feststoffe des Mischwassers sind ein Haupteinflussfaktor für die Verteilung der mikrobiellen Kolmation in Bodenfiltern (Hahn und Fuchs, 2005).

2.4.3 Innere Kolmation

Hohe anorganische Partikelkonzentrationen sowie organische Feststoffe führen zu einer Kolmation in den oberen Zentimetern der Filtermatrix. In Kombination beider Faktoren wird die Kolmation stabilisiert oder verstärkt. Eine abnehmende anorganische Partikelkonzentration verursacht eine vertikale Verteilung der Stoffumsätze und der Biomasse im Filterkörper. Entscheidend für die Kolmation ist der Gehalt an organischen Feststoffen (Schwarz, 2003). Bei Fein-/Mittel-Sanden (Korndurchmesser 0,063 bis < 0,63 mm) sind biologische Prozesse für die Kolmationswirkung maßgebend, was in Untersuchungen von Hahn und Fuchs (2005) bestätigt wurde.

Jede Kolmation führt zu einer Verringerung der Porosität des Porenraums. Der Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit wird wesentlich durch die Biomasse beeinflusst (Schwarz, 2003). Vor diesem Hintergrund kann die hydraulische Leitfähigkeit verwendet werden, um das Kolmationsverhalten des Filters zu illustrieren. In Untersuchungen von Schwarz (2003) konnte an einem Retentionsbodenfilter gezeigt werden, dass bei Kolmation der Biomasseanteil in der obersten Filterschicht zunimmt. Diese Schicht wirkt limitierend für die hydraulische Leitfähigkeit. Nach Schwarz (2003) ist ab einer Konzentration von ca. 40 µg DNA/g TG Filtersand mit einer Halbierung der relativen Leitfähigkeit zu rechnen. DNA-Konzentration von ca. 100 µg/g TG führten in Abhängigkeit der Korngröße zu einer starken Kolmation bzw. einer deutlich verminderten hydraulischen Leitfähigkeit. Der Rückgang der Wasserdurchlässigkeit in Abhängigkeit der Biomasse wird nach Schwarz (2003) in Abbildung 11 dargestellt. Hierbei wird als quantitativer Bioindikator für die Biomasse die DNA benutzt.

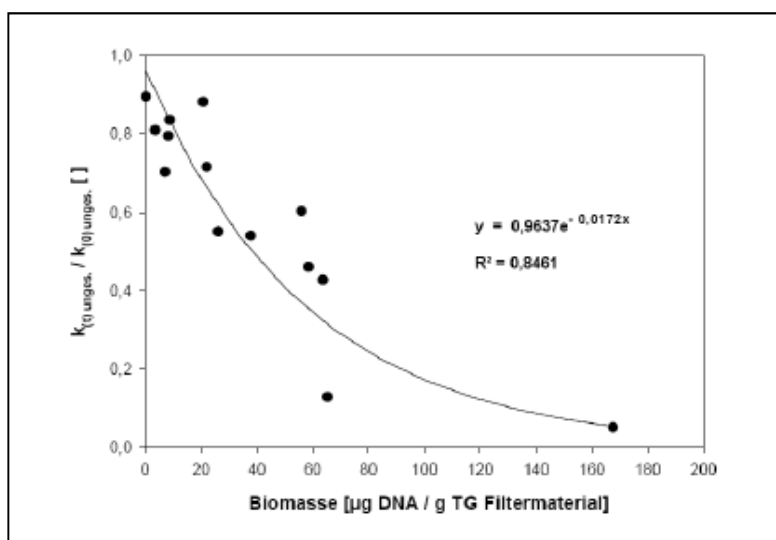


Abb. 11: Korrelation zwischen relativer hydraulischer Leitfähigkeit und Biomasse (Schwarz, 2003)

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Neben dem Parameter hydraulische Leitfähigkeit bestehen bei der mikrobiellen Kolmation enge Zusammenhänge zwischen den Parametern Biomasse und koloniebildende Einheit (KBE) (Schwarz, 2003). Bei erhöhter Biomasseproduktion kommt es zu Biofilmabbrissen während der Filterbelastungen, was zu Verlagerungen und erhöhten Ablaufwerten der KBE führt.

2.4.4 Zusammenfassung

Aus dem vorangegangenen Abschnitt wird erkennbar, dass Kolmation bei mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern generell ein wesentlicher Faktor für den Betrieb ist.

Bei der Tiefenfiltration spielt der biologische Prozess der Kolmation eine wesentliche Rolle. Aus den Kapiteln 2.1 und 2.3 wird deutlich, dass der Korndurchmesser in Abhängigkeit der Partikelgröße für den Partikelrückhalt wichtig ist, so dass für den Bakterienrückhalt feinkörnige Filtersande zu berücksichtigen sind.

Für die Kolmationswirkung sind deshalb folgende Faktoren für den Betrieb von Bedeutung:

- Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeit, und
- Änderungen der KBE-Konzentrationen im Ablauf.

2.5 Bodenkennwerte

Für den praktischen Betrieb ist die Charakteristik der Filtermatrix für die Nachvollziehbarkeit von Bedeutung.

Die Ungleichförmigkeitszahl C_U charakterisiert das Korngemisch, d. h. je steiler die Verteilungskurve der Sieblinie ist, umso gleichkörniger ist das Korngemisch.

$$C_U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad \text{Formel 1}$$

- d_{60} = maximale Korngröße bei den unteren 60 % der Masse, das heißt 60 % der Masse des Bodens haben eine kleinere Korngröße und gehen durch ein Sieb mit der Maschenweite d_{60} hindurch.
- d_{10} = maximale Korngröße bei den unteren 10 % der Masse, das heißt 10 % der Masse des Bodens haben eine kleinere Korngröße und gehen durch ein Sieb mit der Maschenweite d_{10} hindurch.

2.6 Ausgangsfragen und Zielsetzung der Arbeit

Die recherchierten Daten zeigen, dass keine Verfahren zur Mischwasserbehandlung mit Hygienezielen bestehen. Ursachen, die die Keimreduzierung in Retentionsbodenfiltern beeinflussen, wurden im Zusammenhang mit verschiedenen Arbeiten (Laber, 2001; Waldhoff, 2008; IWW, 2005) untersucht. Die Ergebnisse zeigen eine Vielzahl von untersuchten Einflussgrößen auf, liefern jedoch keine systematische Variation von Einflussgrößen für die Betriebsbedingung zur Systemoptimierung. Der gesamte Abscheidevorgang wird kaum behandelt.

Zusammenfassend sind für Retentionsbodenfilter aus dem Kenntnisstand des Filterverhaltens die wichtigsten Parameter jeweils in Bezug zu Wasserinhaltsstoffen

- Filtergeschwindigkeit,
- Korndurchmesser, und
- Filtertiefe zu berücksichtigen.

Bei der physikalisch-chemischen Filtration spielen die zwei aufeinanderfolgenden Teilschritte Transport- und Haftvorgang eine Rolle. Die Rückhaltewirkung eines Filters wird somit deutlich zurückgehen, wenn die Parameter nicht eingehalten werden. Dieser Zusammenhang ist nicht trivial, da die Filtermatrix in Retentionsbodenfiltern mit den Empfehlungen für die Planung und den Betrieb von Retentionsbodenfiltern (MUNLV, 2003; DWA-M 178, 2005; HMULV, 2008) und in zurzeit betriebenen Retentionsbodenfiltern nur eine geringe Reduktion von hygienerlevanten Bakterien erzielen kann.

Zur vollständigen Abscheidung ist im zweiten Schritt die feste Anbindung des Bakteriums an der Filterkornoberfläche erforderlich. Hierbei können physikalisch-chemisch und bio-chemisch bedingte Rückhaltemechanismen bedeutend sein. Es wird erwartet, dass Bioadhäsion die Rückhaltemechanismen begünstigt und infolge der Rückhalt zunimmt. Zusätzlich sind mechanische Abscheidevorgänge nicht ausschließbar.

Jedoch wird vermutet, dass die Bakterienadhäsion zunächst an der anorganischen Filterkornoberfläche neu hergestellter Filtersande, z. B. durch elektrostatische Abstoßung gering ist. Somit ist ein bestimmter Zeitraum für die Entwicklung der Bioadhäsion notwendig.

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Bei Mischwasserbehandlung mit Hygieneanforderungen ist weiterhin zu klären, ob Kolmationswirkungen den Betrieb nachteilig beeinflussen.

Aus der vorangegangenen Zusammenfassung ergeben sich nachfolgende Arbeitshypothesen:

- Die Filtergeschwindigkeit beeinflusst den Rückhalt.
- Der Rückhalt hängt vom Korndurchmesser ab.
- Für die Bakterienrückhaltung ist die Filtermächtigkeit wichtig.
- Bioadhäsion ist für den Abscheidegrad maßgeblich.
- Innere Kolmation beschränkt die Filtereigenschaften für einen hohen Rückhalt nicht.

Insgesamt sind die Vorgänge des Filtrationsprozesses höchst komplex. Deshalb erfolgten die Untersuchungen auf mehreren Versuchsebenen. Die eigenen Erhebungen sind an Großanlagen und im Technikumsversuch durchgeführt worden. Zusätzlich wurden Auftragsuntersuchungen zu Abwasseranalysen, Mikrobiologie, Molekularbiologie und Mineralogie durchgeführt.

Ziel der Arbeit ist, für den Bau und Betrieb von mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern als eigenständiges Verfahren mit Hygieneanforderungen einen optimierten Lösungsansatz für einen hohen Bakterienrückhalt als Funktion von Betriebsbedingung und Rückhaltemechanismen zu entwickeln.

Um die genannten Ziele zu erreichen, wurden insbesondere folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

- Rückhaltewirkung bei ungedrosseltem und gedrosseltem Abfluss.
- Abhängigkeit des Rückhalts der hygienerelevanten Mikroorganismen vom Korndurchmesser des Filtersandes.
- Bedeutung der Filtermächtigkeit für den Rückhalt am Beispiel *E. coli*.
- Auswirkung des intermittierenden Filterbetriebs auf den Rückhalt hygienisch relevanter Bakterien.
- Einfluss der Betriebseigenschaften Trockenphase und oberste Filterschicht (Stärke 3 cm) auf den Bakterienrückhalt.

2. Grundlagen und Kenntnisstand

- Abhängigkeit zwischen den mineralogischen Stoffeigenschaften bestimmter Filtersande und der Filterwirksamkeit.
- Kolmationsverhalten unterschiedlicher Filtersande.

3. Material und Methode

3.1 Retentionsbodenfilter im großtechnischen System

Allgemein

Die untersuchten Retentionsbodenfilter (RBF) liegen in Monheim und in Tagmersheim im Landkreis Donau Ries in Schwaben (Bayern). Beide Orte befinden sich ca. 135 km nordwestlich von München und liegen nördlich der Donau. Die Landschaft wird von der Schwäbischen und der Fränkischen Alb geprägt. Geologisch bedingt sind weite Teile Karstgebiete, in denen die Grundwasserleiter keine schützenden Deckschichten haben. Der Retentionsbodenfilter in der Stadt Monheim ist Bestandteil der Kläranlage und wird von dem vorgeschalteten Regenüberlaufbecken (RÜB) der Kläranlage über einen Zuleitungskanal bei Mischwasserentlastung beschickt. Das Mischwasser der Gemeinde Tagmersheim wird ebenfalls in einem RÜB zwischengespeichert und abgeschlagenes Mischwasser wird in einem direkt am Klärüberlauf (KÜ) anschließenden Retentionsbodenfilter behandelt. Beide Großanlagen sind mit Schilf bepflanzt.

3.1.1 Retentionsbodenfilter Monheim

Der Anlagenbau für den RBF in Monheim begann im Juni 2003 und endete im Frühjahr 2005 mit der Bepflanzung der Filteroberfläche. Der Betrieb erfolgte nach Abschluss der Ausstattung für die Mess- und Steuertechnik sowie der Schilfetablerung im Mai 2006. Die Großanlage wurde in den Jahren 2006 bis 2009 eigenverantwortlich für den Betrieb, die Messtechnik und die Probenahme betreut. In Abbildung 12 ist eine Systemskizze der Anlage dargestellt.

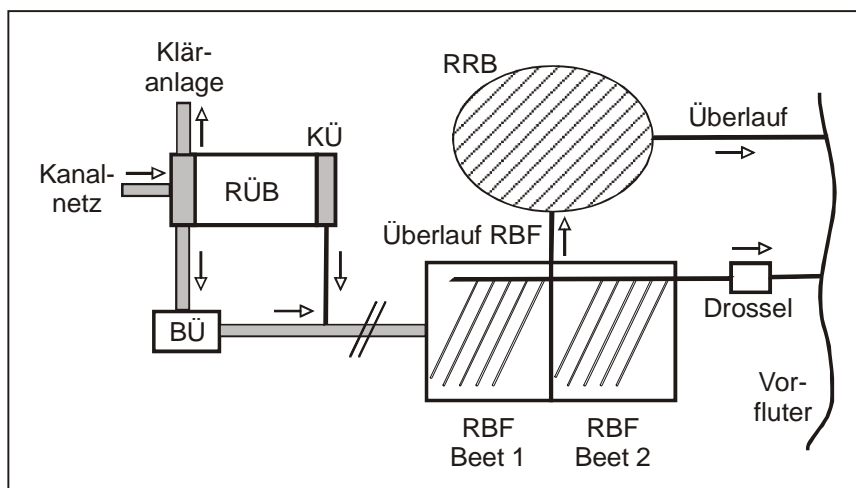


Abb. 12: Systemskizze RBF Monheim

3. Material und Methode

3.1.1.1 Kenndaten Retentionsbodenfilter

Die Filterfläche des RBF ist kompartimentiert und unterteilt sich in die Beete 1 und 2. Die wesentlichen Daten je Beet sind in der Tabelle 3 aufgelistet.

Tab. 3: Kenndaten RBF Monheim

Undurchlässige Fläche A_u	73 ha
Volumen RÜB $V_{RÜB}$ Kläranlage Monheim	2100 m ³
Spezifisches Volumen $V_{s,u}$	55 m ³ /ha
2/5 mm - Carbonatdecklage	0,05 m
Filterschichtstärke	0,90 m
2/8 mm - Dränschicht	0,27 m
Dränrohr, Teilsickerrohr, Dränerschlitze sohlseitig	DN 200
FOK, Filteroberkante /ohne Decklage)	485,10 m üNN
FÜ, Filterüberlauf	486,40 m üNN
Einstauhöhe	1,30 m (Δ =FÜ-FOK)
Filterfläche, FOK	2500 m ²
Filterfläche, FUK	2350 m ²
Gesamtvolumen Filterschicht	2180 m ³
Gesamtvolumen Dränschicht	615 m ³
Volumen Retentionsraum	3440 m ³
Gesamtes Speichervolumen	4153 m ³

Das hohe spezifische Volumen bezogen auf die undurchlässige Fläche ist durch das Speichervolumen im Zulaufkanal zum RÜB mit 1039 m³ und im Zulaufkanal zum RBF mit 840 m³ bedingt.

3.1.1.2 Filtersand

In der RBF-Anlage ist ein carbonatisches Filtersandmaterial bestehend aus 70 % Edelbrechsand 0/2 mm und 30 % Flusssand 0/2 mm eingebaut. In Tabelle 4 ist die Korngrößenverteilung aufgezeigt.

Tab. 4: Korngrößenverteilung Filtersand Monheim

Bodenart in Mass.-%	Filtersand Monheim
T+U in %	9,7
fS in %	7,3
mS in %	34,3
gS in %	41,5
fG in %	7,2
CaCO ₃ in %	57,4

3.1.1.3 Messtechnik und Probenahme

Die Anlage wurde gedrosselt und mit einem Drainabfluss von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ (75 l/s) betrieben. Der Drosselabfluss erfolgte nach Sättigung des Filterkörpers, um präferentielle Fließwege auszuschließen. Die Zu- und Abflussvolumina des Retentionsbodenfilters wurden getrennt je Beet messtechnisch erfasst.

Die Ansteuerung der Probenehmer erfolgte in Abhängigkeit von Wasserständen über eine speicherprogrammierbare Steuerung.

Die bakteriologisch-hygienischen Proben wurden in sterile 100 ml Einweggefäße abgefüllt und in lichtdichten Kühlboxen versandt.

3.1.2 Retentionsbodenfilter Tagmersheim

Die Anlage ist ohne Mess- und Probenahmetechnik ausgestattet. Der Ablauf des RBFs erfolgt über einen Heber, der mit einer Drosselmenge von $0,01 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ bei mittlerem Stauziel des Filters dimensioniert ist. Die Abbildung 13 stellt die Anlage als Systemskizze dar.

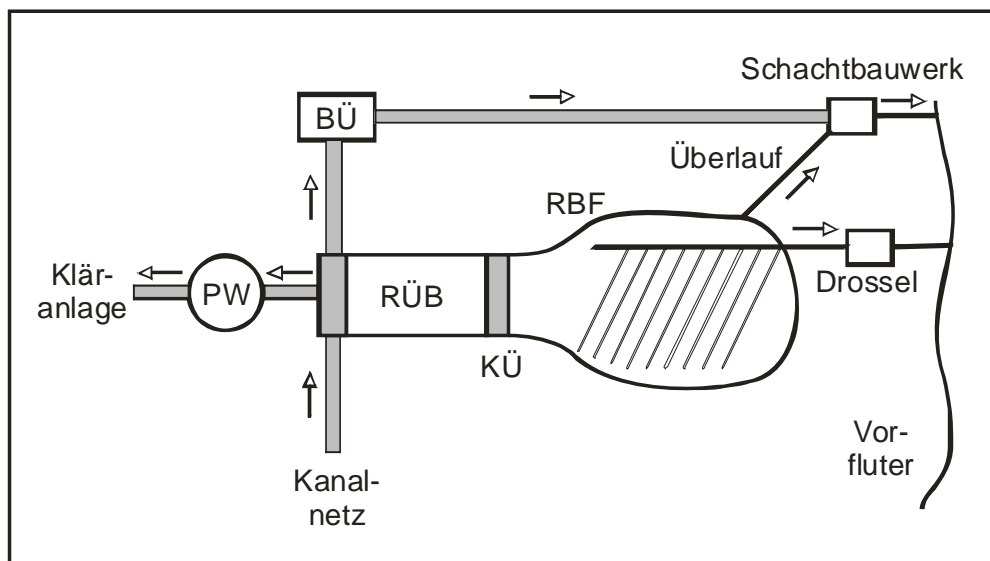


Abb. 13: Systemskizze RBF Tagmersheim

3. Material und Methode

3.1.2.1 Kenndaten Retentionsbodenfilter

Tab. 5: Kenndaten RBF Tagmersheim

Undurchlässige Fläche A_u	7,2 ha
Volumen RÜB $V_{RÜB}$	168 m ³
Spezifisches Volumen $V_{s,u}$	23,3 m ³ /ha
2/5 – Carbonatdecklage	0,05 m
Filterschichtstärke	0,90 m
2/8 mm – Dränschicht	0,27 m
FOK, Filteroberkante /ohne Decklage)	477,35 m üNN
FÜ, Filterüberlauf	478,65 m üNN
Einstauhöhe	1,30 m (Δ =FÜ-FOK)
Filterfläche, FOK	350 m ²
Filterfläche, FUK	223 m ²
Gesamtvolumen Filterschicht	258 m ³
Gesamtvolumen Dränschicht	55,6 m ³
Retentionsvolumen	600 m ³

3.1.2.2 Filtersand

Die Filtersande der RBF von Monheim und Tagmersheim stammen aus der gleichen Lagerstätte, jedoch wurden in Tagmersheim 30 % Edelbrechsand 0/2 mm und 70 % Flusssand 0/2 mm eingebaut. In Tabelle 6 ist die Korngrößenverteilung aufgezeigt.

Tab. 6: Korngrößenverteilung Filtersand Tagmersheim

Bodenart in Mass.-%	Filtersand Tagmersheim
T+U in %	5,1
fS in %	8,2
mS in %	56,6
gS in %	26,8
fG in %	3,3
CaCO ₃ in %	25

3.2 Technikumsversuch

An Großanlagen ist es aufgrund der Variabilität der Betriebszustände und Betriebsbedingungen generell problematisch, gezielte Messprogramme zusammenhängend zu untersuchen und miteinander zu vergleichen. Aus diesem Grund wurden zusätzlich Säulenversuche mit verschiedenen Filtersanden betrieben.

3.2.1 Beschreibung Versuchsstand

Für die Experimente wurden bis zu 6 Säulen gleichzeitig betrieben. Die Säulen wurden im August 2007 in Monheim (Kläranlage) aufgebaut und bis Januar 2010 in mehreren Versuchsphasen und mit verschiedenen Filtersanden betrieben. Der Versuchsstand wird in der Abbildung 14 gezeigt.



Abb. 14: Versuchsstand Säulen

Jede Säule bestand aus einem Rohr DN 150 PVC-KG. Die Säulen waren zweigeteilt und wurden mit einer Dichtungsmanschette verbunden. Die Höhe der Säulen betrug zwischen 1,55 und 1,60 m. Der untere Säulenteil war mit dem Filtersand gefüllt, während der obere Rohrabschnitt dazu diente, einen Überstau von 600 mm erzeugen zu können. Die Filtersande waren mit einer Deckschicht aus Splittmaterial, Stärke 5 cm, und mit einer Drainschicht am unteren Rohrende aus Splittmaterial, Stärke 5 cm, hergestellt. Die Mächtigkeit der Sandschicht betrug ca. 0,75 m. Im Boden der Säulen bestand ein Ablauf, der mittels Rohrklemme gedrosselt werden konnte.

Die Säulen wurden ohne Sedimentschicht und Bepflanzung betrieben.

3.2.2 Filtermaterial

3.2.2.1 Einführung

Alle eingesetzten Filtersande entsprachen nicht den empfohlenen Körnungsverteilungen gemäß DWA-M 178 (2005), weil mit diesen Angaben zur Körnungslinie nur ein geringer Rückhalt von hygiene-relevanten Bakterien erfolgt. Für

3. Material und Methode

die Säulenversuche wurden insgesamt 11 Filtersande gemischt und in unterschiedlichen Zeitfenstern in den Versuchsstand eingebaut. Tabelle 7 gibt eine Übersicht der Herkunft und Bezeichnung der Filtersande.

Tab. 7: Übersicht der untersuchten Filtersande

Herkunft	Filtersande - Kurzbezeichnung	
Bayern, Stadt Wemding, Ldkr. Donau-Ries: Edelbrechsand, östliches Ries (Riesgrader), Entnahme aus dem Graderanstieg und dem Ausläufer des Graders / Lauber Sand, Flusssand aus Gosheim, Mischungsverhältnis 70/30, Entnahme für den Säuleneinbau aus dem Filter der Großanlage <u>Monheim</u> M1/1	M1/1	T+U zunehmend
	M3/2	
	M4/2	
Bayern, Stadt Wemding, Ldkr. Donau-Ries: Edelbrechsand, östliches Ries (Riesgrader), Entnahme aus dem Graderanstieg und dem Ausläufer des Graders / Lauber Sand, Flusssand aus Gosheim, Mischungsverhältnis 30/70, Entnahme für den Säuleneinbau aus dem Filter der Großanlage <u>Tagmersheim</u> , ca. 12 km östlich von Monheim	T4/1	
Rheinland-Pfalz, Osteifel: <u>Lavasand</u> Nickenich, Lavatagebau	La5/2	
Hessen: Mainsand, Region Untermain, Entnahme aus dem Filter der Großanlage <u>Limbach</u> in Baden-Württemberg, Naturpark Neckartal-Odenwald, Stadt Limbach	Li3/3	T+U zunehmend
	Li4/3	
	Li2/3	
	Li5/3	
Bayern, Stadt Wemding, Ldkr. Donau-Ries: Lauber Sand, Flusssand aus <u>Gosheim</u> der Fa. Eireiner	Go7	
	Go8	

3. Material und Methode

3.2.2.2 Physikalische Kenngrößen

In der Abbildung 15 ist die Korngrößenverteilung für die untersuchten Filtersande in Mass.-% der Bodenarten dargestellt.

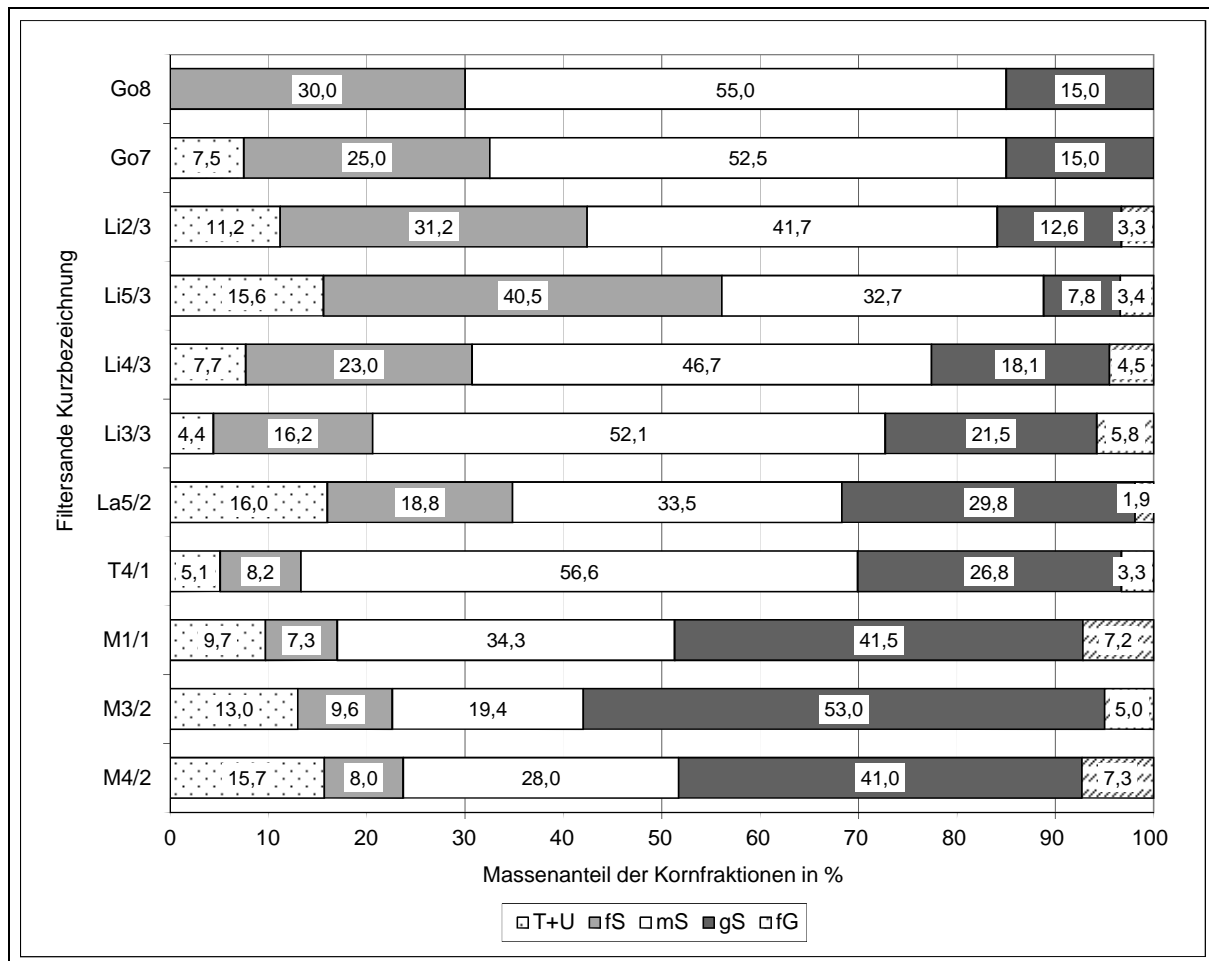


Abb. 1: Korngrößenverteilung der untersuchten Filtersande

Die Feinbodenarten sind T+U (Ton und Schluff, Korndurchmesser < 0,002 bis < 0,063 mm), fS (Feinsand, Korndurchmesser 0,063 bis < 0,2 mm), mS (Mittelsand Korndurchmesser 0,2 bis < 0,63 mm) und gS (Grobsand, Korndurchmesser 0,63 bis < 2,0 mm). Der Kornanteil fG (Feinkies) gehört zu den Grobböden mit einem Korndurchmesser > 2,0 mm.

Für die Filtermaterialien lassen sich aus der Körnungsverteilung wichtige Kenngrößen ableiten, die für die Beschreibung des Filtermaterials im Zusammenhang mit den Systemparametern Filtergeschwindigkeit und Korndurchmesser wichtig sind.

3. Material und Methode

In der Tabelle 8 sind charakteristische Sieblinienkenngrößen dargestellt.

Tab. 8: Charakteristik der Kornzusammensetzung - Sieblinienkenngrößen

Filtersande	d_{10} [mm]	d_{60} [mm]	C_u
M1/1	0,069	0,917	13,3
M3/2	0,049	1,095	22,3
M4/2	0,041	0,907	22,1
T4/1	0,145	0,555	3,8
La5/2	0,040	0,523	13,1
Li3/3	0,110	0,525	4,8
Li4/3	0,077	0,470	6,1
Li5/3	0,041	0,251	6,1
Li2/3	0,056	0,381	6,8
Go7	0,077	0,425	5,5
Go8	0,110	0,435	4,0

Der Wert der Ungleichförmigkeitszahl C_u lässt folgende Aussagen über den Boden zu (Tabelle 9):

Tab. 9: Ungleichförmigkeitszahl C_u

$C_u < 5$	gleichförmiger Boden
$C_u = 5-15$	ungleichförmiger Boden
$C_u > 15$	sehr ungleichförmiger Boden

Filtersande mit hohen C_u -Werten sind Korngemische mit sehr kleinen und sehr großen Partikel.

Die Kornform der Filtersande war mit Ausnahme des Filtermaterials M1/1 überwiegend gerundet und glatt. Das Filtermaterial der Säule M1/1 war kantig und rau.

Der Basengehalt war bei allen Filtersanden mit Ausnahme der Säulen M1/1 (> 50 %) und T4/1 (25 %) niedrig (< 10 %). Generell ist jedoch für einen dauerhaften Betrieb von Retentionsbodenfiltern eine ausreichende Basenausstattung notwendig (Gefahr der Versauerung), und ggf. bei carbonatarmen Materialien wie Sand Carbonat zuzumischen.

3.2.2.3 Mineralogische Zusammensetzung

Ziel der Untersuchung war, die Hauptelemente und die Minerale zu analysieren. Die Hauptelemente der eingesetzten Filtersande sind Quarz, Feldspat, Calcit, Dolomit, Kaolinit und Illit. Wesentliche Minerale sind in der Tabelle 10 in Mass.-% für einzelne Filtersande nach Kramar (2010) dargestellt. Aus Kostengründen wurden nicht alle Filtersande untersucht.

Tab. 10: Wesentliche Minerale der Hauptelemente in Mass.-%

	Al_2O_3	SiO_2	CaO	MnO	Fe_2O_3
M1/1	2	22	53	0,04	0,9
Li3/3	6	58	2	0,02	0,8
Li4/3	7	68	2	0,02	1,0
Li5/3	6	60	3	0,04	1,4
Go7	5	55	9	0,02	0,4
Go8	5	59	0	0,01	0,3

Im Hinblick auf die Wechselwirkungen der Bakterien mit der Filterkornoberfläche sollten mögliche Einflüsse des Sandmaterials erklärt werden. Zusätzlich wurden Tonminerale untersucht. Die Tonminerale Kaolinit und Illit setzen sich hauptsächlich aus Al_2O_3 und SiO_2 zusammen. Allgemein sind die Anteile der Tonminerale in den Filtersanden gering (Kramar, 2010).

3.2.3. Mischwasser

Für die Durchführung der Technikumsversuche wurde die Herstellung des Beschickungswassers an Voruntersuchungen des Klärüberlaufs RÜB-Monheim (Bioplan, 2003) orientiert. Ergänzend sind Literaturwerte für Mischwasser recherchiert worden.

3.2.3.1 Reales Mischwasser Klärüberlauf RÜB Monheim

Das Mischwasser wurde jeweils aus zwei Regenereignissen in Perioden ohne und mit Fremdwasser analysiert. Die Kennwerte werden in der Tabelle 11 als Mittelwerte dargestellt. Hohe Fremdwasseraufkommen können dazu führen, dass die Verschmutzungskonzentrationen im Entlastungsabfluss deutlich verändert werden. Hintergrund ist die ausgeprägte Saisonalität des Fremdwasserzuflusses, wodurch Regenüberlaufbecken nach Ende eines Regenereignisses häufig nicht mehr entleert werden können. Dieser Umstand kann zu langen Entlastungsdauern mit geringen Entlastungswassermengen führen.

3. Material und Methode

Tab. 11: Chemische Kennwerte Mischwasser KÜ RÜB Monheim (Mittelwerte)

Kennwerte	Einheit	Fremdwasser	
		ohne	mit
AFS	mg/l	55,1	10,5
CSB _{gesamt}	mg/l	61,5	53,5
CSB _{gelöst}	mg/l	17,0	47,5

Die Messwerte in der Tabelle 11 zeigen, dass fremdwasserinduzierte Beckenentlastungen geringe Feststoffkonzentrationen aufzeigen. Grund dafür ist, dass die Sedimentation von der geringen hydraulischen Belastung kaum beeinträchtigt wird. Jedoch führen lang anhaltende, fremdwasserinduzierte Entlastungsabflüsse zu einem deutlich erhöhten Austrag von im Becken ebenfalls angereicherten gelösten Abwasserinhaltsstoffen. Insbesondere ein hoher gelöster organischer Stoffanteil kann bei längerer Beschickung zu sauerstofffreiem Filterbetrieb führen. Hierdurch kommt es z. B. zum NH₄-N-Durchbruch (Dittmer, 2006).

Die Abbildung 16 zeigt für die Kläranlage Monheim den saisonalen Verlauf der Fremdwasserzuschläge über den Zeitraum von knapp 5 Jahren. In jedem Jahr ist ein deutlicher Anstieg des Fremdwasserzuschlages in den Wintermonaten von November bis April erkennbar.

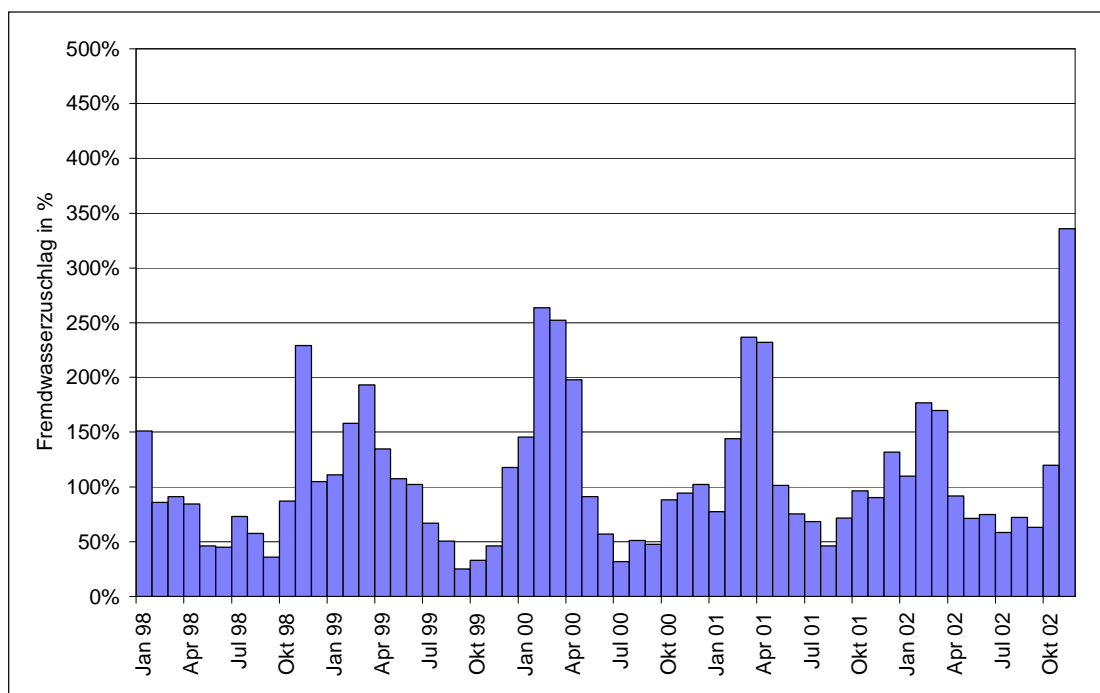


Abb. 16: Mittlere monatliche Fremdwasserzuschläge der Kläranlage Monheim (Bioplan, 2003)

3. Material und Methode

Die hohen Fremdwasserzuflüsse im Winter führen zu langandauernden Entlastungen des RÜB, was zu Betriebsproblemen in nachgeschalteten Retentionsbodenfiltern führen kann. Betriebserfahrungen zur Anlage Langenalb (Fuchs und Schnabel, 2002) bestätigen, dass dauerhafte Beschickungen während der Wintermonate stets zu einer Totalkolmation im März führten. Im Anschluss musste die Anlage zur Wiederherstellung der hydraulischen Leitfähigkeit für einige Wochen außer Betrieb genommen werden.

Zusammenfassend ist für die Praxis die ausgeprägte Saisonalität des Fremdwasserzuflusses und in Folge die Wirksamkeit der Bodenfilteranlage zu beachten. Für die Tiefenfiltration ist im Hinblick auf die Kolmation zusätzlich die Varianz der partikulären Feststoffe deutlich, die zwischen ca. 1/3 und 2/3 der gemessenen CSB-Konzentration bestehen kann (Tab. 11).

Nach Brombach und Fuchs (2003) sind in Mitteleuropa im Überlaufwasser im Median AFS-Konzentrationen von 175 mg/l gemessen worden, wobei die Werte erheblich schwanken können. Welker (2005) gibt in Mischwasserentlastungen AFS-Konzentrationen von ca. 35 bis 540 mg/l an. Nach einer Literaturlauswertung (Dittmer, 2006) ergibt sich an Klärüberläufen von Regenüberlaufbecken in Deutschland für gemessene C-CSB eine Bandbreite zwischen 34 und 200 mg/l.

3.2.3.2 Beschickungswasser Technikumsversuch

Als Beschickungswasser wurde Schmutzwasser der Kläranlage Monheim nach der mechanischen Vorreinigung entnommen und mit von der Dachfläche des Betriebsgebäudes aufgefangenem Regenwasser verdünnt. Überlegungen, Mischwasser aus dem Regenüberlaufbecken zu entnehmen und von den Grobstoffen durch Sedimentation zu trennen, waren durch die Abhängigkeit von Regenereignissen nicht praktikabel. Um eine Verschlammung der Filteroberfläche zu vermeiden, war eine Abtrennung der Grobstoffe aus dem Schmutzwasser für den dauerhaften Betrieb der Filtersande während der Untersuchungsphasen erforderlich. Für die Grobstoffabtrennung wurde ein gut wasserdurchlässiges Geotextil verwendet. Bei dem Geotextil handelte es sich um ein zweilagiges Textil aus PP-Vlies und Polyestervlies. Das Vlies hatte eine Stärke von ca. 6,8 mm und ein Flächengewicht von 814 g/m². Die Wasserdurchlässigkeit des unverschmutzten Vlieses betrug für eine hydraulische Höhendifferenz von 150 bis 200 mm ca. 4E-3 bis 3E-3 (LGA, 1999). Nach Versuchsende wurde das Vlies unter einem Wasserstrahl gereinigt.

Für die Versuche wurde die Eingangskonzentration im Zulaufwasser für CSB mit 60 mg/l gewählt. Hohe anorganische Partikelfrachten bestanden nicht.

3. Material und Methode

Merkmale des Beschickungswassers (Zulauf) sind für die gemessenen Parameter und Konzentrationen aus der Gesamtzahl der Einzelmessungen in den nachfolgenden Tabellen 12 und 13 zusammengestellt:

Tab. 12: Chemisch-physikalische Parameter Beschickungswasser

Analytik						
	EL [$\mu\text{S/cm}$]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	pH-Wert	Temp. [°C]
Anzahl	125	139	125	126	105	52
Maximum	2560	117	16,05	94,8	8,22	21,2
Minimum	107,2	30,0	2,6	8,6	5,0	2,6
Mittelwert	404,0	63,6	9,8	27,8	7,6	11,6
Median	310,5	64,0	10,1	19,5	7,6	10,7

Durch die Schmutzwasserentnahme zwischen 7 und 8 Uhr morgens war der Wert Ammonium-Stickstoff mit 10,1 mg/l hoch. Grund dafür sind die Tagesschwankungen des Abwasseranfalls. Die Abbildung 17 verdeutlicht den Verlauf der Tagesganglinie schematisch für eine Kleinstadt und eine Großstadt. Das Untersuchungsgebiet hier ist eine Kleinstadt, so dass der Abwasseranfall bzw. die Konzentration der Inhaltsstoffe ausgeprägte Spitzen im Unterschied zu einer Großstadt aufweist, was die hohen Ammonium-Stickstoffwerte erklärt.

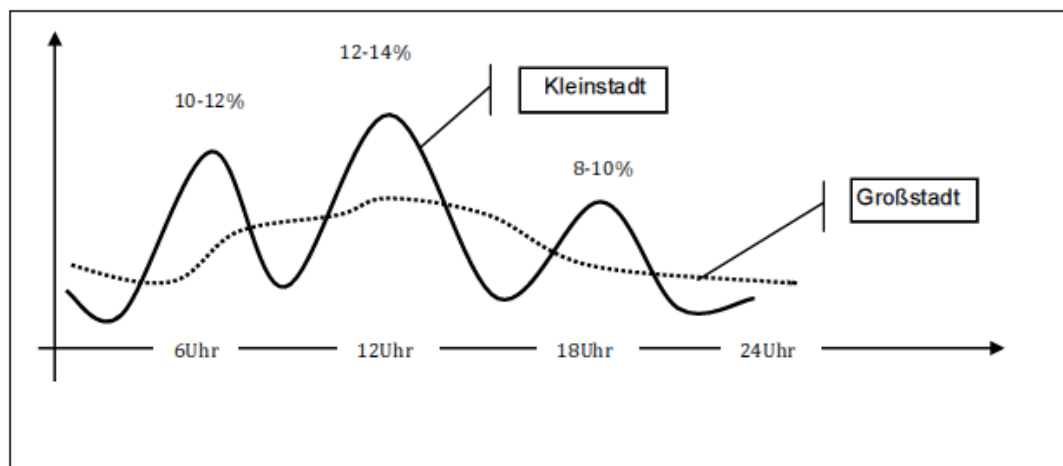


Abb. 17: Tagesganglinie Schmutzwasseranfall einer Kleinstadt mit zeitlicher Schwankung und Stundenprozentwert als Anteil des Stundenabflusses am Trockenwetterabfluss je Tag im Vergleich mit einer Großstadt (Eckhardt et al. 2010)

Mittlere Ammoniumkonzentrationen von entlastetem Mischwasser variieren nach Welker (2005) zwischen 2,0 und 8,6 mg N/l.

3. Material und Methode

Der pH-Wert des Beschickungswassers lag mit 7,6 geringfügig über dem pH-Neutralpunkt von 7,0 und war schwach alkalisch.

Tab. 13: Mikrobiologische Parameter Beschickungswasser

Mikrobiologie			
	<i>E. coli</i> [MPN/100ml]	I.E. [KBE/100ml]	KBE [KBE/ml]
Anzahl	54	54	52
Maximum	1,1E+07	3,8E+05	1,2E+07
Minimum	9,2E+03	3,0E+03	1,0E+04
Median	9,3E+05	1,7E+05	2,6E+05
Mittelwert	1,5E+06	1,7E+05	8,7E+05

Untersuchungen zu hygienerelevanten Bakterien im abgeschlagenen Mischwasser zeigten nach einer mechanischen Vorreinigung (Regenrückhaltebecken) z. B. Konzentrationen von *E. coli* zwischen 10^4 – 10^7 Keime/100 ml (IWW Abschlussbericht Tabelle 8, 2000; Güde, 2002, Orb, 2006). Das Beschickungswasser lag in diesem Konzentrationsbereich (Tabelle 13).

3.2.4 Durchführung der Säulenversuche

Der Versuchsstand der Säulen wurde im Dachgeschoss des Betriebsgebäudes der Kläranlage Monheim aufgebaut. Der Raum war unbeheizt. Die Beaufschlagung der Säulen erfolgte 2 Mal pro Woche. Um den diskontinuierlichen Betrieb zu simulieren, bestanden zwischen den Belastungsintervallen 2 bzw. 3 Tage Betriebspause. In dieser Zeit sind die Filtersande trocken gefallen. Das Mischwasser wurde vor jeder Beschickung aus dem Zulauf der Belebungsanlage entnommen und mit Regenwasser gemischt. Das Regenwasser wurde über das Fallrohr mit einem mechanischen Teilstromregler und einem Anschlussstück von der Dachfläche des Betriebsgebäudes der Kläranlage Monheim in eine Regentonne geleitet und zwischengespeichert. Das Regenwasser hatte eine pH-Wert von 5,4 (Median aus 14 Einzelmessungen). Die Regentonne stand abgedeckt im Freien. Bei Mischwasserzufluss konnte das Abwasser zum Teil unverdünnt verwendet werden.

Die Säulen wurden schwallartig mit einer Abwassermenge von 10,6 l (entspricht 600 mm Überstau) beaufschlagt.

3.2.5 Stoffeigenschaften

3.2.5.1 Filterporosität

Die Filterporosität ist eine Größe, die in mehreren Filtrationsmodellen für die Anlagerungsreaktion formuliert ist (Hahn, 1987). Im gesättigten Fall ist der Wassergehalt maximal und gleich der Filterporosität. Adsorptionswasser oder Wasser, das sich in abgeschlossenen Porenenden befindet, ist nicht an jedem Strömungs- und Transportvorgang beteiligt, so dass im Allgemeinen die filterwirksame Porosität kleiner ist. Die Porosität des Filters wird von der Kornform, der Korngröße und der Lagerungsdichte beeinflusst.

Der bekannte Zusammenhang wird beispielhaft mit Richtwerten der Literatur für die Porosität, die filterwirksame Porosität und die Durchlässigkeit (k_f -Wert) eines Bodens in Tabelle 14 aufgezeigt (Scheffer & Schachtschabel, 2002).

Tab. 14: Porosität von Lockergesteinsarten

Lockergesteinsart	Porosität [-]	filterwirksame Porosität [-]	k_f -Wert [m/s]
Sand	0,30 bis 0,38	0,10 bis 0,15	$1E10^{-4}$ bis $4E10^{-4}$
Sand, schluffig	0,33 bis 0,40	0,08 bis 0,12	$1E10^{-5}$ bis $2E10^{-4}$
Schluff, sandig	0,35 bis 0,45	0,05 bis 0,10	$1E10^{-6}$ bis $5E10^{-5}$

Mit zunehmendem Feinanteil (Schluff) nimmt die Menge des Adsorptions- und Kapillarwassers zu, so dass die filterwirksame Porosität und in Folge der Durchfluss abnehmen, was eine Reduzierung des k_f -Wertes bedeutet.

3.2.5.2 Durchlässigkeit

Die Durchlässigkeit eines Bodens wird mit Hilfe des Durchlässigkeitskoeffizienten k_f -Wert beschrieben, der ein wichtiger Stoffkennwert (Systemparameter) der Geohydraulik ist. Der Sachverhalt wird mit der Darcy-Gleichung (Henri Darcy 1803-1853) für eine eindimensionale Strömung dargestellt:

$$q = k_f \cdot \frac{\Delta h}{\Delta l} \quad \text{Formel 2}$$

mit

q [m/s] = Filtergeschwindigkeit oder Fließrate (Darcy-Geschwindigkeit) je Zeiteinheit,

Δh [m] = Potentialunterschied als Druckhöhenunterschied,

ΔL [m] = Fließstrecke,

k_f [m/s] = hydraulische Eigenschaft der Filtermatrix (hydraulische Leitfähigkeit)

3. Material und Methode

Die Filtergeschwindigkeit lässt sich nachfolgend berechnen:

$$v = q = \frac{Q}{F} \quad \text{Formel 3}$$

mit

Q [m³/s] = Gesamtwassermenge pro Zeiteinheit, und

F [m²] = Fläche, durch die das Wasser strömt.

Die Filtergeschwindigkeit ist nur makroskopisch zu verstehen, da Geschwindigkeitsunterschiede in den einzelnen Porenkanälen nicht berücksichtigt werden.

Für die verschiedenen untersuchten Filtermaterialien ist die Durchlässigkeit ermittelt worden (Tabelle 15).

Tab. 15: Durchlässigkeit als Mittelwert für die untersuchten Filtersande mit T+U-Anteil

Filtersande	T+U Anteil [Mass.-%]	Anzahl n	k _f -Wert [m/s]
M4/2	15,7 %	18	9,42E-05
M3/2	13 %	18	5,57E-05
M1/1	9,7 %	14	5,68E-05
T4/1	5,1 %	14	6,05E-05
La5/2	16,0 %	18	8,29E-05
Li3/3	4,4 %	22	4,36E-05
Go8	0,0 %	10	4,37E-05
Li4/3	7,7 %	22	2,27E-05
Li5/3	15,6 %	30	1,85E-05
Li2/3	11,2 %	24	1,37E-05
Go7	7,5 %	13	1,51E-05

3.3 Untersuchungsmethoden und Parameter

Zur statistischen Auswertung der Rohdaten wurde das Box-Whisker-Diagramm verwendet. Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen mikrobiologische Analysen der Zu- und Ablaufkonzentration. Die Bestimmung einzelner Bakteriengruppen erfolgte durch molekularbiologische Laboruntersuchungen. Ergänzend wurden bestimmte Abwasserparameter durch chemisch-physikalische Untersuchungen erfasst sowie mineralogische Filtersandanalysen und Tracerversuche durchgeführt.

3.3.1 Statistische Methoden

Mit Hilfe der Methode der deskriptiven Statistik wurde das Datenmaterial aufbereitet. Die Daten wurden geordnet, zusammengefasst und dargestellt. Für die Darstellung der Daten wurden Box-Whisker-Plots (Abbildung 18) verwendet. Ein Box-Plot fasst Median, Spannweite und Quartilsabstand in einer graphischen Darstellung zusammen. Zusätzlich werden Lage, Streuung und Schiefe der Messreihen (Stichproben) veranschaulicht. Die Box ist in drei Trennpunkte aufgeteilt, die Quartile heißen. Der Median ist das 50%-Quartil, der untere Rand das 25%-Quartil und der obere Rand das 75%-Quartil. Ausreißer sind als außenliegende Schranke mit einem größten und kleinsten Wert dargestellt. Je kleiner der Interquartilsabstand (Wert zwischen unterem und oberem Quartil) desto geringer ist die Streuung. Ausreißer außerhalb der Schranke sind mit Punkten dargestellt.

Generell wurde das 95%-Signifikanzniveau, was einem gewählten Niveau von $\alpha = 5 \%$ entspricht, als Beurteilungskriterium gewählt. D.h. bei der Berechnung eines 95%-Vertrauensbereiches oder Konfidenzintervalls werden etwa 95 % aller Fälle den Parameter überdecken und nur $\alpha = 5 \%$ aller Fälle werden ihn nicht erfassen. Auf dem gewählten Niveau besteht ein echter Unterschied, wenn sich die Vertrauensbereiche zweier Parameter nicht überdecken. Überdeckt der größere Vertrauensbereich bis zu einem Viertel des kleineren Vertrauensbereiches, dann kann im Allgemeinen auf dem gewählten Niveau noch von einem Unterschied zwischen den Parametern nach einem betreffenden Test ausgegangen werden (Sachs, 1976).

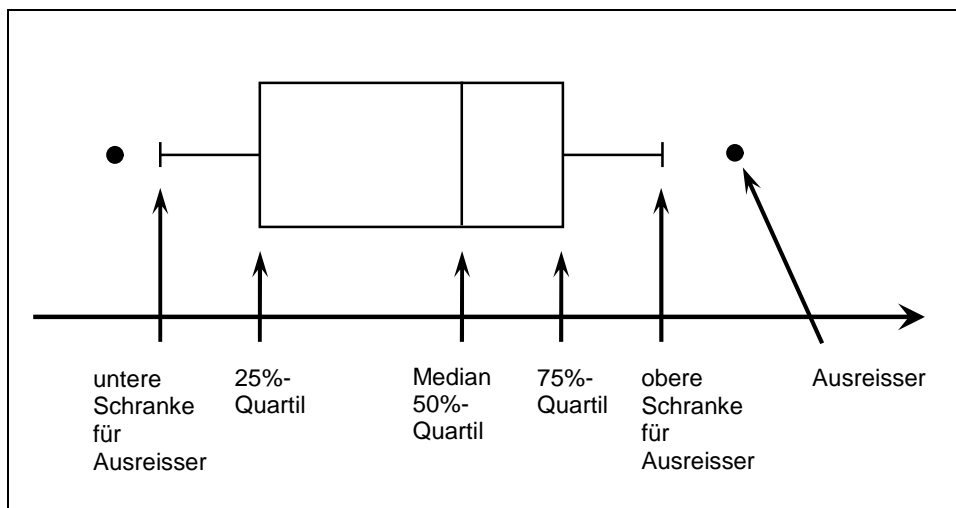


Abb. 18: Bezeichnungen im Box-Whisker-Plot

Statistische Signifikanzen wurden anhand des Medians mit dem Kruskal-Wallis-Test oder Man-Whitney-Test überprüft.

3.3.2 Bakteriologisch-hygienische Untersuchungen

Die Gesamtcoliforme und die hygienisch relevanten Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken sind vom Landesamt für Umwelt in München im Rahmen einer Auftragsuntersuchung nach Anhang 1 bestimmt worden.

3.3.3 Molekularbiologische Untersuchungen

Für die molekularbiologischen Verfahren wurden Auftragsuntersuchungen am Institut für Funktionelle Grenzflächen (IFG) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) durchgeführt. Die Auftragsuntersuchung ist im Anhang 2 aufgezeigt.

3.3.4 Chemisch-physikalische Untersuchungen

Aus den wässrigen Proben der Säulenversuche wurde die Analytik für die Parameter Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff und Calcium von der Bioplan-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim als Auftragsuntersuchung durchgeführt. Die Abwasseranalytik erfolgte aus Mischproben, da sich die Ablaufqualität im zeitlichen Verlauf veränderte. Die Mischproben wurden vor Ort entnommen und mit Express am Tag der Entnahme gekühlt versandt. Für die Analytik wurden die Normverfahren in Tabelle 16 von der Bioplan-Landeskulturanstalt angewandt.

Tab. 16: Angewandte Normverfahren

Bezeichnung:	Bestimmungs- grenze	DIN Norm
Ammonium-Stickstoff NH ₄ -N (filtriert)	0,02 mg/l	EN ISO 11732-E23
Nitrat-Stickstoff NO ₃ -N (filtriert)	0,01 mg/l	EN ISO 13395
Calcium gesamt	0,1 mg/l	DIN EN ISO 11885-E22

Für die Säulenversuche erfolgten eigene Aufschlüsse für den chemischen Sauerstoffbedarf CSB der Abwasserproben mit Küvettentests der Fa. Dr. Lange GmbH & Co. KG vor Ort im Labor der Kläranlage Monheim. Für die Untersuchungen wurden Küvetten CSB LCK 314 (Messbereich 15-150 mg/l) und 514 (Messbereich 100-2000 mg/l) verwendet.

Die CSB-Ermittlung der Zu- und Abläufe im Technikumsversuch wurde mit der HSD-Technik (High-Speed Digestion – Hochleistungsaufschluss) durchgeführt. Dazu wurde ein Hochtemperatur-Thermostat HT 200 S der Fa. Dr. Lange GmbH & Co. KG verwendet. Im HT-Verfahren wird die Aufschlusszeit durch eine höhere Aufschlusstemperatur von 170 °C auf 15 min verkürzt.

3. Material und Methode

Zum Vergleich der Standardmethode und des Fertigtests für die CSB-Ermittlung wurden in der Zeit von November und Dezember 2007 Plausibilitätskontrollen mit den Abwasserproben bei 148 °C/120 min und 170 °C/15 min durchgeführt. Dazu wurden 13 Abwasserproben parallel mit beiden Verfahren gemessen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 19 aufgezeigt. Der Median betrug 94 für die Standardmethode und 89 für den Fertigtest.

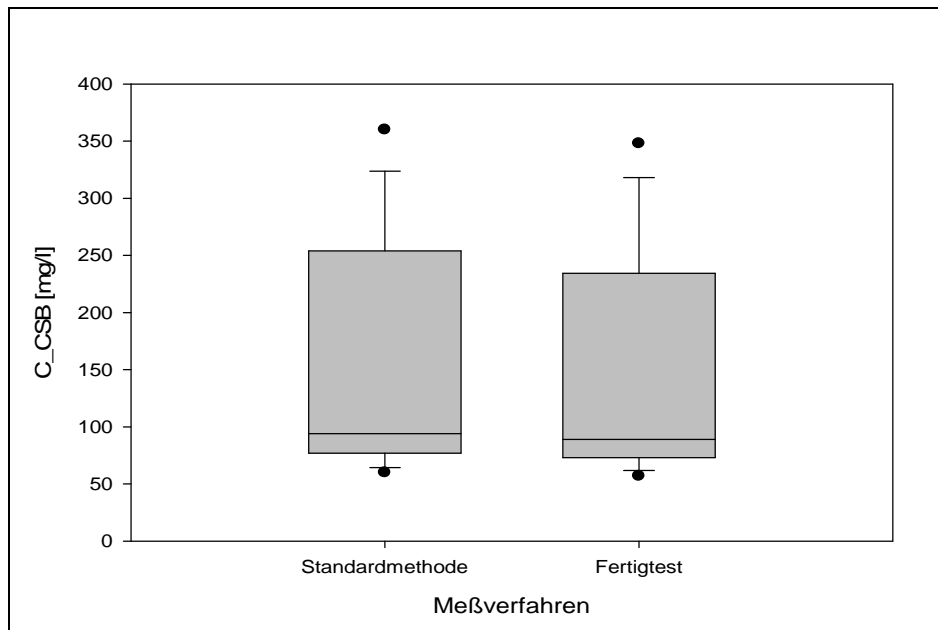


Abb. 19: CSB-Ermittlung – Vergleich Standardmethode und Fertigtest

Zwischen den gemessenen Werten bestand erwartungsgemäß kein statistisch signifikanter Unterschied.

Für die Auswertung der CSB-Konzentration wurde ein Spektralphotometer XION 500 der Fa. Dr. Lange GmbH & Co.KG verwendet. Dazu werden die Rundküvetten in den Küvetenschacht des Photometers eingesetzt. Durch das Einsetzen einer Küvette mit Barcode wird automatisch das Messprogramm aktiviert. Die Barcodeerkennung erzeugt die notwendige Wellenlänge des Lichts und berechnet mit den gespeicherten Faktoren aus der Software das Ergebnis als Konzentration in mg/l. Generell bedeuten schwach gefärbte Lösungen eine geringe Konzentration und stark gefärbte Lösungen eine hohe Konzentration.

3.3.5 Transport von Bakterien

Beim Transport der Bakterien im Filterkörper durch konvektiven Fluss kann eine schnelle Verlagerung ohne wesentliche Änderung der Bakterienkonzentration zwischen Zu- und Ablauf des Filters stattfinden, da die Strömungskräfte hoch sind. Durch korngerüstbedingte Ursachen des Filtermaterials, z. B. Fließgeschwindigkeit

4. Ergebnisse

und Transportweg, ist eine verringerte Wirkung des konvektiven Flusses auf die Immobilisierung der Bakterien zu erwarten, was in Folge die dauerhafte Anbindung an die Filterkornoberfläche verbessern kann. Es war daher naheliegend, den Einfluss der Dispersion zu prüfen. Für die Untersuchung wurde ein Salz-Tracer verwendet. Die Anforderungen an Tracer sind im Allgemeinen konservative Verhalten gegen Sorption, Ionenaustausch und Fällung. Zusätzlich sollte der Tracer in Bezug auf die Größe der hygiene relevanten Bakterien gelöst sein. Tracertypen können z. B. Fluoreszenztracer, Salze, oder Mikrosphären sein. Unter den Versuchsbedingungen wurde die einfache und kostengünstige Anwendung eines $\text{NO}_3\text{-N}$ -Granulats als dispergierte Lösung gewählt, da reduzierende Bedingungen in den mit Regenwasser konsolidierten Filtersanden ohne Abwasserbeschickung kaum bestanden. Dies ist darin begründet, dass der Austausch von NO_3^- -Ionen mit der vorwiegend negativ geladenen Filterkornoberfläche fast nicht stattfindet und wegen ihrer guten Löslichkeit kaum Änderungen bei der Durchströmung der Filterpassage unterliegen. Anionenaustauscher mit positiven Ladungsüberschüssen, z. B. Metalloxide, ermöglichen die Adsorption in einem pH-Milieu $< 4,5$ bis $5,5$ (Nickel und Wüstefeld, 1999). Dieses pH-Milieu bestand in den Filterkörpern nicht, so dass Nitrat schnell ausgewaschen wurde.

Für den Versuch wurden $10,6 \text{ l}$ Regenwasser mit einer $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration von 100 mg/l hergestellt und auf die Filtersäule als Überstau (600 mm) beaufschlagt. Der $\text{NO}_3\text{-N}$ Durchgang im Dränablauf wurde gemessen. Die Zugabe der Salzlösung erfolgte ohne vorherige Porensättigung des wirksamen Porenvolumens der Filtersäule und bei ungedrosseltem Filterablauf.

Die Wirkung der Dispersion auf den Rückhalt der Bakterien in Filtersanden mit unterschiedlichen Filterkorngrößen soll mit der Veränderung des Profils der Tracerkonzentration zwischen Zu- und Ablauf interpretiert werden.

4. Ergebnisse

Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsreihen werden in den folgenden Abschnitten aufgezeigt und bilden die Grundlage der Diskussion im Kapitel 5.

4.1 Rückhalt hygiene relevanter Bakterien in der Großanlage

4.1.1 RBF Monheim

Zur Bestimmung des Rückhalts wurde bei Mischwasserbelastungen des Retentionsbodenfilters der Zu- und Ablauf untersucht. Die Ergebnisse für die

4. Ergebnisse

mikrobiologischen Parameter der Untersuchungsreihe Großanlage Monheim sind in der Tabelle 17 zusammengefasst.

Tab. 17: Mikrobiologische Parameter des RBF Monheim (Zulauf- und Ablaufwerte)

	<i>E. coli</i> Zulauf [MPN/100ml]	<i>E. coli</i> Ablauf [MPN/100ml]	I. E. Zulauf [KBE/100ml]	I. E. Ablauf [KBE/100ml]
Einzelmessungen	8	8	8	8
Maximum	2,4E+06	1,1E+05	4,3E+05	2,3E+04
Minimum	1,1E+05	9,2E+03	2,3E+04	9,3E+02
Mittelwert	9,1E+05	3,9E+04	1,6E+05	7,9E+03
Median	4,5E+05	1,7E+04	1,2E+05	6,1E+03

Aus den Einzelmessungen ergibt sich die log-Reduzierung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken. Die dargestellte log-Reduzierung ist der Mittelwert aus den Ergebnissen der Einzelmessungen. Die Rückhaltewirkung des Filtersands M1/1 der Großanlage zeigt die Abbildung 20.

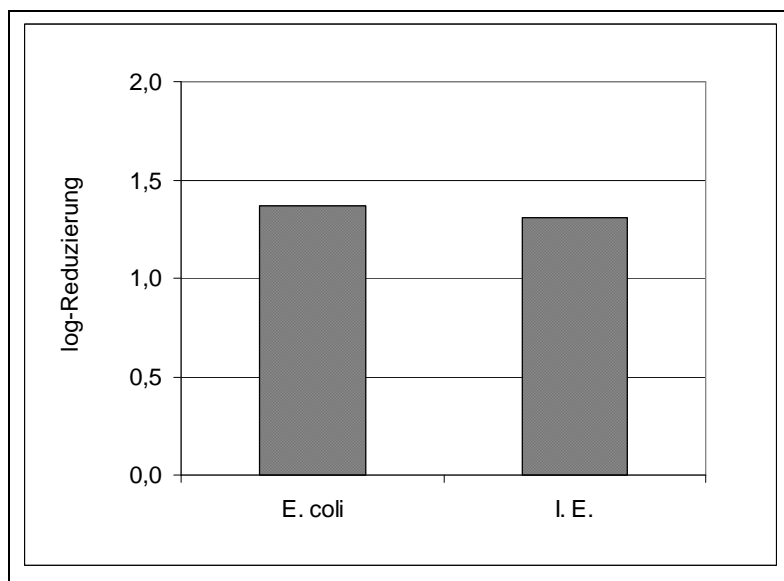


Abb. 20: log-Reduzierung von *E. coli* und I.E. des Filtersandes RBF Monheim (Mittelwert aus 8 Einzelmessungen)

Die Ergebnisse zeigen, dass für die hygiene-relevanten Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken der Rückhalt bei ca. 1,3 log-Stufen liegt. Um einen zusätzlichen Einblick auf den Rückhalt zu bekommen, wurde eine weitere Untersuchung mit dem Filtersand der Großanlage Tagmersheim durchgeführt.

4.1.2 RBF Tagmersheim

Die Ergebnisse für den RBF Tagmersheim stellen eine Tendenz der Zu- und Ablaufkonzentration der hygiene-relevanten Bakterien dar, da es sich nur um zwei

4. Ergebnisse

Stichproben handelt. Demnach beträgt nach Abbildung 21 die log-Reduzierung der Großanlage für *E. coli* ca. 1,6 und für I.E. ca. 1,2.

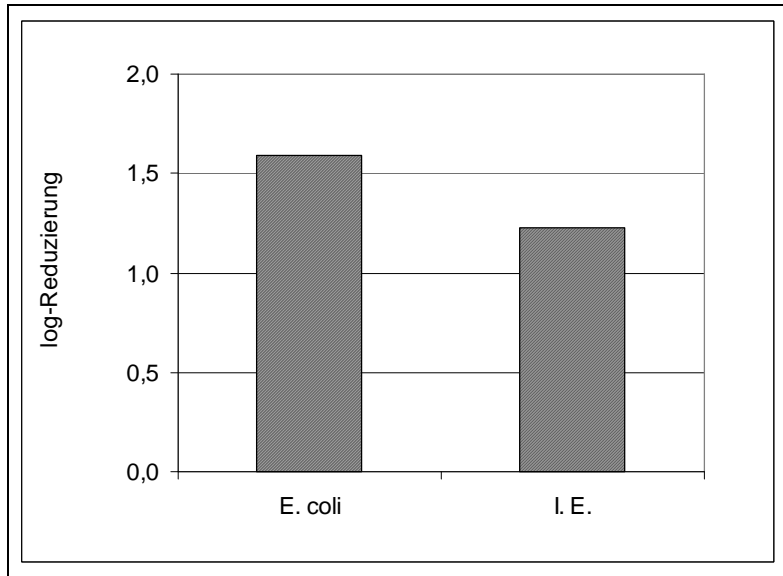


Abb. 21: log-Reduzierung von *E. coli* und I.E. des Filtersandes RBF Tagmersheim (Mittelwert aus 2 Einzelmessungen)

Im Vergleich mit der Großanlage Monheim sind keine eindeutigen Aussagen über Unterschiede zur Abscheideleistung möglich, da der Stichprobenumfang in Tagmersheim zu gering ist. Auch weist das unterschiedliche Filtermaterial auf keinen Zusammenhang bei der Rückhaltewirkung hin.

Eine Weiterführung der Untersuchung zu Hygienefragen nur mit den Großanlagen war nicht zielführend. In Erweiterung zu den Großanlagen wurde dazu ein Technikumsversuch aufgebaut, um gezielte Messprogramme zusammenhängend zu untersuchen und miteinander zu vergleichen. Nachfolgend werden hauptsächlich die Technikumsversuche betrachtet. Zunächst wurden die Filtersande der Großanlage Monheim M1/1 und Tagmersheim T4/1 untersucht. Die Entnahme der Filtersande erfolgte aus den Großanlagen. Für die weiterführenden Untersuchungen sind zusätzlich Filtersande gemischt worden. Die Merkmale des Beschickungswassers entsprechen den Angaben in Tabelle 12.

4.2 Technikumsversuch

4.2.1 Filtergeschwindigkeit

Um einen klaren Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf den Rückhalt der hygiene relevanten Bakterien zu erkennen, wurden Filtergeschwindigkeiten in zwei unabhängigen Untersuchungen geprüft. Die Varianz der Filtergeschwindigkeiten

4. Ergebnisse

erfolgte mit verschiedenen Abflussspenden. Im ersten Abschnitt sind Messungen der Ablaufkonzentrationen für die Filtersande M1/1 und T4/1 der Großanlagen und verschiedene Kornzusammensetzungen bei ungedrosseltem und gedrosseltem Abfluss mit $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ für *E. coli* und intestinale Enterokokken durchgeführt worden. Die Rückhaltewirkung von Filtersanden für *E. coli* mit Abflussspenden $< 0,03$ und $\geq 0,06 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ wurde in einem zweiten Abschnitt in Untersuchungen von Yogafanny (2011) ermittelt und hier in die statistische Bewertung mit aufgenommen. Für diese Untersuchung wurden Sandmaterialien mit vergleichbaren Korngrößenverteilungen von Li4/3 gewählt.

Die Ergebnisse bei ungedrosseltem Abfluss sind für die Filtersande M1/1 und T4/1 in der Tabelle 18 zusammengefasst.

Tab. 18: Konzentrationen *E. coli* und I.E. im Ablauf bei ungedrosseltem Abfluss

Konz. <i>E. coli</i> [MPN/100 ml]	n	Max	Min	Median	Mittelwert	log- Reduzierung
Zulauf	6	2,4E+06	9,3E+04	4,3E+05	7,9E+05	
M1/1 ungedros.	6	3,8E+05	7,5E+04	1,0E+05	1,7E+05	0,6
T4/1 ungedros.	5	1,1E+05	4,3E+04	9,3E+04	7,6E+04	0,8
Konz. I.E. [KBE/100ml]						
Zulauf	7	4,9E+05	3,0E+03	1,0E+05	1,5E+05	
M1/1 ungedros.	7	3,6E+04	6,0E+03	1,5E+04	1,7E+04	0,9
T4/1 ungedros.	6	2,4E+04	1,7E+03	4,0E+03	9,6E+03	1,2

Die Messergebnisse für die Filtersande M1/1 und T4/1 zeigen, dass die log-Reduzierung für *E. coli* mit ca. 0,6 bzw. 0,8 und für die intestinalen Enterokokken mit ca. 0,8 bzw. 1,2 gering ist.

Im Vergleich hebt sich die Änderung der Ablaufkonzentration mit Abflussdrosselung bei einer Abflussspende von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ davon ab und ist in der Tabelle 19 aufgezeigt.

4. Ergebnisse

Tab. 19: Konzentrationen *E. coli* und I.E. im Ablauf bei gedrosseltem Abfluss

Konz. <i>E. coli</i> [MPN/100 ml]	n	Max	Min	Median	Vertrauensbereich		Mittelwert	log- Reduzierung
					Untere Grenze	Obere Grenze		
Zulauf	27	1,2E+07	5,7E+04	9,3E+05	4,3E+05	2,4E+06	2,5E+06	
M1/1 gedros.	26	2,4E+05	2,3E+03	2,4E+04	2,4E+04	4,3E+04	4,4E+04	1,6
T4/1 gedros.	15	2,4E+04	1,0E+03	9,3E+03	2,9E+03	9,3E+03	8,8E+03	2,1
Konz. I.E. [KBE/100ml]								
Zulauf	26	3,5E+05	1,0E+04	1,5E+05	7,6E+04	2,1E+05	1,6E+05	
M1/1 gedros.	26	2,1E+04	1,1E+03	3,4E+03	2,4E+03	4,6E+03	4,8E+03	1,5
T4/1 gedros.	15	1,5E+04	2,6E+02	1,2E+03	2,7E+02	1,9E+03	2,4E+03	2,0

Gegenüber dem freien Abfluss konnte eine verbesserte log-Reduzierung bei beiden Filtersanden, z. B. für *E. coli* mit ca. 1,6 für M1/1 und ca. 2,1 für T4/1, festgestellt werden. Somit scheint die Filtergeschwindigkeit den Rückhalt zu beeinflussen. Zusätzlich deutet die log-Reduzierung von T4/1 im Vergleich zu M1/1 auf einen höheren Rückhalt hin.

Statistisch zeigt sich für die Filtersande mit Abflussdrosselung ein Unterschied in der Ablaufkonzentration. Der Unterschied ergibt sich für die hygienerelevanten Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken in Abbildung 22 bzw. 23. Danach ist die Ablaufkonzentration des Filtersandes T4/1 geringer.

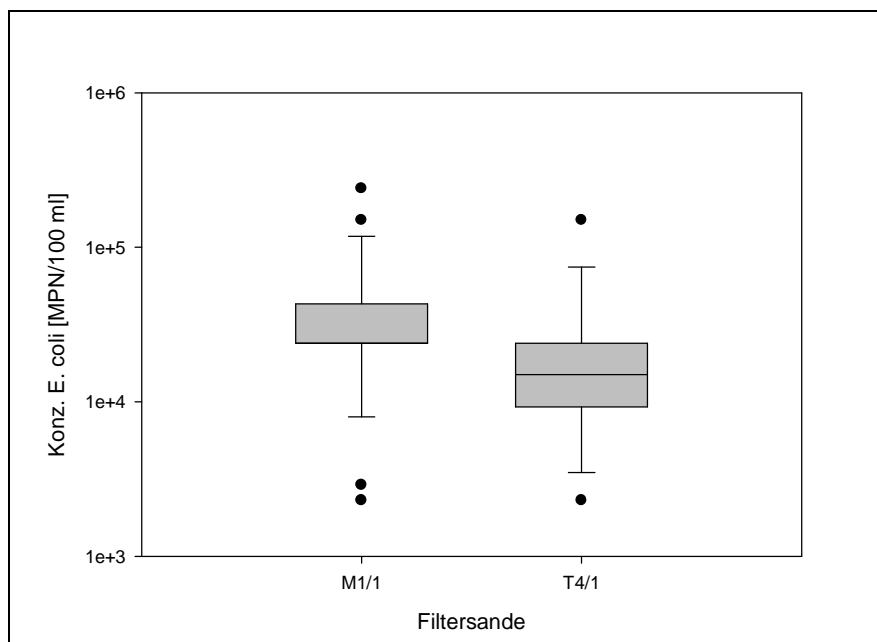


Abb. 22: Vergleich der Ablaufkonz. von *E. coli* bei gedrosseltem Abfluss mit 0,03 l/s·m² für die Filtersande M1/1 und T4/1

4. Ergebnisse

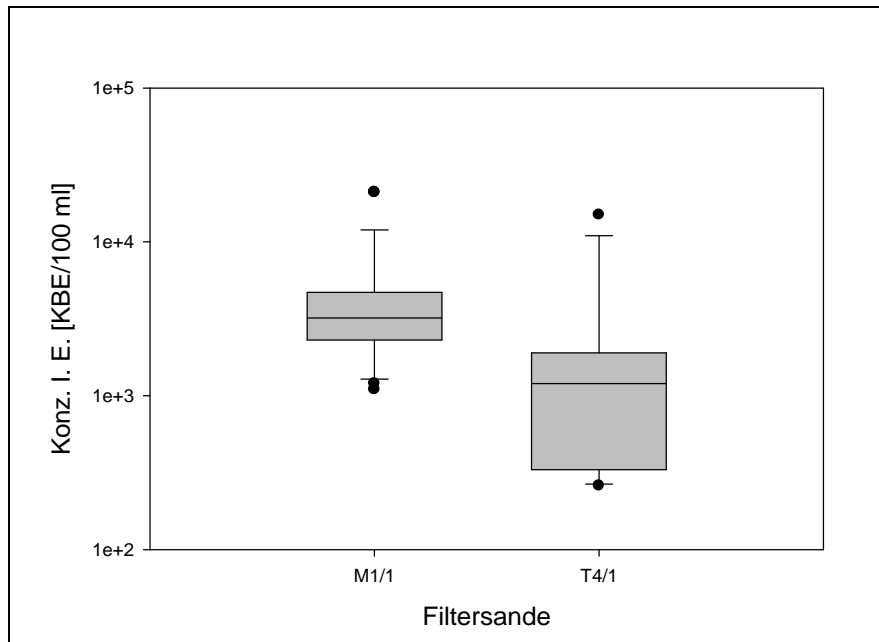


Abb. 23: Vergleich der Ablaufkonz. von I.E. bei gedrosseltem Abfluss mit $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ für die Filtersande M1/1 und T4/1

Nachfolgend wurden die Untersuchungen hauptsächlich mit *E. coli* weitergeführt, da die Ergebnisse für intestinale Enterokokken stark korrelieren, was auch in Ergebnissen von Güde (2002) und Waldhoff (2008) bestätigt wurde.

Der Filtersand T4/1 hat einen geringeren Grobsandanteil. Die Bedeutung der Einflussgröße Filtergeschwindigkeit auf die Reduzierung der *E. coli* - Bakterien wird in Abbildung 24 mit unterschiedlichen Kornzusammensetzungen dargestellt.

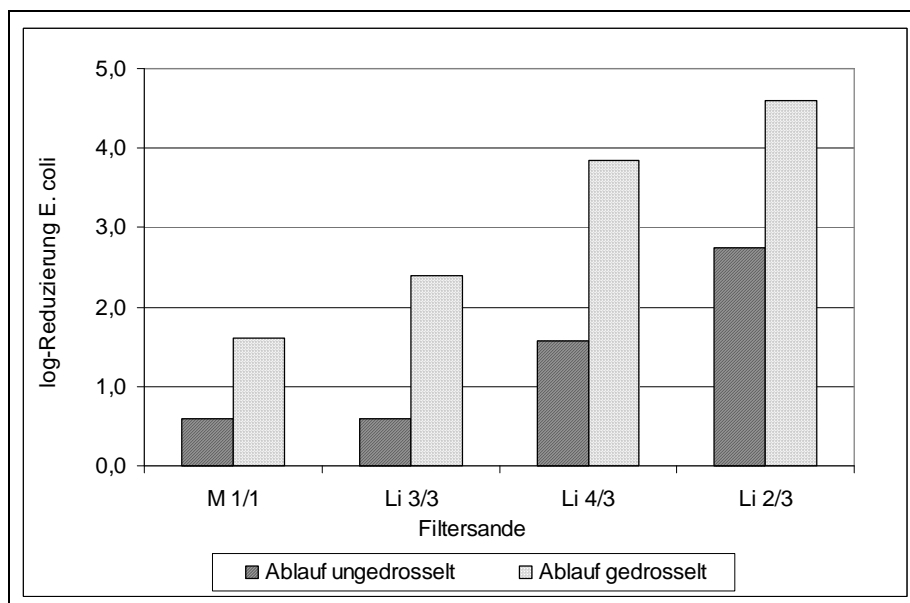


Abb. 24: Rückhalt von *E. coli* für zwei Filtergeschwindigkeiten ungedrosselt und gedrosselt mit $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ bei unterschiedlichen Kornzusammensetzungen der Filtersande

4. Ergebnisse

Die Darstellung zeigt einen deutlichen Unterschied der Rückhaltewirkung der Filtersande zwischen ungedrosseltem und gedrosseltem Abfluss. Bei den ungedrosselten Filtersanden führt vermutlich ein Ungleichgewicht zwischen Filtergeschwindigkeit und Bindungskräften der Bakterien sowie konvektiver Transport zu erhöhten Ablaufkonzentrationen. Jedoch ist der Rückhalt in den Filtersanden Li4/3 und Li2/3 mit log-Reduzierungen von ca. 1,6 und ca. 2,8 wesentlich höher als bei den Filtersanden M1/1 und Li3/3 mit ca. 0,6. Schlussgefolgert führt die Änderung des Materials, hier die Zunahme der Mass.-% der Bodenarten T+U und Feinsand, unabhängig von der Abflussdrosselung, d. h. ungedrosselte Filtergeschwindigkeit, offensichtlich korngerüstbedingt zu einem zunehmenden Rückhalt. Der Zusammenhang deutet auf eine bestimmte Korngröße in Bezug zur Bakteriengröße hin. Die Ergebnisse weisen auf eine höhere Adhäsionsrate durch häufigere Kollisionen mit der größeren Filteroberfläche hin, da die Interzeption und Dispersion korngerüstbedingt begünstigt werden. Weiterhin können bei den betrachteten feinkörnigeren Filtersanden mechanische Abscheidvorgänge durch Siebeffekte bestehen.

Der Abscheidegrad lässt sich durch den Einfluss der reduzierten Filtergeschwindigkeit sprunghaft steigern, was an der log-Reduzierung von *E. coli* zu erkennen ist. Dabei wirkt sich die reduzierte Filtergeschwindigkeit von ca. 10 cm/h (0,03 l/s•m²) bei feinkörnigen Kornzusammensetzungen mit Massenanteilen von 30 bis 40 % der kleinen Korndurchmesser < 2 µm (Ton) und < 200 µm (Feinsand) besonders stark aus. Es ergeben sich mit reduzierter Filtergeschwindigkeit bei dem Filtersand Li4/3 log-Reduzierungen von ca. 3,8 und ca. 4,6 bei dem Filtersand Li2/3 im Vergleich zu ca. 1,6 bzw. ca. 2,8 mit ungedrosselter Filtergeschwindigkeit. Im Unterschied dazu ist die Abscheidung bei den grobkörnigeren Filtersanden M1/1 und Li3/3 mit log-Reduzierungen von 1,6 und 2,4 gering.

Um die Signifikanz dieser Beobachtung beurteilen zu können, werden in der folgenden Darstellung zunächst der Filtersand Li4/3 und die von Yogafanny (2011) untersuchten feinkörnigen Filtersande F3 und F4 mit T+U-Anteil (5 Mass.-%) für unterschiedliche Filtergeschwindigkeiten statistisch ausgewertet. Bei allen Filtersanden handelt es sich um Körnungen mit $d_{10} \approx 0,07$ mm und einem C_u -Wert zwischen 4 und 6. Der Einfluss des Parameters Korndurchmesser wird im Abschnitt 4.2.2 untersucht.

4. Ergebnisse

In Abbildung 25 sind die Zulaufkonzentrationen für den zweiten Versuchsabschnitt aufgezeigt.

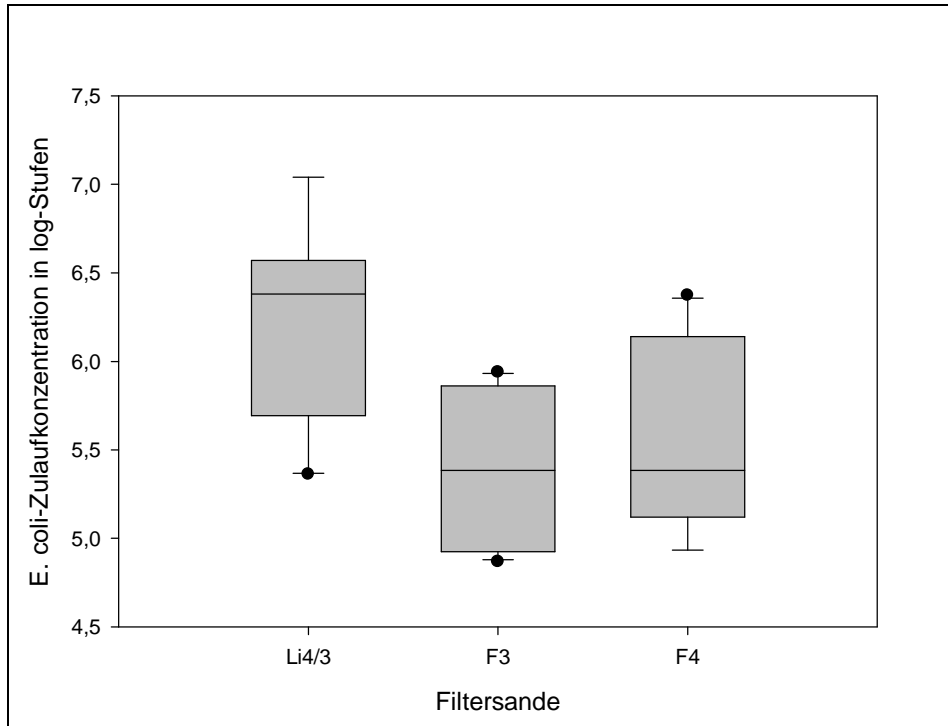


Abb. 25: Box-Whisker-Plot der log-transformierten Zulaufkonzentrationen für *E. coli* im Zulauf für die Filtersande Li4/3, F3 und F4 zur Prüfung der verschiedenen Filtergeschwindigkeiten

Die Zulaufkonzentration von Li4/3 ist im Vergleich mit F3 und F4 ca. 1 log-Stufe höher, jedoch sind die Zulaufkonzentrationen alle hoch. Die statistischen Werte sind in der folgenden Tabelle 20 für *E. coli* je Filtersand zusammengefasst.

Tab. 20: Statistik der log-transformierten Zulaufkonzentrationen für die Filtersande Li4/3, F3 und F4 aus Abb. 25

Filtersand	n	Max	Min	Median	Vertrauensbereich		Mittelwert
					Untere Grenze	Obere Grenze	
Li4/3	12	7,0	5,4	6,4	5,6	6,6	6,2
F3	10	5,9	4,9	5,4	4,9	5,9	5,4
F4	10	6,4	4,9	5,4	4,9	6,2	5,6

Die Filtergeschwindigkeiten werden für die verschiedenen Abflussspenden $< 0,03$; $0,03$ und $\geq 0,06$ l/s·m² geprüft. Der unterschiedliche Einfluss der variierten Abflussspenden ist in der Abbildung 26 aufgezeigt.

4. Ergebnisse

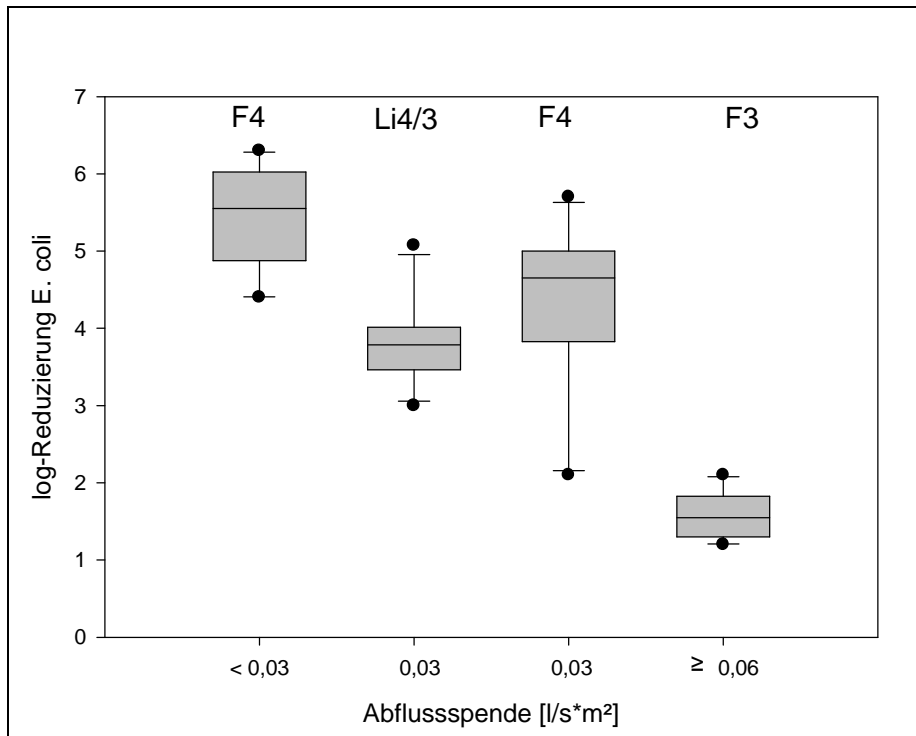


Abb. 26: Box-Whisker-Plot der log-Reduzierung für *E. coli* während der Abflussspenden $< 0,03$; $0,03$ und $\geq 0,06$ $l/s \cdot m^2$ für die Filtersande Li4/3, F3 und F4

Die statistischen Werte der Abb. 26 sind in der Tabelle 21 zusammengefasst. Der 95%-Vertrauensbereich ist auf dem 5%-Niveau als untere und obere Grenze angegeben.

Tab. 21: Statistik der log-Reduzierung für die Filtersande Li4/3, F3 und F4 bei unterschiedlichen Abflussspenden aus Abb. 26

Filtersand/ q_d [$l/s \cdot m^2$]	n	Max	Min	Median	Vertrauensbereich		Mittelwert
					Untere Grenze	Obere Grenze	
F4/ $< 0,03$	10	6,3	4,4	5,6	4,5	6,1	5,4
Li4/3/ $0,03$	12	5,1	3,0	3,8	3,4	4,0	3,8
F4/ $0,03$	10	5,7	2,1	4,7	2,7	5,0	4,3
F3/ $\geq 0,06$	10	2,1	1,2	1,6	1,3	1,9	1,6

Der Rückhalt ist für die verschiedenen Abflussspenden signifikant unterschiedlich. Hierbei führen sehr kleine Abflussspenden $< 0,03$ $l/s \cdot m^2$ zu einer höheren log-Reduzierung von *E. coli* und Abflussspenden $> 0,03$ $l/s \cdot m^2$ zu einer deutlichen Abnahme der log-Reduzierung. Weiterhin zeigt sich bei der Wiederholung der Messung für die Abflussspende $0,03$ $l/s \cdot m^2$ mit den Filtersand F4, dass offensichtlich eine bestimmte Filtergeschwindigkeit die Desorption der Bakterien verringert. Die log-

4. Ergebnisse

Reduzierung der vergleichbaren Filtersande Li4/3 und F4 ist statistisch betrachtet nicht unterschiedlich.

Zusammenfassend zeigte sich, dass die Drosselung des Filterablaufs einen höheren Rückhalt der hygiene relevanten Bakterien bewirkte. Der Effekt fand unabhängig von der Kornzusammensetzung statt. Jedoch stieg der Abscheidegrad bei Filtersanden mit höheren Anteilen an Feinsand und T+U stark an, so dass der Einfluss des Korndurchmessers auf den Rückhalt der hygiene relevanten Bakterien in einer weiteren Untersuchungsreihe erfasst wurde.

4.2.2 Korndurchmesser

4.2.2.1 Zusammensetzung der Filtermatrix

Es wurde erwartet, dass ein bestimmter Korndurchmesser in Bezug zur Bakteriengröße die Rückhaltewirkung verbessert. Aus den Betriebserfahrungen der Langsandsandfiltration sind Filtersande mit d_{10} -Werten zwischen 0,15 und 0,40 mm und $C_u < 5$ bzw. besser 3 benannt. Die Größe der hygiene relevanten Bakterien beträgt ca. 1 bis 2 μm , was ca. 0,001 bis 0,002 mm entspricht. Vor diesem Hintergrund sind hier d_{10} -Werte $\leq 0,15$ mm gewählt worden. Deshalb wurde die Bodenart T+U in die Filtersande zugemischt.

Die Darstellung der Abbildung 27 zeigt verschiedene Filtermaterialien mit der Bodenart T+U und die Rückhaltewirkung der Filtersande von *E. coli* bei gedrosseltem Betrieb mit $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$.

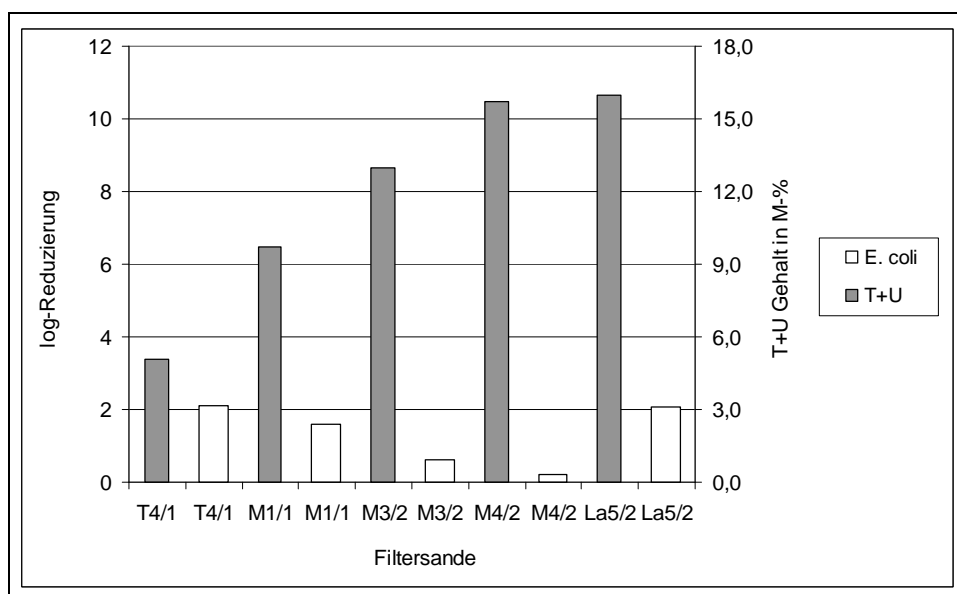


Abb. 27: Rückhalt von *E. coli* in Filtersanden mit hauptsächlich Mittel-/Grobsandfraktionen und unterschiedlichen T+U-Gehalten

4. Ergebnisse

Für die Filtersande M1/1 und T4/1 konnte ein Rückhalt von ca. 1,6 und 2,1 log-Stufen ermittelt werden. Die Darstellung für die Filtersande M4/2 und M3/2 zeigt im Vergleich mit M1/1 einen Rückgang der Abscheidung von *E. coli*. Die Filtersande M3/2 und M4/2 sind mit $C_u > 20$ sehr ungleichförmige Sande. Offensichtlich führten die sehr großen Körnungen und die sehr kleinen Körnungen der Bodenart T+U zu einer starken Verfrachtung der *E. coli*-Bakterien in den Filterauslauf. Der Filtersand La5/2 zeigte mit ca. 2,1 log-Stufen einen vergleichbaren Abscheidegrad wie der Filtersand T4/1.

Bei den nachfolgend dargestellten Filtersanden ist der d_{10} -Wert $\leq 0,10$ mm und der d_{60} -Wert $\leq 0,5$ mm, d. h. der Mittelsand- und Grobsandanteil wurde zusätzlich reduziert.

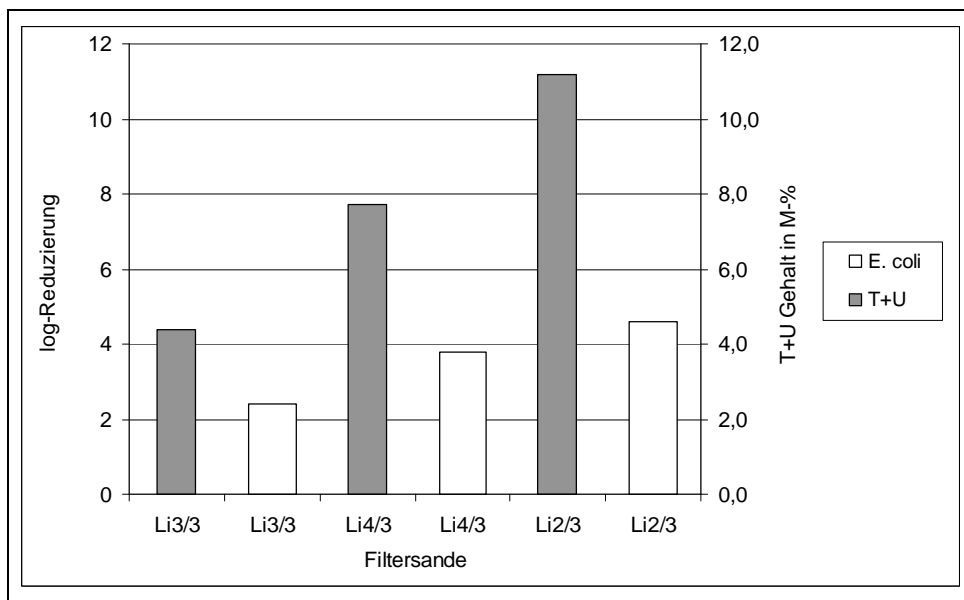


Abb. 28: Rückhalt von *E. coli* in Filtersanden mit hauptsächlich Fein-/Mittelsandfraktionen und unterschiedlichen T+U-Gehalten

Besonders deutlich ist der Rückhalt bei dem Filtersand Li2/3 mit ca. 4,6 log-Stufen. Die Kornzusammensetzung hat einen C_u -Wert von 6,8 und ein Größtkorn bei d_{10} von ca. 0,06 mm und bei d_{60} von ca. 0,38 mm. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass der Rückhalt von *E. coli* mit zunehmendem d_{10} -Wert und d_{60} -Wert abnimmt, was mit den Filtersanden Li4/3 und Li3/3 bestätigt werden kann. Im Vergleich mit den Kornzusammensetzungen der Filtersande mit hauptsächlichlicher Mittel-/Grobsandfraktion der Abbildung 27 ergeben sich für die feineren Filtersande Erhöhungen der log-Reduzierung > 3 .

Die vorangegangenen Untersuchungsergebnisse haben die deutliche Auswirkung der Einflussgröße Korndurchmesser auf den Rückhalt von hygiene relevanten Bakterien gezeigt. Zur Plausibilitätsprüfung des Parameters wurde ein neuer Filtersand Go7

4. Ergebnisse

gemischt. Um die Wichtigkeit der Filterkorngröße in Bezug zur Größe der hygienerelevanten Bakterien für das Filtersystem zeigen zu können, wurde der Filtersand Go8 ohne T+U hergestellt. Die Charakteristik der Korngrößenverteilungen ist in Tabelle 22 aufgezeigt.

Tab. 22: Korngrößenverteilung der Filtersande Go7 und Go8

Bodenart in Mass.-%	Filtersand Go7	Filtersand Go8
T+U in %	7,5	0
fS in %	25	30
mS in %	52,5	55
gS in %	15	15

Für die Untersuchung wurde die Filtertiefe mit 0,75 m hergestellt und die Abflussspende mit 0,03 l/s•m² gedrosselt. Als Referenz wurde die Säule M1/1 mit aufgenommen. Die Messdaten sind in der Tabelle 23 zusammengefasst.

Tab. 23: Messergebnisse für die log-Reduzierung der Filtersande Go7 und Go8 mit M1/1 als Referenz

Konz. <i>E. coli</i>	Anzahl	Konz. Zulauf [MPN/100 ml]	Konz. Ablauf [MPN/100 ml]	log-Reduzierung
Go7	4	6,9E+05	3,6E+00	5,1
Go8	4	6,9E+05	3,0E+05	0,6
M1/1	27	2,5E+06	4,4E+04	1,6
Konz. I. E.				
Go7	4	2,0E+05	2,0E+00	4,9
Go8	4	2,0E+05	2,7E+04	1,0
M1/1	26	1,6E+05	4,8E+03	1,5

In der Abbildung 29 ist die Reduktion von *E. coli* für die Filtersande Go7, Go8 und M1/1 graphisch gegenübergestellt.

4. Ergebnisse

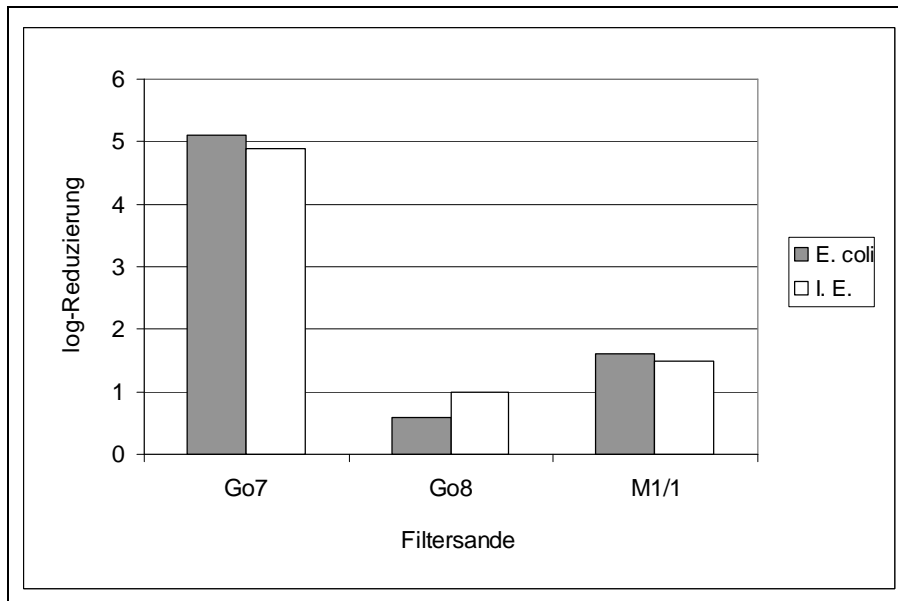


Abb. 29: Rückhalt der hygiene relevanten Bakterien *E. coli* und I.E. für die Filtersande Go7, Go8 und M1/1

Die Messdaten der Filtersande Go7 und Go8 für die Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken wurden vom LfU München ermittelt. Zusätzlich sind die Werte für *E. coli* vom IFG (KIT) bestimmt worden. Die hohe bzw. niedrige Rückhaltewirkung der Filtersande Go7 bzw. Go8 für *E. coli* konnte von beiden Labors nachgewiesen werden.

Die vergleichende Untersuchung der Filtersande ergibt eine log-Reduzierung des Filtersandes Go7 von ca. 5. *E. coli* konnte im Ablauf nicht mehr festgestellt werden. Die Bakterien wurden vollständig zurückgehalten.

Gleichzeitig wird mit diesem Ergebnis der hohe Abscheidegrad für hygiene relevante Bakterien durch den Bezug zwischen der Bakteriengröße und der Korngröße unter Beweis gestellt. Die Abbildung 29 zeigt für den Filtersand Go8 ohne T+U trotz des sehr hohen Fein-/Mittelsandanteils nur einen Rückhalt kleiner 1 log-Stufe für *E. coli*. Die Ergebnisse für intestinale Enterokokken sind vergleichbar.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Einflussgröße Korndurchmesser als Voraussetzung hoher log-Reduzierungen der hygiene relevanten Bakterien eine Schlüsselrolle spielt. Hierbei enthält die Fraktion Feinkornbodenart T+U Korndurchmesser, die in etwa dem Bakteriendurchmesser entsprechen, und die den Filtersanden zugemischt werden müssen. Die Wichtigkeit des Korndurchmessers T+U in Bezug zur Größe der hygiene relevanten Bakterien konnte mit dem Filtersand Go8 dargestellt werden. In einer unabhängigen Untersuchung von Yogafanny (2011)

4. Ergebnisse

wurde die Reproduzierbarkeit der hohen log-Reduzierung mit feinkörnigen Filtersanden und T+U-Anteil gezeigt (Abb. 26).

Für die Praxis ist die Kornabstufung der gesamten Kornzusammensetzung des Filtersandes ebenfalls bedeutend, da in grobkörnigeren Filtersanden, z. B. M1/1 mit T+U, die log-Reduzierung deutlich geringer ist.

4.2.2.2 Porosität

Bei dem Filtrationsprozess spielen hydrodynamische Kräfte eine Rolle. Hinweise dazu konnten in den Untersuchungen mit der Filtergeschwindigkeit und der Kornzusammensetzung erkannt werden. Die Porosität hängt von der Korngröße sowie der Art und Weise der Lagerung der Körnung ab. Die durchströmbaren Hohlräume bilden die Wasserdurchlässigkeit. Ein Parameter dafür ist die hydraulische Leitfähigkeit.

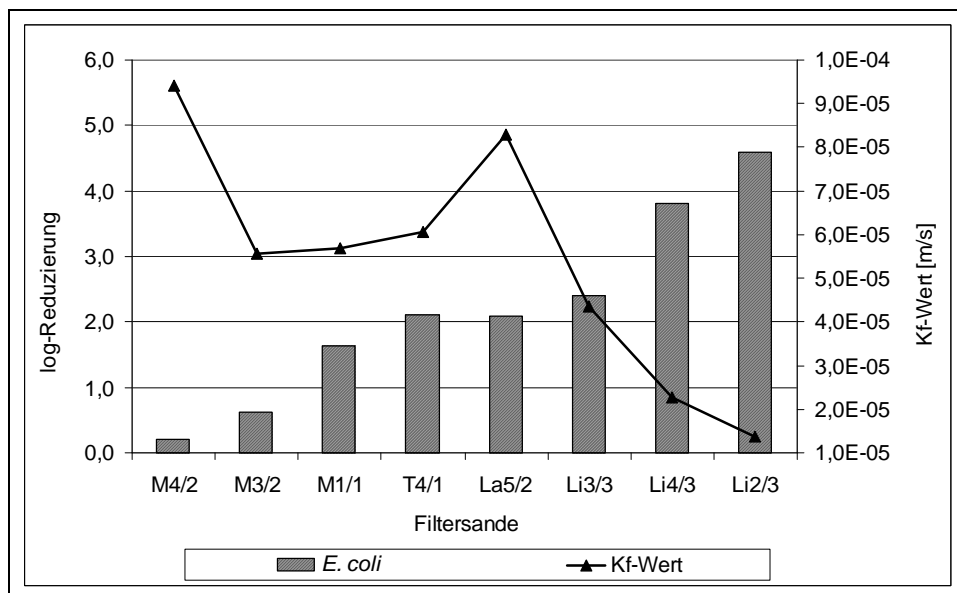


Abb. 30: Zusammenhang zwischen Wasserdurchlässigkeit und Rückhalt von *E. coli*

Die gemessenen Daten in der Abbildung 30 zeigen einen Zusammenhang zwischen der Rückhaltung von *E. coli* und der Wasserdurchlässigkeit der dargestellten Filtersande. Danach liegt die log-Reduzierung bei den Filtersanden mit zunehmendem Feinsand und T+U, z. B. für Li4/3 und Li2/3 zwischen 3 und 5 bei einer Zulaufkonzentration von $1,51E+6$ (Mittelwert aus Tab. 13) sowie k_f -Werten von $2,27E-5$ m/s und $1,37E-5$ m/s.

Mit der Darstellung kann gezeigt werden, dass der Abscheidegrad von mehr als 3 log-Stufen bei Filtersanden mit einer hydraulischen Leitfähigkeit von kleiner $3,0E-5$ erreicht wird. Somit können Siebung und Transportmechanismen zur

4. Ergebnisse

Filterkornoberfläche, die korngerüstbedingt determiniert werden, den Rückhalt der hygiene relevanten Bakterien begünstigen.

Zur weiteren Klärung der deutlich von der Körnungszusammensetzung geprägten Rückhaltung soll die Transportwirksamkeit für verschiedene Körnungslinien dargestellt werden. Eine Zunahme der Transportmechanismen Interzeption und Dispersion wird durch langsamere Strömung an der Filterkornoberfläche oder in kleinen Poren erreicht. Um die Auswirkung zu veranschaulichen, wurden Tracerversuche durchgeführt.

4.2.2.3 Dispersion

Der Einfluss der Körnungslinie auf den mechanischen Partikeltransport wurde durch die Konzentrationsänderung von Nitrat-Stickstoff als Tracer untersucht.

Bei Nitrat-Stickstoff wird hier von einem konservativen Stoff ausgegangen, da unter den Versuchsbedingungen fast keine Wechselwirkungen auf den Parameter erwartet wurden. Die Randbedingungen in den Filtersanden waren: pH-Wert > 7, keine Abwasserbelastung und Denitrifikation. Generelle Auswirkungen des Materials auf die Konzentrationsänderungen konnten nicht festgestellt werden. Mögliche Belastungen des Sandmaterials mit Nitrat wurden vor der Versuchsdurchführung mittels Filterspülung mit Regenwasser entfernt.

Die Abbildung 31 zeigt den Verlauf der Dränablaufmenge bis zum Durchgang der dispergierten Salzlösung bei ungedrosseltem Betrieb für unterschiedliche Filtersande.

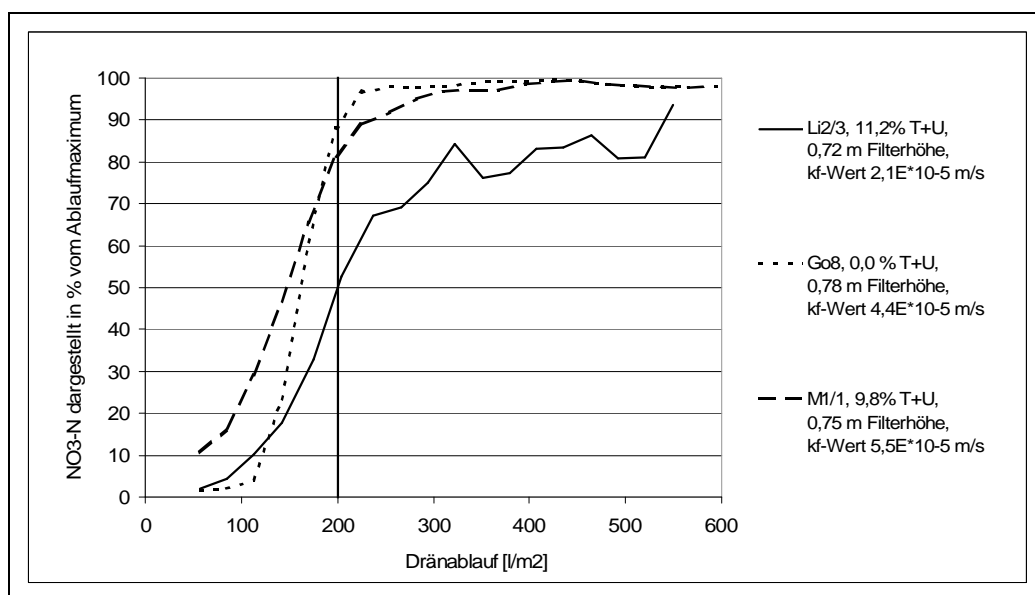


Abb. 31: Tracerversuche – Filtersande M1/1, Go8 und Li2/3 ohne Abflussdrosselung

4. Ergebnisse

Aus der Messung ist zu erkennen, dass bei ungesättigtem Fluss ein schneller Konzentrationsanstieg durch den Transport des Tracers in Fließrichtung mit der Fließgeschwindigkeit des Wassers (Konvektion) erfolgte. In besonderem Maße hebt sich der hohe Tracerdurchtritt bei einem Dränablauf zwischen 100 und 200 mm für das Sandmaterial M1/1 mit der größten Wasserdurchlässigkeit heraus. Nach einer anfänglichen Verzögerung steigt die Konzentration ab ca. 140 mm Drainablauf bei der Säule Go8 ebenfalls sehr schnell an.

In der Phase der Filtersättigung ergibt sich für die unterschiedlichen Filtermaterialien in der Konzentrationsänderung des Tracers ein anderes Bild. Die Filtersättigung spielt eine Rolle, da im ungesättigten Fluss Konvektion eine starke Verlagerung der Bakterien bewirken kann (Orb, 2006). Aus Untersuchungen von Lambert et al. (2008) ist für die Sande bekannt, dass ein gesättigter Fluss bei ca. 200 l/m² Dränabfluss eintritt. Die Filtermaterialien M1/1 (grobkörnig) mit T+U und Go8 (feinkörnig) ohne T+U zeigten zu diesem Zeitpunkt bereits einen Tracerdurchtritt von ca. 82 % bzw. 89 %. Hierbei stellte sich im Versuch der Konzentrationsverlauf des Dränablaufs bei dem Filtersand mit T+U (M1/1) ähnlich wie bei dem Filtersand ohne T+U (Go8) dar. Im Ergebnis waren die korngerüstbedingten Auswirkungen auf den Transport, hier als Tracerdurchtritt dargestellt, für den Filtersand M1/1 etwas größer, was sich mit der höheren log-Reduzierung zeigen lässt (Abb. 29). Im Gegensatz dazu zeigte der Filtersand Li2/3 korngerüstbedingt einen stärkeren Einfluss auf den Transport. Für das Filtermaterial Li2/3 (feinkörnig) mit T+U wurde während des ungesättigten Flusses ein flacherer Kurvenanstieg beobachtet. Nach dieser Zeit wurden unter wassergesättigten Bedingungen bei ca. 200 l/m² Dränabfluss noch ca. 50 % des Tracers zurückgehalten.

Der Tracertransport lässt sich für die hygiene relevanten Bakterien so interpretieren, dass der Rückhalt der Bakterien von der Kornzusammensetzung deutlich beeinflusst wird. Hierbei spielen offensichtlich Korngrößen $< 2 \mu\text{m}$ (Ton) und $< 63 \mu\text{m}$ (Schluff) der Bodenart T+U, die an der Untergrenze etwa der Bakteriengröße entsprechen, für die Kontakteffizienz eine wichtige Rolle. Aus dem Zusammenhang wird gefolgert, dass durch die kleinen Korndurchmesser und die vergrößerte Filterkornoberfläche die Bakterien häufiger Kontakt mit der Filterkornoberfläche haben und infolge die Adhäsionsrate steigen kann. Weiterhin kann durch Siebeffekte bedingter Rückhalt möglich sein. Beide Prozesse können sich in grobkörnigeren Filtersanden mit T+U und in feinkörnigeren Filtersanden ohne T+U nur eingeschränkt ausbilden.

4. Ergebnisse

4.2.2.4 NH₄-N-Durchbruch

Im praktischen Betrieb spielt bei Retentionsbodenfiltern mit Hygienezielen durch die Ableitung des behandelten Mischwassers in ein Gewässer die Reinigungsleistung für Standardanwendungen z. B. NH₄-N ebenfalls eine Rolle. Unter dem Aspekt der hohen Rückhaltewirkung von hygienerelevanten Bakterien mit feinkörnigen Filtersanden ist die Frage der Sorptionskapazität und der Nitrifikation in der Filterschicht zu betrachten. Für die Darstellung der Konzentrationsänderung von NH₄-N im Ablauf sind die eingearbeiteten Filtersande, d. h. mit entsprechender Nitrifikation, in Abbildung 32 präsentiert. Der Medianwert von NH₄-N des Beschickungswassers betrug 10,1 mg/l.

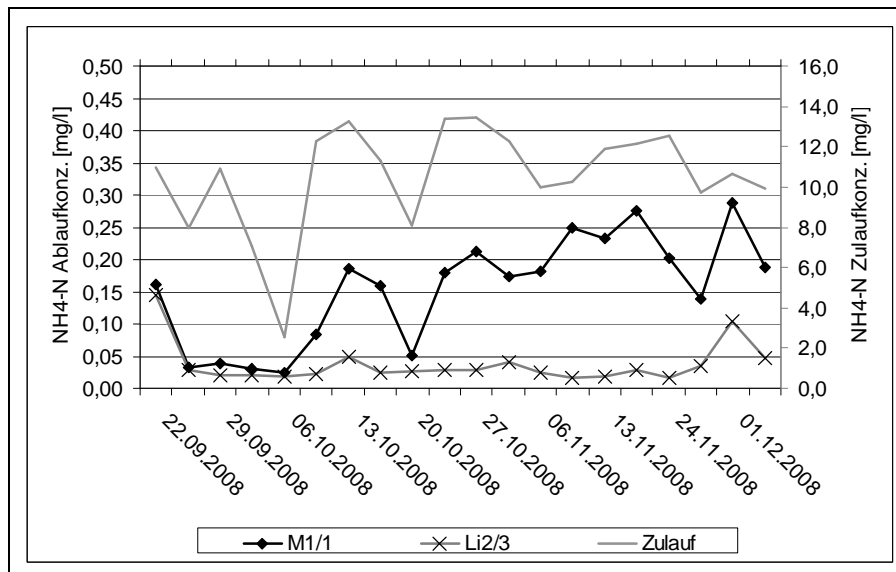


Abb. 32: Verlauf der NH₄-N-Ablaufkonzentration für die Filtersande M1/1 mit Mittel-/Grobsandfraktion/9,7 Mass.-% T+U und Li2/3 mit Fein-/Mittelsandfraktion/11,2 Mass.-% T+U

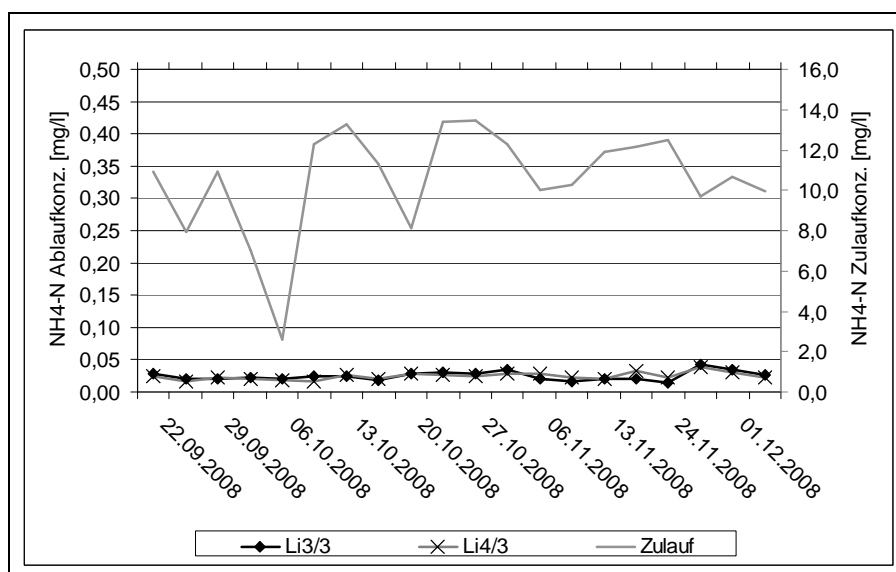


Abb. 33: Verlauf der NH₄-N-Ablaufkonzentration für die Filtersande Li3/3 mit Fein-/Mittelsandfraktion/4,4 Mass.-% T+U und Li4/3 mit Fein-/Mittelsandfraktion/7,7 Mass.-% T+U

4. Ergebnisse

Der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt im Filter kann eingeschränkt als zweistufiger Prozess aus Sorption und Nitrifikation angesehen werden. Aufgrund der hohen Zulaufkonzentration können weitere Einflüsse, z. B. Temperatur, pH-Wert, Konkurrenz mit anderen Kationen, oder Ausgangszustand der Filterbelastung bestimmend sein. Allgemein beginnt die Nitrifikation nach der Entleerung des Filterkörpers. Als Beginn eines $\text{NH}_4\text{-N}$ -Durchbruchs werden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen $> 0,05 \text{ mg/l}$ definiert. In der Anfangsphase zeigt sich für den Filtersand M1/1 bei hohen Zulaufbelastungen ein weitgehender $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt mit $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen $< 0,05 \text{ mg/l}$. Jedoch steigt nach weiterer Filterbelastung die Ablaufkonzentration zunehmend an. Die Überlastung des Speichervermögens von NH_4^+ -Ionen ergibt sich für den Filtersand M1/1 aus der Abbildung 32. Die hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen mit bis zu $0,29 \text{ mg/l}$ bestätigten einen Filterdurchbruch und konnten von dem Sandmaterial in der Untersuchungszeit nicht dauerhaft adsorbiert werden. Im Gegensatz dazu ist für die feinkörnigen Sande Li3/3 und Li4/3 aus der Abbildung 33 eine sehr hohe Adsorptionsfähigkeit zu erkennen. Im Ablauf der Li-Filtersande 3/3 und 4/3 konnten nur geringe Ammonium-Stickstoffkonzentration von $0,02 \text{ mg/l}$ gemessen werden. Ziel des Umsatzprozesses ist die Oxidation von Ammonium (NH_4^+). Somit deuten die Ergebnisse darauf hin, dass während der Trockenphase der eingetragene Ammonium-Stickstoff in den feinkörnigen Sanden Li3/3 und Li4/3 vermutlich fast vollständig nitrifiziert wurde. Hierbei lassen die geringen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen auf eine gute Sauerstoffverfügbarkeit schließen.

Bei der Säule Li2/3 konnten ebenfalls niedrige Ablaufkonzentrationen gemessen werden, jedoch entstanden unterschiedlich Durchbrüche bis $0,11 \text{ mg/l}$ $\text{NH}_4\text{-N}$ am Ende der Versuchsphase. Mögliche Einflussfaktoren auf die Sorptionswirkung können anaerobe Bedingungen, z. B. durch Kolmation in der Filtermatrix oder das Mischwasser, z. B. durch den pH-Wert oder die Ionenstärke sein. Für den praktischen Betrieb sind Filtersande mit sehr hohen T+U-Gehalten in fein- und mittelsandigen Bodenarten vermutlich nicht wünschbar.

4.2.3 Filtertiefe

Aus der Langsamsandfiltration ist bekannt, dass der erreichbare Rückhalt bei abgeschlossener Biofilmreifung bis zu einer Filtertiefe von ca. 50 cm weitgehend erfolgt ist und im restlichen Filter die Bakterienkonzentration nur noch gering ist. Waldhoff (2008) hat die *E. coli*-Verteilung in mischwasserbeschickten Lysimetern dargestellt. Danach wurde die Verteilung von *E. coli* im gesamten Filter analysiert. Jedoch lässt sich auch der hauptsächliche Rückhalt bis in eine Filtertiefe von ca. 50 cm erkennen. Im Unterschied zu dem hier untersuchten Filtersand Go7 waren die

4. Ergebnisse

Filtersande des Autors grobkörniger. Aus ingenieurpraktischer Sicht ist deshalb von Bedeutung, ob der feinkörnigere Filtersand eine vergleichbare Verteilung aufweist. Hierbei ist die Einschätzung der notwendigen Filtertiefe für die Planung wichtig.

Dazu wurde die Säulenfüllung des Filtersands Go7 schichtweise ausgebaut und *E. coli* vom Institut für Funktionelle Grenzflächen (IFG) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) ermittelt. Analysiert wurden Mischproben in einer Stärke von 3 cm aus fünf Einzelproben je Schicht.

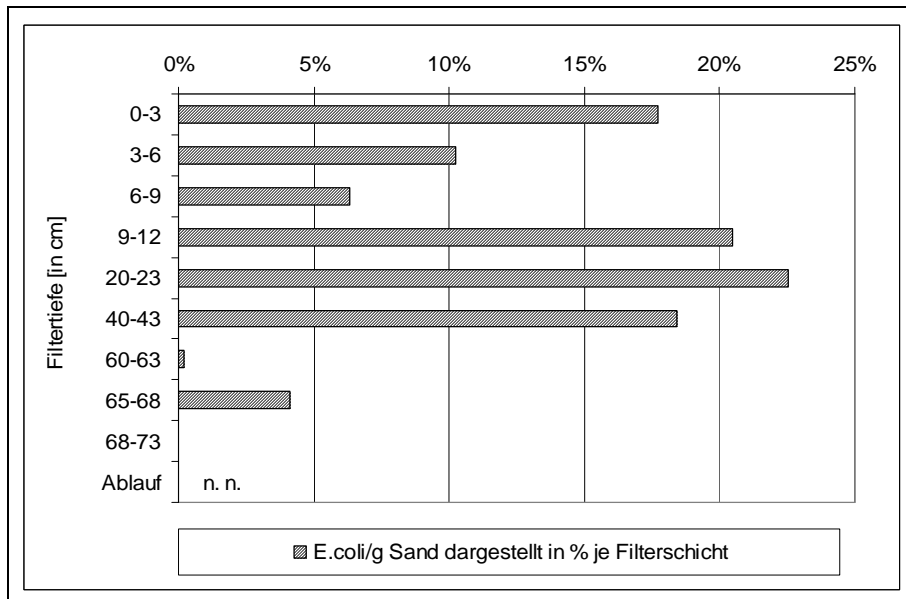


Abb. 34: Rückhaltebereich von *E. coli* im Filtersand Go7

Zu der Abbildung 34 lässt sich Folgendes sagen:

Die höchste Bakterienzahl von *E. coli* konnte in der Tiefe zwischen ca. 9 und 43 cm festgestellt werden. Dementsprechend waren bis in die Filtertiefe von 43 cm ca. 95 % der Zulaufkonzentration zurückgehalten. In der Zone 60 bis 63 cm wurde nur eine geringe Bakterienzahl mit $2E+1$ *E. coli* pro g Sand ermittelt. In den unteren Zentimetern zwischen 68 und 73 cm bis zum Auslauf konnten keine *E. coli*-Bakterien nachgewiesen werden.

Mit der Darstellung zeigt sich, dass die Abscheidung in einer Filtertiefe von ca. 50 cm fast vollständig abgeschlossen ist. Diese Beobachtung wird im Abschnitt 4.2.4 bei der Bakterienhaftung nochmals betrachtet.

Zusammenfassend deutet das Ergebnis darauf hin, dass für einen hohen Rückhalt von hygiene relevanten Bakterien in Retentionsbodenfiltern die drei umfassenden Einflussgrößen Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe miteinander entscheidend sind, um eine Verlagerung der Bakterien in das letzte Drittel des Filters

4. Ergebnisse

zu reduzieren. Unter diesen Voraussetzungen scheint eine Filtertiefe von 0,75 m ausreichend zu sein.

4.2.4 Adhäsion der Bakterien

4.2.4.1 Änderung Strömungsregime

In den grobkörnigeren Filtersanden ist der Rückhalt der hygienisch relevanten Bakterien mit 1 bis 2 log-Stufen gering. Um die Abscheidung zu erhöhen, wurde vermutet, dass die Änderung der Durchströmung des Filtersandes den Rückhalt beeinflusst. Für die Versuchsdurchführung wurden zwei Betriebsweisen mit unterschiedlichen Wasserspiegeln im Filtersand gewählt. Für die Betriebsweise Teileinstau wurden die Filtersande M1/1 und T4/1 betrachtet. Dazu sind die Filtersäulen 15 cm bzw. 5 cm unter Filteroberkante mit Mischwasser eingestaut worden. Die Betriebsweise erfolgte intermittierend, d.h. zwischen den Beschickungen (2 Mal pro Woche) bestanden Beschickungspausen von 2 bzw. 3 Tagen. Der Ablauf war mit einer Abflussspende von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ gedrosselt. In der gesamten Betriebszeit der Untersuchung wurde der Wasserspiegel in den Filtersäulen nicht abgesenkt. Nach der Beaufschlagung der Filtersäulen mit Mischwasser haben sich die Wasserspiegel wieder bei 15 cm bzw. 5 cm unter Filteroberkante eingestellt. Somit bestand in dem Filtersystem über dem eingestauten Wasserspiegel eine Zone ohne Wassereinstau mit 15 cm bzw. 5 cm Stärke, die als ungesättigte Zone bezeichnet wird. Die Untersuchung erfolgte in den zwei Zeitfenstern März bis April 2008 bzw. August 2008. Die Ergebnisse sind in Abbildung 35 für 15 cm ungesättigte Zone und in Abbildung 36 für 5 cm ungesättigte Zone dargestellt.

4. Ergebnisse

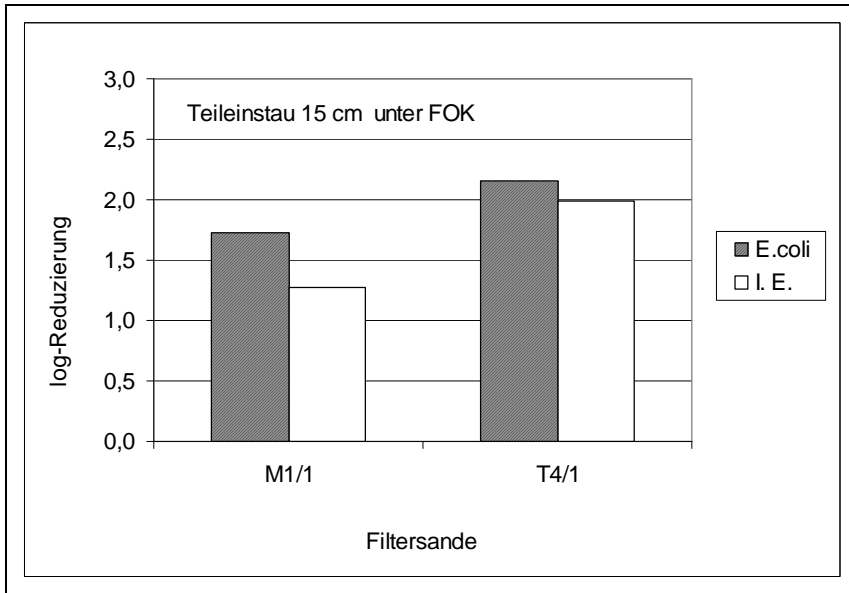


Abb. 35: log-Reduzierung für *E. coli* und I.E. für die Filtersande M1/1 und T4/1 - Betriebsweise Teileinstau bis 15 cm unter Filteroberkante

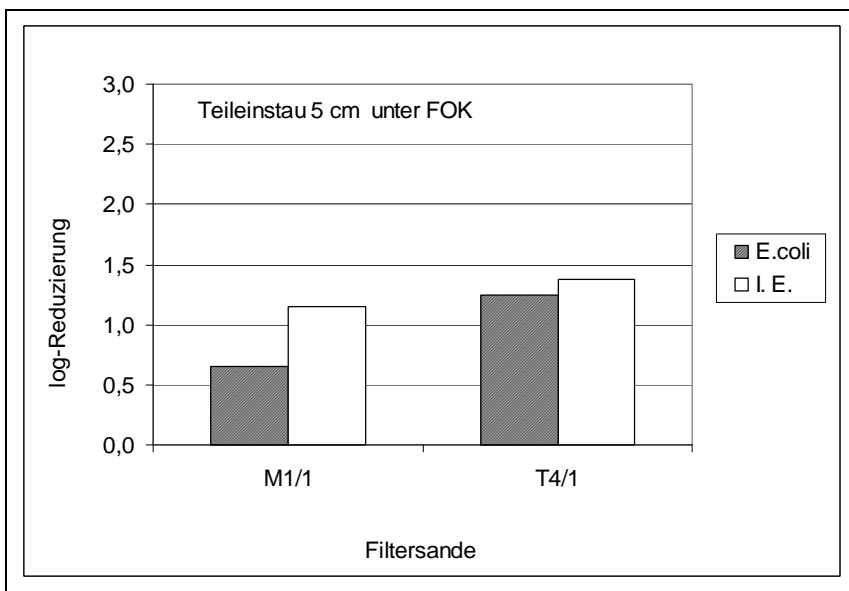


Abb. 36: log-Reduzierung für *E. coli* und I.E. für die Filtersande M1/1 und T4/1 - Betriebsweise Teileinstau bis 5 cm unter Filteroberkante

Die Tabellen 24 und 25 fassen die Grundlage für die graphische Darstellung der Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken zusammen. Als Referenz wurden die Sande M1/1 und T4/1 bei Betrieb ohne Teileinstau mit aufgeführt.

4. Ergebnisse

Tab. 24: log-Reduzierung *E. coli* der Filtersande M1/1 und T4/1 ohne/mit Teileinstau

	M1/1 ohne Teileinstau	M1/1 - 15 cm Teileinstau	M1/1 - 5 cm Teileinstau	T4/1 ohne Teileinstau	T4/1 - 15 cm Teileinstau	T4/1 - 5 cm Teileinstau
Anzahl Messungen	27	6	4	15	6	4
Konzentration <i>E. coli</i>						
Zulauf MPN/100ml	2,5E+06	2,2E+06	1,1E+06	2,0E+06	2,2E+06	1,1E+06
Ablauf MPN/100ml	4,4E+04	2,9E+04	3,6E+05	8,8E+03	1,1E+04	9,2E+04
log-Reduzierung <i>E. coli</i>	1,6	1,6	0,7	2,1	1,7	1,3

Tab. 25: log-Reduzierung I.E. der Filtersande M1/1 und T4/1 ohne/mit Teileinstau

	M1/1 ohne Teileinstau	M1/1 - 15 cm Teileinstau	M1/1 - 5 cm Teileinstau	T4/1 ohne Teileinstau	T4/1 - 15 cm Teileinstau	T4/1 - 5 cm Teileinstau
Anzahl Messungen	26	6	4	15	6	4
Konzentration I.E.						
Zulauf KBE/100ml	1,6E+05	1,3E+05	2,5E+05	1,5E+05	1,3E+05	2,5E+05
Ablauf KBE/100ml	4,8E+03	6,9E+03	1,7E+04	2,4E+03	1,3E+03	1,0E+04
log-Reduzierung I.E.	1,5	1,1	1,4	2,0	1,9	1,5

Der Vergleich der Betriebsweisen zeigt, dass sich keine Verbesserung der Rückhaltung ergibt. Die Ergebnisse der ungesättigten Zone von 5 cm deuten auf eine Verschlechterung des Rückhalts von *E. coli* hin. Auf den Rückhalt der intestinalen Enterokokken konnte kaum ein Einfluss erkannt werden.

Für die Variante mit der ungesättigten Zone von 15 cm war vor dem Hintergrund des Analyseverfahrens im Vergleich zu den Filtersanden ohne Teileinstau keine verbesserte Rückhaltewirkung für die hygiene-relevanten Bakterien feststellbar.

4.2.4.2 Biofilmverteilung

Biofilm kann die ursprünglichen physikalisch-chemischen Eigenschaften der Filterkornoberfläche verändern und die Bakterienanlagerung begünstigen. Um die Filterbelegung darzustellen, wurde die Verteilung der Gesamtbakterienzahl im Filtersand mit Hilfe des Nachweises aller Eubakterien (grampositive und gramnegative Bakterien) am Ende einer dreimonatigen Betriebsphase analysiert. Die Verteilung der zurückgehaltenen Bakterien ist für den Filtersand Go7 in Abbildung 37 dargestellt. Hierbei sind die gezählten Bakterien je Filterschicht in Prozent je Filterschicht auf den gesamten Filterkörper dargestellt.

4. Ergebnisse

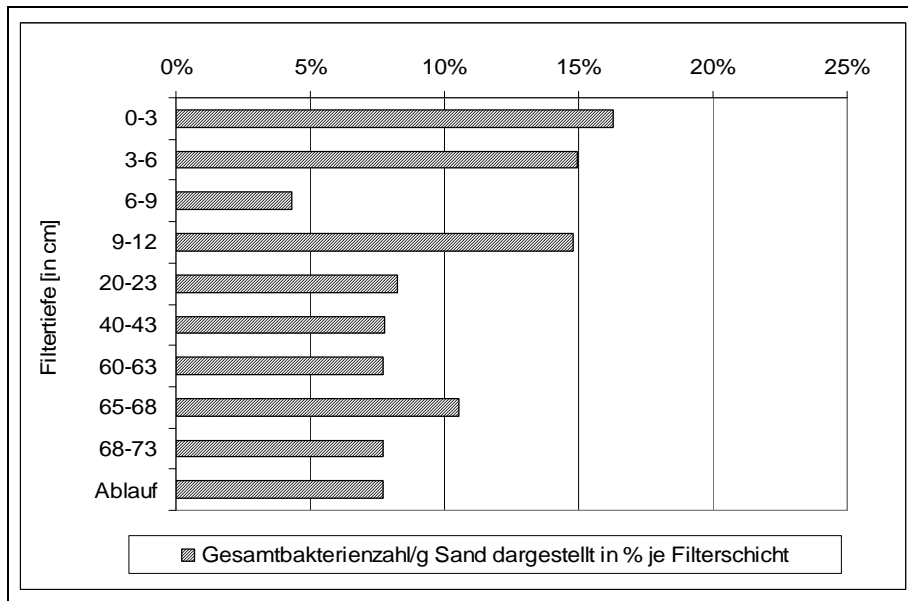


Abb. 37: Verteilung der Gesamtbakterienzahl mit Hilfe des Nachweises aller Eubakterien im Filtersand Go7 und Ablauf

Zusammenfassend lässt sich zu der Abbildung 37 folgendes sagen:

- Die höchste Bakterienzahl wurde in der obersten Filterschicht bis 3 cm unter Filteroberkante mit ca. 18 % analysiert.
- Die Bakterien haben sich im gesamten Filterkörper verteilt.
- Die Verteilung der Bakterien war im tieferen Filterkörper vergleichsweise einheitlich.

Verschiedene Autoren (Schwarz, 2003; Waldhoff, 2008) bestätigen in ihren Untersuchungen mit verschiedenen Filtersanden die Verteilung der Biomasse in dieser Art mit dem höchsten Biomasseanteil in der oberen Filterschicht und abnehmender Biomasse in der restlichen Filtertiefe. Hierbei ist vermutlich nicht von einer vollständigen Filterkornbelegung im gesamten Filterbett auszugehen. Mehrere Autoren (Koch, 2000; Deleo und Baveye, 1997; Ellis und Aydin, 1995; zitiert in Schwarz, 2003) beschreiben in unterschiedlichen Umweltkompartimenten der Grund- und Trinkwasserfiltration geringe Besiedlungsdichten der Filtermaterialoberflächen, so dass eine heterogene Besiedelung wahrscheinlicher ist.

Für den Betrieb ist insbesondere von Bedeutung, wie sich die Filterbelegung auf die Abscheidvorgänge unter intermittierendem Betrieb und nach Trockenphasen auswirkt. Zusätzlich wird ein hoher Rückhalt in der obersten Schicht beschrieben (IWW, 2005).

Um die Wichtigkeit der Änderung der Filterkornoberfläche für den Rückhalt klarer zu differenzieren, wurden in zwei Untersuchungsreihen mit unterschiedlichen

4. Ergebnisse

Filtersanden die Filterwirksamkeit eines neu hergestellten Filtersandes mit intermittierendem Betrieb und die Auswirkung einer mehrwöchigen Trockenphase sowie der obersten Filterschicht auf den Rückhalt der Bakterien geprüft. Alle Filtersande waren in einem konsolidierten Zustand, d. h. durch die Druckbelastung (Wasserbeaufschlagung vor Versuchsbeginn) erfolgte eine Verdichtung des Filtersandes und in Folge eine Verringerung des Porenanteils.

4.2.4.3 Änderung der Filterwirksamkeit durch Bioadhäsion

Die Bioadhäsion entwickelt sich infolge der wiederholten Mischwasserbeschickung. Um diese Entwicklung in Bezug zur Rückhaltung der Bakterien darzustellen, wurde die Ablaufkonzentration des neu hergestellten Filtersandes Li5/3 vom Anfang der Beschickung bis Ende nach 15 Wochen intermittierender Betriebszeit in Abbildung 38 dargestellt. Weiterhin bestanden bei dem Filtersand optimierte Systemparameter mit einer Abflussdrosselung von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$, mit feinkörniger Kornzusammensetzung mit T+U, hier ca. 46 Mass.-% mit Korngrößen $< 2 \mu\text{m}$ bis $< 200 \mu\text{m}$ und mit einer Filtertiefe von ca. 75 cm. Die Zulaufkonzentration von *E. coli* betrug im Mittel $2,7\text{E}+6$.

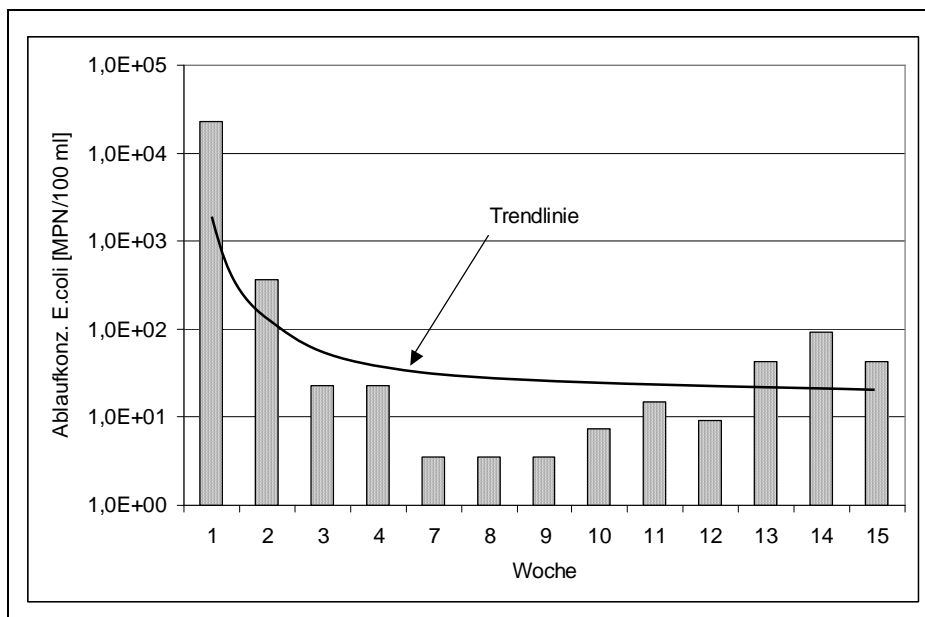


Abb. 38: Änderung der log-Reduzierung von *E. coli* nach 15 Wochen intermittierendem Betrieb - Filtersand Li5/3

Zunächst ist zu erkennen, dass am Anfang der Beschickung (1. Woche) der Rückhalt von *E. coli* vermindert eintritt. Bei dem neu hergestellten Sand konnte eine Ablaufkonzentration von $2,4\text{E}+4$ gemessen werden, was eine log-Reduzierung um ca. 1,8 für *E. coli* bedeutete. Dieser reduzierte Rückhalt ist beispielhaft und konnte grundsätzlich bei neu hergestellten Filtersanden festgestellt werden.

4. Ergebnisse

Die reversible und irreversible Adhäsion der Bakterien in der Phase der Bioadhäsion wird in erster Linie von physikalisch-chemischen Gesetzmäßigkeiten gesteuert. In der Phase ohne Bioadhäsion scheinen die Wechselwirkungen und Oberflächenreaktionen zwischen den Bakterien und der hauptsächlich anorganischen Filterkornoberfläche häufig keine dauerhafte Anbindung zu erreichen. Vermutlich behindert die Ladung der Filterkornoberfläche eine hohe Kontakteffizienz der Bakterien mit der Filterkornoberfläche. Jedoch muss wegen der Kornzusammensetzung mit Rückhalt durch Siebeffekte gerechnet werden.

Bei intermittierender Beschickung mit Mischwasser zeigte sich mit zunehmendem Filteralter eine deutliche Abnahme der *E. coli* Konzentration im Ablauf, so dass hier nach ca. 3 bis 4 Wochen ein hoher Abscheidegrad des Filtersandes erreicht wurde. In Fortführung der Filterbeschickung konnte ein relativ gleichmäßiger, hoher Rückhalt gemessen werden. In diesem Filterzustand ergab sich eine mittlere Ablaufkonzentration von $2,3E+1$. Die log-Reduzierung betrug ca. 4,8. Zu diesem Zeitpunkt wird angenommen, dass sich die Filterkornoberfläche durch Bioadhäsion geändert hat. Somit scheinen verschiedene Mechanismen, z. B. durch physikalisch-chemische und bio-chemische Wechselwirkungen zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche den Rückhalt zu begünstigen.

Bei Retentionsbodenfiltern treten betriebsbedingt längere Trockenphasen auf, die Auswirkungen auf die Filterkornoberfläche, z. B. einen deutlichen Rückgang der Biomasse haben können. Der Effekt der Trockenphase wird für die Filtersande M1/1 und Li2/3 in der folgenden Untersuchung dargestellt.

4.2.4.4 Änderung der Filterwirksamkeit durch die Trockenphase

Die Abbildung 39 zeigt in Abhängigkeit von der Zeit mit der Anfangs-, Zwischen- und Endleitfähigkeit und anschließender Trockenphase die Entwicklung der *E. coli*-Konzentration im Ablauf bei ungedrosseltem Abfluss. Hierzu wurden ein grobkörniger Filtersand (M1/1) und ein feinkörniger Filtersand (Li2/3) gegenübergestellt. Beide Filtersande enthielten die Bodenart T+U.

4. Ergebnisse

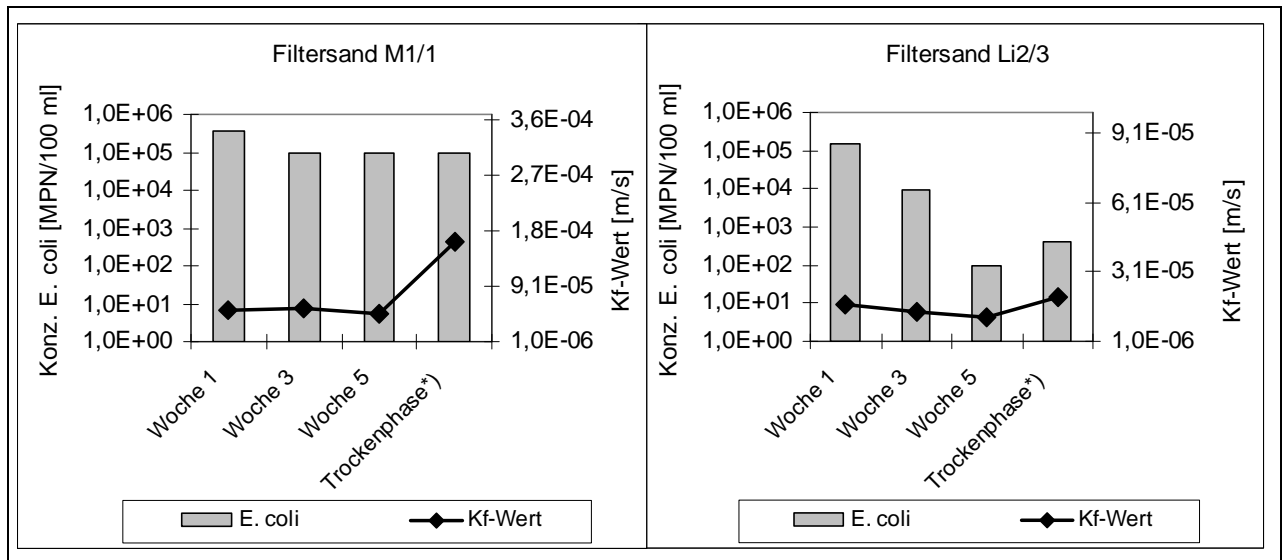


Abb. 39: Zusammenhang zwischen Bioadhäsion bzw. Trockenphase und Rückhalt von *E. coli* bei M1/1 und Li2/3; *) nach 23 Wochen Trockenphase

Die Darstellung für den Filtersand Li2/3 bestätigt den Effekt der Änderung der Filterkornoberfläche mit zunehmender Beschickungszeit und eine deutliche Reduzierung der Ablaufkonzentration von *E. coli*. Das sagen auch Weber-Shirk et al., (1997a und b). Weiterhin nimmt mit der Beschickungsdauer die Filterbelegung zu und die hydraulische Leitfähigkeit ab, was an der Verkleinerung des k_f -Wertes erkennbar ist. Nach einer Beschickungszeit von fünf Wochen beträgt der k_f -Wert für den Filtersand Li2/3 $1,1E-05$ m/s bei einer Leitfähigkeit von anfänglich $1,37E-5$ m/s.

In Fortführung an die Beschickungszeit wurde eine 23 Wochen lange Trockenphase angeschlossen. Die anschließende Messung ergab folgende Werte, die in der Tabelle 26 zusammengefasst sind.

Tab. 26: Konzentrationen *E. coli* mit Vertrauensbereich MPN für Zu- und Ablauf nach 23 Wochen Trockenphase für den Filtersand Li2/3

Konz. <i>E. coli</i>	Zulauf	Ablauf nach 5 Wochen	Vertrauensbereich MPN	Ablauf nach Trockenphase	Vertrauensbereich MPN
Li2/3 ungedrosselt	$3,9E+6$	$9,3E+1$	$1,8E+1$ bis $3,6E+2$	$4,3E+2$	$9,0E+1$ bis $1,8E+3$

Nach der Trockenphase stieg der k_f -Wert wieder auf $2,0E-05$ m/s für Li2/3 an. Die Zunahme der hydraulischen Leitfähigkeit weist auf den Rückgang der Porenverengung hin und lässt sich mit dem Abbau der Biomasse und Desorption der angelagerten Partikel erklären.

Die Messungen in Tab. 26 zeigen, dass die Ablaufkonzentrationen für *E. coli* vor dem Hintergrund des Analyseverfahrens nicht unterschiedlich sind. Somit erreichte der

4. Ergebnisse

Filtersand Li2/3 nach der Trockenphase von 23 Wochen einen Rückhalt auf dem Niveau des intermittierenden Betriebs bei höherer Porosität.

Die Zusammenhänge aus den Ergebnissen des Filtersandes Li2/3 deuten für die Trockenphase darauf hin, dass vergleichbar mit dem intermittierenden Betrieb physikalische, chemische und biologische Rückhalte Mechanismen gewirkt haben könnten. Hierbei zeigte sich eine schnelle und wirksame Interaktion zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche im Vergleich zu der geringen log-Reduzierung des neu hergestellten Filtersandes. Jedoch ist die hohe log-Reduzierung nach der Trockenphase vermutlich mit einer anderen Gewichtung der Einzelmechanismen für den Rückhalt erfolgt, da eine Änderung der Porengeometrie gezeigt werden konnte und mit einem Abbau der Biomasse zu rechnen war.

Die Beobachtungen des Filtersandes Li2/3 bzgl. *E. coli* konnten für I.E. bestätigt werden und sind in der Abbildung 40 dargestellt.

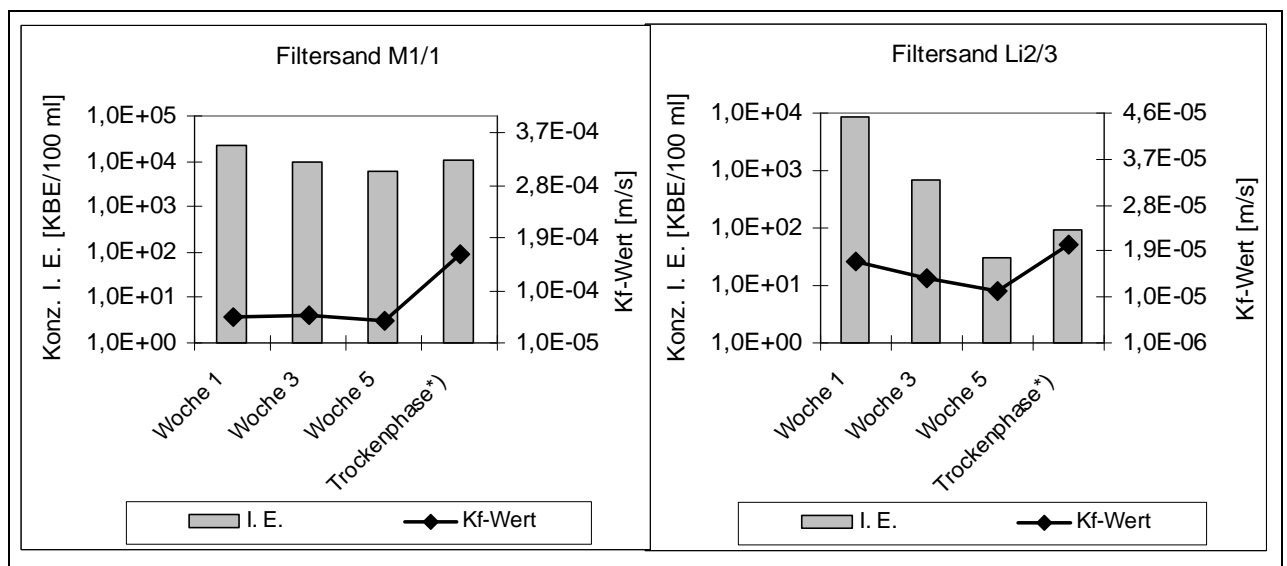


Abb. 40: Zusammenhang Bioadhäsion bzw. Trockenphase und Rückhalt von I.E. bei M1/1 und Li2/3; *) nach 23 Wochen Trockenphase

Im Vergleich zu Li2/3 zeigen die Abbildungen 39 und 40 für den Filtersand M1/1:

- Zu Beginn ist die irreversible Haftung der hygiene relevanten Bakterien, ähnlich wie bei Li2/3, gering.
- Beim Filtersand M1/1 verändert sich bei gleicher Beschickungshäufigkeit und -zeit wie bei Li2/3 die Rückhaltewirkung für *E. coli* und I.E. kaum.
- Nach der Trockenphase steigt der k_f -Wert für den Filtersand M1/1 ebenfalls an.
- Nach der Trockenphase zeigt sich bei M1/1 wie bei Li2/3 der Rückhalt für *E. coli* und I.E. auf dem Niveau vor der Trockenphase.

4. Ergebnisse

Die anfängliche Leitfähigkeit für M1/1 betrug $5,68E-5$ m/s. Während der Beschickung wurde ein k_f -Wert von $4,7E-05$ m/s gemessen, der nach der Trockenphase auf $1,6E-04$ m/s anstieg.

Der ungedrosselte Betrieb bei der Versuchsdurchführung führte bei dem Filtersand M1/1 vermutlich wegen hydrodynamischer Kräfte zu einer stärkeren Filterausspülung der hygiene relevanten Bakterien. Aus den Voruntersuchungen (Abschnitt 4.2.1) ist bekannt, dass der gedrosselte Abfluss einen Rückhalt von *E. coli* für den Filtersand M1/1 von ca. 1,6 log-Stufen bewirkte, der jedoch im Unterschied zu dem Filtersand Li2/3 mit einem Rückhalt von ca. 4,7 log-Stufen gering ist. Die Ergebnisse für M1/1 deuten darauf hin, dass die Wechselwirkungen durch physikalisch-chemisch und biochemisch bedingte Rückhaltemechanismen sowie die rein mechanische Abscheidung der Bakterien nur eingeschränkt möglich sind.

Zusammenfassend lassen sich die Ergebnisse so interpretieren, dass mit Optimierung der Systemparameter Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe in Bezug zu den betrachteten Bakterien der physikalisch-chemisch und/oder biochemisch sowie rein mechanisch bedingte Bakterienrückhalt verstärkt nutzbar wird. Infolge scheint die Trockenphase den Bakterienrückhalt kaum zu beeinflussen.

4.2.4.5 Einfluss der obersten Filterschicht

Nach dem IWW (2005) ist die bakterielle Biozönose in der obersten Schicht prioritär am Rückhalt von organischen Bestandteilen des Mischwassers beteiligt, und beeinflusst durch die hohe Bakterienkonzentration sowie enzymatische Aktivitäten die Effektivität des Rückhalts von hygiene relevanten Bakterien. Der Einfluss der obersten Filterschicht (hier 3 cm) ist deshalb im Zusammenhang mit dem Rückhalt von *E. coli* untersucht worden. Dazu wurden je 6 Sandproben als Mischprobe aus fünf Einzelproben der obersten Filterschicht (3 cm) der Filtersande M1/1 und Li4/3 entnommen und an das IFG (KIT) versandt. Mit Hilfe der Gesamt-DNA pro g Sandmaterial wurde die Biomasse bestimmt (Tab. 27).

Tab. 27: Gesamt-DNA-Konzentration in der obersten Filterschicht (3 cm) der Filtersande M1/1 und Li4/3

Filtersand	μg Gesamt-DNA pro g Sandfiltermaterial					
	25.05.09	09.06.09	22.06.09	05.07.09	06.07.09	07.07.09
M1/1	6,1	8,3	8,4	8,8	9	9,7
Li4/3	5,7	7,5	8,8	11,1	11,2	11,7

4. Ergebnisse

Die größte Konzentration im grobkörnigeren Filtersand M1/1 wurde mit 9,7 µg Gesamt-DNA /g Sand gegenüber dem feinkörnigeren Filtersand Li4/3 mit 11,7 µg Gesamt-DNA /g Sand gemessen. Umgerechnet ergaben sich hieraus Bakterienzahlen von 2,4E+9 bzw. 2,9E+9 in der obersten Filterschicht. Diese Werte sind mit Untersuchungen von Schwarz (2003) mit realem Mischwasser vergleichbar.

Um die Relevanz der obersten Filterschicht für den Rückhalt von *E. coli* zu überprüfen, wurden die obersten 3 cm der Filterschicht je Filtersand am Ende der Untersuchungsreihe abgetragen. Mit dem MPN-Verfahren wurde die Ablaufkonzentration der betrachteten Filtersande vor und nach der Filterschichtreduzierung ermittelt. Die Tabelle 28 fasst die Ergebnisse als log-Reduzierung zusammen.

Tab. 28: Vergleich log-Reduzierung mit/ohne oberste Filterschicht der Filtersande M1/1 und Li4/3

	Anzahl	<i>E. coli</i> Zulauf [MPN/100ml]	<i>E. coli</i> Ablauf [MPN/100ml]	log- Reduzierung
Säule M1/1	26	2,5E+06	4,4E+04	1,6
Säule M1/1	1	2,4E+06	4,3E+04	1,8*)
Säule Li4/3	13	3,1E+06	4,2E+02	3,8
Säule Li4/3	1	2,4E+06	9,3E+02	3,4*)

*) Rückhalt nach Abtrag der oberen 3 cm Filterschicht

Aus der Gegenüberstellung (Tab. 28) ergibt sich, dass die Rückhaltewirkung der Filtersande mit und ohne oberste Filterschicht kaum beeinflusst wird. Die Ergebnisse liegen im Vertrauensbereich des Analyseverfahrens. Damit scheint die oberste Filterschicht keine wesentliche Rolle für den Rückhalt von *E. coli* zu spielen. Die Ergebnisse werden mit der Abbildung 41 unterstützt. Dazu wird die Abbildung 34 nochmals verwendet. Für *E. coli* zeigt sich die Hauptanlagerung in dem Bereich zwischen 9 und 43 cm, obwohl in der obersten Filterschicht die höchste Biomasse (Abb. 37) festgestellt wurde.

4. Ergebnisse

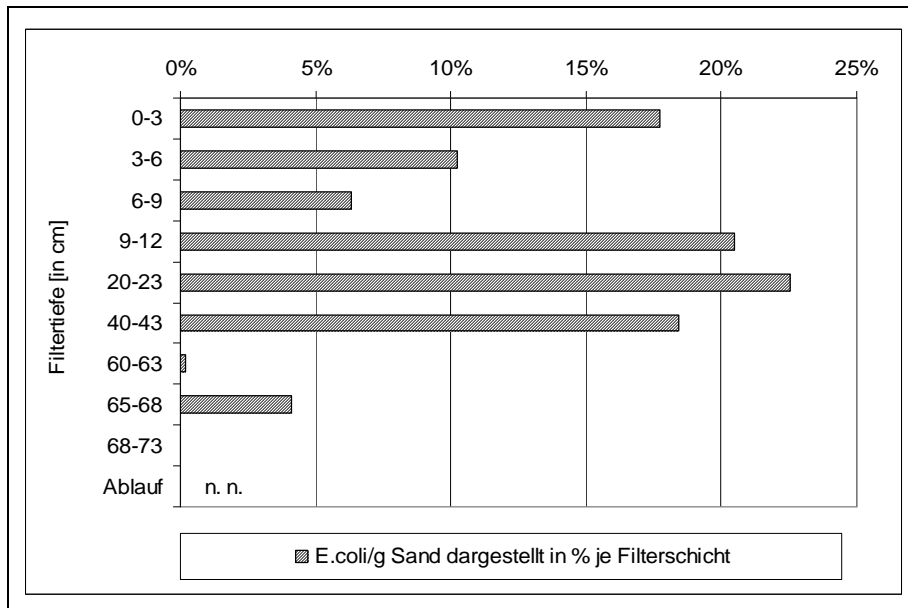


Abb. 41: Verteilung von *E. coli* im Filtersand Go7

Um eine Tendenz der Biofilmentwicklung in der obersten Filterschicht zu erhalten, wurden Messungen des EPS-Gehalts vom IFG (KIT) durchgeführt. Insgesamt wurden 7 Proben aus je fünf Einzelproben der obersten Schicht der Filtersande M1/1 und Li4/3 analysiert. Der Konzentrationsbereich des Gesamtzuckergehaltes lag zwischen 0,05 und 0,09 mg/g Sand FM (Feuchtmasse). Im grobkörnigeren Filtersand M1/1 wurde ein Maximalwert von 0,2 mg/g FM und im feinkörnigeren Filtersand Li4/3 von 0,14 mg/g FM gemessen. Vor dem Hintergrund des Analyseverfahrens sind die Konzentrationen nicht unterschiedlich. Anhand der geringen EPS-Gehalte wurden auf wenig voluminöse Biofilme geschlossen, was den in der Regel betriebsbedingten Systemzustand des Retentionsbodenfilters widerspiegelt. Somit sind hohe Abscheidegrade durch Siebeffekte und EPS-Produktion im Biofilm der obersten Filterschicht, im Unterschied zu Langsamsandfiltern, in Retentionsbodenfiltern fast nicht relevant.

4.2.4.6 Einflüsse Mineralogie

Die Klassifizierung des Schichtsilikates Ton ergab die Haupteigenschaftsträger Kaolinit und Illit. Nach Rinklebe (2002) sind die Eigenschaften der Tonrohstoffe z. B. Korngrößen von 1 bis 2 μm und geringe Wasseraufnahme. Die festgestellten Schichtsilikate sind nicht quellfähig. Für die Tonrohstoffe ist die Oberflächenladung in Tabelle 29 aufgezeigt (Rinklebe, 2002).

4. Ergebnisse

Tab. 29: Ladung der analysierten Tonrohstoffe

Minerale	Vorherrschende negative Ladung
Kaolinit	pH-abhängig, nur im stark sauren Bereich positiv
Illit	permanent

Im Filtersand können die Bindungsmechanismen für Mikroorganismen an Ton mit Hilfe von Ca^{2+} -Ionen erfolgen (Flemming und Wingender, 2002).

Tab. 30: Mineralogische Filtersandkomponenten und Ca^{2+} -Konzentrationen im Medium im Vergleich mit der log-Reduzierung *E. coli*

Filtersande	Ca^{2+} [mg/l]	Ton	log-Reduzierung
M1/1	60,0	wenig	1,6
Li3/3	61,4	deutlich	2,4
Li4/3	63,0	deutlich	3,8
Li5/3	64,7	wenig	4,8
Go7	nicht gemessen	gering	5,1

Die Ca^{2+} -Konzentrationen im Mischwasser (gemessen im Filterablauf) sind in den einzelnen Filtersanden vor dem Hintergrund des Analyseverfahrens nicht unterschiedlich. Obwohl die Anbindung der Bakterien an Ton mit Hilfe von Ca^{2+} -Ionen möglich gewesen sein könnte, ist im Vergleich zwischen den verschiedenen Filtersanden und dem Rückhalt von *E. coli* kein deutlicher Einfluss von der Ca^{2+} -Konzentration und dem Tonanteil im Filtersand auf den Rückhalt der Bakterien erkannt worden.

Metallverbindungen (Eisen- und Aluminiumoxide) können mögliche Bindungspartner für die Anlagerung von Bakterien sein. In den Filtersanden wurde Fe_2O_3 (Tab. 10) analysiert. Ein Zusammenhang zwischen dem Bakterienrückhalt und Eisen(III)-oxid konnte nicht festgestellt werden.

4.2.5 Kolmation

Um das Kolmationsverhalten der unterschiedlichen Filtersande zeigen zu können, wurde eine Untersuchung über einen Zeitraum von 39 Tagen durchgeführt. Die Ergebnisse sollten Rückschlüsse auf die Betriebsweise und Einschränkungen für feinkörnige Filtersande mit T+U im Vergleich zu einem grobkörnigeren Filtersand mit T+U aufzeigen. Die Tabelle 31 stellt die mittleren Frachten pro Beschickung für die

4. Ergebnisse

untersuchten Filtersande dar. Die Filtersande wurden am Montag und Donnerstag mit 600 mm, die in ca. 45 s aufgebracht wurden, beschickt und sind nach der Beschickung 2 bzw. 3 Tage trockengefallen. Die mittleren Frachten der jeweiligen Filtersande variieren leicht, da die Dauer des Filterbetriebs unterschiedlich war.

Tab. 31: Mittlere Frachten pro Beschickung je Filtersand

Filtersand	V _{filtriert} [mm]	CSB [g/m ²]	NH ₄ -N [g/m ²]
M1/1	600	37,9	5,9
Li2/3	600	39,9	6,1
Li3/3	600	37,8	6,3
Li4/3	600	37,8	6,3

4.2.5.1 Entwicklung hydraulische Leitfähigkeit

Der relative Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit über den betrachteten Zeitraum ist für die nachfolgenden Filtersande in der Abbildung 42 dargestellt.

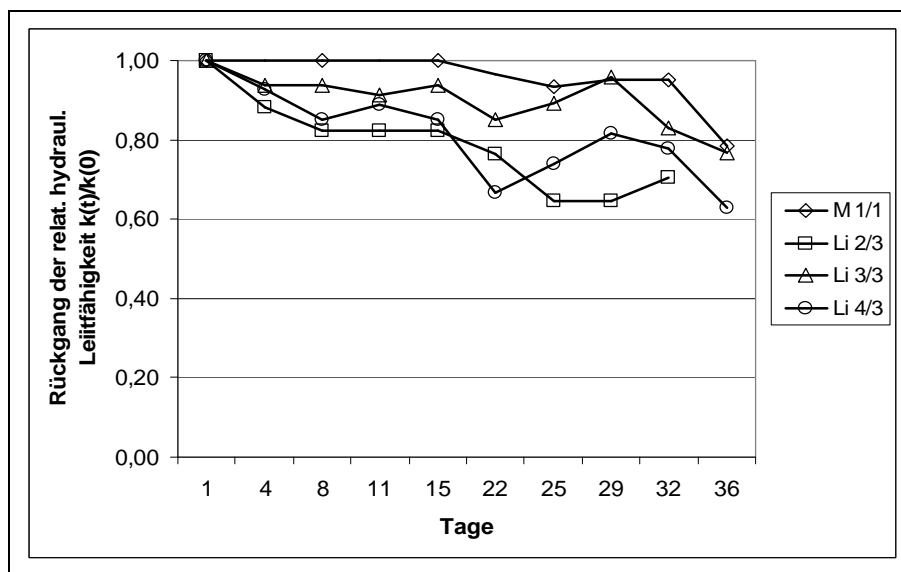


Abb. 42: Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeit

Alle Filtersande zeigten am Ende der Untersuchungszeit einen Rückgang der hydraulischen Ausgangsleitfähigkeit von 25 bis 35 %. Die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit erfolgte über den zeitlichen Verlauf ohne große Schwankungen. Der Filtersand M1/1 zeigte nach dem Versuchszeitraum von 39 Tagen nur geringe Auswirkungen durch die Mischwasserfrachten, so dass sich die hydraulische Leitfähigkeit gegenüber der Anfangsbedingung kaum änderte. Aus der Abbildung 42 ergibt sich, dass trotz der deutlichen Unterschiede zwischen den Filterkorndurchmessern der Filtersande der relative Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit nur unwesentlich voneinander abweicht.

4. Ergebnisse

Neben der hydraulischen Leitfähigkeit besteht ein enger Zusammenhang zwischen den Parametern Biomasse und KBE (Schwarz, 2003). Der Zusammenhang besteht darin, dass eine zunehmende Kolmation einen Rückgang der Konzentration von KBE im Ablauf der Filtersäulen bedeutet. Fortführend wird deshalb die Kolmation in Abhängigkeit der KBE-Konzentration im Ablauf geprüft.

4.2.5.2 Änderung der KBE-Konzentration im Ablauf

In der Abbildung 43 sind für vier untersuchte Filtersande die Konzentrationsänderungen der KBE im Ablauf in einem Zeitraum von 4 bis 6 Wochen dargestellt.

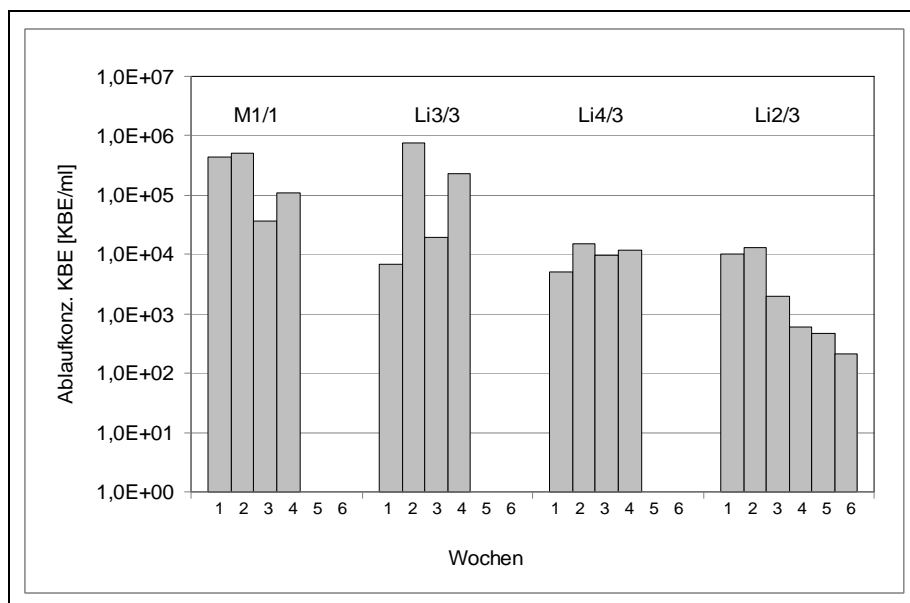


Abb. 43: Entwicklung der KBE-Konz. im Ablauf für unterschiedliche Filtersande

Anhand der KBE-Konzentration im Ablauf ist eine deutliche Änderung im Versuchsverlauf für den Filtersand Li2/3 zu erkennen, die sich bei Betrachtung der hydraulischen Leitfähigkeit nicht gezeigt hatte. Die KBE-Konzentration reduziert sich gegenüber den Anfangsbedingungen im Ablauf um rund 1,5 log-Stufen.

Bei den Filtersanden M1/1, Li3/3 und Li4/3 konnte kaum eine Reduzierung der KBE festgestellt werden. Die Abbildung 43 zeigt, dass die feinkörnigeren Sande Li3/3 und Li4/3 sowie der grobkörnigere Sand M1/1 offensichtlich ein ähnliches Kolmationsrisiko aufweisen.

In Zusammenhang mit Biomassewachstum und Filtration konnte von Hahn und Fuchs (2005) im Technikumsversuch gezeigt werden, dass bei Einsatz von Fein- und Mittelsanden nach einer unterschiedlich langen Betriebszeit rein mikrobiologische sowie rein physikalische Faktoren (Partikel) ein hohes Kolmationspotenzial besitzen.

5. Diskussion

In Kombination beider Faktoren wurde die Kolmation verstärkt bzw. stabilisiert. Hohe Belastungen anorganischer Partikel bestanden während der Untersuchung nicht.

Zusammenfassend deuten die Ergebnisse darauf hin, dass hohe T+U-Anteile (ca. > 8 Mass.-%) in feinkörnigeren Filtersanden vermutlich ein zu hohes Kolmationsrisiko aufweisen, d. h. sie sind für den praktischen Betrieb nicht geeignet.

5. Diskussion

5.1 Optimierung Betriebsbedingung

5.1.1 Einflussgröße Filtergeschwindigkeit

Die Filtergeschwindigkeit hat nach der Filtertheorie Auswirkungen auf den Rückhalt der Bakterien. Hierbei kann es zur Abtrennung von angelagerten Partikeln durch hydrodynamische Kräfte kommen.

Für unterschiedliche Filtersande wurde daher die Filtergeschwindigkeit variiert, indem der Filterabfluss gedrosselt und ungedrosselt untersucht wurde. Die erste Untersuchungsreihe wurde mit einer Drosselspende von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ durchgeführt. Gegenüber dem freien Abfluss zeigte die Abflussdrosselung bei allen untersuchten Filtersanden, d. h. unabhängig von der Kornzusammensetzung, eine Verbesserung der Bakterienreduktion in der Filtermatrix (Abb. 24).

Um die Relevanz der Filtergeschwindigkeit besser beurteilen zu können, wurde die Drosselspende nochmals verändert. Dazu ist eine zweite Untersuchungsphase mit Filtersanden von Yogafanny (2011) eingebunden und statistisch geprüft worden. Die Korngrößen bei d_{10} und die C_u -Werte für die Filtersande mit T+U waren mit dem hier verwendeten Filtersand Li4/3 vergleichbar. Durch die Reduzierung des Drosselabflusses $< 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ war eine weitere Reduzierung der Ablaufkonzentration der hygienerelevanten Bakterien feststellbar. Höhere Abflussspenden $> 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ (entspricht einer Filtergeschwindigkeit $> 10 \text{ cm/h}$) führten zu einer deutlichen Verschlechterung des Rückhalts (Abb. 26).

Aus der beobachteten Sensitivität des Bakterienrückhalts gegenüber der Filtergeschwindigkeit wird abgeleitet, dass die Trennkräfte der Strömung die Bindungskräfte der Bakterien trotz der relativ geringen Filtergeschwindigkeiten aufbrechen können.

Die Zusammenhänge der festen Anlagerung lassen sich mit den unspezifischen und spezifischen Wechselwirkungen der Bakterien mit der Filterkornoberfläche bzw. dem

5. Diskussion

Biofilm während der Einzelphasen der Bioadhäsion erklären. Hierbei bildet die Biofilmentwicklung eine Folge von geregelten Einzelphasen. Für den Rückhalt ist der Transport der Bakterien zur Filterkornoberfläche bzw. dem Biofilm erforderlich, was mit der Strömung im Filterkörper passiv erfolgen kann. Der notwendige Kontakt der Bakterien mit der Filterkornoberfläche bzw. dem Biofilm zur Wechselwirkung ist durch die Transportmechanismen Interzeption und Dispersion möglich. Zusätzlich können sich durch verschiedene Zellanhänge der Bakterien aktive Mechanismen zur Fortbewegung ergeben, jedoch ist in technischen Systemen hauptsächlich der Transport mit dem Mischwasser relevant (Martienssen, 2001).

Mit dem Kontakt zwischen Bakterien und Filterkornoberfläche besteht die Möglichkeit einer reversiblen Anlagerung. Diese in erster Linie physikalisch-chemisch bedingten Rückhalte Mechanismen können mit relativ geringem Anteil an physiologischer Aktivität der Bakterien erfolgen (Marshall und Blainey, 1991). Zu diesem Zeitpunkt sind die Bindungskräfte jedoch häufig abhängig von relativ geringen Änderungen der hydrodynamischen Kräfte.

Im Unterschied dazu besteht bei der nicht reversiblen Anlagerung der Bakterien eine höhere Toleranz gegen physikalische Kräfte. Somit sind hydrodynamische Kräfte kaum relevant.

Die Ergebnisse der Untersuchung zur Filtergeschwindigkeit führen zu dem Schluss, dass die Bakterien in Retentionsbodenfiltern relativ leicht aus den festgehaltenen Positionen wieder entfernt werden können. Obwohl z. B. Änderungen der Oberflächeneigenschaften der Bakterien nach dem Kontakt mit der Filterkornoberfläche möglich gewesen sein könnten, hat vermutlich eine irreversible Adhäsion durch spezifische Wechselwirkungen, die eine starke Bindung zwischen Filterkornoberfläche und Bakterien vermitteln können, nicht prioritär gewirkt.

Nach Meinders et al. (1995) kann die irreversible Adhäsion durch bio-chemische Mechanismen vermutlich in Minuten erfolgen. Während der Filterpassage bestand bereits mit der Drosselabflussspende von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ eine Aufenthaltszeit der Bakterien von ca. 1 bis 2 Stunden. Somit führt die Zunahme der Rückhaltung von hygienerelevanten Bakterien bei Filtergeschwindigkeit $< 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ wahrscheinlich nicht zur irreversiblen Adhäsion, sondern deutet in starkem Maße auf die Abhängigkeit von der Geschwindigkeitskomponente des Mischwassers in der Filtermatrix hin.

Für den Betrieb von Retentionsbodenfiltern ist der Zusammenhang zwischen Filtergeschwindigkeit und Ablösung angelagerter Bakterien wichtig, da aktuelle Untersuchungen mit hydraulischen Belastungen von 5 bis 20 cm/h von Langenbach

5. Diskussion

(2009) diesen hier festgestellten engen Bezug zwischen Bakterienrückhalt und Filtergeschwindigkeit bei Langsamsandfiltern nicht bestätigen. Jedoch besteht bei Langsamsandfiltern eine intakte Schmutzdecke und eine obere, biologisch aktive Filterschicht. Der Langsamsandfilter wird hierbei vor allem durch die Oberflächenfiltration als Rückhaltemechanismus geregelt. Unter diesen Systembedingungen ist die Haftung der Bakterien offensichtlich weitgehend unabhängig von physikalischen Strömungskräften. Im Unterschied dazu führt jedoch eine unvollständige Schmutzdecke zu einem deutlichen Rückgang des Bakterienrückhalts. Somit ist für Retentionsbodenfilter betriebsbedingt bei höherer hydraulischer Belastung, d.h. $> 10 \text{ cm/h}$, von einer Zunahme der Bakterienkonzentration im Filterablauf auszugehen.

Fazit:

Bis zur irreversiblen Adhäsion der Bakterien mit der Filterkornoberfläche bzw. dem Biofilm ist die Haftung weitgehend abhängig von physikalischen Kräften und in Folge können bereits bei geringen Änderungen der Strömungskräfte Ablösungen mit erneutem Transport stattfinden (Michels, 2005). Dieser Systemzustand scheint im Retentionsbodenfilter betriebsbedingt eine Rolle zu spielen.

Die Zusammenhänge deuten darauf hin, dass eine Filtergeschwindigkeit von $\approx 10 \text{ cm/h}$ bei einer Drosselspanne von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ zu einer effektiven Reduzierung der Strömungskräfte in Bezug auf die Bindungskräfte zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche bzw. dem Biofilm führt. Bei dem statistischen Vergleich der Filtersande von Yogafanny (2011) und Li^{4/3} konnte die Reproduzierbarkeit der hohen Bakterienrückhaltung in Abhängigkeit zur Filtergeschwindigkeit dargestellt werden. Filtergeschwindigkeiten $< 0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$ scheinen aus wirtschaftlichen Überlegungen und wegen des sehr großen Platzbedarfs des Filters nicht wünschbar.

Aus diesen Resultaten lässt sich ableiten, dass die Einflussgröße Filtergeschwindigkeit für den Bakterienrückhalt ein wesentlicher Systemparameter ist. Die Reduzierung der Filtergeschwindigkeit erfolgte im praktischen Betrieb durch Drosselung des Filterabflusses.

5.1.2 Einflussgröße Korndurchmesser

Mehrere Autoren (Hahn, 1987; Rousseau et al., 2004) bestätigen ein bestimmtes Verhältnis zwischen Porengeometrie und Bakteriendurchmesser und in Folge eine verbesserte Transportwirksamkeit, d. h. eine höhere Kollisionseffizienz zu erzielen.

5. Diskussion

Darauf aufbauend wurden mit Korndurchmessern der Bodenart T+U Untersuchungen durchgeführt.

Der Effekt des T+U-Anteils auf den Rückhalt der Bakterien hatte sich bei den grobkörnigeren Sanden nur geringfügig ausgewirkt. Eine zusätzliche Erhöhung des T+U-Anteils bei diesen Filtersanden (Filtersande M3/2 und M4/2) verschlechterte die Filterwirksamkeit (Abb. 27). Eine mögliche Erklärung kann mit der fehlenden Filterstabilität begründet werden, was vermutlich durch Austrag der feinen Kornfraktion und in Folge der Bakterien zu einer Verschlechterung des Rückhalts geführt hat.

Die experimentelle Beobachtung der Filtersande Li4/3 und Li2/3 (Abb. 28) ergab ein anderes Bild. Die Untersuchungsergebnisse zeigten, dass die steigende Reduktion der Bakterien in feinkörnigeren Filtersanden mit zunehmendem T+U-Anteil deutlich war.

Die Zusammensetzungen der unterschiedlichen Filtersande belegten, dass die Bodenart T+U eine Schlüsselrolle hat. Die Untersuchungsergebnisse (Abb. 29) stellten unter Beweis, dass feinkörnigere Filtersande ohne T+U-Anteil eine sehr hohe Filterwirksamkeit, ausgedrückt als log-Reduzierung, nicht erreichen.

Die höchste Reduktion der hygiene relevanten Bakterien erfolgte bei den ungleichförmigen Filtersanden. Die bekannten Zusammenhänge aus der Langsandsfiltration mit Ungleichförmigkeitszahlen $C_u < 5$, besser $C_u < 3$ für gleichförmige Filtersande konnten nicht bestätigt werden.

Nach der Filtertheorie steigt mit der Kontakteffizienz die Adhäsionsrate der Bakterien in der Filtermatrix an. Durch den Verlauf der Tracerkurven (Abb. 31) konnte aufgezeigt werden, dass sich die Tracerkonzentration abhängig von der Kornzusammensetzung der Filtersande unterschiedlich erhöhte. Grund dafür ist die Auswirkung auf den Tracertransport durch die korngerüstbedingte Dispersion. Auf die Bakterien übertragen lässt sich daraus schlussfolgern, dass sich die Kontakteffizienz mit der Filteroberfläche aufgrund der größeren inneren Oberfläche und der geringen Wandabstände erhöht. Auffällig war dieser Zusammenhang bei dem feinkörnigeren Filtersand Li2/3, der im Vergleich mit dem grobkörnigen Filtersand M1/1 bei gleichen Untersuchungsbedingungen einen Rückhalt von ca. 4,6 log-Stufen gegenüber ca. 1,6 log-Stufen hatte. Die Zusammenhänge deuten darauf hin, dass die Kollisionseffizienz in feinkörnigeren Sanden höher ist als in grobkörnigen Sanden. Weiterhin wird daraus gefolgert, dass die Bakterien durch eigene Aktivität, die Abstände zur

5. Diskussion

Filterkornoberfläche in grobkörnigeren Filtersanden fast nicht reduzieren können, so dass die rein mechanische Bakterienabscheidung wesentlich ist. Zusätzlich muss bei der Bodenart T+U in Bezug zu den Bakteriengrößen mit Siebung gerechnet werden. Jedoch wurde die hohe log-Reduzierung bei feinkörnigen Filtersanden mit T+U nur mit der Reduzierung der Filtergeschwindigkeit erreicht.

Vor dem Hintergrund, dass der Korndurchmesser für den Rückhalt der hygienerelevanten Bakterien offensichtlich eine Schlüsselrolle in mischwasserbeschickten Filtern spielt, muss die Grundanforderung an eine dauerhaft erzielbare Reinigungsleistung von Abwasserparametern erhalten bleiben. Für den Nachweis wurde die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf gewählt.

Bei dem grobkörnigeren Filtersand M1/1 wurden vermutlich durch die hohe Zulaufkonzentration die Sorptionsplätze erschöpft, was zu einem Filterdurchbruch von $\text{NH}_4\text{-N}$ führte (Abb. 32). Aufgrund der größeren Filteroberfläche zeigte sich, dass die Speicherkapazität für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionsplätze in feinkörnigeren Filtersanden kaum eine Rolle spielte. Größtenteils waren die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf des folgenden Ereignisses für die Sande mit den Bodenarten Fein-/Mittelsand und T+U sehr gering. Somit konnte während der Trockenphasen auf eine weitgehende Regeneration der Speicherkapazität durch Nitrifikation geschlossen werden (Abb. 33). Infolge wurde eine ausreichende Sauerstoffverfügbarkeit vermutet. Im Vergleich dazu deuteten bei dem Filtersand Li2/3 (11,2 Mass.-% T+U) in Abb. 32 Durchbrüche von $\text{NH}_4\text{-N}$ auf einen Rückgang der Elimination hin. Die Sorptionskapazität könnte durch Kolmation aufgrund des sehr hohen T+U-Anteils beeinflusst worden sein, was vermutlich zu reduzierter Sauerstoffverfügbarkeit für die Nitrifikation führte. Weitere Einflussfaktoren könnten durch das Mischwasser, z. B. durch den pH-Wert, die Temperatur und die Ionenstärke bestanden haben.

Fazit:

Für die Anlagerung der Bakterien ist der Transport zur Oberfläche zwingend für Wechselwirkungen erforderlich (Abb. 9). Die Zunahme des T+U-Anteils bei den Filtersanden mit der Körnungsdominanz Fein-/Mittelsand zeigte eine Steigerung des Rückhalts und eine deutliche Steigerung des Rückhalts der hygienerelevanten Bakterien bei reduzierter Filtergeschwindigkeit.

Die elementaren Abscheidegrade haben für die stabile Suspension mit hauptsächlich kleinen Bakteriendurchmessern ein Minimum der Kontakteffizienz (Tufenkji und Elimelech, 2004). Somit müssen die Systemvoraussetzungen für die Tiefenfiltration

5. Diskussion

durch das Filtermaterial als Funktion des Porenraums, der Porengeometrie und der Filtergeschwindigkeit vorliegen, um in Folge die Effizienz der Kollision zu erhöhen und den Ablösevorgang zu reduzieren.

Für den praktischen Entwurf wird bei Hygienezielen geschlussfolgert, dass die Bodenart T+U eine Haupteinflussgröße ist. Zahlenmäßig bedeutet das Ergebnis, dass die Korngrößendurchmesser im Bereich der Bakteriengrößen *E. coli* und intestinale Enterokokken, ca. 0,001 bis 0,002 mm sind. Die Bodenart T+U enthält Korngrößen im Bereich von < 0,002 bis < 0,063 mm und muss den Filtersanden, bestehend aus überwiegend Fein- und Mittelsandanteilen von 0,063 mm bis < 0,63 mm, zugemischt werden. Die Untersuchungsergebnisse wurden von Yogafanny (2011) aufgenommen und in ihren Versuchen reproduziert. Hierbei konnten hohe log-Reduzierungen > 3 in feinkörnigen Filtersanden mit T+U gezeigt werden.

Zu hohe T+U-Anteile in den Filtersanden mit Fein- und Mittelsanddominanz können Einfluss auf die Elimination von $\text{NH}_4\text{-N}$ haben. Somit ist für den praktischen Betrieb eine Begrenzung des T+U-Anteils von ca. 6 bis 8 Mass.-% sinnvoll.

5.1.3 Einflussgröße Filtertiefe

Für die Untersuchung der Filtersande wurde im Mittel eine Filterschichttiefe von 0,75 m hergestellt. Bei der Tiefenfiltration wirkt sich die Größe der hygienerelevanten Bakterien auf die Verteilung im Filterbett aus. Unter diesen Randbedingungen sollte die Untersuchung das Eindringverhalten von *E. coli* in den Filtersand aufzeigen, um für den ingenieurpraktischen Betrieb die Filterschichtstärke zu benennen. Aufgrund der kleinen Zellgrößen bzw. -aggregate wurde vermutet, dass die Bakterien tief in den Filterkörper eindringen können.

Die Untersuchung zeigte eine Verteilung von *E. coli* bis in den unteren Filterbereich von ca. 68 cm Tiefe (Abb. 34). Verschiedene Autoren zeigen ebenfalls die Verteilung von *E. coli* in Sandfiltern (Langenbach, 2009; Waldhoff, 2008; LfL, 2006), wobei zum Teil *E. coli* im gesamten Filterbett nachgewiesen wurde, was Unterschiede in der Hydraulik oder Kornzusammensetzung bedeuten kann. Auffallend ist jedoch bei allen Darstellungen, dass die Rückhaltewirkung bis ca. 50 cm Filtertiefe sehr hoch ist. Nach Langenbach (2009) ist in tieferen Filterschichten die Rückhaltewirkung von *E. coli* bei Langsamsandfiltern offensichtlich nicht mehr bestimmend, da die Verfügbarkeit von Substrat kaum noch besteht.

Obwohl einzelne Bakterien in tieferen Filterschichten als 50 cm analysiert wurden, waren im Ablauf von Go7 *E. coli* nicht nachweisbar. Dies wurde in Parallelmessungen

5. Diskussion

durch die Labors des LfU München und IFG (KIT) bestätigt. Für Go7 betrug die log-Reduzierung ca. 5. Vermutlich ergaben sich für die zusätzlich untersuchten Filtersande, z. B. Li4/3, Li2/3 ähnliche Verteilungen von *E. coli*, so dass log-Reduzierungen zwischen 3 bis 5 möglich waren.

Die Ursachen für die hohe Rückhaltewirkung bis ca. 50 cm können mechanisch oder physikalisch-chemisch bzw. bio-chemisch begründet sein, da der Filterkörper eine heterogene und dynamische Umgebung darstellt. Mögliche Gründe können daher Faktoren wie Scherkräfte, pH-Wert, Feuchtigkeitsgehalt und Nährstoffverfügbarkeit sein.

Fazit:

Durch die fehlende Sedimentschicht ist die Rückhaltewirkung im Vergleich mit Untersuchungen von Waldhoff (2008) für Retentionsbodenfilter mit Sedimentschicht und Langenbach (2009) für Langsamsandfilter mit Schmutzdecke in den einzelnen Filterschichten unterschiedlich verteilt. Jedoch fand bei beiden Autoren ebenfalls der Rückhalt weitgehend bis in eine Filtertiefe von ca. 50 cm statt.

Der Rückhalt der Bakterien ist eine Funktion der Oberfläche des Filterkörpers (z. B. Langenbach, 2009), die jedoch betriebsbedingt bei Retentionsbodenfiltern für die Bakterienanlagerung vermutlich keinen Maximalwert erreicht, so dass ein Filterdurchbruch fast nicht relevant ist. Weiterhin ist durch den intermittierenden Betrieb keine Akkumulation der Bakterien im Filterkörper zu erwarten, so dass die Betriebszeit des Filters wahrscheinlich keine negativen Auswirkungen auf einen hohen Abscheidegrad hat. In Verbindung mit der Filtergeschwindigkeit und Kornzusammensetzung wird erwartet, dass eine Filtertiefe von 0,75 m für einen hohen Rückhalt hygienerelevanter Bakterien ausreichend ist.

5.2 Filterwirksamkeit und Filterverhalten zur Verbesserung des Bakterienrückhalts

5.2.1 Änderung Strömungsregime

Mit den Untersuchungen zum Rückhalt bei grobkörnigen Filtersanden konnte gezeigt werden, dass die log-Reduzierung bei gedrosseltem Abfluss gering ist (Tab. 19). Zu Beschickungsbeginn entsteht bei intermittierendem Betrieb und nach Trockenphasen unabhängig von der Abflussregelung des Filters ungesättigter Fluss. In den grobkörnigeren Filtersanden ist durch den höheren Grobporenanteil im Unterschied zu den feinkörnigeren Filtersanden verstärkt präferenzialer Fluss möglich, so dass der

5. Diskussion

Wasserfluss meist schnell und ohne Speicherfunktion des Filters erfolgen kann. Mit der Änderung des Strömungsregimes sollte der ungesättigte Fluss durch Teileinstau weitgehend verhindert werden. Jedoch konnte kein höherer Rückhalt der hygienerelevanten Bakterien im Vergleich zu den Filtersanden ohne Teileinstau festgestellt werden. Bei sehr hohem Teileinstau entstand eine Reduzierung des Bakterienrückhalts. Vermutlich führen Milieubedingungen im Filterkörper, durch die weitgehend anaeroben Verhältnisse zu einer Verschlechterung des Rückhalts.

5.2.2 Bedeutung des Biofilms

5.2.2.1 Biofilmverteilung

Die Abbildung 37 stellt den Biofilm als eine Verteilung der Gesamtbakterienzahl über das Filterprofil dar. Für den untersuchten Filtersand Go7 konnte die Verteilung der Biomasse über die gesamte Filtertiefe festgestellt werden. Die Gesamtbakterienzahl von Go7 wurde bei allen untersuchten Sandproben mit Filterschichten von 3 cm im Bereich von $3E+4$ bis $1E+5$ Bakterien pro g Sand ermittelt. Die größere Bakterienzahl bestand hauptsächlich in der oberen Filterschicht bis ca. 12 cm unter Filteroberkante.

Petry-Hansen (2005) hat in Untersuchungen zur Biofilmverteilung in Langsamsandfiltern die Gesamtzellzahl in einem kommerziell betriebenen Langsamsandfilter in der Schmutzdecke und in den Filtertiefen 10, 30 und 55 cm analysiert. Der Reifungsprozess der Filterbiozönose war abgeschlossen. Die Untersuchungsergebnisse zeigten die höchste Gesamtzellzahl in der Schmutzdecke mit ca. $4,12E+10$ Bakterien pro g Sand. Ab der Filterschichttiefe 10 cm war die Gesamtzahl der Bakterien mit ca. $4,12E+7$ etwa in allen analysierten Filtertiefen gleich und damit geringer als in der Schmutzdecke.

Im Unterschied zu Retentionsbodenfiltern zeigen die Messergebnisse für den Langsamsandfilter, dass die Rückhaltemechanismen für den Retentionsbodenfilter nicht übertragbar sind. In Langsamsandfilter ist das Ziel eine etablierte Biozönose zu erreichen, die einen Rückhalt der Bakterien durch biologische Aktivität und hohe Sorptionskapazität erzeugt. Zusätzlich ergibt sich in der Schmutzdecke und oberen, aktiven Schicht ein Rückhalt durch Siebeffekte. Diese hohe Biomasse führt jedoch zur Verblockung des Filters bzw. Kolmation. Im Unterschied dazu bestehen in Retentionsbodenfiltern häufiger wenig voluminöse Biofilme (Tab. 27) und kaum eine intakte Sedimentschicht. Für die Zielsetzung hohe Abscheidegrade in Retentionsbodenfiltern zu erreichen, ist deshalb das Konzept des Langsamsandfilters nicht geeignet und auch nicht wünschbar, da Kolmation im praktischen Betrieb den Ausfall des Filters bedeutet. Da eine Biofilmbildung, z. B. im Filter Go7 gezeigt

5. Diskussion

werden konnte, spielt wahrscheinlich biologisch bedingter Rückhalt für Retentionsbodenfilter eine Rolle, jedoch nicht als Einzelmechanismus, da der Rückhaltemechanismus vermutlich in Retentionsbodenfiltern nur eingeschränkt in Abhängigkeit von der Dauer der Trockenphase sowie der hydraulischen und stofflichen Belastung durch das Regenereignis genutzt werden kann.

Die Zusammenhänge zwischen dem Ziel einer verbesserten Anlagerung und der unterschiedlichen Betriebszustände deuten darauf hin, dass in Retentionsbodenfiltern der Schwerpunkt nicht auf Einzelmechanismen sondern auf einer Kombination durch physikalisch-chemisch und bio-chemisch bedingten Rückhalt für die Abscheidevorgänge der Bakterien liegt.

5.2.2.2 Änderung der Filterkornoberfläche

Wie in Abbildung 38 gezeigt werden kann, verändert sich in Abhängigkeit der Zeit und zunehmender Beschickungen neu hergestellter Filtersande der Rückhalt von hygiene relevanten Bakterien. Diese zeitabhängige Änderung des Bakterienrückhalts ist nicht vergleichbar mit dem Prozess aus der Langsandsandfiltration, der als Reifungsprozess bekannt ist und bei neuen Filtersanden für das gesamte Filterbett 3 bis 6 Wochen dauern kann (Calvo-Bado et al., 2003). Hierbei erfolgt die Etablierung einer Filterbiozönose, die jedoch in Retentionsbodenfiltern betriebsbedingt fast nicht möglich ist.

Die Bioadhäsion verändert durch die Zustandsänderung der Filterkornoberfläche die Möglichkeiten der Interaktion zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche, indem unterschiedliche Wechselwirkungen der Bakterienadhäsion, die physikalisch-chemisch und bio-chemisch bedingt sein können, verstärkt möglich werden. Der Zeitraum zur Änderung des ursprünglich physikalisch-chemischen Zustands der Filterkornoberfläche kann für Retentionsbodenfilter betriebsbedingt nicht genau bestimmt werden, da die Qualität des Mischwassers und die Betriebseigenschaften eine Rolle spielen. Hier wurde eine deutliche Zunahme des Abscheidegrads nach ca. 3 bis 5 Wochen erzielt.

In der Anfangsphase der Filterbeaufschlagung zeigte sich beispielhaft (Abb. 39 und 40) für alle untersuchten Filtersande eine niedrige Immobilisierung der untersuchten Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken für Kornzusammensetzungen mit hoher und niedriger hydraulischer Leitfähigkeit. Somit war in den ersten Betriebswochen ein weitgehend ungehinderter Transport in den Filtersanden möglich.

5. Diskussion

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die verschiedenen Kornzusammensetzungen der Filtersande zunächst den Rückhalt nicht markant beeinflussen. Jedoch ist der Rückhalt in den feinkörnigeren Filtersanden höher, was korngerüstbedingt durch die begünstigten elementaren Abscheidemechanismen Interzeption, Dispersion und Siebeffekte erklärt werden kann.

Mit dem Eintrag von Inhaltsstoffen des Mischwassers entwickelt sich Bioadhäsion, die den ursprünglichen physikalisch-chemischen Zustand der Oberfläche in der Filtermatrix verändert (Abb. 4). Im Anschluss daran ist der Rückhalt der Bakterien wesentlich begünstigt. Die Zusammenhänge deuten darauf hin, da eine sehr hohe log-Reduzierung um 4-5 für z. B. *E. coli* erreicht werden konnte (Abb. 38). Jedoch konnte die hohe log-Reduzierung nur erreicht werden, wenn die hier festgestellte Betriebsbedingung mit den Parametern Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe berücksichtigt wurde.

Die Änderung des Zustands der Filterkornoberfläche durch Bioadhäsion kann zu verschiedenen Rückhaltemechanismen führen (Abb. 9). Biologisch vermittelte Mechanismen können von den Eigenschaften der planktonischen Bakterien abhängen. Hierbei sind Bakterien selbst physiologisch aktiv und können durch EPS-Produktion und Motilität die Anheftung an die Filterkornoberfläche verbessern. Zu den biologischen Rückhaltemechanismen gehört auch Biofilmbildung und infolge die Interaktion zwischen an der Filterkornoberfläche angelagerten und planktonischen Bakterien.

Physikalisch-chemische Mechanismen erfolgen unspezifisch z. B. durch Partikelanlagerung, Filtration, Anziehung der Bakterien untereinander und Anziehung durch anhaftende Partikel.

Aufgrund der Betriebseigenschaften des Retentionsbodenfilters werden aus den beobachteten Zusammenhängen der Untersuchungen und der möglichen Mechanismen zur Rückhaltung folgende Beziehungen geschlussfolgert:

- Die Motilität der Bakterien wird in Retentionsbodenfilter durch die bestehende Konvektion nicht als relevant gesehen (Martienssen, 2001). Die EPS-Produktion der hygiene-relevanten Bakterien könnte für eine dauerhafte Anbindung mit der Filterkornoberfläche möglich gewesen sein, konnte aber nicht als Einfluss für eine hohe log-Reduzierung beobachtet werden, da die Haftung deutlich von der Filtergeschwindigkeit und der filterwirksamen Porosität abhängt (Abb. 39 und 40). Von einer Anlagerung durch die

5. Diskussion

Produktion extrazellulärer polymerer Substanzen im Biofilm wäre eine höhere Toleranz gegen physikalische Kräfte zu erwarten.

- Biofilmwachstum ist durch den intermittierenden Betrieb in Retentionsbodenfiltern kaum möglich. Jedoch konnte in der gesamten Filterschicht Biomasse (Abb. 37) nachgewiesen werden. Somit kann wegen der bereits mit der Filterkornoberfläche verbundenen Mikroorganismen die Haftung hygienerelevanter Bakterien durch EPS-Produktion der Mikroorganismen im Biofilm nicht ausgeschlossen werden.
- Die Bioadhäsion ist ein wesentlicher Schritt für die Haftung der Bakterien. Hierbei können physikalisch-chemische Rückhalte Mechanismen mit relativ geringem Anteil an physiologischer Aktivität der Bakterien erfolgen (Marshall und Blainey, 1991). Betriebsbedingt scheinen die physikalisch-chemischen Wechselwirkungen zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche deshalb bedeutend zu sein, die jedoch weitgehend abhängig von den Strömungskräften bleiben.

Die von Waldhoff (2008) getroffene Annahme, dass zunehmende Rückhaltewirkungen in Retentionsbodenfiltern nur durch relativ hohe und gleichmäßige stoffliche und hydraulische Belastungen erreichbar sind, weil Biofilmwachstum die Anlagerung fördert, kann so nicht bestätigt werden, da die Rückhalte Mechanismen in Bezug zu den wechselhaften Betriebsbedingungen des Filters nicht optimiert wurden.

Fazit:

Die Zusammenhänge deuten darauf hin, dass der anfängliche ungesättigte Fluss kaum eine Auswirkung auf den Abscheidegrad der grobkörnigen Filtersande hatte. Da der Filterkörper wie ein Röhrenreaktor wirkt, findet eine Konzentrationsabnahme zwischen Zu- und Ablauf ohne Durchmischung mit dem Mischwasser des Teileinstaus statt. Hierbei zeigte sich, dass durch den Teileinstau keine höhere Bakterienzahl an die Filterkornoberfläche transportiert werden kann. Somit führt das Strömungsregime zu keiner besseren Adhäsionsrate. Insgesamt ist eine Verbesserung des Rückhalts in grobkörnigen Filtersanden mit Teileinstau nicht zu erwarten.

Für die Praxis ist jedoch zu beachten, dass hier eine schwallartige Belastung der gesamten Filterkornoberfläche erfolgte. Diese Art der Beschickung ist in der Realität häufig durch die räumliche Ausdehnung der Filterfläche nicht möglich, so dass in Großanlagen der Filter partiell unterschiedlich durchströmt werden kann. Dieser

5. Diskussion

Filterzustand führt zu einem reduzierten Rückhalt der Bakterien (Orb, 2006). Somit muss ein gesättigter Fluss erfolgen, um den Abscheidegrad nicht zu verschlechtern.

Mit den untersuchten Filtersanden z. B. Li4/3, Go7 und der unabhängigen Untersuchung (Yogafanny, 2011) des Filtersandes F4 konnte für konfektionierte Kornzusammensetzungen gezeigt werden, dass eine hohe Rückhaltung > 3 log-Stufen der hygiene relevanten Bakterien erreichbar ist.

Die Untersuchungsergebnisse bestätigen, dass in neu hergestellten Filtersanden durch wiederholte Mischwasserbeschickung bei intermittierendem Betrieb der Rückhalt der hygiene relevanten Bakterien bei Berücksichtigung der Parameter Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe deutlich ansteigt. Die Wirksamkeit der Bioadhäsion auf den Rückhalt der hygiene relevanten Bakterien kann in Abhängigkeit der Mischwasserqualität und der Beschickungszyklen mehrere Wochen dauern. Wegen der Betriebseigenschaften von Retentionsbodenfiltern deuten die Zusammenhänge darauf hin, dass hohe log-Reduzierungen > 3 der Bakterien nur möglich sind, wenn physikalisch-chemische und bio-chemische Mechanismen wirksam in den Filterprozess eingebunden werden können. Mit dieser Filteroptimierung kann eine hohe log-Reduzierung bei wechselnden Betriebszuständen, z. B. intermittierender Betrieb gezeigt werden.

5.2.3 Bedeutung der Betriebseigenschaften

Die vorgenannten Ergebnisse wurden mit intermittierendem Betrieb gezeigt, jedoch können mehrwöchige Trockenphasen im praktischen Betrieb entstehen. Für diese Betriebsphasen sind in der Praxis ebenfalls hohe Rückhaltungen erforderlich.

5.2.3.1 Auswirkung Trockenphase

Die Untersuchungsergebnisse für den Filtersand Li2/3 zeigen, dass Trockenphasen den Abscheidegrad von *E. coli* und intestinale Enterokokken kaum beeinflussen.

Nach der Wiederinbetriebnahme steigt die hydraulische Leitfähigkeit in den untersuchten Filtersanden an (Abb. 39 und 40), was auf den Rückgang der Filterbelegung hinweist. Jedoch zeigt der Filtersand Li2/3 nach mehrwöchiger Trockenphase eine log-Reduzierung um ca. 2,8 log-Stufen für *E. coli* bei ungedrosseltem Betrieb. Hierbei bestätigt sich die Schlüsselrolle des Parameters Filtergeschwindigkeit nochmals deutlich, da mit der Drosselung des Filterablaufs die log-Reduzierung ca. 4,7 betrug.

Für die untersuchten Filtersande mit hoher Rückhaltewirkung hygiene relevanter Bakterien ist die Einflussgröße Korngrößendurchmesser in Bezug zur Bakteriengröße

5. Diskussion

berücksichtigt worden. Die untersuchten Filtersande wurden mit Körnungen d_{10} von 0,04 bis 0,11 mm und der Bodenart T+U gemischt.

Die Zusammenhänge zwischen Korndurchmesser und Bakteriengröße wurden bereits diskutiert und deuten nach der Trockenphase darauf hin, dass die verbesserte Transportwirksamkeit der Bakterien zu einer hohen Adhäsionsrate beiträgt. Busscher und Mei (2006) unterstützen den Zusammenhang. Dieser rein mechanische Ansatz durch die Änderung der Filtermatrixzusammensetzung, d. h. kleinere Korndurchmesser und größere Filteroberfläche begünstigt die Haftung und Siebeffekte (Abb. 24 und 28). Der deutlich geringere Rückhalt in den grobkörnigeren Filtersanden bestätigt diese Vorstellung (Abb. 24 und 27).

Die Trockenphase bei Retentionsbodenfiltern ist betriebsbedingt abhängig von der Mischwasserentlastung der Regenentlastungsanlagen und kann zwischen den Sommer- und Winterhalbjahren erheblich schwanken. Die Verteilung der Biomasse und der Bioaktivität in Filtersanden ohne und mit Trockenstress wurde in eingehenden Untersuchungen von Schwarz (2003) festgestellt und ist beispielhaft in der Abbildung 44 dargestellt.

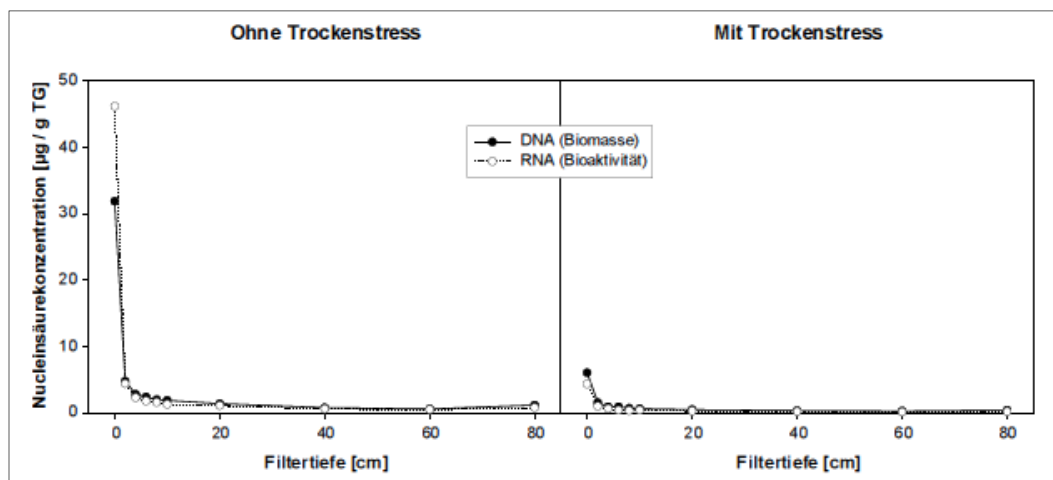


Abb. 44: Biomasseverteilung ohne und mit Trockenstress (Schwarz, 2003)

Deutlich sind der steile Gradient der Biomasse in der obersten Schicht des Filters und der Unterschied zwischen der Filterbeschickung ohne und mit Trockenphase zu erkennen. Die höchste Gesamtbakterienzahl in der obersten Filterschicht und der Rückgang in der Filtertiefe konnte ebenfalls für den Filtersand Go7 ohne Trockenstress bestätigt werden (Abb. 37).

Die Trockenphase führt bei den Mikroorganismen zu Hungerbedingungen und Trockenstress und verringert die Biomasse deutlich (Schwarz, 2003). Dieser Zusammenhang wurde in Kolmationsuntersuchungen mit Pflanzenkläranlagen

5. Diskussion

(Maciel, 2004) und Filtersäulen (Schwarz, 2003) nachgewiesen. Es konnte gezeigt werden, dass die Kolmation reversibel ist, wenn der Filter außer Betrieb genommen wird und trockenfällt.

Die Trockenphase bewirkt im Filter zuerst die Reduzierung des Wassers und dann den Abbau der Biomasse. Hierbei reduziert sich das Wasser aus der EPS-Matrix und die EPS fällt zusammen. Dieser Vorgang erfolgt an der Filteroberfläche schneller und wird mit der Filtertiefe langsamer. Jedoch zeigen die Untersuchungsergebnisse (Abb. 39 und 40) für *E. coli* und intestinale Enterokokken weiterhin eine hohe log-Reduzierung der Bakterien im Filterkörper nach einer 23-wöchigen Trockenphase für den Filtersand Li2/3. Danach waren die log-Reduzierungen nach der Filterkonsolidierung und nach der Wiederbeschickung am Ende der Trockenphase nicht unterschiedlich.

Eine mögliche Erklärung könnte die EPS-Matrix im Biofilm sein. Der Einfluss der EPS auf die Adhäsion von Bakterien an Oberflächen und die Vernetzung im Biofilm wird in mehreren Veröffentlichungen beschrieben (Abu-Lail et al. 2006, Dunne 2002, Kreft et al. 2001, Liu et al. 2004, Tsuneda et al. 2003, Walker 2005, de Kerchove et al. 2005).

Im Filtersand Go7 kann die Entwicklung von Biofilm durch die Mischwasserbeschickung gezeigt werden (Abb. 37). Die Abbildung 44 des Bodenprofils präsentiert, dass die Biomasse nicht vollständig abgebaut wird, so dass vermutlich noch EPS-Komponenten im Filterkörper bestehen. Scheinbar werden einige Bestandteile der EPS relativ langsam verstoffwechselt (Maciel, 2004). EPS sind stark wasserhaltig und liegen in Biofilmen als Hydrogel-Matrix vor (Bressel, 2003). Damit können sie nach Trockenphasen sehr schnell erneut Wasser aufnehmen. Die Kolmationsergebnisse von Maciel (2004) zeigen nach der Wiederinbetriebnahme eine schnelle Wasseraufnahme der EPS, was die Akkumulation von Wasserinhaltsstoffen ermöglichen kann. Hierbei können Nährstoffe für die Bakterien von Bedeutung sein. Zusätzlich könnten restliche EPS-Komponenten z. B. durch verschiedene Effekte Funktionen wie Sorption, ionische Wechselwirkungen, Spezifität und Erkennung (Flemming et al., 2007) erzeugen. Vermutlich können deshalb bei erneuter Beaufschlagung des Filtersandes mit Mischwasser in sehr kurzer Zeit physikalisch-chemische Bedingungen auf der Filterkornoberfläche bestehen, die in den meisten Fällen eine schnelle Haftung der Bakterien vermitteln. Hohe Abscheidegrade sind jedoch nur erreichbar, wenn die Betriebsbedingung mit den Parametern Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe berücksichtigt werden.

5. Diskussion

Weiterhin könnte die vergleichsweise einheitliche Verteilung der Bakterienzahl in dem Filtersand Go7 (Abb. 37) auf geringe Schwankungen bei der Nährstoffversorgung im Betrieb hinweisen. Danach waren entweder Mischwasserbelastungen oder Trockenphasen während des intermittierenden Betriebs vorhanden. Dieser Zusammenhang scheint eine Rolle zu spielen, da in Abb. 38 gezeigt werden kann, dass nach einem anfänglichen Zeitraum mit reduzierter Rückhaltung eine relativ gleichmäßige Rückhaltung bei intermittierendem Betrieb erfolgt. Hierbei haben vermutlich EPS-Komponenten während der Biofilmbildung und im Biofilm Auswirkungen auf den Rückhalt nach der Wiederbeschickung. Nach Wingender und Jaeger (2002) und Wingender et al. (1999) kann die EPS-Matrix z. B. limitierende Faktoren wie Nährstoffe speichern.

Fazit:

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Abscheidung der hygiene relevanten Bakterien bei betriebenen Filtersanden nach einer 23-wöchigen Trockenphase nicht wesentlich beeinflusst wurde. Damit findet vermutlich eine Speicherung von Systemzuständen im Biofilm auf der Filterkornoberfläche statt, die in tieferen Filterschichten weitgehend geschützt von Umwelteinflüssen bzw. durch relativ lange Verweildauern einzelner Biofilmkomponenten auch über längere Trockenphasen erhalten bleibt und eine schnelle Wechselwirkung gegenüber den ursprünglichen Oberflächen der Filtersande ermöglicht. Dabei könnten EPS-Komponenten eine Rolle gespielt haben. Martienssen (2001) weist auf diese positiven Eigenschaften der Biofilme hin.

Aus den Untersuchungen mit den grobkörnigen Filtersanden kann geschlossen werden, dass ohne die optimierte Betriebsbedingung mit den Parametern Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe in Bezug zu den hygiene relevanten Bakterien, zum einen die positive Eigenschaft des Biofilms und zum anderen physikalisch bedingter Rückhalt für einen hohen Abscheidegrad der Bakterien in Retentionsbodenfiltern nur reduziert genutzt werden können.

5.2.3.2 Auswirkung oberste Filterschicht

Nach dem IWW (2005) ist die mikrobielle Biozönose in der obersten Schicht prioritär am Rückhalt von organischen Bestandteilen des Mischwassers beteiligt und beeinflusst durch die Bakterienkonzentration, sowie enzymatische Aktivitäten die Effektivität der Rückhaltewirkung hygiene relevanter Bakterien. Es wurde deshalb vermutet, dass die oberste Schicht (3 cm) bei mischwasserbeschickten

5. Diskussion

Retentionsbodenfiltern eine Rolle spielen kann. Dieser Kenntnisstand ließ sich für Retentionsbodenfilter nicht bestätigen.

Die Biomasse in der obersten Filterschicht (1 bis 3 cm) wurde gemessen (Tab. 27). Die Konzentrationen waren in den untersuchten Filtersand M1/1 und Li4/3 nicht unterschiedlich. Als Rückhaltemechanismus hatte die oberste Filterschicht hier wenig Einfluss auf den Rückhalt der hygienerelevanten Bakterien. Die Biofilme waren gemäß der durchgeführten Messungen des EPS-Gehalts vom IFG (KIT) wenig voluminös.

Als Nachweis der fehlenden Wirksamkeit auf den Rückhalt der hygienisch relevanten Bakterien wurde die oberste Schicht von 3 cm abgetragen. Die Untersuchungsergebnisse belegen, dass die Bakterienreduktion in Filtersanden mit unterschiedlicher Kornzusammensetzung, d. h. grob- oder feinkörnige Filtersande, mit und ohne oberste Filterschicht (Tab. 28) kaum unterschiedlich ist. Dieses Ergebnis wird durch die Abbildung 41 verdeutlicht, wonach die Haftung von *E. coli* hauptsächlich in Filterschichten zwischen 9 und 43 cm erfolgte.

Eine Begründung könnte mit der anfänglich höheren Desorptionsrate bei der reversiblen Bioadhäsion im Zusammenhang mit dem geringen Filterkörperanteil von 3 cm in Bezug auf die GesamtfILTERstärke gegeben werden. Zusätzlich wurde erwartungsgemäß bestätigt, dass sich durch den intermittierenden Betrieb wenig voluminöse Biofilme entwickeln. Somit kann hier eine hohe Rückhaltewirkung durch Biomassewachstum fast nicht bestehen.

Festgestellte höhere Rückhaltungen von hygienerelevanten Bakterien bei den Autoren Waldhoff (2008) und IWW (2005) wurden mit Biofilmwachstum in der oberen Filterschicht der Retentionsbodenfilter begründet. Die dabei wirkenden Rückhaltemechanismen, wie z. B. erhöhte Filtration und verbesserte Haftung durch EPS-Produktion sind jedoch im praktischen Betrieb wegen der Betriebsweise und des kaum ausgereiften Biofilms fast nicht relevant.

Fazit:

Wechselwirkungen in der obersten Schicht haben bei den durchgeführten Versuchen wenig Einfluss auf den Rückhalt von *E. coli* gezeigt. Mögliche Strukturänderungen durch den Biofilm (Porenraumverengung, vergrößerte Oberfläche, EPS-Produktion) in der obersten Filterschicht von 3 cm bei Mischwasserbeschickung haben die Rückhaltung in grob- und feinkörnigen Filtersanden nicht signifikant beeinflusst. Die Autoren (Martienssen, 2001; Wingender und Flemming, 2004) bestätigen den

geringen Einfluss der obersten Filterschicht. Betriebsbedingt ist die Bildung einer hohen Biomasse kaum möglich und wegen des Kolmationsrisikos nicht wünschbar.

5.2.4 Mineralogische Stoffeigenschaften

Bei den mineralischen Eigenschaften führt Auckenthaler (2004) Metallverbindungen (Eisen- und Aluminiumoxide) als mögliche Bindungspartner für die Anlagerung von Bakterien an. Verschiedene Autoren (Waldhoff, 2008; IWW, 2005) haben die Modifizierung der Oberflächenladung des Filtersubstrats untersucht. Dazu wurden Filtersubstrate mit z. B. Eisenhydroxid melioriert. Im Ergebnis konnte kein Einfluss auf den Rückhalt von hygiene relevanten Bakterien festgestellt werden.

Für oxidreiche Böden mit variabler Ladung gilt, dass nur unterhalb von pH-Werten 4,5 bis 5,5 relevante Anteile von Anionen gebunden werden können (Nickel und Wüstefeld, 1999). Der pH-Wert des Mischwassers lag für die untersuchten Filtersande jedoch zwischen 7 und 8. Somit konnte kaum ein Einfluss zwischen gemessenen Metallverbindungen in den Filtersanden und dem Bakterienrückhalt bei Mischwasserbeschickung erkannt werden.

Um geladene Oberflächen bildet sich eine elektrochemische Doppelschicht, die bei gleicher Ladung von zwei Oberflächen abstoßend wirkt. In kolloidalen Suspensionen können z. B. zweiwertige Ionen, besonders Ca^{2+} und Mg^{2+} , Auswirkungen auf die Destabilisierung von Bakterien haben. In Abhängigkeit der Höhe der Ionenkonzentration reduziert sich die Ausdehnung der elektrochemischen Doppelschicht (Marre, 2004). Damit kann sich der Abstand zwischen Bakterien und Filteroberfläche reduzieren und es können sich reversible und irreversible Adhäsionen ausbilden. Eine wesentliche Reduzierung der elektrostatischen Abstoßung in den einstelligen Nanometerbereich kann in Verbindung mit einer sehr hohen Ionenstärke, welche physiologisch einer Kochsalzlösung ($0,154 \text{ mol/l} \cong \text{ca. } 16.300 \text{ } \mu\text{S/cm}$) entspricht, beobachtet werden (Frant, 2008). Dadurch können Bakterien ohne Barriere im primären Minimum anlagern. Die Untersuchungen des Mischwassers ergaben für die elektrische Leitfähigkeit überwiegend Werte kleiner $1.000 \text{ } \mu\text{S/cm}$. Somit müsste elektrische Abstoßung bestehen, die die Kinetik des Anlagerungsschritts entgegengesetzt beeinflusst, d. h. die elektrochemischen Doppelschichten sind zunächst repulsiv (Specht, 2002). Dieser Zustand könnte bei den anorganischen Filtersandkörnern neu hergestellter Filtersande zu Beginn der Filterbeschickung bestanden haben, da die Abscheidung der Bakterien gering wirksam war. Nach der Bioadhäsion konnte zwischen den Ionenkonzentrationen des Mischwassers und dem Rückhalt der Bakterien kaum ein Einfluss festgestellt werden.

5. Diskussion

Die Bodenart T+U hat gegenüber Sand aufgrund ihres negativen Ladungsüberschusses und der großen reaktiven Oberfläche eine höhere Sorptionsfähigkeit. Nach den Analysen der unterschiedlichen Sandproben variiert der Ton-Anteil. Jedoch zeigte sich kaum, dass der Ton-Anteil durch chemische Reaktionen auf die Haftung der hygienerelevanten Bakterien Einfluss hatte. Die Vermutung wurde mit den Filtersanden Li4/3 und Go7 bestätigt. Im Vergleich der beiden Sande betrug die Reduktion 3,8 bzw. 5,1 log-Stufen, obwohl der Tonanteil bei der Säule Li4/3 deutlich bzw. bei der Säule Nr. Go7 gering war (Tab. 30). Die Untersuchungen von Eppler (1981) zu gemischten Suspensionen mit Ton und Bakterien deuten auf den geringen Einfluss hin. Danach konnte kaum eine Reduzierung der Ablaufkonzentration von Bakterien durch Ton festgestellt werden. Inwieweit die Tonanteile die Anlagerung organischer Inhaltsstoffe des Mischwassers begünstigten und infolge die Interaktionen zwischen den Bakterien und der Filterkornoberfläche beeinflussten, konnte nicht geklärt werden.

Fazit:

Die Untersuchungen der mineralogischen Zusammensetzung des Filtermaterials zeigten kaum einen Einfluss auf den Rückhalt von *E. coli*. Die Ionenkonzentration des Mischwassers, die Tonminerale und die Oxide haben hier keinen feststellbaren Zusammenhang zwischen Bodenkomponenten und Haftung ergeben. Ebenfalls fand zwischen den natürlichen Hauptelementen der Sande (Quarz und Feldspat) und *E. coli* eine Haftung nur eingeschränkt statt.

Ohne Änderung des theoretischen physikalisch-chemischen Zustandes der Filterkornoberfläche zeigte sich für alle Filtersande mit T+U ein geringer Rückhalt von *E. coli*. Daraus wird geschlussfolgert, dass für hygienisch relevante Bakterien in neu hergestellten Filtersanden mit hauptsächlich anorganischen Filterkornoberflächen nur reduziert feste Anbindungen für den Rückhalt möglich sind.

5.2.5 Zusammenfassung der Fazite

Für die Betriebsbedingung sind die Parameter Filtergeschwindigkeit, Korndurchmesser und Filtertiefe in Bezug zu den hygienerelevanten Bakterien die Schlüsselparameter. Für die Systemoptimierung muss diese Parameterabstimmung zwischen Bakterien und Filtersand erfolgen, um die Rückhaltemechanismen der physikalisch-chemischen und bio-chemischen Interaktionen optimal nutzen zu können. Durch die ungleichmäßige hydraulische und stoffliche Belastung des Retentionsbodenfilters ist für den Bau und Betrieb die Präferenz nicht, einen Rückhaltemechanismus, z. B. Biofilm zu optimieren, sondern die physikalischen,

5. Diskussion

chemischen und biologischen Prozesse zur Abscheidung der Bakterien umfassend zu nutzen. Ziel für den Retentionsbodenfilter ist, dass die physikalisch-chemisch und biochemisch, bedingten Rückhalte Mechanismen weitgehend unabhängig vom Betriebszustand und von Trockenphasen optimal wirken können.

Der Lösungsansatz für eine hohe log-Reduzierung > 3 der hygiene relevanten Bakterien ist, einen modifizierten Retentionsbodenfilter als Hybrid-Lösung mit der Kombination von Betriebsbedingung und Rückhalte Mechanismen herzustellen. Zusätzlich muss Bioadhäsion auf der Filterkornoberfläche entstehen, die sich durch die Mischwasserbelastung entwickelt. Infolge kann mit den Untersuchungsergebnissen gezeigt werden, dass bei dieser Systemoptimierung intermittierender Betrieb und mehrwöchige Trockenphasen fast keinen Einfluss auf den Rückhalt haben.

5.3 Kolmation

Für den Retentionsbodenfilter sollte gezeigt werden, dass die mikrobielle Kolmation nicht im Widerspruch mit einer hohen Rückhaltung von hygiene relevanten Bakterien steht. Durch die intermittierende Betriebsweise wurde erwartet, dass die Wasserdurchlässigkeit nicht so weit reduziert wird, dass kein Betrieb mehr möglich ist.

Die Abb. 42 bestätigt die Erwartung und zeigt, dass der Rückgang der relativen hydraulischen Leitfähigkeit von 25 bis 35 % während der Untersuchungszeit für die unterschiedlichen Körnungslinien ähnlich war, so dass keiner der Filtersande außer Betrieb genommen werden musste.

Für den Filtersand Li2/3 mit einem T+U-Anteil > 10 Mass.-% konnte anhand der KBE-Entwicklung (Abb. 43) eine tendenzielle Kolmationswirkung gezeigt werden.

Um die Funktionsunfähigkeit des Filters durch Kolmation zu vermeiden, erfolgt in der Praxis die Begrenzung der Belastung des Filters gem. dem Regelwerk DWA-M 178 (2005) über die Hilfsgröße hydraulische Stapelhöhe. Im Regelwerk wird bei Mischsystemen eine max. Stapelhöhe von 60 m/a aufgeführt. Für die mischwasserbeschickten Filtersande wurde in der Phase der Untersuchung zur Kolmation eine Stapelhöhe von 66 m/a erreicht.

Aus den Untersuchungsergebnissen interpretiert, ist die Stapelhöhe in Bezug auf die Kolmation kritisch zu sehen, da zusätzlich der intermittierende Betrieb ein unverzichtbares Kriterium ist. In einem aktuellen Fachbeitrag (Drescher und

5. Diskussion

Hasselbach, 2010) wird eine hohe Flächenbelastung mit der intermittierenden Betriebsweise der Beete begründet. Der Faktor Betriebsweise wird ebenfalls durch die Untersuchungen von verschiedenen Autoren (Fuchs, 2005; Dittmer, 2006) bestätigt, wonach langanhaltende Beschickungsereignisse im Jahresverlauf bzw. fremdwasserinduzierte Dauerentlastungen an Regenüberlaufbecken im realen Betrieb den Abbau der akkumulierten organischen Verbindungen erheblich einschränken können und damit das Kolmationsrisiko erhöhen.

Laber (2001) kommt zu dem Ergebnis, dass es durch den diskontinuierlichen Betrieb zu einer erhöhten Mineralisierung der akkumulierten organischen Substanzen in der obersten Filterschicht kommt. Von Laber wurde die Betriebsweise bei Abwasserfiltern als signifikante Einflussgröße erkannt, wonach durch alternierenden (abwechselnden) Betrieb der Filter die Beschickungsrate um 43 % erhöht werden konnte.

Die Ergebnisse der Kolmationsuntersuchung zeigen, dass unter Einhaltung eines bestimmten Massenanteils der Bodenart T+U bei intermittierender Betriebsweise der Filtersande mit Filterkornzusammensetzungen aus Fein-/Mittelsand und T+U kaum nachteilige Wirkungen durch biologische Kolmation festgestellt werden konnten.

Fazit:

Unter den Versuchsbedingungen konnte dargestellt werden, dass mikrobielle Kolmation für die hohe Rückhaltung von *E. coli* fast nicht relevant war. Dieser Befund wurde unter intermittierendem Betrieb über einen Zeitraum von 39 Tagen festgestellt.

Aus den Zusammenhängen kann geschlossen werden, dass bei intermittierendem Betrieb die Auswirkung der Biomasseentwicklung auf die hydraulische Leitfähigkeit durch Porenverengung und damit die Kolmation eingeschränkt ist.

Mit den Ergebnissen kann gezeigt werden, dass bei einem Filtersand mit Fein-/Mittelsand-Dominanz mit einem zugemischtem Anteil der Feinbodenart T+U von ca. 6 bis 8 Mass.-% kaum ein Kolmationsrisiko besteht. Im Vergleich dazu führen hohe T+U-Anteile trotz der geringen gemessenen DNA-Konzentration von ca. 10 µg Gesamt-DNA/g Filtersand zu Kolmationswirkungen. Dieses Resultat unterstreicht die Erkenntnis von Schwarz (2003) über die Abhängigkeit der biologischen Kolmation von der Filterkorngröße und zeigt damit für den praktischen Betrieb eine Limitierung des T+U-Anteils an.

Um das Kolmationsrisiko besser bewerten zu können, sollten fallbezogene Untersuchungen über das anfallende Mischwasser und das Einzugsgebiet im Rahmen

5. Diskussion

einer Vorstudie unverzichtbar sein (Fuchs, 2009), da in der Regel die aufgebrachte Feststofffracht und die gelösten, abbaubaren Stoffe nicht vorbestimmt werden können. In Abhängigkeit des Einzugsgebietes und der Kanalnetzbedingungen schwanken die Konzentrationen im Mischwasser erheblich.

Im Rahmen der Voruntersuchung sollten neben dem Filtersand selbst folgende Randbedingungen zu unverträglichen stofflichen und hydraulischen Belastungen beachtet werden:

- Prüfung des Gefährdungspotentials von Erschließungsflächen während der Bauphase und von landwirtschaftlich genutzten Außengebieten (mineralische Feststoffeinträge).
- Ablagerungen in Kanalnetzen aufgrund des sehr hohen Organikanteils von kanalbürtigen Feststoffen.
- Fremdwasserermittlung und fremdwasserabhängiges Entlastungsverhalten der Vorstufe.
- Geeignete Vorstufe für Mischwassersysteme, z. B. Regenüberlaufbecken, Stauraumkanäle mit obenliegender Entlastung.
- Beetkompartimentierung für alternierenden Betrieb.

6. Folgerungen

Mit den Untersuchungen ist es gelungen, die Beziehungen für eine Systemoptimierung bei der Mischwasserbehandlung mit Hygienezielen für den Praxisbetrieb zu beantworten. Aus den Ergebnissen der Untersuchung ist die Mischwasserbehandlung mit Hygienezielen auf hohem Niveau, d. h. eine Reduktion von 3 bis 5 log-Stufen für hygienerelevante Bakterien, mit Retentionsbodenfiltern möglich. Die Ergebnisse können als Planungsgrundlage für Retentionsbodenfilter verwendet werden und technische Ausrüstungen sind kaum erforderlich.

Für die Praxis ergeben sich folgende Hinweise:

1. Zur Analyse der Mischwasserqualität und Mischwasserentlastung ist eine Voruntersuchung erforderlich.
2. Voraussetzung für einen hohen Bakterienrückhalt bei neu eingefüllten Filtersanden ist, dass eine Änderung des theoretischen physikalisch-chemischen Zustands der Filterkornoberfläche durch Bioadhäsion stattfindet. In Abhängigkeit der Beschickungshäufigkeit und Qualität des Mischwassers kann dieser Prozess mehrere Wochen dauern.
3. Die Filtergeschwindigkeit muss geregelt werden. Empfohlen wird eine Filtergeschwindigkeit von ca. 10 cm/h bzw. eine Abflussspende von $0,03 \text{ l/s}\cdot\text{m}^2$.
4. Für einen sicheren Betrieb muss intermittierender Betrieb mit ausreichenden Trockenphasen (3 bis 4 Tage) gewährleistet sein.
5. Für eine hohe Rückhaltewirkung sind Sande mit $d_{10} < 0,1 \text{ mm}$, die Bodenart T+U sowie $C_u \approx 4$ bis 6 besonders wirksam.
6. Die Filtersande können industriell gemischt werden. Die Herstellung ist örtlich und produktspezifisch unabhängig.
7. Der T+U-Anteil muss wegen des Kolmationsrisikos bei feinsandigen Filtermaterialien auf max. ca. 6 bis 8 Mass.-% begrenzt werden.
8. Die Filterstärke von 0,75 m ist ausreichend.
9. Der geringe technische Ausstattungsgrad wirkt sich wesentlich auf die Investitionskosten und die Jahreskosten aus.

6. Folgerungen

Die ingenieurpraktische Lösung für den Betrieb von Retentionsbodenfilter kann auch für den intermittierenden Betrieb von Langsamsandfilter in der Trinkwasseraufbereitung wertvoll sein, da diese Betriebsweise bei Langsamsandfiltern zu einem deutlichen Rückgang der Abscheidung von hygienerelevanten Bakterien führen kann.

Anhänge

Anhang 1

Auftragsuntersuchung Mikrobiologie

Bayer. Landesamt für Umwelt
Referat 77, Zi. 320, Dr. Margit Schade
Kaulbachstr. 37
80539 München

Mischwasserbeschickte Retentionsbodenfilter mit Hygienezielen

Untersuchungsvorhaben: Säulenversuche mit unterschiedlichen Filtersanden

Sehr geehrte Frau Dr. Schade,

für o.g. Projekt ist geplant, über den Zeitraum von 2007 bis 2010 unterschiedliche Filtersandmischungen herzustellen und die Rückhaltung von hygienerelevanten Bakterien zu untersuchen. Die Filtersande werden in Säulen DN 150 mit einer Schichtstärke von ca. 75 cm eingebaut. Die Probenahme erfolgt im Zulaufwasser und je Säulenablauf nach Abschluss der aufgetragenen Belastungsmenge von 600 mm. Bei der Art der Proben handelt es sich um Mischwasserproben. Die Probemenge wird in sterilen Einwegbechern mit ca. 250 ml abgefüllt und in Kühlboxen per Express bis zum nächsten Tag an Sie versandt.

Wir bitten Sie folgende mikrobiologische Parameter zu bestimmen:

- Gesamtcoliforme und *E. coli*
- Intestinale Enterokokken

Nachweis von Gesamt- und *E. coli* nach dem "Most Probable Number (MPN)"-Verfahren mit Fluorocult® Laurylsulfat-Bouillon (Fa. Merck) gem. Bundesgesundheitsblatt 10/1995. Für Mischwasser ist je nach Keimbelastung die Herstellung von bis zu 5 Verdünnungsstufen (in Zehnerschritten) mit je drei Kulturröhrchen vorzusehen. Die Bebrütung erfolgt für 44 ± 4 h bei $37 \pm 1^\circ\text{C}$.

Anhänge

Positive Kulturröhrchen:

- Wachstum und Gasbildung bei Gesamtcoliformen Bakterien
- Wachstum, Gasbildung und Fluoreszenz nach Zugabe von Natronlauge unter ultraviolettem Licht (360nm) bei *E. coli*
- Feststellung der wahrscheinlichsten Anzahl (MPN) der in 100 ml Wasser enthaltenen Bakterien aus der Anzahl der positiv getesteten Röhrchen anhand von Tabellen (de Man 1975, de Man 1983).
- Messbereich (Bakterien/100 ml): 3,6E0 bis 1,1E07

Nachweis von Intestinalen Enterokokken nach dem Membranfiltrationsverfahren gem. DIN EN ISO 7899-2. Ein von der Keimbelastung abhängiges Volumen der Proben wird durch Cellulose-Mischester-Membran filtriert und die Filter anschließend auf Membranfilter-Enterokokken-Selektivagar nach Slanetz und Bartley gelegt (Slanetz Agar Base der Fa. Bio-Rad; Zugabe von 0,2-%iger TTC-Lösung (5 ml/100 ml Agar Base)). Inkubation der Platten bei 44 ± 4 h bei $36 \pm 2^\circ\text{C}$.

Zur Bestätigung, ob es sich bei den Kolonien tatsächlich um Enterokokken handelt, sind die bewachsenen Filter auf vorgewärmten Galle-Äsculin-Agar zu übertragen (Enterococcosel-Agar der Fa. BD) und 2 h bei $44 \pm 1^\circ\text{C}$ zu bebrüten. Die Kolonien mit gelbbrauner und schwarzer Färbung sind auszuzählen.

Wir bitten die Ergebnisse tabellarisch in Excel aufzustellen und per Email an uns zurückzusenden.

Freundliche Grüße

R. K. Orb

Anhänge

Anhang 2

Auftragsuntersuchung Molekularbiologische Verfahren für die Analyse von Bakteriengesellschaften

Institut für funktionelle Grenzflächen (IFG)

Gebäude 330

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)

Hermann-von-Helmholtz-Platz 1

76344 Eggenstein-Leopoldshafen

Mischwasserbeschickte Retentionsbodenfilter mit Hygienezielen

Untersuchungsvorhaben: Säulenversuche mit unterschiedlichen Filtersanden

Sehr geehrter Herr Dr. Schwartz,

für o.g. Projekt ist geplant, über den Zeitraum von 2009 bis 2010 unterschiedliche Filtersandmischungen zu untersuchen, um Aussagen über die bakterielle Biomasse, den EPS-Gehalt und gezielte Nachweise einzelner Spezies, hier *E. coli* sowie die Gesamtzellzahl mit Hilfe des Nachweises aller Eubakterien zu erhalten. Die Filtersande werden in Säulen DN 150 mit einer Schichtstärke von ca. 75 cm eingebaut.

Die Proben M1/1 und T4/1 für die bakterielle Biomassebestimmung und die Messung über den EPS-Gehalt werden aus der obersten Filterschicht (Dicke 3 cm) entnommen. Die Probemenge beträgt zwischen 5 bis 10 g Sand/pro Probe.

Zusätzlich wird ein Filtersand Go7 in Schichtstärken von 3 cm ausgebaut und je Schicht eine Probemenge zwischen 5 bis 10 g Sand/pro Probe entnommen.

Alle Proben werden per Express bis zu nächsten Tag in sterilen Probegefäßen an Sie versandt.

Wir bitten Sie folgende Analysen durchzuführen:

- Konzentration Gesamt-DNA in der obersten Filterschicht in µg Gesamt-DNA/g Sand und Bakterienzahl in Gesamtzellzahl/g Sand
- EPS-Gehalt, gemessen als Gesamtzuckerkonzentration in mg/g FM Sand
- Nachweis von *E. coli* und Gesamtzellzahl im Kulturverfahren für den ausgebauten Filtersand

Verfahren Biomassebestimmung

Aus definierten Mengen der Sandfiltermaterialien wird die gesamte DNA aller vorhandenen Bakterien extrahiert und photometrisch quantifiziert. Aus den Konzentrationswerten und den durchschnittlichen Genomgrößen von Bakterien kann auf die Bakterienzahl pro Gramm Filtermaterial umgerechnet werden. Die Extraktion der DNA erfolgt über kommerziell erhältliche Isolierungskits der Firma Qiagen. Die photometrische Quantifizierung über den NanoDrop Photometer der Firma PeqLab.

Verfahren Messung EPS-Gehalt

Für die Extraktion der EPS aus den Sandfilterproben sollen jeweils 0,5 g der Probe in 5 ml Phosphatpuffer aufgenommen werden. Zu dem Ansatz soll das nach Jäger et al. (1985) konditionierte Kationenaustauscherharz (Dowex 50, Na⁺-Form, stark sauer), jeweils 0,5 g/Ansatz und ein Magnetrührfisch zugegeben werden. Die EPS-Extraktion soll für 2,5 Stunden unter ständigen rühren bei 300 U/min im Eisbad durchgeführt werden. Anschließend werden durch Zentrifugation bei 12000 x g für 20 min alle festen Bestandteile aus den Extrakten abgetrennt. Der klare Überstand wurde zur Analyse verwendet.

Nachfolgend soll auf Gesamtzucker- und Uronsäuregehalt nach Dubois et al. (1956) und Filisetti-Cozzi & Carpita (1991) getestet werden.

Nachweis von *E. coli* und Gesamtzellzahl im Kulturverfahren (Standardverfahren z. B. nach der TrinkwV)

Für den Nachweis von *E. coli* ist für unterschiedliche Filtersande Go7 und Go8 die log-Reduzierung zu bestimmen. Dazu werden Abwasserproben aus dem Zu- und Ablauf in sterilen Probegefäßen ca. 100 ml abgefüllt.

Zusätzlich sind die Bakterien für den Filtersand Go7 schichtweise zu ermitteln. Die Einzelproben sind auf *E. coli* und die Gesamtzellzahl zu untersuchen.

Wir bitten die Ergebnisse tabellarisch in Excel aufzustellen und per Email an uns zu senden.

Freundliche Grüße

R. K. Orb

Literaturverzeichnis

- Abu-Lail, N., & Camesano, T. (2006). Specific and nonspecific interaction forces between *Escherichia coli* and silicon nitride, determined by poisson statistical analysis. *Langmuir*. 22 (17), S. 7296-7301.
- Aeppli, J. (1990). Appearance of invertebrates in slow sand filters and reservoirs of the Zurich Switzerland Water Supply. *Aqua (Oxf.)* 39, S. 48-55.
- Alvarez, A. M. (2010). *A suitable filtration process for a centralized water treatment in Gunung Kidul-Indonesia and influence of selected process variables on treatment performance*. Master Thesis, Karlsruher Institut für Technologie KIT, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung.
- Auckenthaler, A. G. (2004). *Transport von Mikroorganismen in einem Karstaquifer am Beispiel der Lützelquelle*. Dissertation, Universität Basel, Philosophisch-Naturwissenschaftliche Fakultät.
- Bales, R. C., Li, S., Maguire, K. M., Yahya, M. T., Gerba, C. P., & Harvey, R. W. (1995). Virus and bacteria transport in a sand aquifer, Cape Cod, MA. *Ground Water*, 33 (4), S. 653-661.
- Bancolé, A., Brissaud, F., & Gnähne, T. (2003). Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration. *Water Science And Technology* 48, S. 139-146.
- Bioplan. (2003). *Voruntersuchung zum RBF Monheim - Schlußbericht (unveröffentlicht)*.
- Bonnet, M. C., Welte, B., & Montiel, A. (1992). Removal of biodegradable dissolved organic carbon in a water treatment plant. *Wat. Res.* 26, S. 1673-1680.
- Bressel, A. (2003). *Mikrobielle Biofilme in oligotrophen Systemen: Untersuchungen zu Werkstoffeinfluss und elektrochemischem Verhalten*. Dissertation, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät.
- Brissaud, F., Salgot, M., Folch, M., Auset, M., Huertas, E., & Torrens, A. (2007). Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection: Thirteen years experience in Spain. *Water Science And Technology* 55, S. 227-234.
- Brombach, H., & Fuchs, S. (2003). Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. *KA-Abwasser, Abfall*, 2003 (50) Nr. 4, S. 441-450.
- Brombach, H., & Wöhrle, C. (1997). Gemessene Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken. *KA-Abwasser, Abfall*, 1997 (44) Nr. 1, S. 44-66.
- Bruinsma, G., van der Mei, H., & Busscher, H. (2001). Bacterial adhesion to surface hydrophilic and hydrophobic contact lenses. *Biomaterials* 22, S. 3217-3224.
- Burkhardt, M. (2003). *Feldversuche zur Erfassung des Transportverhaltens von gelösten und partikulären Tracern mittels Multitracing-Technik in einem schluffigen Boden*. Dissertation, Universität Bonn, Landwirtschaftliche Fakultät.
- Busscher, H., & van der Mei, H. (2006). Microbial Adhesion in Flow Displacement Systems. *Clin. Microbiol. Rev.* 19, S. 127-141.
- Busscher, H., & van der Mei, H. (1997). Physico-chemical interactions in initial microbial adhesion and relevance for biofilm formation. *Adv. Dent. Res.* 11, S. 24-32.
- Calvo-Bado, L. A., Pettitt, T. R., Parsons, N., Petch, G. M., & Whipps, J. M. (2003). Spatial and temporal analysis of the microbial community in slow sand filters used for treating horticultural irrigation water. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, S. 2116-2125.
- Campos, L., Su, M., Graham, N., & Smith, S. (2002). Biomass development in slow sand filters. *Wat. Res.* 36, S. 4543-4551.
- de Kerchove, A., & Elimelech, M. (2005). Relevance of electrokinetic theory for "soft" particles to bacterial cells: implications for bacterial adhesion. *Langmuir*. 21 (14), S. 6462-6472.

- de Man, J. C. (1983). MPN-Tables. *Journal of Applied Microbiology and Biotechnology*, Springer-Verlag .
- de Man, J. C. (1975). The Probability of Most Probable Numbers. *Eur. J. Appl. Microbiol.* 1 , S. 67-78.
- DIN EN ISO 11732 (E23). (2005-05). *Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Ammonium-Stickstoff - Verfahren mittels Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion (DEV E23)*.
- DIN EN ISO 11885-E22. (2009-09). *Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektometrie (ICP-OES)*.
- DIN EN ISO 13395. (2002-09). *Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Nitritstickstoff, Nitratstickstoff und der Summe von beiden mit der Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion*.
- DIN EN ISO 7899-2. (2000-11). *Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken - Teil 2: Verfahren durch Membranfiltration*.
- Dittmer, U. (2006). *Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung*. Dissertation, Technische Universität Kaiserslautern, Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen, Band 23.
- Drča, M. (2007). *Seuchenhygienisch-mikrobiologische Untersuchungen an einer mesophil betriebenen Biogasanlage zur Verwertung von Speiseresten in Verbindung mit methodischen Untersuchungen zum Nachweis von Salmonellen und Escherichia coli aus biologischem Material*. Dissertation, Universität Leipzig.
- Drescher, D., & Hasselbach, R. (2010). Pflanzenkläranlagen im Mischwassersystem nach dem Konzept des Entsorgungsverbands Saar. *KA-Abwasser Abfall, 2010 (57) Nr. 7* , S. 670-675.
- Dubois, M., Gilles, K., Hamilton, J., Rebers, P., & Smith, F. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.* 28 , S. 350-356.
- Dunne, W. M. (Jr.). (2002). Bacterial adhesion: seen any good biofilms lately? *Clin. Microbiol. Rev.* 15 (2) , S. 155-166.
- DWA-M 178, Merkblatt. (2005). *Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem*.
- DWA-M 383, Merkblatt. (2008). *Kennwerte der Klärschlammwässerung*.
- Eckhardt, H., & Guckelsberger, P. (2010). *Siedlungswasserwirtschaft 1, Modul 12090*. Hochschule RheinMain, Wiesbaden.
- EG Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG. (2006). *Richtlinie über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG*.
- Eginton, P., Gibson, J., Holah, J., Handley, P., & Gilbert, P. (1995). The influence of substratum properties on the attachment of bacterial cells. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces Vol. 5, Issues 3-4* , S. 153-159.
- Ellis, K. (1995). Slow Sand Filtration. *Crc Critical Reviews In Environmental Control* 15 , S. 315-354.
- Eppler, B. (1981). *Aggregation von Mikroorganismen*. Dissertation, Universität Karlsruhe, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 24.
- Filisetti-Cozzi, T., & Carpita, N. (1991). Measurement of uronic acids without interference from neutral sugars. *Anal. Biochem.* 197 , S. 157-162.
- Flemming, H., & Wingender, J. (2001a). Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs)--Part I: Structural and ecological aspects. *Water Sci. Technol.* 43 (6) , S. 1-8.

- Flemming, H., & Wingender, J. (2001b). Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs)--Part II: Technical aspects. *Water Sci. Technol.* 43 (6) , S. 9-16.
- Flemming, H., Neu, T., & Wozniak, D. (2007). The EPS matrix: the "house of biofilm cells". *J. Bacteriol.* 189 (22) , S. 7945-7947.
- Flemming, H.-C., & Wingender, J. (2001c). Biofilme – die bevorzugte Lebensform der Bakterien. *Biologie in unserer Zeit*, 31/3 , S. 169-179.
- Flemming, H.-C., & Wingender, J. (2000). Extrazelluläre polymere Substanzen - der Baustoff für Biofilme. *Vom Wasser* 94 , S. 245-266.
- Flemming, H.-C., & Wingender, J. (2002). Was Biofilme zusammenhält. *Chemie in unserer Zeit* 36, 1 , S. 30-42.
- Frant, M. (2008). *Funktionalisierung von Biowerkstoffen durch biomimetische Strukturen auf der Basis von Tetraetherlipiden - ein Antifoulingkonzept*. Dissertation, Universität Halle-Wittenberg.
- Fuchs, S. (2009). *Die Vorstudie, ein unverzichtbares Instrument für eine effiziente Regenwasserbehandlung*. DWA-Landesverband Bayern.
- Fuchs, S. (2005). *Niederschlagswasserbehandlung mit Retentionsbodenfiltern*. Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Technische Universität München, Nr. 185.
- Fuchs, S., & Schnabel, S. (2002). *Betriebsüberwachung des Retentionsbodenfilters Langenalb (Gemeinde Straubenhardt) einschließlich Begleituntersuchungen am Gewässer*. Abschlussbericht für das Land Baden-Württemberg, vertreten durch das Regierungspräsidium Karlsruhe.
- Gimbel, R. D. (1984). *Abscheidung von Trübstoffen aus Flüssigkeiten in Tiefenfiltern*. Habilitationsschrift, Universität Karlsruhe, Fakultät für Chemieingenieurwesen, Heft 25.
- Graham, N. J. (1999). Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes - a review. *Water Sci. Technol.* 40 , S. 141-148.
- Grottke, M., Stresius, I., Holzappel, I., & Krause, N. (2008). *Verbesserung und Sicherstellung der Badegewässerqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde, Abschlussbericht des INTERREG IIIA Forschungsprojekts Deutscher Projektpartner*.
- Güde, H. (2002). *Erfassung und Bewertung von Eintragungswerten für Belastungen mit Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Bodenseekreis), Abschlussbericht des BW Plus Projektes PAO 97008*.
- Gujer, W. (2007). *Siedlungswasserwirtschaft*. Berlin: Springer-Verlag.
- Hahn, H. H. (1987). *Wassertechnologie: Fällung, Flockung, Separation*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag.
- Hahn, H. H., & Fuchs, S. (2005). *Abschlussbericht der DFG-Forschungsgruppe "Kanalleckage"*. Universität Karlsruhe, Institut für Wasser- und Gewässerkunde, Bereich Siedlungswasserwirtschaft.
- Haney Carr, J. (08.06.2010). www.phil.cdc.gov, id-nr. 258.
- Hermansson, M. (1999). The DLVO theory in microbial adhesion. *Coll. Surf. B: Biointerf.* 14 , S. 105-119.
- Herzig, J. P., Leclerc, D. M., & Le Goff, P. (1970). Flow of suspensions through porous media - application to deep filtration. *Industrial and Engineering Chemistry* 65 (5) , S. 8-35.
- Hijnen, W. A., Schijven, J. F., Bonn e, P., Visser, A., & Medema, G. J. (2004). Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. *Wat. Science Technol.* 50 , S. 147-154.
- Hirtzel, C. S., & Rajagopalan, R. (1985). *Colloidal Phenomena – Advanced Topics*. Noyes Publications (Park Ridge) New Jersey.

Literaturverzeichnis

- HMULV Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. (2008). *Empfehlung für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen im Mischsystem in Hessen*.
- IfSG (Infektionsschutzgesetz). (2000). *Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen*.
- IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung. (Dezember 2001). *Untersuchungen im techn. Maßstab zur Leistung klassischer Langsamfilter zur Gewinnung von Trinkwasser aus Oberflächenwasser*. Abschlussbericht.
- IWW, Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung. (2000). *Einleitung von Kläranlagenabläufen in kleine Fließgewässer: Bewertung der Ablaufqualität nach der EG-Badegewässer-Richtlinie*, Abschlussbericht.
- IWW, Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung. (2005). *Weitergehende Mischwasserbehandlung mit Bodenfiltern - Untersuchungen zum Filteraufbau und Filterbetrieb zur Verbesserung der Reinigungsleistung insbesondere hinsichtlich hygienisch relevanter Mikroorganismen*. Abschlussbericht.
- Jordan, F. (2001). *Untersuchungen zum Partikelabscheideverhalten submikroner Partikel in Faserfiltern im elektrischen Feld*. Dissertation, Gesamthochschule Duisburg, Fachbereich Elektrotechnik.
- Kaiser, O. (2005). *Bewertung und Entwicklung urbaner Fließgewässer*. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Institut für Landespflege, Culterra 44, 302 S.
- Keuerleber, N. A. (2009). *Nachweis von Escherichia coli O157 und Shigatoxinen in Rindfleischproben aus dem Landkreis Karlsruhe und Landkreis Rhein-Neckar-Kreis unter Einsatz des Singlepath® E. coli O157 und des Duopath® Verotoxins der Fa. Merck, Darmstadt*. Dissertation, Tierärztliche Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Kramar, U. (2010). *Semiquantitative Bestimmung der mineralogischen Zusammensetzung Sandproben (Auftragsuntersuchung, unveröffentlicht)*. Institut für Mineralogie und Geochemie, Karlsruher Institut für Technologie (KIT).
- Krauth, K. H., & Bondareva, O. (2000). *Anwendung von Flockungsverfahren bei der Regenwasserbehandlung*. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, Universität Stuttgart.
- Kreft, J.U.; Wimpenny, J.W. (2001). Effect of EPS on biofilm structure and function as revealed by an individual-based model of biofilm growth. *Water Sci. Technol.* 43 (6) , S. 135-141.
- Laber, J. (2001). *Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen*. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserversorgung, Band 167.
- Lambert, B. (2009). *Langzeiterfahrungen von Retentionsbodenfiltern*. Stadthalle Monheim BY: DWA Informationsveranstaltung 20 Jahre Retentionsbodenfilter, Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung.
- Lambert, B., Orb, R., & Fuchs, S. (2008). *Untersuchung RBF Monheim, 1. Zwischenbericht, unveröffentlicht*.
- Langenbach, K. (2009). *Slow sand filtration of secondary effluent for wastewater reuse: Evaluation of performance and modeling of bacteria removal*. Dissertation, TU München.
- Lappan, M. (2007). *Morphologische und funktionelle Untersuchungen zur Biofilmbildung bei dem humanen Pathogen Neisseria meningitidis*. Dissertation, Julius-Maximilians-Universität Würzburg.
- LfL, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. (2006). *Biogastechnologie zur umweltverträglichen Flüssigmistverwertung und Energiegewinnung in Wasserschutzgebieten*. Schriftenreihe 23.
- LfU (Landesamt für Umwelt) Bayern. (01.10.2008). *Merkblatt Nr. 4.4/22, Ref. 66 und 67, Anforderungen an Einleitungen von häuslichem und kommunalem Abwasser sowie an Einleitungen aus Kanalisationen*.

Literaturverzeichnis

- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz) Baden-Württemberg. (2002). *Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem*.
- LGA, Landesgewerbeanstalt Bayern. (1999). *Prüfbericht Geotextil-Filtermatte 1000, Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit, VG 9922568*.
- LGL, Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. (2009). *Badegewässer*.
- Liu, H., & Fang, H. (2002). Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. *J. Biotech.*, 95, S. 249-256.
- Liu, Y., Liu, Y., & Tay, J. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 65 (2), S. 143-148.
- Lyklema, J. (1999). Elektrische Doppelschichten: Elektrostatik und Elektrodynamik. *Chem.-Ing.-Tech.* 71, Nr. 12, S. 1364-1369.
- Maciel, N. M. (2004). *Extrazelluläre Polymere Substanzen (EPS) in vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen*. Dissertation, Technische Universität Berlin.
- Macke, E., Hartmann, A., & von Koerber, N. (2002). Zur Schmutzfracht von Regenwasser in großen, flach verlegten Mischwassernetzen. *KA-Abwasser, Abfall*, 49, Nr. 1, S. 40-48.
- Madigan, M. T., & Martinko, J. M. (2006). *Brock Mikrobiologie*. Pearson Studium.
- Makni, H. (2001). Disinfection of secondary effluents by infiltration percolation. *Water Science And Technology* 43, S. 178-178.
- Marre, D. (2004). *Untersuchungen zum Vorkommen und Transportverhalten von Partikeln in Grundwässern und Abschätzung ihrer Relevanz für den Schadstofftransport*. Dissertation, Universität Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften.
- Marshall, K. (1992). Biofilms: an overview of bacterial adhesion, activity, and control at surfaces. *ASM News.* 58, S. 202-207.
- Marshall, K. C., & Blainey, B. (1991). *Biofouling and biocorrosion in industrial water systems*, S. 28-45. Heidelberg: Springer Verlag.
- Marshall, T., & Holmes, J. W. (1996). *Soil physics*. Cambridge, New York, Melbourne: Cambridge University Press.
- Martienssen, M. (2001). *Leistung immobilisierter Mikroorganismen bei der Eliminierung von Umweltschadstoffen*. Habilitationsschrift, Universität Halle-Wittenberg.
- Matthess, G., & Pekdeger, A. (1981). Concepts of a survival and transport model of pathogenic bacteria and viruses in groundwater. *Sci. Tot. Env.*, 21, S. 149-159.
- Matthess, G., Bedbur, E., Gundermann, K.-O., & Peters, D. (1991). Vergleichende Untersuchung zum Filtrationsverhalten von Bakterien und organischen Partikeln in Porengrundwasserleitern. 1. Grundlagen und Methoden. *Zbl. Hyg.* 191, S. 53-97.
- Matthess, G., Pekdeger, A., & Schroeter, J. (1988). Persistence and transport of bacteria and viruses in groundwater - a conceptual evaluation. *J. Contam. Hydrol.* 2, S. 171-188.
- Mayer, C., Moritz, R., Kirschner, C., Borchard, W., Maibaum, R., Wingender, J., et al. (1999). The role of intermolecular interactions: studies on model systems for bacterial biofilms. *Int. J. Biol. Macromol.* 26 (1), S. 3-16.
- Meinders, J. M., Van der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1995). Deposition efficiency and reversibility of bacterial adhesion under flow. *J. Coll. Interface Sci.*, 176, S. 329-341.
- Meißner, E. (2010). 20 Jahre Retentionsbodenfilter - Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. *KA-Abwasser, Abfall*, 2010 (57) Nr. 1, S. 12-14.
- Mersmann, P. (2003). *Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und -ungesättigten Zone*. Dissertation, Universität Berlin, Fakultät VI Bauingenieurwesen und Angewandte Geowissenschaften.

Literaturverzeichnis

- Michels, A. (2005). *Charakterisierung des Transportverhaltens von Mikrosphären in Böden unterschiedlicher Nutzung und Bearbeitung*. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen, Fachbereich 9.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen). (2003). *Retentionsbodenfilter - Handbuch für Planung, Bau und Betrieb*. Düsseldorf.
- Nickel, E., & Wüstefeld, H. (1999). *Einführung in die Bodenkunde (Kurs 02: Geo- und Gewässerökologie)*. Universität Koblenz Landau, Fachbereich 3: Naturwissenschaften.
- Niehren, S. B. (1998). *Neue Methoden zur Grundwassermarkierung: Entwicklung eines feldtauglichen Mikrosphärenzählers*. Dissertation, ETH Zürich Nr. 12710.
- Orb, R. (2006). *Entwicklung eines Betriebsregimes für den Retentionsbodenfilter Monheim zur Optimierung des Keimrückhaltes*. Diplomarbeit, Universität Koblenz-Landau.
- Petry-Hansen, H. (2005). *Bakterielle Diversität von Biofilmen in Langsandsandfiltern*. Dissertation, Universität Duisburg-Essen.
- Rinklebe, J. (2002). *Vorlesung, Bergische Uni Wuppertal*.
- Rousseau, M., Di Pietro, L., Angulo-Jaramillo, R., Tessier, D., & Cabibel, B. (2004). Preferential transport of soil colloidal particles: physicochemical effects on particle mobilization. *Vadose Zone Journal* 3, S. 247-261.
- Rumpf, A. K. (2009). *Effekte elektrischer Polarisation leitender Oberflächen auf die bakterielle Primäradhäsion und Biofilmentwicklung*. Dissertation, Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Chemie.
- Sachs, L. (1976). *Statistische Methoden*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag.
- Sánchez, L. (2006). *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration processes*. In: Gimbel, R., Graham, N.J.D., Collins, M.R. (Eds.). London, UK: IWA Publishing.
- Scheen, J. (2003). *Einfluss des C:N:P-Verhältnisses auf die Bildung von Biofilmen*. Dissertation, Universität Dortmund, Fachbereich Chemie.
- Scheffer, F., & Schachtschabel, P. (2002). *Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage*. Spektrum Akademischer Verlag GmbH.
- Scherer, U. (2010). *Einführung in die Bodenkunde*. Institut für Wasser und Umwelt, Fachgebiet für Hydrologie und Flussgebietsmanagement: Vorlesung, Biochemische Prozesse, Technische Universität München, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen.
- Schneider, R., & Leis, A. (2002). Conditioning films in aquatic environments. In G. Bitton (Hrsg.), *Encyclopedia of environmental microbiology, Vol. 2* (S. 928-941). New York: John Wiley and Sons.
- Schneider, R., Chadwick, B., Jankowski, J., & Acworth, I. (1994). Modification of substratum physicochemistry by material adsorbed from groundwater – analysis by contact angles and relevance to microbial adhesion. *Geomicrobiol. J.* 14, S. 151-172.
- Schöler, A. (2002). *UV-Desinfektion von Kläranlagenabläufen unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses der suspendierten Stoffe*. Dissertation, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Band 170.
- Scholl, M. A., & Harvey, R. W. (1992). Laboratory investigation on the role of sediment surface and groundwater chemistry in transport of bacteria through a contaminated sandy aquifer. *Environ. Sci. Technol.*, 26(7), S. 1410-1417.
- Schwarz, M. (2003). *Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität*. Dissertation, Universität Karlsruhe, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 116.
- Sieker, F. (2006). Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten als Beitrag zur Minderung extremer Hochwasserabflüsse in beliebig großen Einzugsgebieten. *GWF - Wasser/ Abwasser*, 147. Jahrgang, (Heft 4), S. 310-314.

- Soni, K., Balasubramanian, A., Beskok, A., & Pillai, S. (2008). Zeta potential of selected bacteria in drinking water when dead, starved, or exposed to minimal and rich culture media. *Curr. Microbiol.* 56 (1) , S. 93-97.
- Specht, C. (2002). *Wechselwirkungen von organischen Substanzen mit mineralischen Festphasen - Untersuchung mit Hilfe der Größenausschlusschromatographie und der FTIR-Spektroskopie*. Dissertation, Universität Karlsruhe, Fakultät für Chemieingenieurwesen.
- Statist. Bundesamt. (2007). Umwelt, Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. *Fachserie 19 Reihe 2.1* .
- Stevik, T. K., Jennsen, P. D., & Siegrist, R. L. (1999). Removal of E. coli during intermittent filtration of wastewater effluent as affected by dosing rate and media type. *Wat. Sci. Tech.* 33 , S. 2088-2098.
- Stevik, T., Aa, K., Ausland, G., & Hanssen, J. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research* 38 , S. 1355-1367.
- Trinkwasserverordnung 2001. (2011). Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf . Stand: Neugefasst durch Bek. v. 28.11.2011 I 2370, geändert durch Art. 2 Abs. 19 G v. 22.12.2011 I 3044.
- Tsuneda, S., Aikawa, H., Hayashi, H., Yuasa, A., & Hirata, A. (2003). Extracellular polymeric substances responsible for bacterial adhesion onto solid surface. *FEMS Microbiol. Lett.* 223 (2) , S. 287-292.
- Tufenkji, N., & Elimelech, M. (2004). Correlation equation for predicting single-collector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media. *Environ. Sci. Technol.* 38 , S. 529-536.
- Van Cuyk, S. (2003). *Fate of Virus during Wastewater Renovation in Porous Media Biofilters*. Dissertation, Environmental Science and Engineering, Colorado School of Mines, Golden, Colorado.
- Van Cuyk, S., Siegrist, R., Logan, A., Masson, S., Fischer, E., & Figueroa, L. (2001). Hydraulic and purification behaviours and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Wat. Res.* 35 , S. 953-964.
- van Loosdrecht, M., Lyklema, J., Norde, W., & Zehnder, A. (1990). *Influence of interfaces on microbial activity*. Microbiological Reviews 54, 75-87.
- van Loosdrecht, M., Lyklema, J., Norde, W., Schraa, G., & Zehnder, A. (1987a). Electrophoretic mobility and hydrophobicity as a measure to predict the initial steps of bacterial adhesion. *Appl. Environ. Microbiol.* 53 (8) , S. 1898-1901.
- van Loosdrecht, M., Lyklema, J., Norde, W., Schraa, G., & Zehnder, A. (1987b). The role of bacterial cell wall hydrophobicity in adhesion. *Appl. Environ. Microbiol.* 53 (8) , S. 1893-1897.
- van Oss, C. (1995). Hydrophobicity of biosurfaces - origin, quantitative determination and interaction energies. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 5 , S. 91-110.
- van Oss, C. (2003). Long-range and short-range mechanisms of hydrophobic attraction and hydrophilic repulsion in specific and aspecific interactions. *J. Mol. Recognit.* 16 (4) , S. 177-190.
- Waldhoff, A. (2008). *Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF)*. Dissertation, Universität Kassel, Fachbereich Bauingenieurwesen, Band 30.
- Walker, S. (2005). The role of nutrient presence on the adhesion kinetics of Burkholderia cepacia G4g and ENV435g. *Colloids Surf. B Biointerfaces.* 45 (3-4) , S. 181-188.
- WeberShirk, M., & Dick, R. (1997a). Biological mechanisms in slow sand filters. *Journal American Water Works Association* 89 , S. 72-83.
- WeberShirk, M., & Dick, R. (1997b). Physical-chemical mechanisms in slow sand filters. *Journal American Water Works Association* 89 , S. 87-100.

Literaturverzeichnis

- Weigl, B. (2004). *Trennkräfte zwischen Mikroorganismen, Partikel und Oberflächen*. Dissertation, Technische Universität München.
- Welker, A. (2005). *Schadstoffe im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen*. Habilitationsschrift, Technische Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe Nr. 20 Siedlungswasserwirtschaft.
- Wild, A. (1995). *Umweltorientierte Bodenkunde. Eine Einführung*. Spektrum Akademischer Verlag.
- Wingender, J., & Flemming, H. (2004). Contamination potential of drinking water distribution network biofilms. *Wat. Sci. Technol.* 49 (11-12) , S. 277-286.
- Wingender, J., & Jaeger, K.-E. (2002). Extracellular enzymes in biofilms, S. 1207-1223. In G. Bitton (Hrsg.), *Encyclopedia of Environmental Microbiology, Vol. 3*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Wingender, J., Neu, T. R., & Flemming, H.-C. (1999). *Microbial extracellular polymeric substances*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Woźniak, R. (2008). *Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern*. Dissertation, Technische Universität Kaiserslautern.
- Yogafanny, E. (2011). *Evaluating Bacteria Removal Potential by Slow Sand Filtration: Effects of Rhine and Lava Sand and Operation Mode*. Master Thesis, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und Gewässerentwicklung.

Schriftenreihe SWW Karlsruhe

Bisher aus der Arbeit am Institut erschienen

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H.H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/Glahn 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K.G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlamm. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H.H.; HENSELEIT, H.J.; ORTH, H.; SENG, H.J.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H.H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [13] JØRGENSEN, S.E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlag des Verfassers).
- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.
- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H.H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H.K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).

- [17] KNOBLAUCH, A.: Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978.
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H.J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfalldeponiestandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [21] HAHN, H.H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [27] KIEFHABER, K.P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser - Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H.H.; SENG, H.J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [29] HAHN, H.H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft II. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [31] HAHN, H.H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [32] HAHN, H.H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/-flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlammbehandlung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H.H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flussgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).

- [37] LÖHR, J.: Einfluss der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H.H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings from the 1st Gothenburg Symposium, 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H.H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T.G.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs-/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).
- [50] HAHN, H.H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.): Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings from the 2nd international Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H.H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E.M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Ablauffracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).

- [58] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [59] LEE, C.-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? – Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [64] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [65] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten. Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [67] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungchemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [68] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S.J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [71] HAHN; H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Klärschlamm - Ressource oder kostenintensiver Abfall? Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).

- [78] HAHN, H.H.; TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [81] WITT, P.CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon: Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 – Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg-Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisation. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 – Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H.H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H.H.; WILHELMI, M.: Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, ST.: Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L.Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H.H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung- und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [96] FUCHS, S.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen.
- [98] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [99] KISHI, R.T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [100] NAUDASCHER, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [101] ANDERS, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [102] WITTLAND, C.: Angepasste Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinentechnik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [105] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sielhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F.E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerkschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorous Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung und Wirksamkeit polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse – eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [118] HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.: Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [119] BUTZ, J.: Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] MAHMUTSPAHC, Z.: Projektfinanzierung – ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [121] HAHN, H.H.; FRIEDRICH, K.: Chemikalien in der Abwasserbehandlung – was haben wir dazugelernt? Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [122] KEGEBEIN, J.: Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [123] HAHN, H.H., HOFFMANN, E., BLANK, A.: Abwasserproblemstoffe – Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [124] KPONGBENGA, K.: Wasserver- und Entsorgung in der Stadt Lomé/Togo: Analysen, Beiträge und Konzepte. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [125] BEKKER, M.: Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [126] DUTTA, S.: Mathematical Modeling of Rotating Biological Contactor for Process Optimisation in Wastewater Treatment. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [127] HAHN, H.H., HOFFMANN, E., BLANK, A.: Die optimierte Kläranlage – Vision oder Realität? Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [128] FUCHS, S.; FACH, S.; HAHN, H.H.: Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [129] SCHERER, U.: Prozessbasierte Modellierung der Bodenerosion in einer Lösslandschaft. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [130] BECHTEL, A.: Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von N_{\min} -Daten. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [131] SCHEER, M.: Ermittlung und Bewertung der Wirkung der Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [132] LITTY, K.: User-Oriented Wastewater Treatment Technology in Developing and Newly Industrialising Countries. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [133] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Nachhaltigkeit in der Abwasserreinigung – Der Weg ist das Ziel. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [134] HILLENBRAND, T.: Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [135] BLANK, A.: Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

- [136] TURKOVIĆ, R.: Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [137] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Abwasserreinigung – Perspektiven, Hilfsstoffe und neue Technologien. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [138] HOMA, J.: Biofilmaktivität in Scheibentauchkörpern – Grundlagen, Anpassung und Anwendung des Dehydrogenasentests. Karlsruhe 2010 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [139] HOFFMANN, E., Blank, A.: Ökoeffizienz und Abwasserreinigung - Strategien und Lösungen für die Herausforderungen von Morgen. Karlsruhe 2010 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [140] MORCK, T.: Stickstoffelimination aus Schlammwasser mittels Ionenaustausch und Elektrodialyse. Karlsruhe 2011 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [141] HOFFMANN, E., Blank, A.: Innovation und Flexibilität – Systemoptimierung und Systemerweiterung. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

Bestellanschrift:

KIT – Karlsruher Institut für Technologie
Universität des Landes Baden-Württemberg und nationales Forschungszentrum in der
Helmholtz-Gemeinschaft
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
BIBLIOTHEK, Abteilung: Schriftenreihe
Gotthard-Franz-Str. 3, Geb. 50.31
76131 Karlsruhe
Tel.: 0721/608-44114
Fax: 0721/608-46372
E-Mail: kaupa@kit.edu