

Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

DOKTOR-INGENIEURS

von der Fakultät für

Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Geoökol. Robertino Turković

aus Karlovac / Kroatien

Tag der mündlichen
Prüfung:

20. Feb. 2009

Hauptreferent:

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

Korreferent:

Prof. Dr. rer. nat. habil. Josef Winter

Karlsruhe 2009

Dissertation genehmigt von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH) 2009

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

Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. habil. Josef Winter, Karlsruhe

Robertino Turković

Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden

Karlsruhe: Universität Karlsruhe, Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, 2009

Schriftenreihe SWW Karlsruhe – Band 136

Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2009

ISBN 978-3-9811461-9-6

ISBN 978-3-9811461-9-6

Alle Rechte vorbehalten

Satz: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
Universität Karlsruhe (TH)

Druck: E&B printware, Digital- und Schnelldruck GmbH, 76131 Karlsruhe

Printed in Germany

Vorwort des Herausgebers

Der Titel dieser Schrift lässt die aktuelle und praxisrelevante Fragestellung, die der Autor bearbeitet, nur mittelbar erkennen. Es ist ein äußerst aktuelles Thema und gleichermaßen für die Weiterentwicklung der Grundlagen sowie die Praxis von Bedeutung. Abwasser, das aus nicht mehr vollständig intakten Kanalisationssystemen austritt und das Umweltschützer, Gesetzesgeber und den Vollzug gleichermaßen bewegt, ist einer der Anwendungsbereiche, wenn man die Prozesse in abwasserdurchsickerten Medien genauer kennen würde. Also im eigentlichen ein Problem des Boden- und Grundwasserschutzes. Und ebenso wird heute in der Konzipierung, aber auch in der Umsetzung von Gewässerschutzstrategien, insbesondere für weniger industrialisierbare Anwendungsfälle, also z.B. dezentrale Regenwasserbehandlung vor Einleitung mittels Retentionsbodenfiltern, mit großem Interesse auf Ergebnisse solcher Art von Untersuchungen gewartet.

Diese beiden Fragenkomplexe, Folgen von Abwasseraustritt aus schadhaften Kanalisationen und gezielte Regen- oder Abwasserversickerung mittels Bodenfiltern führt der Autor als Motivation für seine Arbeiten an und behandelt den Stoffumsatz abwasserrelevanter Inhaltsstoffe in unterschiedlichen Boden- oder Sandmatrices, die in Versuchszylindern (Versuchssäulen) einen naturähnlichen Ausschnitt simulieren.

Die gute Lesbarkeit des Buches ergibt sich u.a. daraus, dass der Autor seine Arbeit systematisch und in klassischer Form gliedert, nach einem kurzen einführenden und einem weiteren, die Motivation noch einmal darstellenden Kapitel, schön synoptisch und aus vielen Bereichen zusammentragend und zitierend den Stand der Wissenschaft (Kap. 3). Dieser Abschnitt zeigt zum einen, dass der Autor einen guten Überblick über das gesamte Gebiet, das aus mehreren, fachlich weiter auseinander liegenden Disziplinen gespeist wird, gewonnen hat. Und zum anderen kann er damit zeigen, dass er die Materie so beherrscht, dass er Erkenntnisse aus den verschiedenen Bereichen gewinnbringend kombinieren kann.

Das wohl wichtigste und auch nach eigenen Feststellungen des Autors erstmalig publizierte Ergebnis ist die „*erstmalige und vollständige Sauerstoffbilanz für ein Beaufschlagungsereignis eines Sandfiltersystems im Labormaßstab mit den entsprechenden Sauerstoffeintrags- und Austragsmechanismen*“ (Zitat!). - Sehr gewichtig an dieser Arbeit ist, dass der Autor die Kombination oder Koppelung der beiden zunächst nicht sehr verwandt wirkenden Aufgaben des Boden- und Grundwasserschutzes einerseits und des vom Niederschlagsabfluss beeinflussten Gewässerschutzes andererseits gemeinsam betrachtet. Und ebenfalls sehr eindrucksvoll sind auch die sehr systematisch angelegten zahlreichen und lang andauernden Versuchsreihen, die zweifelsohne sehr aufwendig waren, inklusive der dafür anzupassenden analytischen Methoden. – Man kann (als Herausgeber) nur wünschen, dass die Schrift ihren verdienten Platz im Fachgebiet und damit zahlreiche Leser findet.

Karlsruhe, im Mai 2009

H.H.Hahn

Kurzfassung

Aus siedlungswasserwirtschaftlicher Sicht ist die Abwasserversickerung in sandigen Böden bei der Exfiltration von Abwasser aus Kanalleckagen und bei der Bodenfiltration von Bedeutung. Eine genaue Prozessbeschreibung der zahlreichen Transport- und Umsetzungsprozesse während der Bodenpassage des Abwassers ist Voraussetzung, um die Einzelprozesse und deren Interaktion zu verstehen. Mit diesem Wissen kann das Gefährdungspotenzial durch versickerndes Abwasser aus Kanalleckagen abgeschätzt sowie eine Betriebsoptimierung bei Bodenfilteranlagen durchgeführt werden.

Ziel dieser Arbeit ist es, Ursachen für Kolmationsphänomene – die maßgeblich die hydraulischen Verhältnisse im Filtersand beeinflussen – unter verschiedenen Randbedingungen quantitativ zu erfassen. Mit Hilfe von Stoffstrombilanzen für organischen Kohlenstoff, Stickstoff und Sauerstoff sollen die Stofftransport- und Umsatzmechanismen sowie Stoffumsatzraten für ein Sand-Filterssystem bestimmt werden.

Mit insgesamt 41 Säulenexperimenten im Labormaßstab wurde diesen Fragen nachgegangen. Die Randbedingungen der Experimente wurden durch Einsatz unterschiedlicher Filtersande, Abwässer und Beaufschlagungsmengen variiert. Für die Sauerstoffquantifizierung wurde ein In-situ-Sauerstoffmesssystem entwickelt, welches eine räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Bestimmung der Sauerstoffgehalte über die gesamte Versuchsdauer im Filtersystem ermöglichte.

Es zeigte sich, dass biologische Kolmation in allen Sandtypen sehr wirksam war, während physikalische Kolmation ausschließlich in Mittel- und Feinsanden auftrat. Die Kombination der physikalischen und biologischen Kolmationsprozesse führte im Grobsand zu einer synergistischen Wirkung, während im Mittel- und Feinsand der aktuell wirksamere Prozess die Hydraulik des Filtersystems dominierte.

Die Stoffumsetzungen bezüglich organischem Kohlenstoff und Stickstoff finden in einem zweistufigen Prozess statt. Die Nährstoffe werden während der Sickerphase adsorptiv in der Boden-/Biofilmmatrix in der oberflächennahen Schicht zurückgehalten. Im zweiten Prozessschritt werden sie bei günstigeren O_2 -Verhältnissen in der Pause zwischen zwei Beaufschlagungen mikrobiell umgesetzt.

Der Sauerstoffeintrag in den Filter findet über Konvektion und Diffusion statt. Sauerstoffaustragende Prozesse sind die Verdrängung der Bodenluft durch infiltrierendes Wasser, physikalischer Austrag durch sich aufsättigendes Sickerwasser und die Sauerstoffzehrung durch mikrobielle Umsetzungsprozesse. Als wichtigste Ein- und Austragsprozesse konnten Diffusion und Sauerstoffzehrung identifiziert werden. Die Gesamt-O₂-Bilanz wird zu mehr als 75 % durch diese beiden Prozesse bestimmt. Die Diffusionsraten erhöhen sich bei abnehmenden O₂-Gehalten im Filter. Aufgrund dieses Umstandes kann das Filtersystem sich selbst regulieren, indem zunehmende O₂-Umsatzraten einen erhöhten Diffusionseintrag bedingen.

Abstract

In the field of sanitary environmental engineering, wastewater infiltration into sandy soils through exfiltration from leaky sewers and soil filtration is of particular interest. An exact process description of the numerous transportation and conversion processes during the passage of the wastewater into soil is prerequisite to manifest and describe the single processes and their interactions in detail. With this knowledge, the risk potential of the percolating wastewater from leaky sewers can be estimated and operational optimizations for soil filter systems can be executed.

The goal of this thesis is to quantify the clogging processes in sand filters under varying boundary conditions. The phenomenon of soil clogging is the most important cause which influences the hydraulic conditions in the filter. Material flow balances for organic carbon, nitrogen and oxygen should give an insight into the transformation mechanisms and material conversion rates in a sand filter system.

In total, 41 column experiments at lab-scale were carried out to answer these questions. The boundary conditions in the experiments were varied by using different filter sands, wastewater qualities, and loading rates. An in-situ oxygen measuring unit for the filter system was developed. The development of such measuring unit gave the possibility to measure oxygen at a high spatiotemporal resolution over the entire operating time.

It was revealed that biological clogging was very effective in all sand types. Physical clogging appeared in middle and fine sands but not in the coarse sand. The combination of the physical and biological clogging processes revealed a synergistic effect in coarse sand. In middle and fine sands, the process that is more effective at a particular moment dominates the hydraulics of the filter system.

The transformation of organic carbon and nitrogen took place in a two-stage process. At the first stage – during the seeping phase – the nutrients were adsorbed in the soil-/biofilm-matrix in the upper layer of the filter. In the second stage – during the intermediate period till the next loading – they were degraded by microbial activity under more favourable aerobic conditions.

Oxygen transport into the filter takes place by convection and diffusion. Oxygen consuming processes are displacement of soil air by infiltrating water, physical discharge through aeration of the trickling water, and the oxygen consumption due to microbial processes. The most important processes for transport and consumption are diffusion and oxygen consumption due to microbiological activity. The oxygen balance is influenced by more than 75 % due to these two processes. The diffusion rate increase with decreasing oxygen content in the filter. Due to this phenomenon, the filter system can self-regulate itself. Increasing oxygen metabolic rates cause an increased diffusion flux into the filter.

Danksagung

Ich danke Herrn em. Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D. für die Übernahme des Hauptreferats und das damit mir entgegengebrachte Vertrauen bei der Durchführung der Arbeit.

Herrn Prof. Dr. Josef Winter danke ich für die Übernahme des Korreferats.

Des Weiteren bedanke ich mich bei Dr.-Ing. Stephan Fuchs für die kritisch geführten Diskussionen sowie seine oft richtungsweisenden Ratschläge, die zum Gelingen dieser Arbeit wesentlich beitrugen.

Große Teile der Arbeit entstanden innerhalb der DFG-Forschergruppe „Kanalleckagen – Gefährdungspotenzial von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser“ sowie mit finanzieller Unterstützung durch den Förderverein Siedlungswasserwirtschaft (FISKA) der Universität Karlsruhe (TH) e.V. Beiden Institutionen danke ich für die finanziellen Zuwendungen durch die die umfangreichen Forschungen erst ermöglicht wurden.

Weiter danke ich den Kolleginnen und Kollegen aus der Forschergruppe „Kanalleckagen“ für die stets konstruktive Zusammenarbeit. Namentlich möchte ich hierbei Jochen Roddewig, Jochen Klinger und Cristina Cata erwähnen.

Für die experimentelle Unterstützung sowie die Diskussionsbereitschaft bei bodenhydraulischen Fragestellungen bedanke ich mich bei PD Dr. Ulf Mohrlök und Ekkehart Bethge vom Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe (TH).

Bei meinen Kolleginnen und Kollegen am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft, bedanke ich mich herzlich für die angenehme Arbeitsatmosphäre und so manche fachliche und persönliche Anregung.

Weiterhin gilt mein Dank dem Werkstatt- und Laborpersonal des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft, auf deren fachliches Können ich stets zurückgreifen durfte.

Für das Korrekturlesen der Arbeit bedanke ich mich bei Angela Gusinde, Brigitte Pfeifer, Tobias Morck und Sanjay Dutta.

Ein großer Dank gilt meinen Eltern Ivan und Katica Turković sowie meiner Schwester Anita Kadriu mit Familie für ihre fortwährende Unterstützung. Ganz besonders bedanke ich mich bei meiner Lebensgefährtin Begoña Zabala, die mir jederzeit – und besonders in Momenten des Zweifels – Kraft und Rückhalt gegeben hat.

Inhaltsverzeichnis

<i>Inhaltsverzeichnis</i>	<i>I</i>
<i>Abbildungsverzeichnis</i>	<i>V</i>
<i>Tabellenverzeichnis</i>	<i>VIII</i>
<i>Abkürzungsverzeichnis</i>	<i>IX</i>
<i>Technische Symbole und Größen</i>	<i>X</i>
1 Einleitung	1
2 Zielsetzung	3
3 Kenntnisstand	4
3.1 Abwasserversickerung historisch	4
3.1.1 Kanalisation und Kanalleckagen.....	4
3.1.2 Bodenfiltration.....	5
3.2 Aktuelle Aspekte der Abwasserversickerung	7
3.2.1 Kanalleckagen	7
3.2.2 Bodenfiltration.....	9
3.3 Transport- und Umsetzungsprozesse	11
3.3.1 Wassertransport in der ungesättigten Bodenzone.....	11
3.3.2 Infiltration	13
3.3.3 Grundlegende Prozesse der Bodenfiltration.....	15
3.3.4 Kohlenstoffumsatz.....	16
3.3.5 Stickstoffumsatz.....	18
3.4 Mikrobielle Biomasse und Bioaktivität im Bodenprofil	20
3.4.1 Grundlagen	20
3.4.2 Verteilung von Biomasse und Bioaktivität in abwasserdurchsickerten Böden	22
3.4.3 Biofilmentwicklung und -struktur.....	24
3.5 Sauerstoffhaushalt in abwasserdurchsickerten Böden	25
3.5.1 Sauerstofftransport-Mechanismen.....	25
3.5.2 Sauerstoffbedarf für C- und N-Umsatz.....	29

3.5.3	Sauerstoffbestimmung im Boden.....	31
3.6	Kolmation	32
3.6.1	Ursachen.....	32
3.6.2	Kolmationsphasen.....	35
4	<i>Material und Methoden</i>.....	37
4.1	Säulenversuche im Überblick	37
4.2	Betrieb der Versuchssäulen.....	39
4.2.1	Aufbau des Versuchstandes.....	39
4.2.2	Filtermaterial.....	43
4.2.3	Abwässer.....	45
4.2.4	Betriebsbedingungen.....	47
4.3	Untersuchungen des Filtermaterials	49
4.3.1	Hydraulische Leitfähigkeit.....	49
4.3.2	Korngrößenbestimmung und Partikelanalyse.....	50
4.3.3	Weitere Bodeneigenschaften.....	50
4.4	Chemische Analysen.....	51
4.5	Sauerstoffmesstechnik.....	51
4.5.1	Messprinzip.....	52
4.5.2	Optodenmontage und Messweiche.....	54
4.5.3	Kalibrierung der Optoden.....	57
4.5.4	Datenerfassung und Verarbeitung.....	58
4.6	DNA-/RNA-Analysen	60
5	<i>Ergebnisse</i>.....	63
5.1	Biomasseverteilung in den Filtersäulen	63
5.1.1	Versuchsreihe 1	63
5.1.1.1	Grobsand-Filtersäulen.....	63
5.1.1.2	Mittelsand-Filtersäulen.....	65
5.1.1.3	Biomasseentwicklung im zeitlichen Verlauf.....	67
5.1.2	Versuchsreihe 2	69
5.1.2.1	Grobsand-Filtersäulen.....	69

5.1.2.2	Mittelsand-Filtersäulen	70
5.1.2.3	Fein-/Mittelsand-Filtersäulen.....	71
5.1.3	Versuchsreihe 3	73
5.2	Hydraulische Entwicklung	75
5.2.1	Kolmation in Versuchsreihe 1	75
5.2.2	Kolmation in Versuchsreihe 2.....	78
5.2.2.1	Kolmation in den Grobsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 2.....	78
5.2.2.2	Kolmation in den Mittelsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 2.....	79
5.2.2.3	Kolmation in den Fein-/Mittelsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 2.....	81
5.2.3	Entwässerungsverhalten während eines Beaufschlagungszyklus	82
5.2.3.1	Wassersättigung während der Sickerphase.....	83
5.2.3.2	Wassersättigung während der Wiederbelüftungsphase.....	86
5.3	Feinpartikeleintrag in die Filtersäulen	87
5.4	Stoffliche Umsetzungsprozesse	90
5.4.1	Kohlenstoff- und Ammoniumrückhalt in Abhängigkeit vom Filtermaterial	90
5.4.2	Dynamik des Stickstoffumsatzes.....	94
5.5	Sauerstoffmessungen in Versuchsreihe 3	95
5.5.1	Diffusionsverhalten des Filtermaterials.....	96
5.5.2	Sauerstoffentwicklung im Tagesgang nach einer Beaufschlagung	97
5.5.3	Einfluss verschiedener Entwicklungsstadien auf die Sauerstoffsättigung	98
5.5.3.1	Sickerphase	99
5.5.3.2	Zehrungs- und Wiederbelüftungsphase.....	102
5.6	Stoffstrombilanzen in Versuchsreihe 3	103
5.6.1	Organische Kohlenstoffverbindungen.....	104
5.6.2	Stickstoff.....	107
5.7	Sauerstoffbilanzen in Versuchsreihe 3.....	112
5.7.1	Ermittlung der absoluten Sauerstoffgehalte in den Filtersäulen.....	113
5.7.2	Sauerstoffbilanz ohne mikrobiellen Abbau.....	116
5.7.3	Sauerstoffbilanz bei Normalbetrieb	119
5.7.4	Sauerstoffbilanz bei vermindertem Diffusionstransport	121
5.7.5	O ₂ -Netto-Eintrag u. Netto-Verbrauch innerhalb eines Beaufschlagungsintervalls	123

6	<i>Diskussion</i>	127
6.1	Hydraulisches Verhalten.....	127
6.2	Biologische Kolmation.....	129
6.3	Physikalische Kolmation.....	134
6.4	Zusammenwirken von biologischer und physikalischer Kolmation	137
6.5	Sauerstofftransport	140
6.6	Stoffumsatz	144
6.6.1	Lokalisierung und Quantifizierung der Biomasse und Bioaktivität	144
6.6.2	Stoffumsatzmechanismen	147
6.6.2.1	Dunbars „Absorptionstheorie“	147
6.6.2.2	Organischer Kohlenstoff.....	148
6.6.2.3	Stickstoff.....	149
6.7	Sauerstoffzehrung und Sauerstoffeintrag.....	151
6.7.1	Sickerphase	152
6.7.2	Sauerstoff-Diffusionsraten	153
6.7.3	Sauerstoff-Zehrungsraten.....	156
6.8	Zusammenfassende Darstellung der Stoffumsatzmechanismen	158
7	<i>Zusammenfassung und Ausblick</i>	161
8	<i>Literaturverzeichnis</i>	165
	<i>Anhang</i>	176

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3-1:	Schema Retentionsbodenfilter.....	10
Abb. 3-2:	Überstaute Infiltration in einen homogenen Boden.....	14
Abb. 3-3:	Überstaute Versickerung aus einer geringer leitenden in eine stärker leitende Bodenschicht.....	14
Abb. 3-4:	Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff in Böden in Abhängigkeit vom Luftgehalt	28
Abb. 3-5:	Korrelation zwischen dem Rückgang der relativen hydraulischen Leitfähigkeit und der mikrobiellen Biomasse.....	33
Abb. 3-6:	Idealtypischer Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeit im zeitlichen Kolmationsverlauf in der oberen Bodenschicht von 0-4 cm.	36
Abb. 4-1:	Detailansicht der Versuchssäule mit integrierter Messtechnik der Versuchsreihe 3	40
Abb. 4-2:	Säulenversuchsstand mit 8 Versuchssäulen nach Modifizierung in Versuchsreihe 2.....	42
Abb. 4-3:	Korngrößenverteilung der Versuchssande und deren Einsatz in den einzelnen Versuchsreihen (V1-V3).....	44
Abb. 4-4:	Korngrößenspektrum der Feinpartikel in den eingesetzten Abwässern... ..	46
Abb. 4-5:	Prinzip der Lumineszenzschwächung mit molekularem Sauerstoff.. ..	52
Abb. 4-6:	Prinzip der Signalübermittlung zu und von der sauerstoffsensitiven Folie	54
Abb. 4-7:	Optodenherstellung.....	55
Abb. 4-8:	Draufsicht der Messweiche zum automatischen Auslesen von bis zu 16 Optoden mit einem 1-Kanal Messgerät.....	56
Abb. 4-9:	Typisches HPLC-Chromatogramm einer Probe aus einer Sandsäule.	61
Abb. 5-1:	DNA- und RNA-Konzentrationen in den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 1.	64
Abb. 5-2:	DNA- und RNA-Konzentrationen in den Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 1.	66
Abb. 5-3:	Entwicklung der Nukleinsäurenkonzentrationen im Vertikalprofil der Filtersäulen.	68
Abb. 5-4:	DNA- und RNA- Konzentrationen in den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 2	70
Abb. 5-5:	DNA- und RNA-Konzentrationen in den Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2.	71

Abb. 5-6:	DNA- und RNA-Konzentrationen in den Fein-/Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2.	72
Abb. 5-7:	Entwicklung der DNA/RNA-Konzentrationen im Versuchszeitraum der Versuchsreihe 3.	73
Abb. 5-8:	Glühverlust im Vertikalprofil an Versuchstag 137.	74
Abb. 5-9:	Hydraulische Entwicklung in den Grobsand-Säulen.	76
Abb. 5-10:	Hydraulische Entwicklung in den Mittelsand-Säulen.	77
Abb. 5-11:	Hydraulische Entwicklung in den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 2.	78
Abb. 5-12:	Hydraulische Entwicklung in den Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2.	80
Abb. 5-13:	Hydraulische Entwicklung in den Fein-/Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2.	81
Abb. 5-14:	Wassersättigung (Haftwasser) im Vertikalprofil der Säule im Vorversuch.	84
Abb. 5-15:	Infiltration, Exfiltration und Porenwasserverteilung im Filtersand während der Sickerphase des Vorversuches.	85
Abb. 5-16:	Anteile von Sickerwasser, Haftwasser und Bodenluft am Gesamtporenvolumen in verschiedenen Filtertiefen des Filtersandes.	86
Abb. 5-17:	Entwässerungsverhalten der Versuchssäule in 20 cm Tiefe.	87
Abb. 5-18:	Partikelverteilung in den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 2.	89
Abb. 5-19:	Partikelverteilung in den Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2.	90
Abb. 5-20:	DOC- und Ammonium-Rückhalteleistungen in den Grobsand-Säulen von V2.	91
Abb. 5-21:	DOC- und Ammonium-Rückhalteleistungen in den Mittelsand-Säulen von V2.	92
Abb. 5-22:	DOC- und Ammonium-Rückhalteleistungen in den Fein-/Mittelsand-Säulen von V2.	93
Abb. 5-23:	Verlauf der Nitrifikation in den hydraulisch hoch belasteten Säulen der Versuchsreihe 1.	94
Abb. 5-24:	Sauerstoff-Diffusion in die Bodensäule.	96
Abb. 5-25:	Diffusionsverhalten des Filtermaterials anhand des Gasflusses.	97
Abb. 5-26:	Qualitativer Verlauf der Sauerstoffsättigungskurve während eines Beaufschlagungszyklus.	98
Abb. 5-27:	Sauerstoffentwicklung in der Versuchssäule für Versuchstag 2 (a), 21 (b) und 50 (c).	100

Abb. 5-28:	CSB-Konzentrationen in Zu- und Abläufen an Versuchstagen 133-136.	104
Abb. 5-29:	CSB-Konzentrationen im Bilanzraum der Beaufschlagungen (BA) an VT 134 und VT 135.	106
Abb. 5-30:	NH ₄ -N- und NO ₃ -N-Konzentrationen in Zu- und Abläufen an Versuchstagen 133-136.	108
Abb. 5-31:	NH ₄ -N-Konzentrationen im Bilanzraum der Beaufschlagungen (BA) an VT 134 und VT 135.	109
Abb. 5-32:	Verteilung von Porenwasser, Porenluft und Feststoff in der Versuchssäule während der Sickerphase an Versuchstag 134 und 135.	114
Abb. 5-33:	Sauerstoffflussrate am Anfang der Versuchsreihe (VT 1).	116
Abb. 5-34:	Sauerstoffentwicklung ohne mikrobiellen Abbau an VT 136.	117
Abb. 5-35:	Zeitliche Entwicklung des Sauerstoff-Gasflusses an VT 136.	118
Abb. 5-36:	Sauerstoffentwicklung bei Normalbetrieb an VT 134.	120
Abb. 5-37:	Sauerstoffentwicklung bei unterdrückter Diffusion an VT 135.	122
Abb. 5-38:	Grafisch/rechnerisches Verfahren zur Ermittlung der Netto-Zehrungskurve für die Filterschicht 0-20 cm.	125
Abb. 5-39:	Zehrungs- und Diffusionsverhalten während der Wiederbelüftungsphase an VT 134 in der Filterschicht 0-20 cm.	126
Abb. 6-1:	Real-Abwasser-Mittelsand-Versuche der Versuchsreihe 1: Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und DNA-Konzentration in der Schicht 0-1 cm.	131
Abb. 6-2:	Entwicklung der Biofilmdichten bei unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen/-frachten.	133
Abb. 6-3:	Verhältnis der Biomassekonzentrationen zwischen oberflächennaher Schicht (Durchschnittswerte 0-4 cm) und Filterschicht bei 10 cm Tiefe.	145
Abb. 6-4:	O ₂ -Diffusion während der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an Versuchstag 134.	154
Abb. 6-5:	O ₂ -Zehrung während der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an Versuchstag 134.	157
Abb. 6-6:	Sauerstoffgehalte in der Filtersäule während der Betriebsphasen an VT134.	159

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1:	Studien zu Exfiltrationsmengen von Abwasser durch undichte Kanäle (aus Klinger 2007).	9
Tab. 4-1:	Durchgeführte Säulenversuche im Überblick.....	39
Tab. 4-2:	Empfohlene Korngrößenverteilung für Filtersande beim Mischsystem (Trennsystem) (DWA-M 178, 2005a).	43
Tab. 4-3:	Korn- und Lagerungsdichten der Filtersande und des Filterkieses.	45
Tab. 4-4:	Mittlere stoffliche Zusammensetzung der eingesetzten Abwässer.	47
Tab. 4-5:	Überblick aller Versuchssäulen und Betriebsbedingungen.....	48
Tab. 4-6:	Übersicht Einbaulage (r = Rand; z = Zentrum) aller Optoden und Kontrollmessungen vor bzw. nach dem Versuchsdurchgang (fett hervorgehobene Optoden sind für spätere Auswertungen relevant).	58
Tab. 5-1:	Zusammenfassung der Biomasseverteilungen für die Grobsand- und Mittelsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 1.....	67
Tab. 5-2:	Zusammenfassung der Biomasseverteilungen für die Grobsand-, Mittelsand- und Fein-/Mittelsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 2.....	72
Tab. 5-3:	Ausgangsparameter der Säule der Versuchsreihe 3.....	83
Tab. 5-4:	CSB-Frachtrückhalt für die Versuchstage 134 und 135. Werte für Einzelfraktionen.	106
Tab. 5-5:	NH ₄ -N Frachten an VT 134 und 135.....	110
Tab. 5-6:	Sauerstoffbedarf für Stickstoff-Reaktionen.....	111
Tab. 5-7:	Berechnung des Sauerstoffbedarfs für die Stickstoffumsetzungsprozesse an VT 134 und VT 135.	111
Tab. 5-8:	Betriebsbedingungen und Ziele der 4-tägigen Messkampagne.....	112
Tab. 5-9:	Berechnung des physikalischen O ₂ -Austrags durch das Beaufschlagungswasser an VT 134. Werte (Sickermenge, O ₂ -Austrag) sind auf 1 m ² bezogen.....	120
Tab. 5-10:	Berechnung des physikalischen O ₂ -Austrags durch das Beaufschlagungswasser an VT 135. Werte (Sickermenge, O ₂ -Austrag) sind auf 1 m ² bezogen.....	123
Tab. 6-1:	Maximale O ₂ -Diffusionsraten	153
Tab. 6-2:	Sauerstoffbilanz für VT 134 (Werte in g O ₂ /m ²).....	159

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
AOB	Ammonium-oxidierende Bakterien
ATP	Adenosintriphosphat
DNA	Desoxyribonukleinsäure
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen
EW	Einwohnerwert
FISH	Fluoreszenz-in-situ-Hybridisierung
fS	Feinsand
G-AW	Synthetisches Abwasser auf Glucose-Basis
gS	Grobsand
HPLC	High performance liquid chromatography
KKA	Kommunale Kläranlage
mS	Mittelsand
N-AW	Reales Abwasser aus KKA-Neureut
NOB	Nitritoxidierende Bakterien
oTS	Organische Trockensubstanz
POF	Polymere optische Faser
PVC	Polyvinylchlorid
RBF	Retentionsbodenfilter
RNA	Ribonukleinsäure
RTQ-PCR	Real-Time-quantitative-Polymerase-Kettenreaktion
TG	Trockengewicht
TS	Trockensubstanz
V1, V2, V3	Bezeichnung für Versuchsreihen 1-3
VT	Versuchstag

Technische Symbole und Größen

Abkürzung	Bedeutung
AFS	Abfiltrierbare Stoffe [mg/L]
AOX	Adsorbierbare Organisch gebundene Halogene
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf
c	Konzentration [mol/cm ³]
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
D	Diffusionskoeffizient [cm ² /s]
d _B	Dichte des Bodens, Lagerungsdichte [g/cm ³]
d _F	Dichte der festen Bodensubstanz [g/cm ³]
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organisch gebundener Kohlenstoff)
F	Fließquerschnitt [cm ²]
g	Erdbeschleunigung [9,81 m/s ²]
Δ _h	Potenzialunterschied als Höhe [cm]
I	Gasfluss [mol/(cm ² *s)], [g/(m ² *s)]
I	Lumineszenzintensität mit Sauerstoff
I ₀	Lumineszenzintensität ohne Sauerstoff
k	Hydraulische Leitfähigkeit [cm/s]
K _{sv}	Stern-Volmer-Konstante
l	Fließstrecke, Länge der Kapillare [cm]
n	Porenanteil, Porenvolumen [-]
Δ _p	Druckdifferenz [Pa, bar]
q	Fluss für Wassermenge je Zeiteinheit [cm ³ /s]
r	Porenradius [cm]
[O ₂]	Sauerstoffgehalt
TOC	Total Organic Carbon (gesamte organische Kohlenstoff)
v	Flussdichte, Filtergeschwindigkeit [cm/s]
x	Diffusionsstrecke [cm]
η	Viskosität [g/(cm·s)]
τ	Lumineszenz-Abklingzeit mit Sauerstoff
τ ₀	Lumineszenz-Abklingzeit ohne Sauerstoff

1 Einleitung

„Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss“, heißt ein zentraler Erwägungsgrund in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU WRRL 2000). Weiter wird in der Richtlinie neben ökologischen Gesichtspunkten auch ein guter chemischer Zustand der oberirdischen Gewässer und des Grundwassers gefordert.

Die Entsorgung des häuslichen und des gewerblichen Abwassers über die öffentliche Kanalisation sowie die anschließende Reinigung in zentralen Kläranlagen sind die wichtigsten Maßnahmen, die Gewässer vor belastenden Einträgen durch Nähr- und Schadstoffe schützen und somit dazu beitragen, die geforderten Qualitätsziele zu erreichen.

In der Bundesrepublik Deutschland sind ca. 95 % der Bevölkerung an das 515.000 km lange öffentliche Kanalnetz angeschlossen, welches das Abwasser den über 10.000 kommunalen Kläranlagen zuführt (BMU 2008). Diese arbeiten fast alle mit biologischen Reinigungsstufen, so dass die Restverschmutzung des abgeleiteten Abwassers bezüglich der Sauerstoff-zehrenden und Gewässer-düngenden Stoffe nur noch gering bis sehr gering ist (DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft 2005b). Im Regelbetrieb – d.h. bei Trockenwetterabfluss – durchläuft das gesamte Abwasser die Reinigungsstufen der Kläranlage. Bei stärkeren Regenereignissen kann es aber in der Mischwasserkanalisation zu Entlastungssituationen kommen, während im Trennsystem verschmutztes Regenwasser im Regenwasserkanal anfällt. In beiden Fällen gelangt un- bzw. kaum behandeltes Abwasser in den Vorfluter. Untersuchungen haben gezeigt, dass durch diese Einleitungen trotz Verdünnungseffekten bzw. der teilweisen physikalischen Vorklärung in Überlaufbecken und anderen Entlastungsbauwerken erhebliche Mengen an Schmutz- und Giftstoffen in die Gewässer eingetragen werden (Brombach & Fuchs 2003). Man geht deshalb seit einigen Jahren zunehmend dazu über, Mischwasserüberläufe sowie Straßen- und Regenabflüsse vor der Einleitung in den Vorfluter in biologisch wirkenden teils bewachsenen, teils unbewachsenen Bodenfiltern zu reinigen.

Stellen die Einleitungen durch Überläufe und aus der Regenwasserbehandlung eine Gefährdung für Oberflächengewässer dar, ist austretendes Abwasser aus undichten Kanälen ein ernst zu nehmendes Problem im Hinblick auf die Boden- und Grundwasserverschmutzung. Nach einer Studie der DWA (Berger & Lohaus 2005) sind ca. 20 % der Kanäle in der Bundesrepublik in Zustandsklassen kategorisiert, die einer kurz- bis mittelfristigen Sanierung bedürfen. Die Annahmen zur Menge des exfiltrierenden Abwassers schwanken um mehrere Größenordnungen. So gehen Minimalschätzungen von einer Exfiltrationsrate von etwa $0,01 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{km})$ aus (Hoffmann & Lerner 1992), während Maximalschätzungen bei etwa $2 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{km})$ liegen (Blackwood et al. 2005). Auch aufgrund der Unsicherheiten bezüglich der tatsächlichen Exfiltrationsmengen ist das Gefährdungspotenzial des versickernden Abwassers für Boden und Grundwasser noch nicht abschließend geklärt.

Scheinen Abwasserverluste durch Kanalleckagen und Abwasserbehandlung in Bodenfiltern auf den ersten Blick wenig miteinander zu tun zu haben, so wird bei näherem Hinsehen schnell klar: In beiden Fällen versickert Abwasser – ungewollt oder gewollt – im Boden. Dort ist es zahlreichen Transport- und Umwandlungsprozessen physikalischer, chemischer und biologischer Art ausgesetzt (Dittmer 2006, Hua 2007). Ein genaues Prozessverständnis ist daher notwendig, um die Einzelprozesse sowie deren Interaktion zu verstehen, um Rand- und Betriebsbedingungen so beurteilen bzw. einstellen zu können, dass das Abwasser bei der Bodenpassage eine größtmögliche Reinigung bei sich dynamisch verändernden hydraulischen Bedingungen erfährt.

2 Zielsetzung

Die ursprüngliche Zielsetzung dieser Arbeit bestand im Rahmen des DFG-geförderten Projektes „Gefährdungspotenzial von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser“ darin, den Kenntnisstand über die Kolmationsprozesse in abwasserdurchsickerten Sandböden zu erweitern. Insbesondere sollte eine Vorstellung über die Wechselwirkung von physikalischen und biologischen Ursachen bezüglich der Kolmation gewonnen werden. Weiter sollten mittels Stoffbilanzen für organischen Kohlenstoff und Stickstoff die wirkenden Stoffumsetzungsprozesse identifiziert werden. Der gewählte Experimentiermaßstab mit Versuchssäulen von etwa 50 cm Höhe sollte gewährleisten, dass mit wenig Material- und zeitlichem Aufwand einzelne Versuchsparmeter variiert und deren Einfluss auf die Kolmationsvorgänge dokumentiert werden konnten. Bezüglich des Stoffumsatzes wurde der VersuchsfILTER als black box betrachtet. Des Weiteren lag das Augenmerk auf der reinen Prozessbeschreibung und weniger auf Optimierungsmöglichkeiten bezüglich der Stoffrückhalteleistungen. Diesen genannten Zielen wurde in Versuchsreihe 1 und Versuchsreihe 2 nachgegangen.

Der black box-Ansatz bezüglich der Stoffumsetzungen erwies sich als nicht ausreichend, um die Stoffumsetzungsprozesse zufriedenstellend zu beschreiben. Auch die sich mit der Thematik befassende Literatur trug nicht hinreichend zur Aufklärung bei, da zwar verschiedentlich Modellvorstellungen über den Stoffumsatz entwickelt wurden, diese aber experimentell wenig unterlegt waren. Aus diesen Gründen wurde die ursprüngliche Zielsetzung dahingehend erweitert, dass die Stoffumsetzungsprozesse anhand von In-situ-Sauerstoffmessungen identifiziert werden sollten. Hierzu bedurfte es einer aufwändigen Anpassung der am Markt erhältlichen Sauerstoffmesssysteme zur Integrierung in die Experimentieranordnung sowie weitergehender Betrachtungen der hydraulischen Verhältnisse während des Versickerungsvorganges. Diese Anforderungen wurden in Versuchsreihe 3 experimentell umgesetzt.

3 Kennnisstand

3.1 Abwasserversickerung historisch

3.1.1 Kanalisation und Kanalleckagen

Bis Mitte des 19. Jahrhunderts gab es in den Städten Europas keine kommunalen Einrichtungen, die die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung regelten. Die Bewohner der Städte holten sich ihr Trink- und Brauchwasser aus innerstädtischen Brunnen oder dem nahe gelegenen Fluss. Das Niederschlagswasser floss meist über offene Rinnsteine, oft vermischt mit tierischen und menschlichen Ausscheidungen, in den Fluss, während die Fäkalien in Abtrittsgruben gesammelt wurden. Der Inhalt der (meist undichten) Gruben wurde größtenteils von privaten Fuhrunternehmern abtransportiert und für die Düngung der umliegenden Felder verwendet - wenn er nicht schon vorher im Erdreich versickert war und das Brunnenwasser verschmutzte (von Simson 1983).

Aufgrund der starken Bevölkerungszunahme in den Städten und des damit verbundenen Wasserverbrauchs wurde auch die Abwassersituation immer dramatischer. Es herrschten katastrophale hygienische Zustände. Krankheiten wie Cholera oder Typhus breiteten sich epidemieartig aus bzw. waren permanent an der Tagesordnung (Seeger 1999). Außerdem lag ein unbeschreiblicher Gestank über den Städten. Aus diesen Verhältnissen heraus erachtete man den Bau einer Schwemmkanalisation, an die jedes Gebäude der Stadt angeschlossen werden sollte und mittels derer die Abwässer im Mischsystem aus der Stadt befördert werden sollten, als geboten. Als erste Stadt in Deutschland errichtete Hamburg im Jahr 1842 eine Kanalisation nach diesem Muster.

Dass der Bau einer Kanalisation oft erst nach viel Widerstand durchgesetzt werden konnte, zeigt der Fall Berlin. Hier wurden ernsthafte Bedenken dahingehend geäußert, dass durch eine Kanalisation ein beträchtlicher volkswirtschaftlicher Schaden zu erwarten wäre, weil wertvoller Dünger für die Landwirtschaft verloren ginge (von Liebig 1862, zitiert in von Simson 1983). Es könne auch nicht garantiert werden, ob

die Kanäle überhaupt dicht bleiben würden, oder ob durch den von „Abwasser durchtränkten Boden“ bei der Bevölkerung „Fieber und tödliche Krankheiten“ verursacht werden könnten (Thorwirth 1863, zitiert in von Simson 1983). Ein Gutachten unter Leitung des zur damaligen Zeit hoch angesehenen Arztes und Wissenschaftlers Rudolf Virchow entkräftete die beiden Argumente. Er kam darin zu dem Schluss, dass die Gefahr einer Verunreinigung des Grundwassers und Bodens durch undichte Kanalleitungen gering sei und dass die Grundlage für eine erfolgreiche Volkswirtschaft in einer gesunden Bevölkerung liege und nicht im Vorhandensein von Dünger (Virchow 1868, zitiert in von Simson 1983). Es hat sich beispielsweise auch bei Aufgrabungen in Hamburg – laut Bericht „der technischen Commission des Altonaer-Vereins über die Siele“ – nirgends ein Durchsickern des Kanalwassers in das umgrenzende Erdreich nachweisen lassen (Tiedemann 1867, zitiert in von Simson 1983).

3.1.2 Bodenfiltration

Es stellte sich jedoch bald heraus, dass die in großen Mengen aus den Kanalisationen direkt eingeleiteten Abwässer zu erheblichen Gewässerverschmutzungen führten und deshalb die Notwendigkeit einer vorherigen Abwasserbehandlung bestand. Das gängigste Verfahren zur damaligen Zeit war das Ausbringen der Abwässer auf so genannte Rieselfelder, auf denen diese durch die Bodenpassage gereinigt und über Drainagen dem Vorfluter zugeführt werden konnten. Das Vorbild für diese Art der Abwasserbehandlung kam aus England (Dunbar 1912). Berlin führte das Verfahren im Zuge des Kanalisationsbaus 1873 ein. Neben der Abwasserreinigung stand vor allem die Ausnutzung der Nährstoffe aus dem Abwasser im Vordergrund. Die Rieselfelder erlangten somit eine große Bedeutung für die Versorgung der Stadt Berlin mit landwirtschaftlichen Produkten. Im Jahr 1920 betrug die Größe der Rieselflächen im Umkreis von Berlin etwa 11.000 ha und überstieg die Fläche des Stadtgebiets deutlich (Bjarsch 1997, Savric 2001). Die quantitative Leistungsfähigkeit der größeren städtischen Rieselanlagen lag in Deutschland bei ca. 200-500 EW/ha (Berlin 263 EW/ha) bei Rückhalteleistungen von ca. 90 % für die Oxidierbarkeit (Kaliumpermanganatverbrauch) und ca. 98 % für Ammonium (Werte für Berlin) (Dunbar 1912).

In England entwickelte 1868 der Chemiker Sir Edward Frankland ein weiteres Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung – Franklands intermittierende Filtration. Ausgehend von Beobachtungen auf der Abwasserreinigungsanlage in Chorley, in der das Abwasser zur Behandlung auf unbestelltes Land geleitet wurde („mit recht zufriedenstellenden Reinigungsleistungen“), nahm er sich der Erforschung der Filtrationsprozesse systematisch an. Hierzu bediente er sich wohl als erster Forscher Säulenversuchen, die aus Glaszylindern mit 25 cm Durchmesser und einer Höhe von ca. 1,8 m aufgebaut waren. Die Zylinder waren mit einer ca. 8 cm hohen Stüttschicht aus Kies, der eine ca. 1,5 m starke Schicht aus dem zu untersuchenden Bodenmaterial auflag, versehen. Es kamen grober Kies, Sand, Boden von einer Rieselfarm, Lehm aus Mergelstein und Torferde als Filtermaterial zum Einsatz. Die Säulen wurden täglich intermittierend morgens und abends mit 22-90 L/m³ Boden über einen Zeitraum von 4 Monaten beaufschlagt. Die Filtrationsleistung in den Versuchen war gut und es konnte kein Anzeichen für eine Filterverstopfung gefunden werden. Die Erkenntnis, dass Abwasserreinigung ohne den Einsatz von Pflanzen, die die Abwasserinhaltsstoffe aufnehmen sollten, möglich ist, war für die damalige Zeit neu. Frankland verglich die zugrunde liegenden Vorgänge mit dem Atmungsprozess einer tierischen Lunge. Erst nach weiteren systematischen Untersuchungen ca. 20 Jahre später in der Lawrence Experiment Station, Massachusetts, konnte die Methode so weiterentwickelt werden, dass sie um die Jahrhundertwende vom 19. zum 20. Jahrhundert erfolgreich in 23 Städten von 2.000-118.000 Einwohnern in Massachusetts angewendet wurde (Dunbar 1912). Insbesondere wurde nach dem für die intermittierende Bodenfiltration am besten geeigneten Korngrößenspektrum geforscht. Es stellte sich Material mit einer wirksamen Korngröße d_{10} von 0,3 mm und einem Unförmigkeitsgrad von 2-5 als am besten geeignet heraus. Dieser Wert findet sich fast unverändert über 100 Jahre später im DWA-Arbeitsblatt A 262 (DWA 2006) wieder. Auch im DWA-Merkblatt M 178 (DWA 2005a) wird eine ähnliche Korngrößenverteilung gefordert.

Anfang des 20. Jahrhunderts führte William Philipps Dunbar Untersuchungen durch, die die zugrunde liegenden Prozesse bei der Bodenfiltration näher bestimmen sollten.

Im Wesentlichen leitete er aus seinen detailliert durchgeführten Experimenten folgende Prozesse ab (Dunbar 1912):

- Mechanische Filtration
- Ausbildung eines Benetzungshäutchens (bestehend aus Bakterien, anderen Kleintieren und meist eisenhaltigen amorphen Bestandteilen), das die Sandkörner umschließt und im Laufe der Zeit immer stärker wird, was zu einer Erhöhung der reinigenden Kraft des Filters führt, aber auch zur Verringerung des Porenvolumens.
- Aufgrund der großen Oberfläche des Benetzungshäutchen werden die organischen Bestandteile an dieser adsorbiert (Anmerkung: heute spricht man von „adsorbiert“) und anschließend von Mikroorganismen unter Sauerstoffzehrung zersetzt.
- Der Filter unterliegt einem Reifungsprozess, der dann abgeschlossen ist, wenn im Abfluss Salpetersäure nachzuweisen ist. Es finden biochemische Prozesse wie Nitrifikation und Denitrifikation statt.

Ähnlich äußerte sich auch H.W. Clark, der selbst jahrelang Versuche in Massachusetts zur Bodenfiltration durchgeführt hatte. Er konnte sogar biochemische Wirkungskoeffizienten ableiten für nitrifizierende, denitrifizierende und ammonifizierende Bakterien in den Bodenfiltern (Clark 1908).

Man hat demnach schon vor hundert Jahren die wesentlichen Prozesse der Bodenfiltration verstanden. In den folgenden Kapiteln wird deutlich werden, wie aktuell sie noch heute geblieben sind und wie sie sich fast nahtlos in die aktuelle wissenschaftliche Diskussion einreihen lassen.

3.2 Aktuelle Aspekte der Abwasserversickerung

3.2.1 Kanalleckagen

Seit Ende der 1980er Jahre rückte die Frage der Gefährdung des Grundwassers durch defekte Abwasserkanäle immer mehr in die öffentliche Diskussion (Deutscher Bundes-

tag 1990). Für das Interesse an der Thematik war neben der Weiterentwicklung der Inspektionstechnik in den Abwasserkanälen mittels TV-Befahrung (Bölke 2004), die den Fachleuten und dem öffentlichen Publikum die Problematik bildlich vor Augen führte, das immer breiter werdende Umweltbewusstsein in der Bevölkerung verantwortlich. Zudem ergab eine Umfrage der ATV (heute DWA) 1989, dass die Länge schadhafter Kanäle im öffentlichen Kanalnetz der Bundesrepublik Deutschland 20 % der Gesamtkanallänge ausmachte, bei einem Inspektionsgrad von etwa 60 % der Kanäle (Kieding et al. 1990). Wie sich diese Situation rechtlich auswirken könnte, war nicht endgültig geklärt. Laut Gesetz würden sich die Kommunen strafbar machen, falls es durch unterlassene Sanierungsmaßnahmen zu einer Gewässerverschmutzung kommen sollte (Apel 1990). Es bestand somit Handlungsbedarf, sich der Thematik umfassend anzunehmen.

Bei ersten Untersuchungen im Umfeld von Kanalleckagen zeigten sich im Sicker- und Grundwasser erhöhte Konzentrationen an Mikroorganismen, TOC, AOX, Kalium und Bor, die direkt auf die Abwasserexfiltration aus den Leckagen zurückgeführt wurden (Dizer & Hagendorf 1991; Härig 1991; Hagendorf & Krafft 1992). Über Massenbilanzansätze versuchte man, die Exfiltrationsmengen zu bestimmen, indem man die im Grundwasser gefundenen Konzentrationen an abwasserbürtigen Stoffen (z.B. Bor) auf ihre Ausgangskonzentrationen im Abwasser zurückrechnete. Größer angelegte Forschungsprojekte, gefördert vom BMBF (Wassergefährdung durch undichte Kanäle – Erfassung und Bewertung, Dohmann 1999), und die DFG-Forschergruppe „Kanalleckagen“ (Gefährdungspotenzial von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser, DFG-Forschergruppe 2002, 2006) nahmen sich der Problematik umfassend und in unterschiedlichen Versuchsmaßstäben an. Im halbtechnischen Maßstab und an realen Abwasserkanälen konnten unter anderem Exfiltrationsmengen an Einzelschäden ermittelt sowie die zugrunde liegenden Transport- und Umsetzungsprozesse im Umfeld von Kanalleckagen untersucht werden. Eine Zusammenstellung weiterer nationaler und internationaler Studien zu Exfiltrationsmengen aus undichten Kanalsystemen und deren Art der Erhebung zeigt Tab. 3-1 (Klinger 2007). Auffallend sind die teilweise erheblichen Unterschiede in den Werten, was vor allem auf die Art

der Erhebung zurückzuführen ist. Direkte Messungen an Einzelschäden zeigen vergleichbare Werte im Bereich von 0,3-3 L/d. Problematischer ist die Erfassung längerer Kanalnetzabschnitte. Sie zeigen eine Schwankungsbreite von bis zu 3 Größenordnungen auf, was auf sehr unterschiedliche Randbedingungen wie beispielsweise Alter und Zustand der untersuchten Kanäle schließen lässt.

Tab. 3-1: Studien zu Exfiltrationsmengen von Abwasser durch undichte Kanäle (aus Klinger 2007).

Studie	Ansatz	Haltungslänge, Schadensart	Exfiltrations- menge	Untersuchungs- Standort
Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003	Direkte Exfiltrationsmessung	Schadensfläche 18 cm ²	0,3-0,8 l/d	Freijevej, Dänemark
Fuchs et al. 2004	Direkte Exfiltrationsmessung	Schadensfläche: 5,6 cm ²	1,3-3,0 l/d	Karlsruhe
Hoffmann & Lerner 1992	geschätzt		0,012 l/(s·km)	Deutschland
Härig 1991	Statistisch ermittelt, Massenbilanz	Kanalnetzlänge: 1320 km	0,2-0,3 l/(s·km)	Hannover
Dohmann et al. 1999	Geschätzte Exfiltration, Mischsystem	-	0,05 l/(s·km)	Deutschland
Gruenfeld 2000	Massenbilanz Trinkwasser- Abwasser	Kanalnetzlänge: 107 km	2 l/(s·km)	USA
Blackwood et al. 2005	Hochrechnung von Ergebnissen am Einzelscha- den	-	2 l/(s·km)	Schottland
Rieckermann & Gujer 2002	Tracereingabe NaCl, Massenbilanz	Kanalnetzlänge: 2 km	~0,875 l/(s·km)	Schweiz
Rueedi et al. 2005	Massenbilanz	-	0,07-0,12 l/(s·km)	Doncaster, UK
Wolf & Hoetzel 2006	Monte Carlo Simulation	Kanalnetzlänge: 2,81 km	0,0106-0,1638 l/(s·km)	Rastatt
Wolf 2006	Monte Carlo Simulation	Stadtgebiet Rastatt	0,002 l/(s·km)	Rastatt

3.2.2 Bodenfiltration

Die Ausnutzung der Reinigungswirkung durch Bodenpassage des Abwassers wurde in Deutschland um die Jahrhundertwende zum 20. Jahrhundert eingehend erforscht, geriet jedoch in Vergessenheit und wurde über Jahrzehnte kaum praktiziert. Einzig auf den Berliner Rieselfeldern wurden durchgehend große Mengen an Abwasser behandelt, bis die Felder nach und nach durch Kläranlagen ersetzt und bis 1989 schritt-

weise außer Betrieb genommen wurden (Bjarsch 1997). Seit Anfang der 1960er Jahre wurden Bodenfilter zur Abwasserbehandlung jedoch wieder neu entdeckt und weiter entwickelt. Zuerst wurden bewachsene Bodenfilter, auch Pflanzenkläranlagen genannt, eingesetzt, die nach dem „hydrobotanischen Verfahren“ (Seidel 1956) und nach dem „Wurzelraumverfahren“ (Kickuth 1980) bzw. verschiedensten Mischformen der beiden Verfahren das Abwasser reinigen (Platzer 1998). Diese Form der Filtration wird meist in Kleinkläranlagen als dezentrale Lösung zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser angewendet. Den Pflanzen – meist Schilf, Rohrkolben, Teichbinsen – wurde eine wesentliche Rolle im Abwasserreinigungsprozess zugeschrieben (Seidel 1965, 1966). Untersuchungen zeigten aber, dass durch sie hauptsächlich die physikalischen Eigenschaften der Böden verbessert wurden (Brix 1994), während die wichtigsten Reinigungsmechanismen in den mikrobiellen Um- und Abbauprozessen im Filterkörper zu suchen sind (Rettinger 1991, Brix 1997). Eine weitere Anwendung finden Bodenfilter seit etwa 20 Jahren in der Regenwasserbehandlung für Misch- und Trennsysteme. Hier hat sich insbesondere der Einsatz von Retentionsbodenfiltern (RBF) bewährt, die neben dem eigentlichen Filterkörper aus einem Retentionsraum, der über dem Filterkörper angeordnet ist, bestehen. Retentionsraum und Filterkörper bilden eine Einheit – das Filterbecken.

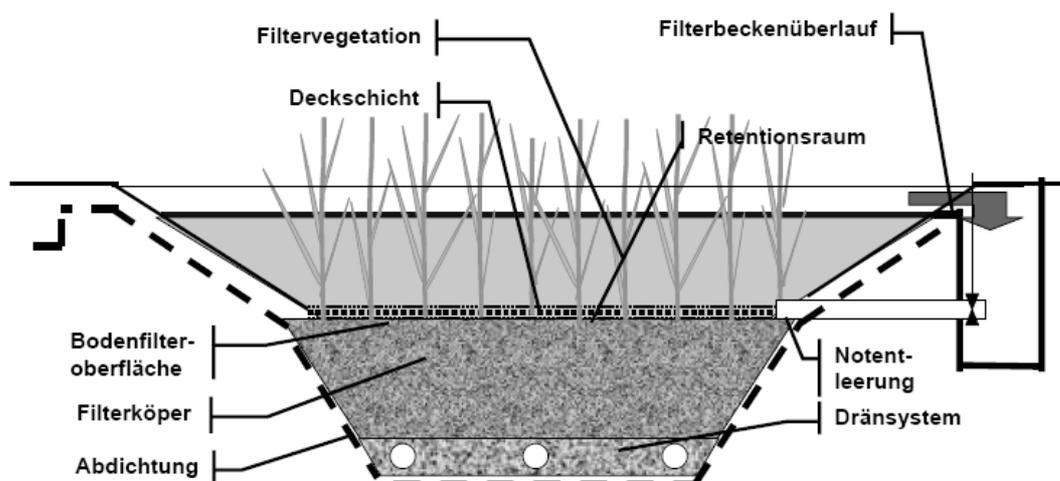


Abb. 3-1: Schema Retentionsbodenfilter (aus DWA 2005a)

Durch den Retentionsraum können Abflussspitzen zwischengespeichert und zeitlich versetzt der Filtration im Filterkörper zugeführt werden, wodurch ein größerer Anteil des Misch(Regen-)wassers behandelt werden kann (Dittmer 2006).

Der Filterabfluss über ein Dränsystem ist gedrosselt, um die Aufenthaltsdauer des Mischwassers im Filterkörper einstellen zu können und somit Einfluss auf den mikrobiellen Stoffumsatz zu haben. Konstruktiv sind die RBF und Bodenfilter in Pflanzenkläranlagen, bis auf den Retentionsraum, jedoch vergleichbar (Abb. 3-1).

Die Erfahrungen aus Untersuchungen im Bereich der Bodenfiltration zur Schmutzwasserbehandlung (Dunbar 1912, Geller 1992, Bahlo & Wach 1992, Börner 1992, Kunst & Flasche 1995, Platzer 1998) und Regenwasserbehandlung (Brunner 1991, Born et al. 2000, Dittmer 2006) sind so zahlreich, dass auf diesen basierend inzwischen u.a. folgende Regelwerke und Planungsempfehlungen für den Bau von Bodenfiltern erstellt werden konnten: Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem (LfU Baden-Württemberg 2002); Retentionsbodenfilter, Handbuch für Planung, Bau und Betrieb (MUNLV 2003); Merkblatt DWA-M 178, Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem (DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft 2005a); Arbeitsblatt DWA-A 262, Grundsätze für die Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers (DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft 2006).

3.3 Transport- und Umsetzungsprozesse

3.3.1 Wassertransport in der ungesättigten Bodenzone

Die Wasserströmung in sandigen Substraten ist laminar. Sie ist abhängig vom antreibenden Potenzialgefälle und der Wasserleitfähigkeit des Bodens. Dieser Sachverhalt wird mit Hilfe der Darcy-Gleichung dargestellt:

$$q = -k \cdot \frac{\Delta h}{\Delta l} \quad (\text{Gl. 3-1})$$

Betrachtet man die Wassermenge, die pro Zeiteinheit durch einen bestimmten Fließquerschnitt fließt, erhält man die Fließgeschwindigkeit.

$$v = \frac{q}{F} \quad (\text{Gl. 3-2})$$

Die Wasserleitfähigkeit k wird von Anzahl, Größe und Form der Wasser durchflossenen Poren bestimmt und kann mit der Hagen-Poiseuilleschen Gleichung beschrieben werden (Hartge & Horn 1999):

$$q = r^4 \cdot \pi \cdot \frac{\Delta p}{8\eta \cdot l} \quad (\text{Gl. 3-3})$$

Überführt man diese in die Darcy-Gleichung, ergibt sich für die Wasserleitfähigkeit k :

$$k = \frac{r^2}{8\eta} \quad (\text{Gl. 3-4})$$

q	<i>Fluss für Wassermenge je Zeiteinheit [cm³/s]</i>
v	<i>Flussdichte, Filtergeschwindigkeit [cm/s]</i>
F	<i>Fließquerschnitt [cm²]</i>
k	<i>Hydraulische Leitfähigkeit [cm/s]</i>
Δh	<i>Potenzialunterschied als Höhe [cm]</i>
l	<i>Fließstrecke, Länge der Kapillare [cm]</i>
r	<i>Porenradius [cm]</i>
Δp	<i>Druckdifferenz [Pa]</i>
η	<i>Viskosität [g/(cm·s)]</i>

Anhand von Gl. 3-4 erkennt man die große Bedeutung, die der Porenkanalradius bezüglich der hydraulischen Leitfähigkeit einnimmt, da er im Quadrat in die Formel eingeht (Hartge & Horn 1999, Scheffer et al. 2008). Durch die Darcy-Gleichung lassen sich eindimensionale Fließvorgänge des Wassers durch Bodenkörper unter stationären Bedingungen beschreiben, wie sie auch beim Betrieb von Bodenfiltern mit schwallartiger Beaufschlagung sowie bei halbtechnischen Anlagen und Laborversuchen zu dieser Thematik vorkommen. Durch Messung der Perkolationszeit und des entspre-

chenden Perkolationsvolumens sowie mit Wissen um die Filterkonstruktion lassen sich Parameter wie z.B. die Filtergeschwindigkeit recht einfach bestimmen. Die meisten Untersuchungen auf dem Gebiet der Boden(filter)hydraulik fanden im Zusammenhang mit dem Phänomen Kolmation statt. Werkzeuge zur Beschreibung der hydraulischen Filtereigenschaften sind neben der Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeiten durch Ablaufmessungen pro Zeiteinheit auch Tracerversuche sowie numerische Modellierungen der Sickerraten (Okubo & Matsumoto 1979, Hill 1986, Boller et al. 1993, Schwarz 2003, Langergraber & Simunek 2005, Seifert & Engesgaard 2007).

Die Ausbreitung des exfiltrierenden Abwassers unter Kanalleckagen ist schwieriger zu beschreiben, da es sich hierbei um eine dreidimensionale Strömung über lange Distanzen hinweg handelt. Für den unmittelbaren Bereich um eine Leckage konnten jedoch durch Versuche im halbtechnischen sowie im Labormaßstab Sickerraten und Ausbreitungsdynamik des Abwassers ermittelt (Fuchs et al. 2004, Blackwood et al. 2005, Klinger 2007) und Simulationsansätze entwickelt werden (Mohrlok et al. 2004).

3.3.2 Infiltration

Das Infiltrationsverhalten von Wasser in Böden wurde bereits 1944 von Bodman & Colman (1944, zitiert in Hartge & Horn 1999) beschrieben. Für eine überstaute Infiltration wurden vier Zonen im Boden identifiziert, die durch unterschiedliche Wassergehalte charakterisiert sind (Abb. 3-2). Direkt unter der Oberfläche bildet sich eine wenige Zentimeter mächtige Sättigungszone aus, die während des gesamten Infiltrationsprozesses in ihrer Ausdehnung weitestgehend stabil bleibt. Die Übergangszone stellt den Übergangsbereich zur Transportzone dar. Hierbei nimmt der Wassergehalt von Vollsättigung in der Sättigungszone bis zu einem konstanten Wassergehalt in der Transportzone ab, der deutlich unter dem Wert der Vollsättigung liegt. Mit zunehmendem Vordringen des Wassers in die Tiefe dehnt sich die Transportzone aus. Die vordringende Wasserfront wird hierbei als Befeuchtungszone bezeichnet. Bei gleichmäßiger Haftwasserverteilung in der Säule ergibt sich der

Gesamtwassergehalt in der Transportzone aus der Summe des Anfangswassergehalts und der durch die Infiltration zugeführten Wassermenge.

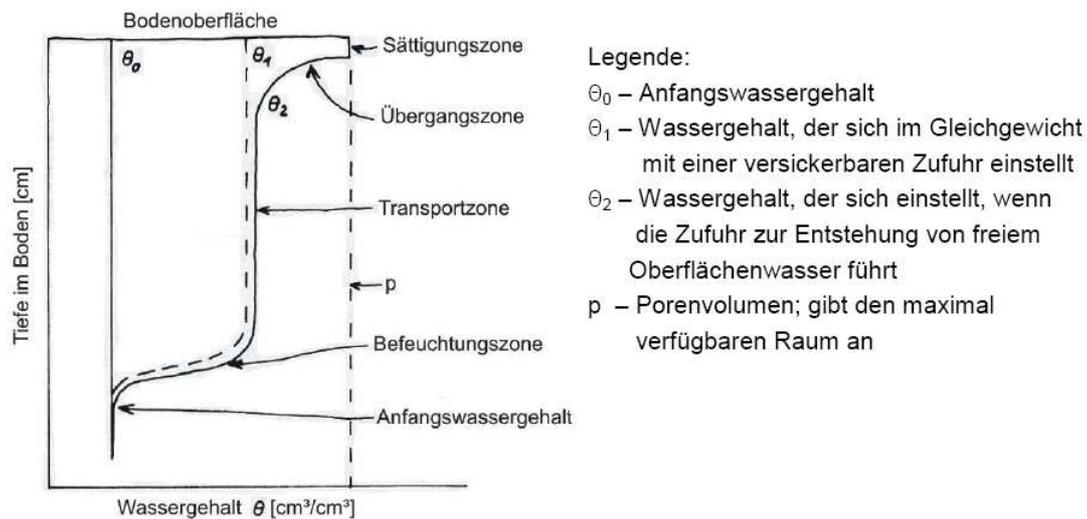


Abb. 3-2: Überstaute Infiltration in einen homogenen Boden (nach Bodman & Colman 1944, zitiert in Hartge & Horn 1999).

Eine Theorie für den Übergang von Wasser in porösen Medien aus einer feiner porigen in eine gröber porige Schicht wurde von Hillel & Baker (1988) entwickelt. Demnach tendiert ein räumlich verteiltes Fließfeld, wie es beispielsweise die Befeuchtungszone darstellt, wenn es in einer hydraulisch leitfähigeren Schicht beschleunigt wird (Abb. 3-3) dazu, sich in einzelne für sich abgegrenzte Strömungen aufzuteilen (so genannte Finger), die nur einen Teil des verfügbaren Porenvolumens ausfüllen.

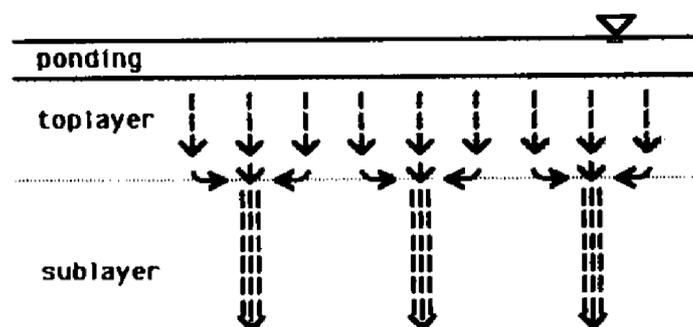


Abb. 3-3: Überstaute Versickerung aus einer geringer leitenden in eine stärker leitende Bodenschicht (nach Hillel & Baker 1988).

Diese Theorie kann auch zur Erklärung des Übergangs von der Sättigungszone in die Transportzone herangezogen werden und bestätigt den ungesättigten Fluss in der Transportzone.

3.3.3 Grundlegende Prozesse der Bodenfiltration

Das Prinzip der Abwasserreinigung durch Bodenfiltration beruht auf dem Rückhalt und der Transformation der partikulären und der gelösten Abwasserinhaltsstoffe während der Bodenpassage des Abwassers. Hierbei wurden schon sehr früh die zugrunde liegenden Prozesse **Filtration**, **Adsorption** und **biochemische Umsetzungsprozesse** identifiziert (Dunbar 1912). Diese Prozesse treten stets als Prozesskombinationen mit komplexen Verflechtungen untereinander auf, die physikalischen, biologischen und geochemischen Einflussfaktoren unterliegen (LfU Baden-Württemberg 2002). Durch weitere Forschungstätigkeit in den letzten Jahren konnte das Prozessverständnis stetig weiter entwickelt und präzisiert werden (z.B. Rettinger 1991, Kunst & Flasche 1995, Platzer 1998, Dittmer 2006, Hua 2007).

Bei der **Filtration** wird die partikuläre Fracht des Abwassers mechanisch im Filter zurückgehalten. Sind die Porenkanäle des Filtermaterials im Durchmesser kleiner als die Partikeldurchmesser, werden diese am Eindringen in den Filter gehindert und sammeln sich an der Filteroberfläche. Man spricht von Oberflächenfiltration. Bei größeren Porenkanälen, wie sie z.B. in Kies vorkommen, können die Partikel in tiefere Schichten eindringen und sich dort ablagern. Dieser Umstand wird als Raumfiltration bezeichnet.

Gelöste Abwasserinhaltsstoffe können an Oberflächen im Filterkörper adsorbiert werden. Die Kräfte, die bei der **Adsorption** wirken, sind hauptsächlich van-der-Waals- und elektrostatische Kräfte sowie Ionenaustauschprozesse. Die Sorptionswirkung bei reinen Sanden ist relativ gering, erhöht sich aber durch aufwachsende Biofilme und die damit einhergehende Oberflächenvergrößerung im Sandkörper beträchtlich. Dieser Umstand trägt dazu bei, dass bei intermittierender Betriebsweise Abwasserinhaltsstoffe wie Ammonium oder organische Kohlenstoffverbindungen in ausreichendem

Maße zwischengespeichert werden können, um dann während der Wiederbelüftungsphase des Filterkörpers aerob umgesetzt zu werden.

Bei den **biochemischen Umsetzungsprozessen** handelt es sich im Wesentlichen um mikrobiell katalysierte Redox-Reaktionen mit Sauerstoff als Elektronenakzeptor. Die wichtigsten Prozesse sind hierbei die aerobe Respiration von organischen Verbindungen und die Nitrifikation. Des Weiteren findet Oxidation von Sulfiden und reduzierten Eisenverbindungen statt. Voraussetzung für den Ablauf dieser Reaktionen ist eine ausreichende Belüftung des Bodens. Bei Mangel an freiem Sauerstoff kann auch chemisch gebundener Sauerstoff – wie beispielsweise bei der Denitrifikation – verwendet werden. Auch sollte ein gut ausgebildetes Puffersystem im Boden vorhanden sein, z.B. durch Karbonate, damit die Protonen, die bei vielen Umsetzungsreaktionen entstehen, abgepuffert werden und es nicht zu einer pH-Wert-Absenkung kommt. Bei Versauerung des Bodens bestünde die Gefahr, dass bereits fixierte Schwermetalle remobilisiert würden oder dass das Bodenmilieu dahingehend verschlechtert würde, dass die Mikroorganismen in ihrer Tätigkeit gehemmt wären.

3.3.4 Kohlenstoffumsatz

Eine zentrale Bedeutung bei den sich im Boden abspielenden Umsetzungsreaktionen spielt die Transformation der organischen Kohlenstoffverbindungen zu Kohlendioxid und Wasser. Sie ist der entscheidende Reinigungsschritt bezüglich der organischen Abwasserinhaltsstoffe und setzt aerobes Milieu voraus. Folgende Gleichung (Gl. 3–5) zeigt den Umsetzungsprozess, mit Glucose stellvertretend für alle biologisch abbaubaren Substanzen:



Die Umsetzung erfolgt in auf dem Korngerüst des Bodens aufgewachsenen Biofilmen durch heterotrophe Mikroorganismen, die daraus ihren Bau- und Energiestoffwechsel bestreiten. Untersuchungen beim Belebtschlammverfahren zeigen, dass abhängig vom Nährstoffangebot das Verhältnis zwischen dem veratmeten und dem als Biomasse

fixierten Kohlenstoff unterschiedlich ist. Demnach wird der Kohlenstoff bei ausreichender Nährstoffkonzentration jeweils etwa zur Hälfte veratmet bzw. zum Zellaufbau verwendet. Bei limitiertem Nährstoffangebot verschiebt sich das Verhältnis zugunsten der Respiration auf etwa 70 % (Rehm & Reed 1999).

Räumlich findet der Kohlenstoffumsatz oberflächennah statt und ist nach einer Filterpassage von ca. 20-30 cm größtenteils abgeschlossen (Guilloteau et al. 1993, Hua 2007). Man geht davon aus, dass die hauptsächliche Umsetzung der Kohlenstoffverbindungen zeitlich entkoppelt vom Beaufschlagungsereignis stattfindet. Während der Beaufschlagung werden die Kohlenstoffverbindungen adsorptiv in der Bodenmatrix bzw. dem darin ausgebildeten Biofilm zwischengespeichert, um anschließend in der Wiederbelüftungsphase bei sich regenerierendem Sauerstoffangebot umgesetzt zu werden (LfU Baden-Württemberg 2002, Fuchs 2003). Neuere Untersuchungen lassen auch unmittelbaren Umsatz des Kohlenstoffs während der Beaufschlagungsphase vermuten (Wozniak 2008), jedoch ist unklar, in welchem Umfang der unmittelbare und der entkoppelte Umsatz jeweils zur Reinigungsleistung beitragen (Dittmer 2006).

Im Normalfall ist die Menge des im Abwasser vorhandenen Sauerstoffs nicht ausreichend, um eine vollständige aerobe Umsetzung des Kohlenstoffs zu ermöglichen. Der Sauerstoff muss durch die Bodenluft zur Verfügung gestellt werden. Wozniak (2008) konnte bei In-situ-Sauerstoffmessungen in abwasserdurchsickerten Sandsäulen zeigen, dass auch bei gesättigtem Betrieb noch aerobe Bedingungen im Bodenkörper vorzufinden sind. Sie führt das auf eine Wiederbelüftung des Abwassers durch eingeschlossene Luftblasen im Porenraum des Sandes zurück. Dauert der Einstau jedoch zu lange, so wechseln die Milieubedingungen von aerob über anoxisch zu anaerob.

Auch unter anoxischen Bedingungen kann ein befriedigender Kohlenstoffabbau stattfinden, so lange sich noch ausreichend Nitrat im System befindet (Fuchs 2003). Das Nitrat liefert dann den nötigen Sauerstoff zur Oxidation des Kohlenstoffs, während der Stickstoff zu N_2 reduziert wird und gasförmig entweicht (siehe auch Denitrifikation in Kap. 3.3.5). Ist kein Nitrat vorhanden (bzw. schon aufgebraucht), dienen nachstehende Verbindungen als Elektronenakzeptoren, wobei sich aufgrund der Redoxpotenzialunterschiede folgende Reihenfolge ergibt: Mangandioxid (MnO_2) –

Eisenhydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) – Sulfat (SO_4^{2-}). Diese Betriebsbedingungen sollten jedoch vermieden werden, da hier der Kohlenstoffabbau gehemmt verläuft. Sie können aber durchaus in Bodenfiltern bei sehr langen Einstauphasen bzw. Betrieb im Teileinstau vorkommen (Dittmer 2006).

3.3.5 Stickstoffumsatz

Im Abwasser kommt Stickstoff hauptsächlich in reduzierter Form als Ammonium vor. Bei Verfügbarkeit von Sauerstoff wird Ammonium durch autotrophe Bakterien zu Nitrat nitrifiziert. Die **Nitrifikation** läuft in zwei Reaktionsschritten ab. Beim ersten Schritt wird Ammonium durch ammoniumoxidierende Bakterien (AOB), wie z.B. Nitrosomonas und Nitrospira, zu Nitrit oxidiert (Gl. 3–6). Der zweite Schritt ist die Oxidation des Nitrits zu Nitrat durch nitritoxidierende Bakterien (NOB), wie beispielsweise Nitrobacter (Gl. 3–7)(Fuchs et al. 2007).



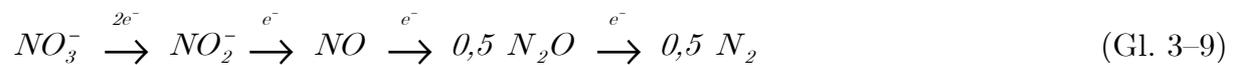
Bei der Nitrifikation ist stets die pH-Wert-Absenkung durch frei werdende Protonen zu beachten, da sie zur Versauerung schwach gepufferter Systeme führen kann. Durch ihre geringe Wachstumsrate sind autotrophe nitrifizierende Bakterien gegenüber heterotrophen Bakterien in der Konkurrenz um Sauerstoff benachteiligt. In hoch belasteten Belebtschlamm-Systemen beispielsweise werden sie von der heterotrophen Schlammpopulation verdrängt. Erst ab einem BSB_5 unter 110 mg/L kann eine Ammoniumoxidation stattfinden (Rehm & Reed 1999).

Unter sauerstofflimitierten Bedingungen ist es für viele aerob-Bakterien möglich, auf Nitratatmung umzustellen. Bei der so genannten **Denitrifikation** wird der Sauerstoff als Elektronenakzeptor aus dem Nitrat verwendet. Als Elektronendonatoren dienen

komplexe organische Verbindungen. (Gl. 3–8) zeigt die vereinfachte stöchiometrische Gleichung der Denitrifikation (Fuchs et al. 2007).



Die Denitrifikation verläuft über mehrere Reaktionsschritte (Gl. 3–9) (Rehm & Reed 1999). Die meisten denitrifizierenden Bakterien können auch die Zwischenprodukte Nitrit und N_2O veratmen.



Durch Hemmung des mehrstufigen Prozesses jedoch (z.B. durch hohe O_2 -Gehalte, niedrige pH-Werte, Schadstoffe) werden vermehrt die Zwischenprodukte, vor allem N_2O gebildet (Lompe 1992, Platzer 1998, Fuchs et al. 2007). Ein Mindestmaß an organischer Fracht ist Voraussetzung, damit die heterotrophen Denitrifikanten Nitrat veratmen können. Nach Bernet et al. (1996, zitiert in Rehm & Reed 1999) wird ein CSB von 2,85 g benötigt, um 1 g $\text{NO}_3\text{-N}$ zu elementarem Stickstoff N_2 zu reduzieren.

Erst seit kurzer Zeit ist eine verkürzte Form der Nitrifikation/Denitrifikation bekannt. In der anaeroben Ammoniumoxidation (**Anammox**) wird bei bestimmten Sauerstoffbedingungen Ammonium zu elementarem Stickstoff oxidiert (mit Nitrit als Elektronenakzeptor). Die genaue Reaktion verläuft vermutlich so ab, dass in einem ersten Schritt Nitrit zu Stickstoffoxid (NO) reduziert und anschließend mit Ammonium (NH_4^+) zu Hydrazin (N_2H_2) und Wasser umgesetzt wird. Das Hydrazin wird schließlich zu N_2 oxidiert. Die prinzipielle Reaktion zeigt Gl. 3–10 (Fuchs et al. 2007).



Platzer (1998) und Wozniak (2008) gehen davon aus, dass aufgrund der in Pflanzkläranlagen möglichen Randbedingungen wie Sauerstofflimitierung, niedrige Tempera-

tur und räumliche Nähe von Nitrifikations- und Denitrifikationszonen der Anammox-Prozess zumindest teilweise zur Stickstoffelimination beiträgt.

3.4 Mikrobielle Biomasse und Bioaktivität im Bodenprofil

3.4.1 Grundlagen

Aufgrund ihrer hohen spezifischen Oberfläche bieten poröse Medien sehr gute Voraussetzungen zur Ausbildung von Biofilmen (Rittmann 1993). So ist auch in abwasserdurchsickerten Sandkörpern der überwiegende Teil der Mikroorganismen in Biofilmen organisiert. Diese zeichnen sich durch eine komplexe dreidimensionale Struktur aus, in der die Bakterien in einer hoch hydratisierten Matrix aus extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) zusammengeschlossen sind (Sutherland 1977).

Obwohl Biofilme aufgrund von Unterschieden in Populationszusammensetzung, Aufwuchsoberfläche und Milieu in ihrer Architektur sehr vielfältig sind, lässt sich die Entwicklung eines Biofilms generell in drei Stadien unterteilen (Flemming 1994):

- Induktionsphase, in der sich die Mikroorganismen an die Aufwuchsoberfläche irreversibel anheften,
- Wachstumsphase oder logarithmische Akkumulation, die vor allem durch Vermehrung der Bakterien bestimmt wird sowie durch die Förderung der EPS-Produktion,
- Plateau-Phase, in der der Biofilm seine maximale Dicke erreicht und sich Zuwachs- und Ablöseprozesse die Waage halten.

Das Wachstum des Biofilms ist vor allem ein Ergebnis der Vermehrung bereits vorhandener Zellen, weshalb deren ausreichende Versorgung mit Nährstoffen unabdingbar ist. In porösen Medien geschieht dieser Transport über gewundene Fließwege durch sich ändernde Porengeometrien. Die heterogenen Fließcharakteristiken in den Poren haben auch beträchtlichen Einfluss auf Ad- und Desorptionsprozesse sowie Anlagerungs- und Ablöseprozesse im Biofilm. Aus diesen Gründen sind Biofilmprozes-

se in porösen Medien vielfach komplizierter zu beschreiben als in einfacher aufgebauten Bioreaktoren wie Kessel- oder Rohrreaktoren (Cunningham et al. 1991).

Für die Zusammensetzung, Struktur und Funktion von Biofilmen sind die Eigenschaften der **EPS** von wesentlicher Bedeutung. Die Matrix aus EPS ist sehr heterogen aufgebaut und ihre Bestandteile variieren stark, in Abhängigkeit von der Art der vorhandenen Mikroorganismen, den Nährstoffbedingungen und hydrodynamischen Gegebenheiten. Der überwiegende Teil der EPS besteht aus meist anionischen oder neutralen Polysacchariden und Proteinen, aber auch Anteile von Nukleinsäuren, Lipiden und anderen Makromolekülen können enthalten sein. Auch partikuläre Substanzen (Huminstoff-, Ton- und Gipspartikel) aus der Wasserphase können in der gelartigen EPS-Matrix akkumuliert werden. Mengenmäßig besteht die EPS-Matrix zu 98 % aus Wasser, wobei der EPS-Anteil der Matrix (2 %) zwischen 50 und 90 % der gesamten organischen Substanz in Biofilmen schwankt (Flemming 2001). Eingelagerte zwei- und dreiwertige Kationen halten die EPS-Struktur zusammen, indem sie Brückenbindungen zwischen den Polysacchariden ausbilden. In Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass durch Erhöhung verschiedener Kationen-Konzentrationen – darunter fallen auch Ca^{2+} (Körstgens et al. 2001), Fe^{2+} , Fe^{3+} , Cu^{2+} (Flemming 2002) und Al^{3+} (Stoodley et al. 2001) – die Biofilmstruktur stabilisiert wird.

Detailuntersuchungen zur zeitlichen Entwicklung von Biofilmen in porösen Medien führten u.a. Cunningham et al. (1991) durch. Die Autoren befüllten mehrere quaderförmige Kleinreaktoren (50x9x2 mm; LxBxH) aus Glas mit verschiedenen Materialien unterschiedlichen Durchmessers und unterschiedlicher Form, darunter 1 mm-Glaskugeln (sowie 0,70, 0,54 und 0,12 mm Sande). Nach Inokulation mit *Ps. Aeruginosa* beschickten sie die Reaktoren mit einer Nährlösung auf Glucose-Basis. Nach 2 Tagen Betrieb konnte auf den 1 mm-Glaskugeln ein Biofilm von ca. 15 μm Dicke ausgemacht werden. Nach 5 Tagen wurden zwischen den Kontaktstellen von 2 Partikeln Biofilm-Akkumulationen von ca. 50 μm im Radius beobachtet, und nach insgesamt 8 Tagen war die Biofilm-Dicke auf ca. 60 μm angestiegen. Dabei wurde ein erheblicher Teil des Porenraumes zwischen den 1 mm-Glaskugeln vom Biofilm eingenommen.

3.4.2 Verteilung von Biomasse und Bioaktivität in abwasserdurchsickerten Böden

Zahlreiche Untersuchungen zu (vertikal durchströmten) Bodenfilteranlagen und im Bereich der Abwasserversickerung aus undichten Kanälen konnten belegen, dass die Bioakkumulation vor allem in den ersten Zentimetern der Versickerungsstrecke stattfindet. Die einfachste Methode zur Abschätzung des Biomasse-Gehalts erfolgt über den Glühverlust. Hierzu berichtete schon vor 100 Jahren Dunbar (1912) von Versuchen an Bodenfiltern, die eine Abnahme des Glühverlustes von 2,53 % in der Tiefenschicht 0-15 cm auf 1,05 % in der 30-38 cm-Schicht belegen. Kunst & Flasche (1995) zogen zur Ermittlung der Biomassenverteilung neben Glühverlust auch CSB- und Protein-Gehalte des Bodens heran. Alle Verfahren zeigten ähnliche Ergebnisse: Die größte Akkumulation der Biomasse findet in den obersten 5 Zentimetern des Bodens statt, mit exponentieller Abnahme bis zu einer Tiefe von ca. 20 Zentimetern. Darunter blieben die Werte auf niedrigem Niveau annähernd konstant. Ferner konnten die Autorinnen zeigen, dass in den oberen Schichten der Gehalt an organischer Substanz mit der Betriebsdauer sowie mit hydraulischer und organischer Belastung steigt. Guilloteau et al. (1993) verwendeten in ihren Versuchen den ATP-Gehalt im Boden als Maß für die Biomasse und fanden eine ca. zehnfache Menge an ATP an der Bodenoberfläche verglichen mit dem Gehalt in 15 cm Tiefe. Für Untersuchungen zur Kolmationsanfälligkeit von Retentionsbodenfiltern erweiterte Schwarz (2004) die Methode von Dell'Anno et al. (1998) zu Biomassen- und Bioaktivitätsbestimmung mittels DNA- und RNA-Messungen in Meeressedimenten auf abwasserdurchsickerte Sandböden. Nach dieser weiterentwickelten Methode wurden DNA- und RNA-Gehalte in abwasserbeschickten Sandsäulen mit variablen Versuchsbedingungen ermittelt. Die maximal ermittelten Werte für DNA schwankten bei Versuchen mit nährstoffarmem Abwasser und langen Beaufschlagungspausen von 20 µg/g TS (Wozniak 2008) bis 270 µg/g TS bei hoch belasteten täglich beaufschlagten eigenen Versuchssäulen (Turković 2005), während die von Schwarz (2004) gemessenen Maximalwerte mit etwa 170 µg/g TS etwas darunter lagen. Allen Messungen war jedoch die exponentielle Abnahme der DNA-Konzentrationen mit zunehmender Filtertiefe gemeinsam. Mes-

sungen direkt unter Kanalleckagen in einem halbtechnischen Maßstab (Fuchs et al. 2004) sowie unter einer realen Leckage (Klinger 2007) ergaben ein geteiltes Bild mit extrem hohen DNA-Konzentrationen von bis zu 750 µg/g TS unter der realen Leckage und vielfach geringeren Werten mit etwa 45 µg/g TS im halbtechnischen Versuch. Unter der realen Leckage war in den oberen 2 cm aufgrund von Setzung oder Unterspülung kein eigentliches Bettungsmaterial mehr vorhanden, so dass der entstandene Zwischenraum vollständig mit organischer Substanz ausgefüllt wurde, während im halbtechnischen Maßstab das Korngerüst intakt war und Biomasse nur in den Poren ausgebildet werden konnte.

Alle oben beschriebenen Verfahren geben zwar Auskunft über Gehalte an organischer Substanz (Glühverlust, CSB) bzw. die Konzentration an Stoffen aus mikrobieller Tätigkeit (Protein, ATP, DNA), doch kann man aus ihnen nicht auf die Menge lebender Zellen oder deren Aktivitäten schließen. Über den Glühverlust oder den CSB-Gehalt ermitteltes organisches Material könnte beispielsweise auch partikulär eingetragen worden sein oder extrazelluläre Proteine und DNA könnten wesentlich mehr in der EPS vorhanden sein (Nielsen 1999) als in den Mikroorganismen selbst.

Ein probates Mittel zur Ermittlung der Bioaktivität in Böden ist die Bestimmung über Enzymaktivitäten wie z.B. der Dehydrogenaseaktivität. Die Dehydrogenasen sind an der Energiegewinnung der Zellen beteiligt und somit ein Maß für die Sauerstoffkonsumptionsrate bzw. Stoffwechselaktivität der Zellen (Schwarz 2004). Kunst & Flasche (1995) wendeten in ihren Experimenten u.a. auch die Bestimmung der Bioaktivität über Dehydrogenasenaktivitäten an, stellten jedoch fest, dass mit diesem Verfahren keine eindeutigen Rückschlüsse auf den mikrobiellen Anteil der organischen Substanz zu ziehen sind. Rauch-Williams & Drewes (2006) bestimmen mit der Dehydrogenaseaktivität die Biomasse in ihren Sand-Säulenversuchen. Auch mit diesem Verfahren wird eine Konzentrierung der Bioaktivität/Biomasse in den obersten Zentimetern des Bodenprofils nachgewiesen.

Die von Schwarz (2004) ermittelten RNA-Gehalte in den Retentionsbodenfiltern und Säulenversuchen verhielten sich analog zu den DNA-Messungen: hohe Konzentrationen in Oberflächennähe, geringere Konzentrationen mit zunehmender Filtertiefe. In

den meisten Filterproben lag das RNA/DNA-Verhältnis als Maß für Bioaktivität nahezu konstant bei $0,60 \pm 0,10$. Bei Bodensäulen, die im 2-3 Tages-Rhythmus ohne längere Beschickungspause betrieben wurden, lag es bis ca. 5 cm Tiefe etwas über 1, in den obersten 2 Zentimetern sogar bei maximal 1,6. Fuchs et al. (2004) ermittelten in anaerob betriebenen Säulenversuchen zu Kanalleckagen RNA/DNA-Verhältnisse zwischen 2 und 3 und postulierten daraufhin, dass RNA/DNA-Verhältnisse > 1 auf anaerobe Milieubedingungen hinweisen. Bestätigung für diese These finden sie in den Messungen von Klinger (2007), der im durch Sulfidausfällungen schwarz gefärbten Bereich von 2 cm direkt unter der Kanalleckage RNA/DNA-Verhältnisse zwischen 2 und 4 vorfand. Auch bei den Versuchen von Wozniak (2008) lagen die RNA/DNA-Verhältnisse im Oberboden einer eingefahrenen Bodensäule bei Werten zwischen 1,5 und 3 und lassen somit auf einen Ort höchster Umsatzraten mit anaerobem Charakter schließen.

3.4.3 Biofilmentwicklung und -struktur

Die Struktur von mikrobiellen Biofilmen wird maßgeblich durch die Funktion bestimmt (Wäsche et al. 2002). Biofilmwachstum und -struktur in aeroben Systemen zur Abwasserbehandlung sind gekennzeichnet durch komplexe Interaktionen verschiedenster Parameter. Hervorzuheben sind die Limitierung des Nährstofftransports sowie die Konkurrenz um Raum und Sauerstoff zwischen den (langsam wachsenden) nitrifizierenden Bakterien und den (schneller wachsenden) heterotrophen Bakterien des Biofilms (Okabe 1996).

Wijeyekoon et al. (2004) konnten den Einfluss unterschiedlicher Nährstoffbelastungen auf die innere Mikrostruktur von Biofilmen mit chemischen, biochemischen und elektroskopischen Methoden beschreiben. Demnach entwickeln sich mit zunehmender Nährstoffkonzentration kompaktere Biofilme mit niedrigeren Porositäten. Mit zunehmendem Zellalter und zunehmender Biofilm-Kompaktheit nehmen die spezifischen Aktivitäten ab. In langsam wachsenden Biofilmen mit poröser Struktur wurde eine höhere spezifische Aktivität festgestellt, was die besondere Wichtigkeit der Mikrostruktur bezüglich des Massentransports unterstreicht. Die räumliche Konkurrenz zwischen Nitrifikanten und heterotrophen Bakterien ist das Hauptkriterium bezüglich

einer stabilen Nitrifikation. Das zeigt sich auch in der räumlichen Verteilung der Ammoniumoxidierer. Sie wurden ausschließlich nahe der Oberfläche in kompakten und in Porennähe bei porösen Biofilmen nachgewiesen.

Von Staudt et al. (2004) durchgeführte Dichtebestimmungen an Biofilmen zeigten Biofilmdichten zwischen 193-535 mg/cm³ (Trockenmasse/Gesamtvolumen). Hierbei waren die Werte für autotrophe Biofilme erheblich geringer als die der heterotrophen Biofilme. Als mögliche Erklärung wird angegeben, dass nur ein Teil der EPS durch Färbung im heterotrophen Biofilm sichtbar gemacht werden konnte oder dass das Verhältnis von EPS zu Bakterienzellen in autotrophen Biofilmen höher ist als in heterotrophen, wobei die EPS-Fraktion eine geringere Dichte besitzt als Bakterien.

Die Populationsdynamik der Bakterien in nitrifizierenden Biofilmen wurde von Kinouchi et al. (2006) mittels RTQ-PCR und FISH untersucht. Mit beiden Methoden wurden ähnliche Ergebnisse beobachtet. Die in Scheibentauchkörpern gezüchteten Biofilme zeigten ein exponentielles Wachstum der Ammonium oxidierenden Bakterien während der ersten 15 Versuchstage. Verstärktes Wachstum von Nitrit oxidierenden Bakterien setzte zwischen Versuchstag 10 und 24 ein und korrespondierte gut mit der zu beobachtenden Abnahme von Nitrit bei steigenden Nitrat-Werten. Innerhalb weniger Tage konnte kein Nitrit mehr im Ablauf festgestellt werden. Die maximalen Populationsdichten wurden für AOB nach ca. 15 Tagen mit $1,2 \cdot 10^8$ Zellen/cm² und für NOB nach ca. 24 Tagen mit $3,5 \cdot 10^8$ Zellen/cm² erreicht. Folglich ist in diesen Biofilmen die Populationsdichte der NOB dreimal höher als der AOB.

3.5 Sauerstoffhaushalt in abwasserdurchsickerten Böden

3.5.1 Sauerstofftransport-Mechanismen

Wie in Kapitel 3.3.4 (Kohlenstoffumsatz) und Kapitel 3.3.5 (Stickstoffumsatz) dargestellt, ist die Verfügbarkeit von Sauerstoff die entscheidende Größe für die Umsetzungsprozesse im Bodenkörper. Der Anteil von Sauerstoff an der Luft beträgt ca. 20,94 Vol.-% oder ca. 23,14 Gew.-%., was bei einer Luftdichte von 1,2 g/L (bei 20 °C

und 1,013 bar) einem Sauerstoffgehalt von 278 mg/L Luft entspricht. Der Sättigungswert für Sauerstoff im Wasser beträgt bei 20 °C 9,1 mg/L.

Der Sauerstoffeintrag in den Boden erfolgt im Wesentlichen durch **konvektiven Lufttransport**, **Diffusion** und den Transport von **gelöstem Sauerstoff** im Zulaufwasser. Im Folgenden werden diese Mechanismen näher beschrieben.

Konvektion

Konvektionstransport findet statt, wenn im Boden aufgrund von Druckgradienten eine Ausgleichsbewegung der Bodenluft in den Bodenporen einsetzt. Im Fall von intermittierend beschickten Vertikal-Bodenfiltern entsteht der Druckgradient durch das sich ausbreitende Abwasser, welches zunächst die vorhandene Bodenluft nach unten „herausdrückt“, während bei dessen Abfließen atmosphärische Luft durch den entstehenden Unterdruck nachströmt. Der konvektive Transport der Bodenluft ist ein relativ schnell ablaufender Prozess, da das entsprechende Volumen an abfließendem Abwasser zeitgleich durch atmosphärische Luft ersetzt werden muss. Experimentell konnte nachgewiesen werden, dass durchgesickertes Wasservolumen und nachgesogenes Luftvolumen gleich groß sind (Vogel 1995, zitiert in Platzler 1998). Luckner et al. (1998) sehen diesen Transportmechanismus nur in Einzelfällen, bei großen Abwassermengen und gesättigter Wasserströmung gegeben. Sie gehen vielmehr davon aus, dass die Luft im Filterkörper durch die Wasserfront komprimiert werde und zur Entlastung nach oben durchbreche, wodurch sich das nachgesogene Luftvolumen um das Volumen der durchbrechenden Luft verringere. Beobachtungen von Kayser (2003) stützen diese Annahme. Die Autorin konnte bei Versuchen mit Bodensäulen sowie an der Bodenfilteranlage Ettenbüttel ein Aufsteigen von Luftblasen im Überstauwasser beobachten.

Schwager & Boller (1997) zeigten modellhaft die Luftbewegung während eines Beschickungsintervalls in einem intermittierend betriebenen Filterbett. Sie stellten fest, dass Konvektion nur kurz nach der Beaufschlagung – wenn das Wasser mit einer höheren Versickerungsrate eine Luftnachströmung bewirkt – eine Rolle zur Lufterneuerung spielt. Durch die nachgeströmte Luft könne der Sauerstoffbedarf in den obersten

Schichten für kurze Zeit gedeckt werden, nach 10 Minuten jedoch sei durch Konvektion aus Richtung der Oberfläche kein Sauerstofftransport mehr zu erwarten. Weiter sind die Autoren der Meinung, dass während der ersten 20 Minuten nach oben durchbrechende Luft den Sauerstoffbedarf für die aktive Biomasse decken könne. Die tatsächliche Menge des dadurch eingetragenen Sauerstoffs sei aber ungewiss.

Diffusion

Der Diffusionstransport entsteht aufgrund von Konzentrationsgradienten innerhalb des Bodens. Der wesentliche Transport findet in der Bodenluft statt, da die Diffusion im Wasser um den Faktor 10^4 langsamer abläuft als in der Luft (Scheffer et al. 2008). Nach Hartge & Horn (1999) ist die Diffusion der wichtigste Vorgang, der zum Transport von Gaskomponenten im natürlichen Boden beiträgt. Die bedeutendsten Diffusionsströme sind hierbei die des Sauerstoffs aus der Atmosphäre in den Boden und des Kohlendioxids aus tieferen Bodenschichten hin zur Bodenoberfläche. Diffusionsvorgänge werden durch das 1. Fick'sche Gesetz beschrieben (Gl. 3-11).

$$I = -D \frac{dc}{dx} \quad (\text{Gl. 3-11})$$

- I Gasfluss [mol/(cm²*s)]
- D Diffusionskoeffizient [cm²/s] (mit (-) → nach unten gerichtet)
- c Konzentration [mol/cm³]
- x Diffusionsstrecke [cm]

Der Gasfluss ist danach durch die Menge eines Gases, die pro Zeiteinheit durch eine definierte Fläche hindurch tritt definiert. Er errechnet sich aus der Konzentrationsdifferenz pro Diffusionsstreckenabschnitt multipliziert mit dem Diffusionskoeffizienten. Der Diffusionskoeffizient berücksichtigt als Proportionalitätsfaktor die Einflussfaktoren auf den Gasfluss. Diese sind die Art des diffundierenden Gases sowie das Medium, in dem die Diffusion stattfindet. Im Boden ist der Diffusionskoeffizient immer kleiner als in Luft, da die Diffusion in den luftgefüllten Poren vonstatten geht, die (i) nur

einen Teil des Querschnitts einnehmen und (ii) ein Gasmolekül der ungleichmäßigen Porengeometrie folgen muss, woraus sich eine längere Diffusionstrecke, verglichen mit der direkten Strecke in Luft, ergibt. Der Diffusionskoeffizient nimmt bei steigendem Wassergehalt ab, da die Luftporen durch das Porenwasser verkleinert werden bzw. Barrieren durch Wasserfilme entstehen können (Wild 1995). Nach Hartge & Horn (1999) hat jedoch die Verkleinerung der Luftporen einen geringen Einfluss auf den Diffusionskoeffizienten, solange eine Kontinuität der luftgefüllten Poren besteht und diese noch in direkter Verbindung mit der Atmosphäre stehen. Erst ab einem Luftvolumenanteil unter 4-6 % zerfällt das Luftvolumen in einzelne Luftinklusiven mit Verlust der Kontinuität. Als Folge daraus sehen die Autoren eine Verringerung des Diffusionskoeffizienten von Sauerstoff im Boden auf einen Wert im Größenbereich des Diffusionskoeffizienten von Sauerstoff in Wasser ($2 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ bei $0 \text{ }^\circ\text{C}$). Bei Luftgehalten über 4-6 Vol.-% nähert sich der Diffusionskoeffizient dem Wert von Sauerstoffdiffusion in Luft ($1,8 \cdot 10^{-1} \text{ cm}^2/\text{s}$ bei $0 \text{ }^\circ\text{C}$). Abb. 3-4 zeigt die Entwicklung des Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff in Böden bei unterschiedlichen Luftgehalten.

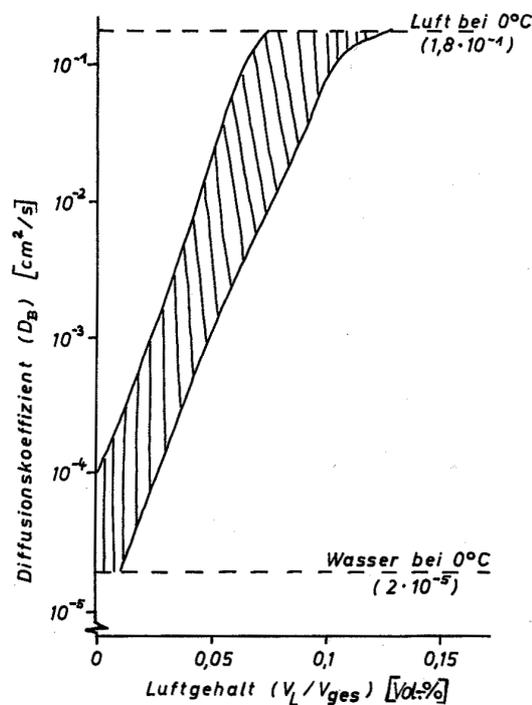


Abb. 3-4: Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff in Böden in Abhängigkeit vom Luftgehalt (aus Hartge & Horn 1999).

Transport von gelöstem Sauerstoff mit dem Zulaufwasser

Laut Platzer (1998) spielt der Transport von gelöstem Sauerstoff über das Zulaufwasser eine untergeordnete Rolle, da trotz gewisser Sauerstoffanreicherung während der Beschickung der theoretische Sauerstoffgehalt von 9 mg/L keinen relevanten Beitrag zum Sauerstoffhaushalt zu leisten vermag. Bei In-situ-Messungen an einer sandgefüllten Versuchssäule beobachtete Wozniak (2008) eine Wiederbelüftung des infiltrierenden Beschickungswassers bei der Filterpassage. Trotz allmählichen Absinkens des Sauerstoffgehaltes auf 0 mg/L in 20 cm Tiefe konnte sie innerhalb eines Beschickungsintervalls in 35 cm Tiefe jederzeit Sauerstoff nachweisen, wobei im Ablauf der Sauerstoffgehalt sogar annähernd konstant bei ca. 6 mg/L blieb. Dittmer (2006) geht von einem hauptsächlich unmittelbaren Abbau des CSB bei Retentionsbodenfiltern aus. Er stellt jedoch fest, dass der in gelöster Form über das Beschickungswasser eingetragene Sauerstoff für die beobachtete CSB-Reduktion bei weitem nicht ausreichend ist. Ob der fehlende Sauerstoff durch Wiederbelüftung des Beschickungswassers zur Verfügung gestellt werden kann, lässt der Autor offen.

3.5.2 Sauerstoffbedarf für C- und N-Umsatz

Die für biochemische Transformations- und Assimilationsprozesse benötigte Sauerstoffmenge entspricht oft nicht den theoretisch bzw. stöchiometrisch errechneten Werten. Sie hängt vielmehr von bestimmten Randbedingungen ab bzw. ist verfahrensspezifisch. Für den Sauerstoffumsatz in Sandböden stehen bisher keine gemessenen Werte zur Verfügung, so dass hier vor allem Erkenntnisse aus dem Belebtschlammverfahren Verwendung finden.

Für den aeroben Kohlenstoffabbau geben Gallert & Winter (2006) an, dass bei ausreichendem Nährstoffangebot während des Belebtschlammverfahrens 1 Mol Glucose (= 180 g) mit 3 Mol O₂ (= 96 g) umgesetzt werden, wobei der Kohlenstoff jeweils zur Hälfte zu 3 Mol CO₂ (132 g) veratmet bzw. in Biomasse (90 g) assimiliert wird. Bei nährstofflimitierten Bedingungen wird der Kohlenstoff aus 0,7 Mol Glucose veratmet (O₂-Verbrauch hierfür 4,2 Mol = 134,4 g) während 0,3 Mol zum Biomassewachstum

beitragen. Hartmann (1992, zitiert in Platzer 1998) gibt für heterotrophe Organismen einen Biomasseertrag (g oTS/g Substrat) von 0,6 g/g C an.

Messtechnisch kann der Sauerstoffbedarf für den organischen Abbau über die Parameter CSB und BSB₅ (TOC, DOC) ermittelt werden. Sengewein (1989, zitiert in Platzer 1998) gibt in Belebungsanlagen einen Sauerstoffverbrauch von ca. 0,7 g O₂/g CSB bzw. 1,1 – 1,3 g O₂/g BSB₅ an. Aufgrund der relativ geringen Relevanz der Nährstoffelimination durch den Biomasseaufbau im Filterkörper schätzt Kayser (2003) den Sauerstoffbedarf für CSB- und BSB₅-Abbau als in etwa gleich mit einem Wert um ca. 1 g O₂/g CSB bzw. BSB₅ ein.

Für die Nitrifikation von Ammonium wird von Gallert & Winter (2006) für den ersten Reaktionsschritt Ammonium → Nitrit ein Sauerstoffbedarf von 3,42 g O₂ / g NH₄-N und für den zweiten Schritt Nitrit → Nitrat ein Sauerstoffbedarf von 1,14 g O₂/g NO₂-N angegeben. Sengewein (1989, zitiert in Platzer 1998) berechnete praktisch denselben Wert für den Nitrifikationsprozess mit 4,57 g O₂ / g NH₄-N, bei Berücksichtigung des Sauerstoffs für den Zellaufbau, jedoch einen etwas verminderten Sauerstoffbedarf von 4,23 g O₂/g NH₄-N. Experimentell ermittelte Werte liegen mit einem Sauerstoffbedarf von 4,0-4,3 g O₂/g NH₄-N (Schreiner 1982, zitiert in Platzer 1998) und 4,2 g O₂ / g NH₄-N (Wiesmann 1994, zitiert in Platzer 1998) etwas unter den berechneten Werten.

Für die Rückgewinnung von Sauerstoff aus der Denitrifikation setzt Kayser (2003) ein Oxidationsäquivalent von 2,9 g/g NO₃-N an.

Die Umsetzung von 1 g NH₄-N über das Anammox-Verfahren erfordert 1,9 g Sauerstoff (Vymazal 2007).

Der Biomasseertrag in g oTS/g Substrat für die nitrifizierenden Bakteriengruppen liegt bei 0,15 g/g NH₄-N für Nitrobacter und 0,02 g/g NO₂-N bei Nitrosomonas. (Hartmann 1992, zitiert in Platzer 1998).

3.5.3 Sauerstoffbestimmung im Boden

Unterschiedliche Messmethoden zur Sauerstoffbestimmung in (abwasserdurchsickerten) Böden wurden bisher angewendet. Da bis vor kurzem keine praktikablen In-situ-Messsysteme verfügbar waren, beruhen die Messdaten meist auf indirekten Messungen bzw. Mess- und Probenahmemethoden, die eine Störung des Bodenlufthaushaltes nach sich ziehen.

So haben beispielsweise Okubo & Matsumoto (1983) aus der Messung der Sauerstoffgehalte in aus einer abwasserdurchsickerten Bodensäule gewonnenen Wasserproben Rückschlüsse auf die Milieubedingungen in der Säule gezogen (vgl. Kap. 3.6.2.).

Platzer (1998) stützt seine Berechnungen zum Sauerstoffhaushalt in Pflanzenkläranlagen auf Messungen des Sauerstoffgehaltes in der Bodenluft. Im Filterbett der Pflanzenkläranlagen wurde in unterschiedlichen Tiefen jeweils ein Luft-Probevolumen von 0,5 L mittels Bodenluftsonden entnommen. Nach Angaben des Autors stellt die Entnahme dieser Probenmenge keine relevante Störung im Bodenlufthaushalt dar.

Mit Aufkommen optischer Sensoren (Optoden) wurde es erstmals möglich, Sauerstoff In-situ-Messungen in Böden durchzuführen. Hecht (2001, erschienen 2002) entwickelte im Bereich der Geochemie ein Messsystem, welches vollautomatisch hoch aufgelöste In-situ-Sauerstoffmessungen bei minimaler Störung des Bodengefüges durchführen konnte. Er konnte dadurch Rückschlüsse auf die Sauerstoffentwicklung während des Pyritverwitterungsprozesses im Abraumaterial des Braunkohlebergbaus ziehen.

Im Bereich der Abwassertechnik wurden Arbeiten zu In-situ-Sauerstoffmessungen mittels Optoden an der TH Kaiserslautern zur Untersuchung von Retentionsbodenfiltern durchgeführt (Wozniak 2008). Die Messdaten wurden jedoch manuell ausgelesen, so dass die Auflösung der Messwerte und die betrachteten Zeiträume relativ gering waren.

Die Erfahrungen beider letztgenannter Autoren ging in die Entwicklung eines eigenen In-situ-Sauerstoff-Messsystems ein, welches in Kap. 4.5 näher beschrieben wird.

3.6 Kolmation

3.6.1 Ursachen

Bei der Passage von Abwasser durch poröse Bodenkörper stellen sich im Laufe der Zeit mehr oder minder starke Selbst(ab)dichtungseffekte, auch Kolmation genannt, ein. Kolmation entsteht aufgrund der Verengung der Bodenporen durch mikrobiologische, physikalische und chemische Prozesse bzw. deren Interaktion. Obwohl die Ursachen verschiedenartig sein können, ist die Wirkung stets physikalischer Natur – die Herabsetzung der hydraulischen Leitfähigkeit (Baveye et al. 1998). Kolmation in abwasserdurchsickerten Sanden ist vor allem ein Oberflächenphänomen. Den überwiegenden Einfluss auf den Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit des Systems hat die oberste Schicht von 0-1 cm (Rodgers et al. 2004). Kolmation ist im Bereich der Exfiltration von Abwasser aus defekten Kanälen deshalb ein willkommener Effekt, da die Kolmationsschicht eine Sperre gegen versickerndes Abwasser in den Untergrund bilden kann. Blackwood et al. (2005), Turković et al. (2006) und Klinger (2007) konnten in Versuchen an schadhafte Kanälen nachweisen, dass die Exfiltrationsmengen schon nach einer kurzen Anlaufzeit von wenigen Stunden signifikant abnehmen können. In Bodenfiltern und Pflanzenkläranlagen hingegen stellen Kolmationserscheinungen ein Problem dar, da die Wasserdurchlässigkeit soweit verringert werden kann, dass kein wirtschaftlicher Betrieb der Bodenfilteranlage mehr möglich ist (Börner 1992).

In diesem Zusammenhang ist die **biologische Kolmation** von besonderem Interesse. Hier findet die Porenraumverengung vor allem durch Aufwachsen von Mikroorganismen in Biofilmen statt, aber auch Pilze und tierische Ein- und Mehrzeller können zur Kolmationswirkung beitragen (Baveye et al. 1998, Seki et al. 1998). Wu (1997) beobachtete bei seinen Untersuchungen eine exponentielle Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit zur mikrobiellen Biomasse (gemessen als Zellkonzentrationen). Schwarz (2003) konnte diese Beobachtung bestätigen, wobei er die mikrobielle Biomasse allerdings über DNA-Konzentrationen bestimmte (Abb. 3-5).

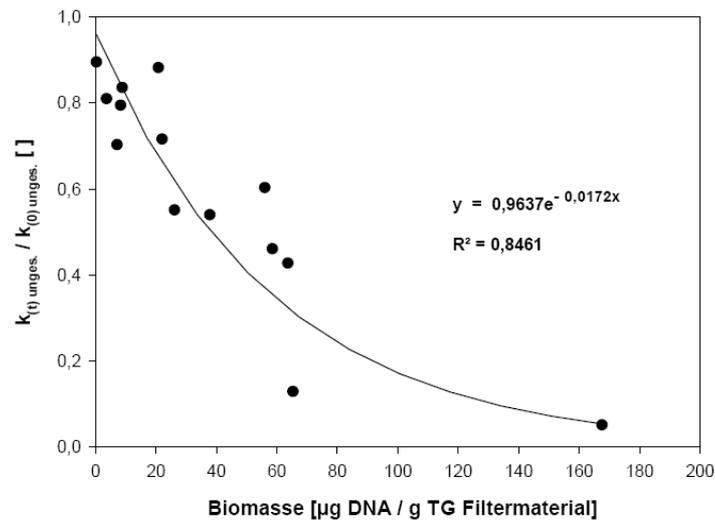


Abb. 3-5: Korrelation zwischen dem Rückgang der relativen hydraulischen Leitfähigkeit und der mikrobiellen Biomasse (aus Schwarz 2003).

Einige Autoren sehen in der Bildung von EPS die Hauptursache für die biologische Kolmation (Mitchell 1964, Maciel 2004).

Eine Erhöhung des C:N-Verhältnisses im Abwasser wirkt sich nach Magesan (2000) kolmationsfördernd aus, da dabei ein Biomassezuwachs im Boden zu beobachten ist.

Auch niedrige Temperaturen im Filter fördern nach DeVries (1972) die Kolmation, da nur ein verlangsamter Abbau der organischen Komponenten stattfinden kann.

Die Mehrzahl der Autoren sind der Auffassung, das wirksamste Mittel zur Vermeidung biologischer Kolmation sei eine ausreichende Versorgung des Bodenkörpers mit Sauerstoff, damit die aeroben Umsetzungsprozesse vollständig ablaufen können und es zu keiner Akkumulation von organischer Substanz kommt (Kunst & Flasche 1995, Platzer 1997). Die Wiederbelüftung soll vor allem durch ausreichend lange Beaufschlagungspausen von mehreren Stunden bis mehreren Tagen gewährleistet werden.

Die mikrobielle Kolmation ist ein dynamischer Prozess, der sich in charakteristische Zeitabschnitte einteilen lässt. Auf diese wird in Kap. 3.6.2 näher eingegangen.

Bei Verringerung der Porenräume durch eingetragene mineralische oder organische Feststoffpartikel spricht man von **physikalischer** oder auch **mechanischer Kolmation**. Hierbei spielen insbesondere die Porengeometrie und die Größe der eingetragenen

Partikel eine zentrale Rolle. Haben diese Partikel eine ähnliche Größe wie die Bodenkörner, so können sie nicht in die Bodenmatrix eindringen und werden an der Oberfläche aufgrund von Siebeffekten zurückgehalten. Dort bilden sie einen so genannten Filterkuchen aus, der die gesamte hydraulische Leitfähigkeit des Filters herabsetzt. Kleinere Partikel werden mit dem Beaufschlagungswasser tiefer in die Bodenmatrix transportiert und setzen sich dort aufgrund von Anlagerungsmechanismen in den Poren ab. Bei Partikeln $> 1 \mu\text{m}$ dominieren mechanische Effekte wie Siebung und Sedimentation, während kleinere kolloidale Partikel hauptsächlich durch Van-der-Waals-Kräfte an den Oberflächen zurückgehalten werden (Baveye et al. 1998, Schwarz 2004).

Weiter wird die Möglichkeit von Kolmation durch **Bildung von Gasen** wie CO_2 , CH_4 , N_2 oder H_2S , diskutiert (Taylor et al. 1990, de Lozada et al. 1994). Die während der biologischen Umbauprozesse gebildeten Gase sollen die Fähigkeit besitzen, die Porenkanäle in ähnlicher Weise zu verschließen wie Feststoffpartikel.

Auch **chemische Kolmation** kann die hydraulische Durchlässigkeit verringern. Die wichtigsten Beispiele sind die Ausfällung von Kalk aufgrund von Verschiebungen im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht (Blazejewski 1996) oder die Ausfällung von Eisen- und Manganverbindungen (Kuntze 1982).

Zur Interaktion zwischen biologischen und physikalischen Kolmationseffekten gibt es nur wenige Untersuchungen. Beide Kolmationsformen kommen in abwasserdurchsickerten Systemen nebeneinander vor, wobei im mechanisch vorgeklärten Abwasser bei Bodenfiltern die physikalische Kolmation eine untergeordnete Rolle spielen dürfte. Versuche in einem Filtermodell aus gleichförmigen Glaskugeln haben gezeigt, dass die Kombination beider Prozesse miteinander die größte Kolmationswirkung entwickelt. Dabei wurden gelöste Partikel im Filter durch Einlagerung in die EPS-Matrix zurückgehalten und beschleunigten dadurch die Verstopfung der Poren (Shaw et al. 1985).

3.6.2 Kolmationsphasen

In den meisten Infiltrationsversuchen ist kein stetiger Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeiten zu beobachten. Der Kolmationsverlauf folgt vielmehr einer S-förmigen Kurve, die schon Allison (1947) in seinen Versuchen beschrieb. Er teilte den Kolmationsverlauf in 3 Phasen ein und vermutete, dass für die unterschiedliche Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeit während der einzelnen Phasen vor allem physikalische Effekte, wie Quellung und Schrumpfung von Tonmineralen und Lösung von eingeschlossenen Gasblasen, verantwortlich sind. Okubo & Matsumoto (1979, 1983) erweiterten den Ansatz um eine weitere Phase (Abb. 3-6) und führten mikrobielle Entwicklungen als Ursache für die Schwankungen der hydraulischen Leitfähigkeit auf. Danach sollen folgende biologische Prozesse während der einzelnen Phasen auftreten:

Phase I: Starkes Biomassewachstum unter aeroben Bedingungen (gelöster Sauerstoff im Abfluss nachgewiesen) führt zu einer exponentiellen Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit.

Phase II: Aufgrund der hohen mikrobiellen Aktivität und des starken Biomassewachstums kommt es zu einer starken Sauerstoffzehrung im Boden. Durch das Sauerstoffdefizit (kaum gelöster Sauerstoff im Abfluss vorhanden) stirbt Biomasse ab, wodurch sich der Porenkanalquerschnitt vergrößert. Die Folge ist eine Zunahme der hydraulischen Leitfähigkeit.

Phase III: Durch zusätzlichen mikrobiellen Abbau der abgestorbenen Biomasse wechselt das Milieu von aerob zu anaerob (kein gelöster Sauerstoff im Abfluss nachweisbar). Aufgrund von Akkumulation von anaeroben Mikroorganismen und mikrobiell produzierten Gasen (v.a. Methan) in den Bodenporen kommt es zu einem stärkeren Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit.

Phase IV: Einstellung eines Gleichgewichts zwischen den in Phase I-III beschriebenen Prozessen und Einpendeln der hydraulischen Leitfähigkeit auf niedrigem Niveau.

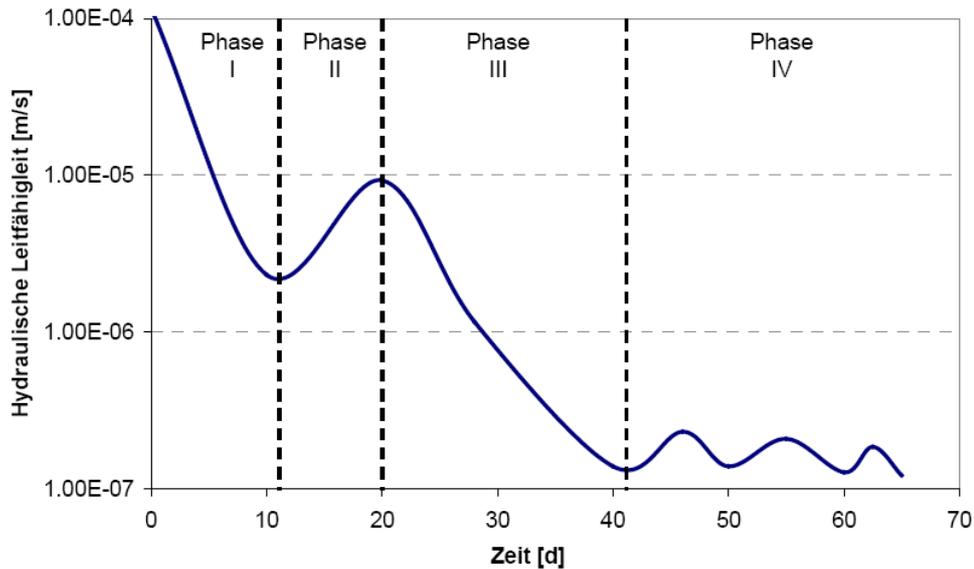


Abb. 3-6: Idealtypischer Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeit im zeitlichen Kolmationsverlauf in der oberen Bodenschicht von 0-4 cm (aus Klinger 2007 nach Okubo & Matsumoto 1979).

Durch unterschiedliche Randbedingungen wie Nährstoffangebot und Partikelfracht des Abwassers oder Korngrößenspektrum des Filtersandes können die einzelnen Phasen mehr oder weniger stark ausgeprägt sein. Durch diese Randbedingungen werden auch die Schwerpunkte im Zusammenspiel von biologischer und physikalischer Kolmation gesetzt. Deutliche Kolmationsphasen lassen sich beispielsweise bei den Untersuchungen von Rinck-Pfeiffer et al. (2000) ausmachen, während der Kolmationsverlauf bei den Versuchen von Schwarz (2004) keine signifikante S-Form zeigt.

Die Ausführungen von Okubo & Matsumoto (1979, 1983) und Allison (1947) finden auch in aktuelleren Werken, die sich mit Kolmationsfragen beschäftigen, noch Berücksichtigung (Maciel 2004, Schwarz 2004, Wozniak 2008), da keine weiteren Autoren bekannt sind, die sich näher mit der Ausbildung der Kolmationsphasen auseinandergesetzt hätten.

4 Material und Methoden

4.1 Säulenversuche im Überblick

Die Durchführung von Säulenversuchen (Guilloteau et al. 1993, Seki et al. 1998, Kayser 2003, Schwarz 2004, Wozniak 2008 u.a.) ist eine bewährte Methode, um Detailuntersuchungen zu Transport- und Umsetzungsprozessen bei der Versickerung von Abwasser in Böden anzustellen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Säulen aus Plexiglas und PVC mit einem Durchmesser von 9 cm bzw. 10 cm und einer Höhe von ca. 50 cm eingesetzt. Die Bauform und die Baugröße der Säulen gewährleisteten eine einfache Handhabung und die Möglichkeit, eine große Variationsbreite an Versuchsbedingungen einstellen zu können. Bis zu acht Versuchssäulen wurden in einem Versuchsstand parallel betrieben.

Insgesamt wurden auf diese Weise 41 Säulenexperimente durchgeführt. Für alle Säulen wurde eine intermittierende Beschickung gewählt, um durch die Wiederbelüftung aerobe Milieubedingungen in den Säulen zu gewährleisten. Diese Betriebsweise ist analog zum Betrieb von Bodenfiltern, aber auch auf Kanalleckagen anwendbar. Bei Untersuchungen zur Exfiltration von Abwasser aus Kanalleckagen hat sich gezeigt, dass Sauerstoff keinen Mangelfaktor im Boden unter einer Leckage darstellt (Fuchs et al. 2004). Er wird in ausreichendem Maße lateral durch die Bodenluft nachgeliefert. Die Experimente gliederten sich in drei Versuchsreihen, die durch unterschiedliche Fragestellungen gekennzeichnet waren.

In **Versuchsreihe 1** wurden kolmationsrelevante Prozesse in ihrer Wirksamkeit untersucht. Hierzu wurde eine Reihe unterschiedlicher Betriebsbedingungen in den Säulen eingestellt, um das Kolmationsverhalten in Abhängigkeit vom Filtersubstrat (Grob- sand, Mittelsand), der Abwasserzusammensetzung (reales Mischwasser und künstliches Abwasser auf Glucose-Basis) sowie der Beaufschlagungsmenge zu beschreiben. Neben der Änderung der hydraulischen Eigenschaften standen insbesondere die Biomasseentwicklung sowie die Reinigungsleistung bezüglich Kohlenstoff und Stick-

stoff in den Säulen – alles Parameter, die wesentlich von der Kolmationsdynamik bestimmt werden bzw. diese bedingen – im Focus der Untersuchungen. Die Versuchsdauer der einzelnen Säulenversuche richtete sich im Wesentlichen nach dem Kolmationsfortschritt in den Säulen und betrug zwischen 1 und 64 Tagen.

Versuchsreihe 2 schloss direkt an die Fragestellungen aus Phase 1 an, präzisierte bzw. erweiterte diese jedoch um weitere Teilaspekte. Der Schwerpunkt lag auf der Identifikation der Anteile von biologischer und physikalischer Kolmation an der Gesamtkolmation, und der Fragestellung, inwieweit dieses Verhältnis als substratspezifisch zu betrachten ist. Zusätzlich zu den bereits eingesetzten Sanden wurden Versuchssäulen mit einem Fein-/Mittelsand-Gemisch betrieben. Das Abwasser wurde ausschließlich künstlich hergestellt, mit Glucose als Kohlenstoffquelle, Ammonium als Stickstoffquelle (nach Bast 2001) und Mikroglasskugeln in unterschiedlichen Dosierungen, die den Feinpartikelanteil aus realen Abwässern nachbilden sollten. Der Einsatz von künstlichem Abwasser ergab sich aus den Erfahrungen der Phase 1, wo durch die Schwankungen in der chemischen Zusammensetzung des realen Abwassers und der Schwierigkeit, die darin enthaltenen Partikel bezüglich ihrer Herkunft (organisch/mineralisch, allochton/autochton) zu beschreiben, ein standardisierter Experimentierbetrieb erschwert wurde. In den Versuchsreihen, in denen mikrobiologische Aktivität unerwünscht war, wurde Natriumazid als Sterilisationsmittel eingesetzt. Die Analytik wurde im Vergleich zu Versuchsreihe 1 um bodenphysikalische Analysen mit Augenmerk auf den Feinpartikelanteil ergänzt. Die Säulen aus der Versuchsreihe 2 waren zwischen 14 und 100 Tagen in Betrieb.

Detaillierte Untersuchungen zu Sauerstofftransport- und Sauerstoffumsetzungsmechanismen in einem abwasserdurchsickerten Sandkörper waren die Ziele der **Versuchsreihe 3**. Hierfür wurde eine neuartige Messapparatur entwickelt, die es erstmals ermöglichte, zeitlich und räumlich hoch aufgelöste In-situ-O₂-Messungen in einer abwasserdurchsickerten Sandsäule über einen beliebig langen Versuchszeitraum hinweg durchzuführen. Neben den online-Messungen für Sauerstoff wurden dreimal wöchentlich u. a. Kohlenstoff- und Stickstoffparameter aus Zu- und Ablaufproben sowie Saugkerzen-Proben aus drei Tiefenstufen der Säule genommen. Bodenhydrauli-

sche und mikrobielle Untersuchungen rundeten das Messprogramm ab. Die Versuchssäule wurde 137 Tage betrieben. Tab. 4-1 zeigt eine Zusammenfassung der Säulenversuche.

Tab. 4-1: Durchgeführte Säulenversuche im Überblick.

	Säulenversuche/Anzahl	Ziel	Dauer/Tage
Versuchsreihe 1	22	kolmationsrelevante Parameter	1 – 64
Versuchsreihe 2	18	Anteil phys./biol. Kolmation	14 – 100
Versuchsreihe 3	1	Stoffumsatz, v. a. Sauerstoff	137

4.2 Betrieb der Versuchssäulen

4.2.1 Aufbau des Versuchsstandes

Die Säulen der Versuchsreihe 1 und 2 bestanden aus einem etwa 50 cm langen Plexiglasrohr mit 8,9 cm Innendurchmesser, welches an beiden Seiten in einen Flansch in Form einer runden Platte aus PVC mit \varnothing 26 cm eingeklebt wurde. Der Flansch diente an einem Ende zur Befestigung der Bodenplatte, am anderen zur Befestigung des Zulaufbehälters. In der Bodenplatte wurde ein $1 \frac{1}{4}$ Zoll-Ablaufstutzen montiert. Als Stüttschicht für den Filtersand wurde eine 4 cm hohe Lage Feinkies in die Säule eingebracht, welche durch ein Drahtnetz vor dem Herausrieseln durch den Ablauf geschützt wurde. Auf die Kiesschicht wurde eine etwa 44 cm mächtige Sandschicht portionsweise in 4-5 Portionen aufgebracht. Nach jedem Einbringen einer Portion wurde die Sandschicht mit einem Stempel verdichtet. Der Sand hatte beim Einbau eine Feuchte von 2 Gew.-%. Zum Schutz vor Aufwirbelungen an der Oberfläche des Filtersandes während der Beaufschlagungen wurde am oberen Ende der Säule eine 2,5 cm hohe Kartusche platziert, die mit Glasperlen mit \varnothing 7 mm befüllt war. Dieser herausnehmbare Glasperleneinsatz schloss plan mit dem Säulenrand ab und hatte nach unten einen geringen Abstand von wenigen Millimetern zur Filteroberfläche. Oberhalb der Säule wurde der Zulaufbehälter angeflanscht, der ebenfalls aus Plexiglas

gefertigt war und einen Innendurchmesser von 19 cm sowie eine Höhe von etwa 26 cm aufwies. Den detaillierten Aufbau der Versuchssäule zeigt Abb. 4-1.

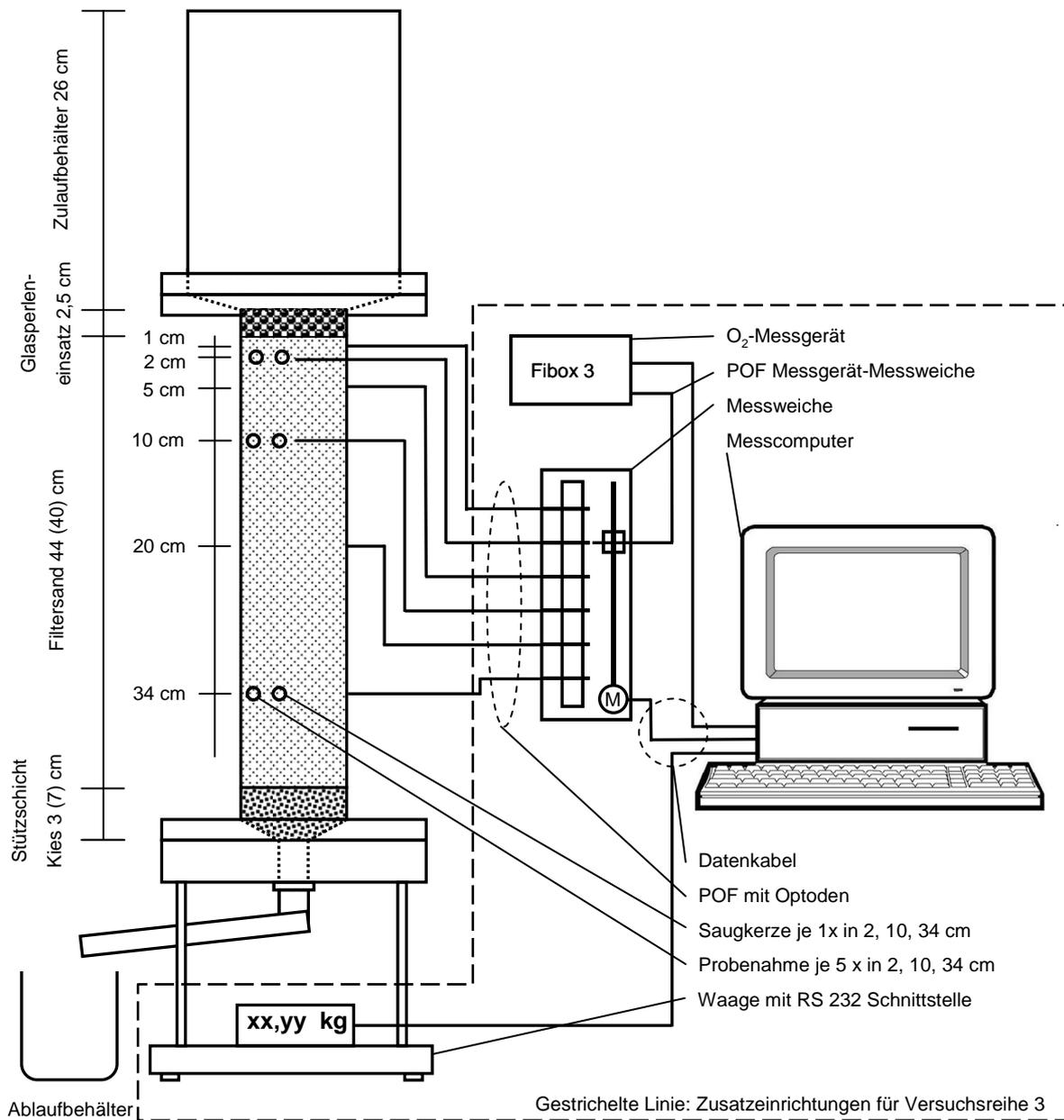


Abb. 4-1: Detailansicht der Versuchssäule mit integrierter Messtechnik der Versuchsreihe 3 (gestrichelter Kasten).

Aufgrund der besseren Bearbeitbarkeit des Materials wurde die Versuchssäule der Versuchsreihe 3 nicht aus Plexiglas, sondern aus transparentem PVC gefertigt. Das PVC-Material war werkseitig jedoch lediglich in der Dimension 9,9 cm Innendurch-

messer verfügbar, so dass die Säule V3 sich in diesem Maß von den Säulen der vorhergehenden Versuchsreihen unterschied. Außerdem wurde die Säule V3 in den Tiefen 1, 2, 5, 10, 20 und 34 cm mit Bohrungen \varnothing 4 mm versehen, die zur Integrierung der Optoden für die Sauerstoffmessungen dienen (Kap. 4.5.2). Zusätzlich wurden in den Tiefen 2, 10, 34 cm pro Tiefenstufe 6 Gewindebohrungen M 12 angebracht. 5 dieser Öffnungen wurden jeweils mit einem Gewindestopfen verschlossen und waren dazu vorgesehen, während des laufenden Versuchs in bestimmten Zeitabständen Bodenproben aus der Säule zu gewinnen. Die sechste Bohrung wurde zur Integration von Saugkerzen benutzt, mittels derer Wasserproben aus der Versuchssäule entnommen wurden.

Die Versuchssäule in Versuchsreihe 3 unterschied sich auch leicht im Filteraufbau. So war die Stüttschicht aus Kies mit 7 cm Höhe etwas mächtiger als in den anderen Versuchsreihen, wodurch die Filtersandschicht sich auf etwa 40 cm Mächtigkeit verringerte. Die gegenüber V1 und V2 veränderte Säulenperipherie der Versuchsreihe 3 ist in Abb. 4-1 durch den gestrichelt umrandeten Bereich zu erkennen.

Bis zu 8 Versuchssäulen konnten parallel in einem kistenförmigen Versuchsstand mit den Maßen 160x105x80 cm (BxHxT) betrieben werden. Während des Betriebs war die Kiste geschlossen, um im Dunkeln Algenwachstum an den Filter-Außenseiten zu verhindern. Die Vorder- und Rückseite des Versuchsstandes bestand aus PVC-Platten, die einer Schiebetür gleich aus der Befestigung gelöst werden konnten, um die Durchführung anfallender Arbeiten an den Säulen zu ermöglichen. In Versuchsreihe 1 erfolgte die Beaufschlagung manuell mit 2,5 L Kunststoff-Gefäßen, aus denen die abgemessene Abwassermenge in die Zulaufbehälter der Säulen gegeben wurde. Die Kontrolle der Ablaufmengen erfolgte visuell über ein mit einer Skala versehenes Ablaufgefäß.

Vor Beginn der Versuchsreihe 2 wurde der Versuchsstand dahingehend modifiziert, dass ein automatisierter Betrieb aller 8 Bodensäulen über 4 Versuchstage hinweg ermöglicht wurde. Das Abwasser wurde in Kanistern im Kühlschrank vorgehalten, von wo es mittels Pumpen in ein Zwischengefäß befördert wurde, welches auf dem Versuchsstand direkt über einem Säulenzulauf angeordnet war. Die Verbindung zur

Versuchssäule erfolgte über einen an dem Zwischengefäß befestigten Ablaufstutzen, der durch eine Öffnung im Deckenboden hindurch in das Innere des Versuchstandes ragte. Am Ablaufstutzen war ein Magnetventil montiert, von dem wiederum ein PVC-Schlauch abging, der etwa 20 cm in den Säulenzulauf hineinragte. Die Menge des Zulaufwassers wurde über einen Schwimmschalter im Zwischengefäß reguliert. Nach Erreichen des eingestellten Beaufschlagungsvolumens konnte das Abwasser durch Betätigen des Magnetventils in den Zulaufbehälter der Säule fließen. Es dauerte kaum mehr als 20 s, bis sich die gesamte Abwassermenge im Zulaufbehälter befand. Abb. 4-2 zeigt den modifizierten Versuchstand während der Versuchsreihe 2.



Abb. 4-2: Säulenversuchsstand mit 8 Versuchssäulen nach Modifizierung in Versuchsreihe 2.

Nach Passieren des Abwassers durch den Filterkörper wurde es in einem Ablaufgefäß unter dem Versuchstand gesammelt. Nach Erreichen eines bestimmten Niveaus im Ablaufgefäß wurde mittels eines Schwimmschalters eine Stoppuhr angehalten, deren Zeitwert die Zeit anzeigte, in der 2 L des Abwassers durch die Säule perkolierten. Nachdem das Abwasser vollständig aus der Säule geflossen war, wurde das Ablaufgefäß über eine Pumpe entleert, womit ein Versuchszyklus abgeschlossen war. Der

Betrieb der Pumpen und Ventile konnte wahlweise manuell oder über Zeitschaltuhren gesteuert werden.

In Versuchsreihe 3 bestand neben der Integrierung der bereits angesprochenen Sauerstoffmesstechnik eine Verbesserung in der Versuchsdurchführung darin, dass zur Abflusskontrolle eine Waage eingesetzt wurde, die kontinuierlich die Gewichtsveränderungen in der Säule über einen Computer aufzeichnete.

4.2.2 Filtermaterial

Als Filtermaterial kamen Rheinsande in verschiedenen Korngrößenzusammensetzungen zum Einsatz. Die Auswahl der Sande orientierte sich an den Vorgaben von DIN EN 1610 (1997), DWA A 139 (2001) bzw. als Filtermaterial in Retentionsbodenfiltern nach Merkblatt M 178 (DWA 2005a) und für Pflanzenkläranlagen nach Arbeitsblatt A 262 (DWA 2006). Während in der DIN EN 1610 u.a. Sande allgemein als geeignetes Bettungsmaterial für Abwasserkanäle angesehen werden, fordert das DWA-Regelwerk (Bd. M 178) eine bestimmte Korngrößenzusammensetzung der Sande, um sie in Retentionsbodenfiltern einsetzen zu können.

Tab. 4-2: Empfohlene Korngrößenverteilung für Filtersande beim Mischsystem (Trennsystem) (DWA-M 178, 2005a).

Kornfraktion		[mm]	Empfehlung	Grenzwerte	
				Minimum	Maximum
[Massen-%]					
Ton+Schluff	(T+U)	< 0,06	0 (0)	0 (0)	1 (5)
Feinsand	(fS)	0,06 - 0,20	15 (15)	10 (5)	25 (25)
Mittelsand	(mS)	0,20 - 0,60	70 (70)	60 (40)	80 (80)
Grobsand	(gS)	0,60 - 2,00	15 (15)	10 (10)	25 (45)
Feinkies	fG	> 2,0	0 (0)	0 (0)	1 (10)

Dort wird weiter unterschieden, ob das Filtermaterial zur Behandlung im Mischsystem oder im Trennsystem eingesetzt werden soll. In beiden Fällen werden Sande mit Dominanz der mittleren Kornfraktion und ohne Schluff- und Tonanteile empfohlen,

Sanden zur Behandlung im Trennsystem wird dabei aber ein größerer Toleranzbereich hin zum größeren Korn eingeräumt (Tab. 4-2).

Insgesamt wurden vier unterschiedliche Sande in den Experimenten eingesetzt. Zwei dieser Sande besaßen einen Mittelsandanteil von ca. 70-80 % und entsprachen somit den DWA-Anforderungen für Filtersande bezüglich der Korngrößenverteilungen. Experimente mit zwei weiteren Sanden – zum einen ein Fein-/Mittelsandgemisch zu gleichen Teilen, zum anderen Sand mit ca. 80 % Grobsandanteil – vervollständigten die Versuchsreihen (Abb. 4-3).

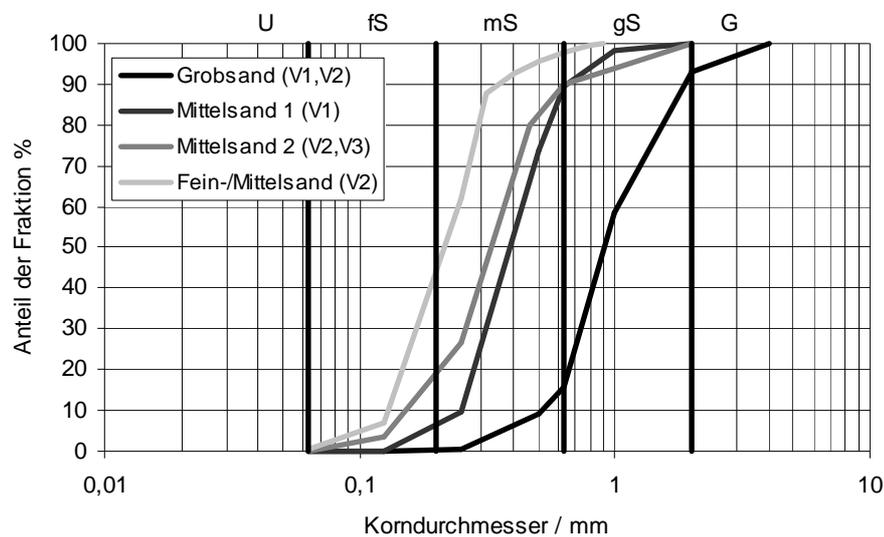


Abb. 4-3: Korngrößenverteilung der Versuchssande und deren Einsatz in den einzelnen Versuchsreihen (V1-V3).

Um einer Filterversauerung entgegenzuwirken, wird von der DWA (2005a) ein Carbonatgehalt im Filtermaterial von mindestens 5 % CaCO_3 bei Trennsystemen und 10 % bei Mischsystemen gefordert. Dieser Wert konnte bei den Versuchssanden nicht eingehalten werden, es wurde jedoch davon ausgegangen, dass der Carbonatgehalt des Abwassers ausreichend hoch ist, um eine Versauerung in den Versuchssäulen zu vermeiden.

Als weitere Parameter sind die Korndichten (Herstellerangabe) und Lagerungsdichten (gravimetrisch/volumetrisch ermittelt) der Filtermaterialien in Tab. 4-3 aufgeführt.

Tab. 4-3: Korn- und Lagerungsdichten der Filtersande und des Filterkieses.

	Grobsand [g/cm ³]	Mittelsand 1 [g/cm ³]	Mittelsand 2 [g/cm ³]	Fein-/Mittelsand [g/cm ³]	Filterkies [g/cm ³]
Korndichte	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6
Lagerungs- dichte	1,54	1,45	1,47	1,40	1,57

Durch die Auswahl der Sande konnte eine Reihe unterschiedlicher Betriebsbedingungen nachgebildet werden, die einen best/worst-case-Vergleich zur Abwasserversickerung bezüglich Stoffrückhalt und hydraulischem Verhalten in sandigen Substraten erlauben.

4.2.3 Abwässer

In **Versuchsreihe 1** wurden zwei unterschiedliche Abwässer verwendet. Ein reales Abwasser aus der kommunalen Kläranlage in Karlsruhe-Neureut (N-AW), welches vor dem Sandfang aus einer Tiefe von ca. 1 Meter entnommen wurde. Der mittlere Gesamt-CSB lag bei ca. 380 mg/L O₂, der mittlere DOC-Gehalt bei 60 mg/L. Gelagert wurde das Abwasser in 20 Liter-Kanistern im Kühlschrank bei ca. 10 °C. Jeweils eine Charge des Abwassers reichte für 4 Versuchstage. Die Absetzzeit des Abwassers vor einer Beaufschlagung betrug mindestens 6 h, wonach das Abwasser noch einen mittleren Feststoffanteil von ca. 135 mg/L besaß. Die Feststoffe bestanden im Wesentlichen aus Feinpartikeln mit Korngrößen < 70 µm. Eine weitere Charakterisierung der Feinpartikel in mineralische und organische Anteile erfolgte nicht. Abb. 4-4 zeigt die Korngrößenzusammensetzung der Feinpartikel.

Das zweite Abwasser war ein künstlich hergestelltes Abwasser auf Glucose-Basis (G-AW) mit Ammonium als Stickstoffquelle. Hierfür wurde ein Nährlösungs-Konzentrat (angepasst nach Bast 2001) so weit verdünnt, dass der DOC-Gehalt in etwa dem des realen Abwassers entsprach. Zusätzlich wurde es jeweils mit 10 % frischem realen Abwasser versetzt, um in allen Säulen vergleichbare Bakterienstämme zu etablieren. Auch hier wurde jeweils nach 4 Versuchstagen eine neue Abwasser-Charge angesetzt.

Die Lagerung erfolgte analog zum N-AW bei ca. 10 °C. Der Feinpartikelanteil lag mit durchschnittlich 50 mg/L AFS ungefähr um den Faktor 3 niedriger als beim N-AW.

Das Nährlösungs-Konzentrat diente auch als Grundlage zur Herstellung der Abwässer in **Versuchsreihe 2**. Um Hochlastsituationen simulieren zu können, wurde die Glucosekonzentration jedoch soweit erhöht, dass der DOC des Abwassers das zwei- bis dreifache des Wertes aus V1 betrug. Mikroglaskugeln mit einem ähnlichen Korngrößenspektrum wie die Feinpartikel im Neureut-AW sollten den Feststoffanteil eines realen Abwassers nachbilden (Abb. 4-4). Konkret bedeutete das für die einzelnen Versuchsreihen in V2 den Einsatz von Glucose-AW mit mittleren DOC-Gehalten von 120, 150 und 180 mg/L sowie Partikelkonzentrationen von 0, 130 und 390 mg/L. Die Versuche in V2, in denen der reine Partikeleinfluss auf die Kolmation untersucht werden sollte, wurden mit Leitungswasser betrieben, dem Mikroglaskugeln in Konzentrationen von 130 und 390 mg/L zugesetzt wurden. Zur Unterdrückung des Biomassewachstums in diesen Versuchen wurde dem Partikel-(Ab)wasser Natriumazid mit einer Konzentration von 50 mg/L zugesetzt. Wie in V1 wurden die Chargen für jeweils 4 Versuchstage bei ca. 10 °C im Kühlschrank vorgehalten.

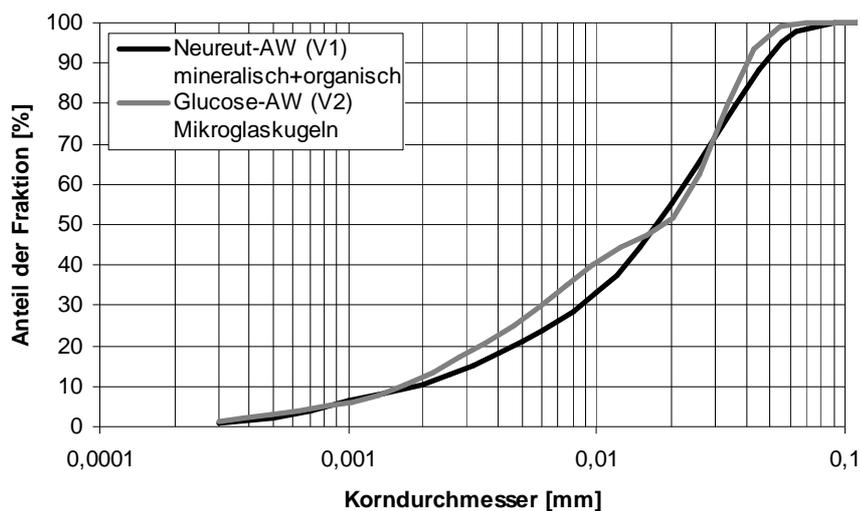


Abb. 4-4: Korngrößenspektrum der Feinpartikel in den eingesetzten Abwässern.

Für die detaillierte Betrachtung der biologisch/chemischen Umsetzungsprozesse im Filterkörper wurden möglichst realitätsnahe Bedingungen angestrebt, weswegen in **Versuchsreihe 3** kommunales Abwasser verwendet wurde. Partikeleinfluss sollte bei diesem Versuch jedoch ausgeschlossen werden, weshalb das Abwasser nach der Vorklärung der kommunalen Kläranlage Berghausen entnommen wurde und anschließend im institutseigenen Labor durch einen Rundfilter (Macherey-Nagel, Typ MN 85/70, Ø 110 mm, Rückhaltebereich bis 0,6 µm) gefiltert wurde. Eine Charge des partikelfreien Abwassers war ausreichend für ca. 14 Versuchstage. Nach der Filtration wurde es tiefgekühlt bei -18 °C in 3 L-Kanistern vorgehalten, jeweils portionsweise 36 h vor der Beaufschlagung entnommen und bei Zimmertemperatur aufgetaut. Wegen der hohen Verdünnung des Abwassers bei Regenwasserabfluss (DOC 10-20 mg/L) wurde von Fall zu Fall dem Abwasser Glucose zugesetzt, um den DOC auf Werte zwischen 40 mg/L und 50 mg/L anzuheben. Tab. 4-4 zeigt einen Überblick der Abwässer in den einzelnen Versuchsreihen.

Tab. 4-4: Mittlere stoffliche Zusammensetzung der eingesetzten Abwässer.

Versuchsreihe	Abwasser	CSB gesamt mg/L	DOC mg/L	NH ₄ -N mg/L	AFS mg/L	AFS min./org
V1	KA-Neureut	380	60	42	135	min.+org.
V1	Glucose	250	70	15	50	min.+org
V2	Glucose	400-480	120-180	15	0; 130; 390	min.
V2	Azid	-	-	-	130; 390	min.
V3	KA-Berghausen	155	40	60	-	-

4.2.4 Betriebsbedingungen

Alle Säulen wurden während der einzelnen Experimentierphasen täglich annähernd zur gleichen Uhrzeit einmal mit Abwasser beschickt. In Versuchsreihe 1 wurde die Beschickung an den Wochenenden ausgesetzt. In Versuchsreihe 2 und 3 konnte aufgrund der vorgenommenen (Teil-)Automatisierung des Versuchsstandes der Beschickungsbetrieb auch an den Wochenenden aufrechterhalten werden.

Tab. 4-5: Überblick aller Versuchssäulen und Betriebsbedingungen

Säulen- bezeichnung	Sand	Abwasser und Partikel (mg/L)	Beaufschlagungs- weise	tägl. Abwasser- Menge (mm)	Versuchstage
V1-1	Grobsand	KKA-Neurent (N-AW)	täglich mit Ausnahme der Wochenenden	380	54
V1-2				690	9
V1-3				690	16
V1-4				690	20
V1-5				690	22
V1-6				690	23
V1-7				690	28
V1-8				690	29
V1-9				690	64
V1-10				380	56
V1-11				690	54
V1-12	Mittelsand	KKA-Neurent (N-AW)	täglich mit Ausnahme der Wochenenden	380	30
V1-13				690	2
V1-14				690	3
V1-15				690	4
V1-16				690	6
V1-17				690	10
V1-18				690	13
V1-19				690	16
V1-20				690	26
V1-21				380	40
V1-22				690	39
V2-1	Grobsand	H ₂ O Azid Glucose (G-AW)	täglich	-	93
V2-2				130	87
V2-3				390	87
V2-4				-	93
V2-5				130	89
V2-6				390	71
V2-7	Mittelsand	H ₂ O Azid Glucose (G-AW)	täglich	-	56
V2-8				130	60
V2-9				390	60
V2-10				-	56
V2-11				130	56
V2-12				390	34
V2-13	Feinsand	H ₂ O Azid Glucose (G-AW)	täglich	-	93
V2-14				130	49
V2-15				390	60
V2-16				-	42
V2-17				130	42
V2-18				390	14
V3	mS	KKA-Berghausen	täglich	690	137

Die tägliche Beschickungsmenge betrug in Versuchsreihe 1 pro Säule 4,5 bzw. 2,5 L, was einer Wassersäule von 690 bzw. 380 mm entsprach. In den weiteren Experimenten der Phase 2 und 3 wurden die Säulen ausschließlich mit 690 mm Abwasser täglich

beschickt. Das Abwasser wurde in Phase 1 und 2 direkt aus dem Kühlschrank entnommen und mit einer Temperatur von ca. 10 °C auf die Säulen gegeben, in Versuchsreihe 3 wurde es vor der Beaufschlagung auf Raumtemperatur erwärmt. Für jede Säule wurde täglich die Durchflusszeit ermittelt (Kap. 4.3.1).

Chemische Analysen der Zu- und Abläufe der Säulen wurden für die Parameter CSB, DOC, NH_4^+ , (NO_3^-) , (NO_2^-) durchgeführt. Dabei wurden die Proben in Versuchsreihe 1 und 2 wöchentlich, in Versuchsreihe 3 bis zu dreimal in der Woche genommen. Zusätzlich wurden in V3 während der Beaufschlagung Proben aus drei Tiefenstufen des Filters mittels Saugkerzen genommen. Es stellte sich jedoch heraus, dass die gewonnenen Probemengen zu gering waren, um gesicherte Analytik betreiben zu können, weshalb hierzu keine Daten vorgestellt werden können.

Nach Abschluss eines Säulenversuches wurde die Säule schichtweise ausgebaut und der Sand weiteren Untersuchungen zugeführt. Neben bodenphysikalischen Analysen (Kap. 4.3) bei ausgesuchten Säulen wurden DNA- und RNA-Analysen (Kap. 4.6) zur Quantifizierung von mikrobieller Biomasse und Bioaktivität in allen Sandproben durchgeführt. Tab. 4-5 gibt einen Überblick über alle durchgeführten Säulenexperimente mit den jeweiligen Betriebszuständen.

4.3 Untersuchungen des Filtermaterials

4.3.1 Hydraulische Leitfähigkeit

In allen Versuchsreihen wurde nach Einbau des Filtermaterials vor Beginn eines jeden Versuchsdurchganges jede Säule zweimal mit Leitungswasser beaufschlagt. Die Beaufschlagungen dienten zum einen der endgültigen Setzung des Filtermaterials (1. Beaufschlagung), zum anderen zur Ermittlung der initialen Durchlaufzeit des Wassers durch die Säule (2. Beaufschlagung). Hierfür wurden in Versuchsreihe 1 und 2 die Zeiten ermittelt, in denen 1 L bzw. 2 L des beaufschlagten Wassers durch die Säule gesickert waren. Für alle darauffolgenden Beaufschlagungen wurden diese Zeiten ebenfalls ermittelt und anschließend zur Feststellung der relativen hydraulischen Leitfähigkeit in Bezug zur Durchlaufzeit der Initial-Beaufschlagung gesetzt.

Die Säule der Versuchsreihe 3 stand auf einer Waage, deren Werte kontinuierlich online aufgezeichnet wurden. So konnte anhand der Gewichtsveränderung aufgrund exfiltrierenden Wassers pro Zeiteinheit auf die hydraulische Leitfähigkeit geschlossen werden.

4.3.2 Korngrößenbestimmung und Partikelanalyse

Die Korngrößenzusammensetzung der Sande wurde durch Nasssiebung in einer Rüttelmaschine mit Sieben folgender Maschenweite bestimmt: 4; 2; 1; 0,63; 0,5; 0,25; 0,125; 0,063 mm. Nach dem Trocknen bei 105 °C wurden die einzelnen Kornfraktionen gravimetrisch bestimmt und in einer Kornsummenkurve dargestellt.

Zur Korngrößenbestimmung von Partikeln < 63 µm wurde ein Granulometer (Quantachrome, Cilas 920) mit einem Messbereich von 0,3-400 µm eingesetzt. Der Messbereich war unterteilt in 30 Kornklassen. Das Messprinzip des Gerätes beruht auf der Laserbeugung nach Fraunhofer oder Mie (Herstellerangabe). Die eingesetzte Geräteausführung war ausschließlich für Nassmessungen ausgelegt, so dass in Trockenform vorliegende Partikel vor der Messung mit H₂O_{dest.} unter Rühren in einem Becherglas auf einem Magnetrührer in Suspension gebracht werden mussten. Für jede Probe wurden drei Messungen durchgeführt, aus deren Ergebnissen der Mittelwert für jede Kornklasse gebildet wurde. Diese Werte wurden in einer Kornsummenkurve dargestellt. Die Gesamtkonzentration der Feinpartikel in der Lösung wurde durch Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) ermittelt.

4.3.3 Weitere Bodeneigenschaften

- **Gesamt trockenrückstand (Wassergehalt), Glühverlust:** DIN 38409 – H1
- **Porenvolumen** nach folgender Formel (Gl. 4-1):

$$n = 1 - \frac{d_B}{d_F} \quad (\text{Gl. 4-1})$$

n Porenanteil, Porenvolumen [-]

d_B Dichte des Bodens, Lagerungsdichte [g/cm³]

d_F Dichte der festen Bodensubstanz [g/cm³]

4.4 Chemische Analysen

Kohlenstoff

- **TC, TIC, TOC** (indirekt als TC-TIC); **DC, DIC, DOC** (indirekt als DC-DIC) aus Filtrat 0,45 µm: Analysegerät Dimatoc 100 mit N-Modul, Fa. Dimatec, Bestimmung nach EN 1484: 1997
- alternativ **TOC; DOC** (aus Filtrat 0,45 µm): Schnelltest Fa. HachLange, LCK 385

Stickstoff

- **TN_b**: Analysegerät Dimatoc 100 mit N-Modul der Fa. Dimatec, Bestimmung nach DIN 38409-27
- alternativ **TN_b**: Schnelltest Fa. HachLange, LCK 338
- **NH₄-N**: photometrische Bestimmung nach DIN 38406-E5-2
- alternativ **NH₄-N**: gassensitive Elektrode der Firma Thermo Orion (Orion 95-12)
- **NO₃-N**: Fa. Dionex, Ionenchromatograph DX 120, Leitfähigkeitsdetektor, nach EN ISO 10304-2: 1996
- alternativ **NO₃-N**: Schnelltest Fa. Hach Lange, LCK 339 bzw. 340 nach DIN 38405-D9
- **NO₂-N**: photometrische Bestimmung nach DIN 38405-D10

Weitere Parameter

- **AFS und Glühverlust**: DIN 38 409 DEV H 2-2
- **CSB** mit Test von Fa. HachLange LCK 314 bzw 414, nach DIN 38409-H41
- **pH** mit Gerät der Fa. WTW, Multiline P4
- **Ks 4,3** nach DIN 38409-H7

4.5 Sauerstoffmesstechnik

Für die In-situ-Sauerstoffmessungen in den Bodensäulen wurde die kommerziell erhältliche Sauerstoff-Messapparatur der Firma Precision Sensing GmbH (Presens

2006) in die Versuchssäule integriert. Hierfür wurde in Zusammenarbeit mit der institutseigenen Werkstatt eine Messweiche entwickelt, mit der bis zu 16 Optoden parallel an einem Messkanal betrieben werden konnten. Die Messwerte wurden über einen Messcomputer aufgezeichnet und ausgewertet.

4.5.1 Messprinzip

Das Prinzip des Sensors beruht auf der Schwächung der Lumineszenz (lichtaussendende Prozesse, die nach Absorption von Photonen angeregt werden; Meister 2006) durch Kollision von molekularem Sauerstoff mit den angeregten fargebenden Indikator-Molekülen im Sensormaterial (sauerstoffsensitive Folie). Bei der Kollision findet ein Energietransfer vom angeregten Indikator-Molekül zum Sauerstoffmolekül statt, welches dadurch in einen höheren Energiezustand gehoben wird. Das Indikator-Molekül selbst verliert nach der Kollision die Eigenschaft der Lumineszenz (Abb. 4-5).

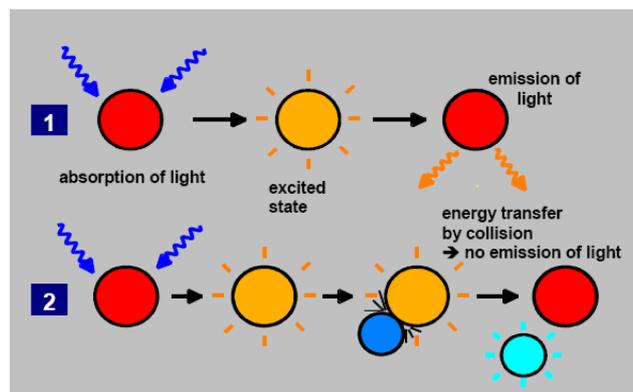


Abb. 4-5: Prinzip der Lumineszenzschwächung mit molekularem Sauerstoff. (1) Lumineszenz-Prozess in Abwesenheit von Sauerstoff, (2) Verlust der Lumineszenz durch Einfluss von Sauerstoff (Presens 2006).

Neben der Änderung der Lumineszenzintensität ändert sich auch die Abklingzeit in Abhängigkeit von der Sauerstoffkonzentration. Die Stern-Volmer Gleichung (Gl. 4-2) zeigt, dass sich die Sauerstoffkonzentration direkt proportional zum Verhältnis der Lumineszenzintensität (bzw.-Abklingzeit) ohne Sauerstoff zur Lumineszenzintensität (bzw.-Abklingzeit) mit Sauerstoff verhält (Presens 2006).

$$\frac{I_0}{I} = \frac{\tau_0}{\tau} = 1 + K_{sv} \cdot [O_2]$$

$$I = f([O_2]) \quad (\text{Gl. 4-2})$$

$$\tau = f([O_2])$$

I	Lumineszenzintensität mit Sauerstoff
I_0	Lumineszenzintensität ohne Sauerstoff
τ	Lumineszenz-Abklingzeit mit Sauerstoff
τ_0	Lumineszenz-Abklingzeit ohne Sauerstoff
K_{sv}	Stern-Volmer-Konstante
$[O_2]$	Sauerstoffgehalt

In der Praxis ist der Lumineszenz-Farbindikator in eine Folie eingearbeitet, die ihre optischen Eigenschaften in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt im entsprechenden Medium verändert. Durch einen Lichtleiter (hier eine POF – polymer-optische Faser) wird sowohl der zur Anregung nötige Lichtimpuls an die sauerstoffsensitive Folie als auch anschließend das Lumineszenzsignal zurück an das Empfangsgerät geleitet (Abb. 4-6). Über einen Fotodetektor ermittelt das Empfangsgerät die Lumineszenzabklingzeit und somit den Sauerstoffpartialdruck in der Probe. Dabei spielt es keine Rolle, ob in flüssiger oder gasförmiger Phase gemessen wird. Vorteile des Messverfahrens über die Lumineszenzzeit sind die Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen der Lichtintensität und Instabilitäten des Detektors. Zudem haben sich ändernde chemische und physikalische Eigenschaften in den Proben keinen Einfluss auf das Messergebnis. Ein weiterer Vorteil ist, dass bei dem Messvorgang kein Sauerstoff gezehrt wird.

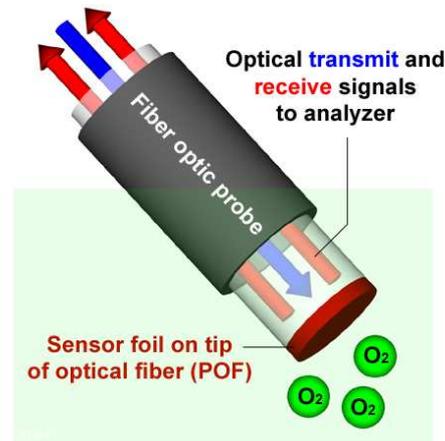


Abb. 4-6: Prinzip der Signalübermittlung zu und von der sauerstoffsensitiven Folie (Presens 2006).

4.5.2 Optodenmontage und Messweiche

Aufgrund der Unabhängigkeit des Messverfahrens gegenüber der Lumineszenzintensität konnte eine Messanordnung entwickelt werden, die es ermöglichte, O₂-In-situ-Messungen in den Sandsäulen durchzuführen, ohne das Korngefüge in nennenswertem Umfang zu stören. Hierzu wurden an die Innenwand der transparenten PVC-Säule Sensorfolien (Sensorspots) mit einem Durchmesser von 4 mm mit Silikonkleber aufgeklebt. Die Signalübermittlung zu und von den Sensorspots erfolgte durch Lichtleiter (POF), die von außen an der Säulenwand mittels Verschraubungen und durch vorgebohrte Löcher fixiert wurden. Die Bohrungen deckten sich in der Lage mit den Sensorspots und reichten etwa 3-4 mm tief in die Säulenwand hinein, ohne diese vollständig zu durchbohren, so dass zwischen Lichtleiter-Ende und Sensorspot noch ein Abstand von ca. 1-2 mm verblieb. Obwohl die Signalintensität keinen Einfluss auf den Messwert hat, ist eine Grundsignalstärke erforderlich, damit das System funktionieren kann. Bei größerem Abstand zwischen POF und Sensorspot wäre die Signaldämpfung zu hoch gewesen, um eine reibungslose Signalübertragung zu garantieren.

Neben den Sensorspots wurde die Säule mit optischen Minisensoren (Minioptoden) bestückt, die den Sauerstoffgehalt im Zentrum der Säule messen sollten. Zur Herstellung der Optoden wurde das Ende der POF samt Ummantelung ca. 98 mm weit in

ein Edelstahlröhrchen mit 3 mm Innendurchmesser und 100 mm Länge geschoben und mit diesem verklebt. Ein Sensorspot mit ebenfalls 3 mm Durchmesser wurde mit Silikonkleber auf das Ende der POF geklebt, so dass Sensorspot und Edelstahlröhrchen plan miteinander abschlossen. Die so hergestellten Optoden wurden beim Säuleneinbau durch ein Loch in der Säulenwand bis in das Zentrum der Säule geschoben und durch eine Verschraubung fixiert. Hierbei wurde besonders darauf geachtet, dass das System durch sorgfältige Abdichtung an den Verschraubungen wasser- und gasundurchlässig blieb. Abb. 4-7 zeigt die einzelnen Schritte in der Herstellung der Optoden.

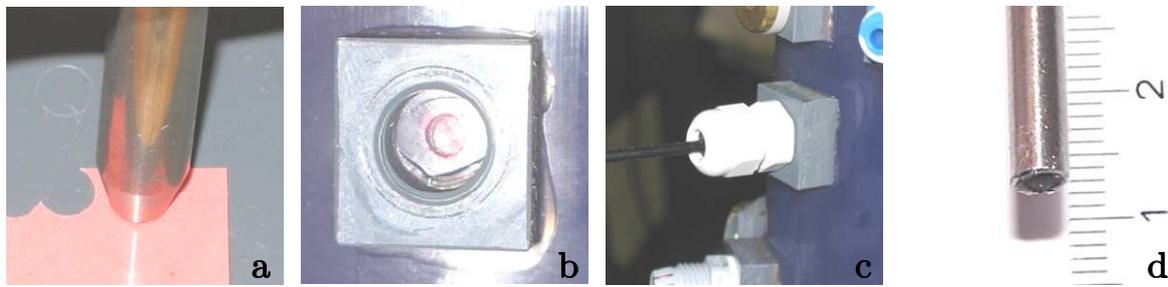
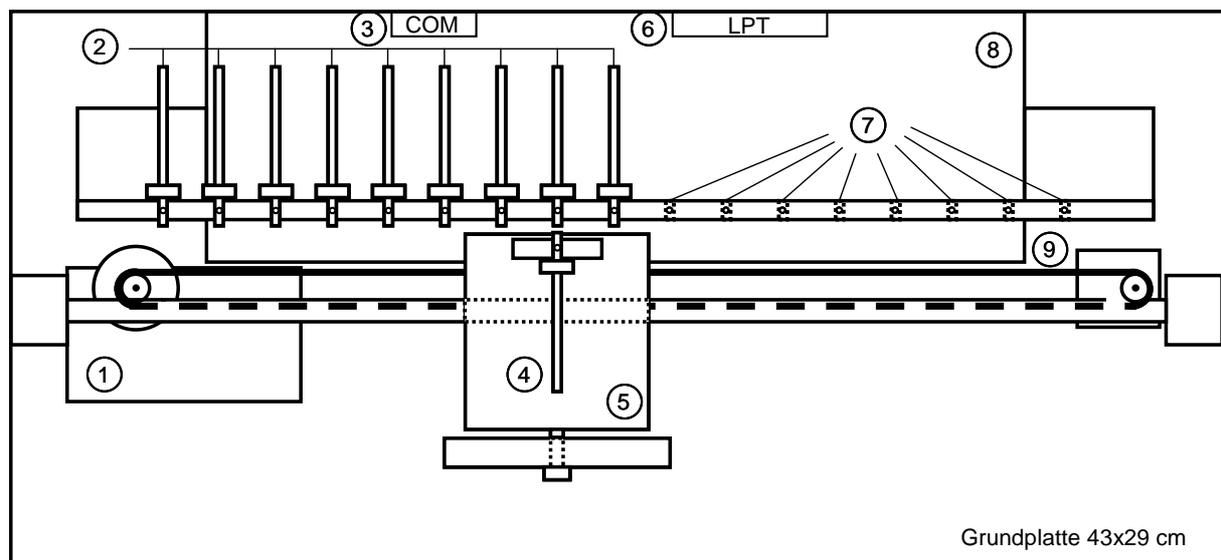


Abb. 4-7: Optodenherstellung: a) Ausstechen Sensorspot, b+c) Sensorspot-Montage an Innenwand der Säule, d) Optode mit Stahlummantelung und Sensorspot an der Spitze.

Da die kontinuierliche Sauerstoffentwicklung über den gesamten Versuchszeitraum und über alle Tiefenstufen gemessen werden sollte, das eingesetzte Messgerät Fibox 3 aber nur über einen Messkanal verfügte, wurde eine Messweiche entwickelt, die es ermöglichte, die Messwerte aller 8 Optoden mit nur geringem Zeitversatz nacheinander zu erfassen. Die Messweiche wurde in Zusammenarbeit mit der institutseigenen Werkstatt und in Anlehnung an die Bauanleitung der von Hecht (2001, erschienen 2002) entworfenen Weiche gefertigt. Die Weiche wurde konstruktiv so ausgelegt, dass bis zu 16 Optoden in ihr zusammengeführt werden können, welche in Zeitabständen von 10 s bis mehreren Minuten nacheinander ausgelesen werden können. Das Prinzip der Messweiche beruht darauf, dass die Enden der POFs an einer Schiene aufgereiht werden und diese dann mit einer auf einem Schlitten fixierten POF, die zum Messkanal des Messgerätes führt, abgefahren werden. Zur Signalübermittlung ist es ausrei-

chend, die Enden der Optoden-POFs mit dem Ende der Messgeräte-POF in einem geringen Abstand von ca. 1 mm in Deckung zu bringen. Die Bauteile der Weiche bestanden aus einem Schlittensystem, welches aus einem defekten Scanner (Plustek OpticPro 9636 T) ausgebaut und angepasst wurde. Eine PC-programmierbare Schrittmotorsteuerung (Kemo Germany M106/Schrittmotor-Interface 4 pin) samt passendem Schrittmotor (RDM37) übernahm die Positionierung des Schlittens sowie dessen Synchronisierung mit dem Messimpuls vom Messgerät Fibox 3. Die konstruktiven Einzelheiten der Messweiche sind der technischen Zeichnung zu entnehmen (Abb. 4-8).



- | | | |
|---|--|---|
| 1) Schrittmotor mit Untersetzung | 4) POF-Verbindung Messgerät | 7) Bohrungen zur POF-Fixierung |
| 2) POF-Verbindungen Optoden | 5) Fahrbarer Schlitten | 8) Gehäuse mit Schrittmotorsteuerung |
| 3) Spannungsversorgung Schrittmotor und Steuerung | 6) PC-Verbindung Schrittmotorsteuerung | 9) Zahnriemensystem zur Positionierung des Schlittensystems |

Abb. 4-8: Draufsicht der Messweiche zum automatischen Auslesen von bis zu 16 Optoden mit einem 1-Kanal Messgerät.

4.5.3 Kalibrierung der Optoden

Zu Beginn der Versuchsreihe wurde das Messgerät nach Vorschrift mit sauerstofffreiem Wasser (versetzt mit Natriumsulfit, Na_2SO_3) als 0 % Wert und mit wassergesättigter Luft als 100 % Wert kalibriert. Dabei wurde die Kalibrierung stellvertretend für alle Optoden über Optode 3 durchgeführt. Nach Einbau der Optoden in die Versuchssäule wurde bei luftgefüllter Säule eine Nullmessung der Sauerstoffgehalte für alle Optoden durchgeführt, um auf die Vergleichbarkeit der Werte schließen zu können. Die Messwertausgabe des Sauerstoffgehalts erfolgte in %-Sauerstoffsättigung.

Die Nullmessungen in der luftgefüllten Säule ergaben nur eine geringe Abweichung der Messwerte zwischen den einzelnen Optoden. Der Mittelwert der gemessenen Werte lag bei 103,3 % Sauerstoffsättigung mit einer Standardabweichung von 0,7. Eine Kontrollmessung in der frisch mit Sand befüllten Säule ergab nahezu identische Werte mit durchschnittlich 102,6 %-Sauerstoffsättigung und einer Standardabweichung von 0,9 (Tab. 4-6). Die leicht erhöhte Anzeige von ca. 3 % Sättigung gegenüber dem Kalibrierwert von 100 % scheint eine Eigenheit des Messgerätes zu sein, da bei vorherigen Kalibrierungen ähnliche Erfahrungen gemacht wurden.

Die Messstabilität innerhalb des Versuchszeitraums von ca. 140 Tagen wurde durch eine Kontrollmessung an allen Optoden nach Versuchsende und Ausbau des Filtersandes ermittelt. Dabei zeigte sich eine tendenzielle Verringerung der gemessenen Sauerstoffwerte gegenüber den Anfangswerten um ca. 5 %. Lediglich bei Optode 8, die im wassergesättigten (meist anaeroben) Kapillarsaum des Sandkörpers angebracht war, wurde ein höherer Endwert gemessen. Optode 1 wies bei der Messung einen signifikant niedrigeren Wert verglichen mit den restlichen Optoden auf, was aber auf eine Beschädigung der Optode beim Sandausbau zurückgeführt wird, da sie während der übrigen Versuchszeit ähnliche Werte wie die in gleicher Tiefe angebrachte Optode 2 lieferte. Für Optode 4 konnte kein Wert angegeben werden, da sie aufgrund eines Bruches der POF nicht mehr funktionsfähig war.

Tab. 4-6: Übersicht Einbaulage (r = Rand; z = Zentrum) aller Optoden und Kontrollmessungen vor bzw. nach dem Versuchsdurchgang (fett hervorgehobene Optoden sind für spätere Auswertungen relevant).

Optode	Tiefe / Lage cm / r; z	Nullmessung / Luft O ₂ -Sätt. in %	Nullmessung / Sand O ₂ -Sätt. in %	Endmessung / Luft O ₂ -Sätt. in %
1	1 / z	101,9	101,6	(93,2)
2	1 / r	104,2	103,0	100,7
3	2 / z	103,2	102,1	99,3
4	2 / r	104,0	104,5	-
5	5 / r	103,6	102,6	98,7
6	10 / z	103,1	102,1	97,6
7	20 / r	103,7	102,2	103,6
8	34 / r	103,2	103,0	106,9
Mittelwert		103,3	102,6	101,1
Standardabweichung		0,7	0,9	3,2

Messungen in 1 cm und 2 cm Säulentiefe jeweils direkt an der Säuleninnenwand und im Zentrum der Säule zeigten keinen Einfluss von Randeffekten auf die Sauerstoffverteilungen. Innerhalb einer Tiefenstufe waren die randnahen Werte nahezu identisch mit den zentrumsnahen, ein Umstand, den auch Hecht (2001, erschienen 2002) in seinen Versuchen zur Sauerstoffbestimmung in sandgefüllten Säulen beobachten konnte. Somit konnte auf die Werte der problembehafteten Optoden 1 und 4 verzichtet werden, indem die Sauerstoffgehalte in 1 cm und 2 cm Tiefe durch Optode 2 und 3 angezeigt wurden (Tab. 4-6). Somit konnten alle Werte direkt übernommen und miteinander verglichen werden.

Alle Messungen wurden mit Temperaturkompensation über den Temperaturfühler des Messgeräts Fibox 3 durchgeführt, der (neben der Versuchssäule montiert) die aktuelle Umgebungstemperatur anzeigte.

4.5.4 Datenerfassung und Verarbeitung

Zu Beginn jeder Beaufschlagung wurde die Messweiche so eingestellt, dass im 10-Sekunden Takt die nächste Optode mit der Messgeräte-POF angefahren und der Messwert ausgelesen wurde, so dass insgesamt 360 Einzelwerte pro Stunde erfasst

wurden. Bei 8 Optoden wurde folglich für jede Optode alle 80 Sekunden ein Messwert ermittelt oder 45 Werte pro Stunde. In dem 10 Sekunden-Modus konnte das System ca. 90 Minuten betrieben werden, ehe es nachjustiert werden musste, da die Synchronität zwischen Messimpuls und Position der Messgeräte-POF nicht mehr gegeben war. Immer wenn das gesamte Beaufschlagungs-Abwasser die Säule passiert hatte, wurde die Weiche auf 30 Sekunden Taktzeit umgestellt, da sich die Zeit bis zum Nachjustieren des Systems bei Erhöhung auf diese Taktzeit auf etwa 24 Stunden verlängerte. Somit konnte ein synchroner Betrieb bis zur nächsten Beaufschlagung am folgenden Tag gewährleistet werden. Zur Überbrückung der Wochenenden konnte noch auf 5 Minuten-Betrieb umgestellt werden. Bei Taktzeiten von 30 s bzw. 5 min wurden pro Optode 15 bzw. 1,5 Messwerte pro Stunde aufgenommen. Die Messungen liefen kontinuierlich während des gesamten Versuchszeitraums von insgesamt ca. 140 Versuchstagen. Bei ca. 3000 Einzelwerten täglich wurden während des gesamten Versuchszeitraums somit insgesamt ca. 420.000 Einzelmesswerte aufgenommen.

Die Messwerte wurden über ein Datenkabel vom Messgerät Fibox 3 an einen Messcomputer übertragen, dort mit der Presens-Software (OxyView PST3-V5.32) visualisiert und gleichzeitig in einer Textdatei gespeichert. Die Textdateien für einen Beaufschlagungszyklus (in der Regel 24 h) wurden mit Hilfe von Makros in ein Excel-Tabellenblatt importiert und von dort aus weiter verarbeitet. Aufgrund der zeitversetzten Aufnahme der Sauerstoffsättigungen in den einzelnen Schichttiefen war es vorher jedoch notwendig, alle Werte auf eine einheitliche Zeit zu normieren. Als Referenzzeit wurde die Zeit der Optode in 1 cm Tiefe gewählt, somit konnte auch deren Messwert direkt übernommen werden. Die Messwerte aller anderen Optoden wurden durch lineare Interpolation ermittelt. Diese Methode funktionierte so gut, dass zwischen der originalen und der interpolierten Verteilungskurve Deckungsgleichheit bestand und deshalb für weitere Berechnungen der Fehler aufgrund der Normierung gegen 0 ging. Die Daten wurden durch weitere Makros sortiert und als Grafik dargestellt. Daraus konnte für jeden Versuchstag eine Excel-Datei mit tabellarischer und grafischer Ansicht der Sauerstoffsättigungen für jede einzelne Optode angelegt werden.

4.6 DNA-/RNA-Analysen

DNA- und RNA-Gehalte in den Sandproben dienten zur Quantifizierung von mikrobieller Biomasse und Bioaktivität. Zur Bestimmung der Nucleinsäuren wurde das Verfahren nach Schwarz (2004) mittels HPLC-Detektion angewendet. Hierbei wurden die in Kryo-Röhrchen bei $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$ gelagerten Sandproben in einem ersten Schritt bei leicht geöffnetem Röhrchendeckel gefriergetrocknet (Gefriertrocknungsanlage ALPHA 1-4, Christ, Osterode/Harz).

Im zweiten Schritt mussten die Nucleinsäuren durch Desintegration aus den Zellen isoliert werden. Hierfür wurden etwa 300 mg der Bodenprobe in ein Eppendorf-Reaktionsgefäß eingewogen und mit 1 ml Tris-Lysispuffer versetzt, welcher Zelldestabilisierung und Nucleasen-Inaktivierung bewirkte. Anschließend wurde die Probe mit einem Ultraschalldesintegrator (Vibra cell 130; SONICS, Newtown, CT, USA) bei einer Frequenz von 20 kHz und bei einer Leistung von 2-3 Watt desintegriert. Um eine zu große Erwärmung der Probe zu vermeiden wurden insgesamt 6 Impulse à 10 s Dauer mit einminütigen Pausen dazwischen ausgeführt. Nach der Ultraschallbehandlung wurde die Probe 5 Minuten bei 3300 g zentrifugiert (Zentrifuge; Universal 30 RF; Hettich, Tuttlingen). Der Überstand wurde mit einer PP-Einmalspritze abgezogen und durch einen $0,45\text{ }\mu\text{m}$ Cellulose-Acetat-Spritzenvorsatzfilter (Nalgene, Rochester, NY, USA; Art.-Nr. 190-2545) in ein PP-Vial filtriert, welches sofort verschlossen wurde. Die Probe wurde innerhalb von zwölf Stunden den HPLC-Analysen zugeführt.

Das HPLC-System bestand aus dem HPLC-Gerät Hewlett-Packard 1050 Titan mit quaternärer Pumpe und einem Multiple Wavelength Detector (Hewlett-Packard, Avondale, PA, USA). Als Säulensystem wurden die Vorsäule: KS 30/4 NUCLEOGEN[®] und die Trennsäule: VA 125/6 NUCLEOGEN[®] 4000-7 DEAE (beides Macherey-Nagel, Düren) verwendet. Während eines Messvorgangs kamen drei Eluenten mit folgender Zusammensetzung zum Einsatz:

A: 300 g Harnstoff (= 5,0 M); 1,361 g KH_2PO_4 (= 0,1 M); 1,742 g K_2HPO_4 (= 0,1 M)

B: Eluent A + 112 g KCl (= 1,5 M)

C: 0,01 % NaN_3

Vor den Messungen der Bodenproben wurden Kalibriergeraden erstellt, indem Nucleinsäurestandards des Bakteriums *E. coli* in definierten Konzentrationen hergestellt und anschließend gemessen wurden. Die Standards wurden von Sigma Chemical, St. Louis, RO, USA bezogen.

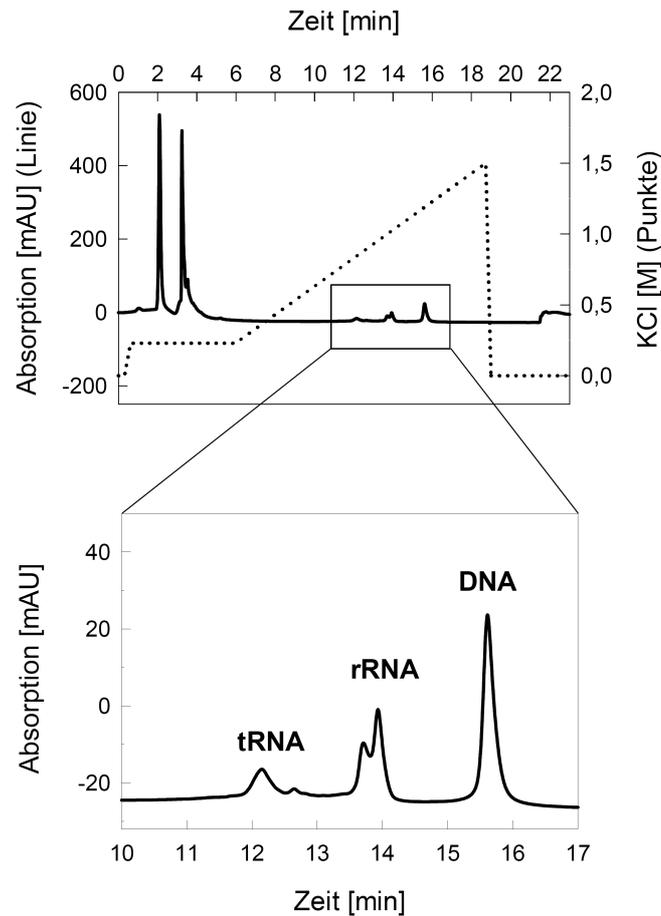


Abb. 4-9: Typisches HPLC-Chromatogramm einer Probe aus einer Sandsäule bei einer Wellenlänge von 260 nm. Oben: Das komplette Chromatogramm mit dem KCl-Konzentrationsverlauf. Unten: Ausschnitt aus dem Chromatogramm mit dem tRNA-, rRNA- und DNA-Peak (aus Schwarz 2004).

Die einzelnen Spezifikationen der Standards lauten für DNA (type VIII), *E. coli* Stamm B (D-2001, Lot 39H4101); rRNA, *E. coli* Stamm W (R-7628, Lot 117H7802); tRNA (type XX), *E. coli* Stamm W (R-1753, Lot 79H7490). Die Detektion der Nucleinsäuren fand im UV-Bereich bei einer Wellenlänge von 260 nm statt. Nach Messung der Bodenproben wurden die einzelnen Peaks des Chromatogramms den einzelnen Nucleinsäurenarten zugeordnet (Abb. 4-9), und es konnte mit Hilfe der

Kalibrierung auf die Nucleinsäurenmenge geschlossen werden. Sie wurde in Bezug zur Bodenmenge gesetzt und als Konzentration in μg Nucleinsäure / g TS Boden angegeben.

5 Ergebnisse

5.1 Biomasseverteilung in den Filtersäulen

Die Biomasseverteilung in den Versuchssäulen wurde über die Bestimmung der Nukleinsäure-Konzentration ermittelt. Soweit nicht anders angegeben, bezieht sich die ermittelte Nukleinsäure-Konzentration auf die Trockensubstanz des Bodens. In Versuchseihe 3 wurde am letzten Versuchstag (VT 137) die Biomasseverteilung über den Glühverlust dargestellt.

5.1.1 Versuchsreihe 1

In der Versuchsreihe 1 wurde unter anderem der Einfluss von Abwasserart (reales Abwasser KKA-Karlsruhe-Neureut = N-AW; Abwasser auf Glucose Basis = G-AW) und Beaufschlagungsmenge (380 mm bzw. 690 mm) auf die Biomasseverteilung in Grob- und Mittelsand-Filtersäulen untersucht. Nach Vorstellung der Einzelwerte werden die Ergebnisse zusammenfassend und vergleichend in Tab. 5-1 am Ende des Kap. 5.1.1.2 gegenübergestellt. Die Betrachtung der Biomasseentwicklung im zeitlichen Verlauf in den Mittelsand-Filtersäulen erfolgt in Kap. 5.1.1.3.

5.1.1.1 Grobsand-Filtersäulen

In den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 1 zeigten sich Unterschiede in den Nukleinsäureverteilungen im Bodenprofil in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Abwassers (Abb. 5-1). Innerhalb der Abwasserklassen spielte die Beaufschlagungsmenge eine untergeordnete Rolle. Aufgrund der vergleichbaren Betriebsdauer aller Grobsandsäulen (54-64 Betriebstage) wird davon ausgegangen, dass sich die Biozöosen in den einzelnen Filtern in einem ähnlichen Entwicklungsstadium befanden und die Werte somit unmittelbar miteinander vergleichbar sind.

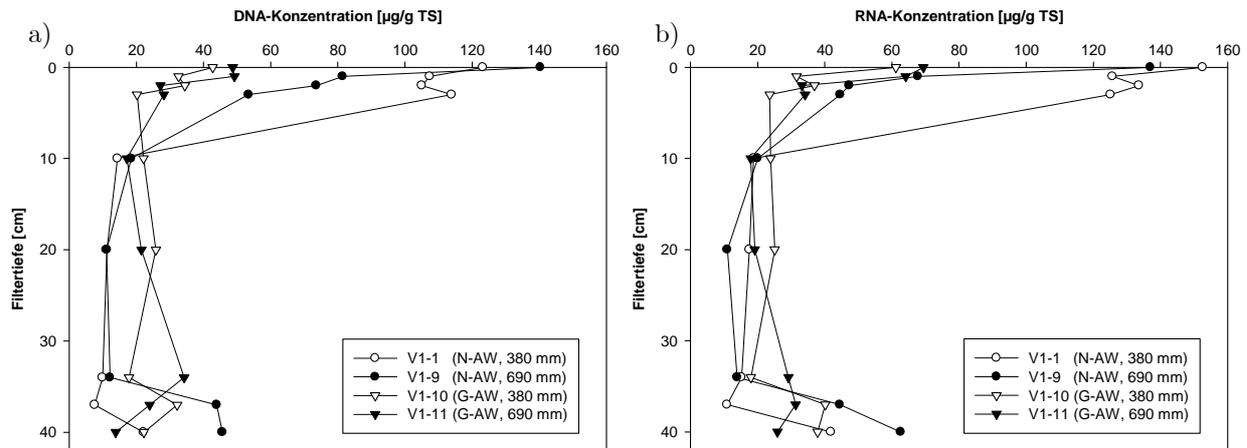


Abb. 5-1: DNA- (a) und RNA- (b) Konzentrationen in den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 1. In Klammer sind Abwasserart (N-AW reales Abwasser, G-AW Glucose-Abwasser) und Beaufschlagungsmenge in mm Wassersäule angegeben.

Die DNA-Gehalte in den mit realem Abwasser (N-AW) beschickten Grobsand-Säulen zeigten für beide Beaufschlagungsmengen ein ähnliches Verhalten bezüglich der Verteilung – Maximalwerte von 124 $\mu\text{g DNA/g TS}$ (V1-1) bzw. 140 $\mu\text{g DNA/g TS}$ (V1-9) in den obersten Bodenschichten bis 4 cm Tiefe, etwa gleich bleibende Minimalwerte (15-20 $\mu\text{g DNA/g TS}$, beide Säulen) in 10, 20 und 34 cm Tiefe und einen deutlicher Anstieg der Werte (22 bzw. 45 $\mu\text{g DNA/g TS}$) im gesättigten Bereich bei 40 cm Säulentiefe (Abb. 5-1 a). Ein Unterschied im Vergleich beider Säulen lag in der kontinuierlichen Abnahme der DNA-Konzentrationen in den obersten Schichten bei der höher stofflich und hydraulisch belasteten Säule V1-9 gegenüber der weniger belasteten Säule V1-1, deren DNA-Gehalte sich in den obersten 4 cm relativ konstant in einer Größenordnung von 105-123 $\mu\text{g DNA/g TS}$ bewegten, worauf eine sprunghafte Verringerung der DNA-Konzentration auf den nächsten gemessenen Wert von 19 $\mu\text{g DNA/g TS}$ bei 10 cm Säulentiefe stattfand. Die RNA-Werte waren für die höher belastete Säule V1-9 nahezu identisch mit den DNA-Werten, für die geringer belastete Säule V1-1 hingegen aber in allen Bodenschichten 20-25 % höher als die DNA-Werte.

Die maximalen DNA-Konzentrationen für die mit Glucose-Abwasser (G-AW) betriebenen Säulen finden sich mit 40 $\mu\text{g DNA/g TS}$ für V1-10 und ca. 50 $\mu\text{g DNA/g TS}$

für V1-11 in den obersten 2 cm des Filterkörpers. In den darunter liegenden 2 cm verringerten sich die Konzentrationen auf Werte um etwa 20-30 µg DNA/g TS, um im Mittelteil des Filterkörpers bei 10 cm und 20 cm auf etwa 20 µg DNA/g TS abzusinken. Im Übergangsbereich zum wassergesättigten Kapillarsaum bei 34 cm sowie im Kapillarsaum bei 37 und 40 cm Tiefe ist ein Schwanken der Werte zwischen 18 µg DNA/g TS und 50 µg DNA/g TS zu beobachten. Die Werte der RNA-Konzentrationen im Vertikalprofil der Säulen verhielten sich analog zu den DNA-Werten, lagen aber im Mittel um 20 % höher. Die Maximalwerte im obersten Zentimeter lagen bei ca. 60 µg RNA/g TS für V1-10 und ca. 50 µg RNA/g TS für V1-11.

5.1.1.2 Mittelsand-Filtersäulen

Die Verteilungen der Nukleinsäuren in den Mittelsand-Versuchen lassen eine Beeinflussung sowohl durch die Abwasserart als auch durch die Beaufschlagungsmenge erkennen (Abb. 5-2). Die Säulenversuche sind nur innerhalb einer Abwasserklasse unmittelbar miteinander vergleichbar, da unterschiedlich lange Versuchszeiten zugrunde lagen: etwa 40 Versuchstage mit 29 Beaufschlagungen für die Glucose-Säulen (G-AW) und etwa 30 Versuchstage bei etwa 20 Beaufschlagungen für die mit realem Abwasser (N-AW) betriebenen Säulen. Auffällig sind jedoch Ähnlichkeiten im qualitativen Verlauf aller Profilkurven mit Maxima der Nukleinsäuren in der obersten Bodenschicht zwischen 0-1 cm und einem scharfen Konzentrationsgradienten zu den darunter liegenden Schichten.

Die höchsten DNA-Konzentrationen in den Glucose-Säulen lagen bei 115 µg DNA/g TS für die höher belastete Säule V1-22 und 53 µg DNA/g Boden TS für die niedriger belastete Säule V1-21. Trotz kürzerer Versuchsdauer waren die Maximalwerte der Real-Abwasser-Säulen mit 273 µg DNA/g TS für die hoch belastete Säule V1-20 und 130 µg DNA/g TS für die weniger belastete Säule V1-12 erheblich höher als bei den Glucose-Säulen.

Der hauptsächliche Rückgang der DNA-Konzentrationen in allen Mittelsand-Säulen vollzog sich im Wesentlichen beim Übergang der 0-1 cm zur 1-2 cm Schicht. Hierbei reduzierten sich die Werte in den Glucose-Säulen um etwa 50-60 % während sie in

den Real-Abwasser-Säulen um 80 % zurückgingen. In den Tiefenstufen zwischen 4 und 34 cm wurden für die Abwasser-Säule V1-22 noch relativ hohe DNA-Konzentrationen von etwa 35 $\mu\text{g DNA/g TS}$ nachgewiesen (abgesehen von Tiefenstufe 10 cm, evtl. ein Messfehler, da die Tendenz nicht den anderen Profilen entspricht), während sich die Konzentrationen für V1-21 bei etwa 20 $\mu\text{g DNA/g TS}$ einpendelten. Die Werte der Glucose-Säulen V1-20 und V1-12 lagen mit 10-20 $\mu\text{g DNA/g TS}$ darunter. In den Tiefen 37 cm und 40 cm befanden sich mit Werten zwischen 5-12 $\mu\text{g DNA/g TS}$ die Minima aller Säulen.

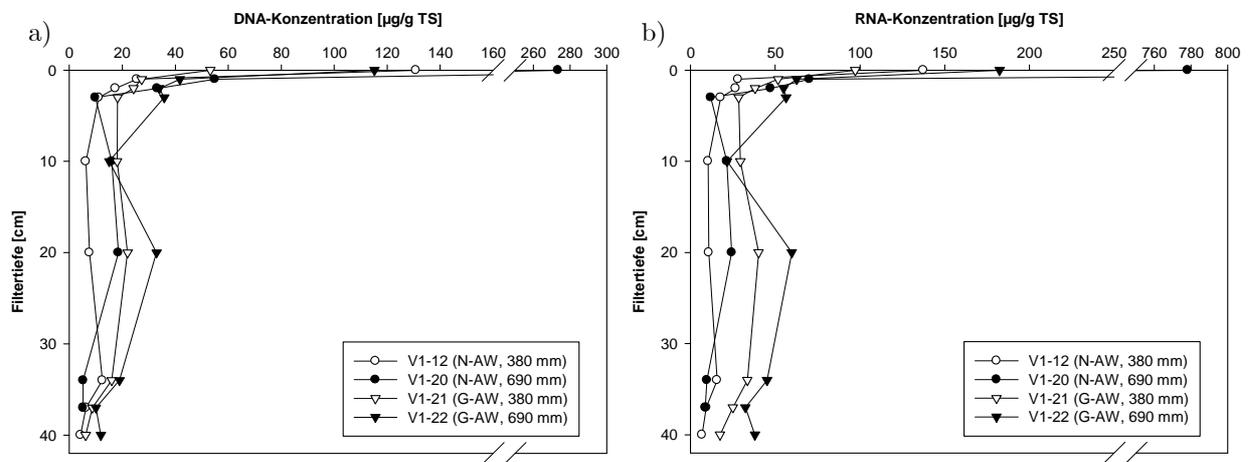


Abb. 5-2: DNA- (a) und RNA- (b)Konzentrationen in den Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 1. In Klammer sind Abwasserart (N-AW reales Abwasser, G-AW Glucose-Abwasser) und Beaufschlagungsmenge in mm Wassersäule angegeben.

Die RNA-Verteilungen in den Mittelsand-Säulen folgen den DNA-Profilen, wenngleich teilweise mit erheblich höheren Werten. Für die Glucose-Säulen sind die RNA-Konzentrationen gegenüber den DNA-Konzentrationen in den Messungen bis 20 cm um 50-90 %, ab 20 cm sogar um 200-300 % erhöht. In den Real-Abwasser-Säulen fällt die Erhöhung mit durchschnittlich 30-60 % geringer aus, sieht man einmal von dem extrem hohen Wert von 778 $\mu\text{g RNA/g TS}$ in der obersten Schicht der Säule V1-20 ab.

Die Zusammenfassung der Befunde für die Grobsand- und Mittelsand-Filterssäulen ist in Tab. 5-1 vergleichend gegenübergestellt.

Tab. 5-1: Zusammenfassung der Biomasseverteilungen für die Grobsand- und Mittelsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 1.

Filterbereich	Grobsand Werte = DNA [$\mu\text{g/g TS}$]	Mittelsand Werte = DNA [$\mu\text{g/g TS}$]
Oben	Langsam abnehmend	Sprunghaft abnehmend
(0-4 cm)	N-AW 135 \rightarrow 50; G-AW 50 \rightarrow 20	N-AW 130 \rightarrow 10 bzw. 270 \rightarrow 10 G-AW 55 \rightarrow 20 bzw. 115 \rightarrow 35
Mitte	Konstant	Konstant
(10-20 cm)	15-25	10-35
Unten	Leicht zunehmend	Leicht abnehmend
(34-40 cm)	15-50	10-20

5.1.1.3 Biomasseentwicklung im zeitlichen Verlauf

Die Entwicklung der Biomasse und Bioaktivität – ausgedrückt durch DNA- und RNA-Gehalte – über einen längeren Zeitraum in mit realem Abwasser beaufschlagten Mittelsand-Säulen war eine weitere Fragestellung der Versuchsreihe 1. Es wurden 8 Versuchssäulen unter identischen Versuchsbedingungen betrieben (reales Abwasser, Mittelsand, 690 mm pro Beaufschlagung), die in bestimmten Zeitintervallen ausgebaut und beprobt wurden (zwischen 2 und 26 Versuchstagen). Die Analyse der Nukleinsäurekonzentrationen im Vertikalprofil ergab nur für die obersten 4 cm der Filterschicht messbare Schwankungen in den Konzentrationen, wobei diese für die Schichten von 2-4 cm nicht besonders ausgeprägt waren (Abb. 5-3). In Schicht 0-1 cm und 1-2 cm hingegen zeigte sich eine signifikante Änderung der Nukleinsäurekonzentrationen im Versuchsverlauf. Die DNA-Konzentration nahm in der obersten Schicht zwischen 0-1 cm zwischen dem zweiten und siebten Versuchstag von 27 $\mu\text{g DNA/g TS}$ auf 170 $\mu\text{g DNA/g TS}$ merklich zu, stagnierte dann auf ähnlichem Niveau bei 10 Versuchstagen, um schließlich sprunghaft auf Maximalwerte von ca. 270 $\mu\text{g DNA/g TS}$ nach 16 bzw. 26 Versuchstagen anzusteigen. Die qualitative Entwicklung der DNA-Konzentration in der darunter liegenden Schicht 1-2 cm ist bis zum siebten Versuchstag vergleichbar mit Schicht 0-1 cm, jedoch auf niedrigerem Niveau. Das

Maximum der DNA-Konzentration mit $94 \mu\text{g DNA/g TS}$ ist nach dem siebten Versuchstag erreicht. Danach nimmt die Konzentration stetig bis auf $55 \mu\text{g DNA/g TS}$ am 26. Versuchstag ab (Abb. 5-3 a).

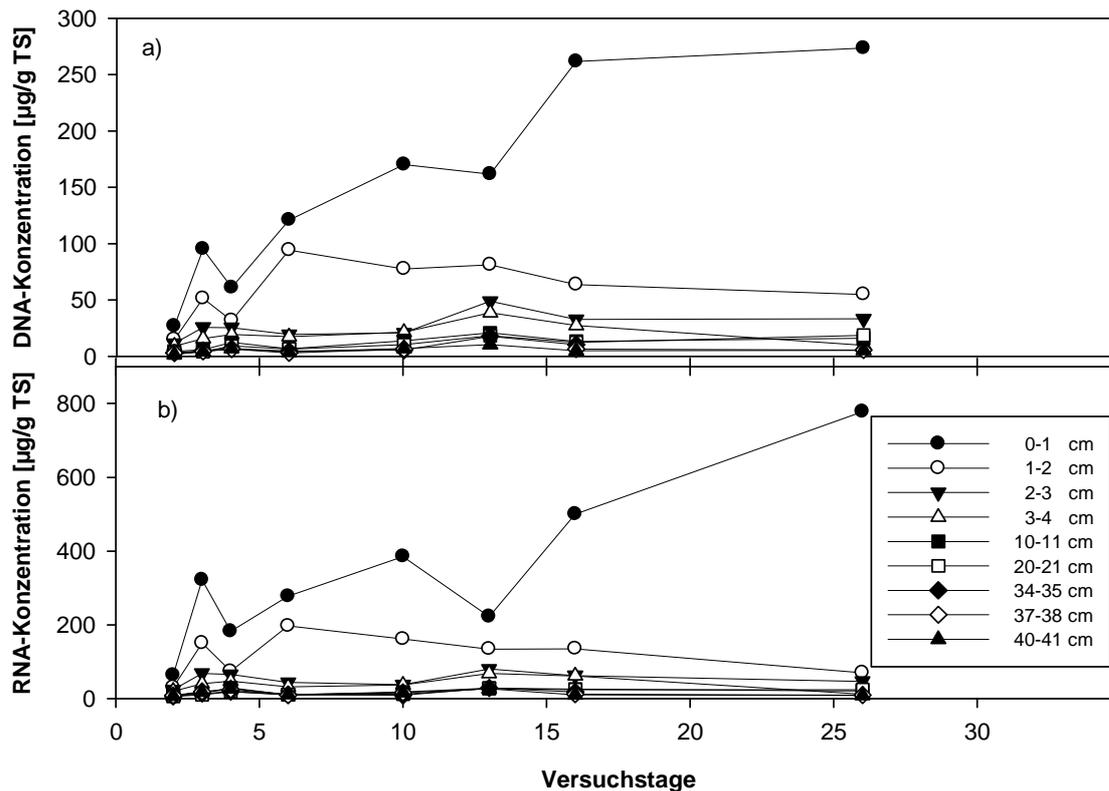


Abb. 5-3: Entwicklung der Nukleinsäurenkonzentrationen im Vertikalprofil der Filtersäulen (Mittelsand, Reales Abwasser aus KKA-Neureut, 690 mm/d).

Die RNA-Konzentrationen waren im Schnitt etwa 2-3mal höher als die entsprechenden DNA-Werte, mit den höchsten Werten in der 0-1 cm Schicht, gefolgt von der 1-2 cm Schicht. Die Entwicklung der RNA-Konzentrationen in der 1-2 cm Schicht verhielt sich qualitativ ähnlich zu der DNA-Entwicklung in derselben Schicht, mit einem Maximalwert von $197 \mu\text{g RNA/g TS}$ nach dem siebten Versuchstag und einer stetigen Abnahme auf $70 \mu\text{g RNA/g TS}$ nach 26 Versuchstagen. Der Verlauf in der obersten Schicht von 0-1 cm unterschied sich geringfügig von der DNA-Entwicklung. Nach einem Anstieg der Konzentration auf $322 \mu\text{g RNA/g TS}$ nach dem siebten Versuchstag pendelten die Werte bei den nächsten Messungen bis zum 13. Versuchstag zwischen $200\text{-}400 \mu\text{g RNA/g TS}$. Erst ab diesem Zeitpunkt setzte ein deutli-

cher Aufwärtstrend ein, mit einem Konzentrationssprung auf 500 $\mu\text{g RNA/g TS}$ nach dem 16. und auf 778 $\mu\text{g RNA/g TS}$ nach dem 26. Versuchstag.

5.1.2 Versuchsreihe 2

In der Versuchsreihe 2 war der Einfluss der Feinpartikelfracht auf die Biomasseverteilung in den Filtersäulen Gegenstand der Untersuchungen. Neben Grob- und Mittelsand wurde in den Experimenten auch ein Fein-/Mittelsand-Gemisch verwendet. Es kam ein Abwasser auf Glucose-Basis zum Einsatz, welches ohne weitere Partikelzugabe, mit niedriger Feinpartikelkonzentration (130 mg/L) und mit hoher Feinpartikelkonzentration (390 mg/L) jeweils auf die unterschiedlichen Filtersubstrate aufgebracht wurde. Die Beaufschlagungsmenge lag für alle Versuche bei 690 mm. Nach Vorstellung der Einzelergebnisse werden die Befunde in Tab. 5-2 am Ende des Kap 5.1.2.3 zusammenfassend dargestellt.

5.1.2.1 Grobsand-Filtersäulen

Die DNA-Profile im Grobsand der Versuchsreihe 2 sind vergleichbar mit denen aus den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 1. Die DNA-Akkumulation erstreckt sich auch hier über mehrere Zentimeter der oberen Sandschichten der Säulen. Die Konzentrationsmaxima der Versuchsreihe 2 liegen aber nicht direkt unter der Oberfläche, sondern in 2-3 cm Tiefe. Sie betragen 45 $\mu\text{g DNA/g TS}$ für die ohne (V2-4), 111 $\mu\text{g DNA/g TS}$ für die mit geringer (V2-5) und 90 $\mu\text{g DNA/g TS}$ für die mit hoher (V2-6) Partikelfracht betriebenen Säulen (Abb. 5-4 a) und liegen trotz längerer Betriebszeiten durchweg etwas niedriger als in den vergleichbaren Säulen der Versuchsreihe 1. Betrachtet man jedoch die Konzentrationen in tieferen Schichten, stellt man mit durchschnittlich 25-45 $\mu\text{g DNA/g TS}$ deutlich höhere Werte als in Versuchsreihe 1 fest. Die RNA-Konzentrationen in Versuchsreihe 2 liegen alle höher als die entsprechenden DNA-Werte. Durchschnittlich waren die RNA-Konzentrationen bei V2-4 um 20 %, bei V2-5 um 60 % und bei V2-6 um 80 % gegenüber den DNA-Konzentrationen erhöht (Abb. 5-4 b).

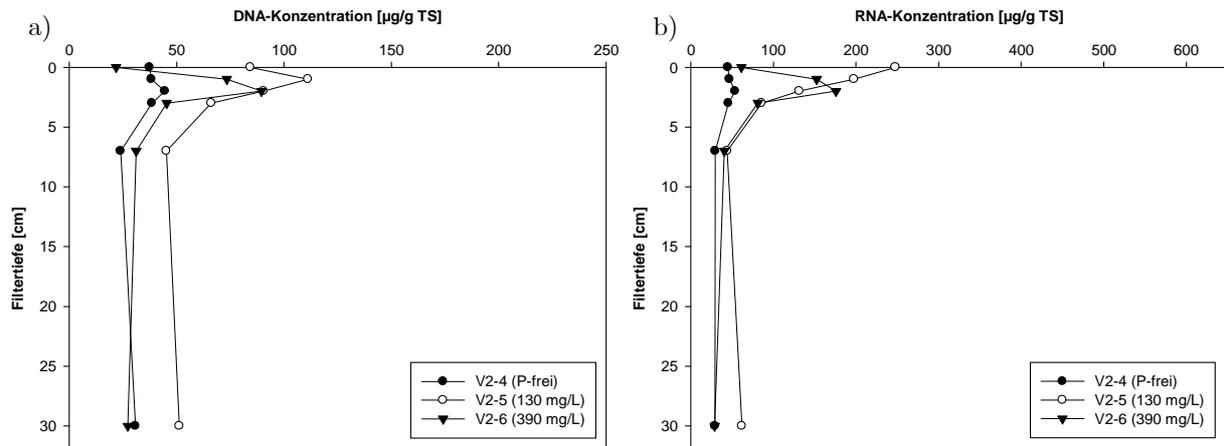


Abb. 5-4: DNA- und RNA- Konzentrationen in den mit 690 mm Glucose-Abwasser beaufschlagten Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 2 (in Klammern die Partikelkonzentrationen).

5.1.2.2 Mittelsand-Filtersäulen

Wie in den Mittelsand-Versuchen der Versuchsreihe 1 wurden auch im Mittelsand der Versuchsreihe 2 die höchsten Nukleinsäurenkonzentrationen in der obersten Schicht von 0-1 cm der Bodensäulen nachgewiesen (Abb. 5-5). Hierbei betragen die Maximalwerte der DNA-Konzentrationen $105 \mu\text{g DNA/g TS}$ für die partikelfreie Säule V2-10, $141 \mu\text{g DNA/g TS}$ für die mit geringer Feinpartikelfracht belastete Säule V2-11 und $69 \mu\text{g DNA/g TS}$ für die höher belastete Säule V2-12. Die entsprechenden Werte der RNA-Konzentrationen waren deutlich höher und betragen $220 \mu\text{g RNA/g TS}$ (V2-10), $628 \mu\text{g RNA/g TS}$ (V2-11) und $275 \mu\text{g RNA/g TS}$ (V2-12). Auffällig ist der sehr starke Konzentrationsgradient im Übergang der obersten Schicht zu den darunter liegenden Schichten mit Abnahmen der Nukleinsäuren je nach Betriebsweise um 50-85 % von Schicht 0-1 cm auf die Schicht 1-2 cm. Die Werte bleiben für die partikelbelasteten Säulen V2-11 und V2-12 bis 10 cm annähernd auf dem Niveau der Schicht 1-2 cm, während die partikelfreie Säule V2-10 nochmals eine deutliche Konzentrationsabnahme zwischen den Messpunkten bei 3-4 cm und 10 cm erfährt. Ausgehend von 10 cm Tiefe, wo alle Säulen eine ähnliche Konzentration ($15\text{-}25 \mu\text{g DNA/g TS}$; $40\text{-}60 \mu\text{g RNA/g TS}$) an Nukleinsäuren aufweisen, ist eine starke Zunahme der Nukleinsäurenkonzentration in 30 cm Tiefe für die Säulen V2-10 (partikelfrei) und V2-12 (hohe Partikelfracht) mit 80 bzw. $60 \mu\text{g DNA/g TS}$ (280 bzw. $350 \mu\text{g RNA/g TS}$)

TS) zu beobachten. V2-11 (geringe Partikelfracht) folgt diesem Trend nicht und weist im gesamten Säulenprofil – abgesehen der obersten Schicht – ähnliche Nukleinsäurekonzentrationen (25-30 $\mu\text{g DNA/g TS}$) auf.

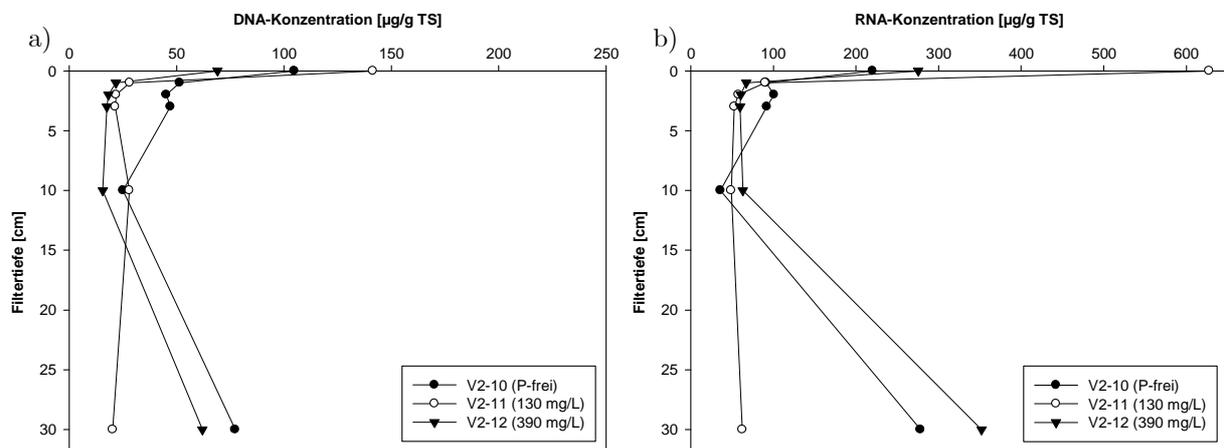


Abb. 5-5: DNA- und RNA-Konzentrationen in den mit 690 mm Glucose-Abwasser beaufschlagten Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2 (in Klammern die Partikelkonzentrationen).

5.1.2.3 Fein-/Mittelsand-Filtersäulen

Die Verteilungskurven der Nukleinsäurekonzentrationen in den Fein-/Mittelsand-Säulen zeigen eine starke Akkumulation der DNA und RNA in den obersten 3-4 cm des Filterkörpers (Abb. 5-6). Die höchsten Werte ergeben sich im ersten Zentimeter des Filters mit 227 $\mu\text{g DNA/g TS}$ und 409 $\mu\text{g RNA/g TS}$ für die ohne Partikelfracht betriebene Säule V2-16 bzw. mit 205 $\mu\text{g DNA/g TS}$ und 600 $\mu\text{g RNA/g TS}$ für die mit geringer Partikelfracht betriebene Säule V2-17. Die entsprechenden Werte für die mit hoher Partikelfracht betriebene Säule V2-18 liegen mit 42 $\mu\text{g DNA/g TS}$ und 92 $\mu\text{g RNA/g TS}$ deutlich darunter, was auf die sehr kurze Betriebszeit der Säule von nur 14 Tagen zurückzuführen ist.

Der Konzentrationsgradient ist in den ersten Zentimetern des Filters sowohl für DNA als auch für RNA im Fein-/Mittelsand weniger stark ausgeprägt als bei den Mittelsand-Versuchen, so dass tendenziell neben höheren Maximalwerten auch durchschnittlich mehr Nukleinsäuren im Oberboden der Fein-/Mittelsand-Versuche zu finden sind.

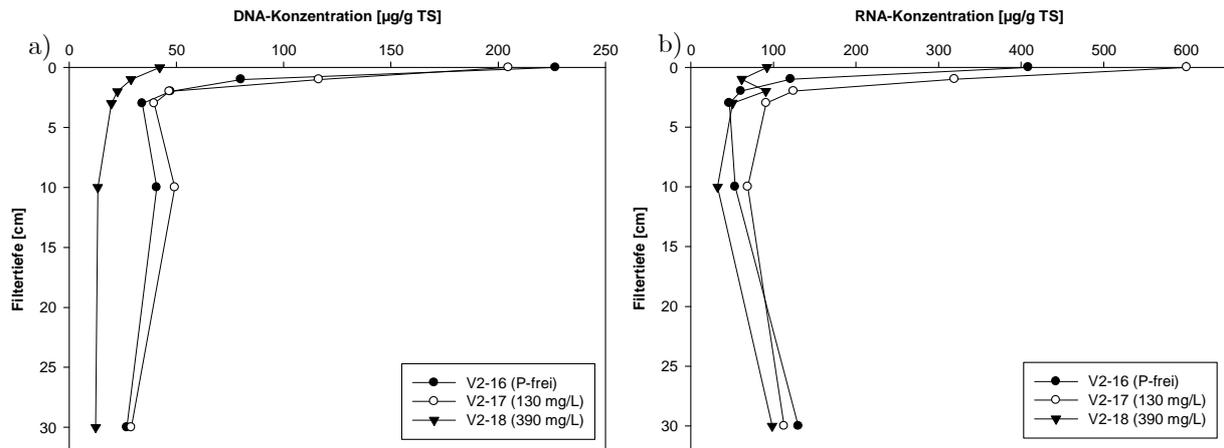


Abb. 5-6: DNA- und RNA-Konzentrationen in den mit 690 mm Glucose-Abwasser beaufschlagten Fein-/Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2 (in Klammern die Partikelkonzentrationen).

Ab ca. 4 cm Säulentiefe bleiben die Nukleinsäurekonzentrationen bis in tiefere Schichten konstant auf niedrigem Niveau (P-frei und P-niedrig: 30-50 µg DNA/g TS, P-hoch: 15 µg DNA/g TS). Die Befunde zu den Biomasseverteilungen in der Versuchsreihe 2 sind in Tab. 5-2 vergleichend gegenübergestellt.

Tab. 5-2: Zusammenfassung der Biomasseverteilungen für die Grobsand-, Mittelsand- und Fein-/Mittelsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 2 in Abhängigkeit von der Partikelfracht (P-frei, P-niedrig = 130 mg/L, P-hoch = 390 mg/L).

Filterbereich	Grobsand Werte = DNA [µg/g TS]	Mittelsand Werte = DNA [µg/g TS]	Fein-/Mittelsand Werte = DNA [µg/g TS]
Oben (0-4 cm)	P-frei: konstant bei 40 P-niedrig u. P-hoch: schwankend 20-110 Maximum bei 2-3 cm	sprunghaft abnehmend (70-140) → (20-50)	P-frei und P-niedrig: sprunghaft abnehmend (205-225) → 40 P-hoch: abnehmend 40 → 20
Mitte/ Unten (10 (7) cm/ 30 cm)	konstant 30-50	P-frei und P-hoch: zunehmend (15-25) → (60-75) P-niedrig: konstant 20-25	P-frei und P-niedrig: konstant 30-50 P-hoch: konstant 15

5.1.3 Versuchsreihe 3

Die Entwicklung der Nukleinsäurenkonzentrationen in der Versuchsreihe 3 bis zum 60. Versuchstag zeigt Abb. 5-7. Die Proben wurden während des laufenden Versuchs durch Probenahmeöffnungen in der Säulenwand entnommen, so dass bedingt durch die begrenzte Anzahl der Entnahmestellen jeweils nur 4 Proben für die Tiefenstufen 2, 10 und 34 cm genommen werden konnten. Die Tiefenstufe 1 cm konnte lediglich an VT 60 – direkt vor der Beaufschlagungspause von 27 Tagen – beprobt werden, da sonst durch die Störung der obersten Bodenschicht die hydraulischen Verhältnisse während des Versuchsbetriebs zu sehr gestört worden wären.

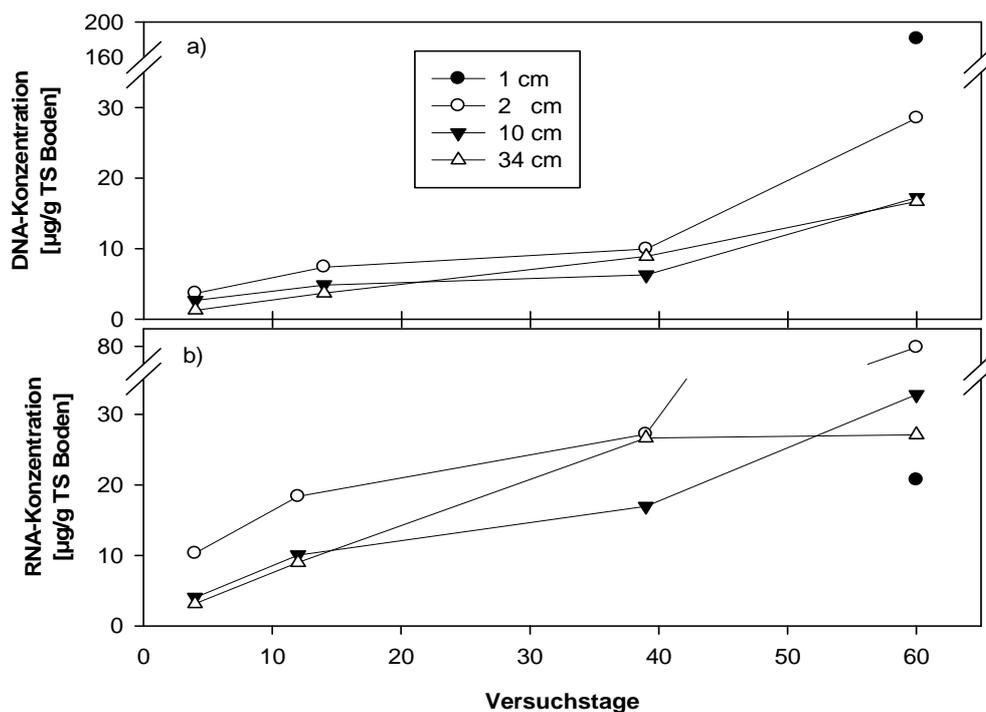


Abb. 5-7: Entwicklung der DNA/RNA-Konzentrationen im Versuchszeitraum der Versuchsreihe 3.

An Versuchstag 4 wiesen die Tiefenstufen 2 cm und 10 cm nur sehr geringe DNA-Konzentrationen (unter 5 µg DNA/g TS) auf. Bei den Messungen an VT 14 und VT 39 lagen die Werte etwas höher in einem Bereich zwischen 5-10 µg DNA/g TS. Zwischen VT 39 und VT 60 war eine sprunghafte Zunahme der DNA-Konzentrationen um etwa den Faktor 3 zu verzeichnen. Die DNA-Konzentrationen in 34 cm Tiefe

folgten im gesamten Betrachtungszeitraum einer nahezu linearen Zunahme von etwa 0 μg DNA/g TS an VT 4 auf etwa 15 μg DNA/g TS an VT 60. Die maximale DNA-Konzentration wurde mit 181 μg DNA/g TS in der obersten Bodenschicht 0-1 cm an VT 60 festgestellt (Abb. 5-7 a). Dieser Umstand lässt vermuten, dass auch die DNA-Konzentrationen an den übrigen Versuchstagen in dieser Schicht deutlich über den gemessenen Werten der darunter liegenden Schichten lagen, insbesondere wenn man die Ergebnisse aus der Versuchsreihe 1 vor Augen hat (Abb. 5-3).

Die RNA-Konzentrationen waren tendenziell etwas höher als die DNA-Werte. Sie stiegen stetig bis zum 39. Versuchstag in allen betrachteten Schichten von 5-10 μg DNA/g TS (VT 4) auf 15-25 μg DNA/g TS (VT39). Die Werte in den Schichten 2 und 10 cm erfuhren an VT 60 einen sprunghaften Anstieg um das 2-3fache während in 34 cm Tiefe der Wert auf dem gleichen Niveau wie am VT 39 stagnierte (Abb. 5-7 b).

Im weiteren Versuchsverlauf der Versuchsreihe 3 wurden keine Nukleinsäure-Bestimmungen mehr durchgeführt. Am Ende der Versuchsreihe an VT 137 konnte jedoch nach Ausbau der Säule die Verteilung der Biomasse anhand des Glühverlustes ermittelt werden. Die Bestimmung erfolgte in 1 cm Schichten für die Tiefen 0-20 cm und 33-40 cm (Abb. 5-8).

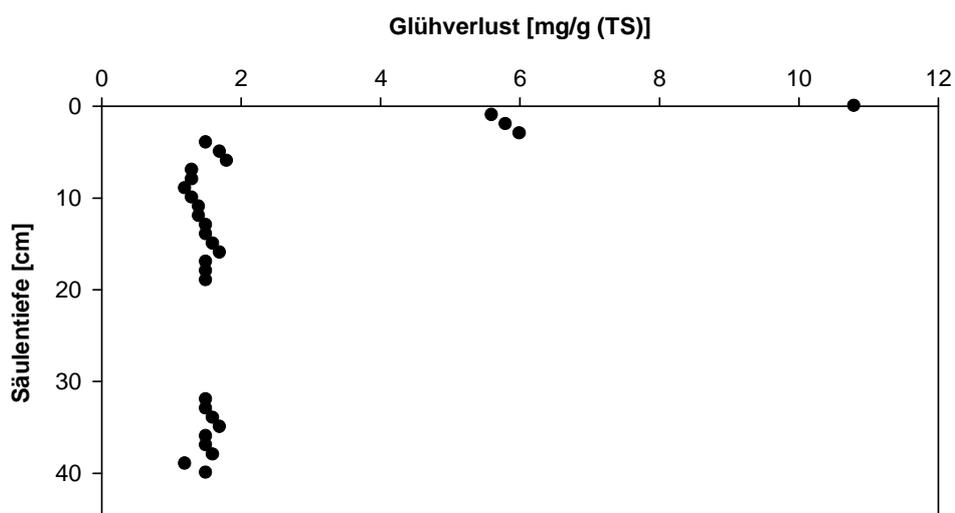


Abb. 5-8: Glühverlust im Vertikalprofil an Versuchstag 137.

Es zeigte sich eine hauptsächliche Akkumulation der Biomasse in der Schicht 0-4 cm mit Glühverlust-Werten zwischen 6-11 mg/g TS. Bis in eine Tiefe von etwa 7 cm waren noch leicht erhöhte Glühverlust-Werte um 2 mg/g TS zu finden. Es wird deshalb davon ausgegangen, dass in der Schicht 0-7 cm geschätzte 90 % der mikrobiellen Umsetzungen stattfinden. Berechnet man den absoluten Glühverlust für diese Schicht, ergibt sich ein Wert von 490 g/m².

5.2 Hydraulische Entwicklung

Mit den Untersuchungen der hydraulischen Eigenschaften der Filtersäulen wurden zwei Ziele verfolgt. Zum einen sollten die hydraulischen Veränderungen aufgrund Kolmation im Versuchszeitraum bei unterschiedlichen Versuchsbedingungen beschrieben und interpretiert werden, zum anderen sollte eine genaue Vorstellung über das Infiltrations- und Exfiltrationsverhalten der Filtersäule während eines Beaufschlagungszyklus entwickelt werden.

5.2.1 Kolmation in Versuchsreihe 1

In Versuchsreihe 1 wurden die Parameter Filtersand, Abwasserart und Beaufschlagungsmenge variiert. Hierbei zeigte sich, dass der **Grobsand** die unterschiedlichen Betriebsbedingungen nur relativ gering reflektierte. So wirkten sich während des Versuchszeitraums von ca. 60 Tagen die Unterschiede bei den eingesetzten Abwässern und insbesondere die Unterschiede in den Beaufschlagungsmengen nur mäßig auf die Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeit aus (Abb. 5-9).

In den ersten sieben Versuchstagen mit fast identischen Werten für alle Versuchssäulen fand ein steiles Absinken der hydraulischen Leitfähigkeiten auf ca. 60-70 % der Ausgangsleitfähigkeit statt. Anschließend zeigte der qualitative Verlauf der Kurven eine stetige – wenn auch gegenüber dem Beginn weniger steile – Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit an. Dabei nahm die hydraulische Leitfähigkeit in den Real-Abwasser-Säulen etwas stärker ab als in den Glucose-Säulen. Innerhalb der Abwasserklassen war der Einfluss der Beaufschlagungsmenge bei den mit Glucose beschickten

Säulen kaum wahrnehmbar, während bei den Real-Abwasser-Säulen maximale Abweichungen von etwa 10 % zu beobachten waren.

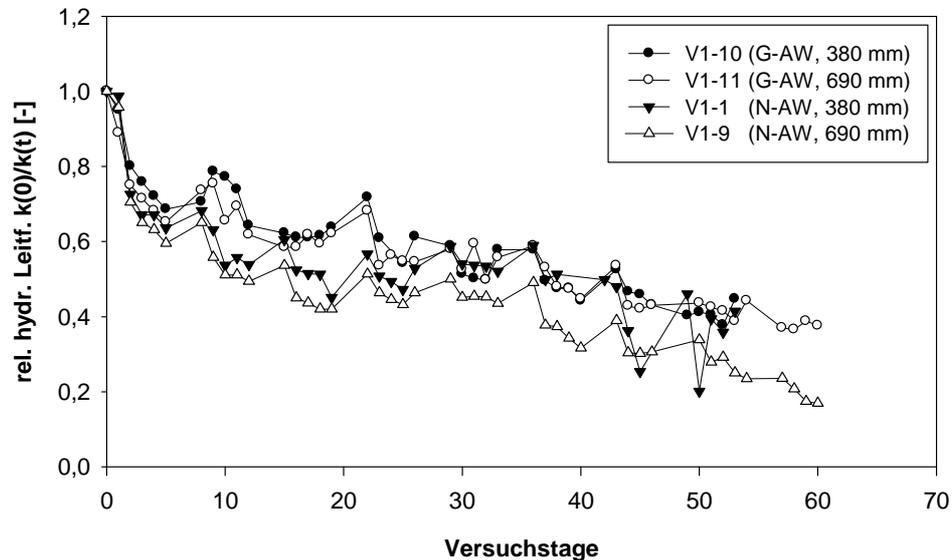


Abb. 5-9: Hydraulische Entwicklung in den Grobsand-Säulen. Bezeichnungen in Klammern beziehen sich auf die Abwasserart (G-AW = Glucose-Abwasser, N-AW = reales Abwasser) und Beaufschlagungsmenge.

Gegen Ende des Versuchszeitraumes kolmatierten die Real-Abwassersäulen etwas schneller als die Glucose-Säulen. So lag der Unterschied in den hydraulischen Leitfähigkeiten zwischen den Abwasserklassen an Versuchstag 50 bei etwa 10 % und stieg an Versuchstag 60 bereits auf etwa 20 % an.

Die **Mittelsand-Säulen** zeigten deutliche Unterschiede beim Betrieb mit verschiedenen Abwässern, während der Einfluss verschiedener Beaufschlagungsmengen beim Glucose-Abwasser gar nicht, beim realen Abwasser hingegen stärker bemerkbar war (Abb. 5-10).

Alle Versuchssäulen zeigten einen sehr starken Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit in den ersten fünf Versuchstagen. Besonders ausgeprägt war der Rückgang bei den Real-Abwasser-Säulen (N-AW) auf Werte von 20 % (hoch belastet) bzw. 30 % (niedrig belastet), während beide Glucose-Säulen (G-AW) noch bei etwa 60 % der Ausgangsleitfähigkeit lagen. An die Anfangsphase schloss sich bei allen Säulentypen eine Stagnationsphase mit tendenziell steigenden hydraulischen Leitfähigkeiten an.

Diese dauerte bei den Glucose-Säulen bis Versuchstag 10 und bei den Real-Abwasser-Säulen bis Versuchstag 15 an. Nach der Stagnationsphase nahm die hydraulische Leitfähigkeit bei den Glucose-Säulen stetig auf Werte um 40 % an Versuchstag 40 ab.

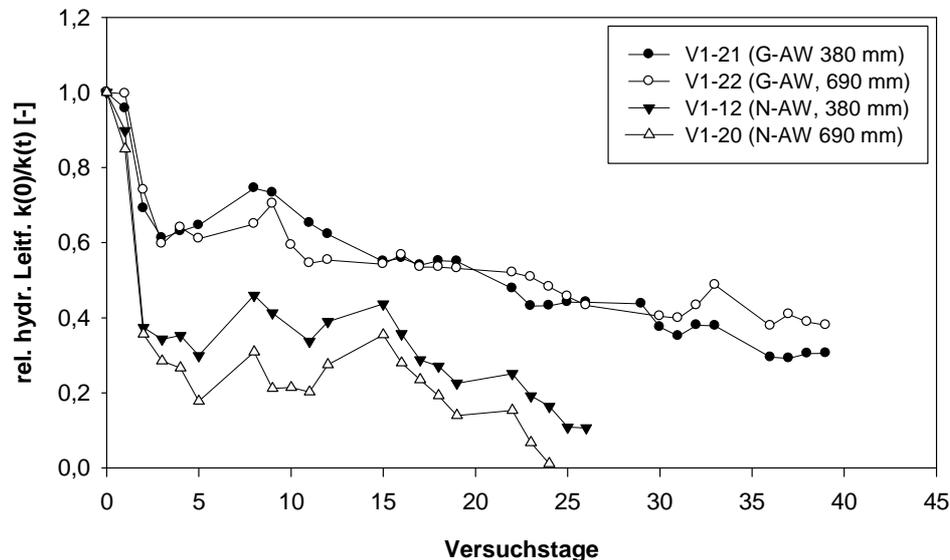


Abb. 5-10: Hydraulische Entwicklung in den Mittelsand-Säulen. Bezeichnungen in Klammern beziehen sich auf die Abwasserart (G-AW = Glucose-Abwasser, N-AW = reales Abwasser) und Beaufschlagungsmenge.

Die Real-Abwasser-Säulen zeigten eine steilere Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit nach der Stagnationsphase, wobei die hoch belastete Säule nach 25 Tagen total kolmatisierte, während die niedrig belastete Säule zu diesem Zeitpunkt noch bei 10 % der Ausgangsleitfähigkeit lag, eine Totalkolmation in wenigen Tagen aber absehbar war.

Kennzeichnend für alle Säulen der Versuchsreihe 1 war eine sprunghafte Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeiten im Wochenrhythmus um jeweils etwa 5-10 % verglichen mit der vorangegangenen Beaufschlagung. Dies ist auf die Beaufschlagungspausen an den Wochenenden zurückzuführen, an denen eine gewisse Regeneration bezüglich der Kolmation stattfinden konnte. In den Grobsand-Säulen war der jeweilige Sprung durchschnittlich geringer als in den Mittelsand-Säulen, blieb im Versuchszeitraum aber immer in der gleichen Größenordnung. In den Mittelsand-Säulen waren die Sprünge dagegen anfangs höher, nahmen aber mit zunehmender Kolmation in ihrer Amplitude ab.

5.2.2 Kolmation in Versuchsreihe 2

Die Ermittlung der Kolmationswirksamkeit von physikalischen und biologischen Effekten stand im Mittelpunkt der Versuchsreihe 2. Durch Variation der Zusammensetzung der Abwässer wurden Betriebsbedingungen eingestellt mit rein physikalischer (p-Säulen: Leitungswasser mit Feinpartikeln und Natriumazid), rein biologischer (b-Säulen: Glucose-Abwasser ohne Feinpartikel) und kombiniert physikalisch/biologischer (k-Säulen: Glucose-Abwasser mit Feinpartikeln) Kolmationswirkung.

5.2.2.1 Kolmation in den Grobsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 2

Die Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeiten in den Grobsand-Säulen zeigt Abb. 5-11. Es ist zu erkennen, dass die rein physikalische Kolmation durch Feinpartikel hier gar nicht bzw. nur zu einem sehr geringen Teil zum Tragen kommt. So erfährt die schwächer belastete p-Säule V2-2 keinen Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit über 90 Versuchstage hinweg.

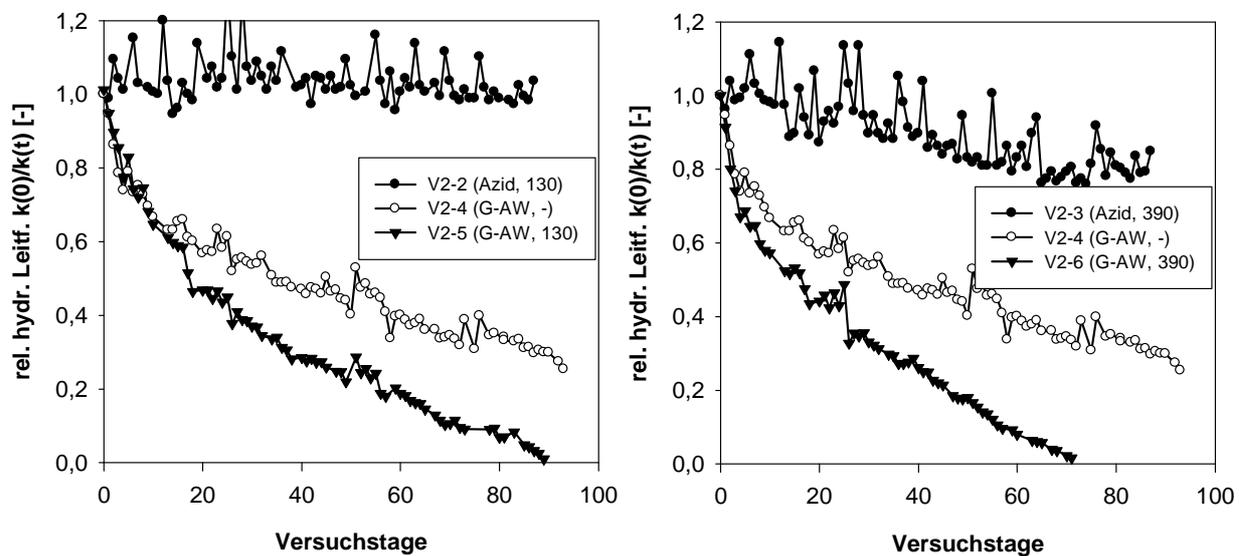


Abb. 5-11: Hydraulische Entwicklung in den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 2. Bezeichnungen in Klammern beziehen sich auf die Abwasserart (G-AW = Glucose-Abwasser; Azid-Abwasser) und Partikelkonzentration in mg/L.

Die hydraulische Leitfähigkeit bei der höher belasteten p-Säule V2-3 war im selben Zeitraum zwar rückläufig, pendelte sich aber ab dem Versuchstag 60 auf Werte um 80 % der Ausgangsleitfähigkeit ein. Im Gegensatz hierzu führte die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse in der b-Säule V2-4 zu einem exponentiellen Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit auf ca. 30 % der Ausgangsleitfähigkeit nach etwa 90 Versuchstagen.

Während beide Einzelprozesse für sich genommen nicht bzw. nur mäßig kolmationsfördernd waren, zeigte sich in den k-Säulen V2-5 und V2-6 eine sich verstärkende Kolmationswirkung bei Kombination beider Prozesse. Im Vergleich der beiden k-Säulen untereinander hatte die höher mit Partikeln belastete Säule V2-6 ein etwas erhöhtes Kolmationspotenzial gegenüber V2-5. Bei beiden Säulen konnte jedoch eine Totalkolmation festgestellt werden: ungefähr an Versuchtag 70 für V2-5 und an Versuchtag 90 für V2-6. Die in anderen Versuchen häufig beobachtete Stagnationsphase konnte bei allen Versuchsbedingungen im Grobsand nicht festgestellt werden.

5.2.2.2 Kolmation in den Mittelsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 2

In den Mittelsand-Säulen zeichnete sich ein grundlegend anderes Bild ab. Physikalische und biologische Kolmation waren jeweils für sich ausgesprochen wirksam. Abhängig von der Versuchsdauer dominierte jedoch eine Kolmationsursache den Gesamtprozess (Abb. 5-12). Die physikalisch kolmatierenden Säulen zeigten ab Versuchsbeginn über einen Zeitraum von etwa 25 (V2-8) bzw. 15 (V2-9) Tagen einen relativ geringen Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit auf 80-90 % der Ausgangsleitfähigkeit. An diese erste Phase mit mäßiger Kolmationswirkung schloss sich bei beiden Säulen eine Phase mit exponentiell abnehmender hydraulischer Leitfähigkeit an. Hierbei war die Abnahme bei der mit höherer Partikelfracht beaufschlagten p-Säule V2-9 deutlich schneller als bei der geringer belasteten Säule V2-8. Ab Beginn der exponentiellen Phase nahm innerhalb von 10 Tagen die hydraulische Leitfähigkeit bei V2-9 auf etwa 15 % der Ausgangsleitfähigkeit ab, während sie bei Säule V2-8 im gleichen Zeitraum noch zwischen 30-40 % lag.

Die Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeit bei der biologisch wirksamen Säule V2-10 folgte einem ausgeprägten S-Verlauf. Deutlich sind die unter Kap. 3.6.2 beschriebenen Kolmationsphasen zu erkennen, mit anfänglicher Abnahme (bis Tag 15) – Stagnation (Tag 16-25) – weiterer Abnahme (Tag 26-43) – und Einpendeln auf niedrigem Niveau (ab Tag 44) der hydraulischen Leitfähigkeit. Nach etwa 45 Versuchstagen war mit 10-20 % der Ausgangsleitfähigkeit das Minimum der hydraulischen Leitfähigkeit erreicht.

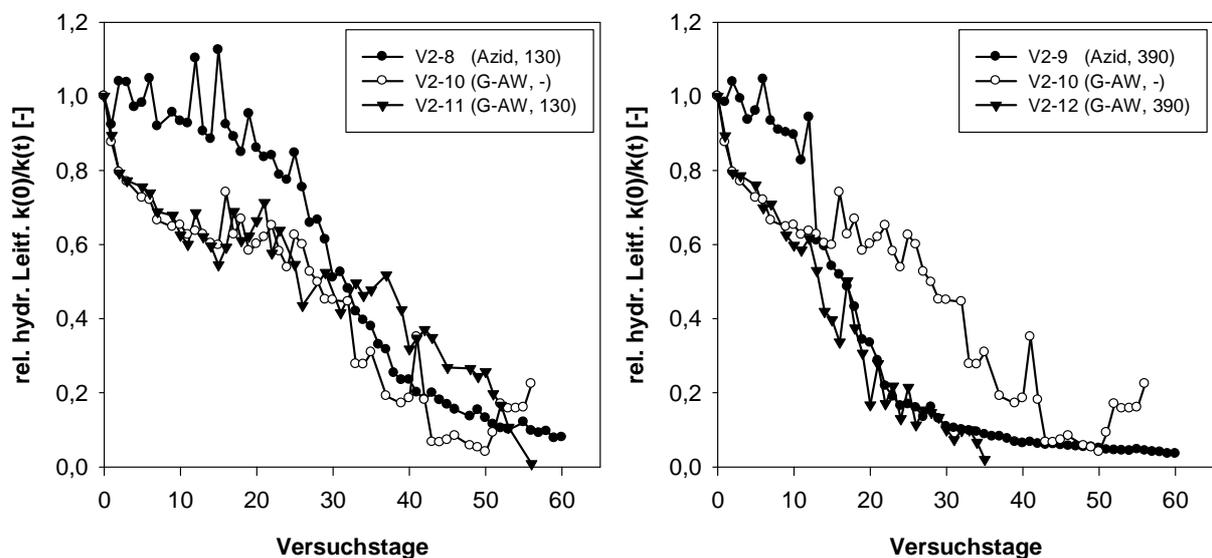


Abb. 5-12: Hydraulische Entwicklung in den Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2. Bezeichnungen in Klammern beziehen sich auf die Abwasserart (G-AW = Glucose-Abwasser; Azid-Abwasser) und Partikelkonzentration in mg/L.

Die kombiniert betriebenen Säulen V2-11 und V2-12 folgten in ihrem Kolmationsverhalten dem jeweils dominierenden Einzelprozess. Konkret bedeutete das eine anfängliche starke Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit aufgrund biologischer Kolmation. Dies ist ersichtlich aus dem identischen Verlauf der Kurven der rein biologischen Säule und der beiden k-Säulen zu Anfang des Versuchszeitraums. Ab dem 15. Versuchstag entwickelte sich bei der mit hoher Partikelfracht betriebenen k-Säule V2-12 die hydraulische Leitfähigkeit analog zu der p-Säule, die zu diesem Zeitpunkt die b-Säule in ihrer Kolmationswirksamkeit übertraf. Folglich dominierte ab diesem Punkt die physikalische Kolmation den Gesamtprozess. Bei der mit geringer Partikelfracht betriebenen k-Säule V2-11 verlief die Entwicklung der hydraulischen

sehen Leitfähigkeit bis etwa zum 30. Versuchstag identisch mit der rein biologisch wirksamen Säule V2-10. Im weiteren Versuchsverlauf war ab diesem Zeitpunkt die Kolmationswirksamkeit der b-Säule V2-10 und der p-Säule V2-8 in etwa gleich ausgeprägt, während sie in der k-Säule V2-11 etwas geringer ausfiel. Es scheint, dass in diesem Fall die Kombination biologischer und physikalischer Kolmationsprozesse eher eine hemmende Wirkung auf den Gesamtprozess ausübt.

5.2.2.3 Kolmation in den Fein-/Mittelsand-Filtersäulen der Versuchsreihe 2

Die Entwicklung der hydraulischen Leitfähigkeiten in den Fein-/Mittelsand-Versuchen zeigt für die physikalisch wirksamen Säulen Ähnlichkeiten zu den Mittelsand-Versuchen (Abb. 5-13). So zeigt sich in den p-Säulen anfangs eine recht geringe Kolmationswirkung, mit Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit auf etwa 80 % der Ausgangsleitfähigkeit nach 30 Tagen für die mit geringer Partikelkonzentration betriebene Säule V2-14 und nach 15 Tagen für die höher belastete Säule V2-15. Nach diesem Zeitraum ist wieder eine exponentielle Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit zu beobachten, nämlich von 80 % auf 30 % innerhalb weniger Tage bei V2-15.

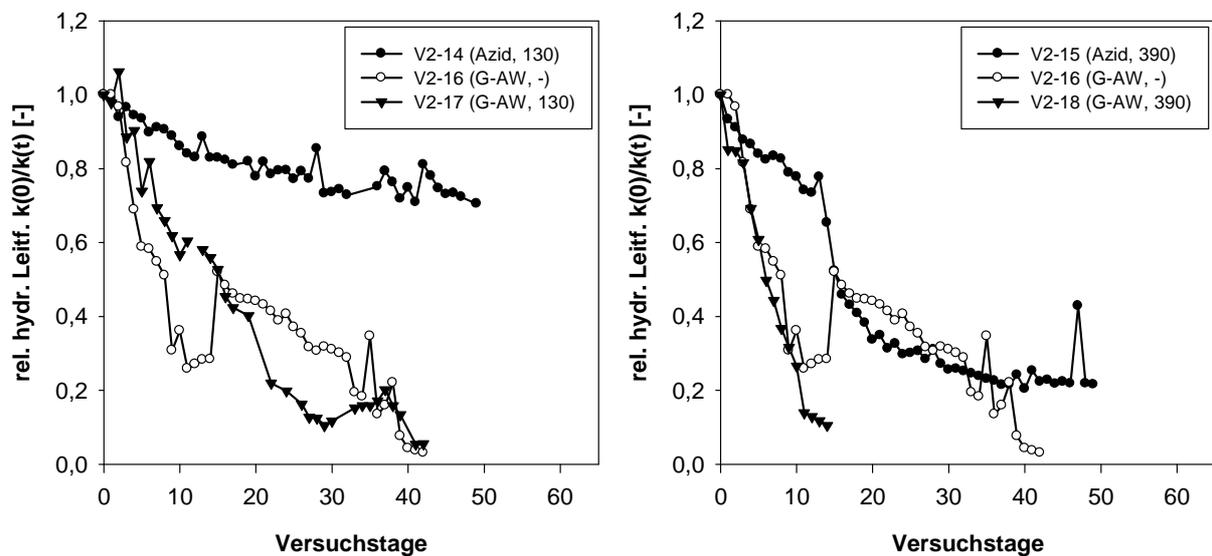


Abb. 5-13: Hydraulische Entwicklung in den Fein-/Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2. Bezeichnungen in Klammern beziehen sich auf die Abwasserart (G-AW = Glucose-Abwasser; Azid-Abwasser) und Partikelkonzentration in mg/L.

Die p-Säule V2-14 wurde aus betriebstechnischen Gründen an Versuchstag 49 ausgebaut, noch bevor eine exponentielle Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit einsetzte.

Die biologische Kolmation war im Fein-/Mittelsand-Gemisch sehr wirksam. Die hydraulische Leitfähigkeit ging innerhalb der ersten 10 Versuchstage auf etwa 25 % ihrer Ausgangsleitfähigkeit zurück. Nach einer Stagnationsphase von etwa 5 Tagen erhöhte sich die hydraulische Leitfähigkeit bei Säule V2-16 sprunghaft um 20 % auf 50 % der Ausgangsleitfähigkeit und nahm ab diesem Zeitpunkt fast linear bis auf etwa 10 % an Versuchstag 40 ab.

Der Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit während der ersten 30 Versuchstage in der geringer belasteten k-Säule V2-17 folgte einem nahezu linearen Verlauf mit einzelnen kleinen Sprüngen und einer kaum wahrnehmbaren Stagnationsphase von 2-3 Tagen ab Versuchstag 11. Ab dem 30. Versuchstag pendelten sich die Werte auf ein Minimum um 10 % der Ausgangsleitfähigkeit ein.

Die höher belastete k-Säule V2-18 erfuhr anfangs denselben starken Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit wie die b-Säule V2-16. Es war jedoch keine Stagnationsphase zu beobachten, so dass die Kolmation bis zur Totalkolmation an Versuchstag 14 weiter fortschritt.

5.2.3 Entwässerungsverhalten während eines Beaufschlagungszyklus

Das Wissen um die Entwicklung der Wassersättigung – und somit auch um die Bodenluft-/Bodenwasser-Verteilung – während eines Beaufschlagungszyklus in der Mittelsand-Bodensäule der Versuchsreihe 3 war eine wesentliche Voraussetzung zur späteren genauen Ermittlung der Sauerstoffmengen in den einzelnen Bodenschichten. Die Grundlagen hierfür wurden in einem Vorversuch mit einer identisch aufgebauten und mit 5,3 L (= 690 mm) Leitungswasser beaufschlagten Säule gelegt. Ein Beaufschlagungszyklus wurde in zwei Phasen unterteilt – die Sickerphase und die Wiederbelüftungsphase. Die Sickerphase wurde definiert als der Zeitraum, in dem ein Überstand im Zulaufbehälter vorhanden war. Nach dem vollständigen Einsickern des Zulaufwassers begann die Wiederbelüftungsphase, die bis zum Beginn der folgenden

Beschickung andauerte. Die Wassergehaltsänderungen im Filtersand während der Sickerphase wurden durch die Bilanzierung der in- bzw. exfiltrierenden Wasservolumina pro Zeiteinheit ermittelt. Das Entwässerungsverhalten in den Bodenschichten während der Wiederbelüftungsphase wurde durch Tensiometermessungen bestimmt. Die für die Auswertungen benötigten Ausgangsparameter Einbauvolumen, Porosität und Porenvolumen der Säule sind in nachfolgender Tabelle (Tab. 5-3) zusammengefasst.

Tab. 5-3: Ausgangsparameter der Säule der Versuchsreihe 3.

Material	Einbauvolumen [L]	Porosität [-]	Porenvolumen [L]
Filtersand	3,04	0,44	1,33
Kies (Stüttschicht)	0,64	0,40	0,25

5.2.3.1 *Wassersättigung während der Sickerphase*

Die Menge des infiltrierenden Wassers wurde aus den Niveauunterschieden im Zulaufbehälter während des Infiltrationsprozesses bestimmt. Es zeigte sich, dass die Infiltration in den Filtersand vom Zeitpunkt des Füllens bis zum vollständigen Entleeren des Zulaufbehälters streng linear verlief, mit einer konstanten Sickerrate von etwa 3 mL/s. Zur Bestimmung der Exfiltrationsmengen stand die Säule auf einer Waage, deren Werte online durch einen Rechner ausgelesen wurden. Bei der ersten Beaufschlagung der neu montierten Säule wurden 0,52 L des Beaufschlagungswassers in der Säule als Haftwasser zurückgehalten. Dieser Wert blieb auch bei allen folgenden Beaufschlagungen konstant. Nach Ausbau der Säule am 4. Versuchstag – etwa 24 h nach der letzten Beschickung – wurde die Wassersättigung im Filterkörper schichtweise in 2 cm Abständen bestimmt (Abb. 5-14). Aufgrund der Verteilung der Wassergehalte lässt sich die Säule in 3 Abschnitte teilen. Abschnitt 1, zwischen 0 cm und ca. 20 cm Tiefe, ist gekennzeichnet durch langsam mit der Tiefe zunehmende Wassersättigungen von ca. 10 % auf 30 %. In Abschnitt 2, zwischen 20 cm und 30 cm, nimmt die Wassersättigung sehr schnell auf etwa 60 % zu, um im Abschnitt 3, bei 30-37 cm,

Maximalwerte von ca. 70 % zu erreichen. Diese Schicht stellt die kapillare Sperrschicht zum darunter liegenden Kies dar.

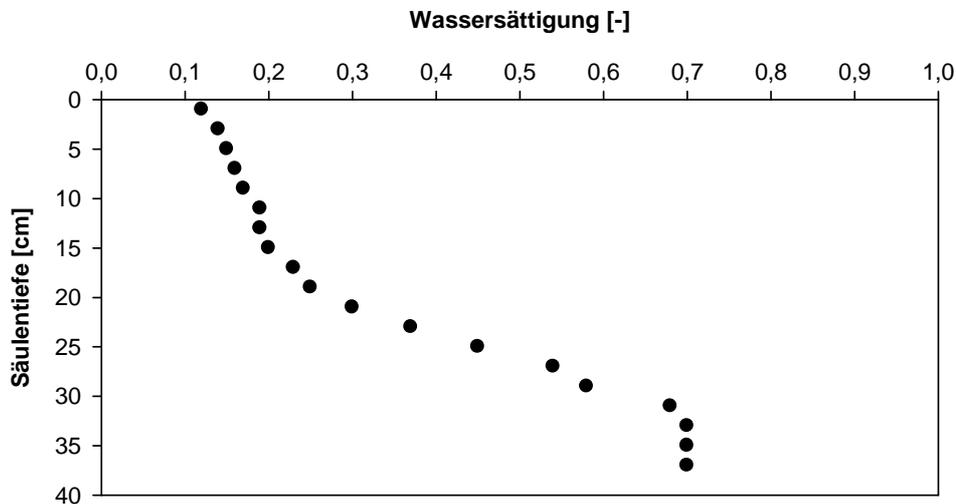


Abb. 5-14: Wassersättigung (Haftwasser) im Vertikalprofil der Säule im Vorversuch.

Die absoluten Wasservolumina der einzelnen Schichten summierten sich auf ein Gesamtvolumen von 0,53 L, so dass der Verbleib und die Verteilung des Haftwassers zweifelsfrei geklärt werden konnte, bei einer sehr geringen Überschätzung der Werte.

In den ersten 2 min 30 s nach der Beaufschlagung fand mit etwa 0,1 L nur eine sehr geringe Exfiltration aus der Säule statt. Es wird davon ausgegangen, dass es sich dabei um schwach gebundenes Wasser aus der Kapillarschicht und der Kiesschicht handelt, welches keinen Einfluss auf die hydraulischen Verhältnisse in den oberen Schichten hat. Danach stellte sich ein konstanter Fluss ein, der betragsmäßig den Infiltrationswerten entsprach. Aus der Differenz zwischen Gesamt-Infiltrations- und Exfiltrationsmenge zu gleichen Zeitpunkten konnte ein konstantes mittleres Sickerwasservolumen von 0,45 L (29 Vol.-% des gesamten Porenraums) für die aktuelle Beaufschlagung ermittelt werden (Abb. 5-15). Zusammen mit dem Haftwasseranteil von 0,52 L (33 Vol.-%) betrug das gesamte Porenwasservolumen für das komplette Filtersystem etwa 0,97 L, was einer durchschnittlichen Wassersättigung von etwa 62 % im Filter entspricht.

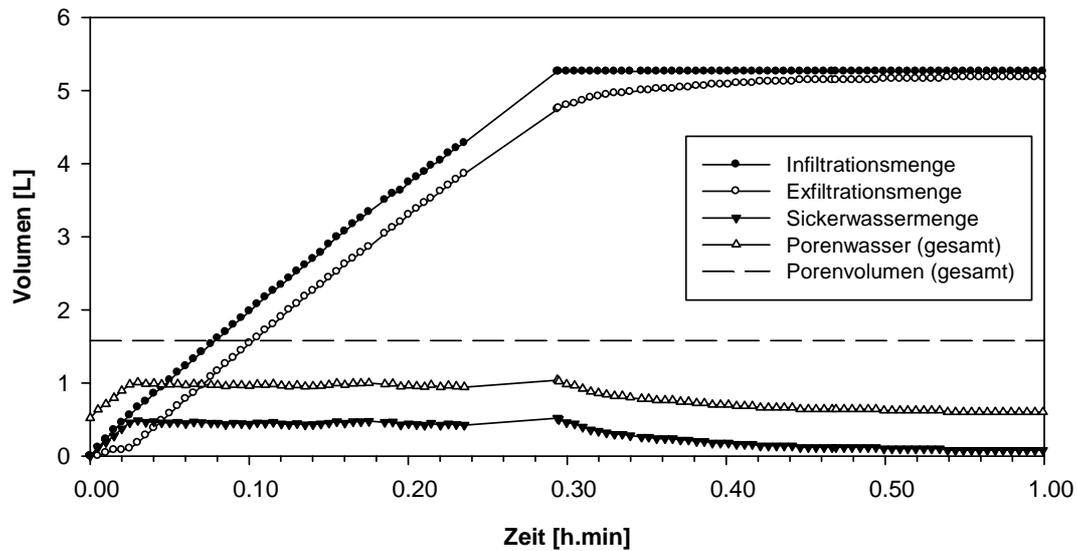


Abb. 5-15: Infiltration, Exfiltration und Porenwasserverteilung im Filtersand während der Sickerphase des Vorversuches.

Analog zu den Ausführungen von Bodman & Colman (1944) (vgl. Kap. 3.3.2) lassen die dargestellten Ergebnisse der In- und Exfiltrationsmessungen den Schluss zu, dass sich das Sickerwasser während der Beaufschlagung gleichmäßig auf alle Bodenschichten verteilt, die somit in ihrer gesamten Länge als Transportzone zu bezeichnen sind. Ausgenommen davon ist nur die unmittelbar unter der Oberfläche befindliche Sättigungszone, von der angenommen wird, dass sie nur sehr gering (1-3 cm) ausgeprägt ist. Aufgrund der Unsicherheit über ihre Mächtigkeit wird die Sättigungszone bezüglich der Bodenluftverteilung jedoch nicht weiter betrachtet.

Bei etwa 45 cm Säulenlänge (Sand- und Kiesschicht addiert) entspricht das gesamte Sickerwasservolumen von 0,45 L etwa einer Sickerwassermenge von etwa 0,01 L/cm Bodenschicht. Der gesamte Porenwasseranteil einer Bodenschicht während der Sickerphase ergibt sich hiernach aus der Summe des Haftwasseranteils und des Sickerwasseranteils in der Bodenschicht. Da beide Komponenten einen konstanten Wert besitzen, ist davon auszugehen, dass auch der Porenwasseranteil für die Dauer der überstauten Versickerung in der jeweils betrachteten Bodenschicht konstant bleibt. Abb. 5-16 zeigt die Anteile von Sickerwasser, Haftwasser und Bodenluft am Porenvolumen für die Schichten des Filtersandes des betrachteten Versuches.

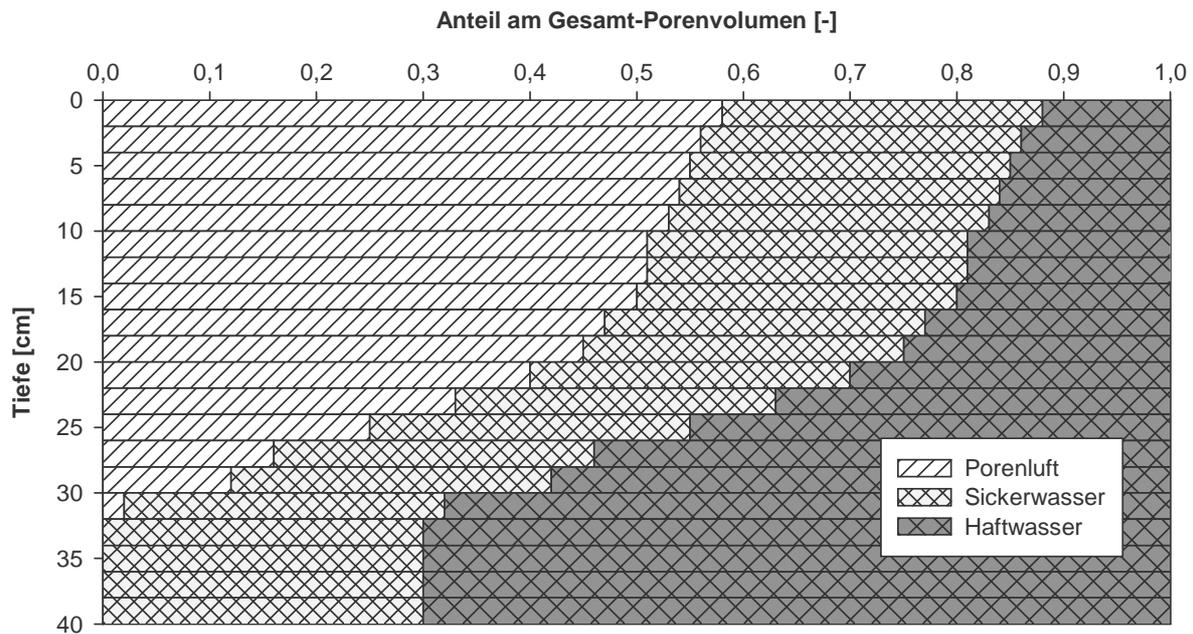


Abb. 5-16: Anteile von Sickerwasser, Haftwasser und Bodenluft am Gesamt-Porenvolumen in verschiedenen Filtertiefen des Filtersandes während der überstauten Versickerung. Die geringmächtige Sättigungszone unter der Oberfläche ist nicht dargestellt.

5.2.3.2 Wassersättigung während der Wiederbelüftungsphase

Wenige Minuten vor dem Leerlaufen des Zulaufbehälters nahm die Exfiltrationsgeschwindigkeit bei gleich bleibender Infiltrationsgeschwindigkeit etwas ab. Dadurch stieg das gesamte Porenwasservolumen der aktuellen Beaufschlagung auf etwa 0,52 L leicht an. Es wird davon ausgegangen, dass die Höhe des Überstaus im Zulauf nicht mehr ausreichend war, um die Kapillarsperre soweit zu überwinden, dass das infiltrierende Wasser auch vollständig exfiltrieren konnte, was bedeutet, dass die Menge des am Anfang der Beaufschlagung exfiltrierten schwach gebundenen Wassers wieder in der Kornmatrix zurückgehalten wurde. Die Wassersättigungen der obersten Schichten erfahren durch diesen Vorgang jedoch keine Änderungen.

Anhand von Tensiometermessungen in 20 cm Säulentiefe konnte das Entwässerungsverhalten des Sandes nach der Sickerphase studiert werden. Wegen der besseren Darstellbarkeit wurden die Originalwerte (Anhang A.1) prozentual zur Zeitskala dargestellt (Abb. 5-17). Hierbei bedeuten 100 % an Zeitpunkt t_0 den Druck bei der

Sickerwassermenge in der betrachteten Bodenschicht beim Übergang von Sicker- zu Wiederbelüftungsphase. Der 0 %-Wert ist dem Druck, der vor der Beaufschlagung in 20 cm Tiefe vorgeherrscht hat, zugeordnet. In Wassergehaltsanteilen ausgedrückt bedeuten 100 % den maximalen Wassergehalt, bestehend aus Haftwasser und Sickerwasser, während bei 0 % der Sickerwasseranteil fehlt, jedoch Restfeuchte durch den Haftwasseranteil immer noch vorhanden ist.

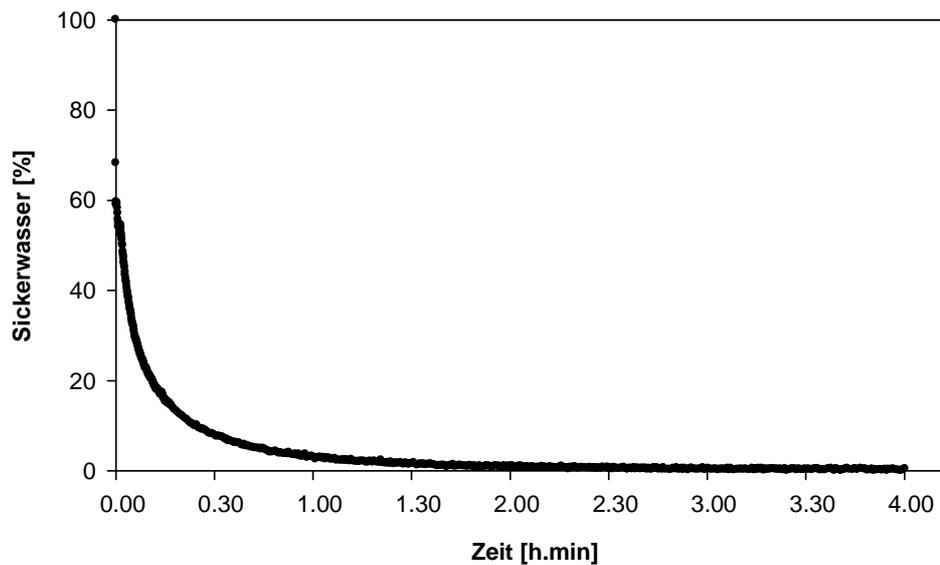


Abb. 5-17: Entwässerungsverhalten der Versuchssäule in 20 cm Tiefe.

Der Verlauf der Kurve zeigt eine sehr schnelle Entwässerung unmittelbar nach Ende der Sickerphase. Nach etwa 2 min sind bereits nur noch 50 % des Sickerwassers in den Poren vorhanden, nach 30 min liegt der Wert bei ca. 10 % und weitere 90 min später sind die Poren nahezu Sickerwasser-frei. Aufgrund der Homogenität des eingebauten Filtersandes wird davon ausgegangen, dass sich die Entwässerung in allen Bodenschichten ähnlich darstellt wie in der repräsentativen Tiefenschicht von 20 cm.

5.3 Feinpartikeleintrag in die Filtersäulen

Zur Abschätzung des Feinpartikeleinflusses auf die Porenraumverengung in den Grob- und Mittel-Filtersanden wurden in der Versuchsreihe 2 Partikelanalysen im Vertikalprofil der Säulen für die obersten 10 cm durchgeführt. Hierbei wurde die Konzentra-

tion und Korngrößenverteilung für Feinpartikel $< 63 \mu\text{m}$ im Boden ermittelt. Eine vollständige Bilanzierung der ein- bzw. ausgetragenen Feinpartikel war aufgrund der Versuchsanordnung nicht möglich, da ein unbestimmter Teil der aufgegebenen Partikelmenge am Rand des Zulaufbehälters sedimentierte oder schon im Glasperlenaufsatz unmittelbar oberhalb des Filtersandes zurückgehalten wurde. Aus diesem Grund wurde auf die Bestimmung der Feinpartikelmengen im Ablauf verzichtet. Bei der Interpretation der Partikelkonzentrationen müssen die unterschiedlichen Betriebszeiten der Einzelversuche berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse zeigten für den **Grobsand**, dass bei den physikalisch betriebenen Säulen so gut wie keine Feinpartikelakkumulation in der Bodenmatrix stattfand. In allen betrachteten Tiefenstufen wurden Werte deutlich unter 10 mg/g TS Boden ermittelt, wobei die Konzentrationen in der höher belasteten Säule V2-3 gegenüber der geringer belasteten Säule V2-2 jeweils um wenige mg/g erhöht waren (Abb. 5-18 a).

Die (Fein-)Partikelgrößenverteilungen in der physikalisch betriebenen Säule V2-3 sind für alle Tiefenstufen nahezu identisch und entsprechen ungefähr der Verteilung der zugegebenen Partikelfracht (Abb. 5-18 b). In den kombiniert physikalisch/biologisch betriebenen Säulen war eine Akkumulation der Feinpartikel nahe der Oberfläche zu verzeichnen. Die höchsten Werte wurden in der obersten Schicht 0-1 cm mit 45 mg/g TS Boden für die niedriger belastete Säule V2-5 und 171 mg/g TS Boden für die höher belastete Säule V2-6 gemessen. Deutliche Anreicherung war für V2-5 bis in etwa 3 cm und für V2-6 bis etwa 5 cm Tiefe, jedoch mit Werten weit unter dem Maximalwert der obersten Schicht, zu beobachten. In 10 cm Tiefe war in beiden Säulen keine nennenswerte Feinpartikelmenge mehr vorhanden. Die Korngrößenverteilungen der Feinpartikelfraktion in Säule V2-6 zeigen eine Verschiebung von grob nach fein mit zunehmender Tiefe (Abb. 5-18 c).

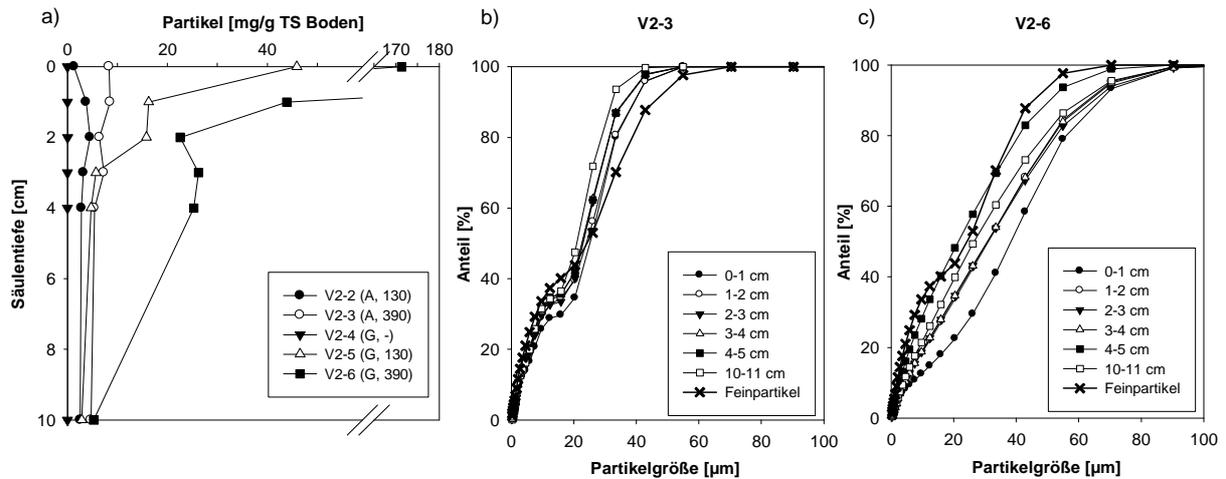


Abb. 5-18: Partikelverteilung in den Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 2. a) Partikelmengen im Säulenprofil für alle Filtersäulen, b) Partikelgrößenverteilung für die hoch belastete und physikalisch betriebene Säule, c) Partikelgrößenverteilung für die hoch belastete und kombiniert physikalisch/biologisch betriebene Säule.

Die Feinpartikelverteilungen für die niedrig belasteten Säulen V2-2 und V2-5 verhalten sich analog zu den hier gezeigten hoch belasteten Säulen. Die entsprechenden Grafiken sind dem Anhang A.3 zu entnehmen.

Die Messung der Feinpartikelkonzentrationen in den **Mittelsand-Säulen** zeigte für die physikalisch betriebenen Säulen eine Akkumulation der Partikel bis in 2 cm Tiefe. Bei den kombiniert physikalisch/biologisch betriebenen Säulen erstreckte sich dieser Bereich sogar nur auf die oberste Bodenschicht von 0-1 cm. Die Maximalwerte der Feinpartikelkonzentrationen lagen bei 272 (V2-9) bzw. 104 mg/g TS Boden (V2-8) für die physikalisch betriebenen Säulen und 97 (V2-12) bzw. 21 (V2-11) mg/g TS Boden für die kombiniert physikalisch/biologisch betriebenen Säulen (Abb. 5-19 a). Unterhalb von 2 cm Tiefe sind Feinpartikelkonzentrationen von nur wenigen mg/g TS Boden für alle Mittelsand-Säulen zu verzeichnen. Die Partikelgrößenverteilung der Feinpartikelfraktion für die höher belasteten Säulen V2-9 und V2-12 zeigt Abb. 5-19 b und c. Es ist zu beobachten, dass die Korngrößen der Feinpartikel für V2-9 mit zunehmender Tiefe größer werden, während sie für V2-12 mit zunehmender Tiefe tendenziell feiner werden. Ein ähnliches Verhalten zeigt sich bei den im Anhang A.3 dargestellten niedriger belasteten Säulen V2-8 und V2-11.

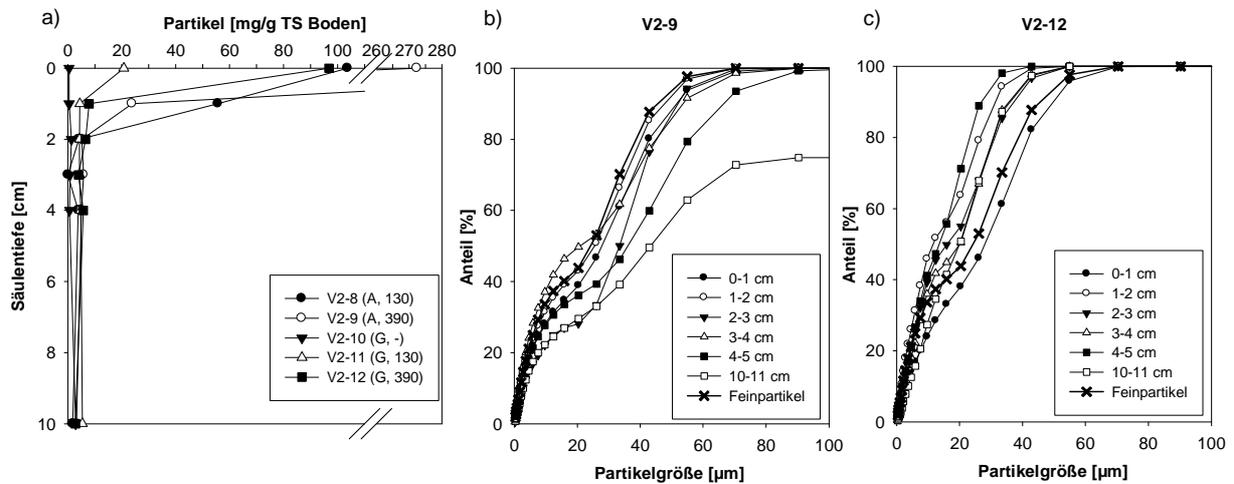


Abb. 5-19: Partikelverteilung in den Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2. a) Partikelmengen im Säulenprofil für alle Filtersäulen, b) Partikelgrößenverteilung für die hoch belastete und physikalisch betriebene Säule, c) Partikelgrößenverteilung für die hoch belastete und kombiniert physikalisch/biologisch betriebene Säule.

5.4 Stoffliche Umsetzungsprozesse

5.4.1 Kohlenstoff- und Ammoniumrückhalt in Abhängigkeit vom Filtermaterial

Das Verhalten bezüglich des Kohlenstoff- und Ammoniumrückhalts in den Experimenten der Versuchsreihe 2 wurde in Abhängigkeit vom Filtermaterial untersucht.

In den **Grobsand-Säulen** war zu Anfang nahezu kein Rückhalt des DOC zu beobachten, bis an Versuchstag 22 deutliche Rückhalte zwischen 10 % und 40 % zu verzeichnen waren. Nicht zu erklären ist die große Diskrepanz zwischen den gemessenen DOC-Rückhalteleistungen der Säulen an Versuchstag 22 und 30. So weisen die ohne Partikel betriebene Säule V2-4 und die mit hoher Partikelfracht beaufschlagte Säule V2-6 mit Werten zwischen 20 und 40 % weitaus höhere Rückhalteleistungen auf als die mit geringer Partikelfracht betriebene Säule V2-5 mit Rückhaltewerten von ca. 10 %. An Versuchstag 38 pendelten sich die Rückhaltewerte in allen drei Säulen jedoch wieder auf ca. 10 % ein. Ab diesem Zeitpunkt stiegen die DOC-Rückhalteleistungen für alle Säulen stetig an, mit deutlich steilerer Steigung für die mit Partikeln beauf-

schlagten Säulen V2-5 und V2-6 (Abb. 5-20 a). Die maximalen DOC-Rückhaltewerte wurden bei allen Säulen am Tag des Ausbaus gemessen, was vermuten lässt, dass sich die Leistungsfähigkeit bezüglich des DOC-Rückhalts bei längerer Versuchsdauer noch steigern ließe.

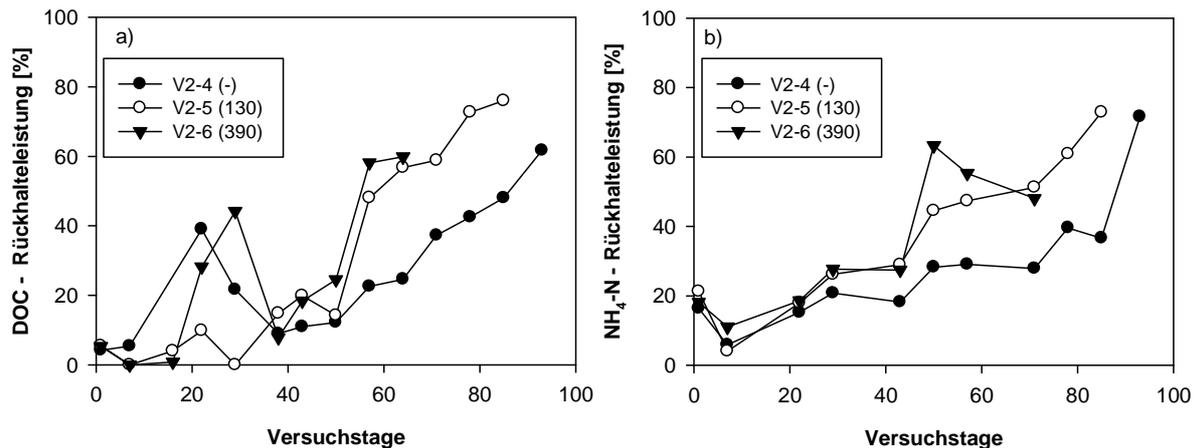


Abb. 5-20: DOC- und Ammonium-Rückhalteleistungen in den mit Glucose-Abwasser betriebenen Grobsand-Säulen der Versuchsreihe 2 (V2). Die Werte in Klammern zeigen die Feinpartikelmengen in mg/L an.

Abgesehen von einem anfänglichen Rückgang der Ammonium-Stickstoff-Rückhalteleistung von 20 auf 10 % nahm diese im weiteren Versuchszeitraum stetig zu. Dabei verliefen die Ganglinien für den NH₄-N Rückhalt für alle Säulen bis zum 30. Versuchstag nahezu identisch. Danach stiegen die Werte für die partikelbeaufschlagten Säulen schneller als für die reine Glucose-Säule V2-4. Den Maximalwert von etwas über 60 % erreichte die mit hoher Partikellast beaufschlagte Säule V2-6 am 50. Versuchstag, während die Maxima der beiden anderen Säulen jeweils mit ca. 70 % am Versuchsende gemessen wurden (Abb. 5-20 b).

Bei den **Mittelsand-Versuchen** zeigten alle Säulen bis zum 12. Versuchstag einen ähnlichen Verlauf bezüglich der DOC-Rückhalteleistungen im Bereich zwischen 20 % und 30 % (Abb. 5-21 a). Anschließend war jedoch der Anstieg der mit hoher Partikelfracht beaufschlagten Säule V2-12 deutlich steiler als bei der reinen Glucose-Säule V2-10 und der mit geringerer Partikelfracht betriebenen Säule V2-11. Der gemessene

Maximalwert der Säule V2-12 betrug am 26. Versuchstag 69 %. Für V2-12 fanden keine weiteren Analysen statt. Säule V2-10 und V2-11 erfuhren ab dem 20. Versuchstag deutliche Anstiege in den DOC-Rückhalteleistungen. Das Maximum erreichten beide Säulen am 47. Versuchstag mit 79 % für V2-10 und 62 % für V2-11. Bei der letzten Messung vor dem Ausbau am 55. Versuchstag gingen die Rückhalteleistungen beider Säulen gegenüber dem Maximalwert um etwa 15 % zurück.

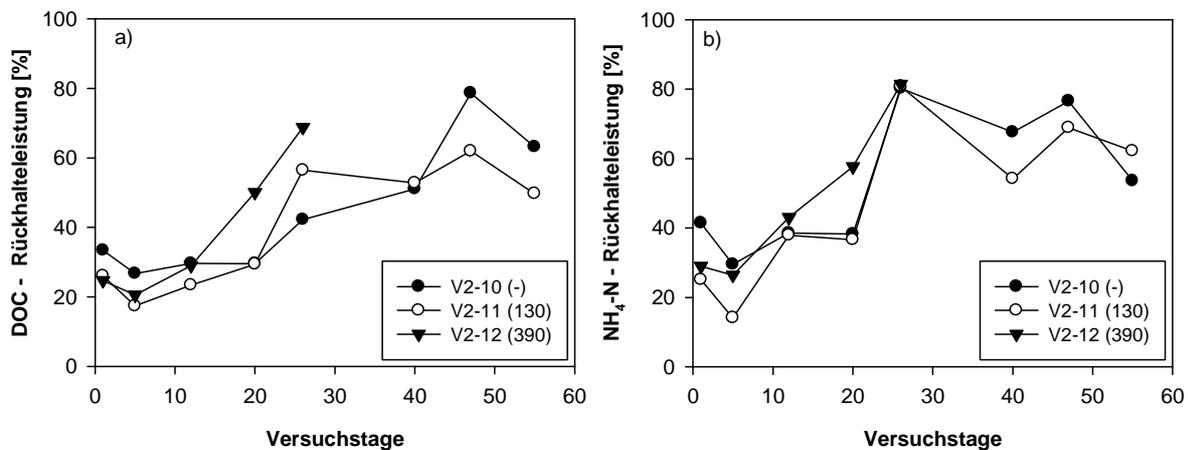


Abb. 5-21: DOC- und Ammonium-Rückhalteleistungen in den mit Glucose-Abwasser betriebenen Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2 (V2). Die Werte in Klammern zeigen die Feinpartikelmengen in mg/L an.

Alle Mittelsand-Säulen zeigten im Versuchszeitraum einen ähnlichen Verlauf bezüglich des Ammonium-Rückhaltevermögens (Abb. 5-21 b). Nach anfänglich abnehmender Tendenz bis etwa zum 5. Versuchstag auf Werte zwischen 15 und 30 % stieg das NH₄-N Rückhaltevermögen in allen Säulen bis auf den exakt gleichen Maximalwert von 80 % an Versuchstag 26. Im weiteren Verlauf des Versuches zeigten die Werte einen abnehmenden Trend mit etwa 60 % Rückhalteleistung für die Säulen V2-10 und V2-11 kurz vor deren Ausbau an Versuchstag 55. Für V2-12 konnte die Entwicklung der Ammoniumwerte nach Erreichen des Maximums nicht weiter verfolgt werden, da die Säule kurz darauf ausgebaut wurde.

Die DOC-Eliminationsraten in den **Fein-/Mittelsand**-Versuchen lagen anfänglich zwischen 30 und 45 % (Abb. 5-22 a). Diese blieben bei der partikelfreien (V2-16) und

bei der mit geringer Partikelfracht betriebenen Säule (V2-17) bis zur Messung am 14. Versuchstag auf diesem Niveau, während bei der mit hoher Partikelfracht betriebenen Säule V2-18 bereits zwischen dem 8. und 14. Versuchstag ein deutlicher Anstieg der Werte zu verzeichnen war. Der Maximalwert für V2-18 wurde mit 70 % an Versuchstag 14 gemessen. Die Säule wurde kurz darauf demontiert. Die maximal gemessenen DOC-Rückhalteleistungen erreichte die Säule V2-16 mit 62 % an Versuchstag 30 und die Säule V2-17 mit 92 % an Versuchstag 37. Für V2-16 konnte an Versuchstag 37 kein Wert ermittelt werden, so dass unklar bleibt, ob die maximale DOC-Rückhalteleistung von V2-16 eine ähnliche Größenordnung wie bei V2-17 erreicht hätte. Gegen Ende des Experimentes waren die DOC-Eliminationsraten für beide Säulen rückläufig.

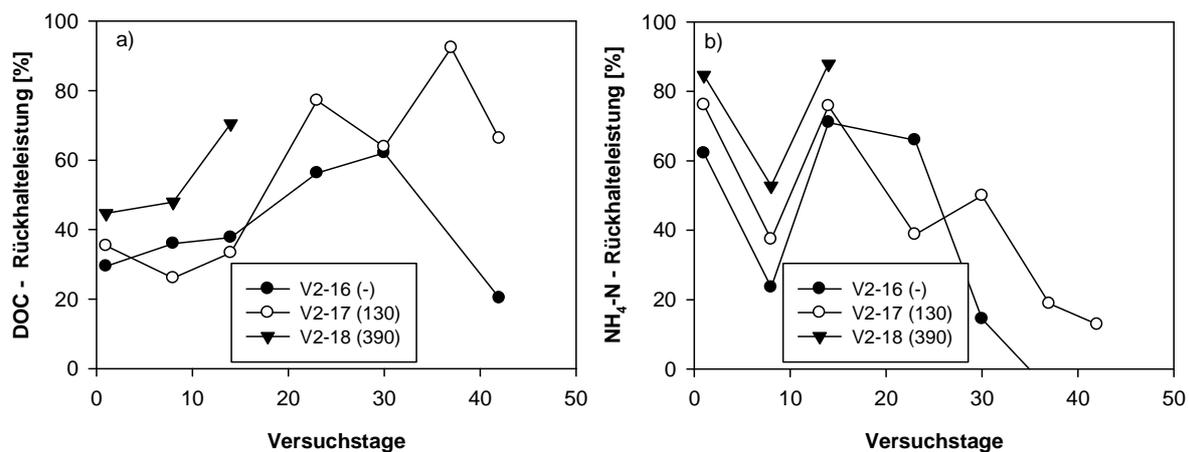


Abb. 5-22: DOC- und Ammonium-Rückhalteleistungen in den mit Glucose-Abwasser betriebenen Fein-/Mittelsand-Säulen der Versuchsreihe 2 (V2). Die Werte in Klammern zeigen die Feinpartikelmengen in mg/L an.

Die Tendenz in den Fein-/Mittelsand-Säulen bezüglich des Ammonium-Rückhaltes war bei allen Betriebsarten gleich: Maximaler Rückhalt zu Beginn des Versuches, gemessene mittlere Rückhalteleistungen an Versuchstag 7, erneuter Anstieg auf maximales Niveau an Versuchstag 14 mit anschließender stetiger Abnahme der Rückhalteleistungen mit teilweise negativem Wirkungsgrad an Versuchstag 42. Mit zunehmender Feinpartikelkonzentration im Abwasser wurden auch höhere Ammonium-Rückhalteleistungen beobachtet. Die Maximalwerte lagen in der Reihenfolge partikel-

frei, geringe Partikelkonzentration, hohe Partikelkonzentration bei etwa 65 %, 75 % und 85 % (Abb. 5-22 b).

5.4.2 Dynamik des Stickstoffumsatzes

Die zeitliche Entwicklung sowie die Höhe der Nitrifikationsleistungen in Abhängigkeit von Filtermaterial und Abwasserart war ein Teilaspekt der Säulenexperimente der Versuchsreihe 1. Anhand der Messung der beteiligten Stickstoffparameter $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ konnte für alle betrachteten Säulen der Nitrifikationsverlauf dargestellt werden. Abb. 5-23 zeigt die Entwicklung der Stickstoffparameter in den hoch belasteten Säulen der Versuchsreihe 1.

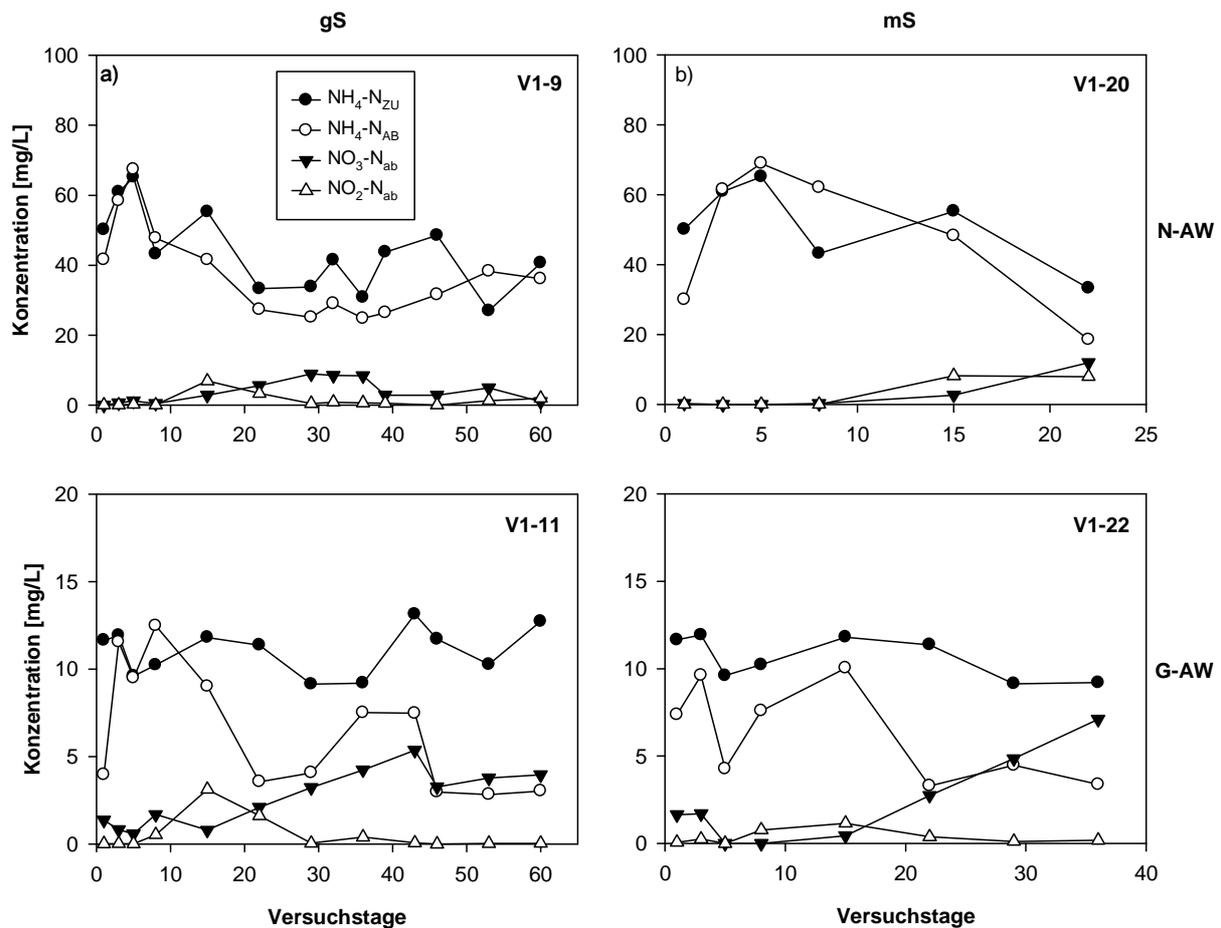


Abb. 5-23: Verlauf der Nitrifikation in den hydraulisch hoch belasteten Säulen der Versuchsreihe 1. (gS = Grobsand; mS = Mittelsand; N-AW = reales Abwasser; G-AW = Glucose-Abwasser).

Der Stickstoff im Zulauf bestand im Wesentlichen aus Ammonium mit Durchschnittskonzentrationen von ca. 15 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ für die mit Glucose betriebenen und ca. 45 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ für die mit realem Abwasser betriebenen Säulen. In den ersten Versuchstagen waren die Werte für die Ammonium-Ablaufkonzentrationen in etwa gleich denen der Zulaufkonzentrationen. Zwischen dem 5. und 8. Versuchstag setzte in allen Säulen Nitrifikation ein, wobei anfangs Nitrit als Zwischenprodukt gegenüber Nitrat dominierte. Zwischen dem 15. und 20. Versuchstag überstieg die Nitratkonzentration die Nitritkonzentration in den Abläufen und nach etwa 30 Tagen war kein Nitrit in den Abläufen mehr nachzuweisen, während die Nitratbildung weiter voranschritt. In diesem Zeitraum konnte der eingetragene Ammonium-Stickstoff im Wesentlichen als Summe der Stickstoffkomponenten $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ im Ablauf wiedergefunden werden. Insbesondere bei den länger betriebenen Grobsand-Säulen ging diese Bilanzgleichung im weiteren Versuchsverlauf jedoch nicht mehr auf. Beispielsweise wurde bei der hoch belasteten Glucose-Säule V1-11 zwischen dem 45. und 60. Versuchstag nur noch etwa 60 % des eingetragenen Stickstoffs im Ablauf wiedergefunden. Die Konzentrationsverläufe für die niedrig belasteten Säulen sind Anhang A.4 zu entnehmen.

5.5 Sauerstoffmessungen in Versuchsreihe 3

In der Versuchsreihe 3 wurden in einer Mittelsand-Filtersäule kontinuierliche In-situ-Sauerstoffmessungen mittels Optodentechnik durchgeführt. Die Messungen hatten zum Ziel, die Sauerstoffsättigungen im Tiefenprofil der Filtersäule zu unterschiedlichen Versuchszeitpunkten festzustellen, um daraus Veränderungen der O_2 -Transport- und Umsatzmechanismen mit zunehmender Versuchsdauer abzuleiten. Sauerstoffbilanzen mit absoluten Sauerstoffgehalten während einzelner Beaufschlagungszyklen werden in Kap. 5.7 vorgestellt. Im Folgenden sind die mittels Optodenmessung gewonnenen Graphen mit jeweils 10-15 Einzelwerten pro Stunde hinterlegt.

5.5.1 Diffusionsverhalten des Filtermaterials

Zu Beginn der Versuchsreihe 3 wurde für die neu montierte Bodensäule das Diffusionsverhalten des Filtermaterials bezüglich Luftsauerstoff ermittelt. Hierfür wurde so lange reiner Stickstoff in die Säule geleitet, bis alle Bodenporen Stickstoff-gesättigt waren und kein Sauerstoff mehr messbar war. Daraufhin wurde die Begasung eingestellt und die Säule dem atmosphärischen Einfluss überlassen. Gleichzeitig wurde ab diesem Zeitpunkt die Sauerstoffentwicklung in den Tiefenstufen 1, 2, 5, 10, 20 und 34 cm aufgezeichnet (Abb. 5-24 a).

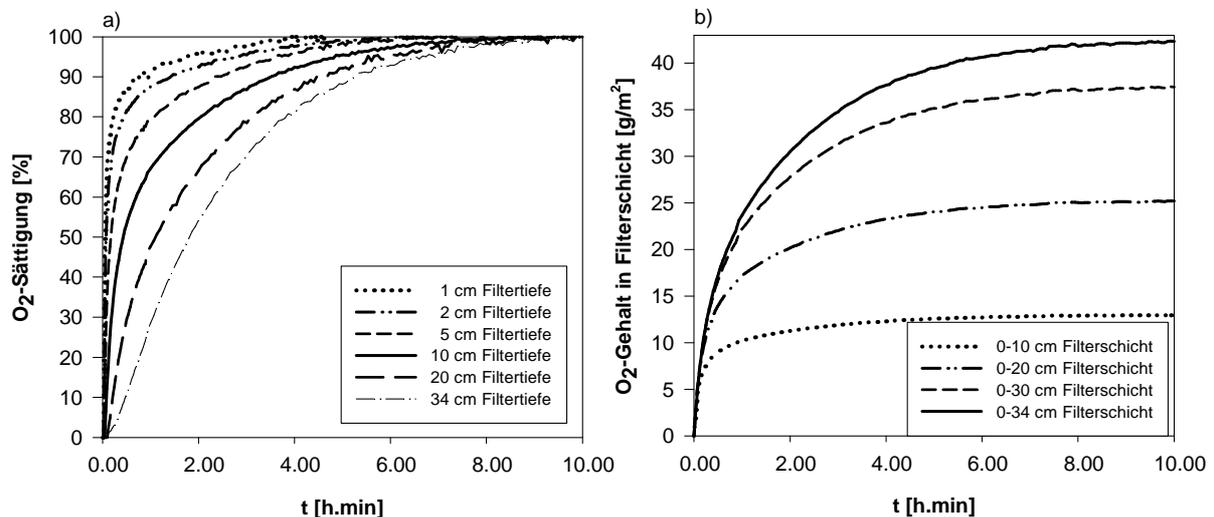


Abb. 5-24: Sauerstoff-Diffusion in die Bodensäule. Darstellung als a) O₂-Sättigung in unterschiedlichen Filtertiefen und b) als O₂-Eintrag in verschiedene Filterschichten und bezogen auf 1 m² Filterfläche.

Der Ablauf der Säule wurde für das Experiment durch einen Gummistopfen luftdicht verschlossen, da ausschließlich die Diffusion durch die Säulenoberfläche betrachtet werden sollte. Die Messungen zeigten, dass nach etwa 9 Stunden in allen Tiefenstufen die Sauerstoffsättigung wieder den Ausgangswert von 100 % erreichte.

Die Ermittlung der eingetragenen Sauerstoffmengen erfolgte in 1 cm Schichten durch Multiplikation der gemessenen Sauerstoff-Sättigungswerte mit dem Bodenluftanteil (44 % des Gesamt-Bodenvolumens) und dem Sättigungswert von 278 mg O₂/L Luft. Die Werte zwischen den gemessenen Werten wurden linear interpoliert. Abb. 5-24 b zeigt den O₂-Eintrag durch Diffusionstransport für die Schichten 0-10 cm, 0-20 cm, 0-

30 cm und 0-34 cm – bezogen auf 1 m². Für die Schicht 0-34 cm, die nahezu die gesamte Filterschicht repräsentiert, wurde der Sauerstoff-Gasfluss zu unterschiedlichen Zeitpunkten bestimmt (Abb. 5-25). Demnach herrscht zu Beginn des Diffusionseintrages ein maximaler Sauerstoff-Gasfluss von etwa 25 mg/(m²s) in den Filter. Der Sauerstoff-Gesamteintrag bis zum Zeitpunkt der Vollsättigung betrug etwa 43 g O₂/m².

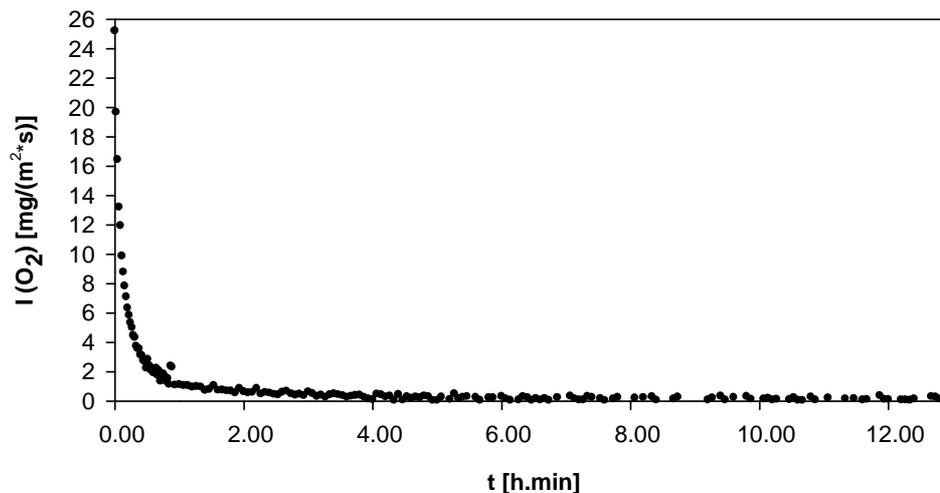


Abb. 5-25: Diffusionsverhalten des Filtermaterials anhand des Gasflusses.

5.5.2 Sauerstoffentwicklung im Tagesgang nach einer Beaufschlagung

Den qualitativen Verlauf der Sauerstoffsättigungskurve während eines Beaufschlagungszyklus zeigt Abb. 5-26. Der Zyklus – der einem Tagesgang entspricht – ist gekennzeichnet durch 3 Phasen, die jeweils durch charakteristisches Verhalten bezüglich der Sauerstoffsättigungswerte auffallen.

Direkt nach der Beschickung der Säule beginnt die **Sickerphase**, in der von einem teilgesättigten Fluss im Filterkörper auszugehen ist. Hierbei ist ein Absinken der Sauerstoffwerte in der Säule vom Ausgangswert mit ± 100 % Sauerstoffsättigung auf ein Minimum (Min. 1), welches in Abhängigkeit von der Versuchsdauer nach unterschiedlicher Zeit und mit sich ändernden Werten auftritt, zu beobachten. Das Absinken der Werte wird auf Sauerstoffzehrung durch mikrobielle Umsatzprozesse und Austrag durch sich aufsättigendes Sickerwasser zurückgeführt. Nachdem das Abwasser

vollständig versickert ist, wird Luftsauerstoff durch Konvektionstransport (siehe Kap 3.5.1) in die Säule eingetragen, wodurch der Sauerstoffsättigungswert nach kurzer Zeit annähernd wieder das Niveau vor der Beaufschlagung erreicht (Max. 1).

Ab diesem Zeitpunkt ist eine stetige Abnahme des Sauerstoffgehaltes zu beobachten, was auf die Sauerstoffzehrung durch Umsetzungsprozesse zurückzuführen ist. In dieser **Zehrungsphase** ist der Sauerstoffverbrauch größer als der Sauerstoffnachschub durch Diffusion. Nach Erreichen eines weiteren Sauerstoff-Minimalwertes (Min. 2) beginnt der Sauerstoffgehalt wieder zu steigen – die Säule wird wiederbelüftet.

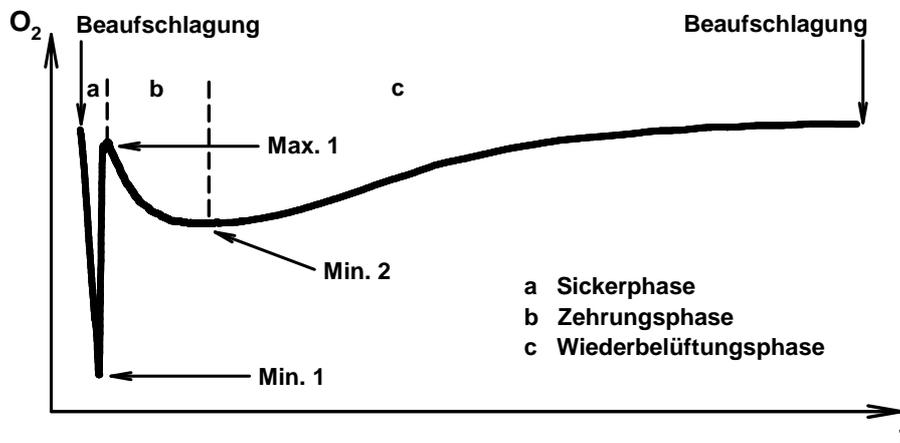


Abb. 5-26: Qualitativer Verlauf der Sauerstoffsättigungskurve während eines Beaufschlagungszyklus.

Während der **Wiederbelüftungsphase** ist der Diffusionseintrag von Sauerstoff in die Säule größer als die Sauerstoffzehrung. Bei ausreichender Wiederbelüftungszeit steigt der Sauerstoffgehalt wieder auf das Ausgangsniveau, bevor die nächste Beaufschlagung beginnt.

5.5.3 Einfluss verschiedener Entwicklungsstadien auf die Sauerstoffsättigung

Exemplarisch für den gesamten Versuchszeitraum der Versuchsreihe 3 wird im Folgenden die Entwicklung der Sauerstoff-Tagesgänge für die Versuchstage 2, 21 und 50 vorgestellt. Dabei ist die Auswahl der zu betrachtenden Versuchstage anhand des Entwicklungsstadiums der Bodensäule getroffen worden. Versuchstag 2 steht für ein Initialstadium mit kaum vorhandener mikrobieller Umsetzung, Versuchstag 21 für

eine etablierte Biozönose bei nur geringen Kolmationserscheinungen und Versuchstag 51 für ein Stadium erhöhter Kolmation.

5.5.3.1 Sickerphase

Abb. 5–27 zeigt den Verlauf der Sauerstoff-Kurven aller Tiefenstufen an den Versuchstagen 2, 21 und 50. Deutlich ist deren unterschiedliche Ausprägung während der Betriebsphasen eines Beaufschlagungszyklus an den verschiedenen Versuchstagen zu erkennen. Insbesondere die Kurven der Messungen in 34 cm Tiefe zeigen einen grundsätzlich anderen Verlauf als die Kurven in den darüber liegenden Schichten. Dieses Verhalten ist darauf zurückzuführen, dass sich die Optode in 34 cm Tiefe im Bereich des Kapillarsaums befindet, in dem von einer Wassersättigung und damit verbundener stark verlangsamter Sauerstoffdiffusion auszugehen ist.

In der Sickerphase zeigt sich für Tag 2 und 21 eine ähnliche Entwicklung der Sauerstoffwerte (Abb. 5–27 a, b). Unmittelbar nach der Beaufschlagung sinken die Werte hierbei in 1 cm und 2 cm Tiefe innerhalb weniger Minuten auf ein Minimum (Min. 1) von etwa 20–30 % Sauerstoffsättigung und verbleiben auf diesem Niveau, bis sich der Säulenzulauf nach etwa 30 Minuten geleert hat. Während des anschließenden konvektiven Sauerstoffeintrags steigen die Werte schlagartig in etwa wieder auf das Ausgangsniveau.

Die Messungen in 5 cm und 10 cm Tiefe zeigen in der Sickerphase eine langsamere Abnahme der Sauerstoffwerte, die noch im Fallen begriffen waren, als Luftsauerstoff konvektiv nachgeliefert wurde. Weiter fällt auf, dass an VT 2 die Sauerstoffsättigungswertewerte in 10 cm Tiefe gegenüber den 5 cm-Werten um etwa 20 % erhöht sind, während sie an VT 21 für beide Tiefenstufen nahezu identisch sind. Der Sauerstoffgradient beim Wiederanstieg erwies sich in 5 cm Tiefe ähnlich scharf wie in den obersten 2 cm der Filterschicht. In 10 cm jedoch vergingen mehrere Minuten, bis der Sauerstoffwert auf das Max. 1 gestiegen war, welches mit etwa 80 % Sauerstoffsättigung deutlich unter dem Ausgangsniveau lag.

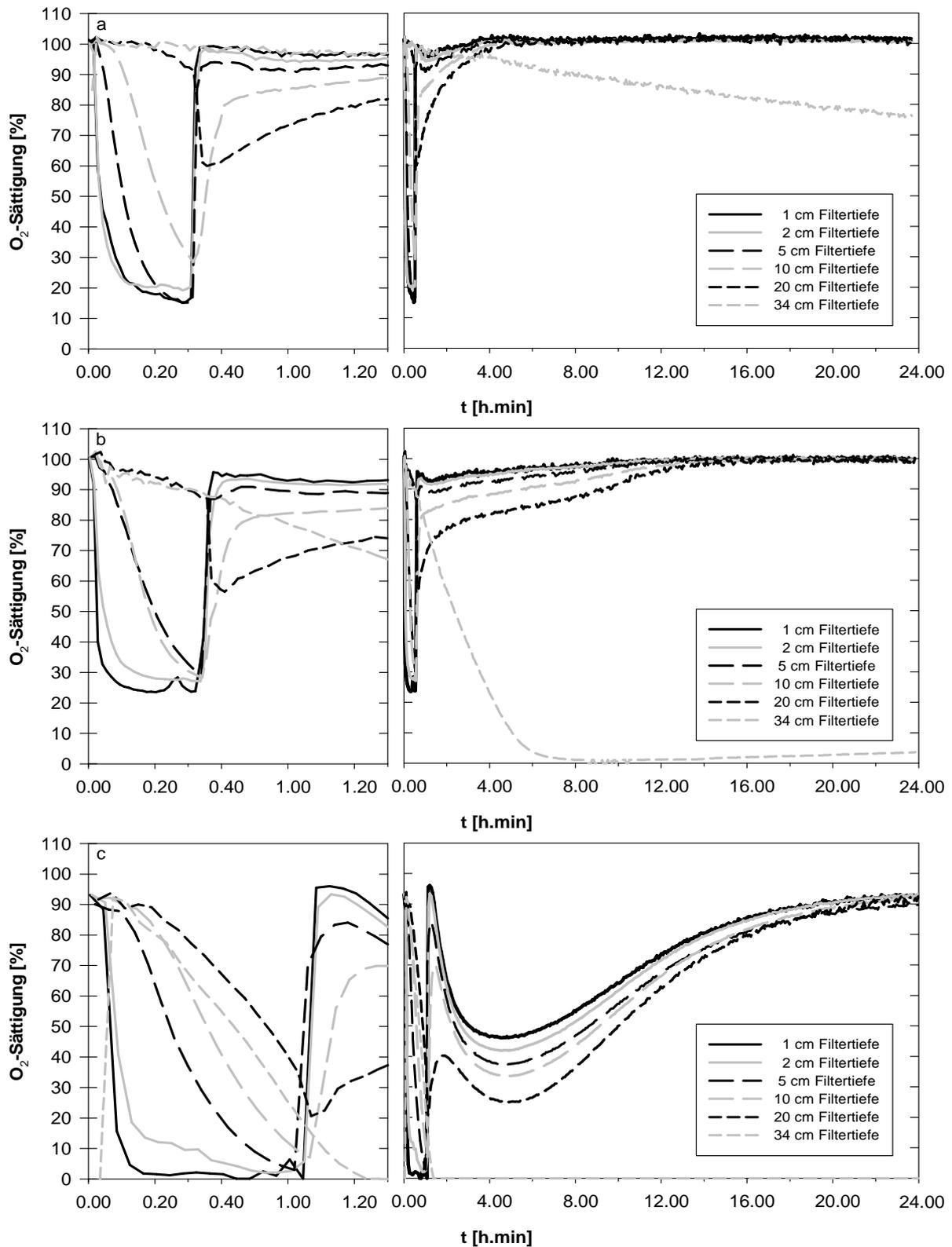


Abb. 5-27: Sauerstoffentwicklung in der Versuchssäule für Versuchstag 2 (a), 21 (b) und 50 (c). Der jeweils linke Teil der Schaubilder zeigt zur besseren Darstellung der Sickerphase einen Ausschnitt der ersten 90 min der Beaufschlagung in zeitlich hoch aufgelöster Form.

Die Messungen in 20 cm Tiefe zeigten für dieselben Versuchstage ein grundsätzlich anderes Verhalten der Sauerstoffentwicklung als in den Schichten bis 10 cm Tiefe. Der anfängliche Rückgang der Sauerstoffwerte war deutlich langsamer und geringer, so dass der Sauerstoffgehalt noch bei 90 % Sättigung lag, als der Säulenzulauf leer lief und konvektiver Sauerstofftransport einsetzte. Im Gegensatz zur sprunghaften Zunahme des Sauerstoffs in den oberen Filterschichten wurde in 20 cm Tiefe jedoch zu diesem Zeitpunkt eine sprunghafte Abnahme der Sauerstoffgehalte auf 60 % Sättigung gemessen. Bei den Messungen in 34 cm Tiefe nahmen die Werte während der Sickerphase an VT 2 nur marginal um ca. 2-3 % ab, an VT 21 war die Abnahme mit 12 % etwas höher. Auf die Sauerstoffsättigungswerte in 34 cm Tiefe hatte das Einsetzen des konvektiven Sauerstofftransportes keine Auswirkungen. Die Entwicklung der Sauerstoffsättigungen setzte sich mit gleicher Abnahmerate in der Zehrungs- und Wiederbelüftungsphase fort.

Die Sickerphase an VT 50 dauerte mit etwas mehr als einer Stunde doppelt so lange wie an VT 2 und VT 21. Die Sauerstoffwerte folgten in allen Tiefen einem qualitativ ähnlichen Verlauf wie an Versuchstag 2 und 21. Im Vergleich vollzog sich die Sauerstoffabnahme vom Ausgangsgehalt bei etwa 90-95 % Sättigung auf Min. 1 in den Tiefen 1, 2, 5 und 10 cm jedoch etwas langsamer, in 20 cm und 34 cm Tiefe hingegen schneller als an den beiden anderen Versuchstagen. Mit etwas über 0 % Sauerstoffsättigung bei den Messungen bis 10 cm Tiefe und ca. 20-25 % Sauerstoffsättigung in 20 cm und 34 cm Tiefe waren die Min. 1-Werte deutlich niedriger als bei den Messungen an Tag 2 und 21. Auffällig ist, dass die Werte in 34 cm Tiefe niedriger lagen als in 20 cm, was nicht dem bis dahin beobachteten Trend – mit zunehmender Tiefe höhere Sauerstoffwerte – entsprach. Das Erreichen der Maximalwerte nach Leerlaufen des Zulaufbehälters erfolgte mit einem weniger ausgeprägten Gradienten als an den Versuchstagen zuvor. Mit zunehmender Tiefe wurde der Sauerstoffgradient immer flacher. Bei Max. 1 wurde das Sauerstoff-Ausgangsniveau lediglich bei den Messungen in den obersten 2 cm erreicht; Tiefenstufe 5 cm mit 80 %, 10 cm mit 70 % und 20 cm mit 40 % Sauerstoffsättigung lagen deutlich darunter.

5.5.3.2 Zehrungs- und Wiederbelüftungsphase

An Versuchstag 2 (VT 2) war lediglich ein minimaler Rückgang der Sauerstoffwerte in der Zehrungsphase zu verzeichnen. Demnach blieben die gemessenen Werte in 1 cm, 2 cm und 5 cm Tiefe – die ja schon bei Max. 1 annähernd das Ausgangsniveau erreicht hatten – in etwa stabil bei 100 % Sättigung bis zur nächsten Beaufschlagung. Der Ausgangsgehalt an Sauerstoff in 10 cm und 20 cm Tiefe nach der Sickerphase lag mit 80 % bzw. 60 % Sättigung deutlich unter dem Niveau vor der Beaufschlagung, stieg jedoch nach der Sickerphase innerhalb von etwa 4,5 Stunden kontinuierlich bis auf Ausgangsniveau von 100 % Sättigung wieder an (Abb. 5–27 a). Der kontinuierliche Rückgang der 34 cm-Werte setzte sich in der Zehrungs- und Wiederbelüftungsphase nahezu linear weiter fort, so dass der Sättigungswert kurz vor der nächsten Beaufschlagung etwa 75 % betrug.

Am 21. Versuchstag waren die Sauerstoffwerte nach der Sickerphase und einer kurzen Zehrungsphase in allen Tiefenstufen merklich niedriger als die Ausgangswerte. In den Messpunkten oberhalb 5 cm betrug die Sauerstoffsättigung etwa 90 %, in den Stufen darunter etwa 80 % für 10 cm und 60 % für 20 cm. Die Wiederbelüftungszeit bis zur 100 %-Sättigungsmarke war gegenüber den Werten an Tag 2 bzw. denen der Diffusionsversuche zu Anfang der Versuchsreihe deutlich erhöht (vgl. Kap. 5.5.1). Sie betrug je nach Tiefenstufe zwischen 9 und 14 Stunden (Abb. 5–27 b). In 34 cm Tiefe nahm der Sauerstoffgehalt stetig ab, so dass 8 Stunden nach dem Beaufschlagungsbeginn kein Sauerstoff mehr nachzuweisen war. Trotz anschließenden leichten Wiederanstiegs blieben die Werte bis zur nächsten Beaufschlagung unter 3 % Sättigung.

Kurz nach der Sickerphase war in 34 cm Tiefe an Versuchstag 50 kein Sauerstoff mehr nachweisbar, was sich bis zur folgenden Beaufschlagung nicht änderte. Die Max. 1-Sauerstoffwerte lagen für die tiefer liegenden Messpunkte ab 5 cm nochmals etwas niedriger als am Versuchstag 21. Für 1 cm und 2 cm Tiefe waren sie vergleichbar zu VT 21 (Abb. 5–27 c)

In der Zehrungsphase war ein sehr starkes Abfallen der Werte in allen Tiefenstufen bis 20 cm zu beobachten. Die einzelnen Kurven verliefen dabei analog zueinander und

erreichten etwa 4,5 Stunden nach Beaufschlagungsbeginn jeweils den Minimalwert (Min. 2). Min. 2 betrug in der obersten Schicht bei 1 cm 46 % und in der untersten gemessenen Schicht bei 20 cm 25 % Sauerstoffsättigung, während die Werte der anderen Messpunkte sich dazwischen bewegten. Nach Durchschreiten von Min. 2 setzte in allen Tiefenstufen die Wiederbelüftungsphase mit stark zunehmenden Sauerstoffwerten ein. Der Sauerstoffeintrag erfolgte bis zur 80 %-Sättigungsmarke deutlich schneller als darüber hinaus. So dauerte das Erreichen der 80 %-Marke im Durchschnitt etwa 10 Stunden ab Durchschreiten von Min. 2, das Ansteigen um die restlichen 10 % bis zum Erreichen des Ausgangsniveaus bei 90 % Sättigung jedoch noch einmal die gleiche Zeit (Abb. 5–27 c).

5.6 Stoffstrombilanzen in Versuchsreihe 3

Zur Quantifizierung der Stoffströme und der stofflichen Umsatzraten während eines Beaufschlagungsintervalls wurde innerhalb der Versuchsreihe 3 eine 4-tägige Messkampagne (Versuchstag 133-136) durchgeführt, in der die Versuchssäule bei unterschiedlichen Randbedingungen betrieben wurde. Die tägliche Beaufschlagungsmenge betrug jeweils 5,3 L (= 690 mm). Zu Beginn der Kampagne an Versuchstag 133 und nach 5-tägiger Betriebspause zuvor wurde die Säule mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ beaufschlagt, welches mit CaCl, KCl und NaCl im Konzentrationsbereich des Karlsruher Trinkwassers versetzt wurde. Durch diese Maßnahme sollte möglichen Dispergierungserscheinungen im Biofilm durch Herauslösen von strukturstärkenden Kationen entgegengewirkt werden. An Versuchstag 134 und 135 fand die Beaufschlagung mit Abwasser statt, wobei an Versuchstag 135 nach Durchsickern des Abwassers der Säulenzulauf luftdicht verschlossen wurde, um die Wiederbelüftung zu unterbinden. Schließlich wurde die Säule an Versuchstag 136 noch einmal mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ beaufschlagt. Bei den Beaufschlagungen mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ an Versuchstag 133 und 136 wurde die Säule nach Durchsickern des Wassers mit N_2 befüllt, um das Diffusionsverhalten des Luftsauerstoffs zu betrachten. Während der Messkampagne wurden neben den kontinuierlichen Sauerstoffmessungen die chemischen Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Zu- und Ablauf gemessen. Die Ablaufproben wurden in 4 Fraktionen genommen, die sich aus

den Mischproben der Ablaufmengen von (in Klammern die Bezeichnung der Probe) 0-0,5 L (M 0,5); 0,5-1 L (M 1); 1-4 L (M 4) und 4-5 L zusammensetzten. Die letzten 300 mL des Ablaufes wurden aufgrund der unverhältnismäßig langen Auffangzeit nicht beprobt und gingen mit den gleichen Konzentrationswerten wie die 4-5 L Probe (\rightarrow Probe M 5 = 4-5,3L) in die weiteren Betrachtungen ein.

5.6.1 Organische Kohlenstoffverbindungen

Die Quantifizierung der organischen Kohlenstoffverbindungen erfolgte über den Parameter CSB. Abb. 5-28 zeigt die gemessenen CSB-Konzentrationen an den Versuchstagen 133-136 für die Zulauf- und die fraktionierten Ablaufproben. Für die Beaufschlagungen mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ an Tag 133 und 136 traten in der Ablauf-Mischprobe 0-0,5 L hohe CSB-Konzentrationen auf. Die Konzentration an Versuchstag 133 war hierbei mit etwa 70 mg O_2/L etwa doppelt so hoch wie die gleiche Probe an Versuchstag 136. An beiden Versuchstagen wurden ab den 0,5-1 L-Mischproben für alle weiteren Proben nur noch sehr geringe CSB-Konzentrationen < 10 mg O_2/L festgestellt.

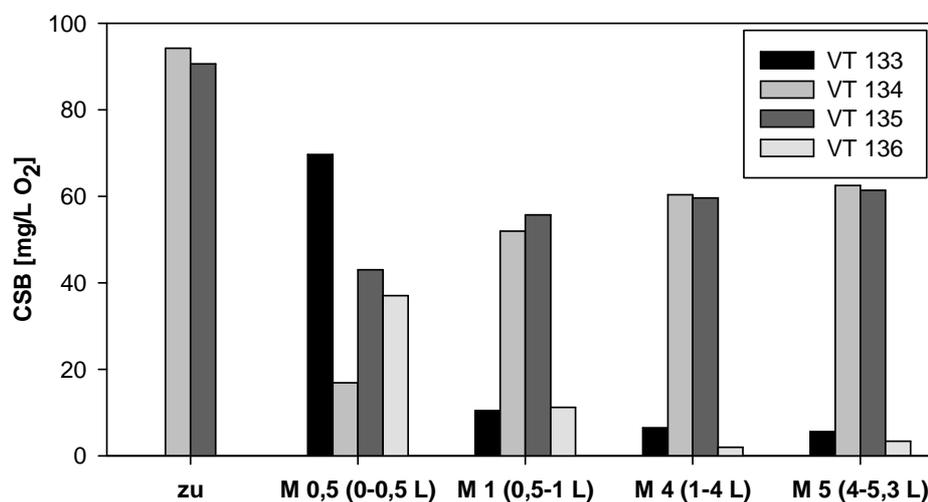


Abb. 5-28: CSB-Konzentrationen in Zu- und Abläufen an Versuchstagen 133-136. Den Probenbezeichnungen M 0,5; M 1; M4; M5 ist in Klammern die entsprechende Ablauffraktion in Litern zugeordnet.

Die CSB-Zulaufkonzentrationen des Abwassers bei den Beaufschlagungen an VT 134 und VT 135 waren fast identisch und lagen bei ca. 90 mg O_2/L . Auch die Abläufe

wiesen, abgesehen von der 0-0,5 L Mischprobe, nahezu identische Werte auf. In der 0-0,5 L-Mischprobe lagen die CSB-Konzentrationen mit 18 mg O₂/L (VT 134) bzw. 38 mg O₂/L (VT135) deutlich unter denen der übrigen Ablaufproben, die sich bei etwa 60 mg O₂/L einpendelten (Abb. 5-28).

Der Konzentrationsverlauf in den Ablaufproben zeigt, dass die gefundenen CSB-Konzentrationen der 0-0,5 L Probe zu großen Teilen aus der vorhergehenden Beaufschlagung stammen müssen. Anders sind die anfänglich hohen CSB-Konzentrationen (Probe M 0,5) bei der Anwendung von H₂O_{dest} als Beaufschlagungsmedium an Versuchstag 133 und 136 nicht zu erklären. Da mit dem H₂O_{dest} kein organischer Kohlenstoff in das System eingebracht wird, handelt es sich demnach um einen Austrag von CSB aus der Säule. Der sehr hohe Ablaufwert von 70 mg O₂/L an VT 133 liegt deutlich über der Zulaufkonzentration von etwa 40 mg O₂/L der vorhergehenden Beaufschlagung an VT 128, so dass hier das einfache Ersetzen des vorhandenen Poren- und Kapillarwassers durch das neue Beaufschlagungswasser als einziger Mechanismus fraglich ist. Vermutlich trug auch der Biomasseabbau während der relativ langen Beaufschlagungspause von 5 Tagen zur CSB-Erhöhung in der 0-0,5 L Probe bei. Die CSB-Konzentrationen in Probe M 0,5 an VT 134 deuten auf eine Vermischung des aktuellen Beaufschlagungswassers mit dem vorhandenen Porenwasser hin, da das Porenwasser aufgrund der Beaufschlagung an VT 133 mit H₂O_{dest} CSB-frei sein müsste – und somit auch die M 0,5 Probe an VT 134. Trotz der nicht vollständig geklärten Mechanismen scheint es für die weiteren Bilanzbetrachtungen am plausibelsten, die M 0,5-Probe der jeweils vorhergehenden Beaufschlagung zuzuordnen. Abb. 5-29 zeigt die Bilanzräume für die Versuchstage 134 und 135. Hierbei ist die Zulaufkraft einer Beaufschlagung aus der rechteckigen Fläche mit den Seitenlängen Zulaufkonzentration (y-Achse) und Wasservolumen (x-Achse) zu entnehmen. Innerhalb dieser Gesamtfläche stellen die grauen Teilflächen die ausgetragenen und die weißen Teilflächen die zurückgehaltenen CSB-Frachten dar. Die Seitenlängen der rechteckigen Flächen sind maßstäblich aufgetragen. Zur besseren Vergleichbarkeit der Frachtbilanz mit Literaturangaben wurden die ermittelten Werte auf eine Filterfläche von 1 m² (Ermittlung durch Multiplikation der tatsächlichen Werte mit dem Faktor 130, der dem Verhältnis von 1 m² zur Filteroberfläche von 77 cm² entspricht) bezogen.

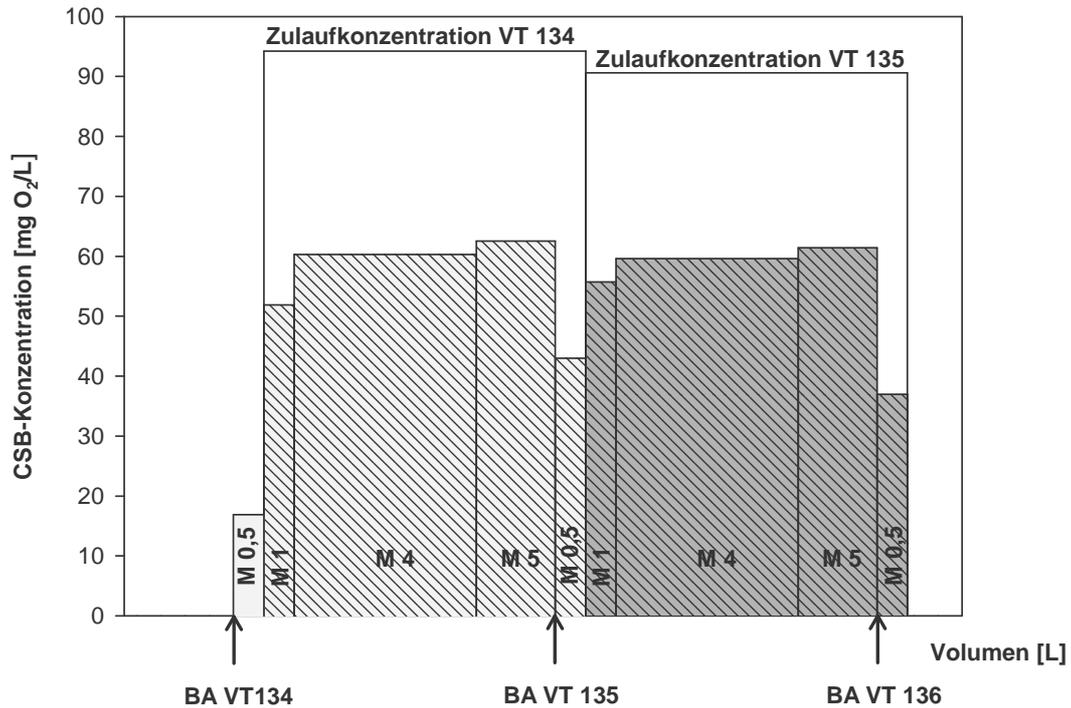


Abb. 5-29: CSB-Konzentrationen im Bilanzraum der Beaufschlagungen (BA) an VT 134 und VT 135.

Betrachtet man die daraus resultierenden CSB-Frachten, so ergibt sich für VT 134 eine Tagesfracht von etwa 65 g CSB/m² und ein täglicher Rückhalt von ca. 25 g CSB/m², was etwa 38 % Rückhalteleistung entspricht. Der für die aerobe Umsetzung dieser zurückgehaltenen CSB-Menge benötigte Sauerstoffbedarf liegt je nach Berechnungsgrundlage (0,7-1 g O₂/g CSB, Kap. 3.5.2) zwischen 17 und 25 g O₂/m². Die Frachten an VT 135 besitzen eine ähnliche Größenordnung wie an VT 134. Die genauen Werte sind in Tab. 5-4 zusammengestellt.

Tab. 5-4: CSB-Frachtrückhalt für die Versuchstage 134 und 135. Werte für Einzel-fractionen.

Versuchs- tag	zu [g O ₂ /m ²]	rück 0,5-1 L [g O ₂ /m ²]	rück 1-4 L [g O ₂ /m ²]	rück 4-5,3 L [g O ₂ /m ²]	rück 0-0,5 L [g O ₂ /m ²]	rück gesamt [g O ₂ /m ²]
134	64,90	2,75	13,22	5,36	3,33	24,66
135	62,42	2,27	12,09	4,93	3,48	22,78

5.6.2 Stickstoff

Die Bilanzierung des Stickstoffs erfolgte über die Messung des Ammonium-Stickstoffs sowie des Nitrat-Stickstoffs. Nitrit-Stickstoff wurde nicht betrachtet, da angenommen wurde, dass die Nitrifikation in der Säule vollständig bis zum Nitrat ablief. Ein Beleg dafür waren stichprobenartige Messungen des TNb, dessen Werte sich dabei immer in der Größenordnung der entsprechenden Summe von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ bewegten.

Bei der Beaufschlagung mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ an VT 133 konnte kein Ammonium im Ablauf festgestellt werden. Hingegen wurden sehr hohe Werte für Nitrat mit 62 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ in Probe M 0,5 und geringere Werte mit 13 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ in Probe M 1 nachgewiesen. Die weiteren Proben des Versuchstags 133 waren nahezu Nitrat-frei (Abb. 5-30). Diese Beobachtungen stützen die Ausführungen von Dittmer (2006), der die Nitrifikation in Bodenfiltern als streng zweistufigen Prozess ansieht mit den Teilschritten Sorption und Nitrifikation. Demnach stammt das gemessene Nitrat aus der vorhergehenden Beaufschlagung an Versuchstag 128, welches sich aus der Nitrifikation des sorbierten Ammoniums gebildet hat und zu Anfang der Beaufschlagung an VT 133 aus der Säule ausgetragen wurde.

Die Ammonium-Konzentration im Zulauf bei der Beaufschlagung an VT 134 lag etwas über 50 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$. Die Ablaufwerte zeigten kein Ammonium in Probe M 0,5 und geringe Werte in der Probe M 1. In den Proben M 4 und M 5 stieg die Konzentration deutlich an und lag jeweils auf gleichem Niveau bei etwas mehr als 40 mg/L. Nitrat war in geringen Mengen bis etwa 5 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ in den Proben M 0,5 und M 1 nachzuweisen, in den weiteren Proben jedoch nahezu nicht vorhanden. Theoretisch dürfte – wenn man die Annahme zugrunde legt, dass die Probe M 0,5 hauptsächlich der vorhergehenden Beaufschlagung zuzuordnen ist – kein Nitrat dort zu finden sein, da die Ablaufproben M 4 und M 5 der Beaufschlagung mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ an VT 133 Nitrat-frei waren. Vermutlich wurde ein geringer Teil des Ammoniums zu Anfang der Sickerphase an VT 134 direkt nitrifiziert und als Nitrat im Ablauf wieder gefunden.

An Versuchstag 135 lag die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration mit 62 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ etwas höher als bei der vorangegangenen Beaufschlagung an Versuchstag 134. Bei den Ablaufproben waren mit Ausnahme der Probe M 0,5 mit einer $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration von etwa 20 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ die übrigen Werte vergleichbar mit den entsprechenden Proben von VT 134. Die Werte waren lediglich in etwa im gleichen Verhältnis wie die Zulaufkonzentration erhöht.

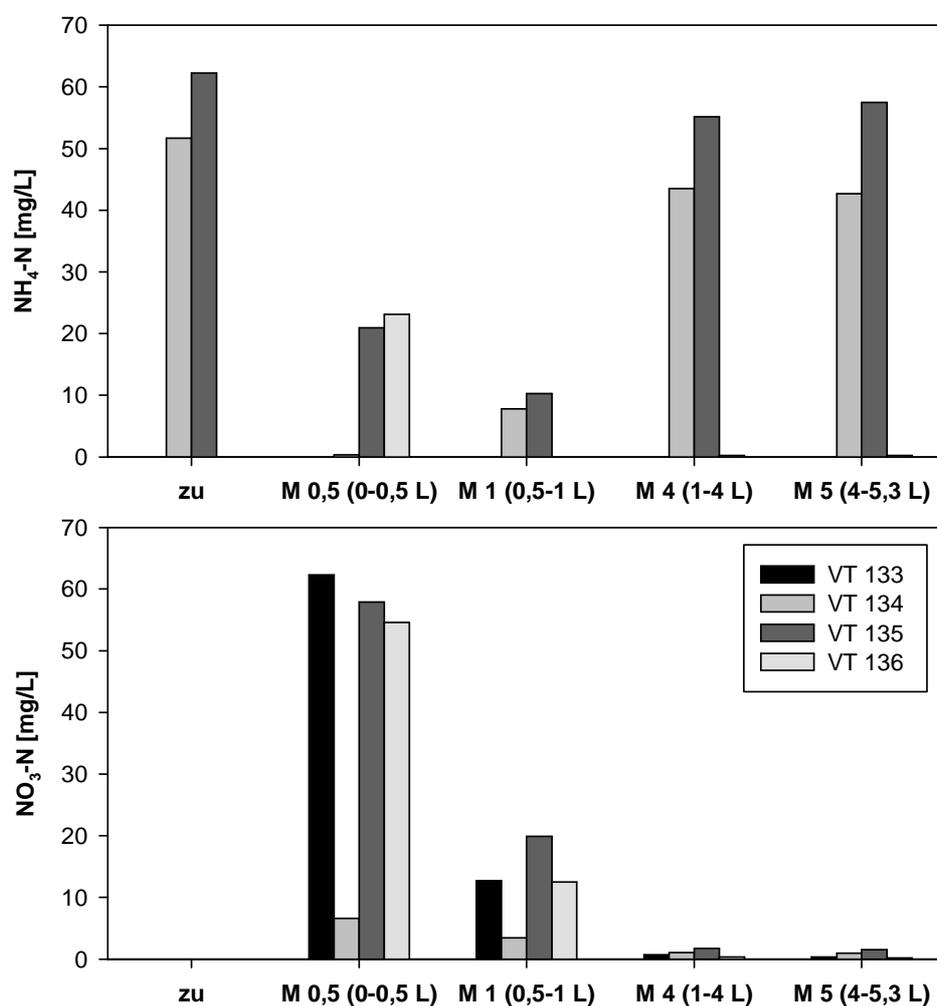


Abb. 5-30: $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in Zu- und Abläufen an Versuchstagen 133-136. Den Probenbezeichnungen M 0,5; M 1; M4; M5 ist in Klammern die entsprechende Ablaufraktion in Litern zugeordnet.

Das Verhalten der $\text{NO}_3\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen entsprach dem von VT 133 mit einem sehr hohen Wert von 58 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ in M 0,5, einem deutlich niedrigeren

Wert mit 20 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ in M 1 und nahezu keinem Nitrat-Stickstoff in den Proben M 4 und M 5.

Bei der Beaufschlagung mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ an VT 136 wurde lediglich in der M 0,5-Probe Ammonium-Stickstoff mit einer Konzentration von etwa 20 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ nachgewiesen. Die weiteren Ablaufproben enthielten kein Ammonium. Dies lässt den Schluss zu, dass das Ammonium der vorangehenden Beaufschlagung nicht vollständig umgesetzt wurde und nun zu Anfang der erneuten Beaufschlagung aus dem System gespült wurde. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen zeigten das gleiche Verhalten wie an VT 133 und VT 135: sehr hohe Konzentrationen um 55 mg/L in der Probe M 0,5, deutliche Konzentrationen um 10 mg/L in Probe M 1 und nahezu kein Nitrat in den restlichen Ablaufproben.

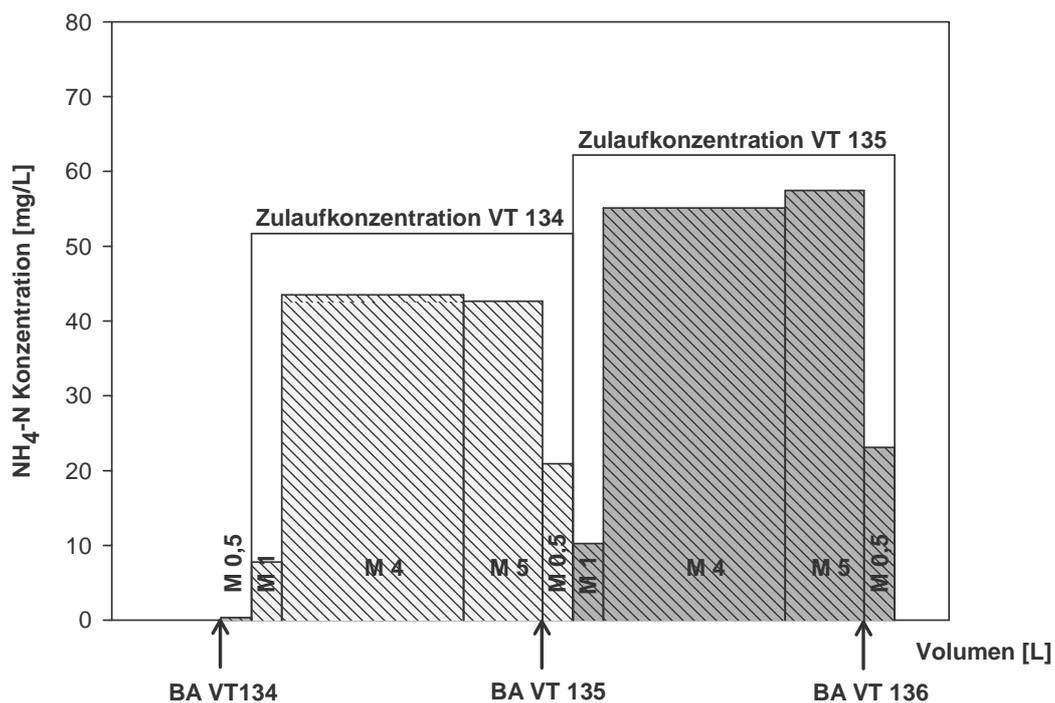


Abb. 5-31: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Bilanzraum der Beaufschlagungen (BA) an VT 134 und VT 135.

Aufgrund der Beobachtungen der Konzentrationsentwicklungen in den Abläufen und aufgrund des Fehlens detaillierterer Erkenntnisse über die Probenzusammensetzung wird für die Bilanzbetrachtungen von folgenden Annahmen ausgegangen: Der Ammo-

niumgehalt der M 0,5-Probe eines Versuchstages wird dem vorhergehenden Versuchstag zugerechnet, während beim Nitrat die gesamte Fracht aller Proben diesem zugerechnet wird. Die Bilanzräume für Ammonium an den Versuchstagen 134 und 135 sind in Abb. 5-31 dargestellt, wobei die grauen Flächen die ausgetragenen und die weißen Flächen die zurückgehaltenen Ammonium-Frachten darstellen.

Bezogen auf eine Filterfläche von 1 m² wurde trotz unterschiedlicher NH₄-N-Zulauffrachten von 36 bzw. 43 g NH₄-N/m² an den Versuchstagen 134 bzw. 135 ein fast identischer NH₄-N-Frachtrückhalt von jeweils etwa 9,5 g NH₄-N/m² beobachtet (Tab. 5-5). Die Gesamtrückhalteleistung für Ammonium-Stickstoff beträgt demnach 26 % für VT 134 bzw. 22 % für VT 135. Die Ablaufrachten für Nitrat-Stickstoff – summiert aus den Abläufen der Beschickung des jeweils folgenden Versuchstages – betragen 5,99 g NO₃-N/m² für VT 134 und 4,51 g NO₃-N/m² für VT 135. Aus diesen Werten ergibt sich eine NH₄-N-Elimination von 3,58 g NH₄-N/m² für VT 134 und 4,98 g NH₄-N/m² für VT 135.

Tab. 5-5: NH₄-N-Frachten an VT 134 und 135

Versuchs- tag	zu [g NH ₄ -N/m ²]	rück 0,5-1 L [g NH ₄ -N/m ²]	rück 1-4 L [g NH ₄ -N/m ²]	rück 4-5,3 L [g NH ₄ -N/m ²]	rück 0-0,5 L [g NH ₄ -N/m ²]	rück gesamt [g NH ₄ -N/m ²]
134	35,61	2,85	3,19	1,53	2,00	9,57
135	42,87	3,38	2,77	0,80	2,54	9,49

Der für die beschriebenen Umsatzraten benötigte Sauerstoffbedarf kann im Wesentlichen durch 2 Reaktionsgleichungen (Gl. 5-1 und Gl. 5-2) ermittelt werden, denen entweder die „klassische“ Umsetzung über Nitrifikation/Denitrifikation oder das Anammox-Verfahren zugrunde liegen:

$$\text{O}_2\text{-Bedarf} = \text{O}_2\text{-Verbrauch}_{\text{Nitri (NH}_4\text{-N gesamt)}} - \text{O}_2\text{-Rückgewinn}_{\text{Deni (NH}_4\text{-N eliminiert)}} \quad (\text{Gl. 5-1})$$

$$\text{O}_2\text{-Bedarf} = \text{O}_2\text{-Verbrauch}_{\text{Nitri (NH}_4\text{-N nitrifiziert)}} + \text{O}_2\text{-Verbrauch}_{\text{Anammox (NH}_4\text{-N eliminiert)}} \quad (\text{Gl. 5-2})$$

Folgende Tabelle (Tab. 5-6) gibt einen Überblick über den Sauerstoff-Bedarf für die Reaktionsschritte beim Stickstoff-Umsatz (vgl. Kap. 3.5.2).

Tab. 5-6: Sauerstoffbedarf für Stickstoff-Reaktionen

Nitrifikation	Denitrifikation	Anammox
[g O ₂ /g NH ₄ -N]	[g O ₂ (CSB)/ g NO ₃ -N]	[g O ₂ /g NH ₄ -N]
4,0-4,57	2,9	1,9

Neben den unterschiedlichen Eliminationspfaden trägt die in der Literatur angegebene Schwankungsbreite zwischen 4,0 und 4,57 g O₂/NH₄-N bezüglich des Sauerstoffbedarfs für die Nitrifikation zu einer Streuung der Werte bei. Deshalb wurden exemplarisch für VT 134 und VT 135 für beide genannten Umsatzreaktionen ein maximaler und minimaler Sauerstoffbedarf ermittelt, der von dem höchsten bzw. niedrigsten Literaturwert für den Sauerstoffbedarf der Nitrifikation ausgeht. Bei den Berechnungen wurde festgelegt, dass die Stickstoffeliminationsverfahren Nitri/Deni und Anammox im betrachteten Fall jeweils ausschließlich wirksam sind (Tab. 5-7).

Tab. 5-7: Berechnung des maximalen und minimalen Sauerstoffbedarfs für die Stickstoffumsetzungsprozesse an VT 134 und VT135.

VT	Reaktionen	Nitri/Deni	Nitri/Deni	Anammox	Anammox
		(max)	(min)	(max)	(min)
		O ₂ [g/m ²]			
134	Nitri	43,7	38,3	27,4	24,0
	Denitri/Anammox	-10,4	-10,4	6,8	6,8
	Gesamt	33,4	27,9	34,2	30,8
135	Nitri	43,4	38,0	20,6	18,1
	Denitri/Anammox	-14,4	-14,4	9,5	9,5
	Gesamt	28,9	23,5	30,1	27,5

Beim Vergleich der Werte zeigt sich für die Sauerstoffbedarfs-Bilanz insbesondere bei den Maximalwerten ein geringer Unterschied zwischen dem „klassischen“ Nitri/Deni-

Verfahren und dem Anammox-Verfahren. Den größten Einfluss auf die Werte übt die Variation des Sauerstoffbedarfs für die Nitrifikation aus. In der Praxis findet sicherlich eine Überlagerung der Reaktionswege Nitri/Deni und Anammox zur Stickstoffeliminierung statt. Die jeweiligen Anteile können an dieser Stelle aber nicht genauer benannt werden. Es ist deshalb davon auszugehen, dass der Gesamt-Sauerstoffbedarf für die Stickstoff-Umsetzungsprozesse an Versuchstag 134 zwischen $27,9 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ (Nitri/Deni_{min}) und $34,2 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ (Anammox_{max}) liegt.

5.7 Sauerstoffbilanzen in Versuchsreihe 3

Sauerstoffbilanzen während der 4-tägigen Messkampagne zwischen VT 133 und VT 136 sollten Aufschluss über Sauerstoffzehrung und Sauerstofftransport in der Filtersäule innerhalb eines Beaufschlagungszyklus geben. Hierzu konnte aus den Erkenntnissen der einzelnen Tagesmessungen ein umfassendes Prozessverständnis erarbeitet werden. Die Betriebsbedingungen und Ziele an den einzelnen Versuchstagen innerhalb der 4-tägigen Messkampagne zeigt Tab. 5-8.

Tab. 5-8: Betriebsbedingungen und Ziele der 4-tägigen Messkampagne

Versuchstag	Betriebsbedingungen	Ziele
133	H ₂ O _{dest.} anschließend Befüllung mit N ₂	O ₂ -Transportmechanismen
134	Abwasser	Normalbetrieb, Quantifizierung Sauerstoffzehrung, O ₂ -Transport
135	Abwasser Wiederbelüftung unterbunden	Quantifizierung Sauerstoffzehrung in Zehrungsphase
136	H ₂ O _{dest.} anschließend Befüllung mit N ₂	Bestimmung Sorptionskapazität, O ₂ -Transportmechanismen

5.7.1 Ermittlung der absoluten Sauerstoffgehalte in den Filtersäulen

Der absolute Sauerstoffgehalt für die Versuchstage 133-136 wurde schichtweise für jeweils eine Bodenschicht mit 1 cm Mächtigkeit ermittelt. Ausgangspunkt waren die gemessenen Sauerstoffsättigungswerte in 2, 5, 10, 20 und 34 cm Filtertiefe. Der 1 cm-Wert konnte nicht berücksichtigt werden, da die Optode nahe der Filteroberfläche teilweise freigespült wurde und in direktem Kontakt mit dem Luftsauerstoff stand. Die Optoden zeigten den Sättigungswert in der Mitte der betrachteten Schicht an, der repräsentativ als mittlerer Wert für die gesamte Schicht übernommen wurde. Das bedeutet, dass beispielsweise die Optode in 2 cm Tiefe die Schicht zwischen 1,5 und 2,5 absoluter Säulentiefe abdeckt, die Optode in 5 cm die Schicht zwischen 4,5 und 5,5 cm usw. Für die oberste Schicht zwischen 0 und 1,5 cm Säulentiefe wurde der Wert aus 2 cm Tiefe übernommen, da vergleichende Messungen zuvor mit noch funktionierender Optode in 1 cm Tiefe nur geringe Unterschiede in den Sättigungswerten zur 2 cm-Optode zeigten. Die gemessenen Sauerstoffsättigungswerte für die Versuchstage 133-136 sind im Anhang A.5 dargestellt.

Die Sättigungswerte für die Schichten zwischen den gemessenen Werten wurden durch lineare Interpolation ermittelt. Es wird davon ausgegangen, dass die interpolierten Werte bis 20 cm Tiefe mit einem nur geringen Fehler ($\pm 10\%$) behaftet sind, da die Abstände zwischen den Messpunkten relativ gering sind und die gemessenen Kurven einen qualitativ ähnlichen Verlauf aufweisen. Der Fehler für die Werte zwischen 20 und 34 cm an VT 134 und VT 135 wird als deutlich höher ($\pm 30\%$) eingeschätzt. Dies zum einen, weil mehr Werte ergänzt werden mussten, und zum anderen, weil die 34 cm-Sättigungskurve während der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase bei Normalbetrieb im Vergleich zu der 20 cm Kurve einen qualitativ signifikant veränderten Verlauf zeigt (siehe Kap. 5.5.3.2).

Des Weiteren wurde angenommen, dass bei der Perkolations des Abwassers durch den Filterkörper aufgrund der großen Phasengrenzflächen zwischen Bodenwasser und Bodenluft ein Gasaustausch quasi unendlich schnell stattfinden kann. Damit gilt der gemessene Sättigungswert sowohl für die Flüssig- als auch für die Gasphase. Das Verhältnis der Sauerstoffkonzentrationen zwischen Sauerstoff-gesättigtem Wasser und

Sauerstoff-gesättigter Luft ist mit 9,1 mg/L zu 278 mg/L (bei 20 °C) jedoch so gering, dass für die Ermittlung des absoluten Sauerstoffgehaltes in einer Bodenschicht ausschließlich der Bodenluft-Sauerstoff herangezogen wurde.

Zur endgültigen Berechnung des Sauerstoffgehaltes wurden die ermittelten Sättigungswerte mit dem dazugehörigen Porenluftvolumen und der Sauerstoffsättigungskonzentration in Luft von 278 mg/L multipliziert. Die Porenluftvolumina während eines Beaufschlagungszyklus wurden nach den Ausführungen in Kap. 5.2.3 ermittelt. Die hierfür benötigte vertikale Wassergehaltsverteilung wurde an Versuchstag 137 beim Ausbau der Säule bestimmt. Die Wassergehalte wurden in 1 cm-Schritten für die Tiefen von 0-20 und 33-40 cm ermittelt. Die Werte für die dazwischen liegenden Schichten wurden analog zur Wassergehaltsverteilung aus dem Vorversuch (Kap. 5.2.3) abgeschätzt und ergänzt (Anhang A.2). Abb. 5-32 zeigt die Flüssig-, Gas und Festanteile am Volumen der jeweils 1 cm starken Bodenschichten während der Sickerphase. Die absoluten Wasseranteile für die Schicht 0-20 cm betragen für das Haftwasser 24 L H₂O/m² und 30 L H₂O/m² für den Sickerwasseranteil (0-34 cm Schicht: Haftwasser 58 L H₂O/m², Sickerwasser 50 L H₂O/m²).

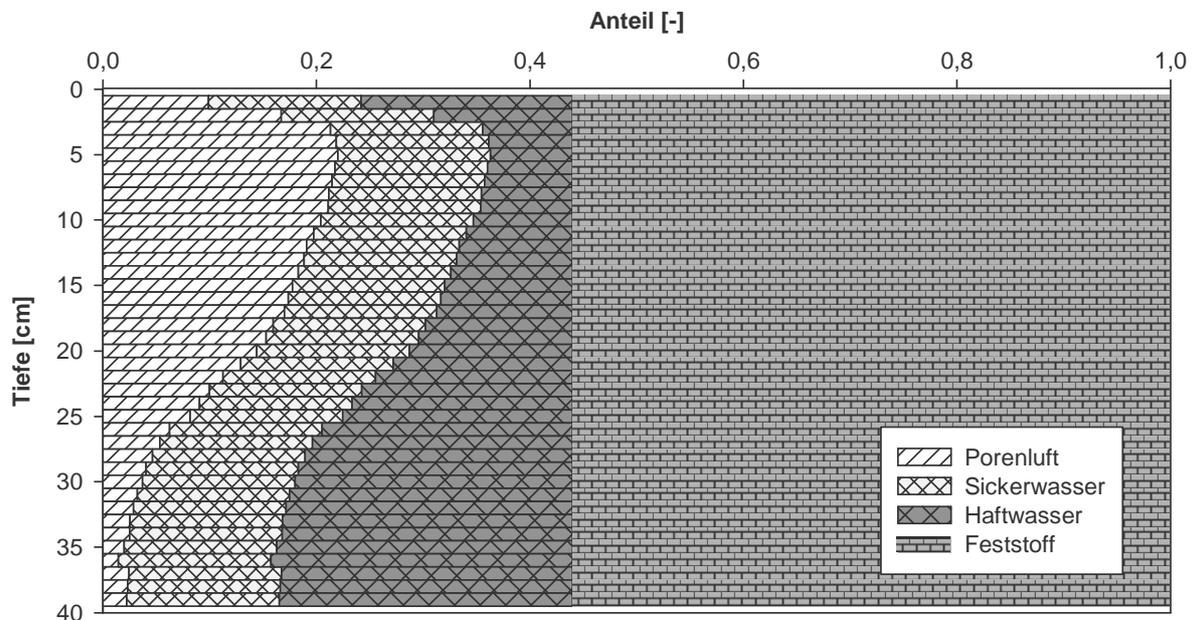


Abb. 5-32: Verteilung von Porenwasser, Porenluft und Feststoff in der Versuchssäule während der Sickerphase an Versuchstag 134 und 135.

Die Mächtigkeit der Sättigungszone wurde auf etwa 1-3 cm geschätzt. Sie wurde in die Berechnungen jedoch nicht mit einbezogen, da die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in 2 cm Tiefe während der Sickerphase mit 0-15 % sehr gering waren und der daraus resultierende absolute Sauerstoffgehalt unabhängig vom Porenluftvolumen gegen 0 tendierte.

Aufgrund der Unsicherheiten bezüglich der Sauerstoff- und Wassersättigungen in den Schichten zwischen 20 und 34 cm während der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an VT 134 und VT 135 wird die Sauerstoffbilanz für die Schicht 0-20 cm vorgestellt. Bei der Bilanzierung der Sauerstoffwerte in der Filterschicht 0-20 cm darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass auch Sauerstoffaustauschprozesse mit den darunter liegenden Filterschichten stattfinden, die über die Bilanzierung nicht quantifiziert werden. Das bedeutet, dass die ermittelten Werte in der Schicht 0-20 cm sowohl für den Sauerstoffverbrauch als auch für den Sauerstoffeintrag insgesamt zu niedrig angesetzt sind, um das gesamte Filtersystem zu beschreiben. Deshalb wurde basierend auf den 0-20 cm-Werten zusätzlich der Sauerstoffgehalt für die gesamte Filterschicht (0-34 cm) für die Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an VT 134 und VT 135 abgeschätzt. Hierzu wurden die 0-20 cm-Werte mit dem Faktor 1,4 multipliziert, welcher aus den O_2 -Verhältnissen an VT 133 abgeleitet wurde. Der Fehler der Abschätzung wird als geringer (± 20 %) angesehen als die Ermittlung der Werte durch Interpolation (± 30 %). Ergänzend wird in den Grafiken bis in 20 cm Tiefe die Entwicklung der absoluten Sauerstoffgehalte in 5 cm-Schicht-Abständen dargestellt, jedoch nicht weiter kommentiert.

Für einen späteren Vergleich zur Entwicklung der O_2 -Diffusionsraten wurde ein Vorversuch durchgeführt, mit dem die Diffusion zu Anfang der Versuchsreihe (VT 1) ermittelt werden sollte. Hierfür wurde eine neu montierte Filtersäule (Mittelsand) mit Trinkwasser beaufschlagt und anschließend mit Stickstoff gesättigt. Der einsetzende Sauerstoffeintrag durch Diffusion wurde daraufhin messtechnisch ermittelt. Die Diffusionsrate ist als Sauerstofffluss in Abb. 5-33 dargestellt. Die maximale Sauerstoffflussrate zu Anfang des Versuches betrug etwa $23 \text{ mg } O_2 / (\text{m}^2 \cdot \text{s})$. Der Gesamt-

Sauerstoffgehalt des Filters (0-34 cm Schicht) betrug bei O₂-Vollsättigung etwa 28 g O₂/m².

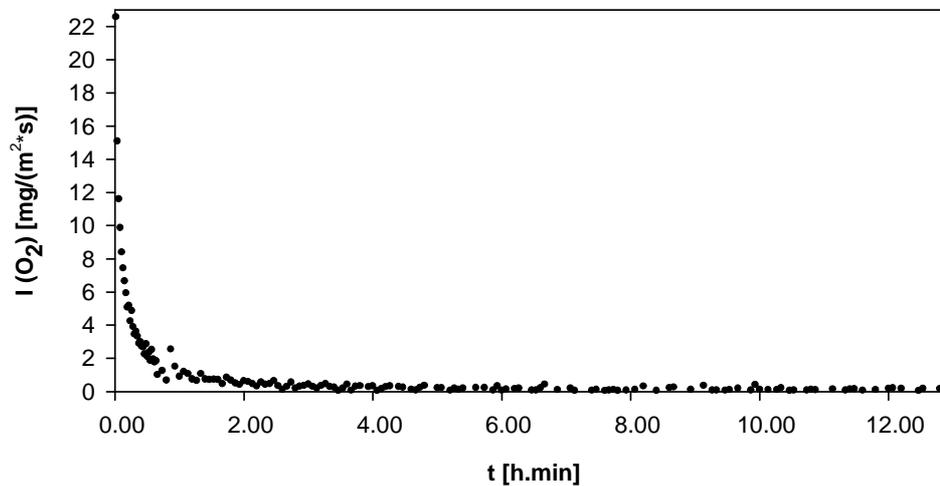


Abb. 5-33: Sauerstoffflussrate am Anfang der Versuchsreihe (VT 1).

Im Folgenden sind alle genannten Sauerstoffwerte – sofern nicht anders angegeben – auf 1 m² Filterfläche bezogen. Sie wurden durch Multiplikation der tatsächlichen Werte aus der Versuchsreihe mit dem Faktor 130 ermittelt. Dieser Faktor entspricht dem Verhältnis von 1 m² zur Versuchssäulenoberfläche von 77 cm².

5.7.2 Sauerstoffbilanz ohne mikrobiellen Abbau

Zur Untersuchung der Entwicklung der Sauerstoffgehalte ohne Nährstoffzufuhr in das System wurde die Beaufschlagung an Versuchstag 136 (H₂O_{dest} mit Zugabe von Salzen) näher betrachtet. Während der etwa 50-minütigen Sickerphase ist eine Abnahme der absoluten Sauerstoffmenge von etwa 10 g auf 4 g in der Bodenschicht zwischen 0 und 20 cm zu beobachten (Abb. 5-34). Da die gemessene Sauerstoffsättigung an Optode 20 während der Sickerphase annähernd konstant bei fast 100 % liegt (Anhang A.5), ist davon auszugehen, dass der Sauerstoff-verbrauchende Prozess schon im Filter oberhalb dieser Marke abgeschlossen ist. Aufgrund des Fehlens von Nährstoffen und oxidierbaren Substanzen im Beaufschlagungswasser werden mikrobielle Umsetzungen und andere Oxidationsprozesse ausgeschlossen. Vielmehr ist der Grund im Austrag des Sauerstoffs mit dem Beaufschlagungswasser zu suchen. Obwohl sauer-

stoffgesättigtes Wasser im Vergleich zu gesättigter Luft einen vernachlässigbar geringen Gehalt an Sauerstoff aufweist, muss man beachten, dass immerhin 690 L Wasser pro m^2 Filterfläche während einer Beaufschlagung den Filter passieren. Bei einer gemessenen Anfangssättigung von etwa 5 % und einer angenommenen Vollsättigung des Wassers während des Sickerprozesses werden ziemlich genau 6 g Sauerstoff physikalisch mit dem Beaufschlagungswasser aus dem System ausgetragen. Während der Sickerphase wurde im Zulaufbehälter der Versuchssäule eine reine Stickstoffatmosphäre durch Zuleiten von Stickstoff-Gas erzeugt. So sollte gewährleistet werden, dass nach dem vollständigen Versickern des Beaufschlagungswassers reiner Stickstoff konvektiv in den Filterkörper transportiert wird und die Bodenluft sich somit zu 100 % mit Stickstoff sättigt. Anschließend sollte der Sauerstoff-Diffusionsprozess in der Stickstoff-gesättigten Säule betrachtet werden.

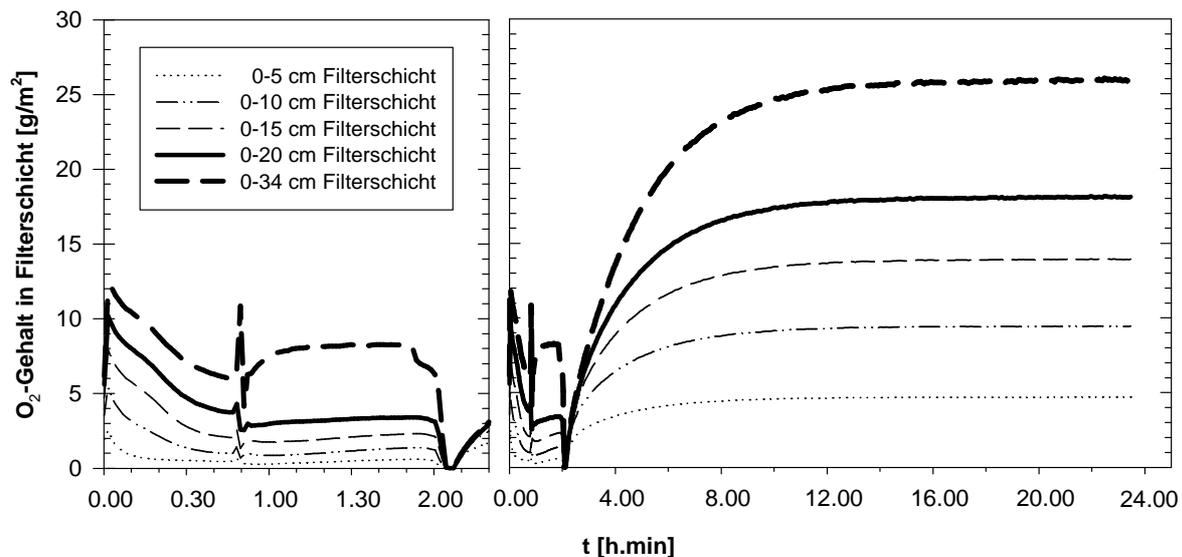


Abb. 5-34: Sauerstoffentwicklung ohne mikrobiellen Abbau an VT 136.

Es zeigte sich aber, dass über den konvektiven Transport Stickstoff nicht in ausreichendem Maße der Bodenluft zugeführt werden konnte, dass diese frei von Sauerstoff bzw. Stickstoff-gesättigt war. Die Messungen ergaben zwar ein Absinken der Sauerstoffgehalte in der betrachteten Bodenschicht bis 20 cm kurz nach der Sickerphase, jedoch waren diese bald wieder im Steigen begriffen. Daraufhin wurde die Säule etwa 70 min. nach Beendigung der Sickerphase unter leichtem Überdruck mit Stickstoff

befüllt, bis kein Sauerstoff in der Säule mehr messbar war. Gleichzeitig wurde die Filteroberfläche dem Kontakt mit der atmosphärischen Luft ausgesetzt. Der einsetzende Diffusionstransport führte zu einer schnellen Wiederbelüftung des Sandkörpers. Etwa 100 min nach Einsetzen der Diffusion waren bereits $10 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ in den obersten 20 cm des Filterkörpers zu verzeichnen. Mit zunehmender Sauerstoffsättigung nahm die Diffusionsgeschwindigkeit ab, so dass erst nach etwa 10 weiteren Stunden der Maximalgehalt von $18 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ für die 20 cm mächtige Schicht verzeichnet werden konnte.

Während des Diffusionsprozesses zeigte die Sauerstoffmessung in 34 cm Tiefe qualitativ ähnliche Sauerstoffsättigungen wie in den darüber liegenden Messpunkten an. Vermutlich wurde durch den leichten Überdruck beim Befüllen des Filters mit Stickstoff etwas Porenwasser verdrängt, so dass in 34 cm Tiefe nur noch teilgesättigte Verhältnisse vorherrschten. Dieser Umstand ermöglichte es, die Messwerte aus 34 cm mit in die Sauerstoffberechnungen einzubeziehen, wobei der Fehler durch die Beeinflussung der Säulenhydraulik zugunsten einer Gesamtbetrachtung in Kauf genommen wurde. Der Verlauf der absoluten Sauerstoffwerte für die Schicht 0-34 cm (faktisch also des kompletten Filters) ist in Abb. 5-34 dargestellt. Drückt man das Diffusionsverhalten in Sauerstoffflussraten aus, so ergibt sich für den Sauerstoffeintrag in den Filter eine maximale anfängliche Flussrate von $5,5 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ (Abb. 5-35).

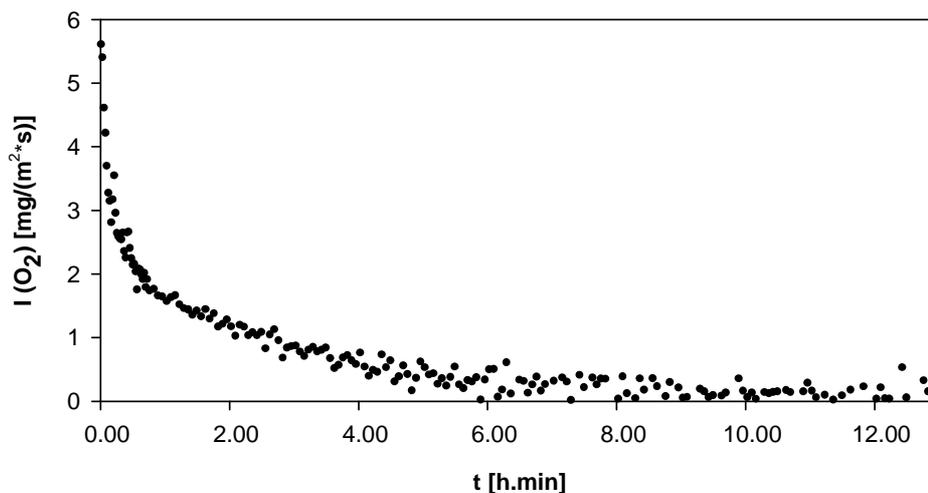


Abb. 5-35: Zeitliche Entwicklung des Sauerstoff-Gasflusses an VT 136.

Nach 10-12 Stunden ist der Filter wieder komplett sauerstoffgesättigt, mit insgesamt etwa 26 g O₂/m² absolutem Sauerstoffgehalt.

Die Sauerstoffentwicklung im Diffusionsversuch an VT 133 weist einen fast identischen Verlauf der Sauerstoffwerte wie VT 136 auf. Die genauen Werte für VT 133 können aus dem Schaubild in Anhang A.6 entnommen werden.

5.7.3 Sauerstoffbilanz bei Normalbetrieb

Im Normalbetrieb an VT 134, d.h. bei der Beaufschlagung der Säule mit Abwasser, wurde anfangs ein dem Sickerwasservolumen äquivalenter Teil der Bodenluft aus der Säule verdrängt. Dadurch sank der gemessene Sauerstoffgehalt in der Schicht 0-20 cm von anfänglich (Anfangswert entspricht dem Sauerstoffgehalt am Ende von VT 133) etwa 19 g O₂/m² auf 10 g O₂/m² (von 26,5 g O₂/m² auf 12 g O₂/m² in 0-34 cm Schicht). Der errechnete Sauerstoffgehalt für 30 L verdrängtes Bodenluftvolumen in 0-20 cm (50 L in 0-34 cm) deckt sich mit 8,3 g O₂/m² (13,9 g O₂/m²) (ermittelt nach Abb. 5-32) gut mit den messtechnisch ermittelten Werten (9 g O₂/m² und 14,5 g O₂/m²).

Die Sauerstoffmenge nahm im weiteren Verlauf der 70minütigen Sickerphase in den obersten 20 cm der Säule von etwa 10 g O₂/m² auf 2 g O₂/m² ab (Abb. 5-36). Neben dem Austrag des Sauerstoffs durch Aufsättigung des Sickerwassers wurde Sauerstoff auch für mikrobielle Umsetzungsprozesse verbraucht.

Der ermittelte physikalische Sauerstoffaustrag durch das Sickerwasser betrug 5 g O₂/m². Der Wert setzt sich aus der Sickerwassermenge und der durchschnittlichen Zunahme der Sauerstoffkonzentration im Sickerwasser während des Sickervorganges zusammen. Die O₂-Konzentration errechnet sich aus der Differenz der O₂-Sättigung im Sickerwasser nach 20 cm Sickerstrecke und der O₂-Anfangssättigung, die bei 3 % lag (Tab. 5-9). Für die Berechnung wird eine Sauerstoffkonzentration von 9,1 mg/L bei Vollsättigung zugrunde gelegt

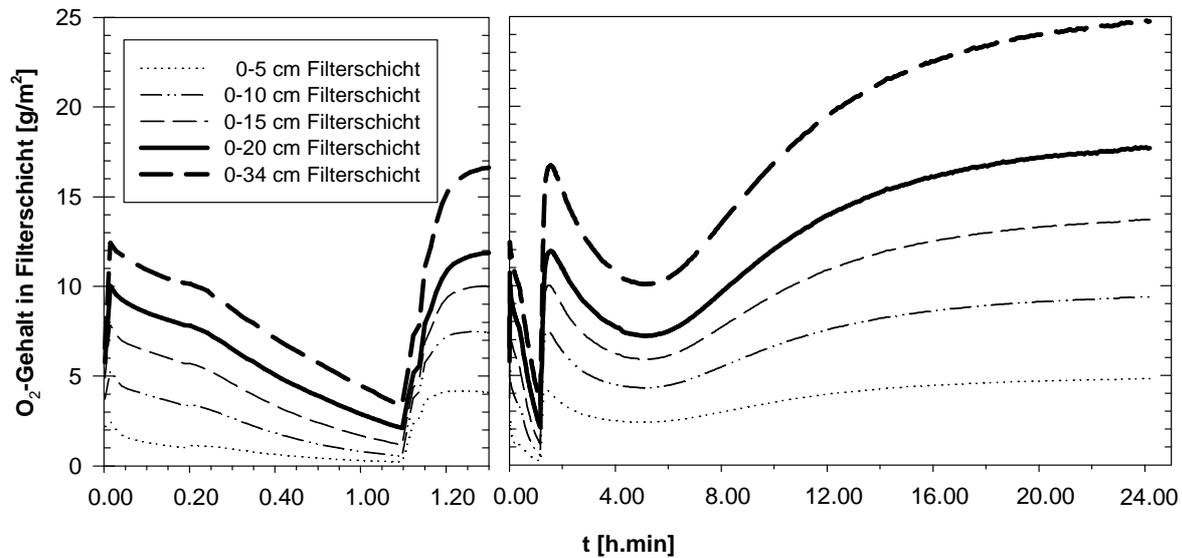


Abb. 5-36: Sauerstoffentwicklung bei Normalbetrieb an VT 134. Werte für 0-34 cm Schicht in der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase wurden durch Multiplikation der 0-20 cm Werte mit Faktor 1,4 bestimmt (siehe Kap. 5.7.1).

Während der ersten 30 Minuten der Sickerphase blieb die Sauerstoffsättigung in 20 cm Tiefe konstant bei etwa 98 % Sättigung. In der restlichen Zeit der Sickerphase nahm die Sauerstoffsättigung nahezu linear bis auf etwa 45 % ab (Anhang A.5). Für die Berechnung im Zeitraum zwischen der 30. und der 70. Minute wurde der Mittelwert von 72 % O_2 -Sättigung zugrunde gelegt. Aus der Differenz des Gesamt- O_2 -Austrags und des physikalischen Austrags durch Aufsättigung ergeben sich 3 g O_2/m^2 , die in der Sickerphase für die mikrobiellen Stoffumsätze in der Bodenzone bis 20 cm Tiefe verbraucht worden sind.

Tab. 5-9: Berechnung des physikalischen O_2 -Austrags durch das Beaufschlagungswasser an VT 134. Werte (Sickermenge, O_2 -Austrag) sind auf 1 m^2 bezogen.

Sickerzeit [min]	Anfangssätt. [%]	Sätt. nach 20 cm Sickerstrecke [%]	Sickermenge [L]	O_2 -Austrag [g]
0-30	3	98 (konstant)	295	2,55
30-70	3	72 (Ø)	395	2,48

Der Verlauf der Sauerstoffsättigungskurven ist identisch in 20 cm und in 34 cm Tiefe (Anhang A.5). Das bedeutet, dass unterhalb von 20 cm Filtertiefe keine Sauerstoffverbrauchenden Prozesse stattfinden. Deshalb haben die errechneten Werte für physikalischen O_2 -Austrag und O_2 -Umsetzung durch Mikrobiologie in der 0-20 cm-Schicht während der Sickerphase Gültigkeit für die gesamte Filterstrecke.

Nach Ende der Sickerphase dauerte es etwa 30 Minuten, bis der Sauerstoffgehalt durch konvektiven Transport auf ein temporäres Maximum von $12 \text{ g } O_2/m^2$ in der 0-20 cm-Zone anstieg ($16 \text{ g } O_2/m^2$ in 0-34 cm). Der Eintrag dieser Sauerstoffmenge entspricht in etwa der Sauerstoffmenge, die zu Anfang der Beaufschlagung durch verdrängte Porenluft dem System entzogen wurde.

Nach dem Erreichen von Max. 1 sank der Sauerstoffgehalt innerhalb der 0-20 cm-Schicht im Zeitraum von 3,5 h auf ein temporäres Minimum von $7,2 \text{ g } O_2/m^2$ ($10 \text{ g } O_2/m^2$ in 0-34 cm). Nach Durchlaufen des Minimums erfolgte innerhalb von etwa 18 h ein stetiger, aber immer flacher werdender Anstieg auf $17,6 \text{ g } O_2/m^2$ ($25 \text{ g } O_2/m^2$ in 0-34 cm) kurz vor der Beaufschlagung am nächsten Tag (Abb. 5-36). Verantwortlich für das Absinken und den Wiederanstieg der Sauerstoffgehalte ist das Zusammenwirken von Sauerstoffzehrung durch mikrobielle Tätigkeit einerseits und diffusivem Sauerstoffeintrag andererseits. Bis zum Erreichen des Minimums überwiegt die Zehrung, danach die Wiederbelüftung durch Diffusion.

5.7.4 Sauerstoffbilanz bei verhindertem Diffusionstransport

Zur Klärung der Sauerstoff-Umsatzdynamik während der Wiederbelüftungsphase sollte der Versuchsdurchgang an Versuchstag 135 beitragen. Die Säule wurde regulär mit 690 mm Abwasser beschickt und es wurde bis zum Ende der Sickerphase nicht in das Versuchsgeschehen eingegriffen. Es zeigte sich eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes von $9,6 \text{ g } O_2/m^2$ auf $1,1 \text{ g } O_2/m^2$ in der 0-20 cm Schicht ($11,2 \text{ g } O_2/m^2$ auf $1,8 \text{ g } O_2/m^2$ in 0-34 cm) während der etwa 75minütigen Sickerphase (Abb. 5-37).

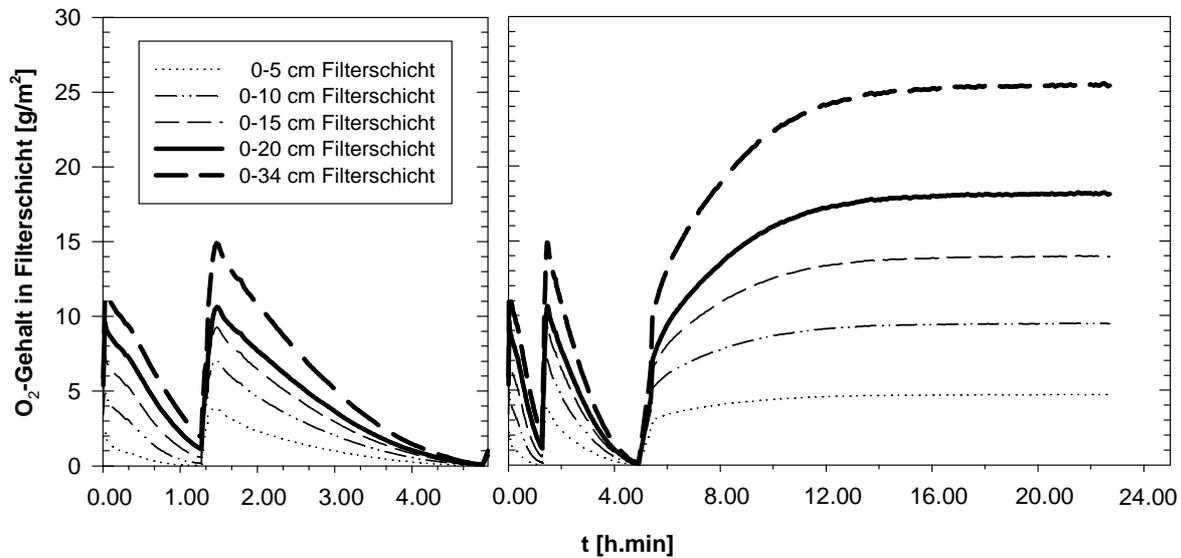


Abb. 5-37: Sauerstoffentwicklung bei unterdrückter Diffusion an VT 135. Werte für 0-34 cm Schicht in der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase wurden durch Multiplikation der 0-20 cm Werte mit Faktor 1,4 bestimmt (siehe Kap. 5.7.1).

Die Berechnungen zum Sauerstoffaustrag durch das aufgesättigte Sickerwasser erfolgten für VT 135 analog zu den Berechnungen von VT 134. Im Unterschied zu VT 134 dauerte jedoch der Zeitraum, in dem das Abwasser nach 20 cm Sickerstrecke nahezu voll aufgesättigt wurde, nur noch etwa 15 Minuten. Danach nahm der Sättigungswert konstant ab und betrug am Ende der Sickerphase nur noch 25 % (Anhang A.5). Dies entsprach einem mittleren Wert von 62 % Sättigung im Zeitraum zwischen der 15. und 75. Minute. Der daraus abgeleitete Sauerstoffaustrag über das Sickerwasser betrug $4,27 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ (Tab. 5-10). Demnach müssen bei $8,5 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ Gesamt-Sauerstoffverbrauch $4,23 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ Sauerstoff durch mikrobielle Prozesse in der Sickerphase umgesetzt worden sein.

Auch hier kann davon ausgegangen werden, dass keine Sauerstoff-verbrauchenden Prozesse während der Sickerphase unterhalb 20 cm Filtertiefe stattfinden, da die Sauerstoffsättigungskurven in 20 cm und in 34 cm Tiefe einen identischen Verlauf aufweisen (Anhang A.5). Somit kann der physikalische Sauerstoffaustrag mit der Betrachtung der Sauerstoffverhältnisse während der Filterstrecke von 0-20 cm beschrieben werden kann.

Tab. 5-10: Berechnung des physikalischen O₂-Austrags durch das Beaufschlagungswasser an VT 135. Werte (Sickermenge, O₂-Austrag) sind auf 1 m² bezogen.

Sickerzeit [min]	Anfangssätt. [%]	Sätt. nach 20 cm Sickerstrecke [%]	Sickermenge [L]	O ₂ -Austrag [g]
0-15	3	95 (konstant)	138	1,16
15-75	3	65 (Ø)	552	3,11

Unmittelbar nach der Sickerphase wurde die Filteroberfläche gegenüber der Atmosphäre durch einen Verschluss abgetrennt, um den Diffusionseintrag von Sauerstoff über die Oberfläche zu unterbinden. Zu diesem Zeitpunkt befanden sich 10,6 g O₂/m² in den obersten 20 cm (15 g O₂/m² für 0-34 cm) des Filters. Diese wurden innerhalb von 200 min vollständig aufgezehrt (Abb. 5-37). Die Sauerstoffzehrung erfolgte die ersten 120 min nahezu konstant mit ca. 4 g O₂/(m²*h) (5,9 g O₂/(m²*h) für 0-34 cm), und betrug für die restliche Zeit der Zehrungsphase durchschnittlich noch etwa die Hälfte dieses Wertes. Nach Erreichen des Nullwertes wurde der Verschluss entfernt und die Säule dem atmosphärischen Einfluss überlassen. Es stellte sich sofort ein diffusiver Sauerstoffeintrag in die Säule ein. Die weitere Entwicklung der Sauerstoffdiffusionskurve ist jedoch kritisch zu bewerten, da beim Ausbau der Abdeckung die Kolmationsschicht beschädigt wurde und von einem unterschiedlichen Diffusionsverhalten als bei intakter Kolmationsschicht auszugehen ist.

5.7.5 O₂-Netto-Eintrag und Netto-Verbrauch innerhalb eines Beaufschlagungsintervalls

Die Ermittlung des O₂-Netto-Eintrags und des Netto-Austrags während eines Beaufschlagungsintervalls innerhalb der 0-20 cm Filterschicht erfolgte durch Kombination der in den vorangegangenen Kapiteln ermittelten Sauerstoffwerte bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen. Als Grundlage für die Ausführungen wird die Beaufschlagung bei Normalbetrieb an VT 134 herangezogen. Wenn nicht anders bezeichnet beziehen sich alle angegebenen Werte auf 1 m² Filterfläche.

Die Sauerstoffwerte für die Sickerphase an VT 134 konnten bereits in Kap. 5.7.3 ermittelt werden. Hierbei wird im Zeitraum von 70 Minuten von einem physikalischen Sauerstoffaustrag von 5-6 g O₂/m² mit dem Sickerwasser und einem Verbrauch von etwa 3 g O₂/m² für mikrobiologische Umsetzungsprozesse ausgegangen. Ein Eintrag von Sauerstoff in das System fand während der Sickerphase nicht statt.

Erheblich aufwändiger gestaltete sich die Ermittlung des Netto-Verbrauchs und des Netto-Eintrags von Sauerstoff in der Wiederbelüftungsphase. In der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase überlagerten sich die Prozesse Sauerstoffzehrung durch mikrobielle Tätigkeit und diffusiver Sauerstoffeintrag in den Bodenfilter. Es wurde eine gemischt grafisch/rechnerische Methode gewählt, die es ermöglichte, bei guter Genauigkeit der Ergebnisse auf komplexe Mathematik zu verzichten.

Ausgangspunkt der Berechnung war die 0-20 cm-Sauerstoffgehaltskurve in der Wiederbelüftungsphase von VT 134. Der gemeinsamen Darstellung der Prozesse Zehrung und Diffusion in dieser Kurve wurde die 0-20 cm-Diffusionskurve von VT 136 gegenübergestellt. Der gemessene Diffusionseintrag kann als repräsentativ für den Zeitraum zwischen VT 133 und VT 136 angesehen werden, da die Kurvenverläufe der Diffusionskurven der Versuchstage 133 und 136 nahezu deckungsgleich sind.

Aufgrund der Abhängigkeit der Diffusionsgeschwindigkeit vom Sauerstoff-Ausgangsgehalt im Filter wurde die Diffusionskurve in 1 h-Abständen ab dem jeweiligen O₂-Ausgangswert über der Kurve VT 134 neu aufgetragen. Nach 12 h wurde der Abstand auf 2 h erhöht, da eine höhere zeitliche Auflösung nur unwesentliche Verbesserungen in den Genauigkeiten gebracht hätte. Für jeden Zeitschritt wurde anschließend die Differenz zwischen der Ausgangskurve und der Diffusionskurve gebildet. Das Ergebnis war jeweils die Zehrungskurve für den betrachteten Zeitraum von 1 h bzw. 2 h. Die so ermittelten Teil-Zehrungskurven wurden aneinander gelegt, bis sich eine Gesamt-Zehrungskurve für die Wiederbelüftungsphase ergab. Abb. 5-38 veranschaulicht das Verfahren zur Ermittlung der Zehrungskurve.

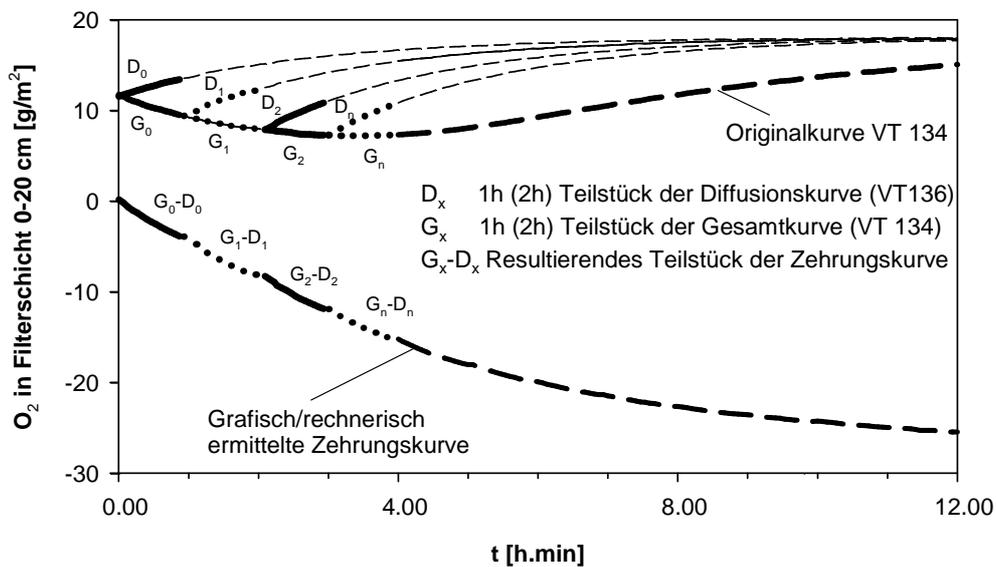


Abb. 5-38: Grafisch/rechnerisches Verfahren zur Ermittlung der Netto-Zehrungskurve für die Filterschicht 0-20 cm.

Die Diffusionskurve wurde analog zur beschriebenen Methode ermittelt, indem die 1 h (2h)-Teilkurven zu einer Gesamtkurve ergänzt wurden. Zur besseren Darstellung der Netto-Sauerstoff-Ein- und -Austräge wurden die Anfangswerte der Kurven durch den Nullpunkt des Koordinatensystems aufgetragen (Abb. 5-39).

Zu Beginn der Wiederbelüftungsphase zeigt sich eine 4-stündige nahezu lineare Abnahme des Sauerstoffgehaltes mit einer Zehrungsrate von etwa $4 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$. Danach flacht die Zehrungskurve zusehends ab und erreicht nach weiteren ca. 14 h ihren Maximalwert bei $27 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ Sauerstoffzehrung. Bis zur nächsten Beaufschlagung findet keine Sauerstoffzehrung mehr statt.

Der Sauerstoff Netto-Diffusionseintrag ist mit etwa $2,3 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ anfangs deutlich geringer als die Sauerstoffzehrung. 2 h nach Beginn der Wiederbelüftungsphase steigt der Netto-Eintrag auf $3,2 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ und bleibt für etwa 5 h konstant bei diesem Wert. Anschließend flacht auch hier die Kurve zusehends ab, wobei zwischen der 7. und 21. Stunde etwa $12,5 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ Sauerstoff netto in die 0-20 cm-Filterschicht eingetragen wurden. Insgesamt belief sich der diffusive Netto-Sauerstoffeintrag in die 0-20 cm-Filterschicht während der Wiederbelüftungsphase auf etwas mehr als $33 \text{ g O}_2/\text{m}^2$.

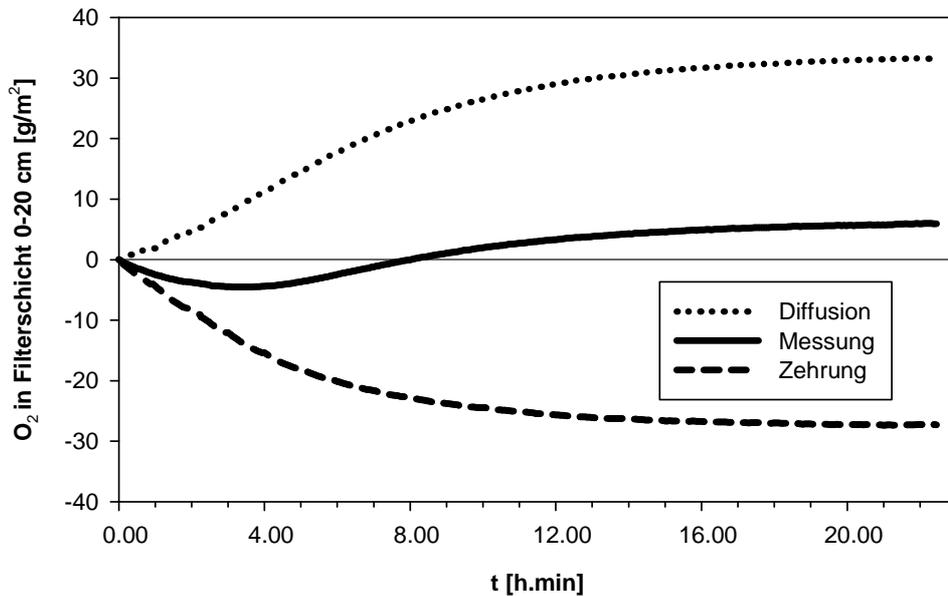


Abb. 5-39: Zehrungs- und Diffusionsverhalten während der Wiederbelüftungsphase an VT 134 in der Filterschicht 0-20 cm.

Wie schon erwähnt ist eine Erfassung der tatsächlichen Sauerstoffzehrung und des Sauerstoffdiffusionseintrages für das Filtersystems nur über eine Sauerstoffbilanzierung für das gesamte Filtervolumen möglich. Deshalb wurde trotz des erhöhten Fehlers von $\pm 20\%$ eine Berechnung der Sauerstoffzehrung und -diffusion in der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an VT 134 für die Schicht 0-34 cm nach dem beschriebenen Prinzip durchgeführt. Als Ausgangskurve diente die Kurve der 0-34 cm Schicht an VT 134 (Abb. 5-36), während die Diffusionskurve der 0-34 cm Schicht von VT 136 verwendet wurde (Abb. 5-34). Die Berechnungen zeigten eine Sauerstoffzehrung von etwa $40 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ in der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase, während der O_2 -Diffusionseintrag im selben Zeitraum $48 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ betrug (Anhang A.7). Unter anderem werden anhand dieser Kurve in Kapitel 6.7 die Sauerstoffzehrung und der Sauerstoffeintrag für das gesamte Filtersystem diskutiert.

6 Diskussion

6.1 Hydraulisches Verhalten

Das Infiltrations- und Transportverhalten des Beaufschlagungswassers sowie die daraus und aus der Filterbeschaffenheit resultierenden Wasserverteilungen innerhalb des Filterkörpers haben wesentlichen Einfluss auf die gesamten (mikrobiellen) Umsetzungsprozesse im Filter. Das wird umso deutlicher, wenn man sich die die Mikrobiologie betreffenden Eigenschaften des perkolierenden Wassers noch einmal vor Augen hält:

1. Wasser als Transportmedium, welches die gelösten Nährstoffe innerhalb des Porenraums verteilt und der Mikrobiologie zuführt,
2. Wasser als Fluid, welches allein dafür verantwortlich ist – weil einziges Medium, das aktiv in den Filterkörper eingebracht wird – wie sich die Wasser/Luft-Verteilung im Porenraum darstellt, und damit den aktuell verfügbaren Sauerstoff im Filterkörper zum großen Teil mitbestimmt,
3. Wasser als Sauerstoff-Diffusionssperre, welche die Sauerstoffdiffusion in den Filterkörper über die Oberfläche bei Wassergehalten nahe Vollsättigung in der obersten Bodenschicht erschwert, wenn nicht sogar ganz unterbindet. Bei konstruierten Bodenfiltern wird zusätzlich durch die Kapillarsperre am Filterboden ein Belüften des Filters von unten über die Dränschicht verhindert.

Für den Mittelsand in der Versuchreihe 3 wurde nach der ersten Beaufschlagung ein Haftwasseranteil von etwa 33 Vol.-% am Gesamt-Porenvolumen ermittelt. Dieser Anteil blieb über den gesamten Versuchszeitraum von knapp 140 Tagen annähernd konstant. Messungen der Infiltrations- und Exfiltrationsmengen während der Sickerphase (überstaute Versickerung) zeigten, dass die Exfiltration zeitversetzt, jedoch mit gleicher Durchflussrate wie die Infiltration einsetzte. Dies ließ den Schluss zu, dass der überwiegende Teil des Haftwassers immobil im Porenraum verteilt war und am Durchflussgeschehen nicht teilnahm. Auf diesen Umstand hat bereits Dunbar (1912)

hingewiesen. Busch (1993) beschreibt den immobilen Anteil des Porenwassers als Adsorptions- und inkohärent verteiltes (Kapillar-)Wasser.

Die Wasserverteilung des Haftwassers in der Filtersäule des Vorversuches entsprach mit steigenden Sättigungswerten mit zunehmender Filtertiefe dem typischen Sättigungsverlauf einer Filtersäule mit freiem Auslauf (Osterkamp 2004). Die Wasserverteilungskurve in der Säule am Ende des Versuchsdurchganges zeigte erhöhte Sättigungswerte in der Bodenschicht 0-2 cm, was auf ein erhöhtes Wasserhaltevermögen durch akkumulierte Biomasse in diesem Bereich zurückgeführt wurde. Ein Indiz dafür ist die Korrelation des Glühverlustes mit den Wassergehalten in dieser Bodenschicht. Ansonsten entsprach die Wasserverteilung in etwa der zuvor im Vorversuch beobachteten.

Über die Differenz zwischen den Infiltrations- und Exfiltrationsvolumina wurde ein Sickerwasservolumen von etwa 29 % am Gesamt-Porenvolumen des Filters festgestellt. Zusammen mit dem Haftwasseranteil lag die Gesamt-Wassersättigung für das Filtersystem bei 62 % während der Sickerphase. Demnach war ein gutes Drittel des Porenvolumens während der Sickerphase mit Bodenluft gefüllt.

Aufgrund der identischen Infiltrations- und Exfiltrationsrate während der Sickerphase wurde angenommen, dass auch in den einzelnen Schichten des Filterkörpers die jeweilige Durchflussrate den Werten der Infiltrations-/Exfiltrationsrate entspricht, und somit die perkolierenden Wasservolumina dort auch einen konstanten Wert annehmen. Dabei ging der Umstand, dass die Wasserleitfähigkeit bei steigendem Wassergehalt ebenfalls zunimmt (Hartge & Horn 1999) nicht in die weiteren Betrachtungen mit ein, da er messtechnisch innerhalb des Filters nicht erfasst werden konnte. Außerdem lagen die Wassergehalte bis etwa 20 cm Filtertiefe – dem Bereich, in dem das Bodenwasser/-luft-Verhältnis für die Ermittlung der absoluten Sauerstoffwerte von besonderem Interesse war – in einer ähnlichen Größenordnung, so dass hier von gleichen Voraussetzungen bezüglich der Durchflussrate ausgegangen werden konnte. Letztlich wurde für jede Tiefenstufe der absolute Wassergehalt aus der Summe des Haftwasseranteils und des Sickerwasseranteils der betreffenden Tiefenstufe ermittelt.

Für die Infiltration in einen homogenen Bodenkörper beschrieben Bodman & Colman (1944, zitiert in Hartge & Horn 1999) das Ausbilden einer gering mächtigen Sättigungszone über der Transportzone (Kap. 3.3.2). Die Mächtigkeit der Sättigungszone konnte in den vorliegenden Versuchen mit den vorhandenen Mess- und Analysemöglichkeiten nicht genau bestimmt werden. Sie wird jedoch aufgrund der Hinweise durch die In-situ-Sauerstoffmessungen (Kap. 6.5) auf 1-3 cm geschätzt. Schwager & Boller (1997) gehen bei ihren Experimenten mit 1,5-5 cm von einem ähnlich mächtigen Sättigungsbereich aus, der in Abhängigkeit von der Beaufschlagungshöhe variiert.

Für die Berechnungen zur Bodenwasser-/Bodenluftverteilung wurde auf das Einbeziehen der Sättigungszone verzichtet und die gesamte Filterstrecke als Transportzone angesehen.

Tensiometermessungen in 20 cm Bodentiefe zeigten nach Beendigung der Sickerphase ein sehr schnelles Entwässern des Filters. Innerhalb von 30 Minuten waren bereits mehr als 90 % des zuvor durchsickerten Porenraums entwässert. Es kann davon ausgegangen werden, dass zu Beginn der Versuchsreihe alle Bereiche der Transportzone ähnlich schnell entwässerten. Mit zunehmender Versuchsdauer jedoch fand nahe der Filteroberfläche eine Porenraumverengung durch Biomasseakkumulation statt, was vermutlich zu einer verlangsamteten Entwässerung in diesen Bereichen führte.

Auch Platzer (1998) bestätigt eine schnelle Entwässerung des Filterkörpers. Er stellt an einem Filterbeet fest, dass schon nach etwa 45 min das Wasser aus dem obersten Bodenhorizont bis 10 cm weitgehend abgeflossen ist.

Genauere Untersuchungen zum hydraulischen Verhalten der Grobsand- sowie der Fein-/Mittelsand-Filter fanden nicht statt. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass diese trotz differierender Filtergeschwindigkeiten ein qualitativ vergleichbares Verhalten zu den genauer untersuchten Mittelsand-Systemen aufweisen.

6.2 Biologische Kolmation

In allen Säulenversuchen zeigte sich eine Biomasseakkumulation nahe der Filteroberfläche. Die Biomassekonzentrationen in den einzelnen Grobsand-Säulen lagen bis in

eine Tiefe von ca. 3-4 cm jeweils in einem ähnlichen Bereich, wobei die Konzentrationsmaxima in unterschiedlichen Tiefen zu finden waren. In der Versuchsreihe 1 traten sie tendenziell in der obersten Schicht auf, während in der Versuchsreihe 2 die Maxima durchweg in 2-3 cm Tiefe zu finden waren.

In den Mittelsand-Säulen wurde der höchste Biomasseanteil in der Bodenschicht zwischen 0-1 cm gefunden. Zur darunter liegenden Bodenschicht 1-2 cm war ein deutlicher Konzentrationsprung bezüglich der Biomassegehalte zu verzeichnen. Ähnlich verhielt es sich in den Fein-/Mittelsand-Versuchen.

Diese oberflächennahe Biomasse verringert den Porenquerschnitt der Bodenporen und bildet somit die Kolmationsschicht, die die Säulenhydraulik vorgibt (Rodgers et al. 2004, Schwarz 2004). Verschiedene Autoren sehen in der Ausbildung und der Menge der EPS die Hauptursache für biologische Kolmation (Thullner et al. 2002a, Teschner 2004, Maciel 2004, Mauclaire et al. 2004). In den eigenen Versuchsreihen wurde die EPS immer als integrativer Bestandteil des Biofilms angesehen. Aufgrund der Tatsache, dass sowohl in den Bakterien als auch in der EPS DNA vorhanden ist, konnte nur die Gesamt-Biofilmmenge über die Nukleinsäureanalyse erfasst werden.

Die Kolmation durch Biomasse zeigte sich in allen Versuchen als sehr wirksam. Vor allem für die Fein- und Mittelsand-Versuche wurde der schon in Untersuchungen von Okubo & Matsumoto (1979) beschriebene S-förmige Verlauf der Kolmation beobachtet. In den Grobsand-Versuchen war dieser hingegen kaum ausgeprägt bzw. gar nicht wahrnehmbar.

Für die mit realem Abwasser beschickte Mittelsand-Säule V1-20 konnte eine Korrelation zwischen Biomassewachstum und hydraulischer Leitfähigkeit nachgewiesen werden (Abb. 6-1). Die Kolmation durchläuft dabei drei charakteristische Phasen mit starkem Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit zu Beginn der Beschickung, gefolgt von einer Stagnation bzw. leichten Zunahme und einem weiteren Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit bis auf einen Minimalwert. Ein Gleichgewichtszustand auf niedrigem Niveau wurde in diesem Versuch nicht erreicht. Analog zu den hydraulischen Leitfähigkeiten fand anfangs eine starke Biomasseentwicklung statt, danach

folgte eine Phase mit gleich bleibenden Biomassekonzentrationen, um schließlich bei fast vollständiger Kolmation einen Maximalwert zu erreichen.

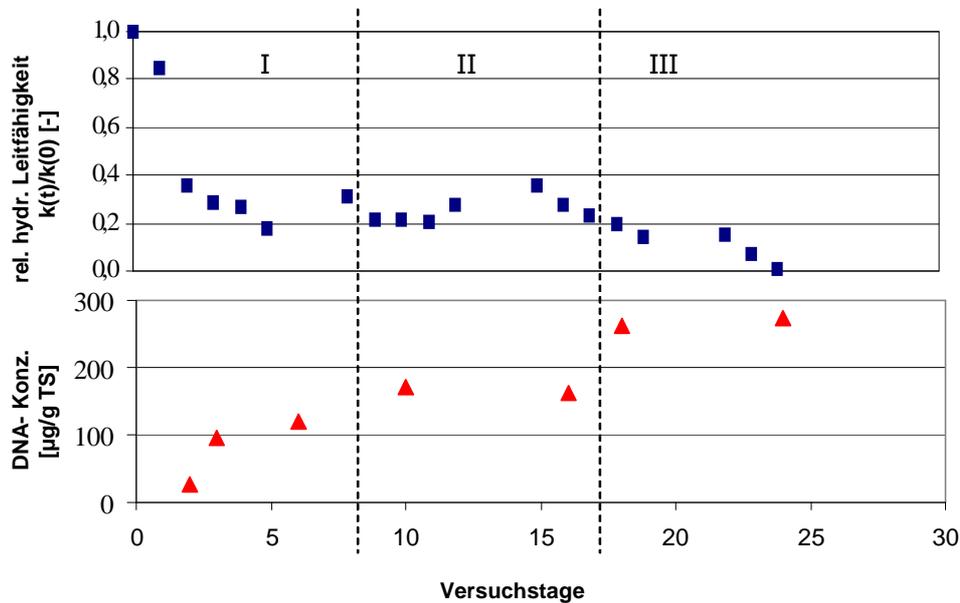


Abb. 6-1: Real-Abwasser-Mittelsand-Versuche der Versuchsreihe 1: Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und DNA-Konzentration in der Schicht 0-1 cm.

Okubo & Matsumoto (1979) führten den Wiederanstieg der hydraulischen Leitfähigkeit nach wenigen Tagen auf den Wechsel vom aeroben zum anaeroben Milieu und die damit zusammenhängende Anpassung der mikrobiellen Lebensgemeinschaft zurück.

Aufgrund der Erkenntnisse aus den Sauerstoffmessungen in Versuchsreihe 3 kann solch ein Wechsel zum anaeroben Milieu jedoch ausgeschlossen werden. Ein Sauerstoffdefizit wäre während der relativ kurzen Sickerphasen zwar denkbar, in den Wiederbelüftungsphasen – in denen der allergrößte Teil des mikrobiellen Umsatzes stattfindet – konnte jedoch zu jedem Versuchszeitpunkt ausreichend Sauerstoff nachgewiesen werden, um aerobes Milieu zu gewährleisten.

Deshalb muss für das Auftreten des S-förmigen Kurvenverlaufs ein anderes Phänomen verantwortlich sein, welches die Biomasseentwicklung und somit auch die biologische Kolmation beeinflusst.

Wird eine gleichmäßige Durchströmung der Kolmationsschicht vorausgesetzt, kann man annehmen, dass sich auch ein relativ gleichmäßiger Biofilm auf oder in dem Korngerüst ausbilden wird, der zur Verringerung des Porenquerschnitts beiträgt. Anfänglich besteht der Biofilm hauptsächlich aus schnell wachsenden heterotrophen Mikroorganismen, die für eine exponentielle Abnahme der hydr. Leitfähigkeit verantwortlich sind (Phase 1). Beim Übergang in die Phase 2 ist neben dem Anstieg bzw. dem Stagnieren der hydr. Leitfähigkeit auf konstantem Niveau ein Einsetzen der Nitrifikation im Filtersystem zu beobachten. Dies konnte durch das Vorhandensein von Nitrit und Nitrat im Ablauf belegt werden (Abb. 5.23). Nach Einsetzen der Nitrifikation nach etwa 7 Versuchstagen war die Nitritkonzentration im Ablauf meist etwas höher als die Nitratkonzentration, was auf eine unvollständige Nitrifikation hindeutete. Mit der Zeit verschob sich das Verhältnis zugunsten des Nitrats als Endprodukt. Ab dem 20. Versuchstag war die Nitritmenge deutlich am Abnehmen. In allen anderen Versuchen der Versuchsreihe 1 wurde eine fast identische zeitliche Abfolge des Nitrifikationsgeschehens beobachtet und es konnte in diesen ab dem 30. Versuchstag kein Nitrit mehr im Ablauf nachgewiesen werden bei stabilen bzw. steigenden Nitratwerten. Während der Phase 2 blieben die gemessenen DNA-Konzentrationen – als Ausdruck für Biomasse – konstant.

Gerade ab dem Zeitpunkt abnehmender Nitritkonzentrationen ist eine erneute Zunahme der DNA-Gehalte, einhergehend mit dem Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit zu verzeichnen (Phase 3). Diese Beobachtungen lassen den Schluss zu, dass die Änderungen der hydraulischen Eigenschaften des Filtersystems in direktem Zusammenhang mit dem Nitrifikationsgeschehen stehen. Die einsetzende Nitrifikation bzw. das Aufkommen von nitrifizierenden Bakteriengruppen hat demnach Einfluss auf das Biomassewachstum und/oder auf die Biofilmstruktur in der Kolmationsschicht. Die Hemmung des Biomassewachstums durch zelltoxisches Nitrit wurde schon von Schwarz (2004) beschrieben. Der Autor kam zu dem Schluss, dass bei Vorhandensein von Nitrit im System die Kolmationswirkung abnimmt. Zudem könnte die einsetzende Nitrifikation eine Strukturschwächung im Biofilm bewirken. Dies wäre dann der Fall, wenn Ammonium als Kation in der zum Biofilm gehörenden EPS-Matrix eine ähnlich

strukturverstärkende Funktion einnahme wie beispielsweise Ca^{2+} oder Al^{3+} (Körstgens et al. 2001, Stoodley et al. 2001). Durch Oxidation zu anionischem Nitrit würde das Ammonium-Kation dann aus dem Verband gelöst werden. Die dabei entstehenden Fehlstellen könnten die Stabilität der Biofilmstruktur verringern.

Die Erhöhung der Beaufschlagungsmenge bei gleichen Nährstoffkonzentrationen zeigte in den Filtern der Versuchsreihe 1 so gut wie keinen Einfluss auf das Kolmationsgeschehen. Die Ausführungen von Wijeyekoon et al. (2004) tragen zum Verständnis dieses Umstandes bei. Die Autoren stellten bei Untersuchungen an Biofilmen in einem Schlauchreaktor fest, dass sich durch Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen die Biofilmstrukturen kompakter und weniger porös entwickeln. Die Autoren führen dies auf die höheren Substratflüsse über Konzentrationsgrenzflächen zurück. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass bei höheren Beaufschlagungsmengen zwar höhere Frachten in den Filter eingetragen werden, jedoch aufgrund des gleich bleibenden Konzentrationsgefälles kein erhöhter Nährstofffluss in den Biofilm stattfindet, der die Wachstumsraten der Mikroorganismen stimulieren könnte. Im Hinblick auf Kolmationserscheinungen erachtet auch Platzer (1997) die Nährstoffkonzentration als den wichtigeren Parameter gegenüber den eingetragenen organischen Gesamtfrachten.

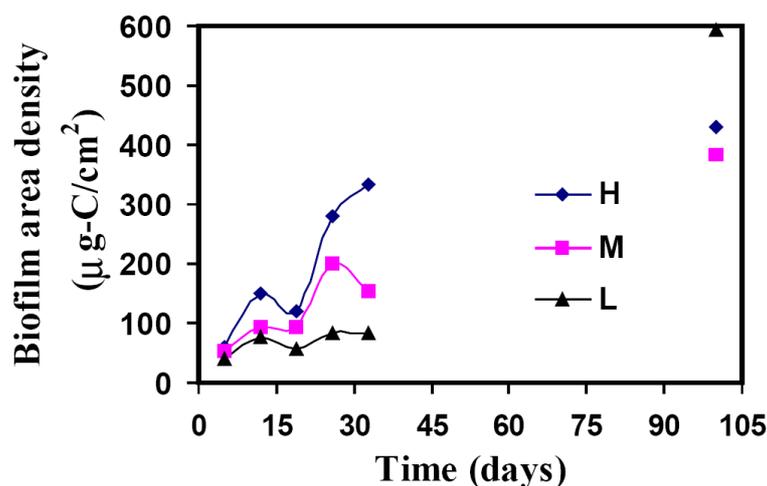


Abb. 6-2: Entwicklung der Biofilmdichten bei unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen/-frachten (L=low=0,3 g C/(m²*d), 20 mg NH₄-N/L; M=middle=2*L; H=high=4*L) (aus Wijeyekoon et al. 2004).

Neben dem Befund, dass erhöhte Nährstoffkonzentrationen den Biofilm kompaktieren, konnten Wijeyekoon et al. (2004) die Entwicklung der Biofilme anhand der Flächendichte nachzeichnen (Abb. 6-2). Es zeigt sich ein analoger Wertverlauf im Vergleich zur beschriebenen Entwicklung der Biomassegehalte in den eigenen Versuchen. Die Autoren gehen auf die Stagnation der Biofilm-Flächendichten zwischen Versuchstag 10 und 20 nicht weiter ein. Es ist jedoch ein Indiz dafür, dass die Biomasse-/Biofilmentwicklung bei Kohlenstoff abbauenden und nitrifizierenden Systemen in unterschiedlichen Reaktortypen annähernd zur gleichen Zeit eine Stagnationsphase durchläuft. In Filtersystemen wird diese Entwicklung evident, da sie unmittelbaren Einfluss auf die hydraulische Leitfähigkeit nimmt, wohingegen sie in anderen Reaktortypen unbemerkt verlaufen kann.

An dieser Stelle besteht sicherlich weiterer Forschungsbedarf, um die Prozesse der Biofilmentwicklung in oben genannten Systemen besser zu verstehen und zu überprüfen, inwieweit diese reaktorspezifisch oder allgemeingültig sind, sowie welche Konsequenzen aus den Biofilmeigenschaften für die einzelnen Reaktortypen und speziell für Kolmation bei Bodenfiltern zu erwarten sind.

6.3 Physikalische Kolmation

Die Grobsand-Filterversuche zeigten unkritisches Verhalten gegenüber rein physikalischer Kolmation mit inerten Feinpartikeln $< 63 \mu\text{m}$ Korndurchmesser. Es fand nur eine sehr geringe Akkumulation der Partikel entlang der Fließwege im Filtersand statt, wobei das Korngrößenspektrum der Feinpartikel in allen Tiefen etwa dem der Verteilung im Zulaufwasser entsprach bzw. eher zu kleineren Korngrößen tendierte. Die hydraulische Leitfähigkeit des Filters blieb bei geringer Feinpartikelkonzentration im Zulaufwasser auf Ausgangsniveau. Die Verdreifachung der Feinpartikelkonzentration im Zulauf machte sich in abnehmenden hydraulischen Leitfähigkeiten bemerkbar, die jedoch auch nach fast 100 Tagen Betriebszeit noch etwa 80 % der Ausgangsleitfähigkeit betragen. In den Mittelsand- und Fein-/Mittelsand-Versuchen konnte nachgewiesen werden, dass physikalische Kolmation durch eingetragene Feinpartikel sehr

wirksam ist. Im Gegensatz zur biologischen Kolmation kommt es jedoch nicht von Anfang an zu einer starken Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeiten. Die Abnahme lief zuerst sehr moderat ab, und nach 2-4 Wochen Versuchszeit herrschten immer noch hydraulische Leitfähigkeiten zwischen 80-90 % der Ausgangsleitfähigkeit in den Filtern. Dies änderte sich schlagartig innerhalb weniger Tage, in denen die Werte um mehrere 10er % abfielen und sich langsam einem Minimalwert näherten. Die Akkumulation der Feinpartikel fand an der Filteroberfläche statt. Nennenswerte Feinpartikelmengen konnten nur bis in ca. 2 cm Tiefe gemessen werden, in Tiefen darunter waren die Mengen sehr gering.

Die Befunde zeigen, dass die Feinpartikel fast quantitativ durch den Grobsand-Filter transportiert werden. Scheffer et al. (2008) geben für Sande einen Grobporenanteil (Porendurchmesser 10 bis $> 50 \mu\text{m}$) von $30 \pm 10 \%$ am Gesamt-Bodenvolumen an. Geht man von einem tatsächlichen Anteil der Grobporen nahe dem Maximalwert von 40 % im Grobsand-Filter aus, so sind über 90 % der Poren im Filter den Grobporen zuzuordnen. Bei den vorliegenden Feinpartikeln mit Durchmessern $< 63 \mu\text{m}$ ist demnach zu erwarten, dass sie das Porensystem passieren können, ohne im Porenraum zurückgehalten zu werden.

Bei Säulenexperimenten zum Einfluss von partikelhaltigem Abwasser auf unterschiedliche Bodenarten stellten Vinten et al. (1983) ähnliches fest. Bei Grobsand war nur eine geringe Deposition der Partikel im Boden zu beobachten, wodurch auch nur eine geringe Änderung im hydraulischen Verhalten zu verzeichnen war.

Die Versuche von Reddi et al. (2000) zur physikalischen Kolmation bei Grobsand zeigten, dass eine Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit auch dann stattfinden kann, wenn die eingetragenen Partikel kleiner sind als die Mehrheit der Poren im Filtermedium. Dabei spielt die Selbstfiltration – also der Partikelrückhalt durch Verkleinerung der Poren aufgrund sich immer weiter anlagernder Partikel – eine Rolle, die durch erhöhte Zulaufraten verstärkt werden kann. Die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit in den Versuchen entwickelte sich exponentiell ohne sprunghafte Abnahme zu irgendeinem Versuchszeitpunkt.

In den Fein- und Mittelsand-Filtern ist der Mittel- und Feinporenanteil (Porendurchmesser $< 10 \mu\text{m}$) deutlich höher als im Grobsand, weshalb die Feinpartikel bereits an der Oberfläche zurückgehalten wurden bzw. in nur geringe Tiefen des Porensystems eindringen konnten. Im Laufe der Versuche bildete sich eine geschlossene Decke aus Feinpartikelmaterial an der Oberfläche aus. Ab dem Zeitpunkt, an dem die Feinpartikel eine geschlossene Auflage ausbildeten, ging die hydraulische Leitfähigkeit rapide zurück, und die gebildete Feinpartikel(schluff)schicht auf dem Filtersand dominierte die hydraulischen Verhältnisse des Gesamtsystems. In den Fein- und Mittelsand-Säulen korrelierten Feinpartikelkonzentration und Beginn der starken Abnahme der hydr. Leitfähigkeit gut miteinander. Bei Feinpartikelkonzentrationen von 390 mg/L dauerte es etwa 10 Tage und bei 130 mg/L etwa 30 Tage, bis eine deutliche Reduktion der hydr. Leitfähigkeit festzustellen war. Lediglich die schwächer belastete Fein-/Mittelsand-Säule V2-2 wies noch am 50. Versuchstag eine relative hydr. Leitfähigkeit von 80 % auf. Vermutlich war in diesem Fall aufgrund turbulenter Verwirbelungen während der Beaufschlagungen das Ausbilden einer geschlossenen Feinpartikelschicht auf der Filteroberfläche nicht erfolgt, so dass das Wasser durch die nicht ausreichend überlagerten Bereiche der Filteroberfläche relativ schnell versickern konnte.

Vinten et al. (1983) beobachteten in Bodensäulen, die mit schluffigem bzw. sandigem Lehm befüllt waren, eine Akkumulation der Feststoffe auf der Filteroberfläche. Eine Abnahme der relativen Fließrate war vor allem dann zu erkennen, als die an der Oberfläche abgelagerten Feststoffe eine geschlossene Decke ausbildeten. In einer mit synthetischem partikelhaltigem Regenwasser beaufschlagten geschichteten Bodensäule (Kies - Feinsand - Abfolge) konnten Siriwardene et al. (2007) Kolmationseffekte am Schichtübergang zwischen Kies und Sand nachweisen. Dabei änderte sich der Durchfluss zunächst langsam und ab einem gewissen Zeitpunkt sehr schnell. Auch hier wurde die Ausbildung einer Kolmationsschicht beobachtet.

Zusammengefasst kann für die ausschließlich physikalische Kolmation durch eingetragene Partikel in Sandfiltern folgendes festgehalten werden:

In Grobsanden können Feinpartikel bei niedrigen Konzentrationen fast ungehindert durch das Porensystem migrieren und werden kaum im Filter angereichert. Die

hydraulische Leitfähigkeit nimmt – wenn überhaupt – nur mäßig ab. Bei Erhöhung der Zulauffrachten werden vermehrt Partikel in den Poren zurückgehalten, wobei der Filtereffekt durch die sich verengenden Poren weiter zunimmt. Als Folge hiervon ist eine exponentielle Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit zu beobachten.

Mit feiner werdenden Korngrößen der Sande steigt die Kolmationswirkung durch eingetragene Partikel. Hierbei akkumulieren die Feststoffe zunächst in den oberflächennahen Schichten des Filterkörpers. Während dieser Phase nimmt die hydraulische Leitfähigkeit in etwa linear ab. Bei fortschreitender Porenraumverengung an der Oberfläche werden die Partikel bereits an der Filteroberfläche ausgesiebt und lagern sich dort an. Nachdem die akkumulierten Partikel einen geschlossenen Filterkuchen ausgebildet haben, nimmt die hydraulische Leitfähigkeit stark exponentiell ab. Die Gesamthydraulik wird ab diesem Zeitpunkt durch die Korngrößenzusammensetzung und Dicke des Filterkuchens bestimmt.

6.4 Zusammenwirken von biologischer und physikalischer Kolmation

Die deutlich wirksame biologische Kolmation in den Grobsand-Versuchen der Versuchsreihe 2 wurde durch den Einsatz von Feinpartikeln im Abwasser weiter verstärkt. Da keine genauen Strukturanalysen der Kolmationsschicht durchgeführt wurden, wird davon ausgegangen, dass durch die aufwachsende Biomasse die Porenweiten so weit verengt wurden, dass zunehmend Feinpartikel zurückgehalten wurden. Die Anreicherung der Feinpartikel hatte eine Vergrößerung der Oberfläche im Korngerüst zur Folge, wodurch wiederum mehr Aufwuchsfläche für die Mikroorganismen zur Verfügung stand. Die Kombination physikalischer und mikrobieller Ursachen führte im Grobsand somit zu einer synergistischen Wirkung beider Ursachen. Die etwa doppelt so hohen DNA-Gehalte in den oberen Filterschichten bei den kombiniert biologisch/physikalisch betriebenen Säulen verglichen mit der rein biologisch betriebenen Säule sowie die Partikelakkumulation in den oberflächennahen Bereichen belegen dies. Bei der mit geringer Partikelfracht betriebenen Säule wurden die Fein-

partikel hauptsächlich in den Poren akkumuliert, während sich bei der mit hoher Partikelfracht betriebenen Säule ein Filterkuchen ausbildete. Die Korngrößenzusammensetzungen der zurückgehaltenen Partikel zeigten, dass vermehrt die gröbere Fraktion zurückgehalten wurde, während die feineren Partikel durch das System gespült wurden.

Die Kombination physikalischer und biologischer Kolmationsprozesse in den Mittelsand-Versuchen zeigte keine sich gegenseitig verstärkenden Kolmationswirkungen wie im zuvor beschriebenen Sinne bei den Grobsand-Filtern. Dieser Umstand lässt sich durch das unterschiedliche räumliche Auftreten beider Kolmationsformen bei feinerem Filtermaterial erklären. Die biologische Kolmation ist ein Prozess, der hier vor allem in den Bodenporen wirkt und dort sehr schnell zur Porenraumverkleinerung führt, einhergehend mit einem Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit. Die physikalische Kolmation hingegen ist nur dann besonders wirksam, wenn sich ein Filterkuchen auf der Filteroberfläche ausbilden kann, der das hydraulische Verhalten der Säule bestimmt. Beide Prozesse sind für sich sehr wirksam, bilden aber zu verschiedenen Zeitpunkten ihr maximales Kolmationsvermögen aus. Der Prozess mit dem momentan größeren Kolmationspotenzial bestimmt das hydraulische Verhalten des gesamten Filtersystems. Fallen die Maxima der Einzelprozesse zeitlich zusammen, ist kein nennenswerter Unterschied zwischen Betriebsweise (rein physikalisch, rein biologisch, gemischt physikalisch/biologisch) und Kolmationswirksamkeit zu erkennen. Tritt das erhöhte Kolmationspotenzial der Einzelprozesse jedoch zeitlich versetzt auf, so zeigt ein gemischt physikalisch/biologisch kolmatierendes System die am schnellsten fortschreitende Kolmation. Besonders eindrucksvoll ist dies in der mit hoher Partikelfracht betriebenen Mittelsand-Säule V2-12 (Abb. 5-12) zu beobachten. Die biologische Kolmation war dort aufgrund der einsetzenden Stagnationsphase rückläufig, als die physikalische Kolmation ihre Wirksamkeit entfaltete und das Gesamtsystem bereits nach 35 Versuchstagen total kolmatierte. Die Partikeluntersuchungen zeigen einen Rückhalt der gröberen Partikel in der Schicht 0-1 cm, während in den tieferen Schichten die Korngrößenverteilung abnimmt, bei jedoch sehr geringen Partikelmengen.

Bei dem noch feineren Filtermaterial in den Fein-/Mittelsand-Filtern zeigte sich ähnliches Kolmationsverhalten wie bei den Mittelsandversuchen – der momentan stärker wirkende Prozess dominierte das hydraulische Gesamtverhalten.

Dieser Umstand wurde in der Literatur noch nicht diskutiert. Es gibt jedoch eine Anzahl von Untersuchungen, in denen der Kolmationsprozess in abwasserdurchsickerten Systemen als Kombination physikalischer und biologischer Ursachen gesehen wird (Spychala & Blazejewski 2003, Winter & Goetz 2003, Schwarz 2004).

Bei Untersuchungen an Vertikalbodenfiltern stellen beispielsweise Winter & Goetz (2003) die besondere Rolle der Feinpartikel $> 50 \mu\text{m}$ – die etwa der Porengröße von Filtersanden entsprechen – bezüglich der Kolmation heraus. Die Autoren beschreiben, dass zuerst diese Partikel an der Oberfläche der Filter ausgesiebt werden, wodurch sich die Porengrößen verkleinern und weitere Partikel $< 50 \mu\text{m}$ zurückgehalten werden können. Dabei korrelieren die Zulaufkonzentrationen an suspendierten Feinpartikeln mit der Kolmationstendenz. Die Beobachtungen bezüglich des Partikelrückhalts an der Filteroberfläche decken sich mit den eigenen sowie den Ausführungen von Vinten et al. (1983).

Weiter stellen Winter & Goetz (2003) fest, dass durch die Kolmation durch Feinpartikel an der Filteroberfläche ein Überstau entsteht, der den Diffusions- und Massentransport von Sauerstoff in den Filter behindert und zur Hemmung des Abbaus von partikulärer organischer Masse sowie des gelösten Kohlenstoffs beiträgt, weshalb die Kolmationssituation verschärft wird.

Legt man jedoch den weitaus höheren Sauerstoffbedarf für den mikrobiellen Umsatz während der Wiederbelüftungsphase gegenüber der Überstauphase zugrunde (vgl. Kap. 5.7.5), so wird deutlich, dass nur ein Sauerstoffdefizit während der Wiederbelüftungsphase den mikrobiellen Abbau entscheidend hemmt. Ein Sauerstoffdefizit in der Wiederbelüftungsphase ist nur als Konsequenz aus der Bildung einer Feinpartikel-Deckschicht auf der Filteroberfläche denkbar, da die feinerporige Deckschicht aufgrund ihres hohen Wasserhaltevermögen hemmende Wirkung auf den Sauerstoff-Diffusionstransport in der Wiederbelüftungsphase hat.

Unzureichende Sauerstoffversorgung wird auch von weiteren Autoren als eine Hauptursache aufgeführt, die zu unvollständigem Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe und somit auch zur Kolmation führt (Otis 1985, zitiert in Kunst & Flasche 1995, Platzer 1997, Müller & Lützner 1999).

Während sich für unvollständig abgebaute organische Feststoffe der Kolmationsmechanismus durch die Verringerung des Porenraums von selbst erschließt, wird für gelöste organische Stoffe diesbezüglich keine eindeutige Erklärung gegeben. Vorstellbar ist eine Akkumulation der gelösten organischen Stoffe sowie weiterer gelöster anorganischer (Nährstoff-)Anteile wie NH_4 in der EPS-Matrix, wodurch diese kompakter und weniger wasserdurchlässig wird.

6.5 Sauerstofftransport

Aufgrund der zeitlich hoch aufgelösten Messungen der Sauerstoffsättigungen innerhalb der Mittelsand-Versuchssäule V3-1 kann eine genaue Vorstellung über die Sauerstofftransport- und Umsatzmechanismen während eines Beaufschlagungszyklus entwickelt werden.

Fast zeitgleich mit der Beaufschlagung mit Abwasser zu Beginn der Sickerphase (überstaute Versickerung) sank die Sauerstoffsättigung der noch nicht eingefahrenen Säule in den obersten 2 cm schlagartig von 100 % auf etwa das Niveau der O_2 -Sättigung im Zulaufwasser. Mit zunehmender Tiefe ist eine weitere Abnahme der Sättigungswerte von jeweils 100 % auf Minimalwerte nahe dem Sättigungsausgangswert des Zulaufwassers zu verzeichnen, jedoch mit immer kleiner werdenden Abnahmeraten. 20 cm unter der Filteroberfläche fand nur noch eine kaum merkliche Abnahme der Sättigungswerte um wenige Prozentpunkte statt. Die Messungen in 34 cm Tiefe zeigten nahezu identische Werte wie in 20 cm Tiefe. Die gleiche qualitative Entwicklung der Sauerstoff-Sättigungswerte konnte auch zu einem späteren Zeitpunkt (VT 136) in der bereits eingefahrenen, jedoch mit nährstofffreiem Wasser beaufschlagten Säule beobachtet werden.

In beiden beschriebenen Fällen kann die Sauerstoffzehrung aufgrund mikrobieller Umsetzungsprozesse vernachlässigt werden, so dass für die Änderungen der Sauerstoffsättigungswerte rein physikalische Vorgänge zugrunde gelegt werden.

Die Abnahme der O_2 -Sättigungswerte in der etwa 2 cm mächtigen Schicht direkt unter der Filteroberfläche lässt sich auf das Ausbilden der gesättigten Zone während des Infiltrationsvorganges zurückführen (vgl. Kap. 3.3.2). Das Beaufschlagungswasser dringt in diesem Bereich in alle Bodenporen ein und verdrängt aus diesen die Bodenluft – die gemessenen Sauerstoffwerte entsprechen den O_2 -Zulaufigehalten. Unterhalb der Sättigungszone beginnt die Übergangs- und Transportzone. Der Porenluftanteil liegt hierbei bis in etwa 20 cm Tiefe bei ungefähr 50 % des Gesamtporenvolumens mit abnehmender Tendenz, bis der Filter bei ca. 30 cm Tiefe vollständig wassergesättigt ist.

In der Transportzone sättigt sich das perkolierende Wasser mit fortschreitender Tiefe mit Sauerstoff aus der Bodenluft zunehmend auf. In 20 cm Bodentiefe ist das Wasser vollkommen sauerstoffgesättigt und passiert ohne weitere Sauerstoffaustauschprozesse die verbleibende Filterstrecke. Die identischen Sauerstoffsättigungen in 20 cm und 34 cm belegen dies. Eine Bestätigung für die Quantifizierbarkeit der O_2 -Aufsättigung des perkolierenden Wassers mit den vorhandenen Messmethoden brachte die Gegenüberstellung der Messwerte mit theoretischen Berechnungen. Für Versuchstag 136 wurde mit beiden Methoden ein identischer Sauerstoffbedarf von 6 g/m^2 ermittelt, um die Beaufschlagungsmenge von 690 L/m^2 von 5 % auf 100 % Sauerstoff aufzusättigen, was auch gleichbedeutend damit ist, dass diese Menge Sauerstoff dem Filtersystem auf physikalische Weise entzogen wurde (vgl. Kap. 5.7.2). Bisher ist nur die Arbeit von Wozniak (2008) bekannt, in der eine O_2 -Aufsättigung des perkolierenden Wassers durch In-situ-Messungen der O_2 -Konzentration belegt werden konnte. Eine genaue Quantifizierung der absoluten Sauerstoffmengen hat die Autorin jedoch nicht vorgenommen.

Beim Übergang von der Sickerphase in die Zehrungsphase zeigten Tensiometermessungen ein schnelles Entwässern des Filters. Dies führte zu konvektivem Gastransport, der über die gesamte Filterstrecke zu beobachten war. Dieser schnelle Transport

fürte in verschiedenen Filterabschnitten jedoch zu unterschiedlichen Entwicklungen bezüglich der Sauerstoffsättigungen. Da die **oberen Zentimeter** des Filters während der Sickerphase vollständig mit Wasser gefüllt waren, wurde der frei werdende Porenraum durch nachströmende atmosphärische Luft ausgefüllt. Dadurch wurde eine sprunghafte Zunahme der Sauerstoffsättigung auf etwa 100 % in diesem Bereich gemessen.

In **mittleren Tiefen bei etwa 10 cm** war die Zunahme der Sauerstoffsättigungen zwar auch deutlich, jedoch weniger ausgeprägt und auf ein niedrigeres Niveau steigend. Dieser Umstand wird darauf zurückgeführt, dass nur ein Teil der Bodenporen in diesem Tiefenbereich wasserdurchströmt war und dieser auch nur durch konvektiv nachgelieferte Luft ersetzt werden konnte. Dabei mischte sich die bereits vorhandene teilgesättigte Bodenluft mit dem Anteil nachgelieferter Luft, so dass keine hundertprozentige Sauerstoffsättigung aufgrund Konvektion erreicht werden konnte.

In **Filtertiefen um 20 cm** war auch eine sprunghafte Änderung der Sauerstoffsättigung im Übergang von der Sickerphase zur Zehrungsphase zu verzeichnen, jedoch mit deutlicher Abnahme der Werte um mehrere 10er Prozentpunkte. Dies erklärt sich durch die Tatsache, dass durch den konvektiven Transport nicht nur atmosphärische Luft in den Filterkörper „gesaugt“ wird, sondern auch Bodenluft im Filter selbst von oben nach unten verlagert wird. Dabei dringt die sauerstofffreie bzw. -reduzierte Bodenluft aus den oberen Filterbereichen in tiefere Schichten ein und mischt sich dort mit dem verbliebenen höher O₂-gesättigten Bodenluftanteil, was insgesamt zu einer Abnahme der Sättigungswerte in diesem Bereich führt. Die Bodenluftverlagerungen führen dazu, dass sich zu Anfang der Zehrungsphase bezüglich der Sauerstoffsättigungen jeweils immer der gleiche Zustand im Filterkörper einstellt – höchste Sättigungswerte unmittelbar unter der Filteroberfläche mit abnehmender Tendenz in Richtung tieferer Filterschichten.

Die anschließende Wiederbelüftung auf den Ausgangswert von 100 % Sauerstoffsättigung im mittleren und tieferen Filterbereich verläuft relativ langsam und wird auf Diffusionseintrag zurückgeführt.

Die Sauerstoffsättigungswerte in **34 cm Tiefe** setzen für die Zehrungs- und Wiederbelüftungsphase den fallenden Trend aus der Sickerphase mit gleichen Abnahmeraten weiter fort. Anders als im Transportzonen-Bereich des Filters mit relativ hohen Bodenluftanteilen wird in 34 cm Tiefe – dem Übergangsbereich zum Kapillarsaum – von nahezu wassergesättigten Verhältnissen ausgegangen. Demnach zeigen die gemessenen Sättigungswerte in 34 cm Tiefe die Sauerstoffabnahme im Haftwasser durch mikrobielle Tätigkeit an. Ein nennenswerter diffusiver Sauerstoffnachschub in den wassergesättigten Bereich aus der Bodenluft oder durch atmosphärischen Sauerstoff über den Filterablauf kann aufgrund des sehr geringen O_2 -Diffusionskoeffizienten für Wasser ausgeschlossen werden.

Mit fortschreitender Versuchsdauer und trotz zunehmender mikrobieller Tätigkeit im Filter, war in den Sickerphasen für die Sauerstoffentwicklung in der Filterschicht zwischen 0-10 cm Tiefe kaum ein Unterschied in der Abnahmehöhe der Sättigungswerte im Vergleich zum Beginn des Versuches festzustellen. Bestimmend für die Lage des Sauerstoff-Minimalwertes war der O_2 -Anfangsgehalt im Beaufschlagungswasser. Aufgrund von Kolmation und damit einhergehender zunehmender Sickerzeiten wurde aber weniger Sickerwasser pro Zeiteinheit mit Sauerstoff aufgesättigt, weshalb die Sättigungskurven flacher abfielen. Das Niveau der Sauerstoffsättigungen lag an den Messpunkten in 20 cm und 34 cm Tiefe zwar etwas höher als in den übrigen Tiefen, doch zeigten sich auch hier deutlich fallende Werte sowohl während der Sickerphase als auch im gesamten Versuchsverlauf. Die Beobachtungen lassen den Schluss zu, dass der physikalische Sauerstoffaustrag durch sich aufsättigendes Sickerwasser, auch bei einer etablierten Biozönose im Filter, den Haupteffekt für die Sauerstoffreduzierung im Filterkörper während der Sickerphase darstellt.

Auch für den Übergang zwischen Sickerphase und Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase wurde aufgrund Kolmationsentwicklung ein zunehmend langsamerer Sauerstoff-Konvektionstransport beobachtet. Die sich einstellenden Sättigungswerte bei Max. 1 erreichten aber fast dasselbe Niveau wie zu Anfang der Versuchsreihe bei bereits beschriebener Schichtung mit abnehmenden Werten bei zunehmender Filtertiefe.

Die Wirksamkeit der mikrobiellen Tätigkeit zeigte sich in den stark abfallenden O_2 -Sättigungswerten in allen Tiefenstufen während der Zehrungsphase. Die Abstufung der O_2 -Sättigungswerte von oben nach unten konnte während der gesamten Zehrungs- und der anschließenden Wiederbelüftungsphase beobachtet werden. Geht man von vernachlässigbar geringen mikrobiellen Aktivitäten in tieferen Schichten des Filterkörpers aus, kann die Abnahme der dortigen Sauerstoffsättigungen nur durch diffusive Verlagerung des Sauerstoffs in Richtung der sauerstoffzehrenden, oberflächennahen Zone erklärt werden. Ab dem Übergang in die Wiederbelüftungsphase dreht sich die Transportrichtung um – Sauerstoff wird diffusiv durch die Filteroberfläche von oben nach unten in den Filter eingetragen.

6.6 Stoffumsatz

6.6.1 Lokalisierung und Quantifizierung der Biomasse und Bioaktivität

In allen Versuchssäulen wurde eine Biomasseakkumulation nahe der Filteroberfläche festgestellt. Ein Vergleich der Biomassekonzentrationen (ausgedrückt als DNA-Konzentrationen) zwischen den gemittelten Werten für die Schicht 0-4 cm und die Schicht bei 10 cm Filtertiefe zeigt einen um den Faktor 2-10 höheren Gehalt an Biomasse in der oberen Schicht (Abb. 6-3 a). Innerhalb der gemittelten 4 cm mächtigen Schicht ist vor allem bei feinerem Filtermaterial bereits ein deutlicher Konzentrationssprung nach den ersten 1-2 Zentimetern festzustellen. Der Frage, unter welchen Betriebsbedingungen der Faktor in welchem Bereich zu finden ist, wurde nicht weiter nachgegangen. Es fällt aber auf, dass bei den Glucose-beaufschlagten Versuchssäulen der Faktor durchweg im unteren Bereich bei etwa 2 liegt. Ähnliches Verhalten wurde für die RNA-Konzentrationen – die einen Hinweis auf die Bioaktivität geben – beobachtet (Abb. 6-3 b). Der Faktor zwischen dem oberflächennahen und dem tieferen Bereich lag mit Werten zwischen 2-13 im Mittel etwas höher als bei den DNA-Werten. Dieser Umstand lässt auch auf eine erhöhte spezifische Bioaktivität (RNA/DNA-Verhältnis) in den oberen Filterbereichen schließen.

Zur Veranschaulichung ein Zahlenbeispiel: Ein angenommener durchschnittlicher Faktor von 5 bedeutet, dass man eine Bodenschicht von 20 cm Mächtigkeit mit der Biomassekonzentration von 10 cm benötigt, um den gleichen absoluten Biomassegehalt zu erreichen wie in der 0-4 cm Schicht. Weiter würde das bedeuten, dass mindestens 50 % des Stoffumsatzes in der oberflächennahen Schicht stattfindet – vorausgesetzt der Stoffumsatz verhält sich proportional zur Biomasse.

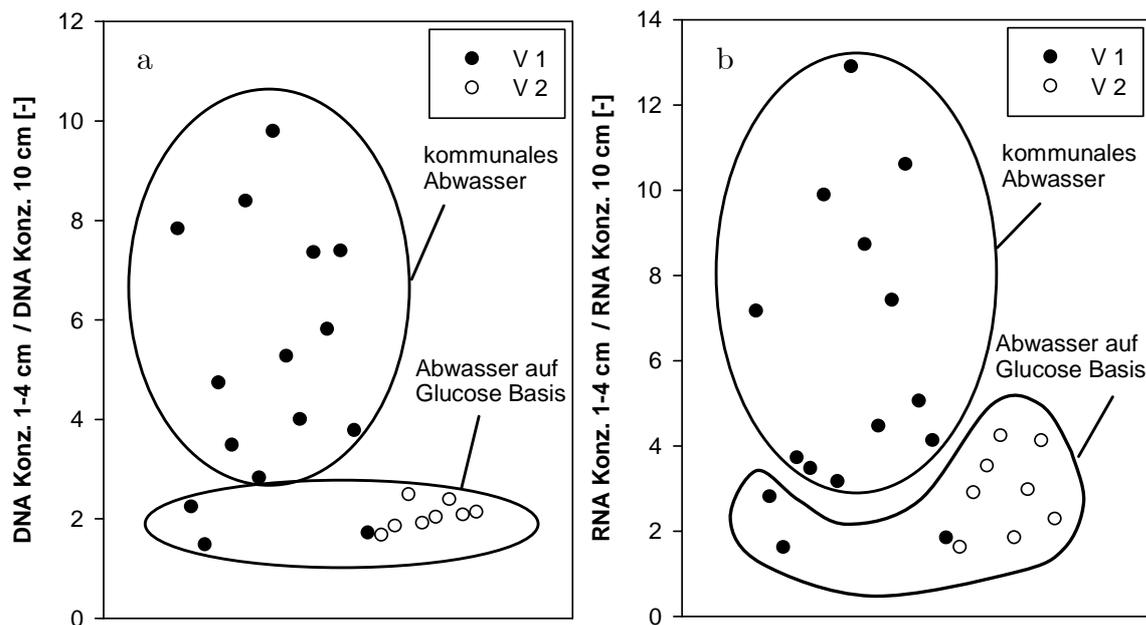


Abb. 6-3: Verhältnis der Biomassekonzentrationen zwischen oberflächennaher Schicht (Durchschnittswerte 0-4 cm) und Filterschicht bei 10 cm Tiefe. Biomassen bzw. Bioaktivitäten über DNA bzw. RNA Konzentrationen bestimmt.

Die Akkumulation von Biomasse in oberflächennahen Schichten bei abwasserdurchströmten Sandböden bzw. -filtersystemen wurde schon in zahlreichen Untersuchungen beschrieben (Dunbar 1912, Baveye et al. 1998, Fuchs et al. 2004, Schwarz 2004, Rauch-Williams & Drewes 2006, Wozniak 2008). Es geht aus ihnen hervor, dass die Abnahme der Biomasse sprunghaft in wenigen Zentimetern Tiefe vonstatten geht. Ähnlich den eigenen Befunden beschrieben Guilloteau et al. (1993) eine Abnahme der Biomasse um den Faktor 10 in abwasserbeschickten Sandsäulen zwischen dem 1. und 15. Zentimeter.

Neben den höchsten Biomassegehalten wurden für die obersten 5 cm der Filterschicht auch die höchsten Nitrifikationsraten und CSB-Abbauraten festgestellt (Kunst & Flasche 1995, Schwager & Boller 1997, Platzer 1998, Kayser 2003).

Trotz dieser zahlreichen Beobachtungen sind die Ursachen für die Biomasseakkumulation nahe der Oberfläche bisher kaum erforscht bzw. es wurden kaum Ideen entwickelt, die das Phänomen erklären. Die wenigen Autoren, die eine Erklärung hierzu liefern, gehen meist von einer schlechteren Sauerstoffversorgung der tieferen Filterschichten aus, aufgrund derer das Biomassewachstum bzw. die Bioaktivität gehemmt werden (Guilloteau et al. 1993, Kunst & Flasche 1995).

Die Sauerstoffmessungen in der Versuchsreihe 3 belegen, dass während der für die Umsetzungsprozesse bedeutenden Zehrungs- und Wiederbelüftungsphase die Sauerstoffsättigungen innerhalb der Schicht bis 20 cm Tiefe zu keinem Zeitpunkt unter 30 % gesunken sind. Die Sauerstoffsättigungen nahmen zwar von oben nach unten um ca. 20-30 Prozentpunkte ab, es lagen aber keine limitierten Sauerstoffverhältnisse vor, die ein weiteres Vordringen der biologisch aktiven Zone in tiefere Filterbereiche verhindert hätten. Außerdem wäre bei gleichmäßig abnehmenden Sauerstoffgehalten mit der Filtertiefe auch von einer gleichmäßigen Abnahme der Biomasse auszugehen und nicht wie beobachtet von einem sprunghaften Abfallen innerhalb weniger Zentimeter nahe der Oberfläche.

Demnach muss ein anderer Umstand für den scharfen Gradienten bezüglich der Biomasseverteilung nahe der Oberfläche verantwortlich sein, der auf lange Sicht günstigere Lebensbedingungen für die Mikrobiologie in diesem Bereich schafft. Betrachtet man für einen Beaufschlagungszyklus die für Biomassewachstum neben der Sauerstoffverfügbarkeit relevanten Prozesse wie Wasser- und Stofftransport, erkennt man einen grundlegenden Unterschied zwischen der oberflächennahen Schicht und darunter liegenden Bereichen des Filters – das Ausbilden der Sättigungszone in den ersten Zentimetern des Filters während der überstauten Versickerung. Dieser Umstand führt dazu, dass in der oberflächennahen Schicht alle Poren (mit Ausnahme der mit Haftwasser gefüllten Feinporen) mit dem nährstoffreichen Beaufschlagungswasser durchflossen werden und somit günstige Lebensbedingungen für Mikroorganismen

geschaffen werden. In der darunter liegenden Transportzone wird nur die Hälfte bis ein Drittel des verfügbaren Porenraums durchsickert. Unter der Annahme, dass das perkolierende Wasser aus der Sättigungszone zufällig verteilt an bestimmten Punkten in die Transportzone übertritt (Hillel & Baker 1988), sind die einzelnen Poren der Transportzone statistisch gesehen jeweils nur bei jeder zweiten bis dritten Beaufschlagung vom Abwasser durchflossen. Dies führt zu einer unzureichenden Nährstoffversorgung sowie längeren Trockenphasen in den betroffenen Bereichen, einhergehend mit geringem Biomassewachstum. In der Sättigungszone kann aufgrund der regelmäßigen Wasser- und Nährstoffversorgung von einer relativ gleichmäßigen initialen Biofilmentwicklung im Porenraum ausgegangen werden. Im weiteren Verlauf verbessern die Mikroorganismen ihre Lebensbedingungen durch vermehrte Produktion von EPS. Aufgrund der hohen Wasserhaltekapazität und Nährstoffadsorptionseigenschaften der EPS (Flemming 2002, Or et al. 2007/0) können ausreichend Wasser und Nährstoffe im Biofilm gebunden werden, um die täglichen Beaufschlagungspausen zu überdauern.

6.6.2 Stoffumsatzmechanismen

Die Interpretation der Ergebnisse aus der 4-tägigen Messkampagne von VT 133-136 lässt Rückschlüsse auf die Mechanismen des Kohlenstoff- und Stickstoffumsatzes im Filter zu.

6.6.2.1 Dunbars „Absorptionstheorie“

Bei der Beaufschlagung an VT 134 betrug die CSB-Rückhalteleistung im Filter etwa 40 %, was einem absoluten Rückhalt von etwa 25 g CSB/m² entspricht. Je nach Umrechnungsfaktor beläuft sich der für die aerobe Umsetzung benötigte Sauerstoffbedarf für diese Menge an CSB zwischen 17 g und 25 g O₂ (Kap. 5.6.1).

Ammonium-Stickstoff wurde am selben Versuchstag zu 27 % im System zurückgehalten, was einem Absolutwert von 9,57 g NH₄-N/m² entspricht. Etwa 6 g/m² des NH₄-N wurden als NO₃-N wieder gefunden, der Rest wurde aus dem System als N₂ eliminiert – unter der Annahme, dass kein Stickstoff in Biomasse fixiert wurde. Der berechnete Sauerstoffbedarf für die Stickstoffumsetzungsprozesse an VT 134 beträgt je nach

Berechnungsgrundlage zwischen 28 und 34 g/m² (Kap. 5.6.2). Addiert man die für beide beschriebenen Umsetzungsprozesse benötigten Sauerstoffmengen, so errechnet sich ein Gesamt-Sauerstoffbedarf von 45 – 59 g O₂ / m². Wird diesem Wert der ermittelte Betrag für die Sauerstoffzehrung während der Sickerphase an VT 134 von 3-5 g O₂/m² (Kap. 5.7.5) gegenübergestellt, wird deutlich, dass die Umsetzungsprozesse während der Sickerphase nur eine untergeordnete Rolle spielen können. Demnach findet etwa 90 % des Stoffumsatzes in der Beaufschlagungspause zwischen zwei Beaufschlagungen statt.

Dieser Befund bestätigt und quantifiziert die erstmals von Dunbar (1912) aufgestellte und von vielen anderen Autoren (Kap. 3.3.3 und Kap. 3.3.4) unterstützte „Absorptionstheorie“, nach der die Abwasserinhaltsstoffe während der Beaufschlagung im Boden und speziell im Biofilm zwischengespeichert werden, um in der Pause zwischen zwei Beaufschlagungen bei günstigeren Sauerstoffverhältnissen umgesetzt zu werden.

6.6.2.2 Organischer Kohlenstoff

Aus den fraktionierten Ablaufproben der Versuchstage 134 und 135 kann bei Betrachtung der CSB-Konzentrationen festgestellt werden, dass die niedrigsten Konzentrationen zu Beginn in den ersten 0,5 L des Ablaufs auftreten. Diese Probe ist sicherlich durch Restwasser der vorhergehenden Beaufschlagung vom Vortag mit beeinflusst, doch bei Betrachtung der weiteren Teil-Ablaufproben wird ein Trend sichtbar: Die CSB-Konzentrationen nehmen in den ersten drei Teilproben jeweils von Probe zu Probe deutlich zu, während sie von der dritten zur vierten nur eine sehr geringe Zunahme erfahren. Die CSB-Konzentrationen liegen dabei auf deutlich niedrigerem Niveau als die Zulaufwerte.

Dieses Ablaufverhalten ließe vermuten, dass die organischen Kohlenstoffverbindungen anfangs zu einem großen Teil durch Adsorption im Filter zurückgehalten werden bei gleichzeitiger aerober Umsetzung. Nachdem die Sorptionskapazität des Filters erschöpft ist, läuft der aerobe Abbau weiter, was sich durch die etwa gleich bleibenden, jedoch gegenüber der Zulaufkonzentration deutlich niedrigeren CSB-Ablaufkonzentrationen zeigt. Bezugnehmend auf den relativ konstanten Wirkungs-

grad hinsichtlich des CSB-Abbaus während Beaufschlagungsereignissen an Retentionsbodenfiltern vermutet Dittmer (2006) diesen unmittelbaren Abbau als dominierenden Prozess. Wie bereits anhand der Sauerstoffmessungen ausgeführt, kann diese Annahme jedoch nicht bestätigt werden.

Genaue Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten des organischen Kohlenstoffs in abwasserbeaufschlagten Filtersystemen sind nicht bekannt. Denkbar wäre aber eine Kombination mehrere Sorptionsprozesse, die anfangs mit einer Langmuir- oder Freundlich-Isotherme, im weiteren Verlauf jedoch besser durch eine lineare Isotherme zu beschreiben sind. Ein Beispiel für eine lineare Adsorptionsisotherme gibt Sposito (1998). Diese kann durch gleichbleibende Aufteilung eines Adsorptivs zwischen dem Grenzflächenbereich und der Bodenlösung entstehen oder durch einen entsprechenden proportionalen Anstieg der adsorbierenden Oberfläche, sobald der Oberflächenüberschuss eines Adsorbats ansteigt.

Die zurückgehaltene Menge an CSB betrug etwa 25 bzw. 23 g O₂/m² für VT 134 bzw. 135. Aufgrund der ähnlichen Zulauffrachten von 65 bzw. 63 g O₂/m² konnte nicht ermittelt werden, ob der adsorptive CSB-Rückhalt im Wesentlichen vom Angebot an Sorptionsstellen oder durch andere Faktoren wie Zulaufkonzentration und Filtergeschwindigkeit abhängt. Wozniak (2008) schätzt den Einfluss der Filtergeschwindigkeit jedenfalls als gering ein.

6.6.2.3 Stickstoff

Für Ammonium wurde ein qualitativ ähnliches Ablaufverhalten wie für den CSB beobachtet. In den ersten beiden Ablauffraktionen war die Rückhalteleistung für Ammonium jedoch deutlich höher als die für den CSB, während sie in den darauffolgenden Proben geringer ausfiel. Ein sehr geringer Teil des Ammoniums wird zu Beginn der Sickerphase – während in den oberen nitrifizierenden Bodenschichten noch Sauerstoff vorhanden ist – nitrifiziert. Die zurückgehaltene Ammoniumfracht betrug trotz etwa 20 % Unterschied in den Zulauffrachten für VT 134 und VT 135 der Versuchsreihe 3 jeweils etwa 10 g NH₄-N/m².

Dittmer (2006) unterscheidet in seinen Untersuchungen zum Ammoniumrückhalt drei Grundzustände während der Versickerung: i) Sorptionsphase, in der NH_4 annähernd vollständig zurückgehalten wird, ii) Übergangsphase, in der die Ablaufkonzentration kontinuierlich ansteigt, iii) vollständiger Durchbruch bei erschöpfter Sorptionskapazität mit NH_4 -Ablaufwerten, die der Zulaufkonzentration entsprechen. Diese Beschreibung entspricht im Wesentlichen den eigenen Beobachtungen, ein vollständiger Durchbruch mit gleichen Zu- und Ablaufwerten konnte aber nicht beobachtet werden. Ordnet man den in den Ablaufproben M 0,5 und M 1 dokumentierten Frachtrückhalt von etwa $5 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2$ der Sorptionsphase zu, ergibt sich ein vergleichbarer Wert wie der von Dittmer (2006) festgestellte Frachtrückhalt von $2,5 - 5,0 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2$ bis zum Beginn der Übergangsphase. Diese Beobachtungen lassen den Schluss zu, dass zu Anfang eines Beaufschlagungsereignisses die Ammoniumadsorption ein sehr schneller Prozess ist, bei dem nach Richter (1986) kinetische Betrachtungen vernachlässigt werden können. Limitiert wird dieser Prozess einzig durch die begrenzte Anzahl an Adsorptionsplätzen. Im weiteren Verlauf der Sickerphase wird Ammonium nur noch zu einem relativ geringen Teil zurückgehalten, doch bleiben die Rückhalteleistungen stabil. Ähnlich wie beim CSB-Rückhalt müsste hier eine Adsorptionsisotherme einem annähernd linearen Verlauf folgen. Es gibt einen Hinweis, dass dieser Prozess kinetisch gesteuert ist (Wozniak 2008). In abwasserbeaufschlagten Rheinsandfiltern wies die Autorin nach, dass mit abnehmenden Filtergeschwindigkeiten die Adsorptionsleistungen bezüglich Ammonium zunahm. Im vorliegenden Fall scheint es deshalb plausibel, da die NH_4 -Rückhaltmengen trotz relativ großer Unterschiede in den Zulaufkonzentrationen für VT 134 und VT 135 fast identisch bei etwa $10 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2$ liegen. Für beide Versuchstage kann sowohl von einer gleich großen Menge an Sorptionsplätzen als auch von gleichen Sorptionskinetiken – da gleiche Filtergeschwindigkeiten – ausgegangen werden.

In welchen Filterbereichen das Ammonium letztendlich sorbiert, konnte bei der gewählten Experimentdurchführung nicht explizit nachgewiesen werden. Es kann aber als gegeben angenommen werden, dass der Rückhalt vor allem im Biofilm in den obersten Filterschichten stattfindet (Kap. 6.6.1.). Dort wurde das Ammonium in der

Zehrungs- und Wiederbelüftungsphase an VT 134 zu etwa 60 % nitrifiziert und zu 40 % als N_2 aus dem System eliminiert. Das Verhältnis Nitrifikation/Eliminierung lag für VT 135 bei etwa 50/50, was auf die unterdrückte Sauerstoffversorgung in der Zehrungsphase zurückgeführt werden kann. Unter welchen Reaktionen der Ammonium Stickstoff eliminiert wurde, konnte nicht näher spezifiziert werden.

Bei der klassischen Reaktion Nitrifikation mit anschließender Denitrifikation müsste ein Wechsel von aerobem zu anaerobem Milieu im System stattfinden. Anhand der Sauerstoffmessungen kann jedoch ein Wechsel zu anaerobem Milieu im Säulenmaßstab ausgeschlossen werden. Kleinskaliger Wechsel von aeroben zu anaeroben Zonen innerhalb des Filters wäre aber denkbar, so dass die Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse räumlich nahe beieinander stattfinden könnten. Eine weitere Möglichkeit der Stickstoffelimination ist das Anammox-Verfahren. Hier gilt wie für die Denitrifikation, dass schlecht mit Sauerstoff versorgte Zonen im Filter existieren müssen, damit geeignete Milieubedingungen für den Anammox-Prozess herrschen können.

An dieser Stelle besteht weiterer Forschungsbedarf, um die genauen Stickstoffumsetzungsmechanismen in einem abwasserbeeinflussten Sandfiltersystem zu identifizieren. Dazu bedarf es einer ganzheitlichen und eingehenden Betrachtung der fraglichen Prozesse, angefangen bei den genauen Sorptionsmechanismen auf molekularer Ebene über die Verteilung der heterotrophen und autotrophen Mikroorganismen im Porensystem bis hin zur Identifizierung kleinskaliger Milieubedingungen.

6.7 Sauerstoffzehrung und Sauerstoffeintrag

Der Einsatz der Optodentechnik zur In-situ-Sauerstoffmessung im Versuchsfilter ermöglichte es, Sauerstoffbilanzen für ein abwasserbeschicktes Filtersystem zu erstellen, die mit dieser Genauigkeit in der Fachliteratur noch nicht diskutiert wurden. Neben den eigentlichen Messungen der Sauerstoffsättigungen in unterschiedlichen Filtertiefen wurden genaue Vorstellungen über die Bodenwasser-/Bodenluftverteilung im Filter entwickelt (Kap. 5.2.3), um auf die absoluten Sauerstoffgehalte schließen zu können.

Mit den Sauerstoffbilanzen an Versuchstag 134 als Grundlage, konnten die Höhe des Sauerstoffeintrags und der Sauerstoffzehrung für alle Phasen eines Beaufschlagungszyklus mit den jeweils wirkenden Prozessen ermittelt werden.

6.7.1 Sickerphase

Es konnte nachgewiesen werden, dass zu Anfang der Beschickung an VT 134 eine dem Sickerwasservolumen äquivalente Menge an Bodenluft – und somit auch eine entsprechende Menge an Sauerstoff ($14 \text{ g O}_2/\text{m}^2$) – aus dem Filter (0-34 cm Filterschicht) verdrängt wurde. Der im Filter verbliebene Sauerstoff wurde während der Sickerphase nur zu einem Drittel ($3 \text{ g O}_2/\text{m}^2$) durch mikrobielle Prozesse verbraucht. Zwei Drittel des Sauerstoffs ($6 \text{ g O}_2/\text{m}^2$) wurden durch Aufsättigung des Sickerwassers physikalisch aus dem System ausgetragen. Nach Beendigung der Sickerphase wurde innerhalb von 30 min annähernd die gleiche Menge an Sauerstoff konvektiv dem System wieder zugeführt wie es zu Anfang aufgrund der Verdrängung durch das Sickerwasser verloren hatte. Hierbei wurde das exfiltrierende Sickerwasservolumen durch atmosphärische Luft ersetzt. Gleichzeitig setzte verstärkter mikrobieller Abbau sowie diffusiver O_2 -Transport in den Filter ein. Die Sauerstoffzehrung durch den mikrobiellen Abbau war mit $3 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ gegenüber dem diffusiven Sauerstoffeintrag von $2 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ etwas erhöht. Das temporäre Maximum (Max. 1) wurde 30 min nach Ende der Sickerphase mit etwa $16 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ erreicht.

Platzer (1998) stellt in seinen Untersuchungen an vertikal durchströmten Bodenfiltern und an Bodensäulen fest, dass die durch eintretendes Sickerwasser verdrängte und nach dem Sickervorgang wieder durch Konvektion in den Filter transportierte Luftmenge identisch ist und dem Sickerwasservolumen entspricht. Der Autor gibt bei Beschickungshöhen von 120 mm/d einen konvektiven Sauerstoffeintrag von $36 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ an. Dies deckt sich im Wesentlichen mit den eigenen Erkenntnissen, wenn man die zugrunde liegenden Unterschiede in den Berechnungsgrundlagen für die O_2 -Konzentrationen in Luft beachtet. Platzer (1998) nimmt einen Wert von $300 \text{ mg O}_2/\text{L}$ Luft an, während die eigenen Berechnungen mit dem exakten Wert von $278 \text{ mg O}_2/\text{L}$ Luft durchgeführt wurden.

6.7.2 Sauerstoff-Diffusionsraten

Als Vergleichsgrundlage für weitere Sauerstoffeintragsbetrachtungen wurden die Sauerstoffdiffusionsraten für den ungestörten Filtersand, für den Versuchsfiler zu Beginn der Versuchreihe und für den Versuchsfiler am Ende der Versuchreihe ermittelt. Dabei wurde der Filter zuerst vollständig mit reinem Stickstoff befüllt und anschließend dem atmosphärischen Einfluss überlassen. Zur Ermittlung der Sauerstoff-Diffusionsrate musste der gesamte Filterkörper betrachtet werden (0-34 cm). Die Bilanzierung des Sauerstoffs in der Schicht 0-20 cm reichte nicht aus, um den Diffusionseintrag in den Filter zu quantifizieren, da neben diffusivem Sauerstoffeintrag über die Filteroberfläche auch gleichzeitig O₂-Verlagerung aus der 0-20 cm-Schicht in tiefere Filterschichten stattfand. Diese beiden Stoffflüsse konnten nicht einzeln erfasst werden. Weiter ist die O₂-Diffusionsrate von der im Filter vorherrschenden O₂-Sättigung zum Betrachtungszeitpunkt abhängig. Laut dem 1. Fick'schen Gesetz (Gl. 3-11) erhöht sich der Diffusionsfluss bei größer werdender O₂-Konzentrationsdifferenz. Dies bedeutet, je weniger O₂-gesättigt das System, umso höher ist die sich einstellende Diffusionsrate. Folglich traten immer zu Anfang des Diffusionsversuches bei 0 % Sauerstoffsättigung im Filter – also bei maximaler Konzentrationsdifferenz – die höchsten O₂-Diffusionsraten auf. Tab. 6-1 zeigt die anfänglichen maximalen O₂-Diffusionsraten für den ungestörten Filtersand, für den Versuchsfiler zu Beginn der Versuchreihe (VT 1) und für den Versuchsfiler am Ende der Versuchreihe (VT 136).

Tab. 6-1: Maximale O₂-Diffusionsraten ausgedrückt als maximaler Sauerstofffluss I.

I – Filtermaterial		I – Filter Versuch Anfang		I – Filter Versuch Ende	
mg O ₂ /(m ² *s)	g O ₂ /(m ² *h)	mg O ₂ /(m ² *s)	g O ₂ /(m ² *h)	mg O ₂ /(m ² *s)	g O ₂ /(m ² *h)
25	90,0	23	82,8	5,5	19,8

Die Diffusionsrate für das Filtermaterial kann als Stoffkonstante angesehen werden, da sie das Diffusionsverhalten des reinen Sandes ohne Beeinflussung durch Bodenwasser darstellt. Die Diffusionsraten für die beaufschlagten Filter zeigen, dass zu Anfang

der Versuchsreihe der maximale Diffusionstransport mit $83 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ etwa um den Faktor 4 höher lag als am Ende der Versuchsreihe mit $20 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$. Diese Beobachtung erklärt sich durch die Zunahme der Wassersättigung in der obersten Filterschicht 0-1 cm mit fortschreitender Versuchsdauer (von 12 % H_2O -Sättigung an VT 1 auf 45 % H_2O -Sättigung an VT 136). Ein hoher Wassergehalt im Filtermaterial wird als Hauptgrund für gehemmten Diffusionstransport im Filtermaterial diskutiert (Kap. 3.5.1).

Aufgrund der Abhängigkeit der Diffusionsrate vom Ausgangsgehalt an Sauerstoff im System ist es schwierig, mit nur einer Wertangabe das Diffusionsverhalten eines Filters zu beschreiben. Die Problematik wird anhand der unterschiedlichen Darstellungsformen der O_2 -Diffusion während der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an VT 134 für den Versuchsfilter (0-34 cm) deutlich (Abb. 6-4).

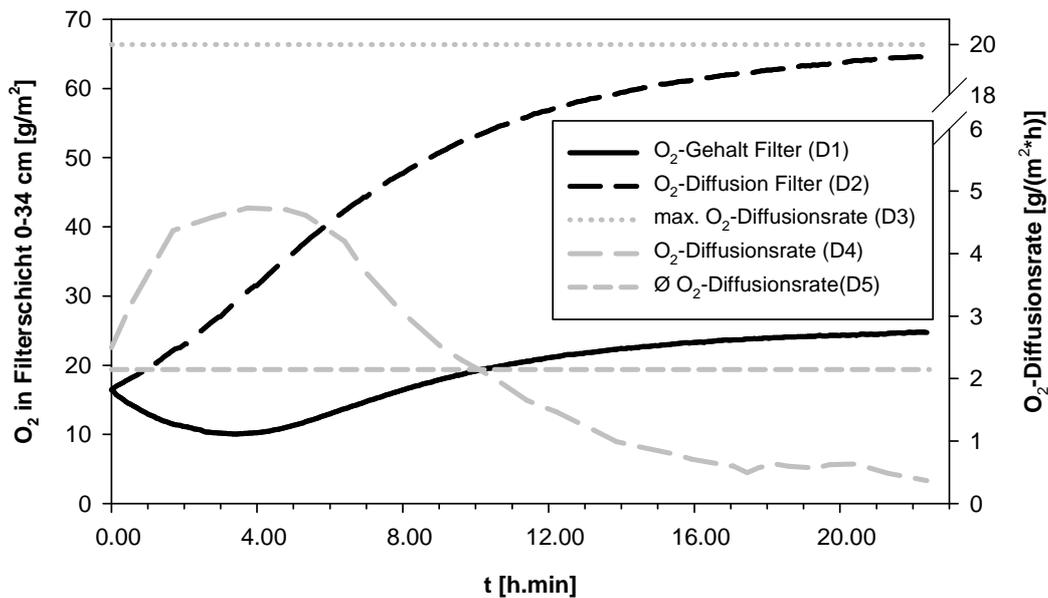


Abb. 6-4: O_2 -Diffusion während der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an Versuchstag 134 bei einer Filterschichtmächtigkeit von 0-34 cm.

Grundlage der Betrachtung ist die durch Messung ermittelte zeitliche Entwicklung des O_2 -Gehaltes in der Filtersäule (D1). Dieser Kurve ist die O_2 -Zunahme durch Diffusion gegenüber gestellt (D2). Beide Kurven sind ab dem temporären Sauerstoffmaximum (Max. 1) von ca. $16,5 \text{ g O}_2/\text{m}^2$, also ab etwa 30 min nach Beginn der

Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase, dargestellt. Aus der Steigung der Diffusionskurve lässt sich die O_2 -Diffusionsrate ermitteln (D4), deren Wert vom aktuellen Sauerstoffgehalt im Filter abhängt. Die höchste O_2 -Diffusionsrate mit ca. $5 \text{ g } O_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ tritt zum Zeitpunkt des geringsten O_2 -Gehaltes im Filter auf. Mit zunehmender Sauerstoffsättigung nimmt die O_2 -Diffusionsrate ab. Während der etwa 22,5 h langen Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase sind etwa $48 \text{ g } O_2/\text{m}^2$ diffusiv in den Filter eingetragen worden.

Damit errechnet sich eine durchschnittliche Diffusionsrate von $2,1 \text{ g } O_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ (D5) für die Dauer der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase. Die ermittelten Diffusionsraten liegen bei weitem unter der maximal möglichen Diffusionsrate von $20 \text{ g } O_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ (D3). Das bedeutet, dass der Filter bezüglich des Sauerstoffumsatzes noch nicht an seine Leistungsgrenze gestoßen ist.

In der Literatur finden sich nur wenige Angaben über O_2 -Diffusionsraten in Bodenfiltersystemen. Platzer (1998) ermittelte für unterschiedliche Randbedingungen in Pflanzenkläranlagen O_2 -Diffusionskoeffizienten, mit denen er Sauerstoffflüsse zwischen $0,7$ und $2,0 \text{ g } O_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ abschätzen konnte. Als täglichen O_2 -Eintrag leitet er Werte zwischen 12 und $33 \text{ g } O_2/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ab. Der Autor geht dabei von 5 Beschickungen pro Tag aus und setzt voraus, dass bis $1,5 \text{ h}$ nach der Beschickung aufgrund der hohen Wassergehalte kein diffusiver Sauerstoffeintrag in den Filter stattfinden kann. Diese Annahme konnte durch die eigenen Befunde widerlegt werden. Diffusiver Sauerstofftransport ist unmittelbar nach der Sickerphase wirksam. Die von Platzer ermittelten stündlichen Diffusionsraten von $2,0 \text{ g } O_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ sind vergleichbar mit den eigenen Werten. Der abgeleitete Tageseintrag von $12 \text{ g } O_2/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ erscheint als deutlich zu niedrig für ein normal funktionierendes System. Für ein schlecht belüftetes bzw. mikrobiologisch wenig aktives System wären diese Werte aber denkbar.

Schwager & Boller (1997) geben den O_2 -Eintrag durch Diffusion als den dominierenden Prozess für die Sauerstoffversorgung eines Filtersystems an. Die von den Autoren ermittelte durchschnittliche Diffusionsrate liegt bei $3,6 \text{ g } O_2/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ für ein Grobsanddominiertes Filtermaterial.

Einen anderen Ansatz verfolgt Cooper (2005). Der Autor ermittelt die Sauerstoffflussraten über den Sauerstoffbedarf für die mikrobiologischen Umsetzungsprozesse. Neben den eigenen stellt der Autor Ergebnisse einer Literaturlauswertung vor, die Sauerstoffflussraten zwischen $28 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\text{d})$ bis etwa $80 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\text{d})$ für Vertikalbeefilter zeigt.

6.7.3 Sauerstoff-Zehrungsdaten

Über einen kombiniert grafisch/rechnerischen Lösungsansatz konnte für die Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an Versuchstag 134 der Versuchsreihe 3 die Netto- O_2 -Zehrungskurve für das gesamte Filtersystem (0-34 cm) ermittelt werden (Kap. 5.7.5). Die Steigung dieser Kurve zum Zeitpunkt t_x entspricht der O_2 -Zehrungsrate an t_x . In Abb. 6-5 sind die Kurven für O_2 -Abnahme durch Zehrung (Z1) und O_2 -Zehrungsdaten (Z2) ab dem temporären Maximum (Max. 1) kurz nach Beginn der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase im zeitlichen Verlauf dargestellt. Die anfänglichen durchschnittlichen O_2 -Zehrungsdaten betragen konstant etwa $6 \pm 0,5 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\text{h})$. Die konstante Phase dauert etwa 2,5 h. Danach nehmen die O_2 -Zehrungsdaten exponentiell ab und liegen nach 12 h deutlich unter $1 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\text{h})$. Nach 3 h wurde etwa die gleiche Menge an Sauerstoff (ca. $16,5 \text{ g O}_2/\text{m}^2$) für die mikrobiellen Umsetzungen verbraucht, wie anfänglich bei Max. 1 vorhanden war (\rightarrow Zehrungskurve Z1 in Abb. 6-5 geht in den negativen Bereich über). Diese Beobachtung kann durch die O_2 -Zehrungsdaten an VT 135 verifiziert werden. Dort wurde zu Beginn der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase – bei vergleichbaren Sauerstoffgehalten wie an VT 134 – der diffusive Sauerstoffnachschub in den Filter durch einen Verschluss verhindert, weshalb die Sauerstoffmessungen die reine O_2 -Zehrung anzeigten (Kap. 5.7.4). Die O_2 -Zehrungsdaten verhielten sich analog zu denen an VT 134, so dass etwa 3 h nach Verschluss des Filters der anfänglich vorhandene Sauerstoff durch die mikrobiellen Umsetzungen verbraucht und kein Sauerstoff im Filter mehr nachweisbar war. Die O_2 -Gesamtzehrung in der etwa 22,5 h dauernden Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an VT 134 betrug $40 \text{ g O}_2/\text{m}^2$, woraus sich eine durchschnittliche O_2 -Zehrungsrate von $1,8 \text{ g O}_2/(\text{m}^2\text{h})$ für diesen Zeitraum errechnen lässt (Abb. 6-5, Z3).

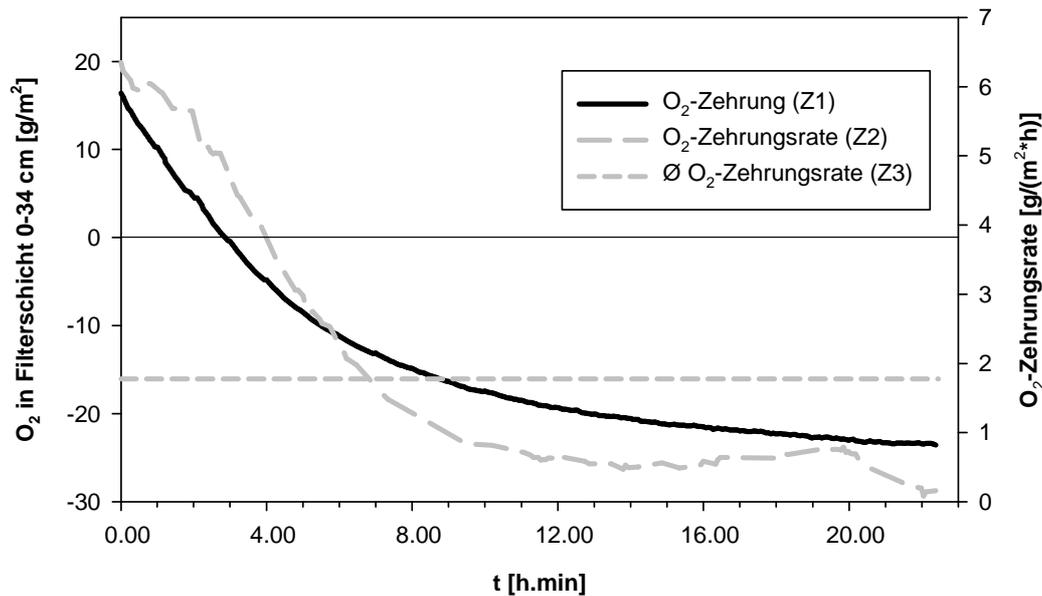


Abb. 6-5: O₂-Zehrung während der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase an Versuchstag 134 bei einer Filterschichtmächtigkeit von 0-34 cm.

Die O₂-Umsatzleistung (umgesetzte O₂-Menge pro Äquivalent Biomasse) konnte über die Kombination der Sauerstoffmessungen sowie des Glühverlustes im Versuchsfilter bestimmt werden. Gegen Ende der Versuchsreihe 3 sind geschätzte 90 % der Biomasse im Filter in den obersten 7 cm akkumuliert. Über den Glühverlust ausgedrückt ergibt sich hierfür eine absolute Biomassemenge von etwa 0,5 kg TS/m² (Kap. 5.1.3). Geht man weiter davon aus, dass diese Biomasse im Wesentlichen für den Sauerstoffumsatz im Gesamtsystem verantwortlich ist, so errechnet sich eine maximale O₂-Umsatzleistung von 12 g O₂/(kg Biomasse TS*h).

Die ermittelten O₂-Zehrungsraten für VT 134 schließen alle Sauerstoff-umsetzenden Prozesse im Bodenfilter ein, so dass keine Umsatzraten für die Teilprozesse angegeben werden können. Die beiden wichtigsten Sauerstoff-zehrenden Prozesse sind die Nitrifikation und der aerobe Abbau der organischen Substanz. Der Sauerstoffbedarf für weitere Oxidationsprozesse wird als vernachlässigbar gering angesehen und geht nicht in die Betrachtungen mit ein.

Aus der Literatur sind keine In-situ gemessenen Vergleichsdaten bezüglich O_2 -Zehrungsraten in abwasserbeeinflussten Sandfiltern verfügbar. Über Aktivitätsbestimmungen ist jedoch teilweise ein Vergleich für die O_2 -Umsatzleistungen möglich.

Kayser (2003) ermittelte im Batchversuch potentielle Nitrifikationsaktivitäten für Bodenproben aus den obersten 5 cm eines Bodenfilters bzw. einer Bodensäule im Labormaßstab. Dabei beobachtete die Autorin mit $10 \text{ mg N}/(\text{kg TM}^*\text{h})$ für die Bodensäule deutlich höhere Nitrifikationsaktivitäten als beim Bodenfilter mit $2,1 \text{ mg N}/(\text{kg TM}^*\text{h})$. Die Werte sind auf die Trockenmasse des Substrates bezogen. Die Glühverluste in den Substraten liegen mit ca. 0,5 % annähernd in der gleichen Größenordnung wie in dem eigenen Versuch. Zur Umrechnung auf die entsprechenden O_2 -Umsatzleistungen wird ein Sauerstoffbedarf für die Nitrifizierung von $4,6 \text{ g } O_2/\text{g N}$ angenommen und der errechnete Wert auf die Biomasse (Glühverlust) bezogen. Mit Hilfe dieser Angaben lassen sich O_2 -Umsatzleistungen für die Nitrifikation von $9,2 \text{ g } O_2/(\text{kg Biomasse TS}^*\text{h})$ für die Bodensäule und $1,9 \text{ g } O_2/(\text{kg Biomasse TS}^*\text{h})$ für den Bodenfilter berechnen. Addiert man zu diesen Werten geschätzte 50 % bis 100 % für den Abbau des organischen Kohlenstoffs hinzu, so ergeben sich im Mittel $16 \text{ g } O_2/(\text{kg Biomasse TS}^*\text{h})$ für die Bodensäule und $3,3 \text{ g } O_2/(\text{kg Biomasse TS}^*\text{h})$ für den Bodenfilter. Der Wert der Bodensäule liegt somit etwas über dem Wert des eigenen Versuches an VT 134 mit $12 \text{ g } O_2/(\text{kg Biomasse TS}^*\text{h})$, während der Wert für den Bodenfilter um den Faktor 4 niedriger liegt.

6.8 Zusammenfassende Darstellung der Stoffumsatzmechanismen

Abschließend werden die Befunde aus den Sauerstoffumsatzbetrachtungen und den Sauerstoffbedarfsrechnungen für C- und N-Umsatz für den Beaufschlagungszyklus an VT 134 zusammenfassend dargestellt. Grundlage hierfür ist die Entwicklung der Sauerstoffgehalte während der verschiedenen Betriebsphasen an VT 134 (Abb. 6-6). Zur besseren Darstellbarkeit wurden die 3 Betriebsphasen (Sicker-, Zehrungs- und Wiederbelüftungsphase) durch eine 30minütige Übergangsphase zwischen Sicker- und

Zehrungsphase ergänzt. Die entsprechende Bilanzierung der Sauerstoffeintrags- und austragsprozesse für die Betriebsphasen und den gesamten Beaufschlagungszyklus ist in Tab. 6-2 dargestellt. Es zeigt sich ein O₂-Netto-Austrag in der Sicker- und Zehrungsphase. O₂-Netto-Eintrag findet in der Übergangsphase und der Wiederbelüftungsphase statt.

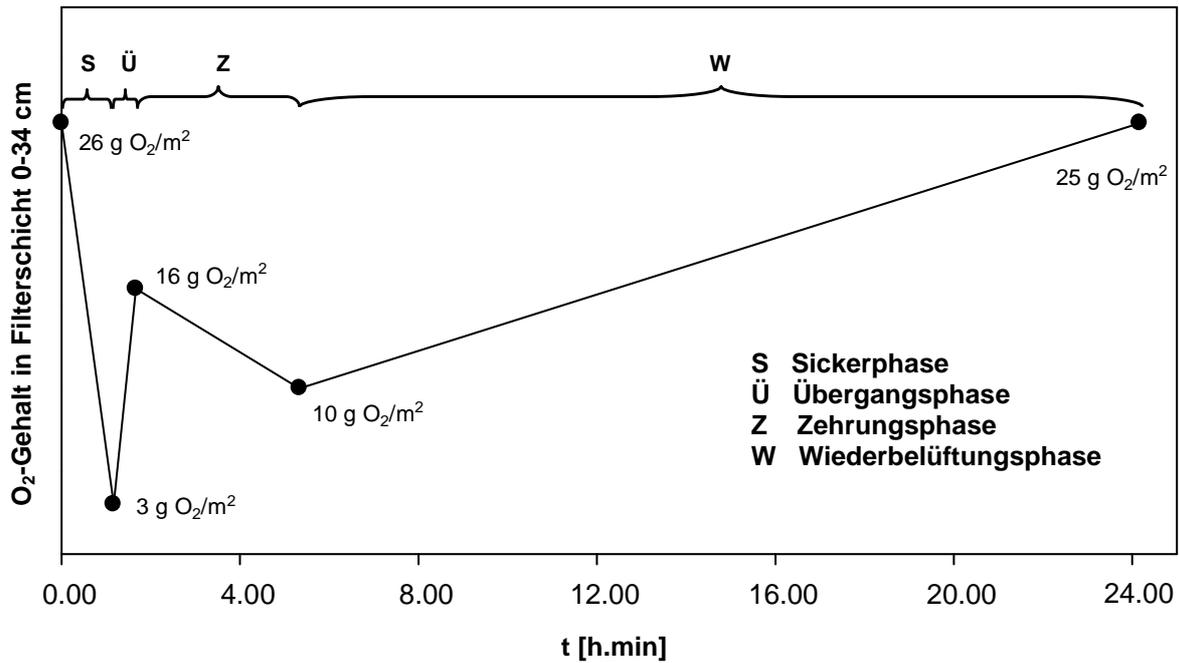


Abb. 6-6: Sauerstoffgehalte in der Filtersäule (Filterschicht 0-34 cm) während der Betriebsphasen an VT134.

Tab. 6-2: Sauerstoffbilanz für VT 134 (Werte in g O₂/m², Filterschicht 0-34 cm)

Prozess	Sickerphase (S)	Übergang (Ü) Sicker/Zehrung	Zehrungsphase (Z)	Wiederbelüftungsphase (W)	Summe
Verdrängung/ Konvektion	-14	+14	-	-	0
Physikalisch H ₂ O-Aufsätt.	-6	-	-	-	-6
Mikrobiol. Umsatz	-3	-3	-20	-19	-45
Diffusion	-	+2	+14	+34	+50
O₂-Netto	-23	+13	-6	+15	-1

Die Betrachtung der O_2 -Eintrags- und Austragsmechanismen zeigt, dass sich der O_2 -Austrag aufgrund Verdrängung der Bodenluft durch das Beaufschlagungswasser und der O_2 -Konvektionstransport in die Filtersäule betragsmäßig in ihrer Wirkung aufheben. Der weitaus größte Anteil des O_2 -Austrags findet durch mikrobielle Umsetzung ($45 \text{ g } O_2/m^2$) statt. Physikalischer Austrag durch sich aufsättigendes Sickerwasser ($6 \text{ g } O_2/m^2$) spielt eine untergeordnete Rolle. Das durch diese beiden Austragsmechanismen entstehende O_2 -Defizit wird durch O_2 -Diffusionstransport in den Filter ausgeglichen, so dass am Ende des Beaufschlagungszyklus nach 24 h annähernd wieder der Ausgangsgehalt an Sauerstoff im Filter erreicht ist. Der Bilanzfehler von $1 \text{ g } O_2/m^2$ wird auf Schwankungen der Messwerte in der Sauerstoffmessung/-berechnung zurückgeführt.

Für die mikrobiellen Umsetzungsprozesse wurde ein Gesamt-Sauerstoffbedarf zwischen 45 und $59 \text{ g } O_2/m^2$ für VT 134 errechnet. Nimmt man den Minimalwert als tatsächlichen Wert an, so decken sich der durch Messung ermittelte und der theoretisch berechnete Sauerstoffbedarf. Dieser Fall wird jedoch als wenig wahrscheinlich angesehen. Geht man von einem mittleren O_2 -Bedarf von $52 \text{ g } O_2/m^2$ aus, so sind die durch Messung abgeleiteten Werte um etwa 15% unterschätzt. Dieser Wert liegt innerhalb des geschätzten Fehlerbereichs von 20% für die messtechnische Ermittlung der O_2 -Entwicklung in der Filtersäule.

Vergleichbare In-situ-Sauerstoffbestimmungen dieser Art sind in der Fachliteratur noch nicht vorgestellt worden. Es konnte somit erstmals eine vollständige Sauerstoffbilanz für ein Beaufschlagungsereignis eines Sandfiltersystems im Labormaßstab mit den entsprechenden O_2 -Eintrags- und Austragsmechanismen erstellt werden.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Transport- und Umsetzungsprozesse in abwasserdurchsickerten Filtersanden untersucht. Das Wissen um diese Prozesse ist für die Beurteilung des Gefährdungspotenzials ausgehend von versickerndem Abwasser aus Kanalleckagen und für die Betriebsoptimierung bei Bodenfilteranlagen von Bedeutung. Die Schwerpunkte der Untersuchungen lagen insbesondere im Bereich der Kolmationsforschung und in der Identifizierung der Stoffumsatzmechanismen für organischen Kohlenstoff, Stickstoff und Sauerstoff – Mechanismen, die in verschiedensten komplexen Wechselwirkungen miteinander in Beziehung stehen.

Experimentell wurde den Fragestellungen mittels Säulenversuchen im Labormaßstab nachgegangen. Es wurden insgesamt 41 Filtersäulen mit unterschiedlichen Filtersanden und Randbedingungen in intermittierender Beaufschlagungsweise betrieben. Die Betriebsdauer der einzelnen Säulen betrug zwischen 1 und 137 Versuchstagen. Für die Quantifizierung des Sauerstoffumsatzes wurde ein neuartiges In-situ-O₂-Messsystem auf Optoden-Basis in eine Filtersäule integriert und dahingehend weiterentwickelt, dass zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Sauerstoffmessungen über lange Zeiträume bei guter Reproduzierbarkeit der Werte möglich wurden.

Die Befunde aus den Kolmationsuntersuchungen zeigten für verschiedene Filtersubstrate unterschiedliches Verhalten bezüglich physikalischen und biologischen Kolmationsmechanismen. Es konnte nachgewiesen werden, dass biologische Kolmation in allen Systemen sehr wirksam ist. In Grobsand-Filtern wurde eine exponentielle Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit durch biologische Kolmation mit der Zeit beobachtet, während sich die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit in den Mittelsand-Filtern S-förmig darstellte. Der S-förmige Verlauf konnte auf die Änderung der Biofilmstruktur durch einsetzende Nitrifikationstätigkeit zurückgeführt werden. Physikalische Kolmation durch eingetragene Feinpartikel $< 63 \mu\text{m}$ war nur in Filtersanden, deren Korngrößenspektrum Mittelsanden und darunter entsprach, zu beobachten. Bei diesen Substraten bildete sich auf der Filteroberfläche ein Filterkuchen aus, der die Gesamt-

hydraulik des Filtersystems vorgab. In den Grobsanden wurde keine oberflächennahe Akkumulation der Feinpartikel beobachtet. Sie wurden mit dem Sickerwasser durch das Porensystem gespült. Die Kombination biologischer und physikalischer Kolmationsprozesse hatte im Grobsand eine synergistische Wirkung, während im Mittelsand der aktuell stärker wirkende Einzelprozess die Filterhydraulik vorgab.

Über Infiltrationsuntersuchungen und Tensiometermessungen konnte für einen Beaufschlagungszyklus das Sickerverhalten des Beaufschlagungswassers bestimmt werden. Die Befunde ließen den Schluss zu, dass die sich während des Sickervorganges ausbildende Sättigungszone im oberflächennahen Filterbereich für die dortige Biomasseakkumulation verantwortlich ist. Darunter liegende Bereiche in der so genannten Transportzone sind nur teilgesättigt durchströmt, so dass die schlechtere Wasser- und Nährstoffversorgung in diesem Bereich ungünstigere Lebensbedingungen für Mikroorganismen nach sich zieht. Weiter konnten aus den Infiltrationsuntersuchungen Rückschlüsse auf die Bodenwasser-/Bodenluftverteilung gezogen werden, die für die Bestimmung der absoluten Sauerstoffgehalte im Filterkörper unerlässlich waren.

Mit Hilfe der messtechnisch ermittelten Sauerstoffgehalte wurden mehrere Fragestellungen gleichzeitig beantwortet. Zusätzliche Messungen zum Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz innerhalb eines Beaufschlagungszyklus belegen, dass sowohl der Kohlenstoffabbau als auch die Stickstoffumsetzung während der Bodenfiltration als zweistufige Prozesse anzusehen sind. Im ersten Prozessschritt werden diese Stoffe adsorptiv während der Sickerphase im Filter zurückgehalten um in der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase aerob umgesetzt zu werden. Die maximalen O_2 -Zehrungsraten lagen während der Zehrungsphase bei etwa $6 \text{ g } O_2/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, während die maximalen O_2 - Diffusionsraten beim Übergang von Zehrungsphase zu Wiederbelüftungsphase bei etwa $5 \text{ g } O_2/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ zu finden waren.

Für den Sauerstofftransport innerhalb des Beaufschlagungszyklus an Versuchstag 134 wurden für den Filter (0-34 cm Filterschicht) die Austragsmechanismen Verdrängung der Bodenluft durch eindringendes ($14 \text{ g } O_2/\text{m}^2$), physikalischer Austrag durch sich aufsättigendes Sickerwasser ($6 \text{ g } O_2/\text{m}^2$) und O_2 -Verbrauch durch mikrobielle Umsetzung ($45 \text{ g } O_2/\text{m}^2$) identifiziert. Sauerstoffeintragsmechanismen sind O_2 -Eintrag durch

Konvektion ($14 \text{ g O}_2/\text{m}^2$) und Diffusion ($50 \text{ g O}_2/\text{m}^2$). Da sich O_2 -Austrag durch Verdrängung der Bodenluft und konvektiver Eintrag in ihrer Wirkung ausgleichen, ist der O_2 -Eintrag durch Diffusion der wesentliche Prozess, der den Sauerstoff für die mikrobiellen Umsetzungen während der Zehrungs-/Wiederbelüftungsphase zur Verfügung stellt. Die Diffusionsraten erhöhen sich bei abnehmenden O_2 -Gehalten im Filter. Aufgrund dieses Umstandes kann das Filtersystem sich selbst regulieren, indem zunehmende O_2 -Umsatzraten einen erhöhten Diffusionseintrag bedingen.

Mit Hilfe der In-situ-Sauerstoffbestimmungen konnte die Wissenslücke bezüglich der Stoffumsatz- und Sauerstofftransport-Mechanismen eines Sandfiltersystems weitgehend geschlossen werden. Es zeigte sich, dass der VersuchsfILTER hinsichtlich der Sauerstoffversorgung nicht an seine Leistungsgrenze gestoßen ist und höhere Stoffumsätze potenziell möglich gewesen wären – ein Umstand, der auch auf die meisten großtechnisch betriebenen Anlagen zutreffen dürfte. An dieser Stelle kommt deshalb die Frage auf, durch welche Maßnahmen sich die Leistungsfähigkeit eines Bodenfilters erhöhen ließe.

Bedingt durch den zweistufigen Stoffumsatz kann während des Filtrationsprozesses nicht mehr an Nährstoffen umgesetzt werden als die Menge, die während der Sickerphase adsorptiv zwischengespeichert wurde. Ein Großteil der Nährstoffadsorption findet im Biofilm nahe der Filteroberfläche statt. Somit beeinflusst die Menge des Biofilms im Filtersand direkt die Umsatzleistung eines Bodenfiltersystems. Daher gilt für die Frage nach Möglichkeiten einer Leistungssteigerung in einem Bodenfilter dieselbe Antwort wie für alle biologisch wirkenden Abwasserbehandlungsmethoden: Die Randbedingungen im Reaktor bezüglich Stoff- und Wassertransport müssen so eingestellt werden, dass sich möglichst optimale Lebensbedingungen für die beteiligten Mikroorganismen ergeben, einhergehend mit maximalen Wachstums- und Umsatzraten.

Konkret bedeutet das im Bereich der Bodenfiltration, dass zukünftige Forschung vermehrt die Eigenheiten bezüglich der Lebensbedingungen der Mikroorganismen im Porensystem des Filters in Betracht ziehen muss. Insbesondere gilt es, das Fließverhalten des Wassers während des Infiltrationsprozesses und die damit zusammenhän-

gende Nährstoffversorgung einzelner Filterbereiche besser zu verstehen. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen könnten Strategien entwickelt werden, die Mikrobiologie so zu stimulieren, dass sie auch tiefere Filterschichten besiedelt. Weiter gibt es Forschungsbedarf dahingehend, die genauen Adsorptionsmechanismen sowie die daraus resultierenden Sorptionskapazitäten eines Filters zu verstehen.

Erst die Klärung dieser Fragen kann Gewissheit darüber schaffen, ob Bodenfiltersysteme was ihre Reinigungsleistungen betrifft technisch noch weiter ausbaubar sind oder ob die Prozesse im Lebensraum „Boden“ von außen nur bedingt beeinflussbar sind.

8 Literaturverzeichnis

- Allison, L. E. (1947): Effect of microorganisms on permeability of soil under prolonged submergence. In: *Soil Science*, Jg. 63, S. 439–450.
- Apel, H. D. (1990): Die Strafbarkeit von Grundwasserverunreinigungen durch undichte Abwasserkanäle. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Jg. 37, H. 6, S. 669–673.
- Bahlo, K.; Wach, G. (1992): *Naturnahe Abwasserreinigung*. 1. Aufl.: Ökobuch-Verlag.
- Bast, E. (2001): *Mikrobiologische Methoden. Eine Einführung in grundlegende Arbeitstechniken*. 2. durchges. und korrigierte Aufl. Heidelberg: Spektrum Akad.-Verl.
- Baveye, P.; Vandevivere, P.; Hoyle, B. L.; DeLeo, P. C.; Lozada, D. S. de (1998): Environmental impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Jg. 28, H. 2, S. 123–191.
- Berger, C.; Lohaus, J. (2005): Zustand der Kanalisation in Deutschland. Ergebnisse der DWA-Umfrage 2004. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Jg. 52, H. 5, S. 528–539.
- Bernet, N.; Habouzit, F.; Moletta, R. (1996): Use of an industrial effluent as a carbon source for denitrification of a high-strength wastewater. In: *Applied Microbiology and Biotechnology*, Jg. 46, H. 1, S. 92–97.
- Bjarsch, B. (1997): 125 Jahre Berliner Rieselfeld-Geschichte. In: *Wasser und Boden*, Jg. 49, H. 3, S. 45–48.
- Blackwood, D. J.; Ellis, J. B.; Revitt, D. M.; Gilmour, D. J. (2005): Factors influencing exfiltration processes in sewers. In: *Water Science and Technology*, Jg. 51, H. 2, S. 147–154.
- Blazejewski, R.; Murat-Blazejewska, S. (1996): Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna: IV/3-1 - IV/3-7.
- Bock, E. (1980): Nitrifikation - die bakterielle Oxidation von Ammoniak zu Nitrat. In: *Forum Mikrobiologie*, Jg. 1(80), S. 24–32.
- Bodman, G. B.; Colman, E. A. (1944): Moisture and energy conditions during downward entry of water into soils. In: *Soil Sci Soc Am J*, Jg. 8, H. C, S. 116–122.
- Bölke, K. P. (2004): *Kanalinspektion. Zustände erkennen und dokumentieren*. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, Berlin: Springer.
- Boller, M.; Schwager, A.; Eugster, J.; Mottier, V. (1993): Dynamic behavior of intermittent buried filters. In: *Water Science and Technology*, Jg. 28, H. 10, S. 99–107.

- Born, W.; Lambert, B.; Hohl, E.; Frechen, F. B.; Hassinger, R. (2000): Bodenfilterbecken zur weitergehenden Mischwasserbehandlung – fünf Jahre Betriebserfahrung mit der Pilotanlage Fulda Fellenweg. In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Jg. 47, H. 1, S. 81–91.
- Börner, T. (1992): Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen: Bibliothek des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung u. Raumplanung der TH Darmstadt (58).
- Brix, H. (1994): Functions of macrophytes in constructed wetlands. In: Water Science and Technology, Jg. 29, H. 4, S. 71–78.
- Brix, H. (1997): Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. In: Water Science and Technology, Jg. 35, H. 5, S. 11–17.
- Brombach, H. J.; Fuchs, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, H. 4, S. 441–450.
- Brunner, P. G. (1991): Bodenfiltersysteme für die weitergehende Mischwasserbehandlung, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Kassel (7).
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2008): Statistik Abwasser – Kläranlage. Online verfügbar unter http://www.bmu.de/gewaesserschutz/fb/abwasser_klaeranlage/doc/2833.php, zuletzt geprüft am 08.09.2008.
- Busch, K. F. (1993): Lehrbuch der Hydrogeologie. 3., neubearbeitete Auflage Berlin: Borntraeger.
- Clark, H. W. (1908). Purification of sewage at the Lawrence Experiment Station, In: 40. Bericht des Massachusetts Board of Health, S. 526.
- Cooper, P. (2005): The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. In: Water Science and Technology, Jg. 51, H. 9, S. 81–90.
- Cunningham, A. B.; Characklis, W. G.; Abedeen, F.; Crawford, D. (1991): Influence of biofilm accumulation on porous-media hydrodynamics. In: Environmental Science & Technology, Jg. 25, H. 7, S. 1305–1311.
- Dell'Anno, A.; Fabiano, M.; Duineveld, G. C. A.; Kok, A.; Danovaro, R. (1998): Nucleic acid (DNA, RNA) quantification and RNA/DNA ratio determination in marine sediments: Comparison of spectrophotometric, fluorometric, and high-performance liquid chromatography methods and estimation of detrital DNA. In: Applied And Environmental Microbiology, Jg. 64, H. 9, S. 3238–3245.
- Deutscher Bundestag (1990): Antwort der Bundesregierung auf die große Anfrage: Gefährdung von Grundwasser und Oberflächengewässern durch undichte Abwasserkanäle und -leitungen. Bundestagsdrucksache 11/7874 vom 13.09.1990.

- DeVries, J. (1972): Soil filtration of wastewater effluent and mechanism of pore clogging. In: Journal Water Pollution Control Federation, Jg. 44, H. 4.
- DFG - Forschergruppe "Kanalleckagen" (2002): Gefährdungspotenzial von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser. Zwischenbericht an die DFG.
- DFG - Forschergruppe "Kanalleckagen" (2006): Undichte Kanäle - (k)ein Risiko. Gemeinschaftstagung ; 11., 12. Oktober 2006, Frankfurt. Hennef: DWA.
- DIN EN 1610 (1997): Verlegung und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen, Ausgabe: 1997-10.
- Dittmer, U. (2006): Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. 1. Aufl. Kaiserslautern: TU FB Siedlungswasserwirtschaft (Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, 23).
- Dizer, H.; Hagendorf, U. (1991): Microbial-contamination as an indicator of sewer leakage. In: Water Research, Jg. 25, H. 7, S. 791–796.
- Dohmann, M. (1999): Wassergefährdung durch undichte Kanäle. Erfassung und Bewertung; mit 74 Tabellen. Berlin: Springer.
- Dunbar, W. P. (1912): Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage. 2. Aufl. München: Oldenbourg (Oldenbourgs technische Handbibliothek, 17).
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2001): Einbau und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen. Juni 2001. Hennef: GFA-Verl. (ATV-DVWK-Regelwerk, 139).
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2005a): Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Oktober 2005. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, M 178).
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2005b): Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2004. Hennef.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2006): Grundsätze für die Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. März 2006. Hennef: ATV-DVWK (DWA-Regelwerk Arbeitsblatt, A 262).
- EU WRRL (2000): Richtlinie 200060EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000.
- Flemming, H. C.; Wingender, J. (2001): Biofilme - Die bevorzugte Lebensform der Bakterien: Flocken, Filme und Schlämme. In: Biologie in unserer Zeit, Jg. 31, H. 3, S. 169–180.

- Flemming, H. C. (2002): Biofouling in water systems - cases, causes and countermeasures. In: Applied Microbiology and Biotechnology, Jg. 59, H. 6, S. 629–640.
- Flemming, H. C. (1994): Biofilme, Biofouling und mikrobielle Schädigung von Werkstoffen. München: Oldenbourg (Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 129).
- Fuchs, G.; Schlegel, H. G.; Eitinger, T. (2007): Allgemeine Mikrobiologie. 53 Tabellen. 8., vollst. überarb. und erw. Aufl. Stuttgart: Thieme.
- Fuchs, S. (2003): Retentionsbodenfilter Betriebserfahrungen / Konsequenzen: 2. Regenwassertage. 15.16.10.2003 in Landau. Hennef: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V., S. 247–279.
- Fuchs, S.; Hahn, H. H.; Roddewig, J.; Schwarz, M.; Turković, R. (2004): Biodegradation and bioclogging in the unsaturated porous soil beneath sewer leaks. In: Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, Jg. 32, H. 4-5, S. 277–286.
- Gallert, C.; Winter, J. (2006): Bacterial metabolism in wastewater treatment systems. In: Jördening, H. J.; Winter, J.: Environmental biotechnology. Concepts and applications. 1. ed., 2. reprint. Weinheim: Wiley-VCH.
- Geller, G.; Netter, R. et al. (1992): Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern - Ergebnisse und Empfehlungen aus einem 5-jährigen BMFT Forschungsvorhaben. In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Jg. 39, H. 6, S. 618–631.
- Gruenfeld, M. (2000): Exfiltration in Sewer systems: A Draft Report to the U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory. Edison. New Jersey 00837.
- Guilloteau, J. A.; Lesavre, J.; Lienard, A.; Genty, P. (1993): Wastewater treatment over sand columns - treatment yields, localization of the biomass and gas renewal. In: Water Science and Technology, Jg. 28, H. 10, S. 109–116.
- Hagendorf, U.; Krafft, H. (1992): Gefährdung von Boden und Grundwasser durch undichte Kanäle: Erfassung und Sanierung schadhafter Abwasserkanäle. Darmstadt: Bibliothek des Inst. für Wasserversorgung Abwasserbeseitigung und Raumplanung (Schriftenreihe WAR, 60).
- Härig, F. (1991): Auswirkungen des Wasseraustausches zwischen undichten Kanalisationssystemen und dem Aquifer auf das Grundwasser: Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftl. Wasserbau der Universität Hannover (76).
- Hartge, K. H.; Horn, R. (1999): Einführung in die Bodenphysik. 19 Tabellen. 3., überarb. Aufl. Stuttgart: Enke.
- Hartmann, Ludwig (1992): Biologische Abwasserreinigung. 3. Aufl. Berlin: Springer.
- Hecht, H. (2001, erschienen 2002): Sauerstoff-Optoden zur Quantifizierung von Pyritverwitterungsprozessen im Labor- und Langzeit-in-situ-Einsatz. Entwicklung, Anwendung, Modellierung. Bremen: Fachbereich Geowissenschaften, Universität Bremen.

-
- Hill, S. (1986): Über die Wechselwirkungen zwischen Porenverstopfung (Kolmation) und Filterwiderstand. *gwf-wasser/abwasser*, 127, S. 174-184.
- Hillel, D.; Baker, R. S. (1988): A descriptive-theory of fingering during infiltration into layered soils. In: *Soil Science*, Jg. 146, H. 1, S. 51-56.
- Hoffmann, J. M.; Lerner, D. N. (1992): Leak free sewers - who needs them. In: *Water and Waste Treatment*, Jg. 35, H. 8, S. 18-19.
- Hua, J. (2007): Transport- und Umsatzprozesse bei der Abwasserversickerung aus undichten Kanälen. Karlsruhe: Univ.-Verl. Karlsruhe (Karlsruher Berichte zur Ingenieurbiologie, 43).
- Kayser, K. (2003): Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen. Hannover: ISAH (Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, 121).
- Kickuth, R. (1980): Abwasserbehandlung im Wurzelraumverfahren. In: *WLB Wasser, Luft und Betrieb*, H. 11/80, S. 21-24.
- Kieding, M.; Van Riesen, S.; Esch, B. (1990): Der Zustand der öffentlichen Kanalisation in der Bundesrepublik Deutschland. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Jg. 37, H. 10, S. 1148-1153.
- Kindaichi, T.; Kawano, Y.; Ito, T.; Satoh, H.; Okabe, S. (2006): Population dynamics and in situ kinetics of nitrifying bacteria in autotrophic nitrifying biofilms as determined by real-time quantitative PCR. In: *Biotechnology and Bioengineering*, Jg. 94, H. 6, S. 1111-1121.
- Klinger, J. (2007): Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse in einem urbanen Raum unter besonderer Berücksichtigung von Kanalleckagen. Dissertation am Lehrstuhl für angewandte Geologie, Universität Karlsruhe (TH), [Elektronische Ressource, Universitätsbibliothek Univ. Karlsruhe (TH)].
- Körstgens, V.; Flemming, H. C.; Wingender, J.; Borchard, W. (2001): Influence of calcium ions on the mechanical properties of a model biofilm of mucoid *Pseudomonas aeruginosa*. In: *Water Science and Technology*, Jg. 43, H. 6, S. 49-57.
- Kunst, S.; Flasche, K. (1995): Untersuchungen zur Betriebssicherheit und Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen mit besonderer Berücksichtigung der bewachsenen Bodenfilter. Abschlußbericht. Inst. Für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Univ. Hannover:
- Kuntze, H. (1982): Iron clogging in soil and pipes, analysis and treatment. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). (Hg.). Bulletin 10. Hamburg: Paul, Parey.
- Langergraber, G.; Simunek, J. (2005): Modeling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. In: *Vadose Zone Journal*, Jg. 4, H. 4, S. 924-938.
- LfU Baden-Württemberg (2002): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. 2. überarb. Aufl. Karlsruhe: LfU.

- Liebig, J. von (1862): Einleitung in die Naturgesetze des Feldbaues. Braunschweig: Vieweg.
- Lompe, D. (1992): Kinetik und Reaktionstechnik der biologischen Denitrifikation. Dissertation, TU Berlin. 23.
- Lozada, D. S. de; Vandervivere, P.; Baveye, P.; Zinder, S. (1994): Decrease of the hydraulic conductivity of sand columns by *Methanosarcina barkeri*. In: World Journal of Microbiology & Biotechnology, Jg. 10(3), S. 325–333.
- Luckner, G.; Lützner, K.; Müller, V. (1998): Theoretische Grundlagen zur Bemessung von Pflanzenkläranlagen. In: Dresdner Berichte, H. 12, S. 19–46.
- Maciel, N. M. (2004): Extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) in vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen, Dissertation Fakultät III (Prozesswissenschaften), Technische Universität Berlin.
- Magesan, G. N.; Williamson, J. C.; Yeates, G. W.; Lloyd-Jones, A. R. (2000): Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. In: Bioresource Technology, Jg. 71, H. 1, S. 21–27.
- Mauclaire, L.; Schurmann, A.; Thullner, M.; Gammeter, S.; Zeyer, J. (2004): Sand filtration in a water treatment plant: biological parameters responsible for clogging. In: Journal of Water Supply Research And Technology-Aqua, Jg. 53, H. 2, S. 93–108.
- Meister, E. (2006): Grundpraktikum Physikalische Chemie. Theorie und Experimente. 2. überarb. Aufl. Stuttgart: (UTB, 8329).
- Mitchell, R.; Nevo, Z. (1964): Effect of bacterial polysaccharide accumulation on infiltration of water through sand. In: Applied Microbiology, Jg. 12, H. 3, S. 219–223.
- Mohrlök, U.; Bucker-Gittel, M.; Cata, C.; Jirka, G. H. (2004): Assessment of wastewater impact on groundwater by hydraulic soil investigations. In: Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, Jg. 32, H. 4-5, S. 328–335.
- Müller, V.; Lützner, K. (1999): Zur Verstopfungssicherheit von Pflanzenkläranlagen. In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, H. 5, S. 701–716.
- MUNLV (2003): Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. 1. Aufl. Düsseldorf: Ministerium für Umwelt und Naturschutz Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Nielsen, P. H. (1999): Extraction of EPS. In: Wingender, J.; Neu, T. R.; Flemming, H. C. (Hg.): Microbial extracellular polymeric substances. Characterization, structure and function. Berlin: Springer, S. 49–72.
- Okabe, S.; Hiratia, K.; Ozawa, Y.; Watanabe, Y. (1996): Spatial microbial distributions of nitrifiers and heterotrophs in mixed-population biofilms. In: Biotechnology and Bioengineering, Jg. 50, H. 1, S. 24–35.

-
- Okubo, T.; Matsumoto, J. (1979): Effect of infiltration-rate on biological clogging and water-quality changes during artificial recharge. In: *Water Resources Research*, Jg. 15, H. 6, S. 1536–1542.
- Okubo, T.; Matsumoto, J. (1983): Biological clogging of sand and changes of organic-constituents during artificial recharge. In: *Water Research*, Jg. 17, H. 7, S. 813–821.
- Or, D.; Smets, B. F.; Wraith, J. M.; Dechesne, A.; Friedman, S. P. (2007/0): Physical constraints affecting bacterial habitats and activity in unsaturated porous media - a review. *Biological processes in porous media: From the pore scale to the field*. In: *Advances in Water Resources*, Jg. 30, H. 6-7, S. 1505–1527.
- Osterkamp, K. (2004): *Wassertransport in Kapillarsperren. Markierungsversuche im Labormaßstab*. Dissertation, LMU München: Fakultät für Geowissenschaften.
- Otis, R. J. (1985): Soil clogging: Mechanisms and control. Proc. of the fourth national symposium on individual and small communities sewage systems, 10.-11.12.1984. New Orleans, Americ. soc. agric. eng., St. Joseph, Michigan.
- Platzer, C.; Mauch, K. (1997): Soil clogging in vertical flow reed beds - mechanisms, parameters, consequences andsolutions. In: *Water Science and Technology*, Jg. 35, H. 5, S. 175–181.
- Platzer, C. (1998): *Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen*. Berlin: TU FG Siedlungswasserwirtschaft Sekr. KF 7 (Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft).
- Presens – PrecisionSensing GmbH (2006): *Instruction Manual Fibox 3 - Fiber-optic Oxygen meter*. Online verfügbar unter http://www.presens.de/fileadmin/user_upload/downloads/manuals/FB3_PSt3_UM02.pdf
- Rauch-Williams, T.; Drewes, J. E. (2006): Using soil biomass as an indicator for the biological removal of effluent-derived organic carbon during soil infiltration. In: *Water Research*, Jg. 40, H. 5, S. 961–968.
- Reddi, L. N.; Ming, X.; Hajra, M. G.; Lee, I. M. (2000): Permeability reduction of soil filters due to physical clogging. In: *Journal of Geotechnical And Geoenvironmental Engineering*, Jg. 126, H. 3, S. 236–246.
- Rehm, H. J.; Reed, G. (1999): *Environmental processes 1, wastewater treatment*. 2. completely rev. ed. Weinheim, New York: VCH (Biotechnology, 11a).
- Rettinger, S. (1991): *Wasser- und Stoffdynamik bei der Abwasserperkolatation*. München: Gesellschaft zur Förderung d. Lehrstuhls für Wassergütewirtschaft u. Gesundheitsingenieurwesen d. Techn. Univ. (Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen).
- Richter, J. (1986): *Der Boden als Reaktor. Modelle für Prozesse im Boden*; 10 Tab. Stuttgart: Enke.

-
- Rieckermann, J.; Gujer, W. (2002): Quantifying exfiltration from leaky sewers with artificial tracers. 16th EJSW: Real Time Control of Urban Drainage Systems, Milo, Etna Mountain, Italy.
- Rinck-Pfeiffer, S.; Ragusa, S.; Sztajn bok, P.; Vandavelde, T. (2000): Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. In: *Water Research*, Jg. 34, H. 7, S. 2110–2118.
- Rittmann, B. E. (1993): The significance of biofilms in porous-media. In: *Water Resources Research*, Jg. 29, H. 7, S. 2195–2202.
- Rodgers, M.; Mulqueen, J.; Healy, M. G. (2004): Surface clogging in an intermittent stratified sand filter. In: *Soil Science Society of America Journal*, Jg. 68, H. 6, S. 1827–1832.
- Rueedi, J.; Cronin, A. A.; Morris, B. L. (2005): Estimating sewer leakage using hydrochemical sampling of multilevel piezometers. Submitted at *Water Resources Research*.
- Savric, I. (2001): Einflussfaktoren auf die Bindung und Mobilität organischer und anorganischer Stoffe in kontaminierten Rieselfeldböden. Diss., Techn. Univ. Berlin
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P.; Blume, H. P.; (2008): Scheffer-Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl., [Nachdr.] /. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl. (Spektrum-Lehrbuch).
- Schreiner, Horst (1982): Stofftausch zwischen Sediment und Wasserkörper in gestauten Fliessgewässern. Darmstadt: Verein z. Förderung d. Inst. für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung u. Raumplanung d. TH Darmstadt (Schriftenreihe WAR), Bd. 15.
- Schwager, A.; Boller, M. (1997): Transport phenomena in intermittent filters. 9 Pergamon-Elsevier Science Ltd. In: *Water Science and Technology*, Jg. 35, H. 6, S. 13–20.
- Schwarz, M.; Fuchs, S.; Hahn, H. H. (2003): Mikrobielle Kolmation und Dekolmation. In: *Wasser und Abfall*, S. 20–23.
- Schwarz, M. (2004): Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern. Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe: ISWW (Schriftenreihe des ISWW, 116).
- Seeger, H. (1999): The history of German waste water treatment. In: *European Water Management*, Jg. 2, H. 4, S. 51–56.
- Seidel, K (1956): Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen. In: *Garten und Landschaft*, Jg. 1, S. 9–17.
- Seidel, K. (1965): Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld, vol. II. Hydrobotanische Reinigungsmethode. *GWF Wasser/Abwasser*, 831–833.

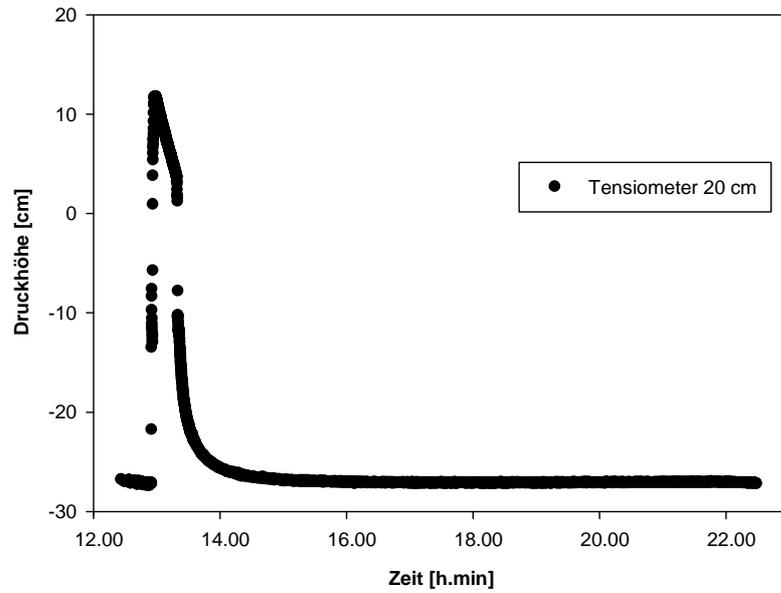
- Seidel, K. (1966): Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. In: Naturwissenschaften, Jg. 53, H. 12, S. 289–297.
- Seifert, D.; Engesgaard, P. (2007): Use of tracer tests to investigate changes in flow and transport properties due to bioclogging of porous media. In: Journal of Contaminant Hydrology, Jg. 93, H. 1-4, S. 58–71.
- Seki, K.; Miyazaki, T.; Nakano, M. (1998): Effects of microorganisms on hydraulic conductivity decrease in infiltration. In: European Journal of Soil Science, Jg. 49, H. 2, S. 231–236.
- Sengewein, H. (1989): Das Sauerstoff-Belebungsverfahren. Abwasserreinigung mit reinem Sauerstoff. 1. Aufl. Sankt Augustin: Academia-Verl. Richarz.
- Shaw, J. C.; Bramhill, B.; Wardlaw, N. C.; Costerton, J. W. (1985): Bacterial fouling in a model core system. In: Applied and Environmental Microbiology, Jg. 49, H. 3, S. 693–701.
- Simson, J. von (1983): Kanalisation und Städtehygiene im 19. Jahrhundert. Düsseldorf: VDI-Verl. (Technikgeschichte in Einzeldarstellungen, 39).
- Siriwardene, N. R.; Deletic, A.; Fletcher, T. D. (2007): Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: Insights from a laboratory study. In: Water Research, Jg. 41, H. 7, S. 1433–1440.
- Sposito, G. (1998): Bodenchemie. Stuttgart: Enke.
- Spychala, M.; Blazejewski, R. (2003): Sand filter clogging by septic tank effluent. In: Water Science and Technology, Jg. 48, H. 11-12, S. 153–159.
- Staudt, C.; Horn, H.; Hempel, D. C.; Neu, T. R. (2004): Volumetric measurements of bacterial cells and extracellular polymeric substance glycoconjugates in biofilms. In: Biotechnology and Bioengineering, Jg. 88, H. 5, S. 585–592.
- Stoodley, P.; Jacobsen, A.; Dunsmore, B. C.; Purevdorj, B.; Wilson, S.; Lappin-Scott, H. M.; Costerton, J. W. (2001): The influence of fluid shear and $AlCl_3$ on the material properties of *Pseudomonas aeruginosa* PAO1 and *Desulfovibrio* sp. EX265 biofilms. In: Water Science and Technology, Jg. 43, H. 6, S. 113–120.
- Sutherland, I. W. (1977): Bacterial exopolysaccharides - their nature and production. In: Sutherland, Ian W. (Hg.): Surface carbohydrates of the prokaryotic cell. London: Acad. Press, S. 27–96.
- Taylor, S. W.; Milly, P. C. D.; Jaffe, P. R. (1990): Biofilm growth and the related changes in the physical-properties of a porous-medium. 2. Permeability. In: Water Resources Research, Jg. 26, H. 9, S. 2161–2169.
- Teschner, K. (2004): Untersuchungen über Prozesse der Kolmation von vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen. DFG-Abschlussbericht; Geschäftszeichen He 1350/ 7-1 und 7-2.
- Thorwirth, W. (1863): Über Canalisierung grosser Städte in ihrem Einflusse auf die gesundheitlichen und volkswirtschaftlichen Zustände der Bevölkerung : mit spezieller Berücksichtigung der Verhältnisse Berlin's. Berlin.

-
- Thullner, M.; Mauclaire, L.; Schroth, M. H.; Kinzelbach, W.; Zeyer, J. (2002a): Interaction between water flow and spatial distribution of microbial growth in a two-dimensional flow field in saturated porous media. In: *Journal of Contaminant Hydrology*, Jg. 58, H. 3-4, S. 169–189.
- Thullner, M.; Zeyer, J.; Kinzelbach, W. (2002b): Influence of microbial growth on hydraulic properties of pore networks. In: *Transport in Porous Media*, Jg. 49, H. 1, S. 99–122.
- Tiedemann, J. E. (1867): Bericht der technischen Commission des Altonaer Industrie-Vereins über die Siele. Verlesen am 10 Mai 1867. Altona
- Turković, R. (2005): Einfluss der Biomasseverteilung auf Reinigungsleistung und Kolmation in abwasserbeschickten Sandsäulen. Tagungsband Wasserchemische Gesellschaft (GDCh), 71. Jahrestagung 2005, 2.-4. Mai 2005, Bad Mergentheim
- Turković, R.; Roddewig, J.; Fuchs, S.; Hahn, H. H. (2006): Prozesse der Selbstabdichtung - Ursachen, Dynamik, Langzeitverhalten. In: DFG - Forschergruppe "Kanalleckagen": Undichte Kanäle - (k)ein Risiko. Gemeinschaftstagung ; 11., 12. Oktober 2006, Frankfurt. Hennef: DWA, S. 28–46.
- Vinten, A. J. A.; Mingelgrin, U.; Yaron, B. (1983): The effect of suspended solids in wastewater on soil hydraulic conductivity: II. Vertical distribution of suspended solids. In: *Soil Science*, Jg. 47(3), S. 408–412.
- Virchow, R. (1868): Ueber die Kanalisation von Berlin. Gutachten der Kgl. wissenschaftl. Deputat. f. d. Medicinalwesen nebst e. Nachtrag ; mit zusätzl. Bemerk. Berlin: Hirschwald.
- Vogel, S. (1995): Untersuchungen zum Bodenluftaushalt in vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, FG Siedlungswasserwirtschaft.
- Vollertsen, J.; Hvitved-Jacobsen, T. (2003): Exfiltration from gravity sewers: a pilot scale study. In: *Water Science and Technology*, Jg. 47, H. 4, S. 69–76.
- Vymazal, J. (2007): Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Contaminants in natural and constructed wetlands: Pollutant dynamics and control - wetland pollution and control Special Issue. In: *Science of the Total Environment*, Jg. 380, H. 1-3, S. 48–65.
- Wäsche, S.; Horn, H.; Hempel, D. C. (2002): Influence of growth conditions on biofilm development and mass transfer at the bulk/biofilm interface. In: *Water Research*, Jg. 36, H. 19, S. 4775–4784.
- Wiesmann, U. (1994): Biological nitrogen removal from wastewater. In: *Adv. In Biochemical Engineering, Biotechnology*, Vol. 51. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg
- Wijeyekoon, S.; Mino, T.; Satoh, H.; Matsuo, T. (2004): Effects of substrate loading rate on biofilm structure. In: *Water Research*, Jg. 38, H. 10, S. 2479–2488.

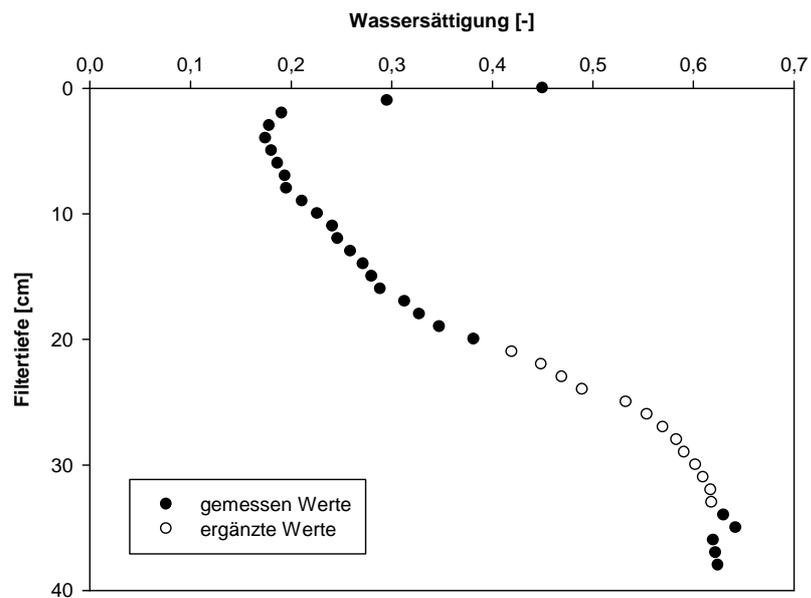
-
- Wild, A. (1995): Umweltorientierte Bodenkunde. Eine Einführung. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl. (Spektrum-Lehrbuch).
- Winter, K. J.; Goetz, D. (2003): The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. In: *Water Science and Technology*, Jg. 48, H. 5, S. 9–14.
- Wolf, L.; Hoetzel, H. (2006): Upscaling of laboratory results on sewer leakage and associated uncertainty. Balkema. Rotterdam.
- Wolf, L. (2006): Influence of leaky sewer systems on groundwater resources beneath the City of Rastatt, Germany. Dissertation am Lehrstuhl für angewandte Geologie, Universität Karlsruhe (TH), [Elektronische Ressource, Universitätsbibliothek Univ. Karlsruhe (TH)].
- Wozniak, R. (2008): Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern. Kaiserslautern: TU Kaiserslautern (Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern; 24).
- Wu, J.; Gui, S.; Stahl, P.; and Zhang, R. (1997): Experimental study on reduction of soil hydraulic conductivity by enhanced biomass growth. In: *Soil Science*, Jg. 162(10), S. 741–748.

Anhang

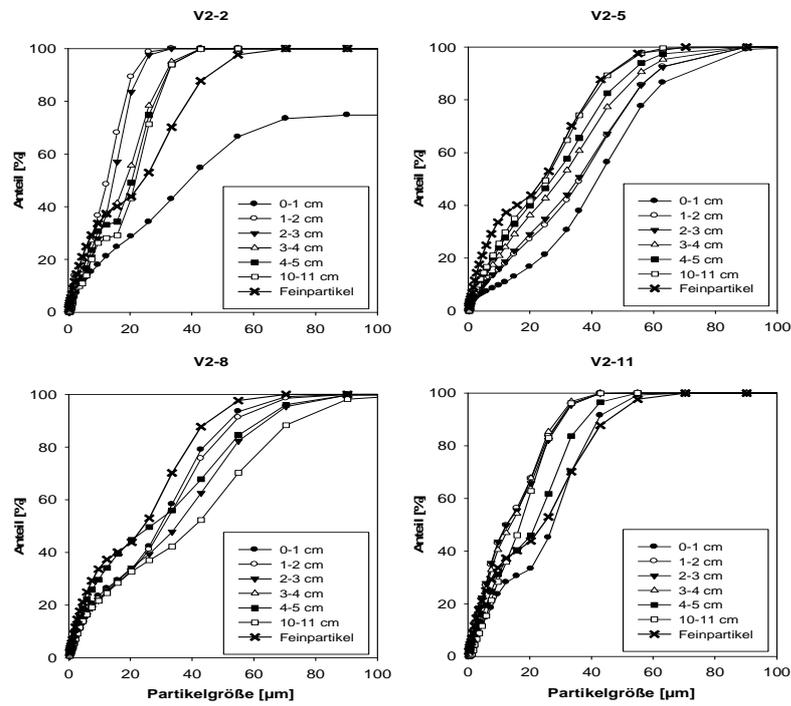
A.1 Tensiometermessung Vorversuch Versuchsreihe 3



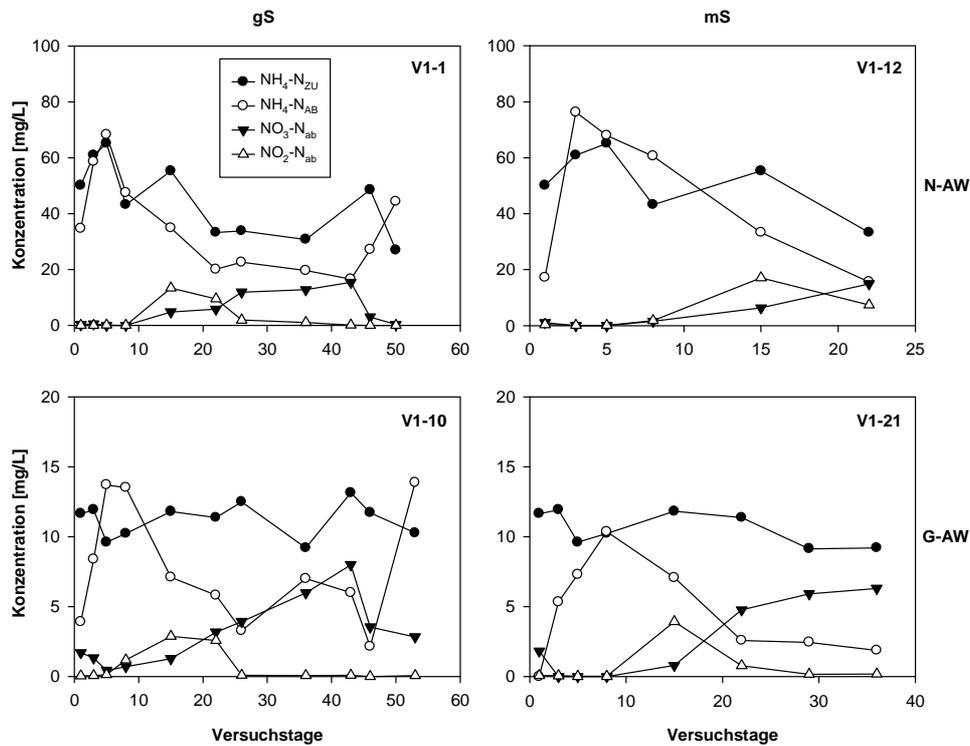
A.2 Wassersättigung VT 137 Versuchsreihe 3

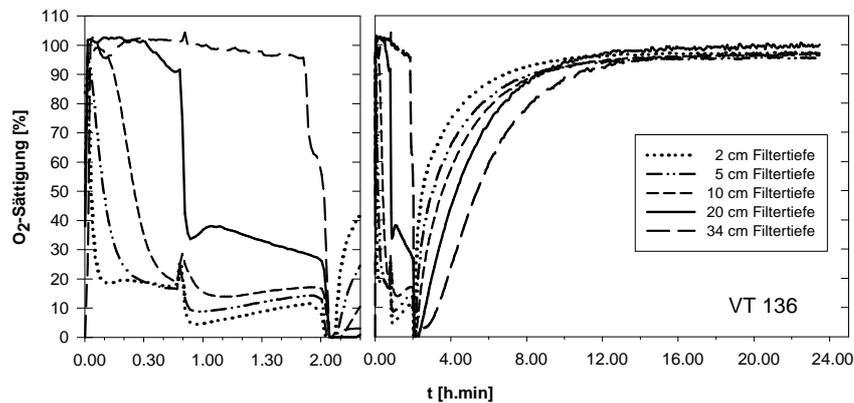
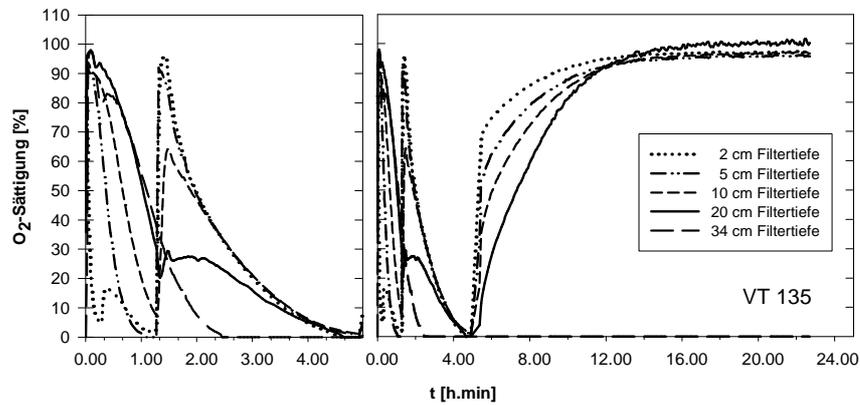
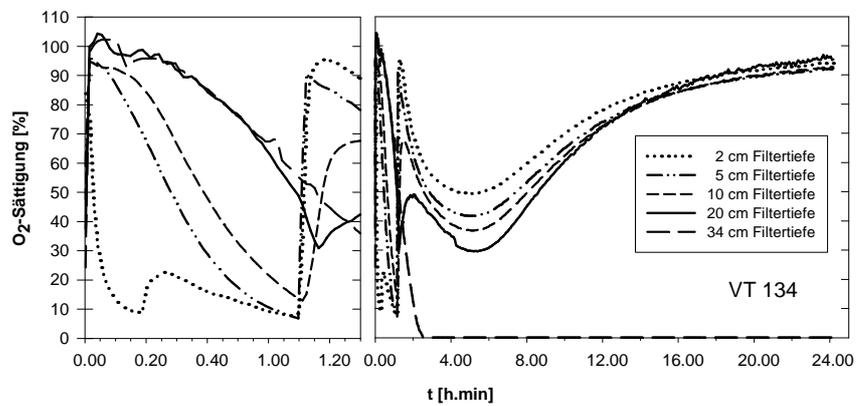
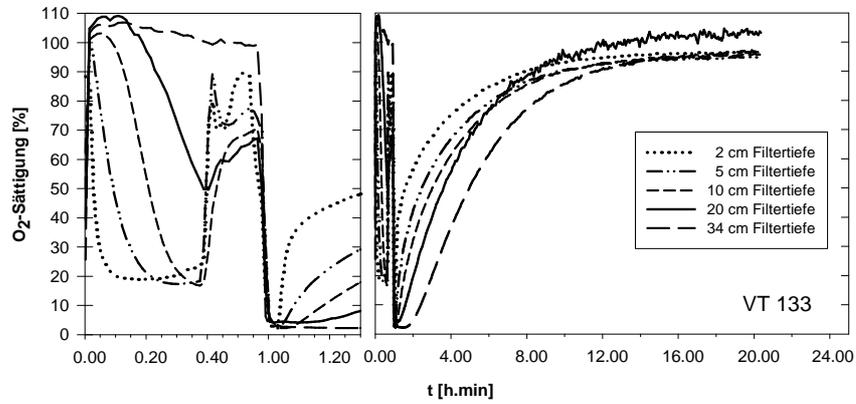


A.3 Partikelgrößenverteilung für niedrig belastete Azid und Glucose Säulen

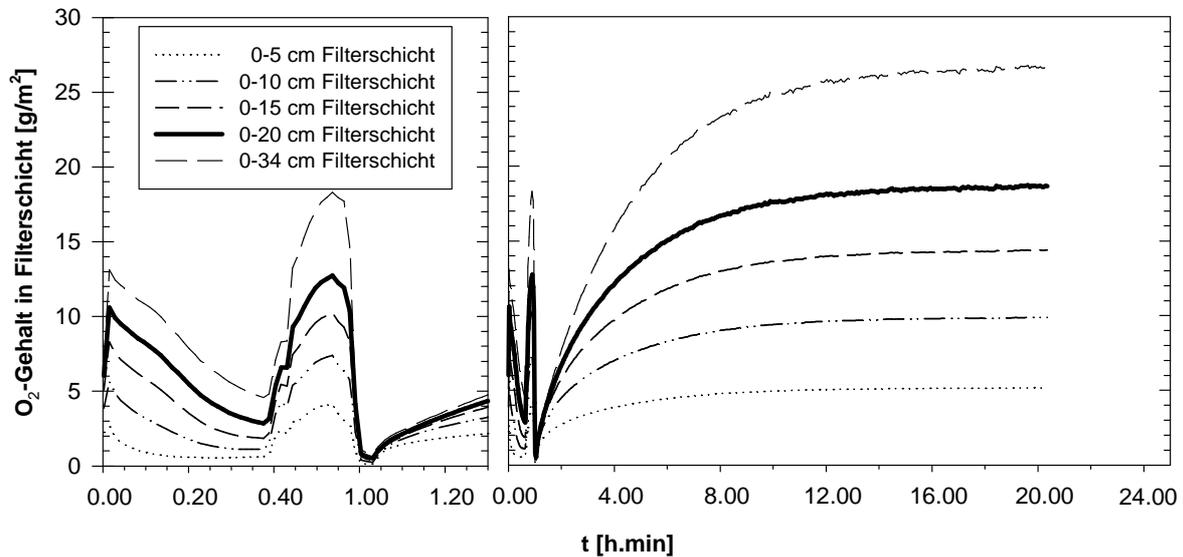


A.4 Verlauf der Nitrifikation in den niedrig belasteten Säulen der Versuchsreihe 1

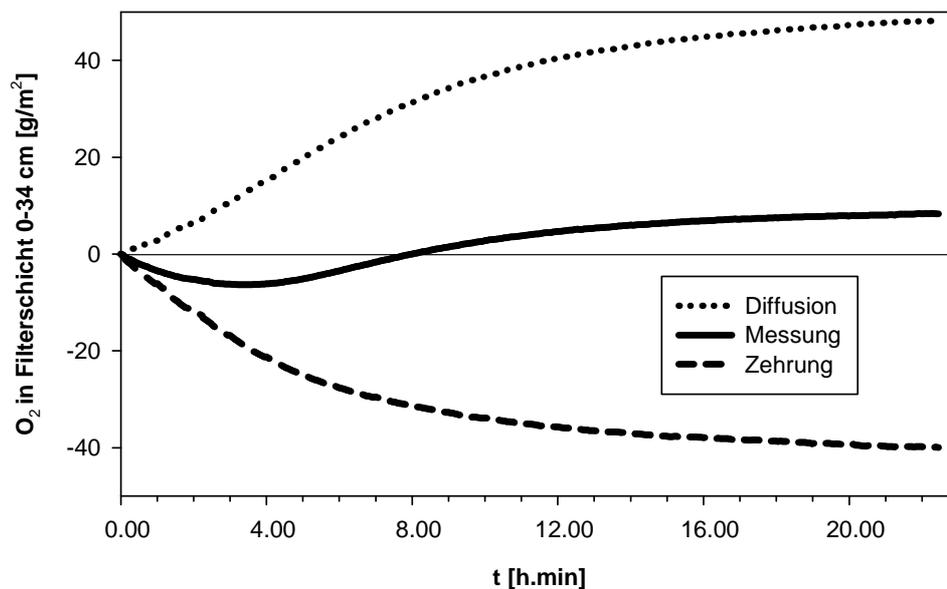


A.5 O₂-Sättigungen der Versuchstage 133, 134, 135 und 136

A.6 Sauerstoffentwicklung ohne mikrobiellen Abbau an Versuchstag 133 der Versuchsreihe 3



A.7 Versuchsreihe 3 VT 134: Zehrungs- und Diffusionsverhalten während der Wiederbelüftungsphase für Filterschicht 0-34 cm (Werte auf 1 m² bezogen). Werte „Messung“ sind auf Grundlage der Messung 0-20 cm (0-20 cm*1,4) ermittelt.



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. Verfahrensstechnisches 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 (Eigenverlags 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-/Flockungskemikalien. 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 - Kanalisaton. 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 Siedhautuntersuchungen. 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 (in Vorbereitung)
- [123] HAHN, H.H.; HOFFMANN, E.; BLANK, A.: Abwasserproblemstoffe – Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [124] KPONGBEGNA, 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(in Vorbereitung).
- [126] DUTTA, S.: Mathematical Modeling of the Performance of a 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] FUCH,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)

Bestellanschrift:

Universität Karlsruhe (TH)

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung

Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

BIBLIOTHEK, Abteilung: Schriftenreihe

Adenauerring 20

76131 Karlsruhe

Tel.: 0721/608-2457, Fax: 0721/607151, e-mail: kaupa@iwg.uka.de